Die approbierte Originalversion dieser Diplom-/Masterarbeit ist an der Hauptbibliothek der Technischen Universität Wien aufgestellt (http://www.ub.tuwien.ac.at).

The approved original version of this diploma or master thesis is available at the main library of the Vienna University of Technology (http://www.ub.tuwien.ac.at/englweb/).

DIPLOMARBEIT

Master`s Thesis

"Ausgewählte Stoffflüsse von Deponien über mehrere Zeitskalen unter besonderer Berücksichtigung von Erosionsprozessen"

ausgeführt zum Zwecke der Erlangung des akademischen Grades einer Diplom-Ingenieurin

unter der Leitung von

o. univ. Prof. Dr. Paul H. Brunner

Univ.Ass. Dr. Johann Fellner

E 226

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft

Abteilung Abfallwirtschaft

eingereicht an der Technischen Universität Wien

Fakultät für Bauingenieurwesen

von

Krizek Elena

MNr. 0327615

Uhlandgasse 2/2/14

1100 Wien

Wien, August 2009

Danksagung

Zu Beginn dieser Arbeit möchte ich mich bei all jenen bedanken, die mich während meines Studiums unterstützt haben.
Besonders möchte ich mich bei Herrn Univ. Prof. Dipl.-Ing. Dr. Paul Brunner bedanken, der mir das Erstellen dieser Diplomarbeit ermöglicht hat.
Großen Dank schulde ich auch Herrn Dipl.-Ing. Dr. Johann Fellner für seine hervorragende Betreuung und Unterstützung bei der Erstellung dieser Arbeit.
Schließlich möchte ich mich bei dieser Gelegenheit auch bei meiner Familie für die Unterstützung bedanken.

Kurzfassung

In dieser Arbeit werden unterschiedliche Emissionsprozesse von Hausmülldeponien über mehrere Zeitskalen modelliert. Im Detail wurde dabei das Verhalten von Kohlenstoff, Chlor und Cadmium untersucht. Neben dem biochemischem Abbau und der Auswaschung von löslichen Stoffen wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit erstmals auch Emissionen infolge von Wind- und Wassererosion berücksichtigt. Die dabei verwendeten Methoden beruhen auf Erosionsmodellen aus der Bodenphysik.

Als Modelldeponie diente die Hausmüllversuchsdeponie Breitenau, wobei deren Geometrie verändert wurde: Um Erosionsprozesse berücksichtigen zu können wurde die Grubendeponie Breitenau als gleich große Haldendeponie angenommen. Das langfristige Deponieverhalten wurde anhand mehrerer Szenarien abgeschätzt. Unter anderem wurde analysiert, wie sich die Heterogenität des Deponiekörpers auf die Langzeitemissionen auswirkt, ebenso wurde der Einfluss der Deponiegeometrie und des Deponiestandortes auf die Erosionsprozesse untersucht.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Erosionsprozesse und damit langfristige Emissionen viel mehr von der Geometrie und dem Standort als von der Heterogenität der Ablagerung abhängen. Ein Vergleich der unterschiedlichen Emissionen lässt erkennen, dass langfristig Erosionsprozesse den größten Einfluss auf den Austrag der gewählten Stoffe haben. Um die Umweltrelevanz der Deponieemissionen beurteilen zu können, wurden sie den geogenen Stoffflüssen am Standort gegenübergestellt. Die dabei erhaltenen Ergebnisse weisen daraufhin, dass sowohl die Deponieemissionen infolge der Winderosion als auch die Sickerwasseremissionen kleiner als die geogenen Stoffflüsse am Standort sind. Eine Ausnahme dabei bilden die Kohlenstoffemissionen über den Sickerwasserpfad, die nahezu 2 Größenordnungen über den „natürlichen“ Flüssen des Grundwassers liegen.

Summary

This thesis presents emission process of municipal waste landfills concerning different time scales. For this purpose were studied characteristic of carbon, chlorine, and cadmium.

In addition to the biochemical degradation and the leaching of soluble substances, for the first time were also considered emissions caused by wind and water erosion. Methods used to describe this erosion process are taken from the field of soil physics.

Municipal waste landfill Breitenau has been used as model. In order to be able to analyse processes of erosion, the geometry of landfill was changed. In this investigation landfill has a shape of equal-sized truncated pyramid.

The long-term landfill behaviour was evaluated using several scenarios.

Among many influences these two factors were investigated especially The influence of heterogeneity of material on the long term emissions and the impact of the landfill geometry and the location of landfill on the erosion processes

The evaluation of the results has shown that the most influential factors are the geometry and the location of the landfill. The heterogeneity of the deposit was not relevant.

The long-term erosion processes have the greatest impact on emissions of the examined materials.

To estimate the impact of landfill emissions on environment, these were compared with the flows of the geogenic material on the same location.

These results show that emissions as a result of wind erosion and the leachate emissions of are not so significant compared with geogenic material flow.

Carbon leachate emissions make an exception to the above results. These emissions are almost 2 orders of magnitude higher then natural material flow in groundwater.

Inhaltsverzeichnis

1 Einführung 9

1.1 Problemstellung 9

2 Ziel der Diplomarbeit 10

2.1 Fragestellungen 11

3 Theoretische Grundlagen - Deponieprozesse und Emissionen 11

3.1 Emissionen von Hausmülldeponien 11

3.2 Unterschiede zwischen kurz-, mittel- und langfristigen Emissionen 14

3.3 Bestimmende Deponieprozesse und damit verbundene Emissionen in unterschiedlichen Zeiträumen 16

3.4 Wasserhaushalt von Deponien 19

3.4.1 Allgemeines 19

3.4.2 Wasserhaushaltsmodelle 20

3.4.3 Wasserströmungsmodele 22

3.4.3.1 Dimensionales 2 Bereichsmodell 25

4 Methoden 30

4.1 Methoden zur Beschreibung der Sickerwasseremissionen 31

4.1.1 Methode nach Belevi & Baccini 31

4.1.2 Model nach Kruse 32

4.2 Deponiegasmodelle 33

4.3 Erosionsmodelle 38

4.3.1 Wassererosion 39

4.3.2 Winderosion 47

5 Verwendetes Material 57

5.1 Breitenau Deponiedaten 57

5.2 Beschreibung der Modelldeponie 59

6 Ergebnisse 60

6.1 Kohlenstoffemissionen 60

6.2 Chloremissionen 63

6.3 Cadmiumemissionen 65

7 Szenarienanalyse 67

7.1 Szenario im Bezug auf das Konzept 2 Dimensionalen 2 Bereichsmodells (am Beispiel Cadmiums) 70

7.2 Szenario im Bezug auf die Geometrie der Deponie (am Beispiel Cadmiums) 73

7.3 Szenario im Bezug auf den Standort (am Beispiel Cadmiums) 74

8 Zusammenfassung 76

8.1 Stoffflüsse der Modelldeponie am Beispiel Kohlenstoff, Chlor und Cadmium 76

8.2 Vergleich der Modelldeponieemissionen mit geogenen Stoffflüssen (am Standort Breitenau) 80

8.2.1 Vergleich der Winderosion- Emissionen der Modelldeponie mit dem natürlichen Stofftransport (am Beispiel der ausgewählten Stoffe) 80

8.2.2 Vergleich der Deponiesickerwasser-Emissionen mit Stofftransport durch Grundwasser vor Ort (Standort Breietenau) 82

9 LITERATURVERZEICHNISS 86

10 ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS 92

11 ABBILDUNGSVERZEICHNIS 93

12 TABELLENVERZEICHNIS 94

13 ANHANG A-Erosionsraten am Standort Breietenau 95

14 ANHANG B - Emissionen ausgewählter Stoffe 98

14.1 Kohlenstoffemissionen 98

14.1.1 Deponiegasemissionen 98

14.1.2 Sickerwasseremissionen 100

14.1.3 Emissionen infolge von Deponieerosion- erodierter Kohlenstoff 101

14.2 Chloremissionen 102

14.2.1 Deponiegasemissionen-Vinylchlorid 102

14.2.2 Gelöster Chlor nach dem Modell von Belevi & Baccini (1989) 102

14.2.3 Emissionen infolge von Deponieerosion –Erodiertes Chlor 103

14.3 Cadmiumemissionen 104

14.3.1 Gelöstes Cadmium nach dem Modell von Belevi & Baccini (1989) 104

14.3.2 Emissionen infolge von Deponieerosion -Erodiertes Cadmium 105

15 ANHANG C-Szenarien 106

15.1 Das Konzept des 2 Dimensionalen 2 Bereichsmodells am Beispiel Cadmiums 106

15.2 Erodiertes Cadmium -„Szenario I“(viertel der Deponie ist durchgeströmt) 107

15.3 Erodiertes Cadmium-„Szenario II“(zehntel der Deponie ist durchgeströmt) 107

15.4 Szenario „geänderte Geometrie der Deponie„ 108

15.5 Szenario „anderer Standort“ 109

1 Einführung

1.1 Problemstellung

Eine Deponie ist laut AWG 2002: “eine Anlage, die zur langfristigen Ablagerung von Abfällen oberhalb oder unterhalb (d.h. unter Tage) der Erdoberfläche errichtet oder verwendet wird….“.

Die langfristige Ablagerung des Abfalls führt zu Fragen wie sich der Deponiekörper über die Zeit verhält, bzw. wie schaut die Entwicklungstendenz der Emissionen aus?

Die Lebensdauer einer Deponie kann man in folgende Phasen unterteilen: Abfallablagerung, Stilllegungsphase und Nachsorgephase.

In den ersten zwei Phasen bzw. in der aktiven Nachsorgephase, die laut (Döberl et al., 2002) bis zu ein paar Jahrhunderte dauern kann, ist das Deponieverhalten relativ bekannt.

In der Literatur findet man Gas- bzw. Sickerwasseremissionsdaten einer Vielzahl von Deponien, die sich in der aktiven Nachsorgephase befinden (Krümpelbeck, 2000).

Darauf basieren die Prognosen des Deponieverhaltens, die sich auf einen maximalen Zeitraum von ein paar Hundert Jahren nach der Deponieschließung beschränken.

Folgende Fragestellungen wurden hingegen bisher kaum beleuchtet:

Wie groß werden die langfristigen Emissionen einer Hausmülldeponie sein?

Was passiert mit dem Deponiekörper nach mehreren Jahrhunderten oder Jahrtausenden?

Prognosen, welche sich mit den langfristigen Emissionen befassen, findet man in der Literatur selten und wenn, dann beziehen sich diese Prognosen zumeist nur auf Deponiesickerwasser.

Wie groß der Einfluss der geologischen Prozesse auf das langfristige Verhalten einer Hausmülldeponie ist, bleibt bisher hingegen weitgehend unbeantwortet.

Döberl (2004) schlägt ein Diagramm vor, das zeigt, dass die geologischen Prozesse, d.h. Erosion und Verwitterung, bei sehr langen Zeiträumen die größte Bedeutung für den Stoffumsatz haben.

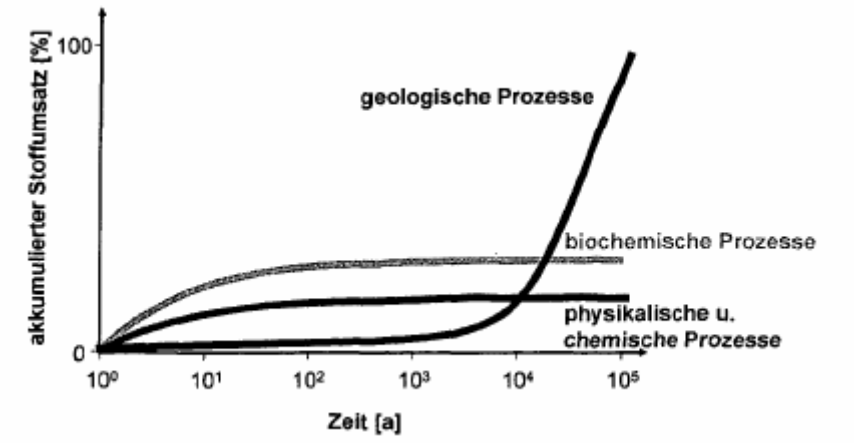


Abbildung 1:akkumulierter Stoffumsatz verschiedener Prozesse im Laufe der Zeit (Döberl 2004)

2 Ziel der Diplomarbeit

Ziel dieser Arbeit ist die Abschätzung langfristiger Deponieemissionen, wobei insbesondere die Relevanz von Erosionsprozessen untersucht werden soll.

Zu diesem Zweck wurden in dieser Arbeit drei bestimmte Stoffe ausgewählt und zwar Kohlenstoff (C), Chlor (Cl) und Cadmium (Cd).
Kohlenstoff befindet sich im Output in allen drei Formen, nämlich als Deponiegas, gelöst im Sickerwasser und in partikulärer Form (durch Erosionsprozesse).
Dabei spielt der Kohlenstoff, als Bestandteil des Deponiegases eine große Rolle bei den kurzfristigen Emissionen.
Wie groß die Rolle des Kohlenstoffs bei langfristigen Prozessen ist, wird in dieser Arbeit gezeigt.
Das Chlor wurde als Stellvertreter leicht löslicher Stoffe ausgesucht.
In der Literatur wurde Chlor immer im Zusammenhang mit dem Sickerwasser untersucht.
In dieser Arbeit wird auch der Output des schwer löslichen Chlors und Chlors in der Gasform betrachtet (als Vinylchlorid).
Als Stellvertreter für Schwermetalle wurde Cadmium ausgesucht.

Mehreren Szenarien wurden entwickelt um das langfristige Deponieverhalten zu untersuchen.

Es wurde analysiert, ob und wie sich eventuelle Änderung der Deponiedurchlässigkeit (Konzept des 2 Dimensionalen 2 Bereichsmodells) auf das Langzeitverhalten auswirkt.
Zur diesem Zweck wurden die wichtigsten Komponenten des Deponiewasserhaushalts erklärt.
Desweiteren wurde, im Rahmen der Szenarienanalyse, untersucht wie eine geänderte Geometrie der Deponie bzw. ein anderer Standort, die Erosionsrate beeinflussen.

2.1 Fragestellungen

Inwiefern stellt eine Hausmülldeponie in weiter Zukunft ein Risiko für die Umwelt dar?
Wie groß sind die kurz-, mittel- und langfristigen Emissionsfrachten ausgewählter Stoffe (von Hausmülldeponien)?
Spielen die geologischen Prozesse bei den Langzeitemissionen eine Rolle?
Bei welchem der ausgewählten Stoffe sind die durch geologische Prozesse verursachten Emissionen am gößten ?

3 Theoretische Grundlagen - Deponieprozesse und Emissionen

3.1 Emissionen von Hausmülldeponien

Eine Hausmülldeponie kann sich in fünf verschiedenen Abbauphasen befinden.
Jede dieser Phasen ist mit spezifischen Prozessen verbunden, die durch entsprechende Emissionen gekennzeichnet werden.
Die erste Phase ist eine kurze aerobe Phase, in die organische Substanzen des Abfalls in Kohlendioxid und Wasser umwandelt wird.
Die zweite Phase ist erste anaerobe Phase. In dieser Phase entstehen organische Säuren und Kohlendioxid. Schwermetalle werden aufgrund des niedrigen pH Wertes verstärkt freigesetzt.
Die dritte Phase ist durch Methan- und Schwefelwasserstoffbildung gekennzeichnet. Gleichzeitig nimmt die Löslichkeit der Schwermetalle ab (Anstieg des pH Wertes).
In der vierten Phase erfolgt eine Stabilisierung der Methanproduktion.
In der letzten, der fünften Phase bleiben nur noch schwer abbaubare organische Substanzen übrig.

Die Tabelle 1 (Stegmann & Spendlin 1987), zitiert in (Döberl 2004), zeigt mittlere, maximale und zulässige Konzentrationen ausgewählter Stoffe im Sickerwasser von Hausmülldeponien, die sich in der Sauren - und Methanphase befinden.
Es ist deutlich zu erkennen, dass sowohl in der Sauren- als auch in der Methanphase umweltrelevante Emissionen existieren.
BSB_5 und CSB zeigen deutlich höhere Werte, als es nach der AEV zulässig ist.

		Saure Phase		Methanphase		AEV Deponiesickerwasser (2003)
Parameter	Einheit	Mittelwert	Maximum	Mittelwert	Maximum	
PH		6,1	5,5(Min)	8	8,5	6,5-8,5
BSB_5	[mg/l]	13000	30425	180	383	10
CSB	[mg/l]	22000	38100	3000	4340	50
BSB_5/CSB	[mg/l]	0,58	/	0,06	/	/
Fe	[mg/l]	925	2120	15	29,3	/
Ca	[mg/l]	1300	2480	80	573	/
Mg	[mg/l]	600	1130	250	534	/
Mn	[mg/l]	24	65,5	0,65	1,73	/
Zn	[mg/l]	5,6	68,4	0,64	3,78	0,5
Sr	[mg/l]	7,2	14,7	0,94	7,25	/
SO4	[mg/l]	/	1745	/	884	/

Tabelle 1: Maximale und zulässige Konzentrationen im Sickerwasser von Hausmülldeponien (Stegmann & Spendlin 1987)

Tabelle 2 (Döberl 2004) zeigt typische Sickerwasserkonzentration einer 10 Jahre alten Deponie nach verschiedenen Autoren.
Als Vergleich dazu sind auch die nach AEV und GSwV zulässigen Konzentrationen für die Einführung des Sickerwassers in Fließgewässer dargestellt.

Es ist zu erkennen dass Chlor und Stickstoff über zulässigen Werten liegen.

	Belevi & Baccini (1989)	Riehl-Herwisch et al. (1995)	AEV Deponiesickerwasser (2003)	GSwV
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Organischer Kohlenstoff	750	1000	2	/
Stickstoff	1200	900	NH_3:0,5 NH_4:10	NH_2:0,01 NH_4:0,03
Phosphor	6,8	6	/	PO_4^{3-}:0,18
Schwefel	2,7	k.A	/	SO_4^{2-}40
Chlor	1300	k.A	/	Cl^-:60
Kupfer	0,1	0,1	0,5	0,06
Zink	0,6	0,5	0,5	1,8
Blei	0,07	0,1	0,5	0,03
Cadmium	0,002	k.A	0,1	0,003
Quecksilber	k.A	k.A	0,01	0,001

Tabelle 2: Sickerwasserkonzentration ausgewählter Stoffe aus Haumülldeponien (Döberl 2004)

Ehrig (1989) kommt zu ähnlichen Sickerwasserwerten wie Stegmann & Spendlin (1987).

Die nächsten beiden Tabellen (3 & 4) von Ehrig (1989) zeigen die Sickerwasserzusammensetzungen von Hausmülldeponien in verschiedenen Abbauphasen.

Parameter (Einheit)	Acidogenische (Säure) Fermentation		Metanogenische Fermentation	
	Mittelwert	Intervall	Mittelwert	Intervall
PH	6,1	4,5-7,1	8	7,-9,0
CSB [mg/l]	22000	6000-60000	3000	500-4500
BSB_5 [mg/l]	13000	4000-40000	180	20-550
BSB_5/CSB	0,58	/	0,06	/
Fe [mg/l]	780	20-2100	15	3-280
Ca [mg/l]	1200	Okt.00	60	20-600
Mg [mg/l]	470	50-1150	180	40-350
Mn [mg/l]	25	0,3-65	0,7	0-45
Zn [mg/l]	5	0,1-120	0,6	0,03-4
Sr [mg/l]	7,2	1,1-14,7	0,94	0,3-7,25
SO4 [mg/l]	500	70-1750	80	10-420

Tabelle 3: Parameter des Sickerwassers, die sich durch Abbauprozesse einer Deponie verändern (Ehrig 1989)

Paramter (Einheit)	Mittelwert	Intervall	Parameter (Einheit)	Mittelwert	Interwall
Cl^- [mg/l]	2100	100-5000	P total [mg/l]	6	0,1-30
Na [mg/l]	1350	50-4000	AOX [µg Ci/]	2000	320-3500
K [mg/l]	1100	Okt.00	As [µg/l]	160	5-1600
Alcalinidas [mg/l] CaCO3	6700	300-11500	Cd [µg/l]	6	0,5-140
NH4 [mg/l]	750	30-3000	Co [µg/l]	55	4-950
N - Org [mg/l]	600	10-4250	Ni [µg/l]	200	20-2025
NK[T mg/l]	1250	50-5000	Pb [µg/l]	90	8-1020
NO3 [mg/l]	3	0,1-50,0	Cr [µg/l]	300	30-1600
NO2 [mg/l]	0,5	0-25,0	Cu [µg/l]	80	4-1400
			Hg [µg/l]		

Tabelle 4: Parameter des Sickerwassers, die sich durch Abbauprozesse einer Deponie nicht verändern (Ehrig 1989)

Eine Deponie emittiert neben dem Sickerwasser auch Gas, so genanntes Deponiegas.
Die Hauptbestandteile des Deponiegases sind Methan und Kohlendioxid.
Der Treibhauseffekt des Methans ist 23-mal größer als jener des Kohlendioxids.
Grundsätzlich kann Deponiegas zu Explosionen und Brände führen sowie die Vegetation schädigen.
Relevante Emissionen an Deponiegas entstehen überwiegend in den ersten Jahrzehnten nach Ablagerung des Abfalls.

Wie zu sehen ist, erfüllt eine Hausmülldeponie in manchen ihrer Phasen einige der Ziele des AWG (§1 Abs.1) nicht, z.B. das Gemeinwohlprinzip – „Minimierung schädlicher bzw. nachteiliger Einwirkungen auf Lebewesen u. deren Lebensgrundlage“.

3.2 Unterschiede zwischen kurz-, mittel- und langfristigen Emissionen

Zu den kurzfristigen Emissionen zählen die Emissionen einer Deponie, die bis zu zehn Jahren nach der Abfallablagerung entstehen, (Brunner et al., 2001).
Diese Emissionen sind gut messbar und lassen sich gut untersuchen und dokumentieren.
Durch die Verwendung technischer Maßnahmen wie z.B. Deponiegaserfassung und Sickerwasserreinigung stellen kurzfristige Emissionen keine unmittelbare Gefährdung für die Umwelt dar.

Zu mittelfristigen Emissionen gehören jene Emissionen einer Deponie, welche zwischen zehn Jahren und hundert Jahren nach Deponieabschluss entstehen (Brunner et al., 2001).

Diese Emissionen sind mit Hilfe entwickelter Modelle noch relativ gut abschätzbar.

Theoretisch könnten mittelfristigen Emissionen, ähnlich wie die kurzfristigen Emissionen, durch technische Maßnahmen kontrolliert werden.

Allerdings ist die Lebensdauer technischen Deponieeinrichtungen (z.B. Dichtung) auf 50-100 Jahre begrenzt.

Langfristige Emissionen sind die Emissionen, die zwischen hundert Jahren bis zehntausend Jahren nach der Deponierung entstehen (Brunner et al., 2001).

Diese Emissionen sind schwer abschätzbar.

Wie sich eine Deponie in der Zukunft verhalten wird, hängt von vielen Faktoren ab.

Die wichtigsten Faktoren sind: eingebauter Abfall, Abdichtung, Entgasung, Wasserzufuhr, Klima und Verwitterungsprozesse.

Der wichtigste Unterschied zwischen kurz-, mittel- und langfristigen Emissionen einer Deponie ist die Möglichkeit das Verhalten der Deponie und die damit erbundenen Risken abzuschätzen.

Folgende Tabelle zeigt die abgeschätzte Nachsorgedauer (in Jahren) von Hausmülldeponien, nach verschiedenen Autoren, in Bezug auf unterschiedliche Parameter.

Parameter	Grenzwerte	Belevi Baccini (1989)	Kruse (1994)	Heyer und Stegmann (1997)
Corg		500-1700	/	/
CSB	200 [mg/l]*	/	280	80-360
Nges.	70 [mg/l]*	55-80	/	/
TKN		/	815	120-450
NH4-N		/	/	/
Chlorid	100 [mg/l]*	100-150	210	90-250
AOX	0,5 [mg/l]*	/	/	30-120
Schwermetalle	0,1-2 [mg/l]*	/	/	/

*Anhang 51 der Rahmen-Abwasser VwV,Schweizer Verordnung

Tabelle 5:Nachsorgedauer bei Hausmülldeponien (Krümpelbeck, 2000)

3.3 Bestimmende Deponieprozesse und damit verbundene Emissionen in unterschiedlichen Zeiträumen

Jede Phase einer Deponie ist durch verschiedene Prozesse charakterisiert.
Man unterscheidet zwischen:

1. Kurzfristigen Prozesse
2. Mittelfristigen Prozesse
3. Langfristigen Prozesse

Unter kurzfristigen Prozessen werden physikalische, biochemische und geotechnische Prozesse verstanden.
Zu mittelfristigen Prozessen gehören chemische und gewisse geochemische Prozesse.
Unter langfristigen Prozessen werden geochemische und geologische Prozesse verstanden.
Zu den biochemischen Prozessen gehören aerobe und anaerobe Abbauprozesse.
Solange innerhalb einer Deponie Sauerstoff zur Verfügung ist, erfolgen innerhalb dieser Deponie Oxidationsprozesse.
Organische Substanzen werden mit Hilfe von Sauerstoff in Kohlendioxid und Wasser umgewandelt. Gleichzeitig wird Energie freigesetzt.
Vereinfacht wird das mit der Oxidation von Glukose dargestellt:

$$C_6H_{12}O_6 + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O$$

Wenn kein Sauerstoff mehr zur Verfügung steht, erfolgen innerhalb einer Deponie Abbauprozesse.
Anaerobe Prozesse sind die wesentlichen Prozesse einer Deponie und verlaufen in drei Schritten (Hydrolyse, Saure Gärung, Instabile und stabile Methanphase, sieh auch 3.1).

Nach Jahrhunderten entsteht wieder die aerobe Phase.

Der wichtigste physikalische Prozess, der innerhalb einer Deponie stattfindet, ist die Auswaschung von Salzen.

Die wichtigsten chemischen Prozesse sind Redox Reaktionen.
Als mittelfristige geochemische Prozesse gelten die Phasenumwandlungsprozesse (anorgan.Deponien). Zu langfristigen geochemischen Prozessen einer Deponie gehört die Verwitterung von Mineralien.

Die oben beschriebenen drei Schritte der anaeroben Prozesse sind in den Abbildungen detaillierter unterteilt als:

Phase I - Hydrolyse
Phase II - Phase der Versäuerung
Phase III - Phase der Methanbildung
Phase IV - Stabile Methanphase
Phase V – Aerobe Ausklingphase der Methanproduktion

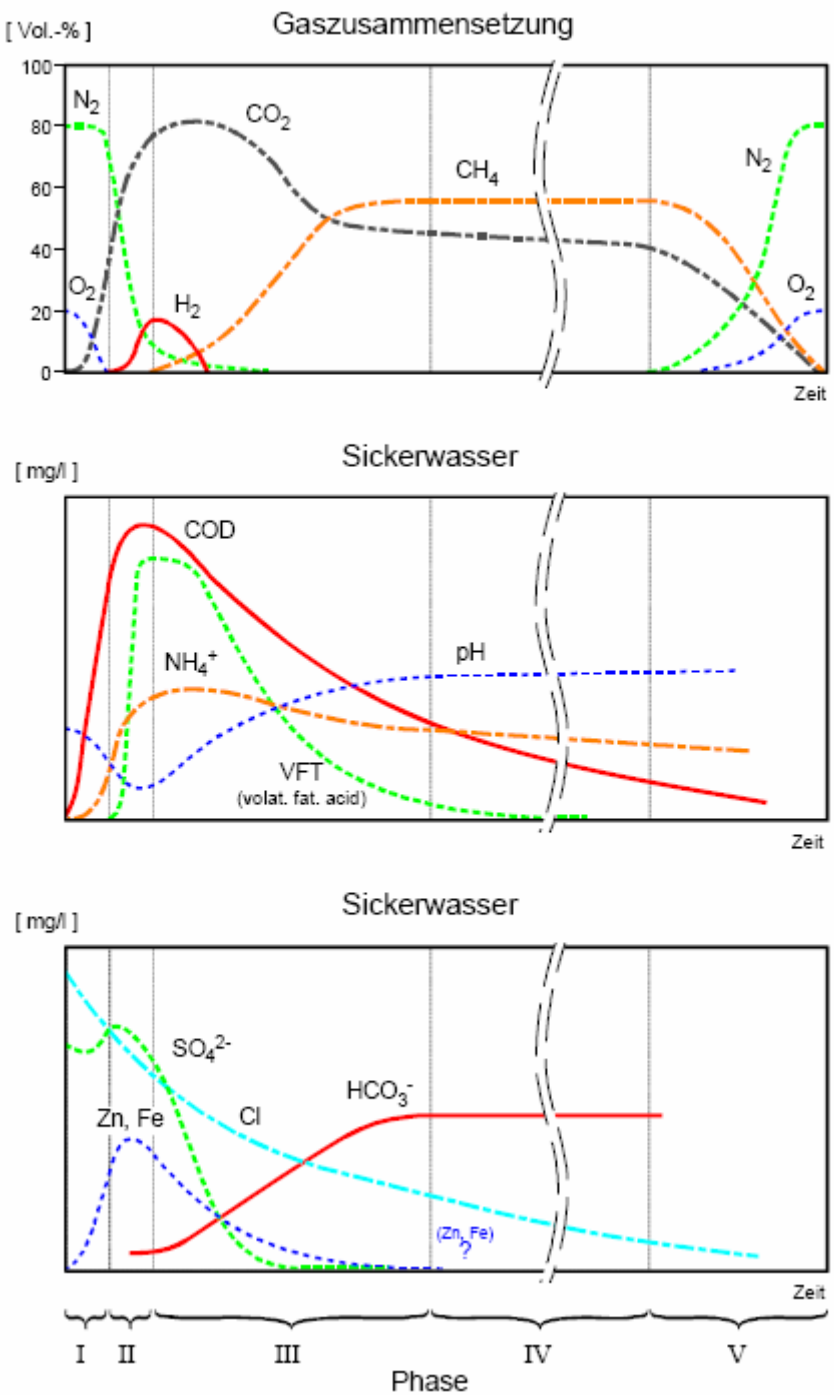


Abbildung 2: Emissionen einer Restmülldeponie (Farquhar & Rovers,1973)

Es wird beobachtet, dass in der sauren Phase (Phase II) COD bzw. CSB und BSB ihre größten Konzentrationswerte erreichen.

In der Methanphase (Phase IV) werden organische Säuren in CH_4 und CO_2 umgewandelt.

Dadurch wies COD eine Konzentration auf, was bedeutet dass die meisten organischen Substanzen schon abgebaut sind.

Unter langfristigen Prozessen in einer Deponie versteht man geochemische und geologische Prozesse.
Die wichtigsten geologischen Prozesse sind Verwitterung und Erosion.
Das sind sehr langsame Prozesse und dadurch sehr schwer kontrollierbar.

3.4 Wasserhaushalt von Deponien

Ein wesentlicher Einflussfaktor für das Emissionsverhalten von Deponien ist der Wasserhaushalt.

3.4.1 Allgemeines

Hydraulische Leitfähigkeit

Hydraulische Leitfähigkeit ist auch als Wasserdurchlässigkeit und Wasserleitfähigkeit bekannt.
Der Begriff beschreibt den Widerstand, mit welchem sich ein Boden, oder anderes poröses Medium, dem fließenden Wasser widersetzt und zeigt die Menge des Wassers die bei gegebenem Druckgefälle transportieren werden kann.
Die hydraulische Leitfähigkeit hängt von Porosität, Korngröße und Kornverteilung des Bodens ab. Da sich die Kontinuität der Bodenparameter ändert ist damit die hydraulische Leitfähigkeit keine konstante Größe.
Unter Annahme einer laminaren Strömung wird die hydraulische Leitfähigkeit mit dem Gesetz von Darcy beschrieben.

Gesetz von Darcy lautet:

kf = (Q [m3/s]) / (J * F [m2]) [m/s]

kf = hydraulische Leitfähigkeit [m/s]
Q = Wassermenge [m3/s]
J = hydraulischer Gradient
F = Fläche [m]

Hydraulische Leitfähigkeit ist für die Beschreibung des Wassertransports und dem daran gekoppelten Stofftransport eine der wichtigsten Größen der Bodenhydrologie.

Porosität

Unter der Porosität eines Bodens wirdder Anteil seiner Hohlräume zu dem gesamten Volumen verstanden.

$n = V_p / V_t = (V_l+V_w) / V_t$

wobei:

n = Porosität

V_p = Volumen aller Hohlräume

V_t = Gesamter Volumen

V_l = Volumenanteil der Luft

V_w = Volumenanteil des Wassers

Unter effektive Porosität wird der Anteil der Hohlräume, innerhalb welcher sich Wasser bewegen kann, verstanden.

$n_{eff} = V_{pverb}/V_t$

wobei:

n_{eff} =effektive Porosität

V_{pverb}= Verbundene Hohlräume

Porosität als physikalischer Parameter der Böden (oder des Deponiekörpers) ist für die Beschreibung des Wassertransports und damit gebundenen Stofftransport sehr wichtig.

3.4.2 Wasserhaushaltsmodelle

Wasserhaushalt stellt die Bilanzierung der Wasserhaushaltsgrößen eines Wasserkreislaufes dar.
Man unterscheidet zwischen einem globalen und einem regionalen Wasserhaushalt.
Diese Arbeit betreffend wird an dieser Stelle der Deponiewasserhaushalt erläutert.
Die wichtigsten Komponenten eines Deponiewasserhaushalts sind Niederschlag, Evapotranspiration, Oberflächenabfluss, gespeichertes Wasser und Sickerwasser.
Durch Versickerung von Niederschlag und durch in den Deponiekörper eindringendes Oberflächen- und Grundwasser, entsteht Deponiesickerwasser.

Da der Niederschlag die wichtigste Eingangsgröße des Wasserhaushalts einer Deponie ist, ist die Kenntnis dieser Daten von großer Bedeutung.
Niederschlag wird als Tagessumme [mm] für den Standort der Deponie gemessen.
Dabei ist er die einzige Komponente des Wasserhaushalts, die genau ermittelt werden kann.
Eigenfeuchte der abgelagerten Abfälle spielt auch eine Rolle im Wasserhaushalt der Deponie.
Evapotranspiration bezeichnet die Summe aus Transpiration (die Verdunstung von Wasser auf Pflanzen), und Evaporation (die Verdunstung von Wasser auf Wasserflächen).
Niederschlag und Evapotranspiration sind beide vom Standort der Deponie abhängig.
Der Oberflächenabfluss ist der Teil des Niederschlags, der die Deponieoberfläche erreicht und auf dieser abfließt.
Er ist vom Deponiegefälle, Art der Deponieoberfläche, dem Bewuchs usw. abhängig.
Das Sickerwasser dringt im Gegensatz zu Oberflächenabfluss in den Deponiekörper ein und wird durch Kontakt mit Abfall kontaminiert.
Das Sickerwasser ist von Deponiebedingungen wie z.B. Deponiealter und der Art der abgelegten Abfälle abhängig.
Folgende Formel stelltdie Wasserhaushaltsgleichung dar.

$$N - E - O - S + -R + - \Delta W = As$$

Wobei:
N- Niederschlag
E - Evapotranspiration
O – Oberflächenabfluss
R– Rückhalt
ΔW - Differenz von im Abfallkörper gebildetem und verbrauchtem Wasser
S –gespeichertes Wasser
As –Sickerwasser
Die Summe N+ΔW stellt Wasserangebot dar; die Summe E+O stellt Oberflächenwasser dar und die Summe R + S stellt gespeichertes Wasser dar.

Folgende Abbildung zeigt der Wasserhaushalt einer Deponie.

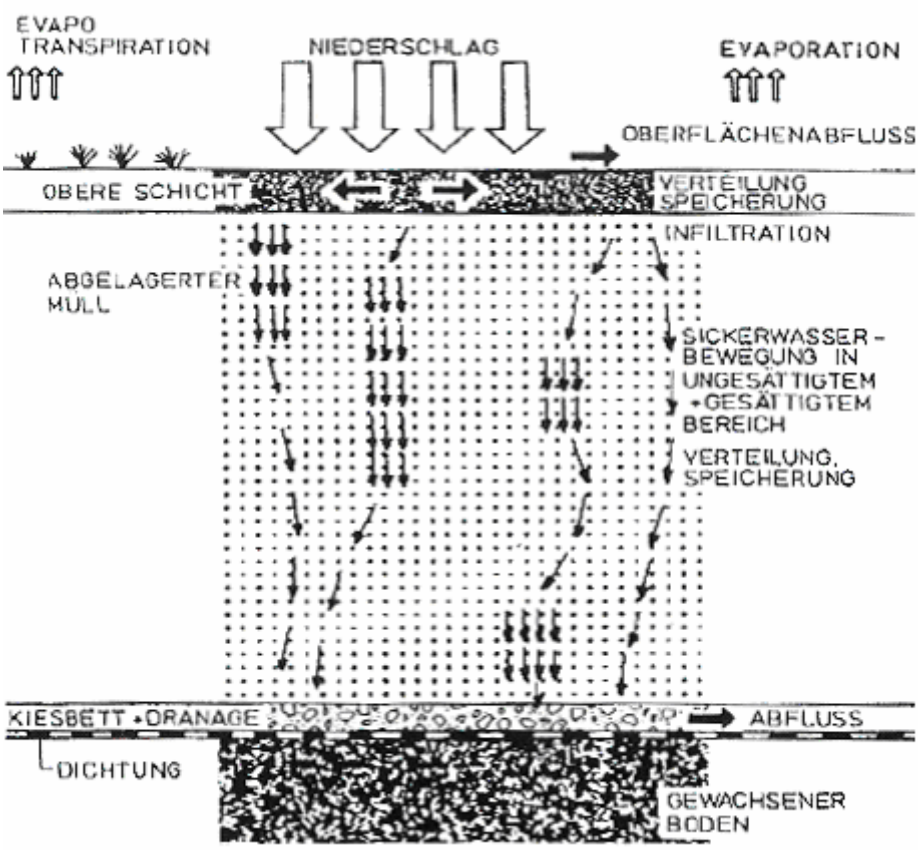


Abbildung 3: Sickerwasserhaushalt der Deponie (Robeck, 2007)

Ein Modell versucht durch vereinfachende Beschreibung der Wirklichkeit bestimmte Phänomene eines Systems zu erklären.
Dadurch wird die Komplexität des realen Systems absichtlich reduziert.
Simulation mit Hilfe des Modells ist kostengünstiger als ein Experiment am Originalsystem durchzuführen.
Durch die Simulation, mit Hilfe des Modells, besteht die Möglichkeit zeitabhängige Prozesse zu beschleunigen.
Allgemein lassen sich die Modelle in materielle und immaterielle Modelle unterzuteilen.
An diese Stelle wird die Unterteilung der immateriellen (mathematische) Modelle erläutert.

3.4.3 Wasserströmungsmodelle

Um den Sickerwasserhaushalt einer Hausmülldeponie zu beschreiben, wurden oft die Wasserhaushaltsmodelle der Bodenhydrologie benutzt.

Wasserhaushaltsmodelle werden oft auch Strömungsmodelle genannt.

Allgemein lassen sich Wasserhaushaltsmodelle so klassifizieren:

- Nach der Art der Lösungsmethode
- Nach den Raumdimensionen
- Nach der Art der Zeitsteuerung
- Nach der Art der räumlichen Auflösung

Nach der Art der Lösungsmethode wird zwischen stochastischen und deterministischen Modellen unterschieden.
Stochastische Wasserhaushaltsmodelle liefern für einen bestimmten Input nach dem Zufallsprinzip unterschiedlichen Outputs.
Deterministische Wasserhaushaltsmodelle liefern für einen bestimmten Input immer den gleichen Output.
Nach den Raumdimensionen sind Wasserhaushaltsmodelle entweder
1- Dimensionale (1D), 2-Dimensionale (2D) oder 3 Dimensionale (3D) Modelle.
Die eindimensionalen Wasserhaushaltsmodelle betrachten Wasserströmung nur in vertikaler Richtung.
Zweidimensionale Modelle betrachten Wasserströmung sowohl in vertikaler Richtung als auch quer dazu.
Ein 3D Modell betrachtet gleichzeitig beide horizontale Richtungen und die vertikale Richtung der Wasserströmung.
Nach der Art der Zeitsteuerung wird unter zeitkontinuierlichen und zeitdiskreten Wasserhaushaltsmodellen unterschieden.
Im Vergleich zu zeitkontinuierlichen Modellen sind Zustände bei den zeitdiskreten Modellen nur zu bestimmten Zeitpunkten definierbar.
Nach der Art der räumlichen Auflösung werden die Wasserhaushaltsmodelle in raumdiskrete (Schichtenmodelle) und raumkontinuierliche geteilt.
Bei raumdiskreten Modellen wird der Raum in diskreten Einheiten betrachtet, bei raumkontinuierlichen dagegen mit Hilfe der stetigen Funktionen.
Man kann die Wasserhaushaltsmodelle in folgende vier Kategorien teilen:

- Schichtenmodelle
- Statistische Modell
- Bilanzmodelle
- Potentialmodelle

Bei Schichtenmodellen wird davon ausgegangen, dass der Deponiekörper in horizontalen Schichten unterteilt ist, und dass die Wasserströmung innerhalb des Deponiekörpers schichtenweise passiert.
Mathematisch betrachtet gehören diese Modelle zu raumdiskreten Modellen.

Statistische und empirische Modelle

Statistische und empirische Modelle basieren auf langzeitiger Beobachtung der Input- und Outputdaten einer bestimmten Deponie und erstellen die empirischen Beziehungen zwischen diesen Daten.

Bilanzmodelle

Manche Autoren, wie (Spillmann und Collins 1986), oder (Baccini 1987), haben so genannte Bilanzmodelle entwickelt, um den Wasserhaushalt einer Deponie zu erläutern.
Diese Modelle basieren auf klimatischer Wasserbilanz.
(Spillmann & Collins 1986) haben Lysimeteruntersuchungen benutzt um Abfluss- und Speicherverhalten von Deponien zu untersuchen.

Potentialmodelle

Diese Modelle werden oft in der Bodenphysik benutzt um die Grundwasser Potentialströmungen zu beschreiben.
Nach den Raumdimensionen sind Potentialmodelle entweder einfache 1-D Modelle, 2-D Modelle oder 3-D Modelle.
Im gesättigten Bereich ist die Wasserströmung mit dem Gesetz von Darcy erklärt.
Ursache für die Wasserströmung zwischen zwei Punkten ist ein Energiepotentialunterschied dieser Punkte.

Wasser fließt vom Punkt mit höherer Energie zum Punkt mit niederer Energie entlang eines Energieliniengefälles, beschrieben mit dem hydraulischen Gradienten i = Δh/Δl. Im ungesättigten Bereich wird Wasserströmung mit der Richards-Gleichung erklärt.

3.4.3.1 Dimensionales 2 Bereichsmodell

Im Rahmen des Projektes STRANDEZA- „Neue Strategien zur Nachsorge von Deponien und zur Sanierung von Altlasten“ wurden mehrere
Modelle für Wasser- und Stofftransportsimulation der Versuchsdeponie Breitenau untersucht.
Eines der Ziele dieses Projektes war ein schon bestehendes Strömungsmodell so zu adaptieren, dass es am besten Prozesse einer Deponie simuliert.
Viele zu diesem Zweck verwendete Modelle stammen aus dem Bereich der Bodenphysik.
Obwohl natürliche Böden und Deponien im Verhalten viele Gemeinsamkeiten haben, existieren zwischen ihnen auch viele Unterschiede.

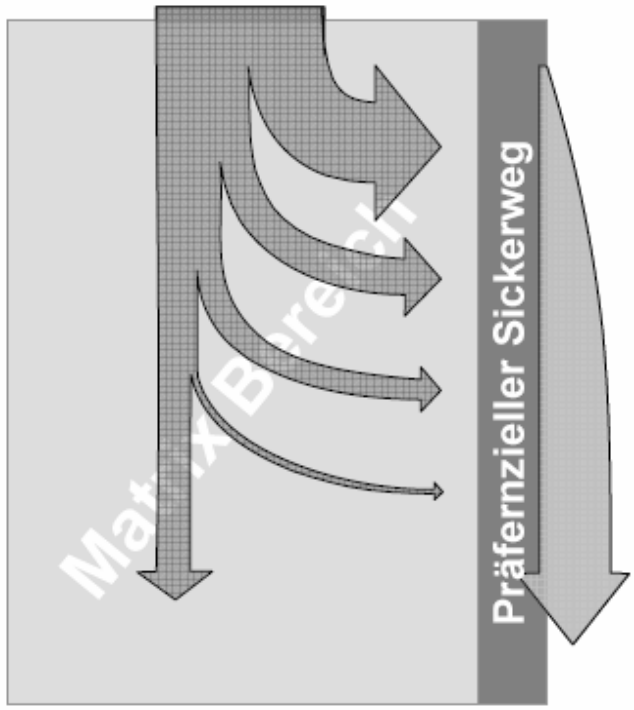


Abbildung 4:Matrixbereich und präferentieller Sickerweg einer Deponie (Döberl et al., 2006 EMSA)

Modellierungen von Fellner (2004) zeigen, dass der Anteil des Sickerwassers aus präferentiellen Sickerwegen für den Stoffhaushalt der Deponie eine viel kleinere Bedeutung hat als Sickerwasser aus den Matrix Bereich.
Wasserströmung im Boden findet zumeist in die vertikale Richtung statt.
Bei einer Hausmülldeponie ist dagegen durch die Ablagerung und Verdichtung vom Abfall die horizontale Strömung sehr ausgeprägt (Burrows
1997) analysiert in (Fellner 2004).
Laut (Bendz 1998), analysiert in (Fellner 2004) strömt das Wasser durch Deponie wie durch ein geklüftetes Gestein wie die nächste Abbildung darstellt.

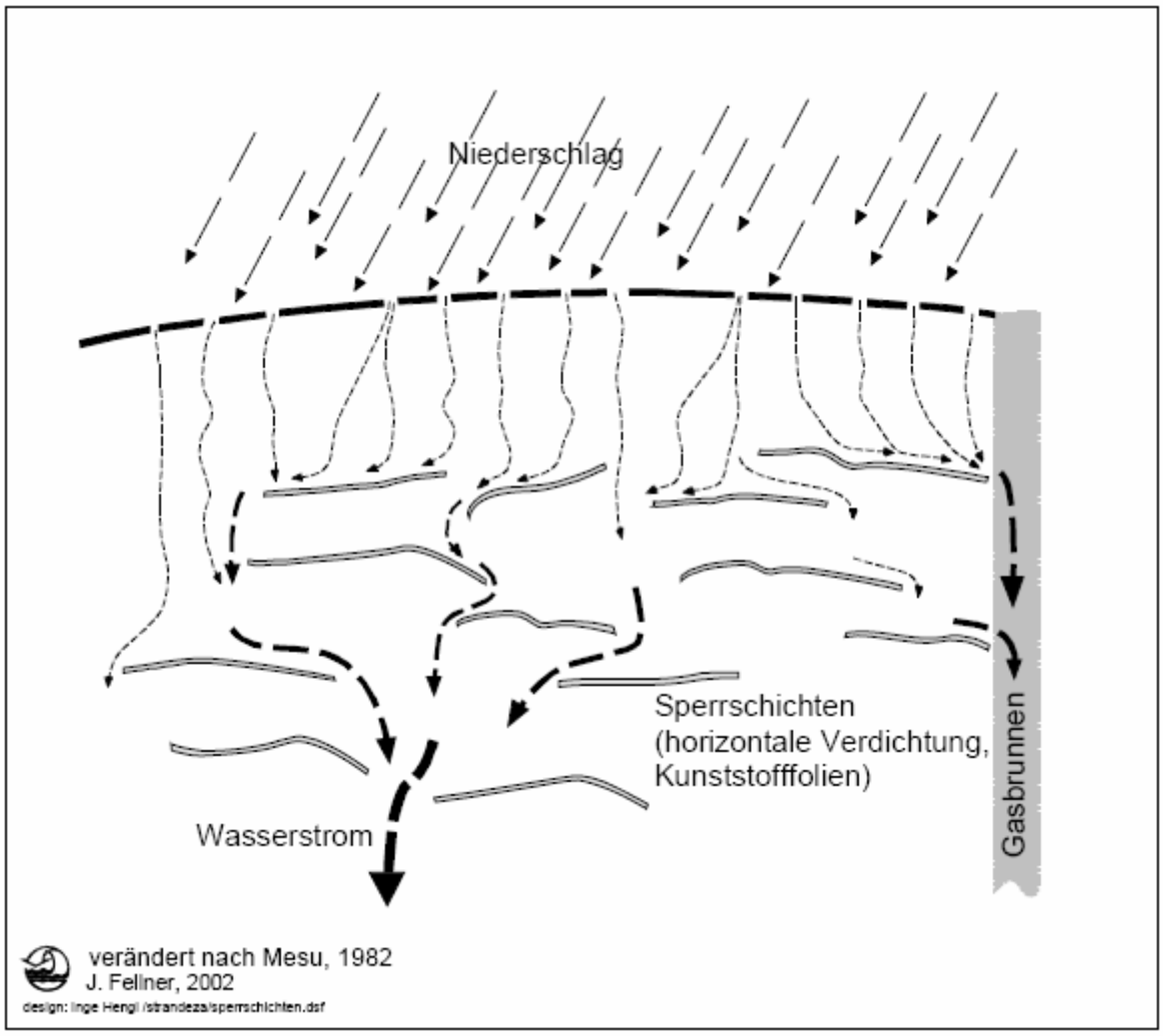


Abbildung 5:Wasserströmung in Hausmülldeponie (Fellner 2004, geändert nach Mesu 1982)

Während trockenen Perioden passiert innerhalb einer Deponie noch immer ein Abfluss über präferentielle Sickerwege, was im Boden zumeist nicht der Fall ist.
Im Boden findet der Abfluss nur dann, wenn die hydraulische Leitfähigkeit der Bodenmatrix überschritten ist, statt und das ist in der Trockenperiode nicht der Fall.

Folgende Abbildung (Fellner 2004) zeigt den Wasserfluss im Boden.
Der linke Teil der Abbildung zeigt den Niederschlagsfall, der rechte Teil zeigt den Sickerwasserabfluss während einer Trockenperiode.

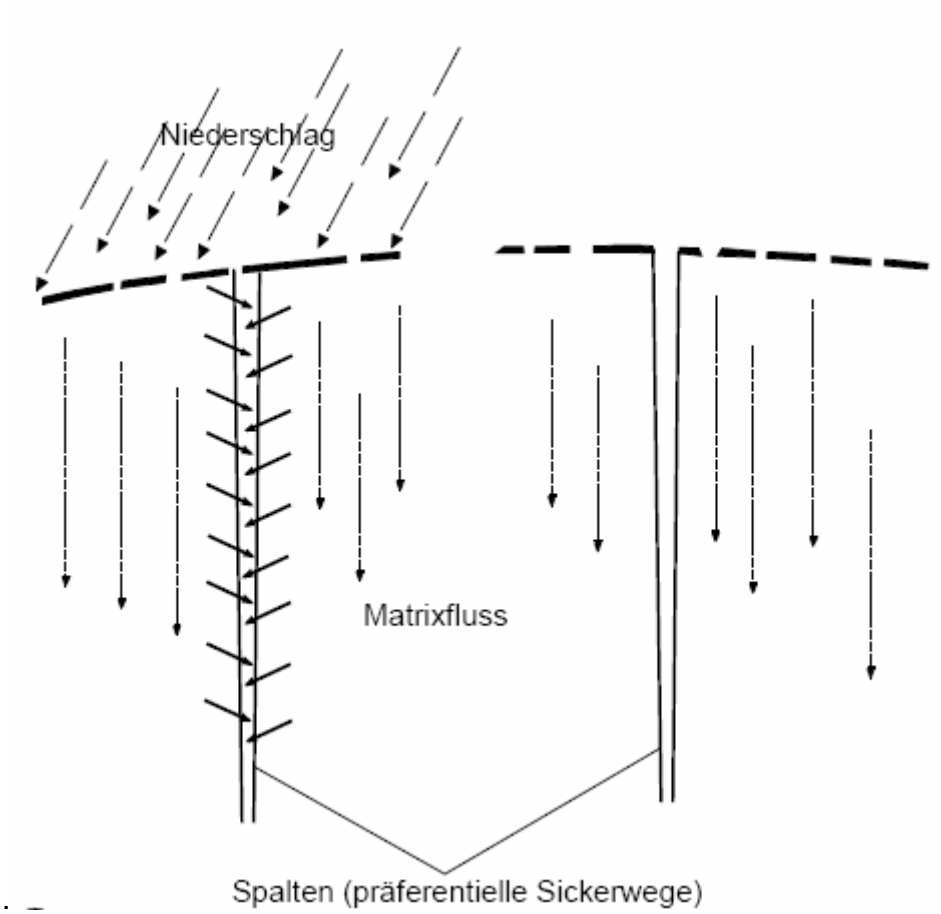


Abbildung 6:Sickerwasserabfluss im Boden während Niederschlag und in Trockenperiode (Fellner 2004)

Der Stoffhaushalt einer Deponie ist vom Wasserhaushalt abhängig.
Nach (Bendz 1998) wird zwischen mobilen und immobilen Deponiespeicherwasser unterschieden.
Immobiler Teil ist für Transport der Stoffe aus der festen in die flüssige Phase verantwortlich.
Dabei passieren folgende Prozesse:

- Lösen der festen Stoffe
- Diffusion
- Konvektion (Transport der Stoffe durch die Bewegung)

Folgende Abbildung zeigt schematisch immobiles und mobiles Wasser innerhalb Deponie.

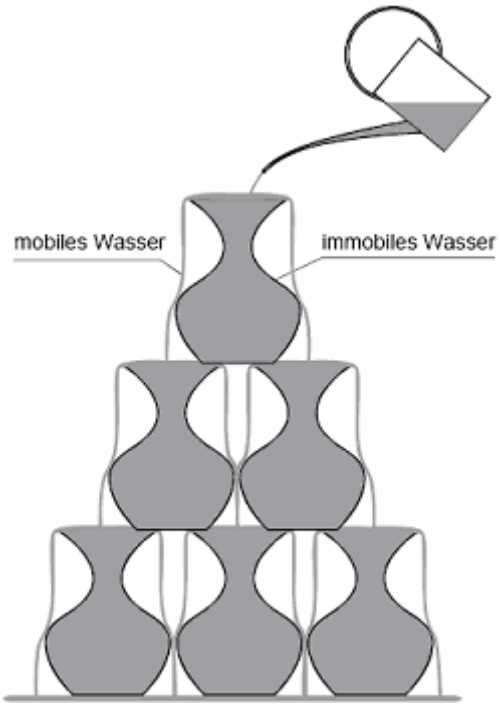


Abbildung 7:Immobiles und mobiles Wasser (Döberl et al. 2002)

Hinsichtlich des Stoffaustrags wird innerhalb einer Deponie zwischen vier verschiedenen Stoffgruppen unterschieden:

- Leicht lösliche Stoffe (am Beispiel NaCl)
- Milieuabhängige Stoffe (z.B. Schwermetalle, S, Ca, Fe)
- Vom biologischen Abbau abhängige Stoffe (z.B. C,N,P)
- Kurz und mittelfristig immobile Stoffe

Für jede dieser Gruppen ist eine andere Stoffaustragsimulation geeignet.

Von allen innerhalb STRANDEZA (Döberl et al., 2002) untersuchten Modellen hat sich das Modell HYDRUS_2D am besten für die Simulation des Austrags leicht löslicher Salze gezeigt. Für Austrag von organischen Stoffen wurde das Modell BIOF&T benutzt.
Im nächsten Kapitel werden diese Modelle genauer erklärt.

HYDRUS_2D

HYDRUS_2D wurde von Šimunek, Sejna und Van Genucten in „U.S. Salinity Laboratory California“ in Kalifornien entwickelt.

HYDRUS_2D gehört zu 2D (2 dimensionalen) Potentialmodellen.
Das Modell ist für gesättigte poröse Medien geeignet und ermöglicht Wasser- und Stofftransportsimulation in horizontaler und vertikaler Richtung.
Es ist möglich Transport und Umbau von bis zu sechs verschiedenen Stoffen zu simulieren. Atmosphärische Randbedingungen müssen ins Modell als Input Daten eingegeben werden. Das Programm berücksichtigt keinen Oberflächenabfluss.
Es kann weder Abhängigkeit der Stofftransformation von Wassergehalt noch Milieuabhängigkeit der Stoffe simuliert werden.
Da der Abbau organischer Stoffe sehr vom Wassergehalt abhängig ist, wurde dieser von Döberl et al (2002) nicht mit dem HYDRUS_2D beschrieben.
Dazu wurde das Modell BIOF&T verwendet.
Das Model HYDRUS_2D wird für Simulation des Austrags leicht löslicher Salze benutzt.
Für Wassersimulation benutzt HYDRUS_2D die Richards Gleichung.

Das Programm HYDRUS_2D benutzt für räumliche Diskretisierung (Aufteilung des Raumes in Punktraster), die Finite Elemente Methode.
Die präferentiellen Sickerwege simuliert der Benutzer mit Hilfe eines Skalierungsfaktors selbst.

Die folgende Abbildung zeigt schematische Darstellung des Matrixbereiches und präferentiellen Sickerwege übernommen aus dem Programm HYDRUS_2D.

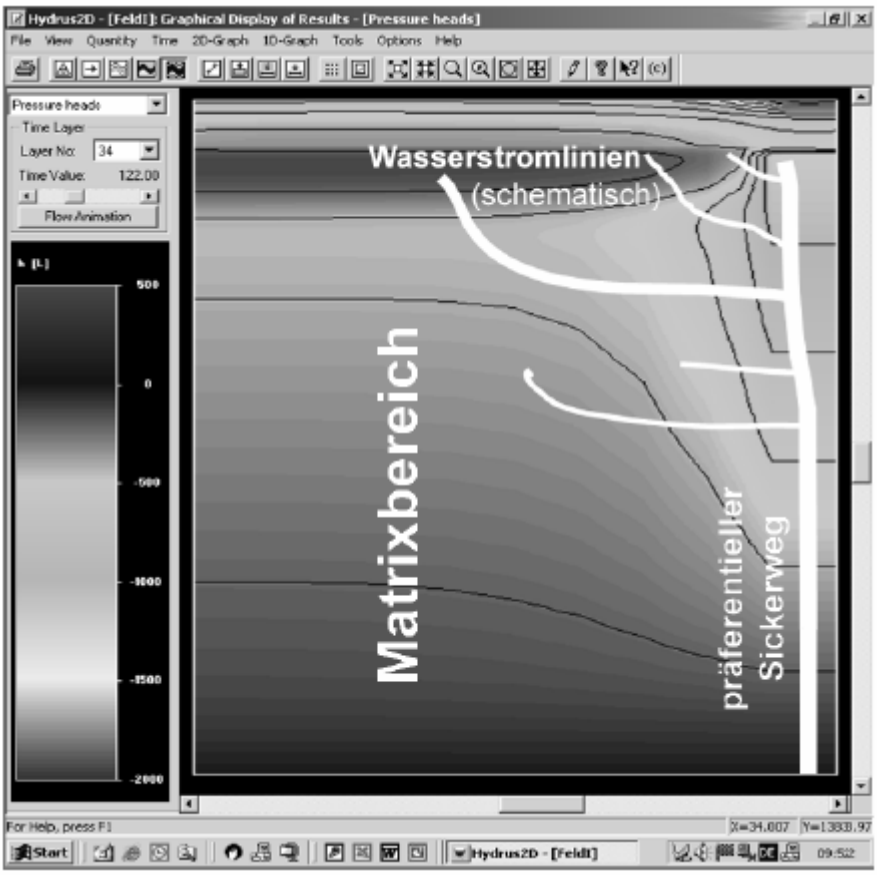


Abbildung 8:**Strömungsbild im HYDRUS_2D ,(**Döberl et al., 2002 STRANDEZA)

4 Methoden

An dieser Stelle werden die häufigsten Methoden die zur Analyse der Sickerwasseremissionen, Deponiegasemissionen und der Erosion benutzt werden, beschrieben.

Von vielen existierenden Modellen werden hier zwei Modelle zur Prognose der Sickerwasserqualität dargestellt, das Modell von (Kruse1994) und das Modell von (Belevi & Baccini, 1989).

In dieser Arbeit wurde das (Belevi & Baccini, 1989) Modell für die Beschreibung der Sickerwasseremissionen der Modelldeponie verwendet.

Von einer Reihe bestehender Gasmodelle, die hier auch kurz beschrieben werden, wurde das (Tabasaran & Rettenberger, 1987) Modell für die Gasemissionsberechnung der Modelldeponie verwendet.

Die Emissionen nichtlöslicher Stoffe wurden mit der Hilfe eines Erosionsmodells berechnet (ABAG Modell und WEQ -Modell)

4.1 Methoden zur Beschreibung der Sickerwasseremissionen

4.1.1 Methode nach Belevi & Baccini

Belevi und Baccini (1989) schlagen ein Modell vor, welches langfristige Emissionen im Sickerwasser einer Hausmülldeponie berechnet und damit die Nachsorgephase prognostizieren kann.

Um zum Modell zu kommen, haben beide Autoren eine Reihe von Experimenten und Messungen durchgeführt.
Ein Jahr lang wurden die Sickerwasserdurchflussmenge und -konzentrationen bestehender Deponien in der Schweiz gemessen. Bohrungen wurden durchgeführt und die Deponiebohrkerne untersucht.

Um die mobilisierbare Menge und Konzentration einzelner Stoffe im Sickerwasser über die Zeit zu definieren, müssen nach Belevi und Baccini (1989) folgenden Bedingungen erfüllt werden:

1. pH des Sickerwassers darf nicht kleiner als 7 sein;
2. Salzkonzentration muss konstant bleiben;
3. Und Masse des Abfalls soll nach der Reaktorphase konstant bleiben;

(Belevi und Baccini 1989) sind zu folgenden Gleichungen für die Berechnung der mobilisierbaren Stoffmengen gekommen:

$$m = m_o * e^{-kt}$$

wobei:
m - mobilisierbare Stoffmenge [mg/kg]
mo - Anfangskonzentration des mobilisierbaren Stoffes [mg/kg]
k - Remobilisierungsgrad [1/a]

Die Konzentration der Elemente im Sickerwasser wird mit Hilfe folgender Formel berechnet:

$$c = c_o * e^{-(V*Co/M*mo)*t}$$

c - Konzentration des Stoffes im Sickerwasser [kg/l]
c_o - Konzentration des Stoffes im Sickerwasser am Ende der Reaktorphase bzw. in der stabilen Methanphase [kg/l]
M - Abfallmenge [kg]
V - jährliche Sickerwasserdurchflussmenge [l/a]

Mit Hilfe dieser Formel kann man auch die Zeit, die bis zur Erreichung der Endqualität (Lagerqualität) vergehen muss, ausdrücken.

$$t_E = M*m_o / V*c_o * \ln(c_o/c_E)$$

4.1.2 Model nach Kruse

Auf Grund von vielen durchgeführten Lysimeterversuchen schlägt Kruse (1994) ein Modell vor, das mit einer exponentiellen Funktion die Sickerwasserstoffkonzentration in Abhängigkeit von Zeit beschreibt.

$$c_{(t)}=(m_o*e^{-kt}*\rho_d*h)/q,$$

wobei:
c(t)-Stoffkonzentration zum Zeitpunkt t [mg/l]
m_o-Mobilisierungsrate des Stoffes [mg/kgTSd]
k-Abbaukonstante [1/a]
t-Zeit [a]
ρ_d-Dichte [kg TS/m^3]
h-Deponiehöhe [m]
q-Sickerwasserspende [mm/d]

Ähnlich wie (Belevi &Baccini 1989), definiert auch (Kruse 1994) die so genannte Mobilisierungsrate (m_o).
Unter der Annahme dass der Deponiekörper homogen ist, beschreibt die Mobilisierungsrate die pro Zeiteinheit vom Abfall ermitteltеStoffmenge.

4.2 Deponiegasmodelle

Deponiegas besteht bis zu 99,7 % aus Methan und Kohlendioxid und entsteht durch Abbaureaktionen der Methanbakterien.
Methan und Kohlendioxid welche in Gasform die Deponie verlassen, entstehen durch den Abbau der leicht- bis mittelschwer abbaubaren Kohlenstoffverbindungen.
Der Rest der schwer abbaubaren Kohlenstoffverbindungen verlässt die Deponie in gelöster Form über das Sickerwasser, bzw. wird in nichtgelöster Form erodiert.

Nach („Der Deponiegashaushalt in Altablagerungen - Leitfaden Deponiegas“- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) umfasst der Begriff Gashaushalt folgendes:

- *die mengenmäßige Betrachtung der gasförmigen Phase, d.h. Betrachtung der Größen Gasproduktion, Gasableitung, Gasumwandlung und Gasadsorption/ - Absorption und deren Beziehung zueinander.*
- *Charakterisierung der gasförmigen Phase (Gasphase)“*

Bei dem Gashaushalt spielt der abgelagerten Abfall (Zusammensetzung), der Wassergehalt der Deponie, Deponietechnik, Klima und pH Wert eine große Rolle.
So wirken z.B.: Wassergehalt größer als 40 %, neutraler pH-Wert, hoher Gehalt an leicht- bis mittelschwer abbaubarem Kohlenstoff und die Temperatur zwischen 10° und 45° C, fördernd auf Methanbakterienwachstum und dadurch auf die Deponiegasproduktion.
Eine erhöhte Schadstoffkonzentration einer Deponie wirkt hingegen hemmend auf die Mikroorganismen und sinkt dadurch die Gasproduktion.
Über Abbauprozesse einer Hausmülldeponie wurde schon in früheren Kapiteln geschrieben.
Es wurde erwähnt, dass Abbauprozesse organischer Verbindungen unter aeroben Bedingungen zu CO_2+H_2O führen.
In der anaeroben stabilen Methanphase werden die organischen Bestandteile zu Methan und Kohlendioxid abgebaut.
Es entsteht so genanntes Deponiegas, das 50–70 % aus Methan und 30 – 50 % aus Kohlendioxid besteht.

Neben den Hauptkomponenten Kohlenstoffdioxid und Methan beinhaltet Deponiegas auch die Deponiegasspurenstoffe, die bis zu 0,5 % des Deponiegasvolumens ausmachen.
Bei den Deponiegasspurenstoffen handelt sich überwiegend um leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe.
Besonders wichtig ist dabei auch Vinylchlorid (H2C=CH−Cl).
Vinylchlorid wird zur PVC-Herstellung eingesetzt. Dieses Gas ist hochtoxisch und verursacht Schädigung von inneren Organen, Krebs und wirkt mutagen.
Seine Wirkung auf Menschen wurde erst Anfang der 70er Jahre durch die so genannte "Vinylchlorid-Krankheit" erkannt.
Laut (Rettenberger 1991) liegt die Vinylchloridkonzentration im Hausmülldeponiegas im Bereich 0-230 mg/m^3.

Für die, im Rahmen der Diplomarbeit betrachtete Deponie Breitenau existieren keine Vinylchloridkonzentrationsdaten.
Die Menge des Vinylchlorids wurde daher mit Hilfe des Chloranteils im Deponiegas berechnet.
In diesem Fall wurde laut (Brunner et al., 2001) der Transferkoeffizienten 0,1 benutzt.
Unter Lichteinwirkung wird Vinylchlorid, mit einer Halbwertszeit von 2-3 Tagen abgebaut.
Ohne Licht, d. h. im Boden und im Grundwasser, verläuft der Abbau wesentlich langsamer und kann Jahre dauern.

Aus einem Mol Kohlenstoff (12,0 g) entsteht ein Mol Deponiegas (22,4 dm^3).
Für die Volumenberechnung des Deponiegases spielt es keine Rolle wie viel davon Methan bzw. Kohlendioxid ausmachen, da beide dieser C-Verbindungen je ein C-Atom besitzen.
Je nach Autor entstehen aus einer Tonne Abfall im Durchschnitt 150-300 m^3 Deponiegases.
Die in der Praxis gemessenen Werte liegen dagegen im Bereich von 100-120 Tonnen Deponiegases pro m^3 Abfall (Döberl, et.al., 2002 STRANDEZA).
Die Deponiegasmengen und die Methankonzentration der Deponie Breitenau wurden nur im Zeitraum von 1989 bis 1991 gemessen.

Mit der Bedeckung der Deponie Breitenau wurde erst nach dem Beginn der stabilen Methanphase begonnen, dadurch wurde viel Gas nicht in der Berechnung berücksichtigt.
Die von der Deponie Breitenau erfassten Gasmengen lagen im Bereich von weniger als 25 m^3 pro Tonne Abfall (Döberl et al., 2002 STRANDEZA) was fast fünfmal weniger ist, als die Theorie besagt.
Deswegen wurde entschieden, Deponiegasmengen mit Hilfe eines Modells zu berechnen. Im Projekt STRANDEZA wurde ein Schweizer Modell verwendet, allerdings mit modifizierten Koeffizienten.

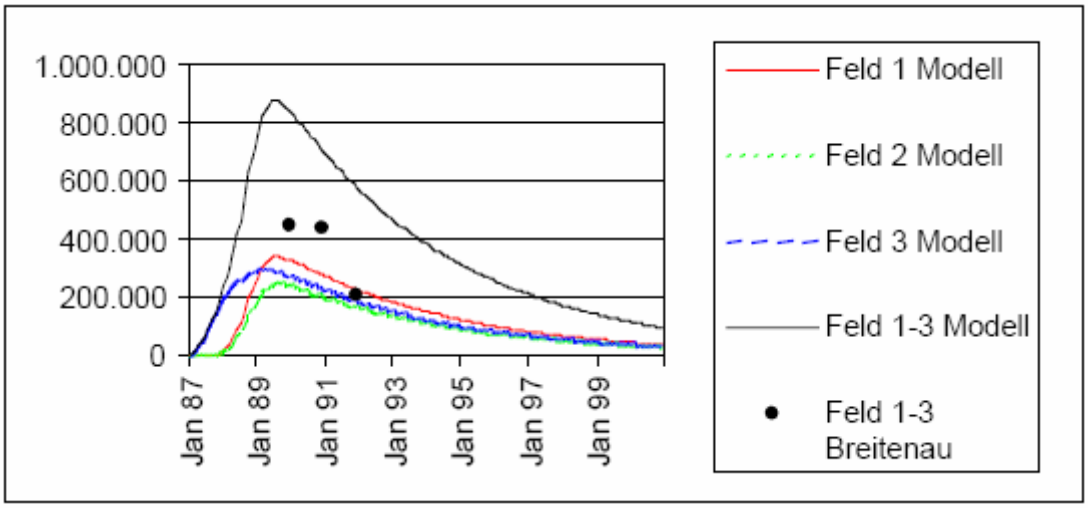


Abbildung 9:Berechnete und gemessene Deponiegasmenge der Deponie Breitenau (Döberl, et.al., 2002 STRANDEZA).

In dieser Diplomarbeit wurde die Simulation des Deponiegases der gewählten Modelldeponie am Standort Breitenau, mit der Hilfe des (Tabasaran - Rettenberger 1987) Modells durchgeführt.

Es existiert eine Reihe von Modellen, die zur Berechnung der Deponiegasproduktion verwendet werden.
Hier werden häufig benutzte Modelle kurz angeführt.

<u>Tabasaran – Rettenberger Modell</u> (Tabasaran & Rettenberger 1987)

$G_e = 1{,}868 * C_{org} * (0{,}014 * T + 0{,}28)$
Wobei :
G_e – gebildete Gasmenge [m3]

1,868 – Faktor der zeigt, dass aus einem Kilogramm Kohlenstoff 1,868 Kubikmeter Gas produziert werden.

T – Temperatur [C^o]

C_{org} –organischer Kohlenstoff [200 kg/Tonne Abfall]

Für den zeitlichen Verlauf der Gasbildung schlagen Tabasaran und Rettenberger (1987) folgende Formel:

$G_t = G_e * (1-10^{-kt})$ in m^3/t

mit

G_t = spezifische Deponiegasmenge in [m^3/t Abfall]

k = Abbaukonstante [1/a]

t = Ablagerungszeit [a]

<u>Ehrig Modell (Ehrig 1986)</u>

$Q\,t = G_{t*}\, e^{-k\,.(t1-t)}$

Wobei:

Gt-100-180 [m3/t]

k – Abbaukonstante [1/a]

t_1 – Zeitpunkt der maximalen Gasproduktion [a]

t- Ablagerungszeit [a]

<u>Schweizermodell ((Bundesamt für Umweltschutz, 1982 zitiert in Ehrig, 1986)</u>

$G(t) = A * (1-e^{-(t/k1)}) * e^{-(t/k2)}$

Wobei:

A - maximale Gasbildungsrate = 13,61 [m³/(t *a)]

k_1 - Zeitkonstante = 1,1 [a]

k_2 - Zeitkonstante = 15,72 [a]

t - Ablagerungszeit [a]

Für die Beschreibung des Gasproduktionsverlaufes der Deponie Breitenau wurde im Projekt STRANDEZA anstatt mit k1=1,1 und k2 = 15,72 mit k1=0,4 und k2 = 5 gerechnet.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Modell (IPCC) (2001):

$CH4_{gebildet}$ (t)= Σ_x [(A * k * MSWT(x) * L0 (x)) * $e^{-k(t-x)}$];

$CH4_{emittiert}$ (t) = (CH4(t) – R(t)) * (1 – OX);

L0 (x)= [MCF(x) * DOC(x) * DOCF * F * 16/12 [Gg CH4/Gg MSW];

A= (1 – e-k)/k;

Wobei:

$CH4_{gebilde}$ (t) - gebildetes Methan im Jahr [Gg/a]

$CH4_{emittiert}$ (t)- ermitteltes Methan im Jahr [Gg/a]

x - Anfangsjahr

A- Normalisierungsfaktor; (0<A<1)

k - Methanbildungsgeschwindigkeitskonstante [1/a];

k = ln2 / t1/2

t1/2- Halbwertszeit

MSWT(x)- deponierter Abfall im Jahr x [Gg/a]

MCF(x)- Methankorrekturfaktor im Jahr x ; 0,6 <MCF(x)<1,0

DOC(x)- abbaubarer organischer Kohlenstoff im Jahr x [Gg C/Gg MSW]

DOCF- dissimilierter Anteil des abbaubaren Kohlenstoffes; 0,5< DOCF<0,77

F- Volumenanteil von Methan im Deponiegas

16/12 –Umrechnungsfaktor

R(t)- erfasstes CH4 im Jahr t [Gg/a]

OX- Methanoxidationsfaktor

Marticorena -Modell (Marticorenaet.al.1993):

$MP(t) = MP(0i) \times e^{-(t/ki)}$

MP(0)- Deponiegasbildungspotential [m^3/t]

MP(t) - Deponiegasbildungspotential in der Zeit t [m^3/t]

t -Ablagerungszeit [a]

4.3 Erosionsmodelle

Die Definition der Bodenerosion von Scheffer & Schachtschabel (1992) lautet:
„Unter Bodenerosion versteht man die Verlagerung von Bodenmaterial entlang der Oberfläche durch Wasser und Wind“.
Bei der Erosion werden zuerst die Bodenteilchen mobilisiert, dann transportiert und am Schluss gelagert, bzw. sedimentiert.

Die Erosion ist ein natürlicher Prozess, der durch viele verschiedene Faktoren beeinflusst wird, wie zum Beispiel:

1.Klimatische und hydrologische Faktoren
2.Mophologische Faktoren
3.Geologische Faktoren
4.Bodenbedeckung

Die wichtigsten klimatischen und hydrologischen Faktoren, die einen Einfluss auf Bodenerosion haben, sind: Niederschlagsmenge, Niederschlagsintensität, Temperatur und Oberflächenabfluss.
Hangneigung und Hanglänge sind die wichtigsten morphologischen Faktoren.
Die wichtigsten geologischen Faktoren, die die Bodenerosion beeinflussen sind Textur und Struktur des Bodens sowie die chemischen und physikalischen Eigenschaften des Bodens.

Durch die Bodenbedeckung wird die kinetische Energie des Niederschlags kleiner.
Die Wurzeln befestigen den Boden und verbessern dadurch physikalische und biologische Eigenschaften des Bodens.

Es wird zwischen Bodenerosion durch Wasser und Bodenerosion durch Wind unterschieden.
In Rahmen der vorliegenden Diplomarbeit werden Bodenerosionsmodelle auf Deponie angewendet, wobei die unterschiedliche Korngröße der Abfallpartikel in beiden Medien berücksichtigt wird.

4.3.1 Wassererosion

Wassererosion wird durch Niederschlag und Oberflächenabfluss verursacht.

Es bestehen mehrere empirische Formeln, die dieses Phänomen beschreiben.

Die in der Praxis meist benutze empirische Methode ist die „ABAG - Allgemeine Bodenabtragsgleichung“ von Schwertmann et al. (1987), die auf dem Modell („USLE - Universal Soil Loss Equation“) beruht.
Das USLE Modell wurde von Wischmeier & Smith (1978) entwickelt.
Der Unterschied zwischen dem USLE- und ABAG - Modell ist, dass beim ABAG die Niederschlagsdaten und die Bedeckung auf die europäischen Bedingungen angepasst wurden und dass im ABAG SI-Einheiten benutzt werden.

Dank zahlreicher Messungen auf bestimmten Versuchsparzellen die Wischmeier und Smith im Zeitraum von 1930 bis 1952 durchgeführt haben, sind sie zur folgender Formel gekommen:

$$A=R \times K \times L \times S \times C \times P$$

Wobei:

A - mittlerer jährlicher Bodenabtrag [t/(ha *a)]
R- Regenerosivität (Regenabflussfaktor) [N/h]
K - Bodenerodierbarkeitsfaktor [t/ha]/[N/h]
L - Hanglängenfaktor [/]
S - Hangneigungsfaktor [/]
C- Bedeckungsfaktor [/]
P - Erosionsschutzfaktor [/]

Die Faktoren R, L, S zählen zu den natürlichen Faktoren und K, P, C sind durch menschliche Tätigkeiten bedingte Faktoren.

An dieser Stelle werden sowohl die Mechanismen der Wassererosion als auch die einzelnen Komponenten des mittleren jährlichen Bodenabtrags genauer erklärt.

Obwohl der Niederschlag bei der Bodenabtragberechnung eine große Rolle spielt, kann nicht jeder Niederschlag Erosion verursachen.
Nach (Rogler & Schwertmann 1981) ist im mäßigen Klima ein Minimum von 10 mm Gesamtniederschlag oder einer Mindestintensität von 10mm/h während 30 min für Erosion notwendig.
Die kinetische Energie des Niederschlags wirkt durch Tropfenaufprall auf den Boden und verursacht Erosion.
Die Erosivität des Niederschlages ist am Beginn eines Niederschlagereignisses wegen großer Regentropfen (bis zu 6mm), und dadurch verursachte hohe kinetische Energie, am größten.
Die Erosivität des Oberflächenabflusses ist von der Fließgeschwindigkeit abhängig.

Regenerosivität wird als Produkt der kinetischen Energie und der maximalen Regenintensität während 30 min berechnet.

$$R = E_{kin} \cdot I_{max,30}$$

wobei:

E_{kin} = kinetische Energie
$I_{max,30}$ = maximale Regenintensität über 30 Minuten
Schwertmann et.al (1987) schlägt für die Berechnung der Regenerosivität für Bayern folgende Formel vor.

$$R = 0{,}083 * N - 1{,}77$$

Dieselbe Formel wurde für die Berechnung der Regenerosivität in dieser Arbeit benutzt, da der berechnete R-Wert dem aus HAÖ abgelesenem R-Wert entspricht.
Der Bodenerodierbarkeitsfaktor K stellt ein Maß für die Erodibilität eines Bodens dar. Dieser Faktor wird durch bodenphysikalische und bodenchemische Laborversuche bestimmt.

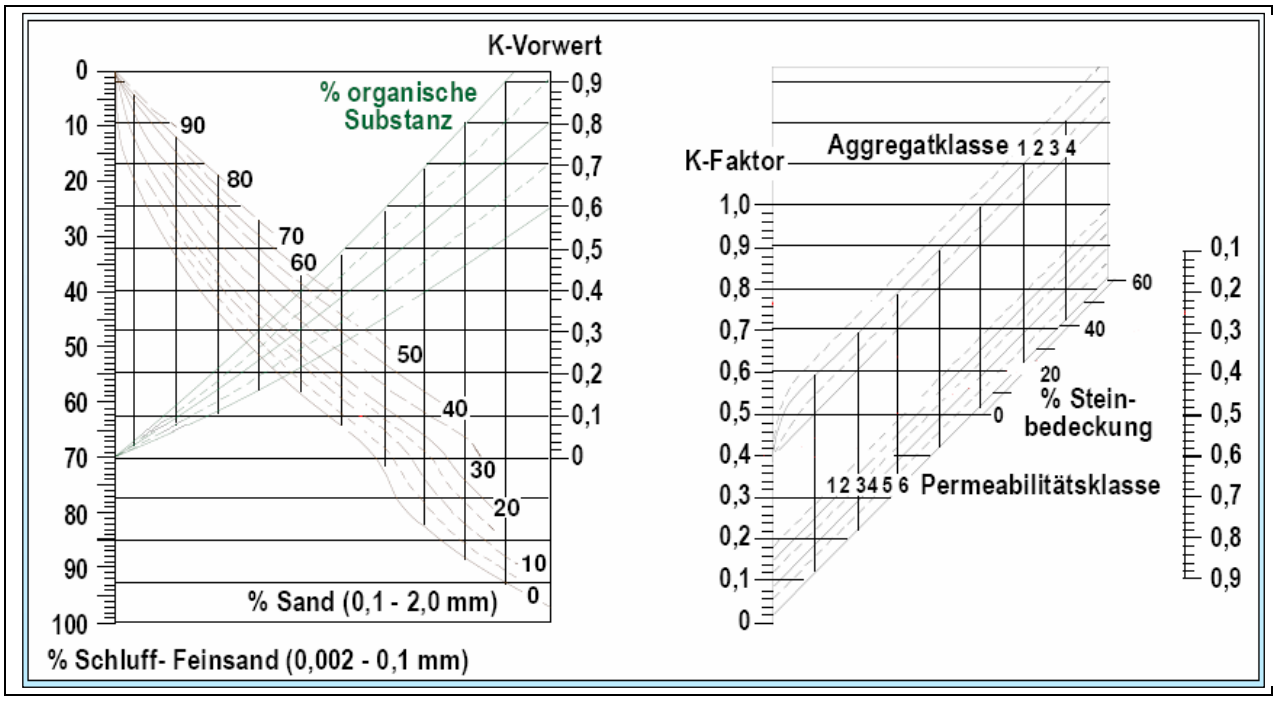
Nach Schwertmann et.al(19 87) rechnet man in Mitteleuropa den Bodenerodierbarkeitsfaktor K als:

$$K = 2{,}77*10^{-6} * M^{1{,}14} * (12 - OS) + 0{,}043* (A - 2) + 0{,}033*(4 - D)$$

wobei:

M- Schluffgehalt und Sandgehalt [%]
OS- organische Substanz [%]; Falls OS > 4 dann ist OS = 4
A-Aggregatklasse [/]
D-Durchlässigkeitsklasse [/]
Diese Formel gilt nur für Boden die 0-70% Schluff + Feinsand Anteil haben.

Allerdings ist es möglich den K-Wert aus folgenden Nomogrammen von (Schwertmann et.al¸ 1987) abzulesen:



Grafik 1: K Faktor – Nomogramms (Schwertmann et.al, 1987)

Je grober die Aggregate sind und je höher der Anteil an Schluff und Feinsand desto größer ist die Erodierbarkeit des Bodens.
Je geringer der Anteil an Humus und Ton und je geringer die Wasserdurchlässigkeit desto größer ist die Erosion.

Hanglängenfaktor L und Hangneigungsfaktor S hängen von der Hangneigung und der Länge des gesamten erosiven Hanges ab.
Diese Faktoren beschreiben das energetische Erosionspotential des Oberflächenabflusses.
Zunehmende Hangneigung und wachsende Hanglänge erhöhen den Abtrag.

Der Bedeckungsfaktor bzw. die Vegetationsbedeckung C beschreibt das Verhältnis des Bodenabtrags einer Fläche mit beliebiger Kultur zur Fläche die als Schwarzbrache gilt. Der Begriff Schwarzbrache steht für „planmäßig und vorübergehend unbebautes Land innerhalb einer geregelten Nutzung“ (zitiert aus „Landschaftsverband Rheinland“).

Der Bedeckungsfaktor ist von der Pflanzenart und der Bedeckung über den Winter abhängig.
Den größten bzw. den schlechtesten Bedeckungsfaktor (C =1) hat Schwarzbrache.
Den theoretisch besten C-Faktor hat Grünland (C =0).
Erosionsschutzfaktor P beschreibt das Verhältnis zwischen dem Bodenabtrag, der unter Erosionsschutzmaßnahmen steht zu dem ohne Erosionsschutzmaßnahmen.

Mit der ABAG wurde der mittlere jährliche Bodenabtrag in [t/(ha*a)] berechnet.
Bei der Berechnung wurden folgenden Daten benutzt bzw. folgende Annahmen getroffen:

1. Region: Land Niederösterreich, Bezirk Neunkirchen, mittlerer Jahresniederschlag 596 mm, Extreme Ereignisse 796 mm

2. Hanglänge:106 m

3. Hangneigung 30 %

4. Fruchtfolge: Getreide aufrecht (entspricht am ehesten Grasbewuchs)

5. Kein Erosionsschutz

6. Die Deponie wurde als Haldendeponie mit quadratischen Abmessungen (Länge und Breite von ungefähr 106 m), betrachtet (wie die Skizze zeigt)

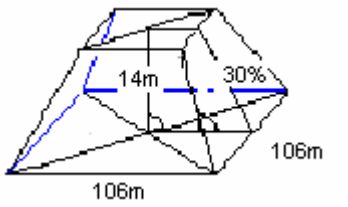


Abbildung 10:Modelldeponie

7. Die Erosion der Oberflächenbedeckung wurde getrennt von der Erosion des Abfallkörpers betrachtet.

<u>Erosion der Deponiebedeckung</u>

Folgende Tabelle zeigt die Massenanteile der Kornfraktionen der Oberflächenbedeckung (Döberl et al., 2002 STRANDEZA).

Abdeckmaterial	Entnahmestelle	Grobkorn (>2mm)	Feinkorn (0-2mm)	Sand (<2mm)	Schluff (<63µm)	Ton (<2µm)
		(Masse%)		(Masse% vom Feinkornanteil)		
Kies/Schluff Gemisch	Feld I/1 C7	62-64	36-38	40-41	40-43	16-19
	Feld I/1 C3	56-58	42-44	41-42	42-43	15-16
Kies	Feld II/1 G4	74-82	18-26	55-59	27-33	12-14
Kompost	Feld III/1 L2	51-63	37-49	62-72	23-30	5-8
	Feld III/2 P3	56-66	34-44	68-71	25-26	4-6

Tabelle 6: Massenateile der Kornfraktionen der Abdeckmaterialien (Döberl et al., 2002 STRANDEZA)

Obwohl die Felder I, II und III alle verschiedene Oberflächenbedeckung haben (Döberl et al., 2002 STRANDEZA), wurde für die Oberflächenzusammensetzung aller drei Felder eine Mischung von ~55 % Sand, ~ 30% Schluff und ~15% Ton, angenommen

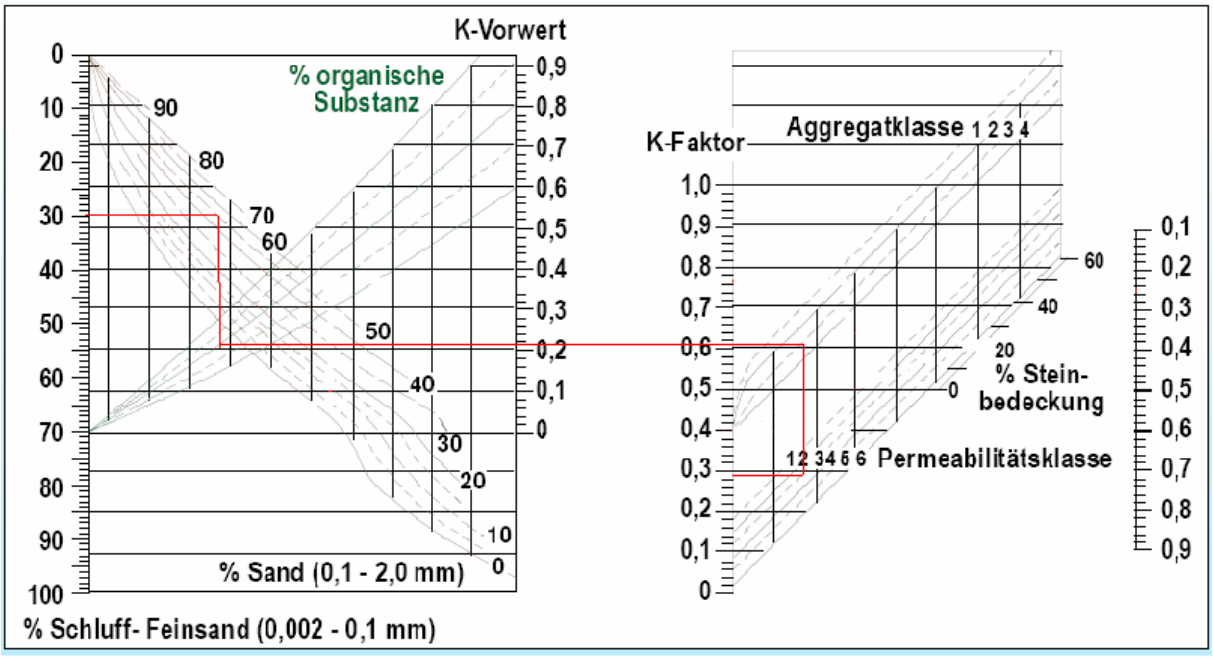
Folgende Tabelle zeigt die Durchlässigkeitswerte der Abdeckmaterialien (Döberl et al., 2002 STRANDEZA).

Durchlässigkeitsbeiwert kf [m/s]				
Abdeckmaterial	Entnahmestelle	Feldversuch (Bohrlochmethode)	Labor (Fallender Druckgradient)	Abschätzungaus d.Kornverteilung (nach Konzeny)
		Durchlässigkeitsbeiwert kf [m/s]		
Kies/Schluff Gemisch	Feld I/1 C7	23*10-6	860*10-7	1,5*10-6
	Feld I/1 C3	11*10-6	1100*10-6	1,9*10-6
Kies	Feld II/1 G4	4,7*10-6	nicht möglich	4,6*10-6
Kompost	Feld III/1 L2	62*10-5	3400*10-6	220*10-6
	Feld III/2 P3	22*10-6	4200*10-6	830*10-6

Tabelle 7: Durchlässigkeitsbeiwerte der Abdeckmaterialien (Döberl et al., 2002 STRANDEZA)

Für die Berechnung der Wassererosion der Oberflächenbedeckung wurde mit einem mittleren Wert für Durchlässigkeitsbeiwert kf von $700*10^{-6}$ [m/s] gerechnet.
Das gehört zur mittleren Wasserleitfähigkeit und Durchlässigkeitsklasse 3. (Schwertmann et.al, 1987).

K-Wert für Bodenflächebedeckung wurde von dem Nomogramm abgelesen:



Grafik 2:Nomogramm

Unter Anwendung der oben beschriebenen Annahmen, hinsichtlich der Oberflächenbedeckung, wurden für die ABAG folgende Parameter abgeleitet:

	Normales Jahr	Extreme Erreignisse	
N= mittlerer Jahresniederschlag	596	796	
R=Regen-und Oberflächenabflussfaktor R = 0,083*N –1,77	47,698	64,298	
M = (% Schluff + Feinstsand). (%Schluff + % Sand)			
OS = % organische Substanz; für OS > 4 %, 4 einsetzen	5	5	%
S-Neigung	30	30	%
A = Aggregatklasse	3	3	/
D = Durchlässigkeitsklasse	6	6	Extrem hoch kf=700*10-6 [m/s]
K= Bodenerodierbarkeitsfaktor K = 2,77 x 10-6 x M1,14 x (12 – OS) + 0,043 . (A – 2) + 0,033 x (4 - D)k	0,29	0,29	
L=Hanglängenfaktor	2,1	2,1	Länge=106 m
S=Hangneigungsfaktor	6,8	6,8	30%
C=Bedeckungs-und Bearbeitungsfaktor	0,10	0,10	ungünstig
P=Erosionsschutzfaktor	1	1	Langjähriger mittlerer Jahres-Bodenabtrag ohne Erosionsschutzmaßnahmen

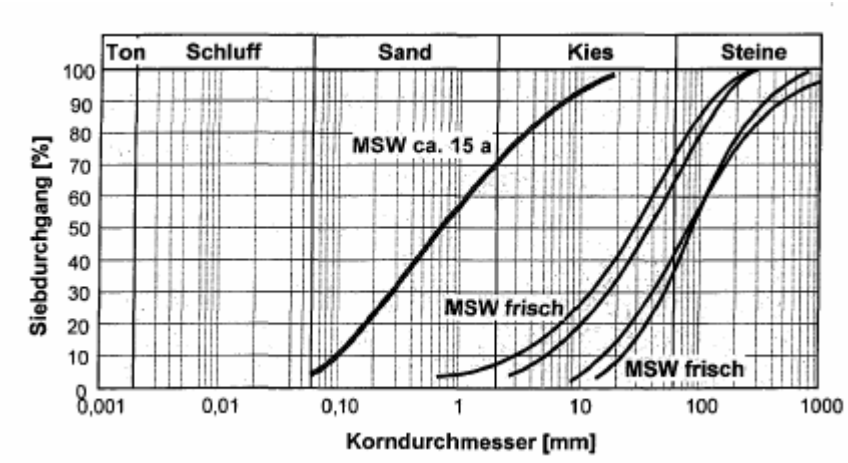
Tabelle 8:Beschreibung der Parameter für die Wassererosionsberechnung nach ABAG-Deponieabdeckung

Mit allen oben geführten Daten und Annahmen kommt es zu einem Bodenabtrag für ein durchschnittliches Jahr von 13,692 t/(ha*a) und bei extremen Niederschlägen (hundertjähriger Niederschlag) von 18,36 t/(ha*a).
Im Folgenden wird mit einer mittleren Erosionsrate für die Oberflächenabdeckung von[14t/(ha*a)] gerechnet.

Erosion des Abfallkörpers

Laut (Döberl, 2004) ist: “Sedimentpetrographisch gesehen, eine Hausmüll eine anfangs steinig kiesige, später sandig-kiesige (Ton/Schlufffraktion < 10M %) Ablagerung“.

Die Hausmüllzusammensetzung nach (Turczinski 1988) zeigt folgende Grafik:



Grafik 3: Hausmüllzusammensetzung nach (Turczinski 1988)

Aus (Döberl et al., 2002 STRANDEZA)

Im Laufe der Zeit geht die Hausmüllzusammensetzung immer mehr in die Richtung des Sandes.

In dieser Arbeit wurde für die Hausmüllzusammensetzung eine Mischung aus 10 % Kies, 80 % Sand und 10 % Ton/Schluff angenommen.

Für die Durchlässigkeit des Abfalls wurde laut den Angaben Riehl - Herwisch (1995) und allgemeinen Literaturgaben ein Wert von kf=10^{-5} m/s angenommen.

Gemäß den gewählten Annahmen für Hausmüll ergeben sich für die ABAG folgende Werte:

Koeff.	Normales Jahr	Extreme Erreignisse	
N	596	796	
R	47,698	64,298	
M = (% Schluff + Feinstsand) . (%Schluff + % Sand)			
OS	5	5	%
S	30	30	Angenommen
A	3	/	Angenommen
D	4	4	Mittlere Kf=~10-5m/s
K	0,16	0,16	
L	2,1	2,1	L=106m
S	6,8	6,8	0,3
C	0,1	ungünstig	
P	1	1	Langjähriger mittlerer Jahres-Bodenabtrag ohne Erosionsschutzmaßnahmen

Tabelle 9: Parameter für die Wassererosionsberechnung nach ABAG-Hausmüll

Mit allen oben geführten Daten und Annahmen kommt es zu einem mittleren Abfallabtrag von 10,89 t /(ha*a) und bei extremen Niederschlägen (hundertjähriges Niederschlagsereignis) von 14,69 t/(ha*a).

Für die Erosion des Hausmüllkörpers wird mit einer Erosionsrate von 11t/(ha*a) gerechnet.

4.3.2 Winderosion

Wenn die Windgeschwindigkeit einen kritischen Punkt erreicht, d.h. im Moment wenn die Windkraft stärker als der Widerstand bzw. die Schubspannung der Bodenteilchen ist, kommt es zu Bodenablösung.
Nach der Bodenablösung kommt es zum nächsten Prozess der Winderosion, zum Abtransport der Bodenteilchen.
Abhängig von der Größe der Teilchen unterscheidet man folgende Transportarten:

1. Bodenkriechen (gilt für bis zu 2 mm Teilchendurchmesser),
2. Saltation (gilt für bis zu 0,5 mm Teilchendurchmesser)
3. Suspensionstransport (gilt für Teilchendurchmesser kleiner als 0,05 mm).

Bodenkriechen bezeichnet über die Oberfläche gerollte Bodenpartikel. Diese Bodenpartikel werden wegen ihrer Größe nicht in die Höhe geschleudert, sondern nur am Boden gerollt und enden meistens in der nächsten Rille des Feldes.

Wie schon erwähnt bezeichnet Saltation die in die Luft gerissenen Bodenteilchen bis zu 0,5 mm Durchmesser, die bis zum Feldrand transportiert werden.

Suspensionstransport bezeichnet den Transport von sehr kleinen Bodenteilchen (bis zu 0,05 mm) die durch Windkraft zum Schweben gebracht werden und bis Tausend Kilometer transportiert werden können.

Das nächste Bild (BLUME 1992) zeigt schematisch die oben beschriebenen Bewegungsformen der Bodenpartikel.

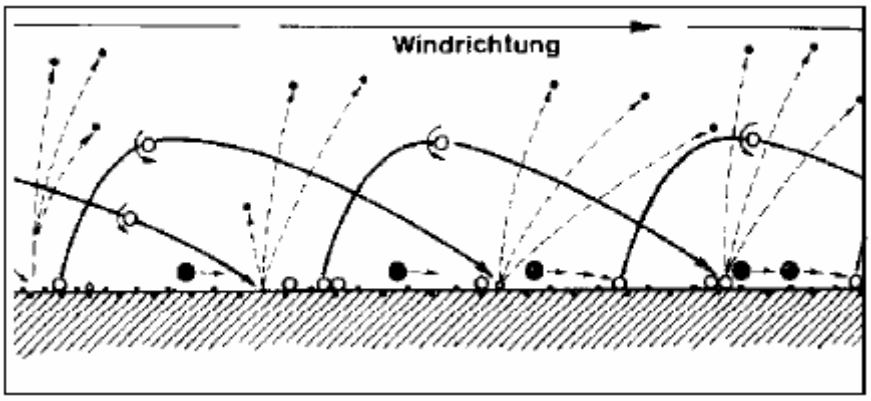
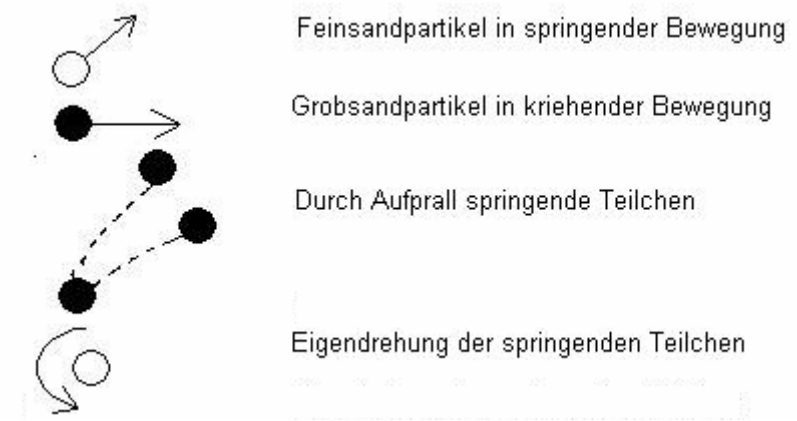


Abbildung 11:Bewegungsformen der Bodenpartikel (Blume 1992)

- Wobei:



Im Vergleich zu der Wassererosion, ist bei der Winderosion die kritische Geschwindigkeit (die Geschwindigkeit die überschritten sein muss, um zu einer Erosion zu kommen) größer und die erodierbaren Teilchen sind kleiner.
Als besonders winderosionsgefährdet gelten windoffene nicht bepflanzte und trockene Flächen.

Für die Berechnung des durch Wind verursachten Bodenabtrags wird in der Praxis das so genannte "Wind Erosion Equation" (WEQ) Modell benutzt.
Es geht um ein empirisches Modell von (Woodruff & Siddoway 1965).
Das Modell WEQ beruht auf langjährigen Untersuchungen des Bodenabtrags die Woodruff und Siddoway für ein Feld in Garden City, Kansas, USA durchgeführt haben.
Das Ergebnis der Berechnung ist die Jahressumme des Bodenabtrags t/(ha*a).
Die Deposition wird nicht berücksichtigt.

Die Erosionsrate E [t/(ha*a)] ist eine Funktion folgender Parameter:

E=f(I,K,C,L,V)

I- Bodenerodierbarkeit [t/(ha*a)]
K- Rauhigkeitsfaktor [/]
C- Klimafaktor [%]
L- Ungeschützte Feldlänge in Windrichtung [m]
V- Vegetationsdecke [kg/ ha]

Die Erosion nach dem Modell WEQ kann jedoch auch mit folgender Gleichung von (Williams et al., 1984) zitiert in (Klik 2001) berechnet werden:

E2=I*K
E3=I*K*C
Lo=1,56*106*E2-1,26*exp (-0,00156*E2)
F=E2*(1-0,1218*(L/Lo)0,3829*exp(-3,33*L/Lo))
E4=(F0,3484+E30,3484-E20,3484)2,87
Ψ1=1+8,93*10-5*V+8,51*10-9*V2-1,59*10-13*V3
Ψ2=exp(-7,59*10-4*V-4,74*10-8*V2+2,59*10-13*V3)
E=Ψ1*E4Ψ12

Tabelle 10: Gleichung von (Williams et al., 1984) zitiert in (Klik 2001)

Als Ergebnis der Berechnung bekommt man die Jahressumme des Bodenabtrags.

Für die Winderosionsberechnung wird in dieser Arbeit die Grundberechnung von (Williams et al., 1984) zitiert in (Klik 2001) benutzt.

An dieser Stelle werden die Parameter des WEQ Modells erläutert.

Boden – Erodierbarkeits-Index

Die Bodenerodierbarkeit I [t/(ha*a)] bezeichnet den jährlichen Bodenabtrag eines bestimmten Bodens.

Zu den Werten der Bodenerodierbarkeit wurde durch langjährige Messungen des Aggregatanteiles größer 0,84 mm auf einem offenen Feld ohne Vegetationsbedeckung gekommen.

Die nächste Tabelle zeigt die Bodenerodierbarkeit in [t/(ha*a)] für verschiedene Bodenarten abhängig davon, ob der Boden kalkarm oder kalkreich ist.
Die kalkarmen Böden sind von der Winderosion weniger gefährdet.

Symbol	Bodenart	kalkarm Bodenerodierbarkeit [t/(ha*a)]	kalkreich Bodenerodierbarkeit [t/(ha*a)]
S	Sand	544	544
uS	schluffiger Sand	213	213
lS	lehmiger Sand	213	213
tS	toniger Sand	245	245
sU	sandiger Schluff 2	213	213
U	Schluff	130	136
lU	lehmiger Schluff	166	213
sL	schluffiger Lehm	163	198
L	Lehm	149	149
uL	schluffiger Ton	67	213
sT	sandiger Ton	138	138
lT	ehmiger Ton	198	198
T	Ton	213	213

Tabelle 11: Bodenerodierbarkeit (Klik 2001)

In (Klik 2001) kann man die Überlagerung des österreichischen Texturdreiecks mit sogenannten WEG (Wind erodibility groups) für kalkreiche und kalkarme Böden finden.
WEG ist eine Gruppierung von Böden, die ähnliche Eigenschaften im Bezug auf den Widerstand gegen die Winderosion zeigen.

Der Klimafaktor C bezeichnet den Klimaeinfluss auf die Erosivität eines Standortes im Bezug auf das Klima in Garden City (Kansas, USA) an, wo, wie schon erwähnt, (Woodruff & Siddoway 1965) die Messungen für das Modell WEQ durchgeführt haben.

Der Rauhigkeitsfaktor K ist ein dimensionsloser Faktor, der sich auf die Rauhigkeit des Bodens und dessen Einfluss auf den Bodenabtrag bezieht.

(Woodruff & Siddoway 1965) schlagen einige Diagramme vor, zur Ermittlung des Rauhigkeitsfaktors in Bezug auf den Winkel zwischen erosiver Hauptwindrichtung und Ausrichtung der Reihen.
Für die Berechnung der Winderosion wurde Wind parallel zur Deponielänge angenommen, was dem Standort entspricht. So kommt man zum K Faktor von 0,67.

Wie schon erwähnt, bezeichnet der Klimafaktor C den Einfluss des Klimas auf die Erosivität eines Standortes in Bezug auf das Klima in Garden City(Kansas, USA).

Klimafaktor C [%] berechnet man als:

$C=386*u^3/(PE)^2$

wobei:

u-durchschnittliche, jährliche Windgeschwindigkeit [m/s]

PE-Thotnthwaite Index

$$PE=3,16 *\sum_{i=1}^{12} (Pi/1,8Ti+22)^{10/9}$$

Pi =Niederschlagssumme im Monat i [mm]

Ti =Mittlere Temperatur im Monat i [C]

Durch den Vegetationsfaktor wird der Einfluss der Pflanzenbedeckung auf die Erosionsrate E berücksichtigt.
Zu diesem Zweck haben (Woodruff & Siddoway 1965) sogenannte „Small grain equivalent“ vorgeschlagen.
„Small grain equivalent“ bezeichnet das Produkt der Biomasse des Feldes und Konstanten, die sich auf die Pflanzarten beziehen.

Frucht	Zustand	Ausrichtung	a	b	Quelle
Stoppel Winterweizen	Aufrecht	Normal	4,306	0,97	Lyles,Allison 1981
Stoppel Winterweizen	Liegend	/	7,279	0,782	Lyles,Allison 1982
Stoppel Raps	Aufrecht	Normal	0,103	1,4	Lyles,Allison 1983
Stoppel Raps	Liegend	/	0,064	1,294	Lyles,Allison 1984
Stoppel Sonnenblume	Aufrecht	Normal	0,021	1,342	Lyles,Allison 1985
Stoppel Sonnenblume	Liegend	/	0,011	1,368	Lyles,Allison 1986
Sojabohnen	Liegend	/	0,167	1,173	Lyles,Allison 1987
Stoppel Mais	Aufrecht	Normal	0,229	1,135	Lyles,Allison 1988
Mais	Aufrecht	Normal	11,171	0,788	Armbrust,Lyles 1985
Mais	Aufrecht	Parallel	10,548	0,83	Armbrust,Lyles 1986
Sojabohnen	Aufrecht	Normal	19,224	0,813	Armbrust,Lyles 1987
Sojabohnen	Aufrecht	Parallel	8,525	0,772	Armbrust,Lyles 1988
Gras nicht beweidet	30 cm	/	0,6	1,39	Lyles,Allison 1980
Gras beweidet	5 cm	/	1,6	1,08	Lyles,Allison 1980
Gras überweidet	2,5 cm	/	3,06	1,14	Lyles,Allison 1980
Stoppel Durchnitt	/	Normal	8,9	0,9	Lyles,Allison 1981

Tabelle 12: Konstanten für die Abschätzung des „Small-grain equivalent“(Lyles L. und Allison B.E. 1980) zitiert in (Klick 2001)

In dieser Arbeit wurde für die Winderosionsberechnung der Klimafaktor von c=5,64 benutzt.

Der Wert wurde von (Klick 2001) für Marchfeld (Niederösterreich) berechnet und kann auch für den Standort Breitenau angenommen werden.

Wie bei der Wassererosionsberechnung, vermindert die Pflanzdecke auch bei der Winderosion den Bodenabtrag.

L [m] bezeichnet die ungeschützte Feldlänge in der Windrichtung.

National Resources Conservation Service (NRCD), zitiert in (Klik 2001) schlägt im National Agronomy Manual mehrere Beispiele für die Bestimmung der ungeschützten Feldlänge vor im Bezug auf verschiedene Schutzmaßnahmen.

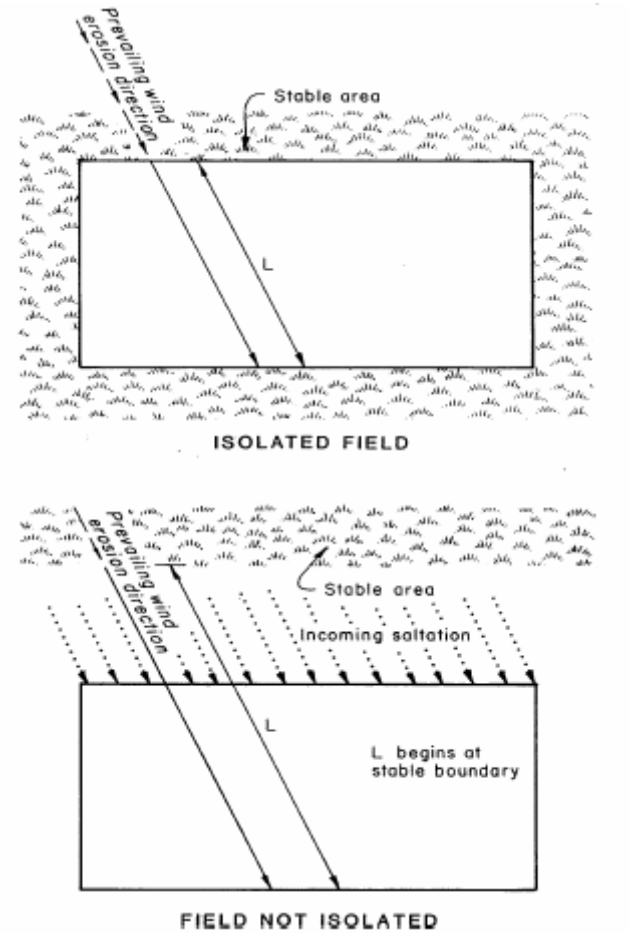


Abbildung 12: Bestimmung der ungeschützten Feldlänge (NRCS, National Agronomy Manual, Titel 190) zitiert in (Klik 2001)

Die Schutzmaßnahmen vermindern die erosive Energie des Windes.

Die Dimension des geschützten Bereiches ist von der Höhe, Breite und effektiver Porosität der Schutzmaßnahme abhängig.

Bei größerer Porosität kommt es zu Verwirbelungen, bei geringer Porosität zur Zunahme der Windgeschwindigkeit.

Es wurde mit der Länge L=106m gerechnet. Keine geschützten Bereiche wurden angenommen.

Die Deponie wurde als ungeschützter Bereich betrachtet.

Obwohl alle drei Felder unterschiedliche Oberflächenbedeckung haben, wurde wegen der Modellvereinfachung angenommen, dass alle drei Felder die gleiche Art von Bedeckung haben.

Es wurde eine homogene Mischung für alle drei Felder angenommen (von ~55 % Sand ~ 30% Schluff und ~15% Ton)

Die genaue Kornfraktion für die Abdeckungsmaterialien alle drei Felder ist im Projekt STRANDEZA (Döberl et al., 2002) zu finden.

Bei der Winderosionsberechnung ist zwischen Textur:

- Sand (S),
- schluffiger Sand (uS),
- lehmiger Sand (lS),
- toniger Sand (tS),
- sandiger Schluff (sU),
- Schluff (U),
- lehmiger Schluff (lU),
- sandiger Lehm (sL),
- Lehm (L),
- schluffiger Lehm (sL),
- sandiger Ton (sT),
- lehmiger Ton (lT)
- Ton(T)

zu wählen.
Als Textur der Oberflächenbedeckung wurde für die erste Variante „schluffiger Sand“ angenommen.
Danach wurde mit der Oberflächenbedeckung „sandiger Schluff“ gerechnet. Die Berechnungen waren nahezu identisch.

Wie in diesen Annahmen schon erwähnt wurde, wurde die Oberflächenbedeckung wegen unterschiedlicher Zusammensetzung getrennt vom Abfall betrachtet.
Die Zusammensetzung des Abfalls wurde nach Döberl, G.(2004). als sandig-kiesige Ablagerung betrachtet.
Für die praktische Berechnung der Abfallerosion wurde die Textur „Sand (S) ausgesucht.

Neben erwähnten wurden auch noch weitere folgende Annahmen getroffen:

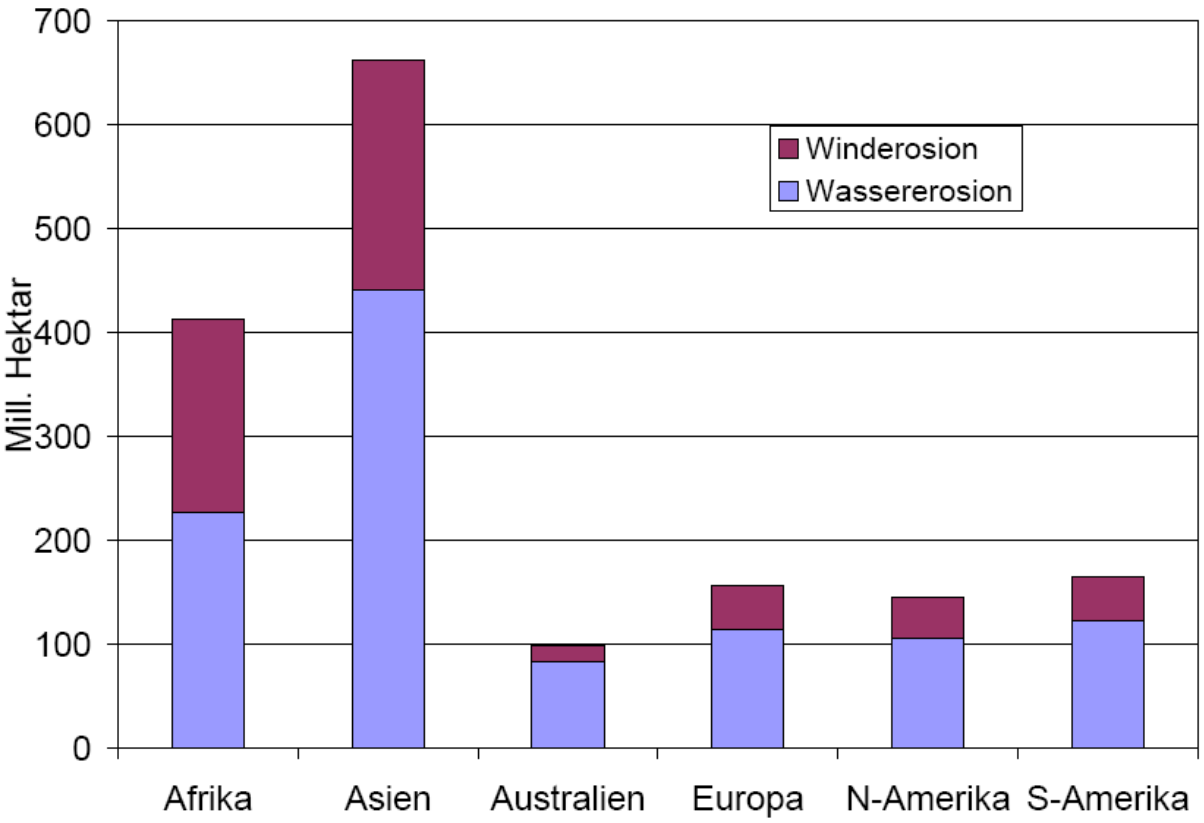
1. Die Deponie wurde als eine Haldendeponie mit dem quadratischen Grundriss (gleiche Länge und Breite von 106 m) betrachtet
2. Die Hangneigung wurde größer als 10% angenommen

3. Für die Oberflächenbedeckungserosion und Abfall wurde kein Bodenschutz angenommen
4. Der Wind wurde in Längsrichtung der Deponie angenommen
5. Die Klimaverhältnisse wurden wie für die Station Marchfeld (Niederösterreich) angenommen
6. Bei der Erosionsberechnung der Oberflächenbedeckung wurde pflanzliche Bedeckung „Getreide Stoppel, aufrecht“ angenommen mit der Biomasse von 1t/(ha *a).
7. Bei der Abfallerosionsberechnung wurde keine pflanzliche Bedeckung betrachtet
8. Bei der Oberflächenrauhigkeit wurde für Rückenhöhe und Rückenabstand je 5mm genommen.

Die Winderosionsberechnung nach dem Modell WEQ (Williams et al., 1984) unter oben stehenden Annahmen, zeigt für Oberflächenbedeckung einen Abtrag von ungefähr 1t/(ha*a).
Nach dem gleichen Modell und oben angeführten Annahmen ist man für die Abfallerosion zu einer Abtragrate von ungefähr 8 t/(h *a) gekommen.

Gleichzeitig, wie schon früher gezeigt, beträgt die Wassererosionsrate für Oberflächenbedeckung 14 t/(ha*a) und für Abfall 11 t/(ha*a).
Sowohl bei der Oberflächenbedeckung- als auch bei der Hausmüllerosion ist die Wassererosionsrate größer als die Winderosionsrate.

Folgende Grafik zeigt Wasser- und Winderosionsgefährdung aller Kontinente.



Grafik 4:Verhältnis der Wind –zu Wassereosion (Oldeman 1994) zitiert in (Gerzabek, H. 2007)

Man sieht dass in Europa ungefähr ein Drittel des erodierten Bodens durch Wind erodiert ist und der Rest ist der Wassererosion zuzuschreiben.

In dem Fall der Modell-Deponie wurde die Wind- und Wassererosion der Oberflächenbedeckung getrennt von der Wind- und Wassererosion des Abfalls betrachtet.
Die Summe der Wind- und Wassererosionsrate für Oberflächenbedeckung beträgt 15 t/(ha*a).
Davon macht die Winderosion 1 t/(ha*a) und Wassererosion 14 t/(ha*a) aus.
Die Summe der Wind- und Wassererosionsrate für Abfall beträgt
19 t/(ha*a), mit der Winderosionsrate von 8 t/(ha*a) und Wassererosionsrate von 11 t/(ha*a).

Tabellarisch dargestellt:

	Oberflächenbedeckung [t/(ha*a)]	Abfall [t/(ha*a)]
Wassererosionsrate	14	11
Winderosionsrate	1	8
Gesamt	15	19

Tabelle 13:Erosionsraten am Standort Breitenau

5 Verwendetes Material

5.1 Breitenau Deponiedaten

Die Deponie Breitenau ist eine Hausmülldeponie und gleichzeitig eine Versuchsdeponie im Sinne, dass viele Aspekte der Deponierung am Beispiel dieser Deponie untersucht wurden.

In Döberl et al., (2002) wurden durch detaillierte Untersuchungen viele Daten, die kurz-, mittel- und langfristigen Prozessen einer Hausmülldeponie bestimmen, ermittelt.

Viele, in dieser Arbeit benutzte Daten beruhen auf Messdaten, die innerhalb dieses Projektes durchgeführt wurden.

Die Deponie Breiteanu befindet sich im Gemeindegebiet Breitenau in Niederösterreich.

Ungefähr 95 000 t Hausmüll wurden auf dieser Deponie im Zeitraum von 1987-1989 abgelagert.

Die Deponie besteht aus drei getrennten Teilen bzw. Feldern (Feld I, Feld II und Feld III).

Folgende Abbildung zeigt den Querschnitt der Deponie.

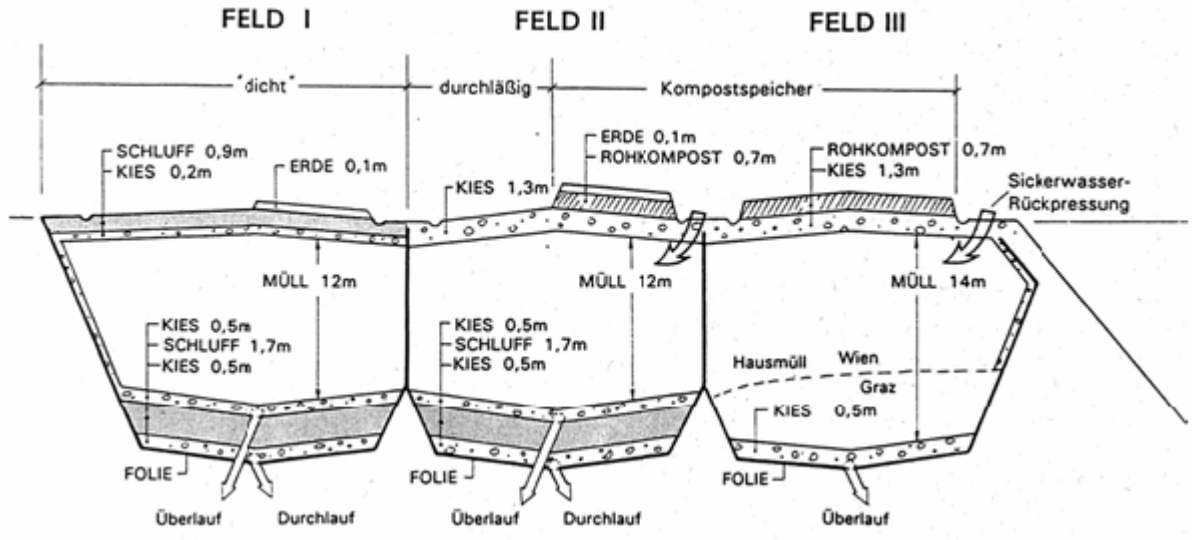


Abbildung 13: **Deponie Breitenau (Döberl et al., 2002 STRANDEZA)**

Die Oberflächenabdeckung und Basisabdichtung aller drei Felder wurden aus Untersuchungsgründen technisch anders gelöst.

Das ermöglichte die Beobachtung des Verhaltens dieser verschiedenen technischen Lösungen im Laufe der Zeit.

Feld I

Im Feld I sind 35 000 Tonnen Hausmüll aus Wien gelagert.
Die Oberflächenabdeckung des Feldes I an der linken Seite besteht aus:

1. 0,9m Schluffschicht
2. 0,2 m Kiesschicht

An der rechten Seite

1. 0,1 m Erdeschicht
2. 0,9m Schluffschicht
3. 0,2 m Kiesschicht

Die Basisabdichtung des Feldes I besteht aus mehreren Schichten in dieser Reihenfolge:

1. 0,5 m Kiesschicht
2. 1,7 m Schluffschicht
3. 0,5 m Kiesschicht
4. Folie

Feld II

Im Feld II sind 26 500 Tonnen Hausmüll aus Wien gelagert.
Die Oberflächenabdeckung des Feldes II an der linken Seite besteht aus:

1. 1,3 m Kiesschicht

An der rechten Seite

1. 0,1 m Erdeschicht
2. 0,7m Rohkompostschicht
3. 1,3 m Kiesschicht

Feld II hat die gleiche Basisabdichtung wie das Feld I.

Feld III

Im Feld III sind 33 200 Tonnen Hausmüll gelagert. Ein Drittel dieser Hausmüll stammt aus Wien, zwei Drittel aus Graz.

Die Oberflächenabdeckung des Feldes III an der linken Seite besteht aus:

1. 0,7 m Rohkompostschicht
2. 1,3 m Kiesschicht

Die Basisabdichtung des Feldes III besteht aus 0,5 m Kiesschicht und Folie.
Alle drei Felder sind mit Sickerwassersammelrohren oberhalb der Basisabdichtung ausgestattet (bezeichnet in der Abbildung 5 als Überlauf).
Feld I und Feld II besitzen noch dazu Sickerwassersammelrohre unterhalb der Basisabdichtung (bezeichnet in der Abbildung 5 als Durchlauf).
Schon im Jahr 1987 wurde mit täglichen Sickerwassermessungen begonnen. Seit 1997 erfollgen die Messungen automatisch.

5.2 Beschreibung der Modelldeponie

Die Daten, die für die Abschätzung der langfristigen Deponieemissionen benötigt wurden, wurden zum Teil von der Versuchsdeponie Breitenau übernommen.
So wurde die Abfallzusammensetzung, die Oberflächenbedeckung und der Standort der Versuchsdeponie Breitenau, übernommen.

Der Baukörper der Deponie Breitenau ist als Grubendeponie ausgeführt.
Für die Zwecke der Untersuchung der Winderosionsauswirkung auf die Hausmülldeponie wurde anstatt der Grubendeponie eine Haldendeponie angenommen.

Die Modelldeponie wurde als Haldendeponie mit quadratischen Abmessungen (Länge und Breite von je 106 m), betrachtet (wie die Skizze zeigt).
Die Abfallmenge der Versuchsdeponie Breitenau wurde dem Volumen der Modelldeponie angepasst.

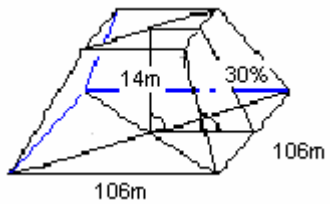


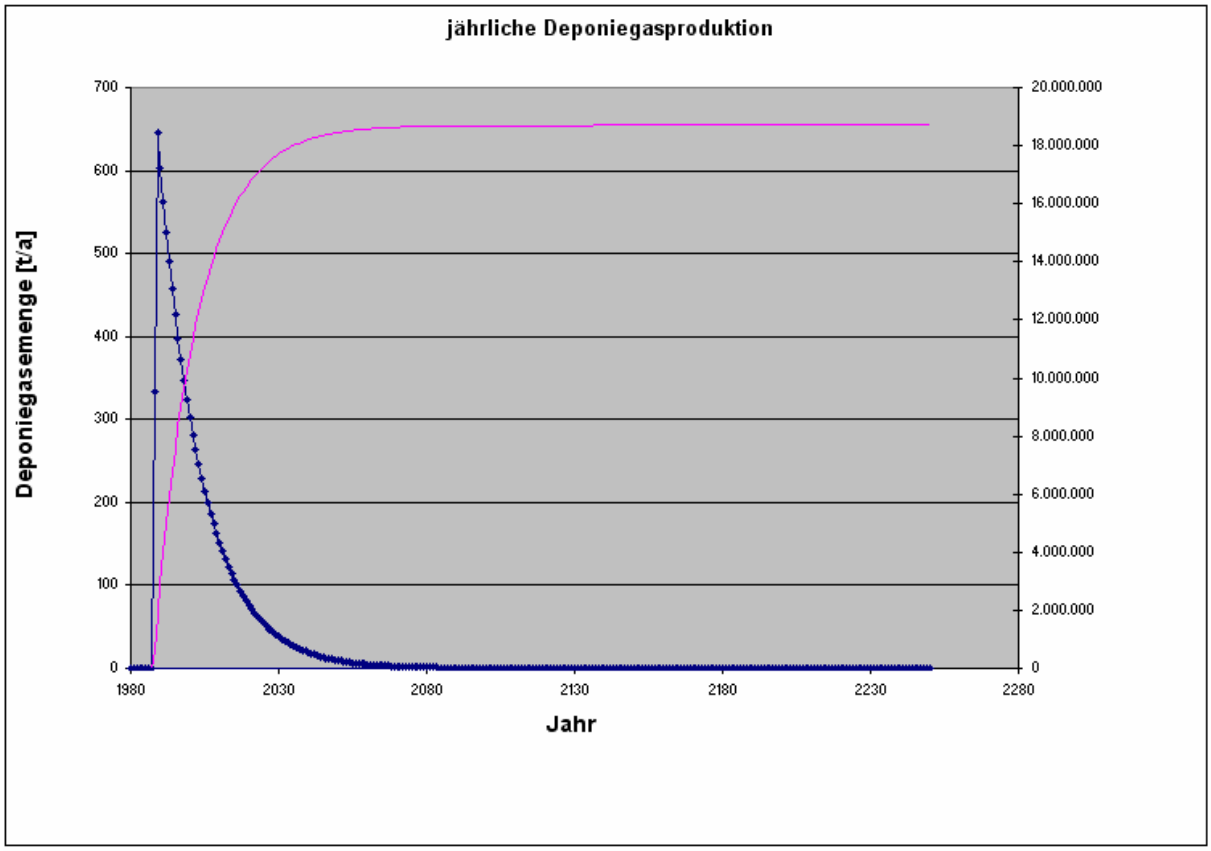
Abbildung 14:Modelldeponie

6 Ergebnisse

6.1 Kohlenstoffemissionen

Der größte Teil des Kohlenstoffs tritt aus der Deponie in Gasform aus, d.h. über den Gaspfad.
Der Rest, des in der Deponie gebliebenen Kohlenstoffs, befindet sich entweder gelöst im Deponiesickerwasser oder im Deponiekörper in nichtgelöster Form.
Der gelöste Teil des Kohlenstoffs verlässt die Deponie über den Sickerwasserpfad.
Der Deponiekörper wird im Laufe der Zeit den Verwitterungsprozessen ausgesetzt. Durch diese Prozesse wirdder nicht gelöste Kohlenstoff erodiert.

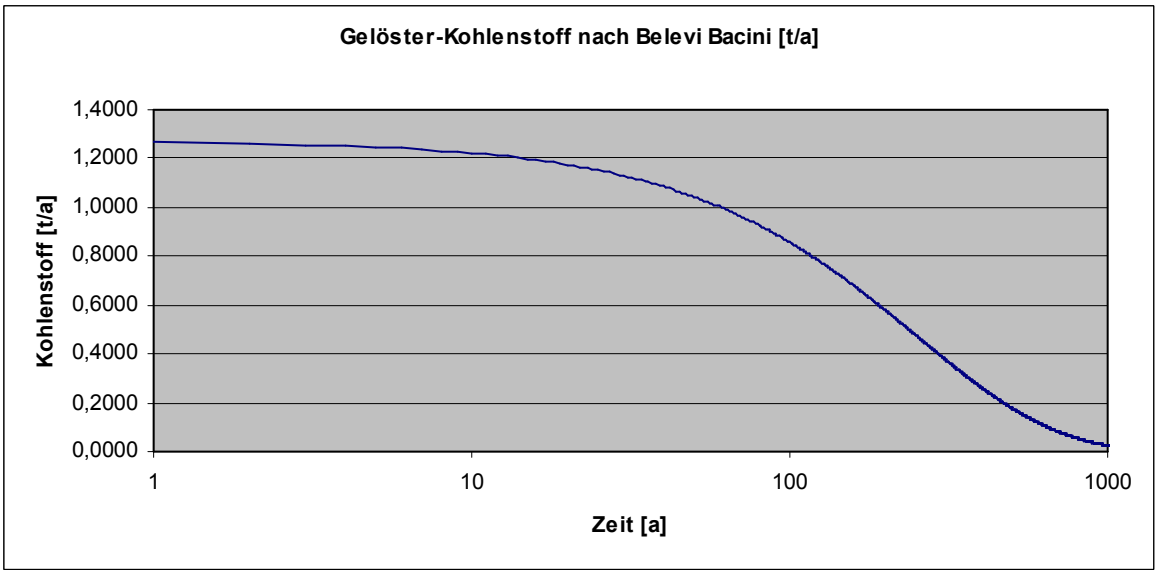
Folgende Grafik zeigt die Deponiegasproduktion der Modelldeponie bzw. das Verhalten des gasförmig emittierten Kohlenstoffs im Laufe der Zeit.
Nach ungefähr 100 Jahren nach der Deponieschließung ist die Deponiegasproduktion nahe vollständig abgeklungen.
Im Bezug auf langfristige Deponieemissionen spielt zu Deponiegas umgewandelter Kohlenstoff keine Rolle mehr.
Die Menge des zu Gas abgebauten Kohlenstoffs beträgt ungefähr 10 000 t bzw.
18 700 000 m3 (Deponiegas).



Grafik 5: Deponiegasproduktion (Kapitel 14.1.1)

Das langfristige Verhalten des im Sickerwasser gelösten Kohlenstoffs ist in folgender Grafik (6) dargestellt.
Man kann sehen, dass die Kohlenstoffemissionen nach 5 Jahren etwa 1,25 t/a betragen.

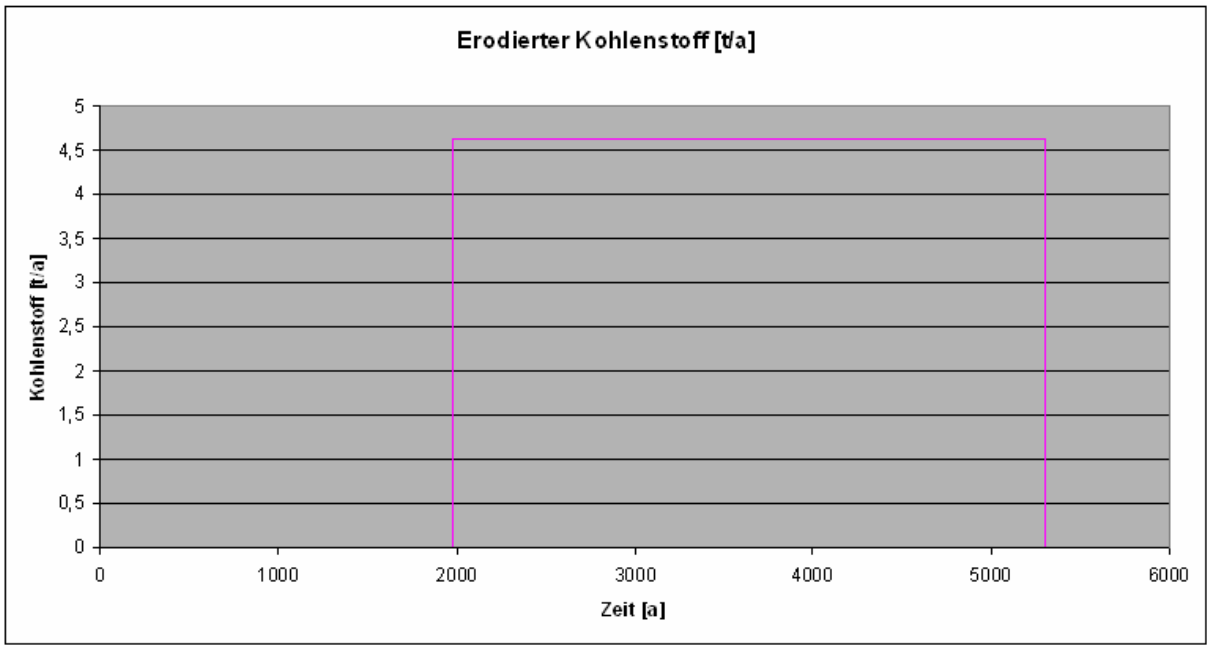
Die Anfangskonzentration des gelösten Kohlenstoffs beträgt 750 mg/l.
Erst nach 900 Jahren reduziert sich die Konzentration des gelösten Kohlenstoffs auf 20 mg/l und wird damit zulässig für die Einleitung in die Fließgewässer.



Grafik 6: Gelöster Kohlenstoff (Kapitel 14.1.2)

Die Menge des im Sickerwasser gelösten Kohlenstoffs beträgt in den ersten 1000 Jahren ungefähr 315 t.

Der Rest des schwer abbaubaren Kohlenstoffs bleibt in der Deponie und wird durch die Zeit, nachdem die Oberschicht wegerodiert ist, durch Verwitterungsprozesse die Deponie verlassen.

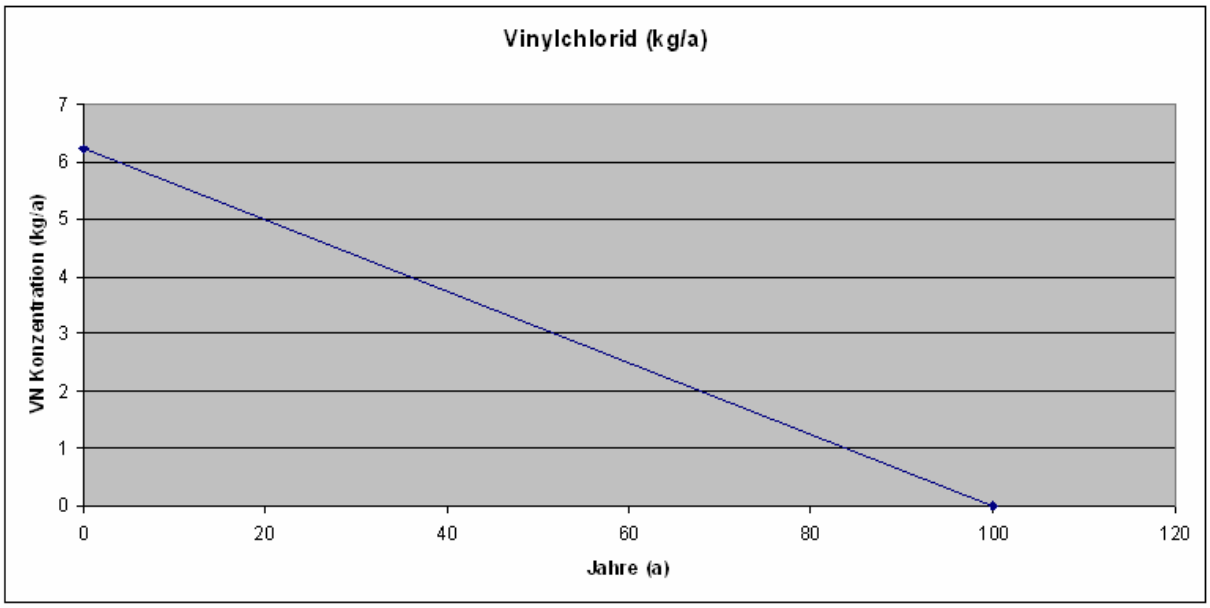


Grafik 7: Erodierter Kohlenstoff (Kapitel 14.1.3)

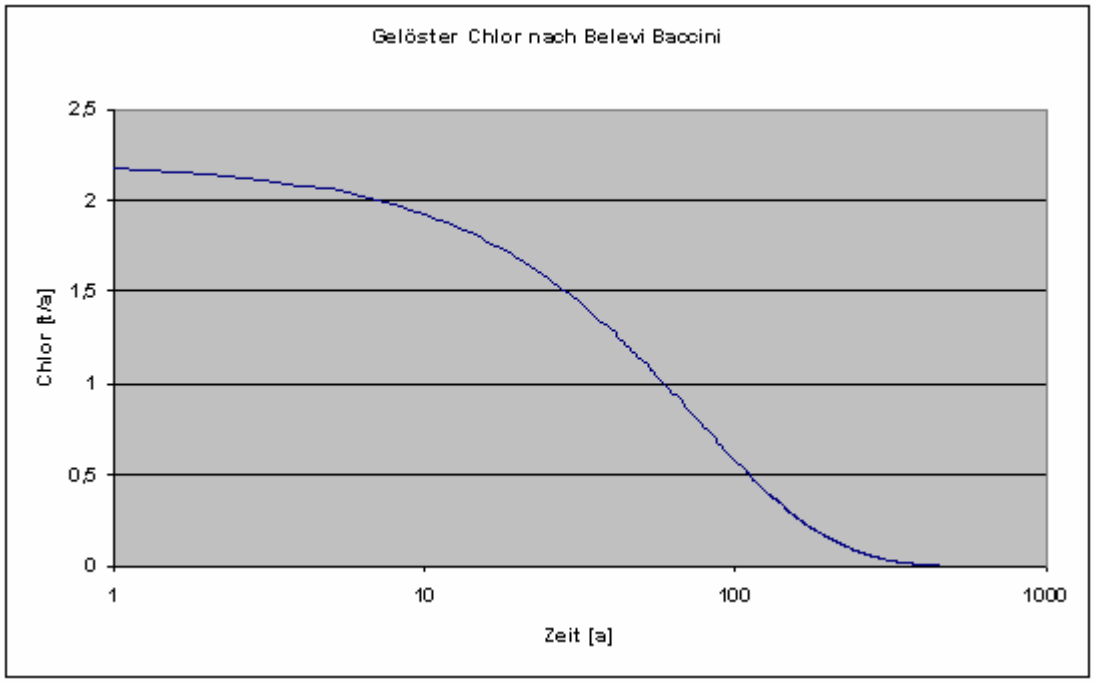
Nachdem die Oberschicht (Oberflächenabdeckung) nach etwa 2000 Jahren wegerodiert ist, beginnt der Abtrag des schwer abbaubaren Kohlenstoffs.
Die ganze Deponie wird durch eine mittlere Erosionsrate von 19 t/(ha*a) in 3330 Jahren vollständig erodiert.
Dabei beträgt die jährliche Fracht des emittierten (erodierten) Kohlenstoffs etwas mehr als 4,6 Tonnen.

6.2 Chloremissionen

Als Beispiel für die leicht löslichen Stoffe innerhalb Deponie wurde Chlor bzw. Chlorid ausgewählt.
Chlor kann die Deponie entweder in gelöster Form über den Sickerwasserpfad verlassen, oder kann, nachdem die Deponiebedeckung weg ist, erodiert werden.
Eine kleine Menge des Chlors kann sich auch im Deponiegas befinden.
Die Menge des Vinylchlorids im Deponiegas wurde mit Hilfe des Chloranteils im Deponiegas berechnet.
Es wurde laut (Brunner et al., 2001) ein Transferkoeffizient von 0,1 verwendet.
So kommt man zur gesamten Menge des Vinylchloridgases von 622,05 kg.
Wird diese Menge in 100 Jahren abgebaut, so beträgt die jährliche Vinylchloridmenge 6,2 kg/a.
Die Menge des Vinylchloridgases von 622,05 kg ist im Vergleich zu der Menge des Kohlenstoffs in der Gasform von 10 000 t vernachlässigbar.



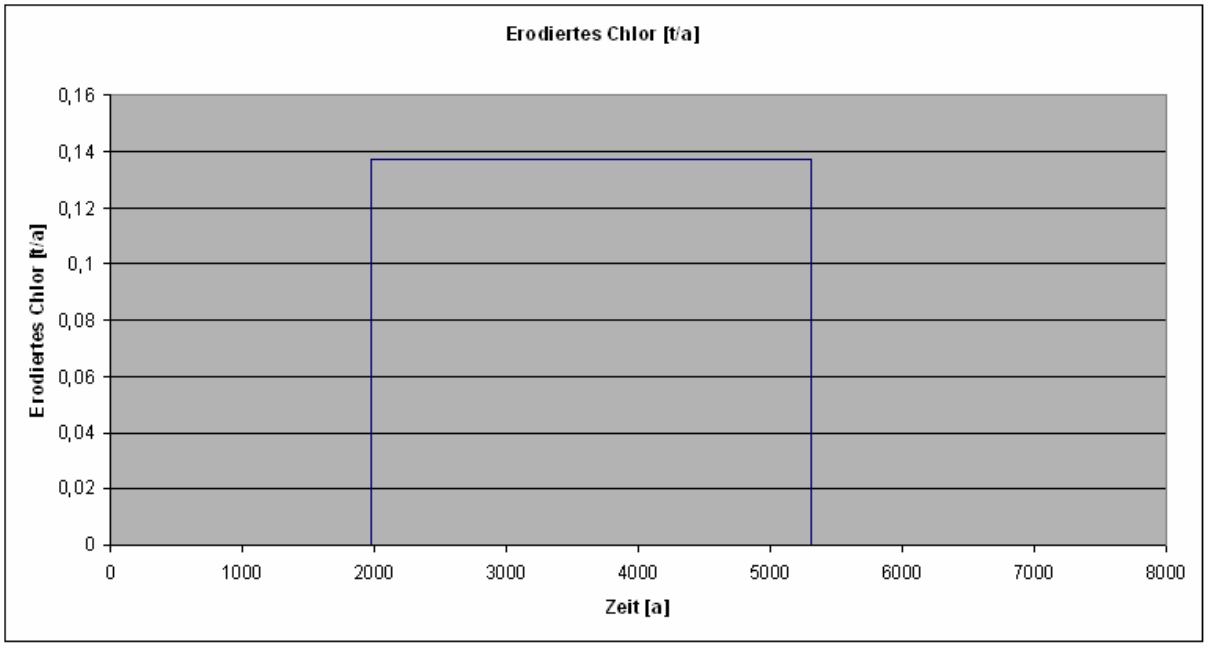
Grafik 8: Deponiegasproduktion –Vinylchloridabbau (Kapitel 14.2.1)



Grafik 9: **Gelöstes Chlor (Kapitel 14.2.2)**

Die gesamte im Sickerwasser gelöste Menge am Chlorid beträgt in den ersten 1000 Jahren ungefähr 121 t.
Die maximale Chloridemission beträgt 2,2 t/a.
Erst nach ungefähr 240 Jahren erreicht das im Sickerwasser gelöste Chlorid, den zulässigen Wert für die Einleitung in die Fließgewässer von 50 mg/l.

Die restliche Menge des Chlors, welche nicht im Sickerwasser gelöst wurde, wird langfristig erodieren.
Dieses nicht gelöste Chlor wird in 3300 Jahren durch Wirkung von Verwitterungsprozessen weggetragen.
Wie schon erklärt wird die Oberflächenbedeckung in rund 2000 Jahren abgetragen.
Danach beginnt der langsame Prozess der Erosion des Abfalls und dauert die nächsten 3300 Jahre.
Die jährliche Menge des erodierten Chlors beträgt 0,137 t/a.
Nach insgesamt 5310 Jahren wird die gesamte Chlormenge erodiert sein

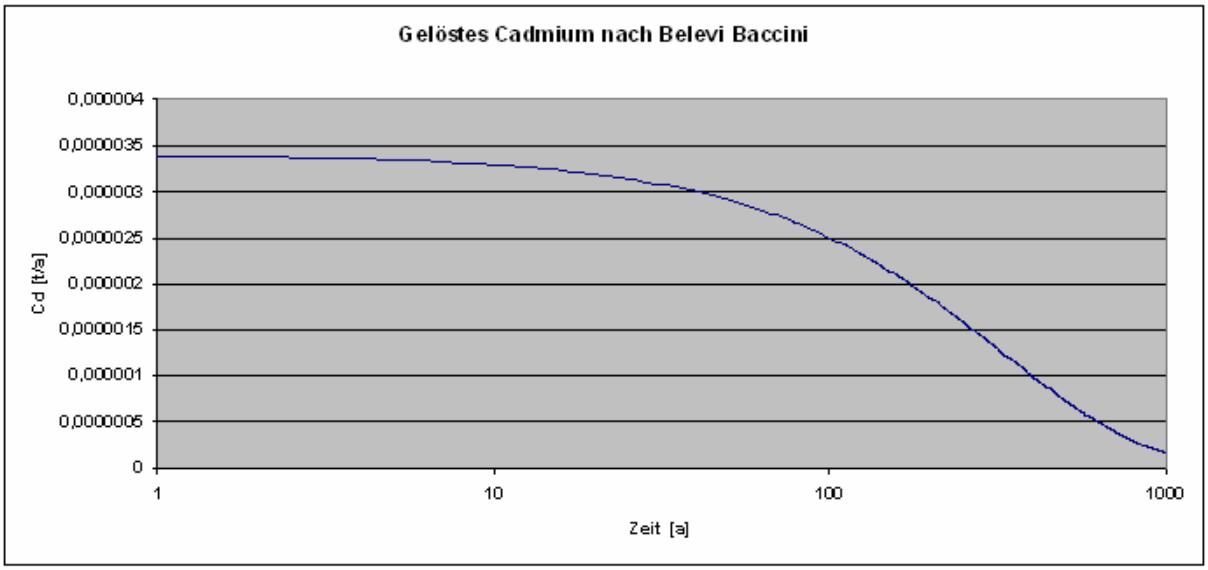


Grafik 10: Erodiertes Chlor (Kapitel 14.2.3)

6.3 Cadmiumemissionen

Als Stellvertreter der Schwermetalle wurde Cadmium gewählt.
Cadmium gehört zu den hoch toxischen Metallen und hat eine lange biologische Halbwertszeit.
Cadmium kann zu Nierenschädigungen führen.
Es besteht der Verdacht, dass Cadmium auch krebserregend und mutagen wirkt.

Laut AEV-Deponiesickerwasser, beträgt die zulässige Cd-Konzentration für die Einleitung ins Fließgewässer und in die Kanalisation 0,1mg/l.
Die in Österreich erlaubte Höchstkonzentration für Trinkwasser liegt bei 0,005 mg/l.
Bei der Berechnung der gelösten Menge des Cadmiums wurde mit Anfangskonzentration nach (Belevi & Baccini 1989) von 0,002 mg/l gerechnet.
Diese Anfangskonzentration befindet sich unter der zulässigen Grenze von 0,005 mg/l.
Belevi & Baccini (1989) Modell ist hier nur bedingt geeignet, da Cd-Mobilität stark pH - abhängig ist.
Die in den ersten 1000 Jahren gelöste Menge des Cadmiums beträgt ungefähr 0,001055 Tonnen.

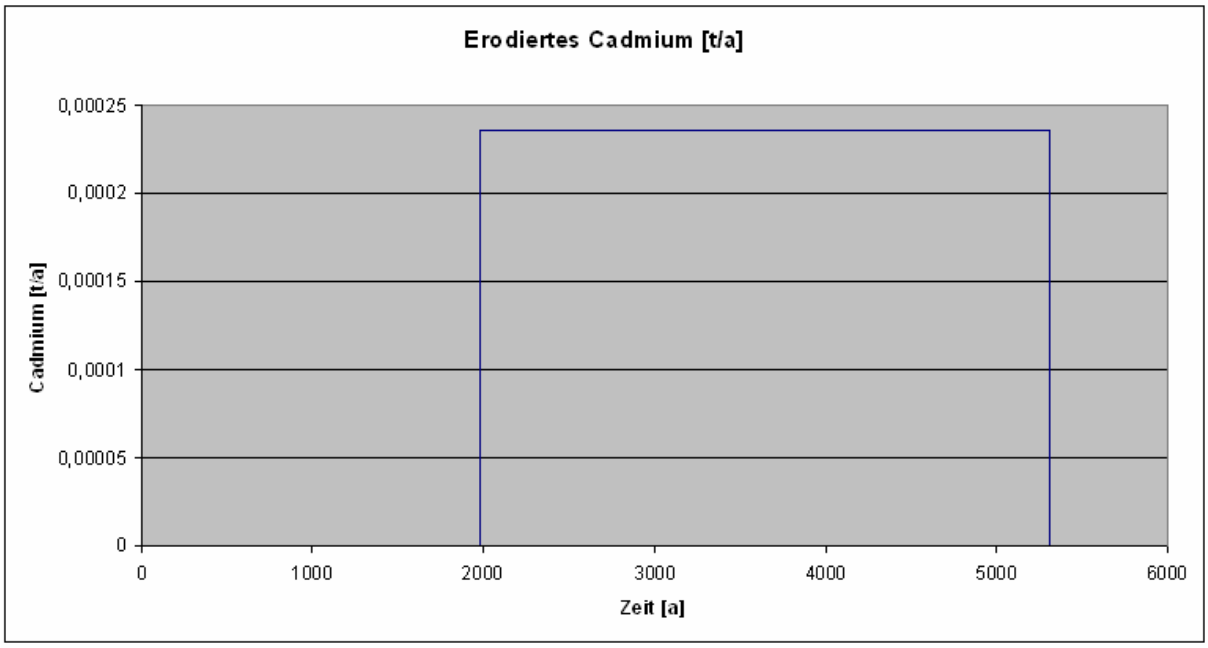


Grafik 11: Gelöstes Cadmium (Kapital 14.3.1)

Der Rest des Cadmiums, der nicht im Sickerwasser gelöst wurde, bleibt im Deponiekörper

Nachdem die Oberflächenbedeckung der Modelldeponie weg erodiert ist, beginnt die Erosion der Abfallschüttung und dauert mit einer mittleren Erosionsrate von 19t/(ha*a) 3330 Jahren.

Folgende Grafik (12) zeigt die Erosion des nicht gelösten Cadmiums.



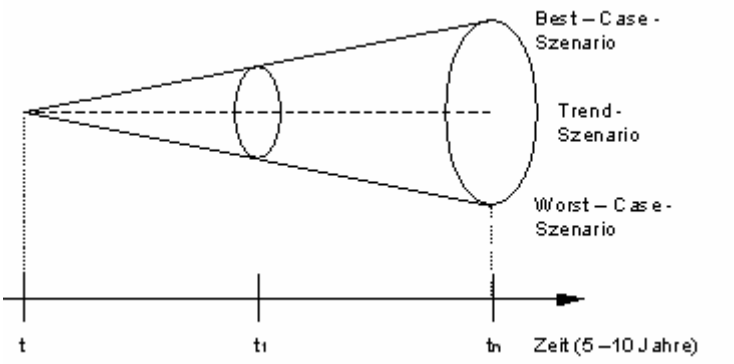
Grafik 12: Erodiertes Cadmium (Kapitel 14.3.2)

Die jährliche Fracht an erodiertem Cadmium beträgt 0,24 kg.

In den ersten 1000 Jahren, nach der Erosion der Deckschicht, beträgt die erodierte menge des Cadmiums 0,240 Tonnen.

7 Szenarienanalyse

Die Fundamente der Szenarienanalyse entwickelte Khan (Kahn & Wiener 1967) in den fünfziger und sechziger Jahren des vorigen Jahrhunderts.
Ein Szenario beschreibt mögliche zukünftige Situationen.
Die Szenario-Analyse versucht mehrere alternative Zukunftsbilder (Szenarien) zu entwerfen.
Es ist üblich Szenario-Analysen grafisch mit einem Trichter der Zukunft darzustellen.



Eine Szenario-Analyse läuft in mehreren Phasen ab:

1. Analyse (Das Objekt der Untersuchung möglichst abgrenzen)
2. Trends ermitteln
3. Auswertung (verschiedene Entwicklungspfade skizzieren)
4. Verwirklichung (sich für einen Entwicklungspfad entscheiden)

Der Einsatz der Szenario-Analyse ist mit großem Aufwand verbunden, weil die Input-Daten oft nicht oder schwer verfügbar sind.
Da in der Szenario-Analyse die Realität vereinfacht dargestellt wird, können dadurch Fehler auftreten.
(Döberl 2004) schlägt eine Liste der Faktoren vor, die bekannt sein sollten, um die Deponie richtig beurteilen zu können.

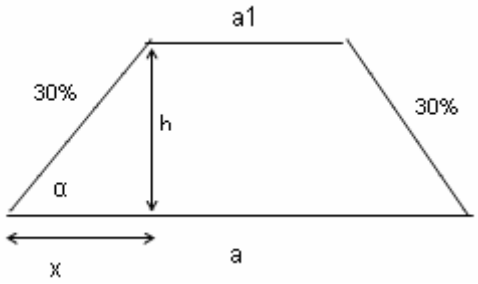
Parameter	Wissensstand
Charakterisierung des Abfalls	
Güterzusammensetzung	sehr gut
Elementare Zusammensetzung	gut bis sehr gut
Bindungsformen	mittelmäßig bis gut
Hydraulische Eigenschaften	gut bis sehr gut
Charakterisierung der Ablagerung	
Physikalisch-chemische Bedingungen	gut bis sehr gut
Hydraulische Eigenschaften	mittelmäßig bis gut
Klimatische Standortverhältnisse	sehr gut

Tabelle 14: Liste der Faktoren die bekannt sein müssen, um die Deponie ganzheitlich beurteilen zu können und heutiger Wissensstand darüber (Döberl 2004)

Unter Berücksichtigung der im Kapitel Erosion angeführten Annahmen und Überlegungen, werden mehrere Erosionsszenarien generiert.

Das erste Szenario betrachtet den Einfluss der Wasserdurchlässigkeits- Änderung auf die Erosionsrate.
Es wird gezeigt ob und wie die Nichthomogenität des Deponiekörpers die Erosionsrate beeinflusst.

Als nächstes wird untersucht, welchen Einfluss eine andere Deponieneigung auf die Erosionsraten hat.
Die am Anfang untersuchte Modelldeponie hat folgende Geometrie:



Untere Seite	a	[m]	106
Obere Seite	a1	[m]	12,6666
Höhe	h	[m]	14
	x	[m]	46,666
Winkel	Alpha	[°]	17
Tangens	tan(alpha)	[/]	0,3
Volumen	V	[m3]	59449,14433
Verhältnis	h/x	[/]	0,300004286

Die Neigung der Modelldeponie betrug 30%.
Aus der Geomorphologie ist bekannt, dass abgetragener Boden akkumuliert wird.

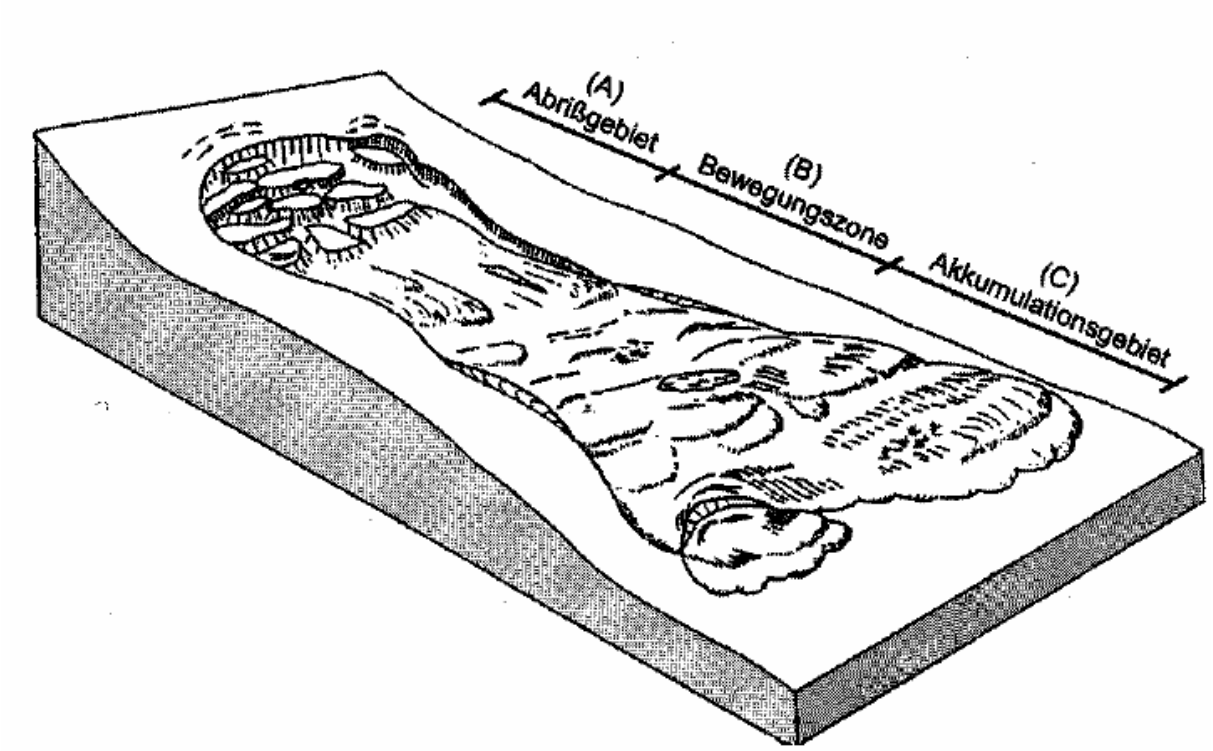


Abbildung 15 : Rutschungen: Abrissgebiet, Bewegungszone und Akkumulationsgebiet (Klengel & Pasek 1974)

Im erstellten Szenario ist in 1000 Jahren ein Teil der Modelldeponie erodiert und dadurch wird die Deponieneigung geringer (flacher).
Im Falle des betrachteten Szenarios wurde eine Neigung von 10 % angenommen.

Gleichzeitig wurde die Deponiesohle breiter und die Höhe der Deponie immer kleiner.
So kommt man zur neuen Geometrie der Modelldeponie:

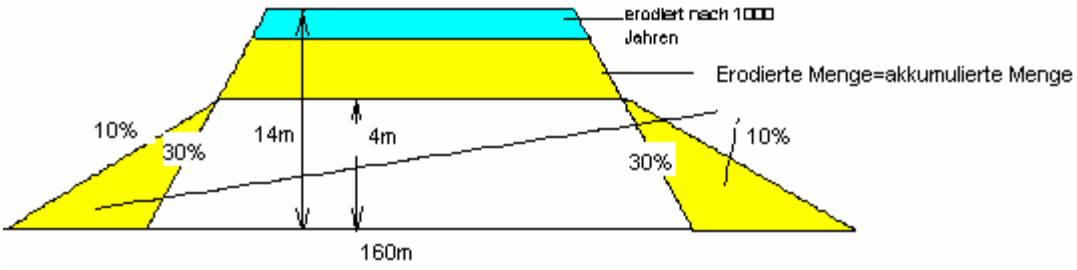


Abbildung 16 :Die neue Geometrie der Modelldeponie nach Szenario-Analyse

Im analysierten Szenario wurde angenommen, dass abgetragene und die akkumulierte Menge des Abfalls gleich groß sind.

Unter dieser Voraussetzung und 10%-ige Deponieneigung wurde die Geometrie der „neuen“ Modelldeponie berechnet.
Die Sohlenlänge der „neuen“ Modelldeponie betrug 160 m und die Höhe dieser Deponie 4 m.
Die so berechnete neue Geometrie der Deponie, unter Annahme dass es in 1000 Jahren zu keiner Klimaveränderung gekommen ist, hat Einfluss auf Wasser- und Winderosionsraten.
Die neu berechnete Wassererosionsrate für Hausmüll beträgt 3t/(ha*a).
Die neu berechnete Winderosionsrate für Hausmüll beträgt 9t/(ha*a).
Als Vergleich, bei der 30%-igen Neigung der Deponie, beträgt die Wassererosionsrate für Hausmüll 11t/(ha*a).
Die Winderosionsrate für Hausmüll bei der 30%-igen Neigungbeträgt 8t/(ha*a).
Es ist deutlich sichtbar, dass die Änderung der Deponieneigung großen Einfluss auf die Wassererosionsrate ausübt (neue Rate ist 3,6-mal kleiner).
Andererseits ist bei der Winderosionsrate die Differenz zwischen den Erosionsraten vernachlässigbar.
Der Einfluss der neuen Geometrie bzw. dadurch beeinflussten Erosionsraten wird am Beispiel des Cadmiums Kapitel 7.2 untersucht.

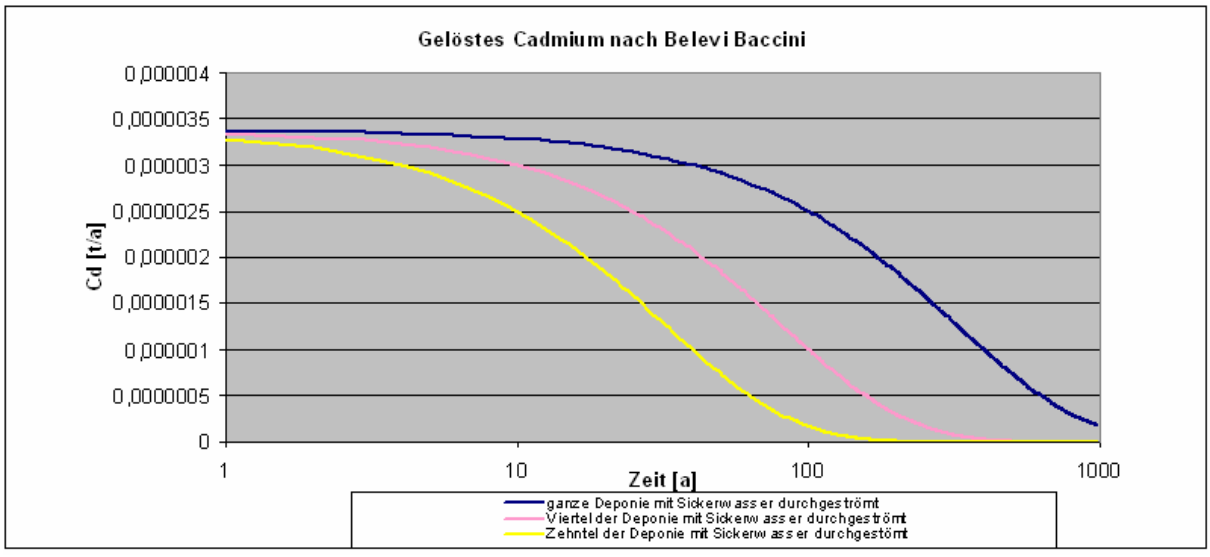
Im Kapitel 7.3 wird der Einfluss des Standortes auf die Erosion der Modelldeponie untersucht.

7.1 Szenario im Bezug auf das Konzept 2 Dimensionalen 2 Bereichsmodells (am Beispiel Cadmiums)

In vorherigem Kapitel wurden die Mengen an gelösten Kohlenstoff, Chlor und Cadmium nach dem Modell von (Belevi & Baccini 1989) berechnet.
Vorausgesetzt wurde, dass die ganze Deponie ein homogener Körper ist und dadurch als Ganzes mit Sickerwasser durchgeströmt wurde.
In Wirklichkeit ist eine Hausmülldeponie, wie im Kapitel 3.4.1 dargestellt, viel heterogener.
Innerhalb so einer Deponie befinden sich zwei wesentliche Bereiche, ein Bereich mit großer Speicherkapazität und geringer Wasserdurchlässigkeit (der so genannte

Matrixbereich) und ein Bereich mit großer Wasserdurchlässigkeit und geringer Speicherkapazität (präferentielle Sickerwege).

Im Bezug auf die Heterogenität einer Hausmülldeponie können mehrere Szenarien analysiert werden.
Ein mögliches Szenario wäre, dass nur ein Teil der Deponie vom Sickerwasser durchgeströmt wird, und der Rest der Deponie undurchlässig ist.
In dieser Arbeit werden, am Beispiel des Cadmiums, zwei mögliche Szenarien vorgeschlagen.
Im ersten Szenario „Szenario I BB“, wird angenommen, dass eine Viertel der Deponie vom Sickerwasser durchgeströmt ist.
Der Rest der Deponie wäre dann ein Bereich mit geringer Wasserdurchlässigkeit (Matrixbereich).
Das zweite Szenario, „Szenario II BB“, geht davon aus das nur ein Zehntel der Deponie vom Sickerwasser durchgeströmt ist und der Rest der Modelldeponie Wasserundurchlässig ist.
Die zwei genannten Szenarien werden am Beispiel des Cadmiums analysiert und grafisch dargestellt.
Die schon untersuchte Variante, nach welcher die ganze Deponie wasserdurchlässig ist, wird in derselben Grafik dargestellt.



Grafik 13:Gelöstes Cadmium nach verschiedenen Szenarien (Kapitel 15.1)

Im Fall, dass die ganze Deponie konstant mit dem Sickerwasser durchgeströmt ist, dauert es ungefähr 1000 Jahren bis gelöstes Cadmium aus der Modelldeponie ausgewaschen wird.

Im Szenario nachdem ein Viertel der Deponie durchgeströmt wird, sinkt die Cadmiumkonzentration rascher als im ersten Fall und wird nach 300 Jahren Null sein.

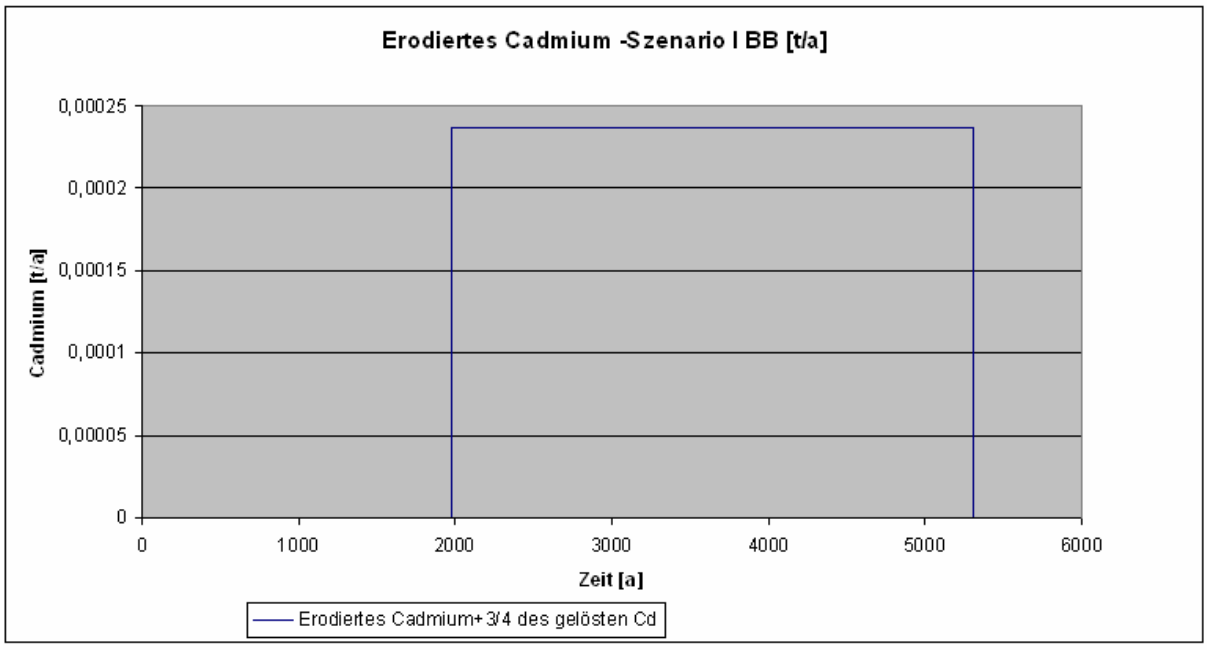
Im Fall einer sehr heterogen durchgeströmten Deponie, wo nur ein Zehntel des Deponiekörpers mit dem Sickerwasser durchgeströmt wird, sinkt die Konzentration des gelösten Cadmiums noch rascher als in beiden vorherigen Fällen und wird nach ungefähr 100 Jahren Null sein.

Nach dem Szenario, wo das Viertel der Deponie wasserdurchlässig ist, wird nur ein Viertel der lösbaren mobilisierbaren Mengen an Cadmium durch Sickerwasserdurchströmung entfernt.

Dadurch verbleiben drei Viertel der löslichen Cadmium Menge in der Deponie und werden anschließend erodiert sein.

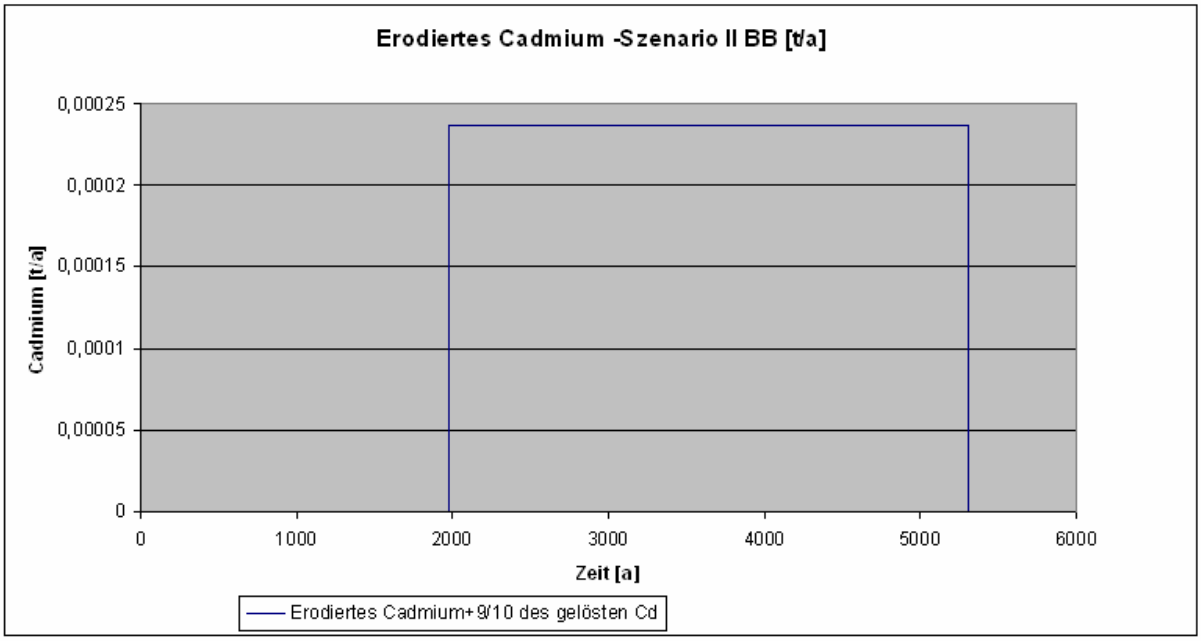
Die nächste Grafik zeigt die erodierbaren Cd-Mengen nach diesem Szenario.

Die Menge an Cadmium die zusätzlich erodiert sein könnte ist vernachlässigbar und beträgt 0,22 Gramm pro Jahr.



Grafik 14:Erodiertes Cd nach dem „Szenario I BB“(Kapitel 15.2)

Nach dem „Szenario II BB“ wird, wie schon gesagt, nur ein Zehntel der Deponie mit dem Sickerwasser durchgeströmt.
Der Rest, neun Zehntel des lösbaren Cadmiums, steht dann der Erosion zur Verfügung.



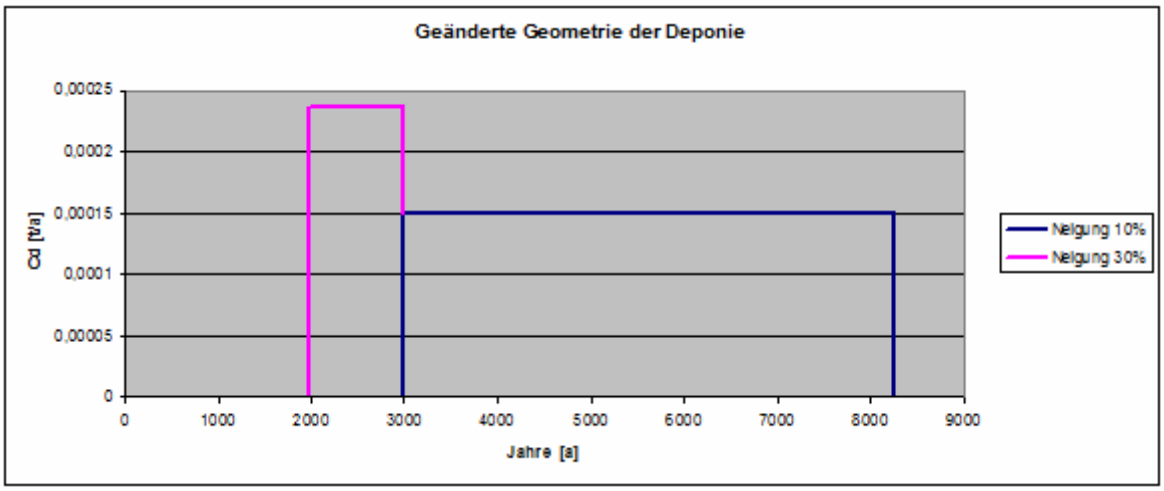
Grafik 15: Erodiertes Cd nach dem „Szenario II BB“(kapitel 15.3)

Da die Menge des zusätzlich erodierten Cadmiums sehr klein ist (ungefähr 0,30 g/l) ist zwischen den Grafiken 14 und 15 kein unterschied erkennbar.

7.2 Szenario im Bezug auf die Geometrie der Deponie (am Beispiel Cadmiums)

Im Kapitel „Szenarienanalyse“, im Szenario I wurde die Modelldeponie 1000 Jahre nachdem die Oberflächendeckung weg ist, analysiert.
Es wurde angenommen, dass nach 2980 Jahren (nach 1980 Jahren ist die Oberflächenbedeckung weg) die Neigung der Deponie nicht mehr 30%, sondern als folge der Erosion, der Setzung und der Akkumulation, nur mehr 10% beträgt.

Laut diesem Szenario beträgt die „neue“ Erosionsrate 12 t/(ha*a).
Davon macht die Winderosion 9 t/(ha*a) und Wassererosion 3t/(ha*a) aus.
Die jährliche Fracht an erodiertem Cadmium beträgt 0,15 kg.
Die ganze Menge des Cadmiums wird nach 5273 Jahren erodiert.
Wenn man grafisch diese Entwicklung darstellt, kommt man zur folgenden Grafik:



Grafik 16:Die zeitliche Entwicklung der Erosion im Bezug auf die veränderliche Geometrie der Modelldeponie-Neigung der Deponie 30% und 10%-(Kapitel 15.4)

Betrachtet man die zeitliche Änderung der Deponiegeometrie und dazugehörige Erosionsrate, kommt man zur folgenden Entwicklung:

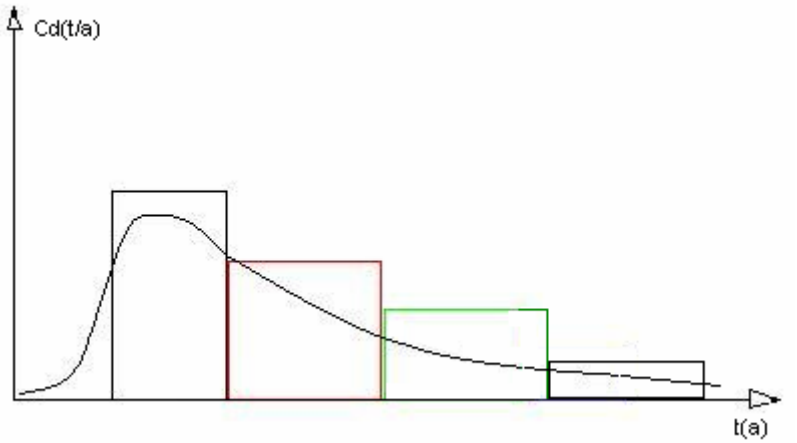


Abbildung 17: Die zeitliche Entwicklung der Erosion im Bezug auf die veränderliche Geometrie der Modelldeponie

Über die Zeit würde die Erosionsrate immer kleiner.

7.3 Szenario im Bezug auf den Standort (am Beispiel Cadmiums)

Am Anfang dieser Arbeit wurde erwähnt, dass sich die Modelldeponie am Standort Breitenau befindet.

Hier wird nun den Einfluss des Standortes auf die Erosion der Modelldeponie untersucht.

Es wird angenommen, dass sich die Modeldeponie anstatt am Standort Breitenau

(südlicher Teil des Bundeslandes Niederösterreich) an der Position der Hausmülldeponie Urstein (Salzburg, Bezirk Hallein) befindet.
Dieser Standort wurde aus dem Grund der viel größeren Niederschlagsmengen als am Standort Breitenau, ausgewählt.
Wie schon bekannt, hängt die Wassererosionsrate großteils von der Niederschlagsmenge ab.
Der mittlere jährliche Niederschlag für den Bezirk Hallein ist mehr als zweimal so groß wie am Standort Breitenau und beträgt 1356.1 mm (mittlerer jährlicher Niederschlag am Standort Breitenau beträgt 596 mm.
Alle anderen Daten für die Oberflächenbedeckung- und Hausmüllerosion bleiben konstant.
Mit diesen Annahmen kommt man zur Erosionsrate für die Oberflächenbedeckung von 32 t/(ha*/a) und Hausmüllerosionsrate von 25 t/(ha*a).
Es wurde angenommen, dass sich die Winderosionsrate am Standort Hallein im gleichen Größenordnungsbereich befindet, wie am Standort Breitenau.
Damit beträgt die gesamte Erosionsrate für die Oberflächenbedeckung (am Standort Hallein) 32 t/(ha*a)+1 t/(ha*a) = 33 t/(ha*a)
Die gesamte Abfallerosionsrate (am Standort Hallein) beträgt
25 t/(ha*a)+11 t/(ha*a) =36 t/(ha*a).

Tabellarisch dargestellt:

	Oberflächenbedeckung [t/(ha*a)]	Abfall [t/(ha*a)]
Wassererosionsrate	32	25
Winderosionsrate	1	11
Gesamt	33	36

Tabelle 15:Erosionsraten am Strandort Hallein

Wenn man mit diesen Erosionsraten die Erosion berechnet, beträgt die jährliche Fracht an erodiertem Cadmium 0,45 kg, d.h. und ist fast zweimal größer als am Standort Breitenau.

Die gesamte Menge des Cadmiums wird somit bereits in 2685 Jahren erodiert.
Am Standort Breitenau würde die gleiche Menge des Cadmiums erst in 3330 Jahren erodiert.

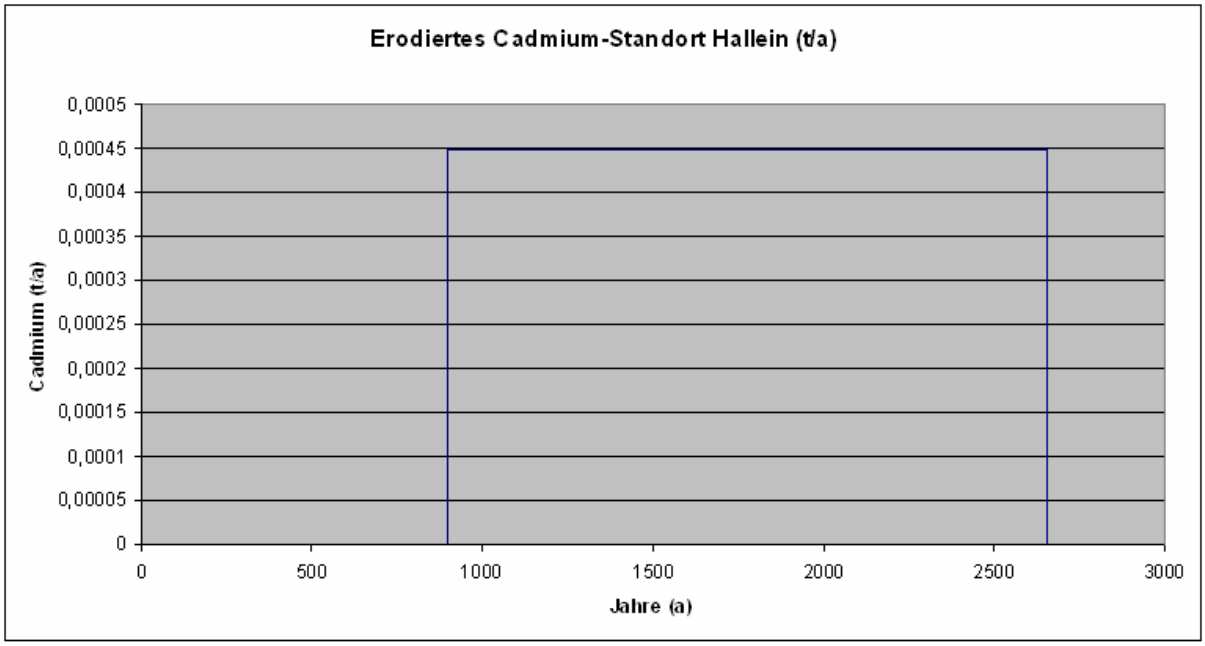


Abbildung 18:Erodiertes Cadmium am Standort Hallein (Kapitel 15.5)

8 Zusammenfassung

8.1 Stoffflüsse der Modelldeponie am Beispiel Kohlenstoff, Chlor und Cadmium

An dieser Stelle werden die Stoffflüsse aller drei ausgewählten Stoffe (Kohlenstoff, Chlor und Cadmium) tabellarisch dargestellt.

Als Erstes werden die kurzfristigen Emissionen dieser drei ausgewählten Stoffe dargestellt.

Wie schon früher erwähnt, laut (Brunner et al., 2001), zu den kurzfristigen Emissionen zählen die Emissionen einer Deponie, die bis zu zehn Jahre nach der Abfallplatzierung entstehen.

Input ausgewählten Stoffen der Modelldeponie in [t]			
Element	C	Cl	Cd
Konzentration Hausmüll [g]	360000	8700	11
Müllmenge [kg]	71500000		
Input [t]	25740	622	0,79

Tabelle 16: Input ausgewählten Stoffen der Modelldeponie

Output ausgewählten Stoffen der Modelldeponie nach 10 Jahren			
Element	C [t]	Cl [t]	Cd [kg]
GAS	5200	0,062	/
SICKERWASSER	13	19	0,3
EROSION	/	/	/

Tabelle 17: Output ausgewählten Stoffen der Modelldeponie nach 10 Jahren

Wie die Tabelle zeigt, spielt die Erosion in den ersten 10 Jahren keine Rolle, da die Deckschicht in den ersten 2000 Jahren die Erosion verhindert.
Den größten Output, über den Gaspfad, weist der Kohlenstoff auf (5200 Tonnen in den ersten 10 Jahren).
Danach folgen, über Sickerwasserpfad, die Chlorid Emissionen (19 Tonnen in den ersten 10 Jahren).
Die Emissionen des Cadmiums über Sickerwasserpfad sind vernachlässigbar (3 Gramm in den ersten 10 Jahren).

Laut (Brunner et al., 2001) gehören zu mittelfristigen Emissionen die Emissionen einer Deponie, die zwischen zehn Jahren und einem Jahrhundert nach Deponieabschluss entstehen.
Für die zeitliche Systemgrenze der mittelfristigen Emissionen wurden 100 Jahre nach der Abfallplatzierung definiert.
Folgende Tabelle zeigt den Output der ausgewählten Stoffe in den ersten 100 Jahren der Modelldeponie.

Output ausgewählten Stoffen der Modelldeponie nach 100 Jahren			
Element	C [t]	Cl [t]	Cd [kg]
GAS	10000	0,62	/
SICKERWASSER	100	120	0,3
EROSION	/	/	/

Tabelle 18: Output ausgewählten Stoffen der Modelldeponie nach 100 Jahren

Nach 100 Jahren verlassen 10000 Tonnen gasförmigen Kohlenstoffs die Modelldeponie.
Den zweitgrößten Output weist das Chlor mit 120 Tonnen auf, die die Modelldeponie über Sickerwasserpfad verlassen.
Über Sickerwasserpfad treten 100 Tonnen Kohlenstoff aus der Deponie aus.
Der Austrag des Cadmiums über Sickerwasserpfad ist noch immer vernachlässigbar und beträgt 0,3 kg in den ersten 100 Jahren.

Wie bei den kurzfristigen Emissionen, spielt die Erosion in den ersten 100 Jahren wegen der vorhandenen Oberflächenbedeckung noch immer keine Rolle.

Laut (Brunner et al., 2001) sind die langfristigen Emissionen jene Emissionen, die zwischen hundert Jahren bis zehntausend Jahren nach der Abfallplatzierung entstehen.
Für die zeitliche Systemgrenze der langfristigen Emissionen wurden 5310 Jahre nach der Entstehung der Modelldeponie definiert.
Nach dieser Zeit soll die Modelldeponie völlig erodieren.
Der Output der Modelldeponie nach 5310 Jahren ist in der nächsten Tabelle dargestellt.

Output ausgewählten Stoffen der Modelldeponie nach 5310 Jahren			
Element	C [t]	Cl [t]	Cd [kg]
GAS	10010	0,62	/
SICKERWASSER	315	164	1
EROSION	15408	460	800

Tabelle 19: Output ausgewählten Stoffen der Modelldeponie nach 5310 Jahren

Man kann den Input und Output von Kohlenstoff, Chlor und Cadmium auch symbolisch darstellen.

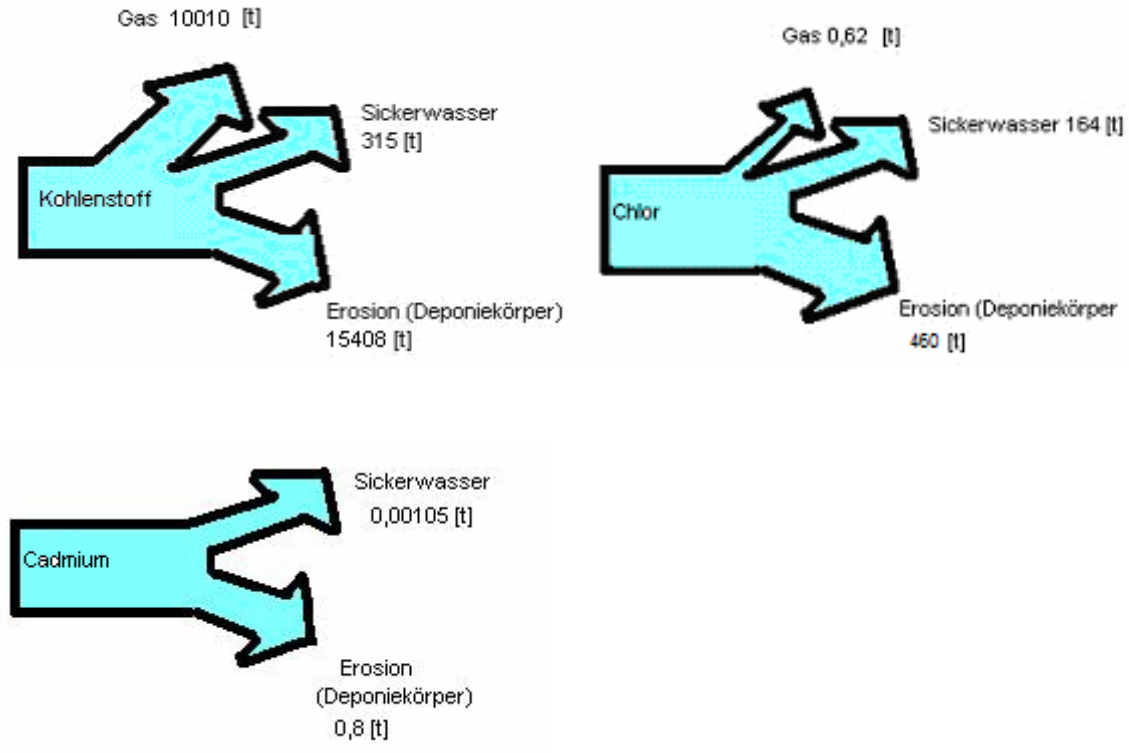


Abbildung 19:Grafische Darstellung der Stoffverteilung nach 5310 Jahren

Langfristig betrachtet ist der Output über Erosion größer als über Gas- oder Sickerwasserpfad.
Nach 5310 Jahren werden 15408 Tonnen des Kohlenstoffs erodiert sein.
Gleichzeitig ist die Menge des Kohlenstoffs, die über den Gaspfad die Deponie verlässt fast gleich wie in den ersten 100 Jahren, weil die Deponiegasemissionen zu den kurz bzw. mittelfristigen Emissionen gehören.
Man sieht, dass die größte Menge des Deponiegases in den ersten 100 Jahren aus der Deponie austritt.

Eine ähnliche Situation zeigt sich auch bei Chlor.
Auch hier sind die Gesamtemissionen über das Sickerwasser in der gleichen Größenordnung wie in den ersten hundert Jahren.
Die erodierte Menge des Chlors ist dagegen auf 460 Tonnen gestiegen.
Die ganze Menge des Chlors in Gasform (Vinylchlorid) ist in den ersten hundert Jahren aus der Deponie ausgetreten.
Das zeigt, dass die Chloremissionen über den Sickerwasser- und Gaspfad zu den kurzen, bzw. zu mittelfristigen Emissionen gehören.

Die Menge des im Sickerwasser gelösten Cadmiums ist im Vergleich zu den ersten 100 Jahren um das Dreifache gestiegen und beträgt 1 kg.
Die erodierte Menge des Cadmiums beträgt nach 5310 Jahren 800 kg.
Wie aus allen drei Tabellen zu sehen ist, gehören die Gas- und Sickerwasseremissionen zu kurz und mittellangfristigen Emissionen.
Die Erosion gewinnt erst an Bedeutung, nachdem die Oberflächenbedeckung weg erodiert ist, d.h. im gegebenen Beispiel nach etwa 2000 Jahren.
Die Modelldeponie erodiert vollständig nach über 5000 Jahren, berechnet mit der mittlere Oberflächenbedeckungs-Erosionsrate von 15 t/(ha*a) und Abfallerosionsrate von 19 t/(ha*a).

In dieser Arbeit wurde das Deponielangzeitverhalten mit Hilfe der Stoffflussanalyse anhand von drei ausgewählter Stoffe (Kohlenstoff, Chlor und Cadmium) untersucht.
Am Beispiel einer Modell-Hausmülldeponie wurde gezeigt dass die Erosionsprozesse für die langfristigen Emissionen entscheidend sind.

Verschiedene Szenarien am Beispiel Cadmiums haben gezeigt dass die Erosionsprozesse und damit auch die langzeitige Emissionen viel mehr von der Geometrie der Deponie und dem Standort der Deponie abhängig sind als von der Heterogenität der Deponie.

8.2 Vergleich der Modelldeponieemissionen mit geogenen Stoffflüssen (am Standort Breitenau)

Um die Größenordnung der Deponiestoffflusse anschaulich darzustellen, wurden folgende Vergleiche angestellt:

1.) Geogene Stoffflüsse der Luft gegenüber den Deponieemissionen infolge Winderosion.
2.) Natürliche Stoffflüsse des Grundwassers im Vergleich zu den Sickerwasseremissionen der Deponie

8.2.1 Vergleich der Winderosion- Emissionen der Modelldeponie mit dem natürlichen Stofftransport (am Beispiel der ausgewählten Stoffe)

Folgende Tabelle (20) zeigt die erodierten Mengen an Kohlenstoff, Chlor und Cadmium, als folge der Winderosion.

Chlor	0,04	[t/a]
Cadmium	0,07	[kg/a]
Corg	2	[t/a]

Tabelle 20: Stoffflüsse über Winderosion der Modelldeponie am Standort Breitenau

Die natürliche Kohlenstoff-, Chlorid- und Cadmiumkonzentrationen am Standort Breitenau sind in der nächsten Tabelle (21) dargestellt. Die Werte wurden aus Angaben von Smidt (2009) und Koch (1995) übernommen.
Die meisten Daten, die sich aufs Cl in der Luft beziehen, stammen aus dem Küstenbereich oder von Insel, wo durch die Nähe zum Meer die Konzentration an Cl deutlich höher ist als in Österreich.
Hier wurde eine Konzentration von 0,2 Mikrogramm/m³ angenommen.

Chlorid	0,2	[µg/m3] Luft
Cadmium	5,7	[ng/m3] Luft
Corg	1900	[ng/m3] Luft

Tabelle 21:natürliche Chlorid- Cadmium und Kohlenstoffkonzentrationen des Standorts Breitenau

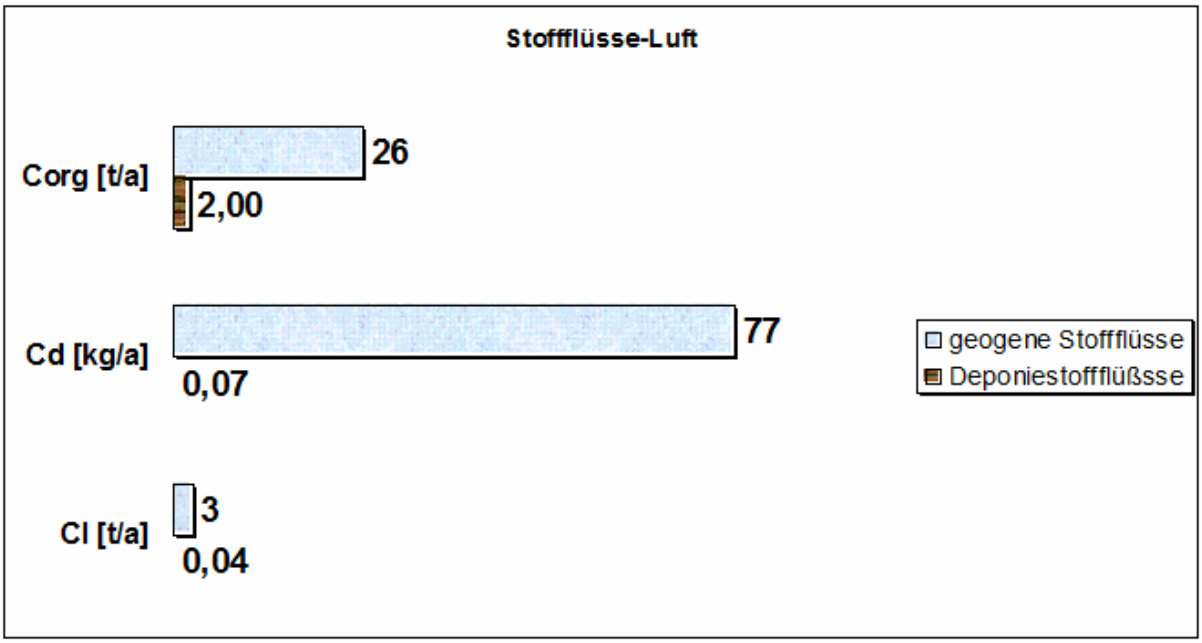
Für den Standort Breitenau wurde gemäß Riehl-Herwisch et al. (1995) eine mittlere Windgeschwindigkeit von 2 m/s angenommen.
Durch die natürliche Luftströmung werden auch Stoffe transportiert.
Wählt man für die durchgeströmte Fläche, das Produkt der Modelldeponiebreite von 106 m und eine Höhe über der Deponie von 2000 m, kommt man zur Fläche von 212000 m^2.
Das Produkt aus der durchgeströmten Fläche, der mittleren Windgeschwindigkeit und in der Tabelle (21) dargestellten Konzentrationen, stellt die am Deponiestandort bestehenden geogenen Stoffflüsse an C, Cd und Cl dar (siehe Tabelle 22).

Chlor	3	[t/a]
Cadmium	77	[kg/a]
Corg	26	[t/a]

Tabelle 22: Luftdurchfluss der ausgewählten Stoffe

Vergleicht man die Werte in den oben dargestellten Tabellen (21 und 22), sieht man, dass durch Winderosion verursachte Deponieemissionen deutlich geringer als die „natürlichen“ Stoffflüsse sind.
Chloridemission der Modelldeponie und geogene Chloridstoffflüsse haben die gleiche Größenordnung. Im Gegenteil dazu, ist das bei den Kohlenstoff- oder Cadmiumstoffflüssen nicht der Fall. Besonders groß ist der Unterschied beim Cadmium, wo der natürliche Cadmiumstofffluss fast 1200-mal größer als der der Modelldeponie ist.
Der Unterschied zwischen dem Deponiestofffluss des Kohlenstoffs und dem geogenen Kohlenstoffstofffluss ist nicht so groß wie beim Cadmium.
Im Fall von Kohlenstoff ist der natürliche Stofffluss 13 Mal größer als bei der Modelldeponie.

Die Grafik 17 stellt natürliche Luftstoffflüsse und Deponiestoffflüsse der Winderosion dar.



Grafik 17: natürliche Luftstoffflüsse und Deponiestoffflüsse als Folge der Winderosion

8.2.2 Vergleich der Deponiesickerwasser-Emissionen mit Stofftransport durch Grundwasser vor Ort (Standort Breietenau)

Die nächste Tabelle (23) zeigt Chlor-, Cadmium- und Kohlenstoffmengen der Modelldeponie, die über Sickerwasserpfad transportiert wurden.

Chlor	31	[kg/a]
Cadmium	2	[g/a]
Corg	60	[kg/a]

Tabelle 23: Sickerwassertransport der Modelldeponie

Die in Tabelle 24 zusammengestellten Konzentrationswerte (Umwelt analytisches Labor, 2004) geben Information über die Grundwasserzusammensetzung am Standort Breitenau.

Chlor	7,3	[mg/l]
Cadmium	0,00025	[mg/l]
Corg	0,005	[mg/l]

Tabelle 24: Grundwasserqualität -Standort Breitenau (Null Sonde)

Für die Grundwassermächtigkeit wurden Daten der Fischer Deponie (Umweltbundesamt, 2007) übernommen Die spezifische Grundwasserströmung in diesem Fall beträgt 5 $m^3/(d*m)$.

Bei einer Deponiebreite von 106 m und einer Strömung von 5 m^3/(d*m) kommt man zu dem Durchfluss von 530 m^3/d.

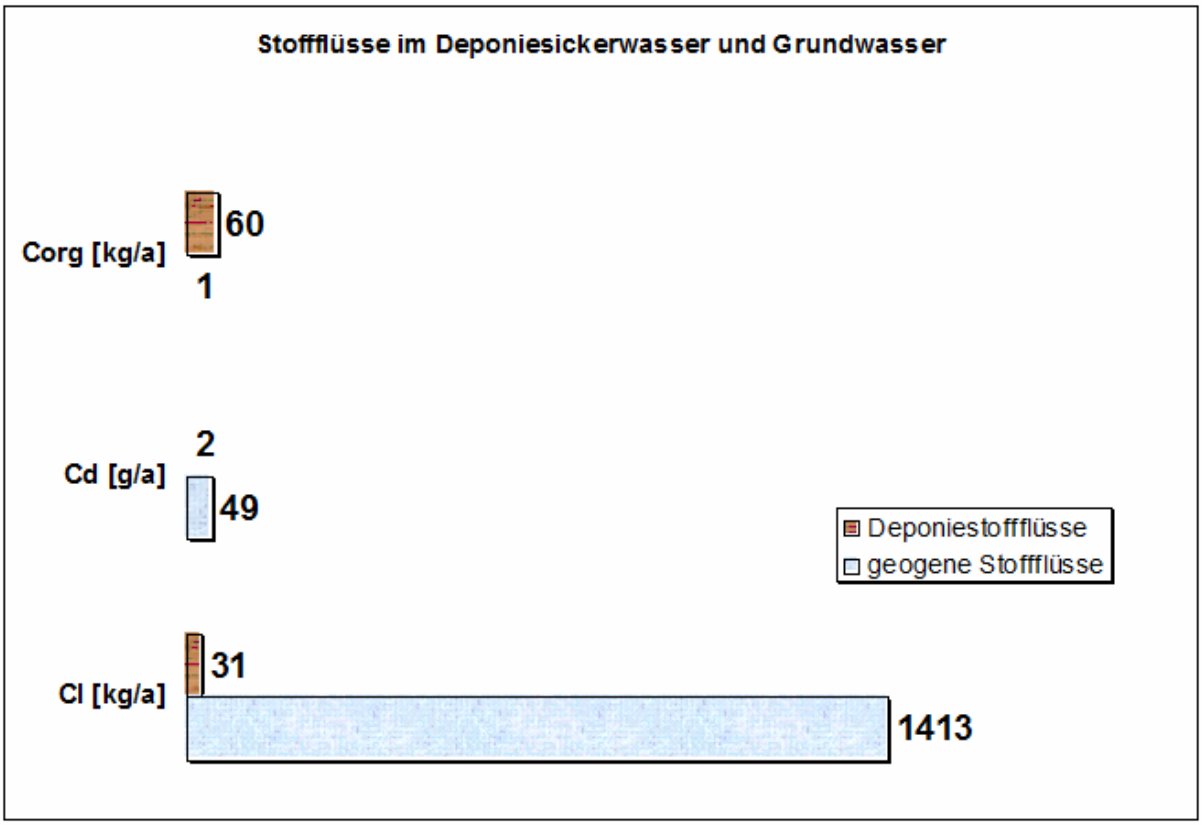
Der geogene Stoffffluss im Grundwasser wird als Produkt des Durchflusses und der Konzentration gerechnet.

Chlor	1413	[kg/a]
Cadmium	49	[g/a]
Corg	1	[kg/a]

Tabelle 25: Der geogene Stoffffluss im Grundwasser

Im Fall des Chlors ist der geogene Stoffffluss 45-mal größer als bei der Modelldeponie.
Im Fall des Cadmiums ist die Situation ähnlich. Der Cadmiumstoffffluss im Grundwasser ist fast 25-mal größer als im Deponiesickerwasser.
Nur im Fall des Kohlenstoffs ist die Situation anders.
Die transportierte Menge am gelösten Kohlenstoff über Deponiesickerwasser ist 60-mal größer als der geogene Kohlenstoff-Stoffffluss des Grundwassers.

Die Grafik 18 stellt natürliche -und Deponiestoffflüsse ausgewählter Stoffe dar.



Grafik 18: natürliche Grundwasserstoffflüsse und Deponiesickerwasserstoffflüsse

Das Fazit ist, dass die Deponiestoffflüsse infolge der Winderosion bei allen drei ausgewählten Stoffen (C, Cl und Cd) viel kleiner als die geogene Flüsse derselben Stoffe sind.

Einen besonders großen Unterschied sieht man beim Cadmium, wo der geogene Stoffluss 1200-mal größer ist als jener der Deponie.

Vergleicht man die Stoffflüsse im Sickerwasser und im Grundwasser, sieht man, dass natürliche Stoffflüsse des Chlors und Cadmiums viel größer als im Deponiesickerwasser sind.

Nur beim Kohlenstoff ist die Situation anders. Die, über Sickerwasserpfad transportierte Menge an Kohlenstoff ist 60-mal größer als die über das Grundwasser transportierte Menge.

Am Anfang dieser Arbeit hat sich die Frage über die Größe der Deponiestoffflüsse gestellt. Die Betonung lag an den langfristigen Emissionen infolge der Erosionsprozesse.

Dazu kam auch die Frage, wie groß die Deponieemissionen über mehrere Zeitskalen sind, und ob die Deponie über lange Zeiträume umweltverträglich ist?

Es wurde am Beispiel der Modellhausmülldeponie (Standort Breitenau) gezeigt, dass nur im Fall des im Deponiesickerwasser gelösten Kohlenstoffes, die Deponieemissionen größer als die geogenen Stoffflüsse sind.
Es wurde auch gezeigt, dass die Chlor- und Cadmiumstoffflüsse der Deponie viel kleiner als die natürlichen Stoffflüsse sind.
Wenn man die Sickerwasserkonzentration der ausgewählten Stoffe betrachtet, ist die Situation jedoch anders. Im Falle der betrachteten Modelldeponie sind sowohl kurz, mittel und langfristige Emissionen umweltrelevant. Am Beispiel des Kohlenstoffs sieht man, dass 900 Jahren vergehen müssen, bevor die zulässige Konzentration für die Einleitung in die Fließgewässer erreicht wird.
Die Konzentration des Chlors ist erst nach 250 Jahren im zulässigen Bereich für die Einleitung in die Fließgewässer.

9 LITERATURVERZEICHNISS

Anaeroben Abbauphasen einer Hausmülldeponie -Universität Duisburg Essen

http://www.uni-due.de/imperia/md/content/abfall/vorldep07.pdf

AWG (2002).Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft. Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002, BGBl. I Nr. 102, Wien

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

Bendz,D.(1998).”Generation of Leachate and Flow Regime in Landfils”.Report No 1023,Department of Water Resources Engineering,Lund University, Sweden

Blume, H.-P. (1992). Handbuch des Bodenschutzes, 2. Auflage, Ecomed Vertriebsgesellschaft, Landsberg/Lech

Brunner, P.H., Döberl, G., Eder, M., Frühwirth, W., Huber, R., Hutterer, H., Pierrard, R., Schönbäck, W., Wöginger, H., (2001).“Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem ziel der nachsorgefreien Deponie (BEWEND)“, Umweltbundesamt (Hrsg.), Monographien, Band 149, Wien

Burrows, M.R., Joseph,J.B., Mather,J.D., (1997).” The Hydraulic Properties of in-situ Landfilled Waste” .In: T.H.Christensen, Cossu,R .& Stegmann,R. (Editor), Proceedings Sardinia 1997, Sixth International Waste Management and Landfill Symposium.CISA,S.Margherita di Pula, pp.73 83.

Colin,F.,Vincent,F.,Beaudoing,G.,Bonin,H.,Navarro,A.,Legret,
M.& Raimlaut,G.(1991).”Waste Behaviour Modelling:Description and Results of a Coordnated European Research Programme”.

Döberl, G.(2004). „Evaluierung von Modellen zur Bestimmung des langfristigen Verhaltens von Hausmülldeponien-Wissensdefizite und neue Ansätze“, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien 2004

Döberl, G., Fellner, J., Allgaier, G., Brunner, P.H., Stegmann, R. (2006) „Eine neue Methode zur Charakterisierung des Stabilisierungsgrades großer Altablagerungen (Projekt EMSA)“, TU Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Abfallwirtschaft

Döberl, G., Huber, R., Fellner, J., Cencic, O., Brunner, P. H. (2002) „Neue Strategien zur Nachsorge von Deponien und zur Sanierung von Altlasten" (Projekt STRANDEZA), Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien.

Ehrig, H.-J. (1986) „Untersuchungen zur Gasproduktion aus Hausmüll", Müll & Abfall,5,172-183

Ehrig,H.-J.(1989) ”Water and Element Balances of Landfills”, Buchreihen Lecture Notes in Earth Sciences ,Verlag Springer Berlin / Heidelberg

Farquhar,G.J.& Rovers,F.A. (1973): „Gas production during decomposition.Water Air Soil Poll.“,2,483-495

Fellner, J. (2004) "A New Method for Modeling Water Flow and Water Storage in Municipal Solid Waste Landfills (Eine neue Methode zur Modellierung der Wasserströmung und Wasserspeicherung in Hausmülldeponien)", Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien

Gerzabek, H. (2007) "Bodenloses Wachstum?“. Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft, Wien, Tag des Bodens, Berlin

IPCC, 2002. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories -Emissions from Waste Incineration, Intergovernmental Panel on Climate Change, Montreal.

Kahn, H., & Wiener, A. J.(1967) “The year 2000. New York”, Macmillan

Klengel K.J. & Pasek J. (1974) ” The terminology of slope movements”, Zeisch. fur Angewandte Geologie, 20, 3, 128-132

Klick, A.(2001) “Bodenerhaltung und Bodenschutz“, Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft Universität für Bodenkultur, Wien

Korfiatis, G. (1984), Demetracopoulos, A., Bourodimos, E., and Nawy, E. “Moisture transport in a solid waste column.” J. Environ.Eng., ASCE, 110□4, 780–796.

Kruse, K. (1994). “Langfristiges Emissionsgeschehen von Siedlungsabfalldeponien“, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig, Heft54

Krümpelbeck, I. (2000) "Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien", Bauingenieurwesen der Bergischer Universität, Gesamthochschule Wuppertal, Essen

Landschaftsverband Rheinland http://www.lvr.de/Kultur/Kulturlandschaftspflege/KuLaDig+NW/hilfe/glossar.htm).

Lapidus, L.,& Amundson ,N.R. (1952) ”Mathematics of Adsorption in Beds”, J.Phys.chem: 56,984-988

Lyles,L.,& Allison, B.E.(1980) ”Range grasses and their small grain equivalents for wind erosion control”,Jurnal of Range Management 33:143-146

Marticorena, B., Attal, A., Camacho, P., Manem, J., Hesnault, D. and Salmon, P., (1993)”Prediction Rules for Biogas Valorisation in Municipal Solid Waste Landfills”. Water Science and Technology, 27(2): 235-241.

Mesu, E.J., (1982) “Einflussfaktoren auf den Wasserhaushalt von Hausmülldeponien, Gas und Wasserhaushalt von Mülldeponien“, Internationale Fachtagung 29.9. - 1.10.1982. Institut für Stadtbauwesen, Braunschweig, pp. 271-288.

National Resources Conservation Service -NRCD (1999), National Agronomy Manual, Titel 190, Draft

Oldeman, L. R. (1994) ”The global extent of soil degradation”, Reprinted from: Soil resilience and sustainable land use, pp.99-118.

(PC Progress Engineering software developer)

http://www.pc-progress.com/en/Default.aspx?h3d-tutorials

Rettenberger G. (1991) “Die Bedeutung der Methan-Kohlendioxid- und HKW-Emissionen von Deponien für die Atmosphäre; Deponiegasnutzung, Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 2, Economica, Verlag

Riehl –Herwisch,G., Lechner,P., Binner,E., Carniel,P., Hackenberg,M., Lahner,Th., Rank,D., Ritter,E., Vitek,E. & Walter,J. , (1995): „Hausmüllversuchsanlage Breitenau-Untersuchungen zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt“, 1986-1991.Bundesministerium für Land-und Forstwirtschaft (Hrsg.),Wien

Rogler,H. & Schwertmann,U.(1981) "Die Erosivität der Neiderschläge und Isoerodentkarte Bayerns",Z.Kulturtechn.u.Flurber 22,99-112

Robeck, M. (2007): Vorlesung „Deponie“ - Abfallwirtschaft, Siedlungswasser -und Abfallwirtschaft, Universität Duisburg Essen
http://www.uni-duisburg-essen.de/imperia/md/content/abfall/vorldep07.pdf

Scheffer, F. und Schachtschabel, P (1992) Lehrbuch der Bodenkunde. Enke, Stuttgart

Schwertmann, U., Vogl, W., Kainz, M.(1987) „Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen“. -1. Aufl., Stuttgart (Ulmer)

Smidt S.,Bauer H.,Puxbaum H.(2009):"Deposition von Kohlenstoff und organischen Säuren an zwei Waldmessstellen" Online-Version: Stand: 09.01.2009 www.waldwissen.net

Spillman, P. & Collins,H.- J. (1986) “Physikalische Untersuchungen zum Wasser -und Feststoffhaushalt“ in: Spillmann,P. (Hrsg.): Wasser und Stoffhaushalt von Abfallsdeponien und deren Wirkung auf Gewässer. VCH- Verlagsgesellschaft, Weinheim

Straub,W.A. & Lynch, D.R.(1982) ”Models of landfill leaching-moisture flow and inorganic strenght “, J.Enviromental engineering,108,231-250

Stegmann, R. & Spendlin, H.H. (1987) “Vorgänge in kommunalen Abfalldeponien-Grundlagen der chemisch-physikalischen und biochemischen Prozesse

Tabasaran, O.Rettenberger, G.(1987) “Grundlagen zur Planung von Entgasungsanlagen Handbuch Müll und Abfall“, Kennz. 4547, Lieferungen 1/87, E. Schmidt Verlag

Turczinski,U. (1998) "Geotechnische Aspekte beim Aufbau von Mehrkomponentendeponien ,Dissertation, Bergakademie, Freiberg, Freiberg

Umweltanalytisches Labor (2004) „Grund-/Sickerwasseruntersuchungen im Bereich der Versuchsdeponie Breitenau in A-2624 Breitenau/Steinfeld “,Institut für Ingenieurgeologie Technische Universität Wien

Umweltbundesamt (2007) „Altlast N 1 „Fischer Deponie“ Beurteilung der Sanierungsmaßnahmen http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/umweltthemen/altlasten/noe/N1.pdf

Koch, R. (1995) „Umweltchemikalien“ 3. Auflage, VCH, Weinheim, 1995

Williams, J.R., Jones, C.A. & Dyke, P.T. (1984) “A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity”. Trans ASAE 27:129-144.

Wischmeier, W.H. & Smith, D.D. (1978) “Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning”, U.S. Department of Agiculture, Aricultural Handbook 537

Woodruff, N.P., & F.H. Siddoway (1965)” A wind erosion equation”, Soil Science Society of America Journal, 29: 602-608.

10 ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

AEV -Abwasseremissionsverordnung

AOX- adsorbierbare organische Halogenverbindungen

As-Arsen

AWG- Abfallwirtschaftsgesetzes

BEWEND -Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem Ziel

Der nachsorgefreien Deponie

BSB5-BiochemischeR Sauerstoffbedarf

C- Kohlenstoff

Ca-Calcium

Cd-Cadmium

C org.- organischer Kohlenstoff

Cl- Chlor

Co-Cobalt

CSB-chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

GSWV-Grundwasserschwellenwertverordnung

Fe-Eisen

Mg-Magnesium

Mn-Mangan

N Stickstoff

NH4 Ammonium

NKT(mg/l)

NO3-Nitrat

NO2-Stickstoffdioxid

P Phosphor

pH-pondus Hydrogenii

S Schwefel

SO4-Sulfate

Sr Strontium

STRANDEZA- Neue Strategien zur Nachsorge von Deponien und zur Sanierung von Altlasten

TS-Trockensubstanz

Zn-Zink

11 ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1:akkumulierter Stoffumsatz verschiedener Prozesse im Laufe der Zeit (Döberl 2004) 10
Abbildung 2: Emissionen einer Restmülldeponie (Farquhar & Rovers,1973) 18
Abbildung 3: Sickerwasserhaushalt der Deponie (Robeck, 2007) 22
Abbildung 4:Matrixbereich und präferentieller Sickerweg einer Deponie (Döberl et al., 2006 EMSA) 25
Abbildung 5:Wasserströmung in Hausmülldeponie (Fellner 2004, geändert nach Mesu 1982) 26
Abbildung 6:Sickerwasserabfluss im Boden während Niederschlag und in Trockenperiode (Fellner 2004) 27
Abbildung 7:Immobiles und mobiles Wasser (Döberl et al. 2002) 28
Abbildung 8:Strömungsbild im HYDRUS_2D ,(Döberl et al., 2002 STRANDEZA) ... 30
Abbildung 9:Berechnete und gemessene Deponiegasmenge der Deponie Breitenau (Döberl, et.al., 2002 STRANDEZA). 35
Abbildung 10:Modelldeponie 43
Abbildung 11:Bewegungsformen der Bodenpartikel (Blume 1992) 48
Abbildung 12: Bestimmung der ungeschützten Feldlänge (NRCS, National Agronomy 53
Abbildung 13: Deponie Breitenau (Döberl et al., 2002 STRANDEZA) 57
Abbildung 14:Modelldeponie 59
Abbildung 15 : Rutschungen: Abrissgebiet, Bewegungszone und Akkumulationsgebiet (Klengel & Pasek 1974) 69
Abbildung 16 :Die neue Geometrie der Modelldeponie nach Szenario-Analyse 69
Abbildung 17: Die zeitliche Entwicklung der Erosion im Bezug auf die veränderliche Geometrie der Modelldeponie 74
Abbildung 18:Erodiertes Cadmium am Standort Hallein (Kapitel 15.5) 76
Abbildung 19:Grafische Darstellung der Stoffverteilung nach 5310 Jahren 78

12 TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Maximale und zulässige Konzentrationen im Sickerwasser von Hausmülldeponien (Stegmann & Spendlin 1987) 12
Tabelle 2: Sickerwasserkonzentration ausgewählter Stoffe aus Haumülldeponien (Döberl 2004) 13
Tabelle 3: Parameter des Sickerwassers, die sich durch Abbauprozesse einer Deponie verändern (Ehrig 1989) 13
Tabelle 4: Parameter des Sickerwassers, die sich durch Abbauprozesse einer Deponie nicht verändern (Ehrig 1989) 14
Tabelle 5:Nachsorgedauer bei Hausmülldeponien (Krümpelbeck, 2000) 15
Tabelle 6: Massenateile der Kornfraktionen der Abdeckmaterialien (Döberl et al., 2002 STRANDEZA) 43
Tabelle 7: Durchlässigkeitsbeiwerte der Abdeckmaterialien (Döberl et al., 2002 STRANDEZA) 44
Tabelle 8:Beschreibung der Parameter für die Wassererosionsberechnung nach ABAG-Deponieabdeckung 45
Tabelle 9: Parameter für die Wassererosionsberechnung nach ABAG-Hausmüll 46
Tabelle 10: Gleichung von (Williams et al., 1984) zitiert in (Klik 2001) 49
Tabelle 11: Bodenerodierbarkeit (Klik 2001) 50
Tabelle 12: Konstanten für die Abschätzung des „Small-grain equivalent“(Lyles L. und Allison B.E. 1980) zitiert in (Klick 2001) 52
Tabelle 13:Erosionsraten am Standort Breitenau 56
Tabelle 14: Liste der Faktoren die bekannt sein müssen, um die Deponie ganzheitlich beurteilen zu können und heutiger Wissensstand darüber (Döberl 2004) 68
Tabelle 15:Erosionsraten am Strandort Hallein 75
Tabelle 16: Input ausgewählten Stoffen der Modelldeponie 76
Tabelle 17: Output ausgewählten Stoffen der Modelldeponie nach 10 Jahren 77
Tabelle 18: Output ausgewählten Stoffen der Modelldeponie nach 100 Jahren 77
Tabelle 19: Output ausgewählten Stoffen der Modelldeponie nach 5310 Jahren 78
Tabelle 20: Stoffflüsse über Winderosion der Modelldeponie am Standort Breitenau 80
Tabelle 21:natürliche Chlorid- Cadmium und Kohlenstoffkonzentrationen des Standorts Breitenau 80
Tabelle 22: Luftdurchfluss der ausgewählten Stoffe 81
Tabelle 23: Sickerwassertransport der Modelldeponie 82
Tabelle 24: Grundwasserqualität -Standort Breitenau (Null Sonde) 82
Tabelle 25: Der geogene Stoffffluss im Grundwasser 83

13 ANHANG A-Erosionsraten am Standort Breietenau

Wassererosionsberechnung nach ABAG Modell

A=R x K x L x S x C x P

A - mittlerer jährlicher Bodenabtrag [t/(ha *a)]

R- Regenerosivität (Regenabflussfaktor) [N/h]

K - Bodenerodierbarkeitsfaktor [t/ha]/[N/h]

L - Hanglängenfaktor [/]

S - Hangneigungsfaktor [/]

C- Bedeckungsfaktor [/]

P - Erosionsschutzfaktor [/]

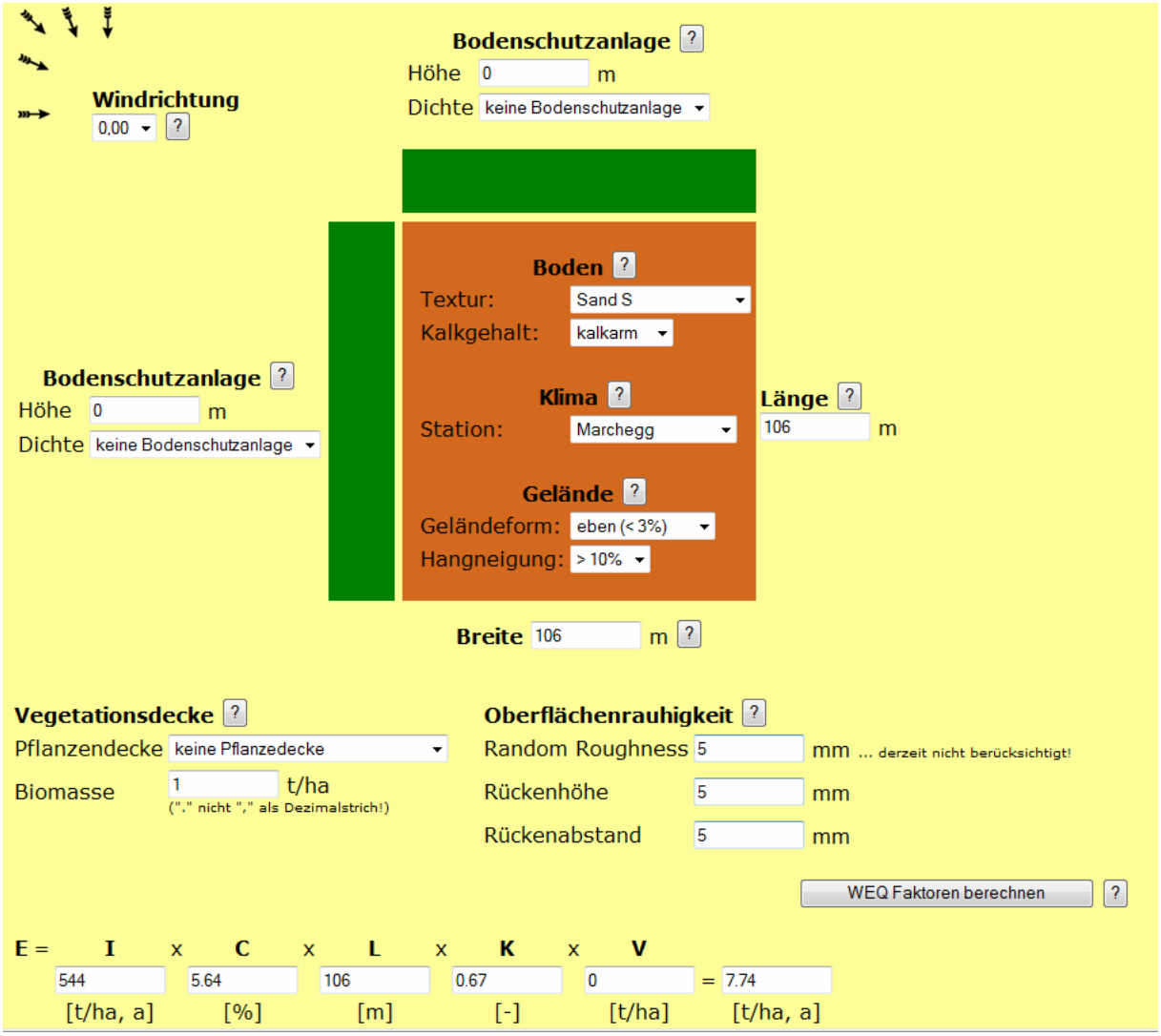
Wassererosionsrate-Hausmüll		
	Normales Jahr	Extreme Erreignisse
N= mittlerer Jahresniederschlag	596	796
R=Regen-und Oberflächenabflussfaktor	47,698	64,298
M = (% Schluff + Feinstsand) . (%Schluff + % Sand)		
OS = % organische Substanz; für OS > 4 %, 4 einsetzen	5	%
S-Neigung	30	%
A = Aggregatklasse	3	/
D = Durchlässigkeitsklasse	4	Hoch
K= Bodenerodierbarkeitsfaktor	0,16	
L=Hanglängenfaktor	2,1	L=105m
S=Hangneigungsfaktor	6,8	0,3
C=Bedeckungs-und Bearbeitungsfaktor	0,1	ungünstig
P=Erosionsschutzfaktor	1	1
A (normales Jahr)	10,89803904	[t/(ha*a)]
A (extreme Ereignisse)	14,69080704	[t/(ha*a)]

Wassererosionsrate-Deponieabdeckung		
	Normales Jahr	Extreme Erreignisse
N= mittlerer Jahresniederschlag	596	796
R=Regen-und Oberflächenabflussfaktor	47,698	64,298
M = (% Schluff + Feinstsand) . (%Schluff + % Sand)		
OS = % organische Substanz; für OS > 4 %, 4 einsetzen	5	%
S-Neigung	30	%
A = Aggregatklasse	3	/
D = Durchlässigkeitsklasse	6	Extremhoch
K= Bodenerodierbarkeitsfaktor	0,2	
L=Hanglängenfaktor	2,1	L=105m
S=Hangneigungsfaktor	6,8	0,3
C=Bedeckungs-und Bearbeitungsfaktor	0,1	ungünstig
P=Erosionsschutzfaktor	1	1
A (normales Jahr)	13,6225488	[t/(ha*a)]
A (extreme Ereignisse)	18,3635088	[t/(ha*a)]

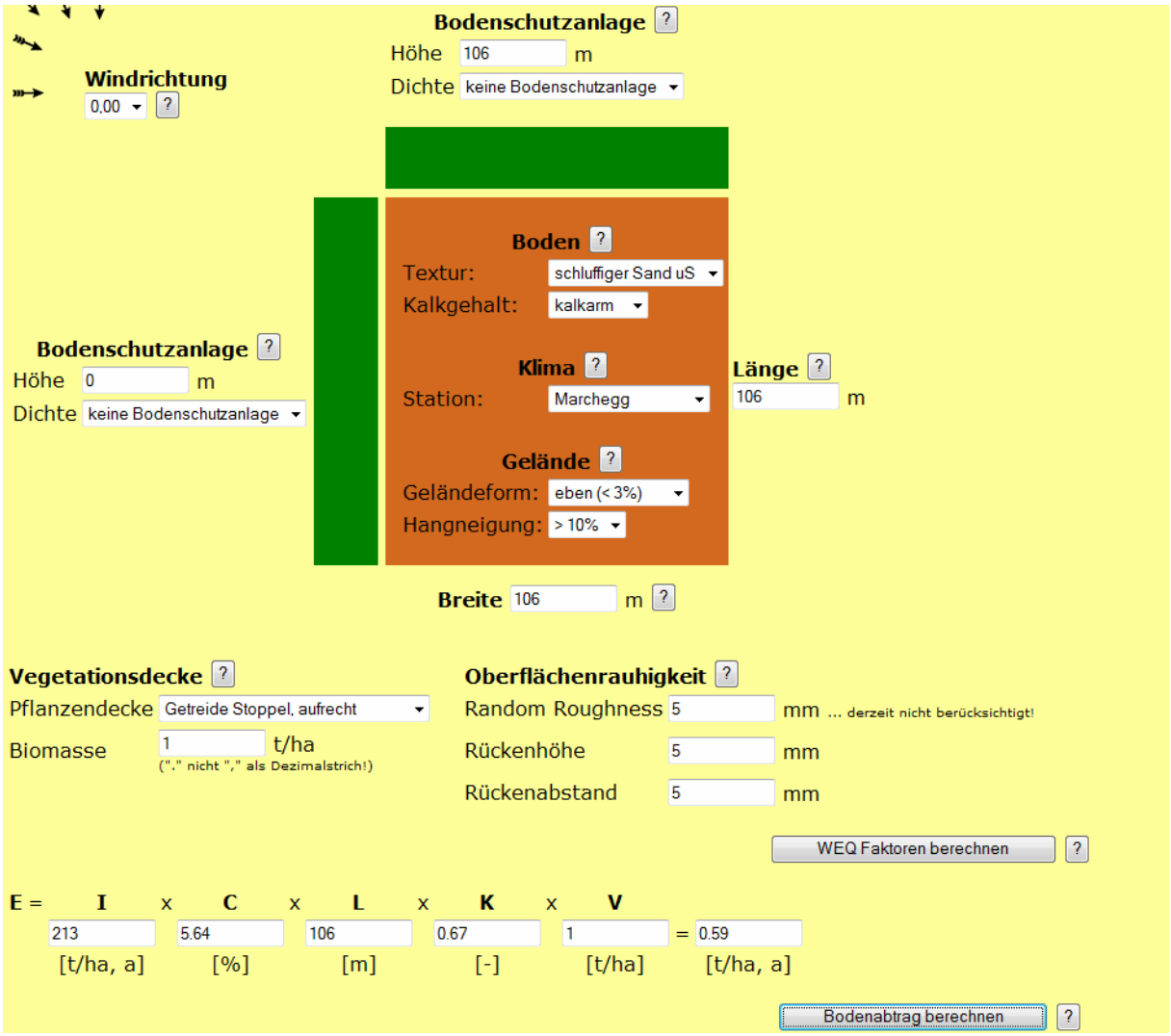
Winderosionsberechnung nach dem Modell "Wind Erosion Equation" (WEQ)

Für die Berechnung wurde „Winderosion -online calculator“ vom Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur in Wien benutzt (http://www.boku.ac.at/homepage/h9340509/weoc/)

Winderosionsrate-Hausmüll



Winderosionsrate- Deponieabdeckung



14 ANHANG B - Emissionen ausgewählter Stoffe

14.1 Kohlenstoffemissionen

14.1.1 Deponiegasemissionen

Nach dem Modell (Tabasaran & Rettenberger (1987)

$G_e = 1{,}868 * C_{org} * (0{,}014 * T + 0{,}28)$

Wobei :

G_e – gebildete Gasmenge [m3]

1,868 – Faktor der zeigt dass aus einem Kilogramm Kohlenstoff 1,868 Kubikmeter Gas produziert werden.

T – Temperatur [C^o]

C_{org} –organischer Kohlenstoff [200 kg/Tonne Abfall]

Für den zeitlichen Verlauf der Gasbildung schlagen Tabasaran und Rettenberger (1987) folgende Formel:

$G_t = G_e * (1\text{-}10^{-kt})$ in m^3/t

mit

G_t = spezifische Deponiegasmenge in [m^3/t Abfall]

k = Abbaukonstante [1/a]

t = Ablagerungszeit [a]

Jahr	Jahr	Abgelagerte Müllmenge [t]	abbaubarer Kohlenstoff-gehalt [kg/t]	Gasbildung Tabsaran Rettenberger [m³]	jährlich produzierte DeponiegasMenge [m³/a]		Abbau-konstante k [1/a]	Temp	Summe C[m3]		Summe C [t]
1960	1			0,087276676	0		0,03	30	0		
1961	2			0,16872801	0	0			0		
1962	3			0,244742817	0	0			0		
1963	4			0,315683963	0	0			0		
1964	5			0,381890092	0	0			0		
1965	6			0,443677247	0	0			0		
1966	7			0,501340376	0	0			0		
1967	8			0,555154738	0	0			0		
1968	9			0,605377223	0	0			0		
1969	10			0,652247573	0	0			0		
1970	11			0,695989529	0	0			0		
1971	12			0,736811898	0	0			0		
1972	13			0,774909549	0	0			0		
1973	14			0,810464345	0	0			0		
1974	15			0,843646012	0	0			0		
1975	16			0,874612946	0	0			0		
1976	17			0,903512969	0	0			0		
1977	18			0,930484041	0	0			0		
1978	19			0,955654909	0	0			0		
1979	20			0,97914573	0	0			0		
1980	21			1,00106864	0	0			0		
1981	22			1,02152829	0	0			0		
1982	23			1,040622346	0	0			0		
1983	24			1,058441957	0	0			0		
1984	25			1,075072184	0	0			0	14300	
1985	26			1,090592416	0	0			0		
1986	27			1,105076739	0	0			0		
1987	28			1,118594296	0	0			0		
1988	29	35750	200	1,131209613	624028,2354	624028,2354			334,06222	20000	334,0622245
1989	30	35750	200	1,142982913	1206405,27	1830433,505			645,82723		979,8894568
1990	31			1,153970396	1125882,907	2956316,412			602,72104		1582,610499
1991	32			1,164224511	1050735,065	4007051,477			562,492		2145,102504
1992	33			1,173794208	980603,0182	4987654,495			524,94808		2670,050586
1993	34			1,182725169	915151,9841	5902806,479			489,91006		3159,960642
…	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…
…	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…
2295	336			1,3076	0,000797064	18698679,99			4,267E-07		10009,99999
2296	337			1,3076	0,000743865	18698679,99			3,982E-07		10009,99999
2297	338			1,3076	0,000694213	18698679,99			3,716E-07		10009,99999
2298	339			1,3076	0,000647877	18698679,99			3,468E-07		10010
2299	340			1,3076	0,000604635	18698679,99			3,237E-07		10010
2300	341			1,3076	0,000564279	18698679,99			3,021E-07		10010

14.1.2 Sickerwasseremissionen

Gelöster Kohlenstoff nach dem Modell von Belevi & Baccini (1989)

Sickerwasservolumen=150[mm/a]x 11300m2=1695000[l/a]

$c(t) = co(t) * e^{-(V*co/M*mo)*t}$

c(t)-Stoffkonzentration zur Zeit t [mg/l]
co -initiale Stoffkonzentration im Sickerwasser [mg/l]
m(0)-mobilisierbare Stoffmenge [mg/kg]
M - Abfallmenge [kg]
V - jährliche Sickerwasserdurchflussmenge [l/a]

	t	c(0)	V	M	m(0)	c(t)	Kohlenstoff	Summe C
Nr.	[a]	[mg/l]	[l/a]	[kg]	[mg/kg]	[mg/l]	[t/a]	[t]
1	1	750	1,695,000	71500000	4500	747.04	1.2662	1.2662
2	2	750	1,695,000	71500000	4500	744.10	1.2612	2.5275
3	3	750	1,695,000	71500000	4500	741.16	1.2563	3.7838
4	4	750	1,695,000	71500000	4500	738.24	1.2513	5.0351
5	5	750	1,695,000	71500000	4500	735.33	1.2464	6.2815
6	6	750	1,695,000	71500000	4500	732.43	1.2415	7.5229
7	7	750	1,695,000	71500000	4500	729.54	1.2366	8.7595
8	8	750	1,695,000	71500000	4500	726.66	1.2317	9.9912
9	9	750	1,695,000	71500000	4500	723.80	1.2268	11.2180
10	10	750	1,695,000	71500000	4500	720.94	1.2220	12.4400
11	11	750	1,695,000	71500000	4500	718.10	1.2172	13.6572
12	12	750	1,695,000	71500000	4500	715.27	1.2124	14.8696
…	…	…	…	…	…	…	…	…
…	…	…	…	…	…	…	…	…
…	…	…	…	…	…	…	…	…
…	…	…	…	…	…	…	…	…
…	…	…	…	…	…	…	…	…
1219	1219	750	1,695,000	71500000	4500	6.07	0.0103	318.5149
1220	1220	750	1,695,000	71500000	4500	6.05	0.0103	318.5252
1221	1221	750	1,695,000	71500000	4500	6.02	0.0102	318.5354
1222	1222	750	1,695,000	71500000	4500	6.00	0.0102	318.5455
1223	1223	750	1,695,000	71500000	4500	5.98	0.0101	318.5557
1224	1224	750	1,695,000	71500000	4500	5.95	0.0101	318.5658
1225	1225	750	1,695,000	71500000	4500	5.93	0.0101	318.5758
1226	1226	750	1,695,000	71500000	4500	5.91	0.0100	318.5858
1227	1227	750	1,695,000	71500000	4500	5.88	0.0100	318.5958

14.1.3 Emissionen infolge von Deponieerosion- erodierter Kohlenstoff

Nr.	Jahre	Erodeirter Kohlenstoff
[/]	[a]	[t/a]
1	1000	0
2	1200	0
3	1400	0
4	1600	0
5	1800	0
6	1980	0
7	1980	4,627
8	2000	4,627
9	2200	4,627
10	2400	4,627
11	2600	4,627
12	2800	4,627
13	3000	4,627
14	3200	4,627
15	3400	4,627
16	3600	4,627
17	3800	4,627
18	4000	4,627
19	4200	4,627
20	4400	4,627
21	4600	4,627
22	4800	4,627
23	5000	4,627
24	5200	4,627
25	5300	4,627
26	5310	4,627
27	5310	0
28	5400	0

14.2 Chloremissionen

14.2.1 Deponiegasemissionen-Vinylchlorid

Müllmenge	Konzentration	Transferkoeffizient	Konz. x Transff	Vinylchlorid [kg]	Abbau nach 100 Jahren (Konzentration)
[t]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[kg]	[kg/a]
71500	8700	0,1	8,7	622,05	6,2205

14.2.2 Gelöster Chlor nach dem Modell von Belevi & Baccini (1989)

Sickerwasservolumen=150[mm/a]x 11300m2=1695000[l/a]

$c(t) = co(t) * e^{-(V*co/M*mo)*t}$

c(t)-Stoffkonzentration zur Zeit t [mg/l]
co -initiale Stoffkonzentration im Sickerwasser [mg/l]
m(0)-mobilisierbare Stoffmenge [mg/kg]
M - Abfallmenge [kg]
V - jährliche Sickerwasserdurchflussmenge [l/a]

	t	c(0)	V	M	m(0)	c(t)	Chlor	Summe Cl [t]
Nr.	[a]	[mg/l]	[l/a]	[kg]	[mg/kg]	[mg/l]	[t/a]	[t]
1	1	1300	1695000	71500000	2300	1282,6972	2,1742	2,1742
2	2	1300	1695000	71500000	2300	1265,6247	2,1452	4,3194
3	3	1300	1695000	71500000	2300	1248,7795	2,1167	6,4361
4	4	1300	1695000	71500000	2300	1232,1584	2,0885	8,5246
5	5	1300	1695000	71500000	2300	1215,7586	2,0607	10,5853
6	6	1300	1695000	71500000	2300	1199,5770	2,0333	12,6186
7	7	1300	1695000	71500000	2300	1183,6108	2,0062	14,6248
8	8	1300	1695000	71500000	2300	1167,8572	1,9795	16,6043
9	9	1300	1695000	71500000	2300	1152,3132	1,9532	18,5575
10	10	1300	1695000	71500000	2300	1136,9761	1,9272	20,4847
11	11	1300	1695000	71500000	2300	1121,8431	1,9015	22,3862
12	12	1300	1695000	71500000	2300	1106,9116	1,8762	24,2624
…	…	…	…	…	…	…	…	…
…	…	…	…	…	…	…	…	…
…	…	…	…	…	…	…	…	…
1000	1000	1300	1695000	71500000	2300	0,0020	0,0000	163,3505
1001	1001	1300	1695000	71500000	2300	0,0019	0,0000	163,3505
1002	1002	1300	1695000	71500000	2300	0,0019	0,0000	163,3505
1003	1003	1300	1695000	71500000	2300	0,0019	0,0000	163,3505
1004	1004	1300	1695000	71500000	2300	0,0019	0,0000	163,3505
1005	1005	1300	1695000	71500000	2300	0,0018	0,0000	163,3505
1006	1006	1300	1695000	71500000	2300	0,0018	0,0000	163,3505
1007	1007	1300	1695000	71500000	2300	0,0018	0,0000	163,3505
1008	1008	1300	1695000	71500000	2300	0,0018	0,0000	163,3505
1009	1009	1300	1695000	71500000	2300	0,0017	0,0000	163,3505
1010	1010	1300	1695000	71500000	2300	0,0017	0,0000	163,3505
1011	1011	1300	1695000	71500000	2300	0,0017	0,0000	163,3505
1012	1012	1300	1695000	71500000	2300	0,0017	0,0000	163,3505
1013	1013	1300	1695000	71500000	2300	0,0017	0,0000	163,3505
1014	1014	1300	1695000	71500000	2300	0,0016	0,0000	163,3505
1015	1015	1300	1695000	71500000	2300	0,0016	0,0000	163,3505

14.2.3 Emissionen infolge von Deponieerosion –Erodiertes Chlor

Nr	Jahre [a]	Erodiertes Chlor
[/]	[a]	[t/a]
1	1000	0,000
2	1200	0,000
3	1400	0,000
4	1600	0,000
5	1800	0,000
6	1980	0,000
7	1980	0,137
8	2000	0,137
9	2200	0,137
10	2400	0,137
11	2600	0,137
12	2800	0,137
13	3000	0,137
14	3200	0,137
15	3400	0,137
16	3600	0,137
17	3800	0,137
18	4000	0,137
19	4200	0,137
20	4400	0,137
21	4600	0,137
22	4800	0,137
23	5000	0,137
24	5200	0,137
25	5300	0,137
26	5310	0,137
27	5310	0,000

14.3 Cadmiumemissionen

14.3.1 Gelöstes Cadmium nach dem Modell von Belevi & Baccini (1989)

Sickerwasservolumen=150[mm/a]x 11300m2=1695000[l/a]

c(t) = co(t) * e-(V*co/M*mo)*t

c(t)-Stoffkonzentration zur Zeit t [mg/l]
co -initiale Stoffkonzentration im Sickerwasser [mg/l]
m(0)-mobilisierbare Stoffmenge [mg/kg]
M - Abfallmenge [kg]
V - jährliche Sickerwasserdurchflussmenge [l/a]

	t	c(0)	V	M	m(0)	c(t)	Cadmium	Summe Cd
Nr.	[a]	[mg/l]	[l/a]	[kg]	[mg/kg]	[mg/l]	[t/a]	[t/a]
1	1	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,001993892	3,37965E-06	3,37965E-06
2	2	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,001987802	3,36932E-06	6,74897E-06
3	3	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,001981731	3,35903E-06	1,0108E-05
4	4	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,001975678	3,34877E-06	1,34568E-05
5	5	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,001969644	3,33855E-06	1,67953E-05
6	6	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,001963628	3,32835E-06	2,01237E-05
7	7	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,001957631	3,31818E-06	2,34419E-05
8	8	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,001951652	3,30805E-06	2,67499E-05
9	9	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,001945691	3,29795E-06	3,00479E-05
10	10	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,001939749	3,28787E-06	3,33357E-05
…	…	…	…	…	…	…	…	…
…	…	…	…	…	…	…	…	…
…	…	…	…	…	…	…	…	…
990	990	0,002	1695000	71500000	0,0155	9,67969E-05	1,64071E-07	0,001053
991	991	0,002	1695000	71500000	0,0155	9,65012E-05	1,6357E-07	0,001053164
992	992	0,002	1695000	71500000	0,0155	9,62065E-05	1,6307E-07	0,001053327
993	993	0,002	1695000	71500000	0,0155	9,59127E-05	1,62572E-07	0,00105349
994	994	0,002	1695000	71500000	0,0155	9,56197E-05	1,62075E-07	0,001053652
995	995	0,002	1695000	71500000	0,0155	9,53277E-05	1,6158E-07	0,001053813
996	996	0,002	1695000	71500000	0,0155	9,50365E-05	1,61087E-07	0,001053974
997	997	0,002	1695000	71500000	0,0155	9,47463E-05	1,60595E-07	0,001054135
998	998	0,002	1695000	71500000	0,0155	9,44569E-05	1,60104E-07	0,001054295
999	999	0,002	1695000	71500000	0,0155	9,41684E-05	1,59615E-07	0,001054455
1000	1000	0,002	1695000	71500001	0,0155	9,38808E-05	1,59128E-07	0,001054614

14.3.2 Emissionen infolge von Deponieerosion -Erodiertes Cadmium

Nr.	Jahre	Erodiertes Cadmium
[/]	[a]	[t/a]
1	5310	0
2	1000	0
3	1200	0
4	1400	0
5	1600	0
6	1800	0
7	1980	0
8	1980	0,00024
9	2000	0,00024
10	2200	0,00024
11	2400	0,00024
12	2600	0,00024
13	2800	0,00024
14	3000	0,00024
15	3200	0,00024
16	3400	0,00024
17	3600	0,00024
18	3800	0,00024
19	4000	0,00024
20	4200	0,00024
21	4400	0,00024
22	4600	0,00024
23	4800	0,00024
24	5000	0,00024
25	5200	0,00024
26	5300	0,00024
27	5310	0,00024
28	5310	0

15 ANHANG C-Szenarien

15.1 Das Konzept des 2 Dimensionalen 2 Bereichsmodells am Beispiel Cadmiums

							Ganze Depinie durchgeströmt	Viertel der Deponie durchgeströmt	Zehntel der Deponie durchgestömt
Nr.	t	c(0)	V	M	m(0)	c(t)	Cadmium	Cadmium	Cadmium
	[a]	[mg/l]	[l/a]	[kg]	[mg/kg]	[mg/l]	[t/a]	[t/a]	[t/a]
1	1	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00199389	3,37965E-06	3,34877E-06	3,28787E-06
2	2	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,0019878	3,36932E-06	3,30805E-06	3,18882E-06
3	3	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00198173	3,35903E-06	3,26782E-06	3,09276E-06
4	4	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00197568	3,34877E-06	3,22808E-06	2,99959E-06
5	5	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00196964	3,33855E-06	3,18882E-06	2,90922E-06
6	6	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00196363	3,32835E-06	3,15005E-06	2,82158E-06
7	7	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00195763	3,31818E-06	3,11174E-06	2,73658E-06
8	8	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00195165	3,30805E-06	3,0739E-06	2,65414E-06
9	9	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00194569	3,29795E-06	3,03651E-06	2,57418E-06
10	10	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00193975	3,28787E-06	2,99959E-06	2,49663E-06
…	…	…	…	…	…	…	…	…	…
…	…	…	…	…	…	…	…	…	…
…	…	…	…	…	…	…	…	…	…
954	954	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010807	1,8317E-07	2,8895E-11	7,19045E-19
955	955	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010774	1,82611E-07	2,85436E-11	6,97383E-19
956	956	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010741	1,82053E-07	2,81965E-11	6,76374E-19
957	957	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010708	1,81497E-07	2,78536E-11	6,55998E-19
958	958	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010675	1,80943E-07	2,75148E-11	6,36235E-19
959	959	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010642	1,8039E-07	2,71802E-11	6,17068E-19
960	960	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,0001061	1,79839E-07	2,68497E-11	5,98479E-19
961	961	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010578	1,7929E-07	2,65232E-11	5,80449E-19
962	962	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010545	1,78742E-07	2,62006E-11	5,62963E-19
963	963	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010513	1,78197E-07	2,5882E-11	5,46003E-19
964	964	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010481	1,77652E-07	2,55673E-11	5,29554E-19
965	965	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010449	1,7711E-07	2,52563E-11	5,13601E-19
966	966	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010417	1,76569E-07	2,49492E-11	4,98129E-19
967	967	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010385	1,76029E-07	2,46458E-11	4,83122E-19
968	968	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010354	1,75492E-07	2,43461E-11	4,68568E-19
969	969	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010322	1,74956E-07	2,405E-11	4,54452E-19
970	970	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,0001029	1,74422E-07	2,37575E-11	4,40761E-19
971	971	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010259	1,73889E-07	2,34686E-11	4,27483E-19
972	972	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010228	1,73358E-07	2,31832E-11	4,14605E-19
973	973	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010196	1,72828E-07	2,29013E-11	4,02115E-19
974	974	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010165	1,723E-07	2,26228E-11	3,90001E-19
975	975	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010134	1,71774E-07	2,23477E-11	3,78252E-19
976	976	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010103	1,7125E-07	2,20759E-11	3,66856E-19
977	977	0,002	1695000	71500000	0,0155	0,00010072	1,70726E-07	2,18074E-11	3,55805E-19

15.2 Erodiertes Cadmium -„Szenario I“(viertel der Deponie ist durchgeströmt)

Nach dem „Szenario I BB“ wird nur viertel der Deponie mit dem Sickerwasser durchgeströmt.
Die Menge an Cadmium die zusätzlich erodiert sein könnte ist vernachlässigbar und Beträgt 0,22 Gramm pro Jahr.
Gilt die Tabelle aus dem Kapitel 12.3.2

15.3 Erodiertes Cadmium-„Szenario II“(zehntel der Deponie ist durchgeströmt)

Nach dem „Szenario II BB“ wird nur zehntel der Deponie mit dem Sickerwasser durchgeströmt.
Der Rest, neun zehntel des lösbaren Cadmiums, steht dann der Erosion zur Verfügung.
Die Menge an Cadmium die zusätzlich erodiert sein könnte ist vernachlässigbar und Beträgt 0,299 Gramm pro Jahr.
Gilt die Tabelle aus dem Kapitel 12.3.2

15.4 Szenario „geänderte Geometrie der Deponie„

Nr	Jahre	Erodiertes Cd
[/]	[a]	[t/a]
1	1000	0
2	1200	0
3	1400	0
4	1600	0
5	1800	0
6	2980	0
7	2980	0,00015
8	3000	0,00015
9	3100	0,00015
10	3200	0,00015
11	3300	0,00015
12	3400	0,00015
13	3500	0,00015
14	3600	0,00015
15	3700	0,00015
16	3800	0,00015
17	3900	0,00015
18	4000	0,00015
19	4100	0,00015
20	4200	0,00015
21	4300	0,00015
22	4400	0,00015
23	4500	0,00015
24	5000	0,00015
25	5500	0,00015
26	6000	0,00015
27	6500	0,00015
28	7000	0,00015
29	7500	0,00015
30	8253	0,00015
31	8253	0,00000

Nr	Jahre [a]	Erodiertes Cd
[/]	5310	[t/a]
1	1000	0,00000
2	1200	0,00000
3	1400	0,00000
4	1600	0,00000
5	1800	0,00000
6	1980	0,00000
7	1980	0,00024
8	2000	0,00024
9	2200	0,00024
10	2400	0,00024
11	2600	0,00024
12	2800	0,00024
13	2980	0,00024
14	2980	0,00015

15.5 Szenario „anderer Standort“

Es wurde angenommen, dass sich die Modeldeponie anstatt am Standort Breitenau (Niederösterreich) an der Position der Hausmülldeponie Urstein (Salzburg) befindet.

Nach der „Allgemeine Boden Abtrags Gleichung“- ABAG, wurde der mittlere jährliche Bodenabtrag [t/(ha*a)] berechnet.

Folgende Daten wurden für die Berechnung der Hausmüllerosionsrate benutzt:

Bundesland: Salzburg; Bezirk: Hallein; mittlerer Jahresniederschlag:1356.1 mm
Boden: Humus- bzw. Torfähnlich d.h.80% Sand, 10%Kies,10%Ton/Schluff
Hanglänge: ~105 m
Hangneigung: Angenommen 30 %
Fruchtfolge: Keine
Erosionsschutz: keiner

	Normales Jahr	Extreme Erreignisse
N	1356	1732
R	110,778	141,986
M = (% Schluff + Feinstsand) . (%Schluff + % Sand)		
OS	5	%
S	30	%
A	3	/
D	4	Hoch
K	0,16	
L	2,1	L=105m
S	6,8	30%
C	0,1	ungünstig
P	1	1

Folgende Daten wurden für die Berechnung der Bedeckungserosionsrate benutzt:

Region: Bundesland: Salzburg Bezirk: Hallein mittlerer Jahresniederschlag:1356.1 mm
Boden: ~55 % Sand;~ 30% Schluff; ~15% Ton
Hanglänge: ~105 m für Feld I, II und III (Wurzel aus 11300m2)
Hangneigung: Angenommen 30 %
Fruchtfolge:Angenommen Getreide Stollper aufrecht
Erosionsschutz: keiner

	Normales Jahr	Extreme Erreignisse
N	1356	1732
R	110,778	141,986
M = (% Schluff + Feinstsand) . (%Schluff + % Sand)		
OS	5	%
S	30	%
A	3	/
D	6	Extremhoch
K	0,2	
L	2,1	L=105 m
S	6,8	30%
C	0,1	ungünstig
P	1	1