

Universität für Bodenkultur  
Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt  
Institut für Abfallwirtschaft



# Ökobilanz der In-Situ Aerobisierung einer Altablagerung

Masterarbeit  
zur Erlangung des akademischen Grades  
Diplom-Ingenieur

eingereicht von  
**Lorenz Strimitzer, Bakk. techn.**  
Stud.Kennz. 427 / Matr. Nr.: 0540104

Wien, 12.09.2011



## **Danksagung**

Mein Dank gilt ao. Prof. DI Dr. Stefan Salhofer sowie o. Prof DI Dr. Peter Lechner, die es mir ermöglichten, vorliegende Masterarbeit am Institut für Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur zu verfassen.

Ganz besonders möchte ich mich an dieser Stelle bei DI Dr. Marion Huber-Humer und DI Andreas Pertl für die Unterstützung und Betreuung bedanken.

Des Weiteren gilt mein Dank Mag. Peter Mostbauer, DI Oliver Gamperling sowie DI Mag. Peter Beigl, welche mich ebenfalls mit Ratschlägen unterstütz haben.

Zu guter Letzt möchte ich mich bei DI Andreas Budischowsky, DI Länghert-Mühlegger sowie Dr. Peter Degener für all die Auskünfte und Ratschläge bedanken.

Lorenz Strimitzer, Bakk. techn.

## Kurzfassung

Ziel der vorliegenden Masterarbeit war es, eine vergleichende Ökobilanz des Verfahrens der In-Situ Aerobisierung für einen spezifischen Deponiestandort zu erstellen. Hierfür wurden die im Rahmen eines am Institut für Abfallwirtschaft durchgeführten Forschungsprojektes erhobenen Daten verwendet.

Das Verfahren der In-Situ Aerobisierung ist eine Möglichkeit, Emissionen (insbesondere Methan) aus Deponien zu minimieren, sowie die Nachsorgedauer zu verkürzen. Drei Szenarien – die In-Situ Aerobisierung, ein Räumungsszenario, sowie die Belassung des Ist-Zustandes als Referenzszenario – wurden hinsichtlich ihrer Umweltauswirkungen auf den Treibhauseffekt sowie deren Eutrophierungspotential bewertet. Diese Gegenüberstellung soll eine Einschätzung erlauben, welche Handlungsalternative in Hinblick einer möglichst umweltschonenden zukünftigen Entwicklung zu präferieren wäre. Der Aufbau dieser vergleichenden Ökobilanz folgt der internationalen Normenreihe DIN-EN-ISO 14040ff (2006). Eine Ökobilanzstudie umfasst dabei immer vier Phasen, die einem iterativen Prozess unterliegen, und zwar die Festlegung des Zieles und des Untersuchungsrahmens, die darauf folgende Sachbilanzphase, die Wirkungsabschätzung sowie der Auswertungsphase. Zur Berechnung (Wirkungsabschätzung) der Szenarien wurde die Software GaBi 4.3 verwendet.

Die Ergebnisse zeigen, dass mittels In-Situ Aerobisierung ein Großteil der Emissionen im Vergleich zum Referenzszenario eingespart werden können. Bei der Räumung des Deponiestandortes ist die Verwertungsquote der Metalle entscheidend. Werden diese zur Gänze verwertet, ist die Räumung hinsichtlich der Umweltauswirkungen die beste Alternative. Abhängig von der Verwertungsquote kann die In-Situ Aerobisierung in Bezug auf die Umweltauswirkungen besser als die Räumung des Standortes abschneiden. Des Weiteren wurden im Zuge dieser Diplomarbeit die Kosten der Alternativen unter Verwendung einer statischen und einer dynamischen Methode der Investitionsrechnung gegenübergestellt. Hier zeigte sich, dass die In-Situ Aerobisierung wesentlich kostengünstiger ist als eine Räumung der Deponie. Auch unter fiktiver Generierung von CO<sub>2</sub>-Zertifikaten und Erlösen aus der Rückgewinnung von Metallen ist die Räumung die teuerste Variante.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die In-Situ Aerobisierung als im Vergleich zur Räumung kostengünstige, bzw. im Vergleich zum Referenzszenario als umweltschonende Alternative für den untersuchten Standort empfohlen werden kann.

## Abstract

Using Life Cycle Assessment, this master thesis analyses the in-situ aeration of a landfill. Data collected in a research project of the Institute of Waste Management / University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, has been used.

In-situ aeration of a landfill is a method to reduce emissions, particularly methane. As a positive consequence, the aftercare period can be shortened. In this thesis, the environmental impacts of three different scenarios (in-situ aeration, state without any measures, excavation) were compared concerning their impact on climate change and eutrophication. This provides a rating of the three scenarios in reference to their environmental performance.

The structure of this thesis follows the principles of DIN-EN-ISO 14040ff (2006). According to that a Life Cycle Assessment study always consists of four characteristic phases, the definition of goal and scope, the inventory analysis, the impact assessment, and the interpretation. The environmental assessments have been calculated using the GaBi 4.3 software-tool.

The results demonstrate that emissions can widely be avoided by in-situ aeration as well as in the course of excavation. Concerning the excavation-scenario, the recycling rate is very important. If all of the metals are recycled, excavation is the environmentally best alternative. However – depending on the recycling rate – the in-situ aeration can perform better.

Furthermore costs of the three scenarios were compared using different methods of investment appraisals. Results show that in-situ aeration is much cheaper than the excavation of the landfill. Although the creation of CO<sub>2</sub>-credits and revenues of the metals sale were considered, the excavation of the landfill is by far the most expensive alternative.

The in-situ aeration is an economically competitive alternative to disposal site (landfill) excavation. Moreover it can be recommended as an ecologically beneficial option compared to the state without any measures.

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	<b>8</b>
1.1	Problemdefinition und Ziel der Arbeit	8
1.2	Forschungsfrage	9
<b>2</b>	<b>Grundlagen und Stand der Technik</b>	<b>10</b>
2.1	Umweltrelevanz von Altlasten	10
2.1.1.	Abbauprozesse in Deponien	10
2.1.1.1.	Anaerober Abbau	10
2.1.1.2.	Aerober Abbau	12
2.1.2.	Deponiegas	13
2.1.2.1.	Charakterisierung und Umweltrelevanz	13
2.1.2.2.	Bildung von Deponiegas	14
2.1.2.3.	Deponiegasverwertung und -vermeidung	15
2.1.2.4.	Gasprognosemodelle	16
2.1.3.	Sickerwasser aus Deponien	20
2.2	In-Situ Aerobisierung	21
2.3	Ökobilanzierung	25
<b>3</b>	<b>Methodik</b>	<b>26</b>
3.1	Zieldefinition	27
3.2	Untersuchungsrahmen und Systemgrenzen	27
3.2.1.	Zeitliche Charakterisierung	29
3.2.2.	Räumliche Charakterisierung	29
3.2.3.	Technische Charakterisierung	29
3.3	Funktionelle Einheit	30
3.4	Szenarienbeschreibung	30
3.4.1.	Ist-Zustand	30
3.4.2.	In-Situ Aerobisierung	31
3.4.3.	Räumung	34
3.5	Datenqualität	36
3.6	Wirkungskategorien und Wirkungsindikatoren	37
3.6.1.	Wirkungskategorien	37
3.6.2.	Wirkungsindikatoren	38
<b>4</b>	<b>Sachbilanz</b>	<b>39</b>
4.1	Referenzszenario „Ist-Zustand“	39
4.1.1.	Basisprozess Ablagerungsverhalten	40
4.1.1.1.	Deponiegas	40
4.1.1.2.	Sickerwasser	51
4.1.2.	Monitoring	54
4.1.3.	Mähen	55
4.1.4.	Sickerwasserbehandlung	56
4.2	Szenario „In-Situ Aerobisierung“	59
4.2.1.	Deponiebelüftung	59
4.2.2.	Basisprozess Ablagerungsverhalten	61
4.2.2.1.	Idealer Ablauf	61
4.2.2.2.	Realer Ablauf	64
4.2.2.3.	Lachgasemissionen	67

4.2.3.	Sickerwasserbehandlung .....	67
4.2.4.	Monitoring .....	67
4.2.5.	Mähen .....	68
4.3	Szenario „Räumung“ .....	69
4.3.1.	Basisprozess Ablagerungsverhalten.....	70
4.3.1.1.	Deponiegas .....	70
4.3.1.2.	Sickerwasser.....	71
4.3.2.	Sickerwasserbehandlung .....	71
4.3.3.	Mechanisch-biologische Behandlung .....	71
4.3.4.	Monitoring .....	73
4.3.5.	Räumungsmaschinen.....	73
4.3.6.	Vorbelüftung.....	75
4.3.7.	Stoffliche Verwertung „Metalle“ .....	76
4.3.8.	Thermische Verwertung „Kunststoff“ .....	76
4.3.9.	Deponierung.....	77
<b>5</b>	<b>Wirkungsbilanz.....</b>	<b>77</b>
5.1	Referenzszenario „Ist-Zustand“ .....	77
5.2	Szenario „In-Situ Aerobisierung“ .....	78
5.2.1.	„In-Situ Aerobisierung idealer Ablauf“ .....	78
5.2.2.	„In-Situ Aerobisierung realer Ablauf“ .....	79
5.3	Szenario „Räumung“ .....	80
5.4	Szenarienvergleich.....	84
5.4.1.	Treibhauseffekt.....	84
5.4.2.	Eutrophierung.....	86
<b>6</b>	<b>Kostenabschätzung .....</b>	<b>88</b>
6.1	Kostenvergleichsrechnung .....	92
6.2	Kapitalwertmethode.....	94
<b>7</b>	<b>Diskussion und Schlussfolgerungen .....</b>	<b>97</b>
<b>8</b>	<b>Zusammenfassung.....</b>	<b>100</b>
<b>9</b>	<b>Literatur.....</b>	<b>102</b>
<b>10</b>	<b>Tabellenverzeichnis .....</b>	<b>111</b>
<b>11</b>	<b>Abbildungsverzeichnis .....</b>	<b>114</b>
<b>12</b>	<b>Abkürzungsverzeichnis .....</b>	<b>116</b>
<b>13</b>	<b>Anhang A: Gasprognose .....</b>	<b>118</b>
<b>14</b>	<b>Anhang B: Sickerwasser .....</b>	<b>122</b>
<b>15</b>	<b>Anhang C: Prozesse .....</b>	<b>125</b>
<b>16</b>	<b>Anhang D: Kosten.....</b>	<b>139</b>

# 1 Einleitung

Umweltverträgliches Handeln ist spätestens seit dem im Jahre 1971 vorgestellten Bericht des Club of Rome über die Grenzen des Wachstums ein wichtiges Thema unserer Gesellschaft. Die anfänglich von Ressourcenorientierung geprägte Debatte wandelte sich hin zur Emissionsproblematik in die Umweltmedien Luft, Wasser und Boden. Einhergehend mit der Umweltdiskussion entwickelten sich Instrumente und Methoden, um Umweltauswirkungen nach Möglichkeit zu beurteilen bzw. zu minimieren. Die Ökobilanz ist Teil dieser Entwicklung (STAUDT et al., 1997).

Hinsichtlich der Emissionsproblematik in unserer Gesellschaft haben Deponien einen großen Stellenwert, da sie eine wesentliche Emissionsquelle darstellen. Sickerwasserbelastungen werden über Jahrhunderte hinweg messbar sein. Zudem sind in etwa 1,8 % der gesamten österreichischen Treibhausgasemissionen auf Deponien zurückzuführen (UBA, 2010). Die Reduktion biologisch abbaubarer organischer Verbindungen in Deponien ist ein unentbehrliches Ziel in der Abfallwirtschaft, da die Existenz (abbaubarer) organischer Substanz in einem Deponiekörper Emissionen in Luft, Boden und Wasser zur Folge haben kann. Um Emissionen möglichst gering zu halten, wurden seitens der Legislative verschiedenste rechtliche Rahmenbedingungen geschaffen.

Das Verfahren der In-Situ Aerobisierung ist eine Maßnahme zur Beschleunigung des Abbaus organischer Substanz in einem bestehenden Deponiekörper. Durch gezielte Belüftung und parallele Gasabsaugung soll in der Deponie eine Umstellung von anaeroben auf aerobe Milieubedingungen erfolgen. In Folge dessen wird der biologische Abbau organischer Substanz beschleunigt. Der Nachsorgezeitraum einer betreffenden Deponie verkürzt sich somit erheblich. Der beschleunigte und weitergehende Abbau führt des Weiteren dazu, dass die Reaktivität der Organik vermindert wird. Aus diesem Grund ergeben sich positive Effekte auf das Emissionsverhalten der Deponie. Weil versucht wird, die Emissionsquelle selbst zu beseitigen und so Emissionen am Standort zu vermeiden, ist In-Situ Aerobisierung zu den Sanierungsverfahren zu zählen (PRANTL, 2007).

Im Zuge dieser Diplomarbeit wird eine Ökobilanzierung des Verfahrens der In-Situ Aerobisierung des Deponiestandortes Mannersdorf durchgeführt, um die Umweltauswirkungen dieses Verfahrens abzuschätzen und Schlüsse daraus ziehen zu können. Eine Ökobilanz ist ein normiertes Verfahren welches Input- und Outputflüsse sowie potentielle Umweltauswirkungen eines Systems (über den gesamten Lebensweg hinweg) zusammenstellt und beurteilt (DIN EN ISO, 2006). Im Rahmen der Ökobilanz werden umweltorientierte Bewertungsvorgänge durchgeführt, welche den Vergleich alternativer Handlungsweisen unter ökologischen Gesichtspunkten ermöglichen.

## 1.1 Problemdefinition und Ziel der Arbeit

Ziel dieser Arbeit ist es, auf Basis der im Rahmen des am Institut für Abfallwirtschaft durchgeführten Forschungsprojektes „INovative in-sitU MeThoden Zur SanieRung von AltAb lagerungen Und kontaMinierten Standorten“ (abgekürzt: „NUTZRAUM“) erhobenen Daten eine Ökobilanz des Verfahrens der In-Situ Aerobisierung für den spezifischen Standort Mannersdorf zu erstellen. Es soll ein Vergleich der (praxisrelevanten) Szenarien

- Referenzszenario „Ist-Zustand“
- In-Situ Aerobisierung
- Räumung

durchgeführt werden. Diese Gegenüberstellung soll eine Einschätzung erlauben, welche Handlungsalternativen in Hinblick einer möglichst umweltschonenden zukünftigen Entwicklung zu präferieren wären. Die In-Situ Aerobisierung mittels Niederdruck kam bei der Deponie Mannersdorf österreichweit erstmals zum Einsatz. Um die

Umweltauswirkungen dieses Verfahrens darstellen zu können, wurde bislang nicht auf die Methode der Ökobilanzierung zurückgegriffen. In Anbetracht des Emissionspotentials der Deponie Mannersdorf (PRANTL, 2007; GAMPERLING et al., 2010), sowie von Deponien und Altablagerungen im Allgemeinen, ist eine Erforschung der Umweltauswirkungen von Sanierungsmaßnahmen bedeutend.

## 1.2 Forschungsfrage

In Rahmen dieser Arbeit sollen die potentiellen Umweltauswirkungen der In-Situ Aerobisierung auf der Deponie Mannersdorf untersucht, und mit jenen eines Referenzszenarios verglichen werden. Die Forschungsfrage lautet daher:

*Welche Ergebnisse liefert die Methode der Ökobilanz für das Verfahren der In-Situ Aerobisierung am Beispiel der Deponie Mannersdorf?*

Zur Operationalisierung der Forschungsfrage sollen folgende Fragen geklärt werden:

- *Welche Szenarien sind für einen Vergleich zweckmäßig (Räumung, Belassung des ursprünglichen Zustandes, Vergleich mit anderen Methoden wie etwa Befeuchtung, Bewässerung etc.)?*

Methodik:

Literaturrecherche

Ergebnis:

Auflistung alternativer Handlungsmöglichkeiten nach Relevanz und Erstellung der Referenzszenarien.

- *Welche Methode der Umweltbewertung soll für die Abschätzung der Umweltauswirkungen der Vergleichsszenarien herangezogen werden?*

Methodik:

Methodik der Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040ff. (2006).

Ergebnis:

Ökobilanz der In-Situ Aerobisierung sowie der Vergleichsszenarien.

- *Welche Schlüsse können aus dem Vergleich der Ergebnisse der Szenarien geschlossen werden und welche Empfehlungen lassen sich daraus ableiten?*

Methodik:

Vergleich der Szenarien mit den Ergebnissen für die In-Situ Aerobisierung hinsichtlich ihrer Umweltaspekte.

Ergebnis:

Schlüsse, Handlungsempfehlungen.

## 2 Grundlagen und Stand der Technik

In diesem Kapitel wird anhand von Fachliteratur der derzeitige Stand des Wissens und der Forschung bezüglich Deponien und deren Emissionsproblematik sowie der Ökobilanzierung dargestellt.

### 2.1 Umweltrelevanz von Altlasten

Altlasten und Altablagerungen wie Deponien können aufgrund fehlender abfallwirtschaftlicher Planung in der Vergangenheit, etwa betreffend die Deponietechnik (Basisabdichtung, Basisentwässerung, Sickerwassersammlung) oder Qualität des abgelagerten Abfalls (Ablagerung von unbehandeltem Abfall), ein hohes Emissionspotential aufweisen. In Österreich ist die Erhebung, Einstufung und Bewertung von Altlasten aus diesem Grund im Rahmen des Altlastensanierungsgesetzes (ALSAG, 1989 idF 2010) geregelt. Das Gesetz regelt die Bereitstellung von finanziellen Mitteln zur Sicherung und Sanierung von Altlasten durch Einhebung eines Altlastenbeitrages. Die Bemessungsgrundlage hierfür ist die Masse des Abfalls.

Als „*Altlast*“ werden im Sinne des Gesetzes *„Altablagerungen und Altstandorte ... sowie durch diese kontaminierte Böden und Grundwasserkörper, von denen ... erhebliche Gefahren für die Gesundheit des Menschen oder die Umwelt ausgehen“*, angesehen. *„Ablagerungen“* sind dem Gesetz nach *„...Ablagerungen von Abfällen, die befugt oder unbefugt durchgeführt wurden“* (ALSAG, 1989 idF 2010).

Da die Deponie Mannersdorf nicht im Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas des Umweltbundesamtes (GRANZIN et al., 2010) als Altlast aufscheint, gilt sie nicht als Altlast im Sinne des ALSAG, sondern wird als Altablagerung definiert.

Im Folgenden wird kurz auf die Emissionen, welche u. a. von den Abbauprozessen abhängen, eingegangen.

#### 2.1.1. Abbauprozesse in Deponien

Die In-Situ Aerobisierung stellt eine Maßnahme zur Beschleunigung des biologischen Abbaus organischer Substanz in einem Deponiekörper dar. Unter Abbau wird eine Stoffumwandlung zu energieärmeren mineralischen Verbindungen durch die mikrobielle Aktivität von Mikroorganismen verstanden. Der vollständige Abbau wird als Mineralisierung bezeichnet. Der Ab- und Umbau organischer Substanz ist ein wesentlicher Bestandteil natürlicher Stoffkreisläufe (Kohlenstoffkreislauf, Stickstoffkreislauf). Der Abbau (Mineralisierung) sowie die Auswaschung leichtabbaubarer Verbindungen und die Bildung stabiler, huminstoffähnlicher Substanzen wird als Stabilisierungsprozess bezeichnet (LECHNER et al., 2004).

Organische Substanz ist nicht ausschließlich biogenen Ursprungs, sondern enthält auch synthetische Substanzen. Der Großteil dieser Organik besteht aus den chemischen Stoffgruppen Hemizellulose, Zellulose, Lignin, Stärke, Zucker, Proteine, Fette, Wachse, sowie aus synthetischen Polymeren wie PVC (Polyvinylchlorid), PP (Polypropylen), PE (Polyethylen), etc. (PRANTL, 2007). Je größer der Anteil an biologisch verfügbarer Organik, desto mehr treibhauswirksames Deponiegas kann entstehen. Aus diesem Grund ist rechtlich seit 2004 eine Vorbehandlung von abzulagernden Abfällen vorgesehen (DVO, 2008 idF 2010).

##### 2.1.1.1. Anaerober Abbau

Der anaerobe Abbau erfolgt unter Luftabschluss. Im anaeroben Milieu werden organische Verbindungen von fakultativ und obligat anaeroben Mikroorganismen zu Methan und Kohlendioxid umgewandelt (Gärungsprozess). Das entstandene Gas wird als Deponiegas

bezeichnet. Die Methanbildung in einer Deponie folgt dabei charakteristischen Phasen (siehe 2.1.2.2.). Hauptbestandteile des Deponiegases sind Methan (ca. 60 Vol%) und Kohlendioxid (ca. 40 Vol%). Deren Anteile sind u. a. zeitlich veränderlich. Beimengungen von geruchsintensivem Schwefelwasserstoff (H<sub>2</sub>S) bzw. umweltrelevanten Spurengasen (z.B. Fluorchlorkohlenwasserstoffe - FCKWs) machen weniger als 1 Vol% aus. Diese Stoffe finden als Schäumungs- und Treibmittel ebenso Verwendung wie als Reinigungs- und Kühlmittel (FIGUEROA, 1998). Einen kleinen Beitrag zur Gasbildung haben auch die Sublimation von Abfallinhaltsstoffen, Verdampfungs- und Verdunstungsprozesse sowie chemische Reaktionen (z. B. Aluminiumoxidation). Eine genaue Beschreibung der Deponiegasbildung sowie dessen Prognose und Umweltrelevanz erfolgt im Kapitel 2.1.2.

Die Abbauprozesse einer Reaktordeponie können vereinfacht in drei Phasen beschrieben werden: die Hydrolyse, die saure Gärung (Versäuerung und Essigsäurebildung, bzw. „acidogene“ und „acetogene“ Phase) und die Methangärung. In der Phase der Hydrolyse und Versäuerung werden polymere organische Substanzen durch extrazelluläre Enzyme von Mikroorganismen aufgespalten (Bacillus: Kohlenhydrate in Monosaccharide, Clostridium: Proteine in Aminosäuren, Pseudomonas: Lipide in Fettsäuren). Danach werden die entstandenen Monosaccharide, Carbonsäuren und Aminosäuren zu einer Mischung aus Essigsäure, Propionsäure, Buttersäure (bzw. Acetat, Propionat, Butyrat), Alkoholen, CO<sub>2</sub>, Wasserstoff und Aldehyden bzw. Ketonen umgewandelt (Acidogenese). Im darauf folgenden Schritt (acetogene Phase) werden die gebildeten höheren Carbonsäuren von essigsäurebildenden Bakterien weiter umgesetzt. Schlussendlich werden Wasserstoff, Essigsäure, Ameisensäure und Methanol zu Methan und Kohlendioxid abgebaut, und eine stabile Methanbildungsphase erreicht. Methanogene Mikroorganismen sind säureempfindlich: Die Methangärung setzt erst ein, wenn die Mehrzahl der rasch umsetzbaren organischen Substanzen verbraucht, und der Großteil der sauren Stoffwechselprodukte über den Sickerwasserpfad ausgetragen ist (LECHNER et al. 2004).

In Abbildung 1 ist der oben beschriebene anaerobe Abbau organischen Materials (Lechner et al., 2004) graphisch dargestellt.

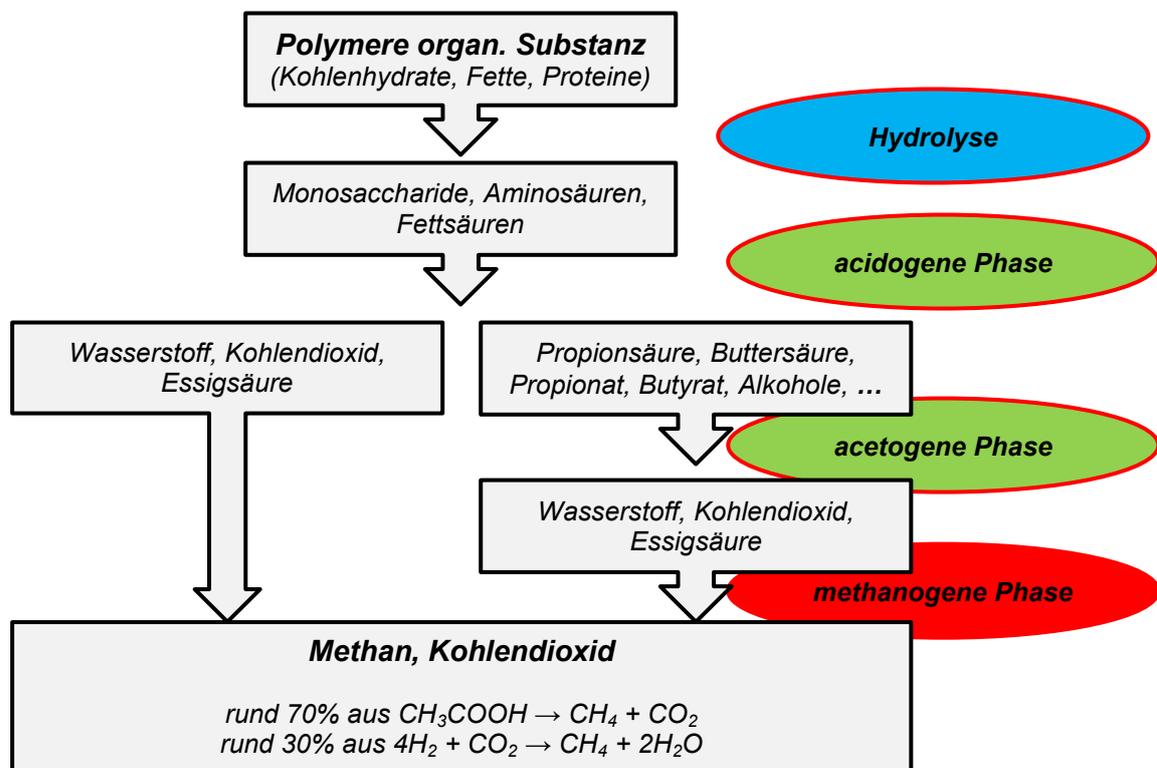
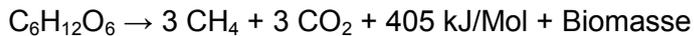


Abbildung 1: Anaerober Abbau.

Um den Unterschied zum aeroben Abbau näher zu erläutern, wird im Folgenden am Beispiel von Glukose die Bildung von klimarelevanten Gasen unter Freisetzung von Energie (Wärme) – wie sie in einer Deponie stattfindet – erläutert. Der Abbau wird (vereinfacht) durch folgende Formel beschrieben:

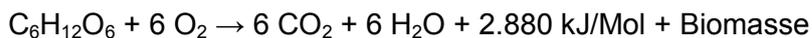


Der Großteil der umgewandelten Energie ist dabei im Deponiegas in Form von Methan ( $\text{CH}_4$ ) enthalten (bis zu 95%), lediglich ein geringer Teil in Form von Biomasse (BRAUN, 2001).

### 2.1.1.2. Aerober Abbau

Im Zuge der In-Situ Aerobisierung wird der Deponiekörper in aerobe Verhältnisse überführt, daher sind an dieser Stelle im Wesentlichen aerobe Abbauprozesse relevant. Hierbei werden organische Verbindungen durch Mikroorganismen zu  $\text{CO}_2$  und  $\text{H}_2\text{O}$  abgebaut, Biomasse aufgebaut und Energie in Form von Wärme freigesetzt. Die Abbaubarkeit richtet sich nach abiotischen Faktoren (Sauerstoffversorgung, Wassergehalt, Temperatur, pH-Wert), Vernetzungsgrad, Struktur und der chemischen Bindung. Unter günstigen Milieubedingungen setzen aerobe Mikroorganismen die verfügbaren organischen Ausgangsstoffe in niedermolekulare, energieärmere Produkte um.

Folgende Formel beschreibt exemplarisch den aeroben Abbau von Glukose, wie er im Zuge der In-Situ Stabilisierung im Deponiekörper stattfindet.



Wie aus der obigen Formel ersichtlich ist der aerobe Abbau eine exotherme Reaktion – d. h. Energie wird in Form von Wärme an die Umgebung abgegeben. Die Reaktionsenthalpie ist somit negativ. Die Enthalpie oder Wärmegehalt beschreibt die Summe aus der inneren Energie eines Systems und dem Produkt aus Druck und Volumen. Beim aeroben Abbau kommt es somit zu einer starken Wärmeentwicklung, welche wiederum die Mikroorganismenpopulation beeinflusst. Im Gegensatz zum anaeroben Abbau (siehe oben) wird beim aeroben Abbau ein großer Teil (rund 50%) der umgewandelten Energie in Form von Biomasse gespeichert (BRAUN, 2001). Neben der Temperatur ist hier auch der Wassergehalt entscheidend: Die bei der Hydrolyse (Spaltung der hochmolekularen Substanzen durch extrazelluläre Enzyme) entstandenen niedermolekularen Substanzen (Aminosäuren, Fettsäuren, Monosaccharide) können von Mikroorganismen nur in gelöster Form aufgenommen werden. Ein zu geringer Wassergehalt (unter 30%) hemmt somit den Abbau, ein zu hoher Wassergehalt verhindert den Gastransport und somit die Sauerstoffversorgung. Für den aeroben Abbau ist ein Wassergehalt von 50 bis 60% ideal. Des Weiteren wird der aerobe Abbau von der Sauerstoffversorgung (wiederum abhängig von Prozessphase, Partikelgröße etc.), vom Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis (ideal 20 – 30) und vom pH-Wert (ideal 7,5 – 8) entschieden beeinflusst. Je nach vorherrschenden Milieubedingungen und Abbauphase dominieren unterschiedliche Mikroorganismen. Bedeutend sind Bakterien (*Pseudomonas*, *Bacillus*), Actinomyceten (*Thermoactinomyces*, *Thermomonospora*) und Pilze (*Aspergillus*, *Penicillium*, *Mucor*). Der vollständige Abbau wird als Mineralisierung bezeichnet. Für die gesamte organische Substanz wird dieser jedoch nie erreicht, da gleichzeitig auch neue Produkte synthetisiert werden. Im Zuge des Umbaus entstehen z. B. Huminstoffe. Diese sind chemisch nicht genau definiert (haben keine stöchiometrische Formel), spielen aber eine große Rolle als Kohlenstoff- und Stickstoffspeicher sowie bei der Immobilisierung von Schwermetallen und organischen Schadstoffen (LECHNER et al., 2004).

## 2.1.2. Deponiegas

In folgendem Kapitel wird Deponiegas charakterisiert, seine Entstehung und Umweltrelevanz erläutert, Gasprognosemodelle vorgestellt sowie auf Verwertungs- und Vermeidungsmöglichkeiten eingegangen. Eine ausführliche Beschreibung der angewandten Modelle zur Berechnung (Prognose) der gebildeten Deponiegasmengen für das konkrete Beispiel der Deponie Mannersdorf erfolgt in den Kapiteln 4.1.1 f.

### 2.1.2.1. Charakterisierung und Umweltrelevanz

Deponiegas ist ein Gasgemisch aus Methan ( $\text{CH}_4$ ) und Kohlendioxid ( $\text{CO}_2$ ), welches in der stabilen Methanbildungsphase einer Deponie meist im Volumenverhältnis von 60:40 vorkommt. Zu geringem Anteil sind jedoch auch umweltrelevante Spurengase wie FCKWs oder geruchsintensive Stoffe wie Schwefelwasserstoff vorhanden. Diese machen insgesamt weniger als ein Prozent aus. Bestimmte Deponiegasinhaltstoffe (Spurenstoffe) sind für den Menschen giftig. Aus diesem Grund sollten dessen Emissionen möglichst vermieden bzw. gezielt gefasst und einer Behandlung unterzogen werden (FIGUEROA, 1998). Neben der Klimarelevanz besteht in Folge der Brennbarkeit von Methan mitunter Explosionsgefahr. So ist es in Deutschland schon zu Explosionen mit Todesfolge gekommen (KRÜMPELBECK, 2000). Ein weiterer negativer Aspekt der Deponiegasbildung ist die Schädigung der Vegetation in Bodennähe. Gasförmige Emissionen unterscheiden sich im Vergleich zu Sickerwasseremissionen in der räumlichen Dimension ihrer Wirkung: Im Gegensatz zu Sickerwasser, welches lokale, maximal aber regionale Umweltauswirkungen aufweist, verteilen sich gasförmige Emissionen in der Troposphäre und sind global wirksam. Wie in Kapitel 2.1.2 bereits erwähnt, bildet sich Deponiegas unter anaeroben Verhältnissen. Die Minimierung der Deponiegasemissionen (bzw. deren Erfassung und Verwertung) sind aus Klimaschutzgründen erforderlich: Methan weist bezogen auf einen Zeitraum von 100 Jahren eine 25fach (IPCC, 2007) höhere Wirksamkeit als Treibhausgas auf als  $\text{CO}_2$  und ist in der Atmosphäre zwölf Jahre klimawirksam. Das Treibhauspotential (engl. Global Warming Potential, GWP) beschreibt, zu welchem Anteil eine definierte Menge eines Treibhausgases zum Treibhauseffekt beiträgt. Als Vergleichswert hierfür dient  $\text{CO}_2$  mit dem Wert eins. Neben  $\text{CH}_4$  sind auch FCKWs klimawirksam, diese haben aufgrund ihrer thermischen und chemischen Stabilität und der daraus resultierenden langen Verweilzeit in der Atmosphäre ein mehr als 14.400fach höheres Treibhauspotential als  $\text{CO}_2$ . Als Treibhausgase werden jene Spurengase der Atmosphäre bezeichnet, welche die Wärmeabstrahlung von der Erde in das Weltall aufgrund ihrer Fähigkeit, Infrarot-Strahlung (Spektralbereich  $7,8 \times 10^{-7} \text{ m}$  bis  $10^{-3} \text{ m}$ , d. h. 780 nm bis 1 mm) zu absorbieren, verringern. Die unterschiedlichen Treibhausgase ( $\text{CH}_4$ , FCKWs,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{O}_3$ , etc.) absorbieren jeweils in charakteristischen Wellenlängenbereichen, daher addieren sich die Wirkungen (IPCC, 2007).

Neben den gasförmigen Emissionen entweicht  $\text{CH}_4$  zu einem gewissen Teil auch in (Sickerwasser) gelöster Form aus der Deponie. Bei  $20^\circ\text{C}$  und einem bar Druck liegt die Wasserlöslichkeit von  $\text{CH}_4$  bei 25 mg/l. Berechnungen von Fellner et al. (2003) zeigen jedoch, dass der Austrag von Methan über den Wasserpfad vernachlässigbar ist.

Das beim aeroben Abbau biogenen Materials ebenfalls gebildete  $\text{CO}_2$  wird als klimaneutral betrachtet – einerseits stammt es aus biogenen Ausgangsstoffen, andererseits kann es von Pflanzen im Zuge der Photosynthese aufgenommen werden (Kohlenstoffkreislauf). Die Abfallwirtschaft ist mit etwa 30% (82,3% davon stammen aus Mülldeponien) der gesamten Methanemission Österreichs zusammen mit der Landwirtschaft der Hauptemittent von Methan (UBA, 2007).

Nach Lechner et al. (2004) ließen sich 35% des Kyoto-Zieles alleine durch deponietechnische und abfallwirtschaftliche Maßnahmen erreichen. Aufgrund eben Genannter sind die Methanemissionen aus Deponien in Österreich rückläufig, hauptverantwortlich hierfür ist die Einführung der Biotonne und die damit verbundene getrennte Sammlung von biogenen Abfällen und die rechtlichen Vorgaben der Deponieverordnung betreffend abzulagernder Abfälle. Der gesamte Rückgang der

Methanemissionen betrug zwischen 1990 und 2005 insgesamt 23,1%. Bezogen auf den gesamten Treibhausgasausstoß ergab sich im Abfallbereich für denselben Zeitraum ein Rückgang der Emissionen um 37,4%, dies stellt den größten Rückgang aller betrachteten Sektoren (IPCC-Sektoren: Energie, industrielle Prozesse, Landwirtschaft, ...) dar. Weltweit wird jedoch mit einer deutlichen Zunahme der Methanemissionen gerechnet (UBA, 2007).

Aufgrund der klimarelevanten Eigenschaften von Deponiegasemissionen wurden rechtliche Rahmenbedingungen für eine Inventur eben dieser getroffen: Mit der Novelle (BGBl. 128/2009) des Umweltinformationsgesetzes (UIG, 1993 idF 2009) wurden die Voraussetzungen für ein nationales Schadstofffreisetzungs- und verbringungsregister (PRTR – Pollutant Release and Transfer Register; implementiert durch BGBl II Nr. 380/2007) geschaffen. Dieses Register löste im Jahr 2007 die bestehenden Regelungen zum Schadstoffemissionsregister (European Pollutant Emission Register, EPER, implementiert in EPER-Verordnung, BGBl. II Nr. 300/2002 §9) ab. Das PRTR stellt eine (inhaltliche) Weiterentwicklung des EPER dar. Des Weiteren besteht die Verpflichtung, jährliche nationale Treibhausgasinventuren zu erstellen, welche in Österreich vom Umweltbundesamt verfasst werden.

### 2.1.2.2. Bildung von Deponiegas

Der anaerobe Abbau ist bereits kurz in Kapitel 2.1.1.2 beschrieben worden. Nach Rettenberger et al. (1992) sind folgende (interne) Faktoren für das Wachstum von Methanbakterien entscheidend: Nährstoff- und Substratangebot, Temperatur, Wassergehalt und -transport, pH-Wert, etwaige toxische (hemmende) Stoffkonzentrationen sowie der Aufbau des Deponiekörpers. Aber auch externe Faktoren wie etwa Niederschläge, Außentemperatur, Wind, Deponieabdichtung bzw. Deponieabdeckung, Grundwasserstände etc. sind für die Methanbildung entscheidend. Es existieren unterschiedliche Modelle zur Beschreibung des zeitlichen Verlaufs der Deponiegasbildung, beispielsweise das fünf-Phasen Modell von Christensen und Kjeldsen (1989).

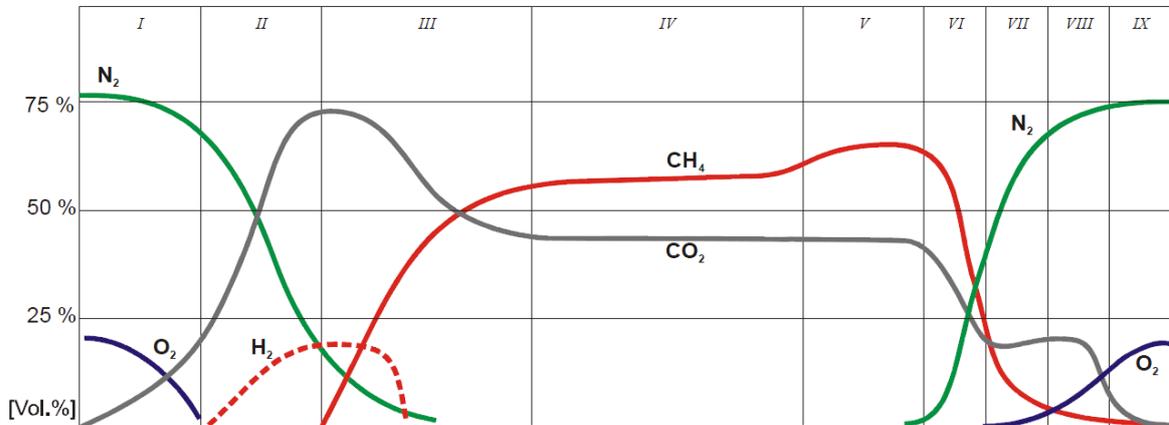
Farquhar et al. (1973) charakterisierten schon in den 1970er Jahren vier unterschiedliche Gasphasen (I-IV, siehe Tabelle 1). Diese wurden von Rettenberger et al. (1992) um insgesamt fünf (V-IX, siehe Tabelle 1) Phasen erweitert. Die einzelnen Phasen gehen zeitlich ineinander über, es ist jedoch möglich, dass sich unterschiedliche räumliche Bereiche (z. B. Randbereiche, Deponiemitte) eines Deponiekörpers in unterschiedlichen Phasen befinden.

**Tabelle 1: 9-Phasen-Modell der Deponiegasbildung (Rettenberger et al., 1992).**

Phase		Beschreibung
I	Aerobe Phase	Im Deponiekörper befindet sich im Zuge des Einbaues (Porenvolumen) noch Luftsauerstoff. Durch aerobe Abbauprozesse wird dieser verbraucht, Wasser und Energie (Wärme) werden frei.
II	Phase der sauren Gärung	Die Porenluft wurde verbraucht, anaerober Abbau von Kohlenhydraten, Proteinen und Fetten (und weiter zu H <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , Essigsäure) findet statt.
III	Instabile Methanphase	Produkte der Phase II werden zu CH <sub>4</sub> und CO <sub>2</sub> umgewandelt.
IV	Stabile Methanphase	Tritt ein, wenn das Deponiegasverhältnis von CH <sub>4</sub> :CO <sub>2</sub> konstant bei ca. 55:44 liegt (1% Spurengase).
V	Langzeitphase	Wird durch hohe CH <sub>4</sub> -Werte (Konzentration >60 Vol%) im Deponiekörper charakterisiert.
VI	Luft eindringphase	Umgebungsluft dringt ein, weil Gasbildung zurückgeht; CH <sub>4</sub> :CO <sub>2</sub> -Verhältnis sinkt
VII	Methanoxidaionsphase	Methanotrophe Bakterien oxidieren CH <sub>4</sub> zu CO <sub>2</sub> ; zusätzlich entsteht im Zuge des aeroben Abbaus CO <sub>2</sub> ; CH <sub>4</sub> :CO <sub>2</sub> -Verhältnis sinkt weiter.

VIII	CO <sub>2</sub> -Phase	Aerobe Milieubedingungen dominieren, die CH <sub>4</sub> -Konzentration geht gegen Null.
IX	Luftphase	O <sub>2</sub> -Konzentration steigt auf ca. 20 Vol%, CO <sub>2</sub> -Konzentration sinkt auf wenige Vol%. Deponiekörper ist nun in einem annähernd stabilen Zustand überführt.

In Abbildung 2 wird die Deponiegaszusammensetzung der neun Phasen veranschaulicht:



**Abbildung 2: Zusammensetzung des Deponiegases der neun Phasen nach Farquhar et al. (1973), Franzius (1981) und Rettenberger et al. (1992), zitiert in: Stachowitz (2004).**

Je nach Milieubedingungen, Eigenschaften des deponierten Abfalls etc., ist der zeitliche Verlauf unterschiedlich (RETTEBERGER et al., 1992). Unter günstigen Bedingungen dauert die erste Phase einige Wochen, die zweite einige Monate und die dritte mehrere Jahre. Die vierte Phase (stabile Methanphase) ist meist nach 1 - 3 Jahren erreicht. Nach Lechner et al. (2004) bildet sich bei Reaktordeponien ab Inbetriebnahme bis zu 50 Jahre lang Deponiegas. Bei der Prognose des zeitlichen Verlaufs der Deponiegasproduktion treten noch größere Unsicherheiten auf als bei der Prognose des Gasbildungspotentials.

### 2.1.2.3. Deponiegasverwertung und -vermeidung

Die auf einer Deponie installierten Einrichtungen zur Gasfassung können nur 40 - 60% des gebildeten Deponiegases erfassen, der Rest entweicht über Risse und undichte Stellen einer etwaigen Abdichtung in die Atmosphäre. Im Falle einer bloßen Abdeckung (keine Dichtwirkung) entweicht Deponiegas meist inhomogen, flächig über die gesamte Deponie verteilt.

Die österreichische Deponieverordnung fordert, „...sofern aufgrund der abzulagernden Abfälle eine mehr als geringfügige Gasbildung zu erwarten ist...“, die Installierung von Einrichtungen zur Erfassung und Ableitung des entstandenen Deponiegases. Im Hinblick auf den Verbleib des entstandenen Gases ist Folgendes vorgeschrieben: „Im Falle einer aktiven Entgasung ist das Deponiegas vorrangig einer Verwertung oder, wenn dies nicht möglich ist, einer Beseitigung zuzuführen.“ (DVO, 2008 idF 2010). Im EU-Vergleich wird in Österreich laut Schachermayer (2007) jedoch relativ wenig Deponiegas erfasst bzw. abgefackelt.

Je nach Menge und Qualität (Methangehalt, Spurengase) lassen sich bei aktiver Entgasung unterschiedliche Verwertungsmöglichkeiten unterscheiden. Am häufigsten ist eine Verstromung mittels Gasmotor oder Gasturbine am Standort selbst. Für die Einspeisung des Deponiegases in ein öffentliches Gasnetz bedarf es einer äußerst aufwendigen und kostenintensiven Aufbereitung. Hierbei werden in verschiedenen Verfahren Wasserdampf, Schwefelwasserstoff, Kohlendioxid und störende Spurengase sowie Feinpartikel entfernt. Diese greifen unterschiedliche Bauteile von Gasmotoren oder Gasturbinen u. a. korrosiv an und verringern deren Lebensdauer erheblich. Möglich ist auch eine energetische Verwertung von aufbereitetem Gas mit vorangegangener Gasverflüssigung (GOOSSENS, 1996). Ist die Qualität (Energieinhalt) des Deponiegases

für eine energetische Verwertung zu minderwertig bzw. die Menge zu gering, wird es üblicherweise mit einer Deponiegasfackel entsorgt (beseitigt).

Die Vermeidung von Emissionen ist prinzipiell über die abgelagerte Menge an organischem Material steuerbar. Seit 2004 besteht ein Ablagerungsverbot (ausgenommen solche, die unter Übergangsbestimmungen fallen) für unbehandelte Abfälle. Im Anhang der österreichischen Deponieverordnung (DVO, 2008 idF 2010) sind in der Tabelle 9 u. a. Stabilitätsparameter ( $AT_4 < 7 \text{ mg O}_2/\text{g TM}$ ;  $GS_{21}$  bzw.  $BG_{21} < 20 \text{ NI/kg TM}$ ) und Brennwert ( $H_o < 6600 \text{ kJ/kg TM}$ ) für die Ablagerung mechanisch-biologisch behandelter Abfälle auf Massenabfalldeponien vorgegeben. Diese rechtlichen Vorgaben haben neben der quantitativen Verringerung abzulagernder Mengen die Reduktion der Reaktivität und somit der Deponiegasbildung zum Ziel.

#### 2.1.2.4. Gasprognosemodelle

Die Deponiegasbildung kann entweder gemessen oder mit Hilfe von Modellen berechnet werden. Eine vollständige, mengenmäßige Erfassung des gesamten gebildeten Deponiegases ist in der Praxis nicht möglich. Einerseits treten bereits während der Verfüllung einer Deponie gasförmige Emissionen auf, andererseits entstehen durch Setzungen oder Sackungen Risse, durch die Deponiegas entweichen kann. Die messtechnische Erfassung von Deponiegasemissionen wird aufgrund dieser punktuellen Quellen erheblich erschwert. Methoden zur Emissionsmessung von Methan sind die Begehung mit Flammenionisationsdetektor (FID) oder die Messung mittels Fourier-Transform-Infrarot-Spektrometrie (FTIR) bzw. Tunable-Diode-Laser (TDL). Erstere beruht auf einer Erhöhung der Leitfähigkeit im Detektor durch hinzukommende, ionisierbare Partikel (Methan). FTIR und TDL beruhen beide auf dem speziellen Adsorptionsspektrum des zu messenden Gases. Gemeinsam haben diese drei Methoden jedoch, dass sie keine Volumenströme messen und deshalb in ihrer Aussagekraft limitiert sind. Es gibt daher auch eine Reihe anderer Messmethoden, wie etwa die Messung mittels Gasboxen (Messung Volumenstrom und Gaskonzentration), Tracergas-Methode, C-13 Isotopenmethode etc. (FELLNER et al., 2003). Allerdings sind gängige Messmethoden von Methanemissionen mit einer großen Unsicherheit behaftet und oft nur bedingt aussagekräftig (FELLNER et al., 2003 und SCHACHERMAYER, 2007).

Im Rahmen dieser Arbeit wird das Deponiegaspotential der Deponie Mannersdorf anhand von Gasprognosemodellen errechnet. Für die theoretische Abschätzung der gesamten Deponiegasproduktion gibt es unterschiedliche Gasprognosemodelle (siehe Tabelle 2). Jede Prognose ist mit Unsicherheiten verbunden. Errechnete Gasprognosen können nur Anhaltspunkte für die tatsächlich gebildete Gasmenge sein. Meist liegt dies daran, dass unzureichende Informationen über die Art und Zusammensetzung des abgelagerten Abfalls vorliegen. Es müssen Annahmen über Abbauverhalten etc. getroffen werden, welche Unsicherheitsfaktoren darstellen. Des Weiteren besteht vor allem bei Altdeponien eine Wissenslücke über die bauliche Ausführung von Deponieelementen (z. B. Art der Basisabdichtung, etc.), welche die Emissionen beeinflussen. Errechnete Deponiegasmengen sind nicht verifizierbar, weil es keine hundertprozentige Erfassungsrate gibt. Einrichtungen zur Gasfassung (aktiv, passiv) erfassen nur einen Teil (etwa 40 - 60%) des tatsächlich gebildeten Gases. Aufgrund dieser Unsicherheiten ergeben sich große Schwankungsbreiten in den Ergebnissen verschiedener Modellrechnungen (KRÜMPPELBECK, 2000).

Gegenwärtig werden unterschiedlichste Modelle zur Prognose von Deponiegas angewandt. Folgende Tabelle gibt die Ergebnisse verschiedener Autoren zum Thema Deponiegaspotential an. Die Schwankungsbreite der Ergebnisse ist aufgrund oben genannter Unsicherheiten mit 60 bis 375 m<sup>3</sup> gebildetes Deponiegas pro Tonne Abfall (FM) groß.

**Tabelle 2: Deponiegasbildungspotential unterschiedlicher Autoren nach Krümpelbeck (2000) [1-10] bzw. Rettenberger (1992) [11-13].**

Nr.	Autor, Jahr	Deponiegaspotential	Anmerkungen
1	STEGMANN und DERNBACH, 1982	150 – 200 m <sup>3</sup> / t Abfall FM*	Experimentell bestimmt
2	TABASARAN, 1976	60 – 180 m <sup>3</sup> / t Abfall FM*	Aus der Praxis
3	BINGEMER und CRUTZEN, 1987	< 300 m <sup>3</sup> /t Abfall FM*	Aus C-Gehalt bestimmt
4	HAM et al., 1979	60 – 350 m <sup>3</sup> / t Abfall FM*	Prognostiziert eine Gasrate von 6 - 35 m <sup>3</sup> / (t*a) über 10 Jahre
5	TABASARAN und RETTENBERGER, 1987	375 m <sup>3</sup> /t Abfall FM*	Aus C-Gehalt berechnet
6	GRASSL et al., 1991	150 – 200 m <sup>3</sup> / t Abfall FM	Experimentell bestimmt
7	RETTENBERGER und MEZGER, 1992	150 – 235 m <sup>3</sup> /t TS	---
8	SCHEELHAASE und BIDLINGMAIER, 1996	150 – 230 m <sup>3</sup> /t TS	---
9	KRÜMPELBECK, 2000	180 – 280 m <sup>3</sup> /t TS	Aus Beobachtungen an zahlreichen Deponien abgeleitet
10	EHRIG, 1991	128 – 230 m <sup>3</sup> / t TS	Experimentell bestimmt
11	PFEFFER, 1974	186 m <sup>3</sup> / t FM	Faulversuch mit zerkleinertem Hausmüll
12	KLEIN, 1980	235 m <sup>3</sup> / t FM	Faulversuch mit Klärschlamm und Hausmüll
13	HITTE, 1976	204 m <sup>3</sup> / t FM	Faulversuch mit Klärschlamm und Hausmüll

\*Anmerkung: nach Krümpelbeck (2000) unspezifisch, nur t Abfall. Angabe in FM ist eine Annahme begründet auf der Tatsache, dass TS bei Krümpelbeck explizit angeführt ist.

Der Verlauf der Gasproduktion wird in den meisten Modellen durch Reaktionen erster Ordnung beschrieben (Krümpelbeck, 2000). Von Tabasaran (1976) wurde beispielsweise folgende Summenfunktion zur Prognose von Deponiegas aufgestellt:

$$G_t = G_e * (1 - e^{-kt})$$

$G_t$  = Bis zur Zeit  $t$  gebildete spezifische Deponiegasmenge in m<sup>3</sup> je t TM

$k$  = Abbaukonstante ( $k = \ln 2 / t_{1/2}$ ; wobei  $t_{1/2}$  die Halbwertszeit in Jahren darstellt)

$t$  = Zeit in Jahren (seit Beginn der Ablagerung)

Der zeitliche Verlauf der Gasproduktion wird durch die Abbaukonstante  $k$  beschrieben und als Halbwertszeit ausgedrückt. Die Abbaukonstante  $k$  ist somit ein Maß für die Abbaugeschwindigkeit. Werte für Halbwertszeit und Abbaukonstante unterscheiden sich bei unterschiedlichen Autoren stark (siehe Tabelle 3). In der Praxis lieferte das Modell von Tabasaran (1976) oft unbefriedigende Ergebnisse (Überdimensionierung der prognostizierten Gasmenge  $G_t$ ), aus diesem Grund wurde es bereits häufig überarbeitet, z. B. von Weber (1990), Ehrig (1991), Rettenberger (1995) oder Krümpelbeck (KRÜMPELBECK, 2000).

**Tabelle 3: k-Werte und Halbwertszeiten unterschiedlicher Autoren. Nummer 1, 3 und 4 zitiert nach Krümpelbeck (2000), 2 und a bis h zitiert nach Drees (2000).**

Nr.	Literaturquelle	Anmerkungen	k-Wert bezogen auf die		Halbwertszeit
			Basis e	Basis 10	
			$k = \ln 2 / t_{1/2}$	$k = \log 10 / t_{1/2}$	
1	TABASARAN, 1976		0,07		10
2	HAM et al., 1979	a) Leicht abbaubar b) Mäßig abbaubar  Andere Werte zitiert:  c) Leicht abbaubar d) Mäßig abbaubar			a) 1 b) 15  c) 0,5-10 d) 2-25
3	TABASARAN und RETTENBERGER, 1987	a) Allg. Abschätzungen b) Messungen an Deponien		a) 0,025-0,05 b) 0,035- 0,04	a) 12-6 b) 8,6-7,5
4	EHRIG, 1991		0,139		5
a	RETTENBERGER, 1978		0,228		2,4
b	HOEKS, 1983		0,0365		19
c	ROVERS, 1983	a) Leicht abbaubar b) Mäßig abbaubar c) Schwer abbaubar	a) 0,693 b) 0,139 c) 0,046		a) 1 b) 5 c) 15
d	HOEKS, 1980	Messungen an Deponien	0,1		7
e	STEGMANN, 1978/79	Leicht abbaubar			1,5
f	MOOLENAAR, 1981	a) Leicht abbaubar b) Mäßig abbaubar c) Schwer abbaubar			a) 1-5 b) 5-25 c) 20-100
g	BOWERMANN, 1976	a) Leicht abbaubar b) Mäßig abbaubar c) Schwer abbaubar	a) 1,84 b) 1,15 c) 0,115		a) 0,4-1 b) 0,6-2 c) 6-20
h	EHRIG, 1986	frischer Hausmüll	0,198-0,347		2-3,5

In oben genannten Modellen wurden folgende Annahmen und Vereinfachungen getroffen:

Erstens wird im Deponiekörper eine relativ konstante Temperatur angenommen, zweitens wird angenommen, dass der gesamte Kohlenstoff in Deponiegas überführt wird. In allen genannten Modellen ist die Deponiegasproduktion des Weiteren eine Reaktion erster Ordnung, d. h. es besteht demnach eine direkte Abhängigkeit von den abgelagerten Abfällen. Zu beachten ist außerdem, dass der Gehalt an organischer Substanz in den abzulagernden Abfällen (Siedlungsabfall) zeitlich nicht konstant ist. Derzeit liegt er bei rund 120 kg pro Tonne Feuchtsbstanz. Aufgrund der Einführung der getrennten

Sammlung von biogenem Material (Biotonne) und anderen Maßnahmen sank dieser Wert seit den 1960er Jahren signifikant (KRÜMPELBECK, 2000). Dies wird auch in einer Studie von Rolland et al. (2003) bestätigt: Der biologisch abbaubare Kohlenstoff im Restmüll sank von 230 g/kg FM (1960-1969) auf 200 g/kg FM (1990) und 150 g/kg FM (1995). Ab dem Jahr 1999 liegt der Wert bei 120 g/kg FM. Dies ist laut Autoren wesentlich auf die getrennte Sammlung mittels Biotonne sowie auf die intensivierte Sammlung von Altpapier zurückzuführen. Gleichzeitig kam es jedoch zu einer ebenfalls intensivierten (getrennten) Sammlung von Altstoffen; diese Entwicklung wirkt dem Rückgang des biologisch abbaubaren Kohlenstoffs im Restmüll entgegen. Die von Rolland et al. (2003) nach Daten von BMUJF (1992) bzw. des Umweltbundesamtes (1995, 1998, 2001) dargestellte Zeitreihe der Restmüllzusammensetzung von 1990 bis 1999 verdeutlicht den Rückgang von Papier im Restmüll (in Masse-%): dieser betrug 1990 21,9%, 1993 18,3%, 1996 13,5% und 1999 14%.

Die Menge an gebildetem Deponiegas hängt von der im Deponiekörper enthaltenen, abbaubaren organischen Substanz ab. Das Molvolumen eines idealen Gases beträgt im Normalzustand 22,414 Nm<sup>3</sup>/kmol. Ein Mol CO<sub>2</sub> enthält ebenso wie ein Mol CH<sub>4</sub> zwölf Gramm Kohlenstoff. Aus einem Gramm abgebautem organischen Kohlenstoff entstehen somit immer 1,868 Nm<sup>3</sup> Deponiegas, ganz gleich in welchem Verhältnis CH<sub>4</sub> und CO<sub>2</sub> zueinander stehen. Somit kann die Gesamtmenge an Deponiegas (in Nm<sup>3</sup>/t Abfall) errechnet werden: diese ergibt sich aus dem Anteil an organischem Kohlenstoff (kg C/t Abfall), welcher anaerob abgebaut wird, multipliziert mit 1,868. Das Gasbildungspotenzial kann also über den Gehalt an abbaubaren Kohlenstoff der verschiedenen abgelagerten Fraktionen ermittelt werden. Der zeitliche Verlauf der Gasbildung hängt von der Art der Betriebsführung und den sich daraus ergebenden Auswirkungen (z. B. Zufuhr von Feuchtigkeit etc.) auf die Milieubedingungen mikrobieller Organismen ab.

Krümpelbeck (2000) hat des Weiteren folgende, die gesamte Deponiegasmenge beeinflussende Faktoren identifiziert:

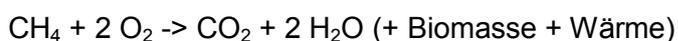
Faktoren, welche die Gesamtgasmenge steigern:

- Schneller Deponieaufbau ohne Versäuerung
- Hoher Anteil an organischem Abfall
- Deponierung großer Mengen pro Zeiteinheit
- Hochverdichteter Einbau bzw. Dünnschichteinbau
- Mechanische Aufbereitung des abzulagernden Abfalls

Faktoren, welche die Gesamtgasmenge verringern:

- Geringe Ablagerungsmengen pro Zeiteinheit
- Zu geringer Wassergehalt / zu geringe Wasserbewegung
- Geringer organischer Abfallanteil
- Große, über längere Zeit offene Flächen
- Raupeneinbau / Kippkante auf der Deponie

Für die Abschätzung der in die Atmosphäre emittierten Deponiegasmenge sind auch Abbauprozesse des gebildeten CH<sub>4</sub> im Deponiekörper selbst zu berücksichtigen. CH<sub>4</sub> wird dabei durch methanotrophe Bakterien im aeroben Milieu biologisch abgebaut:



Diese Reaktion wird als biologische Methanoxidation bezeichnet und findet meist in einer 10 - 20 cm mächtigen Schicht des Bodens statt (Methanoxidationshorizont). Eine gute Durchlüftung des Bodens muss gewährleistet sein (FIGUEROA, 1998). Im Allgemeinen sind methanotrophe Bakterien sehr anpassungsfähig (z. B. pH-Toleranzbereich von 4 - 9). Jedoch müssen, um nennenswerte Methanoxidationsvorgänge zu erreichen, die

Lebensbedingungen (der Bakterien) günstig sein: Dies betrifft das Konzentrationsverhältnis  $\text{CH}_4$  zu  $\text{O}_2$  (ideal 1:2), den Wassergehalt, entsprechende Temperaturen (20 - 37°C), die Verfügbarkeit von Nährstoffen, ein ausreichendes Porenvolumen sowie einen pH-Wert von 5,5 - 8,5 (HUMER et al., 1997). Bei der Berechnung der Emissionen der Deponie Mannersdorf wird die biologische Methanoxidation berücksichtigt (siehe Kapitel 4.1.1.1). Krümpelbeck (2000) empfiehlt für in der Nachsorgephase befindliche Deponien geeignete Rekultivierungsschichten (biologische Methanoxidationsschichten) als wirksamstes Mittel zur umweltschonenden Beseitigung von Deponiegasemissionen. Der Vorgang der biologischen Methanoxidation kann jedoch durch verschiedenste anorganische und organische Substanzen (z. B.  $\text{NH}_4^+$ ) bzw. biologisch-ökologische Prozesse (z. B. methanotrophe Bakterien als Nahrungsgrundlage für Würmer der Familie Enchytraeiden) gehemmt werden (HUMER et al., 1997).

Für die Prognose der zu erwarteten Gasmengen der Deponie Mannersdorf wird ein MS Excel<sup>®</sup>-Tabellenblatt von Mostbauer et al. (2002) sowie die Software (LandGem Landfill Gas Emissions Model, Version 3.02) verwendet. Zusätzlich erfolgt eine Abschätzung anhand des Kohlenstoffanteils und mittels Interpretation der Daten nach Prantl (2007) mit Probematerial der Deponie Mannersdorf durchgeführten Inkubationsversuchen ( $\text{GS}_{21}$ ,  $\text{GS}_{90}$ ,  $\text{GS}_{240}$ ,  $\text{GS}_{400}$ ,  $\text{GS}_{730}$ ). Eine eingehende Beschreibung der Gasprognose für die Deponie Mannersdorf erfolgt im Kapitel 4.1.1.

Prinzipiell werden zu prognostizierende Gasmengen durch genannte Modelle eher überschätzt als unterschätzt. Auch das in dieser Arbeit verwendete LandGem-Modell (Landfill Gas Emissions Model, Version 3.02) der U.S. Environmental Protection Agency überschätzt nach Scharff et al. (2005) die gebildete Deponiegasmenge stark. Jedoch liefert es nach Thompson et al. (2009) für kanadische Verhältnisse sehr genaue Ergebnisse.

Fellner et al. (2003) untersuchte die Übereinstimmung von berechneten und gemessenen (Boxmessung, etc.) Methanwerten. Die Ergebnisse zeigen eine generelle Überschätzung der Methanbildung durch Berechnungsmodelle. Als Gründe für diese Unterschiede wurden einerseits zu hohe Annahmen bezüglich des abbaubaren TOC-Gehalts identifiziert, andererseits kommt es unter Deponiebedingungen in 20 - 100 Jahren zu keiner vollständigen Mineralisierung der biogenen Kohlenstoffverbindungen.

### **2.1.3. Sickerwasser aus Deponien**

Neben den Gasemissionen ist das Sickerwasser der zweite entscheidende Emissionspfad einer Deponie. Aus diesem Grund gibt es in der österreichischen Deponieverordnung (DVO, 2008 idF 2010) u. a. strenge gesetzliche Regelungen hinsichtlich dem Deponiestandort (Standortanforderungen, freie Sickerwasservorflut, Untergrundanforderungen, etc.), der Deponietechnik (Basisdichtung, Basisentwässerung, Sickerwassersammlung, etc.) sowie dem Deponiebetrieb (Emissions- und Immissionskontrolle etc.). Man unterscheidet endogenes Sickerwasser, welches durch Abbauprozesse gebildet wird, und exogenes Sickerwasser. Je nach Deponieabdeckung(-dichtung) korreliert die Niederschlagsmenge unterschiedlich stark mit der Menge an Sickerwasser (KRÜMPELBECK, 2000). Beim Durchsickern des Deponiekörpers nimmt das Sickerwasser Abfallinhaltsstoffe und Stoffwechselprodukte auf. Dabei wird es durch verschiedenste Parameter (Abfallart, Oberflächenabdeckung, etc.) beeinflusst. Entscheidend ist auch der zeitliche Verlauf des anaeroben Abbaus im Deponiekörper. In der sauren Phase ist die organische Belastung des Sickerwassers (CSB, BSB) extrem hoch. Das Verhältnis von  $\text{BSB}_5$  zu CSB ist in dieser Phase sehr eng (rund 0,5), sinkt jedoch im zeitlichen Verlauf. Beim Übergang zur stabilen Methanphase kommt es in Folge der leichten Abbaubarkeit der niedermolekularen Carbonsäuren zu einer raschen Abnahme des  $\text{BSB}_5$ . Das  $\text{BSB}_5/\text{CSB}$  Verhältnis ist in dieser Phase weit (0,05 bis 0,15) – damit weist das Sickerwasser eine geringe biologische Abbaubarkeit auf und ist einer spezifischen Behandlung zu unterziehen (LECHNER et al., 2004).

Der am schwierigsten zu prognostizierende Sickerwasserparameter einer Deponie ist Ammonium-Stickstoff (bzw. Gesamt-Stickstoff), da er ein unstabiles Konzentrationsverhalten über die Zeit aufweist. Auch die Dauer der Deponienachsorge wird von diesem Parameter bestimmt. Es ist möglich, Sickerwasserparameter hinsichtlich ihres Verhaltens in drei Gruppen einzuteilen. Der erste Teil unterliegt biologischen Prozessen. Nach dem Durchlaufen der sauren Phase nimmt die Sickerwasserkonzentration dieser Parameter schneller ab als die der übrigen. Ein zweiter Teil der Parameter betrifft Schwermetalle. Deren Verfügbarkeit wird durch ihr (vom pH-Wert abhängiges) spezifisches Löslichkeitsverhalten geprägt. Teilweise liegen sie in schwerlöslichen Verbindungen vor. Der dritte Teil der Parameter umfasst solche, welche nahezu ausschließlich Elutions- und Auswaschungsprozessen unterliegen (z. B. Chlorid). Hier ist die Abnahme der Konzentration über die Zeit relativ konstant (KRÜMPFELBECK, 2000).

Aufgrund der geringen biologischen Abbaubarkeit muss Deponiesickerwasser einer spezifischen Behandlung unterzogen werden. Neben der österreichischen Deponieverordnung (DVO, 2008 idF 2010) ist in Österreich auch die Abwasseremissionsverordnung (AEV) Deponiesickerwasser (2003) rechtlich relevant. Diese regelt die Einleitung von Deponiesickerwässern in Gewässer. Unterschieden wird zwischen direkter Einleitung (in natürliche Gewässer) beziehungsweise indirekter Einleitung (via öffentliche Kanalisation). Für beide Kategorien sind verbindliche Grenzwerte für chemische Parameter (z. B. pH-Wert, TOC, CSB, BSB<sub>5</sub>, TKN, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N etc.) vorgegeben. Hinsichtlich der Stickstofffracht stellt Deponiesickerwasser bei zahlreichen Kläranlagen einen bedeutenden Eintrag dar (SCHACHERMAYER et al., 2010). Gängige Verfahren der Sickerwasserreinigung sind (in Abhängigkeit zu entfernter Verunreinigungen) biologische Verfahren, die chemische Oxidation mit Einsatz von UV-Licht, Verfahren der Adsorption (z. B. mittels Aktivkohle), Fällungs- und Flockungsprozesse unter Einsatz von Fällungsmitteln, Membranverfahren sowie die Strippung (LECHNER et al., 2004).

## 2.2 In-Situ Aerobisierung

Wie bereits erwähnt, dient das Verfahren der In-Situ Aerobisierung der Beschleunigung des Abbaus organischer Substanz in einem Deponiekörper. Durch eine Belüftung des Deponiekörpers erfolgt eine Umstellung auf aerobe Milieubedingungen. Die abgelagerten Abfälle verbleiben dabei im Deponiekörper und werden vor Ort stabilisiert. Im Deponiekörper ablaufende biologische Abbauprozesse sollen dadurch innerhalb eines überschaubaren Zeitraumes intensiviert, und somit auch die Dauer der Nachsorge verkürzt werden. Technisch erfolgt dies mittels Belüftungsbrunnen (oder mittels mobilen Belüftungslanzen) mit vorgeschalteter Verdichtung, welche Luft bei leichtem Überdruck in den Deponiekörper pumpen. Parallel erfolgt eine Absaugung mit anschließender Abluftreinigung. Je nach Betriebsführung gibt es unterschiedliche Verfahren der In-Situ Aerobisierung. Die Anlage der Deponie Mannersdorf entspricht einer Niederdruckbelüftung mit paralleler Gasabsaugung. Es gibt jedoch auch Hochdruckverfahren, welche mit Sauerstoff angereicherte Umgebungsluft mit impulsartigen Druckstößen von bis zu sechs bar in den Deponiekörper einbringen. Hochdruckverfahren wurden in Österreich bereits an mehreren Standorten zum Zwecke der Altlastensanierung eingesetzt. Jedoch haben diese verglichen mit Niederdruckverfahren meist andere Zielsetzungen. Durch kurzzeitige, intensive Belüftung sollen die Explosionsgefahr (Methangehalt) und die Geruchsbelästigung minimiert werden, um eine sichere Räumung gewährleisten zu können. Auch in den USA und Japan sind unterschiedliche Systeme zur In-Situ Aerobisierung im Einsatz. In Europa finden vor allem Niederdruckbelüftungen Verwendung (PRANTL, 2007). Zur energieeffizienten Langzeit-Aerobisierung können Be- und Entlüftungseinrichtungen auch windbetrieben ausgeführt sein. Eine solche Anlage ist auf der deutschen Deponie Kuhstedt, welche zuvor aktiv mittels Niederdruckbelüftung aerobisiert wurde, in Betrieb. Der Einsatz von passiven Systemen wie diesem kann Betriebs- und Energiekosten

minimieren und somit den technischen und finanziellen Aufwand im Stilllegungs- und Nachsorgezeitraum reduzieren. Der durch die Anlage in einem semi-aeroben Zustand befindliche Deponiekörper bildet in Folge der Belüftung nur mehr geringe Methanmengen, welche in der Oberflächenabdeckung biologisch oxidiert werden (RITZKOWSKI, 2010).

Eine In-Situ Aerobisierung erfolgt über einen Zeitraum von mehreren (bis zu zehn) Jahren. Die Grundvoraussetzung für einen optimalen Abbau der mikrobiell verfügbaren organischen Substanz ist die gleichmäßige Verteilung des Sauerstoffes im Deponiekörper. Biologische Schlüsselprozesse der Aerobisierung des Deponiekörpers sind die aerobe Mineralisierung (also Stabilisierung der organischen Substanz, exothermer Prozess), die Nitrifikation (Eliminierung von  $\text{NH}_4\text{-N}$ ), die Denitrifikation (Eliminierung von anorganischem N), die Methanoxidation (exotherm) und anaerobe Abbauprozesse in Bereichen ohne Sauerstoff. Auch die Humifizierung ist an dieser Stelle relevant: Abbauprozesse organischer Substanz verlaufen niemals vollständig, da gleichzeitig Abbauprodukte miteinander reagieren und wiederum neue Verbindungen – beispielsweise Huminstoffe - bilden (PRANTL, 2007). Huminstoffe sind für die natürliche Kreisläufe von Kohlenstoff und Stickstoff bedeutend, weil sie eine Senke für beide Stoffe darstellen (LECHNER et al., 2004).

Im Folgenden wird auf die Vor- bzw. Nachteile des Verfahrens der In-Situ Aerobisierung eingegangen.

Das Verfahren der In-Situ Aerobisierung bringt folgende Vorteile (HEIß-ZIEGLER et al., 2006) mit sich:

- Verkürzung der Nachsorgephase durch beschleunigten Abbau
- Reduktion des Organikgehaltes und der Reaktivität
- Reduktion der Deponiegasbildung
- Reduktion organischer (C, N) Sickerwasserbelastung
- kein zusätzliches Deponievolumen erforderlich
- keine nennenswerten Transportwege erforderlich
- im Vergleich zu einer etwaigen Räumung kostengünstig

Untersuchungen von Prantl (2007) haben gezeigt, dass der über das Sickerwasser ausgetragene Anteil des mineralisierten Kohlenstoffpools weniger als 2% beträgt. Der Großteil wird demnach über die Gasphase ausgetragen (davon 90% in Form von  $\text{CO}_2$ ). Nach dem Ende der Sanierung verbleiben nur noch nicht- bzw. schwer abbaubare organische Verbindungen im Deponiekörper. Die Bildung von (stabilen) huminstoffähnlichen Substanzen wird gefördert. Des Weiteren hat eine In-Situ Aerobisierung den Vorteil, dass die Emissionsquelle beseitigt wird. Somit handelt es sich um eine Sanierung des Standortes. Diese sind Sicherungsmaßnahmen vorzuziehen, da bei letzteren lediglich die Emissionen bzw. Immissionen in die Umwelt beseitigt werden, nicht jedoch die Emissionsquelle (LECHNER et al., 2004). Die Methode der In-Situ Aerobisierung eignet sich sehr gut, um Treibhausgasemissionen aus Altdeponierungen zu minimieren. Durch eine optimierte Betriebsführung können Methanemissionen aus aerobisierten Deponien weitestgehend vermieden werden. Eine Emissionsreduktion von über 80% ist zu erwarten. Für große Deponien ( $> 1 \cdot 10^6$  t FM) geben Ritzkowski et al. (2009) Einsparungen an  $\text{CO}_2$ -Äquivalenten von 250 - 500 kg  $\text{CO}_2$ -Äqu. pro t /TM Deponiematerial an. Im Hinblick auf die Bedeutung von  $\text{CH}_4$  als Treibhausgas und dem Stellenwert der Methanemissionen aus Deponien (10 - 12% der globalen, anthropogenen Methanemission), sollte In-Situ Aerobisierung als effektive Methode zur Emissionsminderung betrachtet werden. Sekundäremissionen, beispielsweise für den Betrieb der Verdichter (Kompressoren), machen in etwa vier Prozent der gesamten Treibhausgasemissionen der Deponie (unter anaeroben Bedingungen) aus (RITZKOWSKI et al., 2007).

Weitere Vorteile sind zum Beispiel, dass die Beeinträchtigung des Umfeldes durch Lärm, Geruch und Staub gering sind. Auch ist eine Nachnutzung der Flächen prinzipiell möglich (PRANTL, 2007).

Als wesentliche Nachteile (HEIß-ZIEGLER et al., 2006) dieses Verfahrens wären zu nennen:

- lange Sanierungsdauer (um zehn Jahre)
- Eignung nur für organische Abfälle (Hausmüll, hausmüllähnlicher Gewerbeabfall; siehe unten, Abbildung 3)
- erhöhte Sickerwasserkonzentrationen in der Anfangsphase (z. B. Schwermetalle)
- Monitoring erforderlich

Da In-Situ Aerobisierung für Ablagerungen organischer Abfälle (Hausmüll, hausmüllähnlicher Gewerbeabfall) geeignet ist, müssen Einsatzbedingungen hinsichtlich eines Erfolges vorab genau untersucht werden. Die Eigenschaften des deponierten Abfalls sind der wesentliche Faktor, welcher die Sinnhaftigkeit einer Belüftung bestimmt. Ist der Organikgehalt sehr gering oder liegt in stabilen Verbindungen vor, ist das Verfahren ebenso wenig zielführend wie bei einem hohen Anteil an gewerblichen Abfällen. Bei Ersterem finden keine wesentlichen Stabilisierungsvorgänge mehr statt, bei Letzterem kann der mikrobielle Abbau durch toxische Substanzen gehemmt werden (HEIß-ZIEGLER et al., 2006).

Als Einsatzbereiche werden von Heyer et al. (2002) Ablagerungen (Deponien) genannt, insbesondere wenn ein erhöhtes Emissionspotential betroffener Schutzgüter besteht, wenn eine wirtschaftliche Nutzung des Deponiegases aufgrund der niedrigen Methankonzentration nicht mehr möglich ist bzw. in der stabilen Methanphase abnehmende Belastungen des Sickerwassers vorliegen, welche jedoch langfristig ein erhebliches Emissionspotential aufweisen. Zusätzlich eignet sich das Verfahren für Deponien, bei denen nachträgliche Sicherungsmaßnahmen aus diversen Gründen nicht durchführbar sind.

Prantl (2007) untersuchte anhand der Deponie Mannersdorf Einsatzbereiche der In-Situ Aerobisierung. Abbildung 3 stellt eine Entscheidungshilfe für den Einsatz dieser Methode dar:

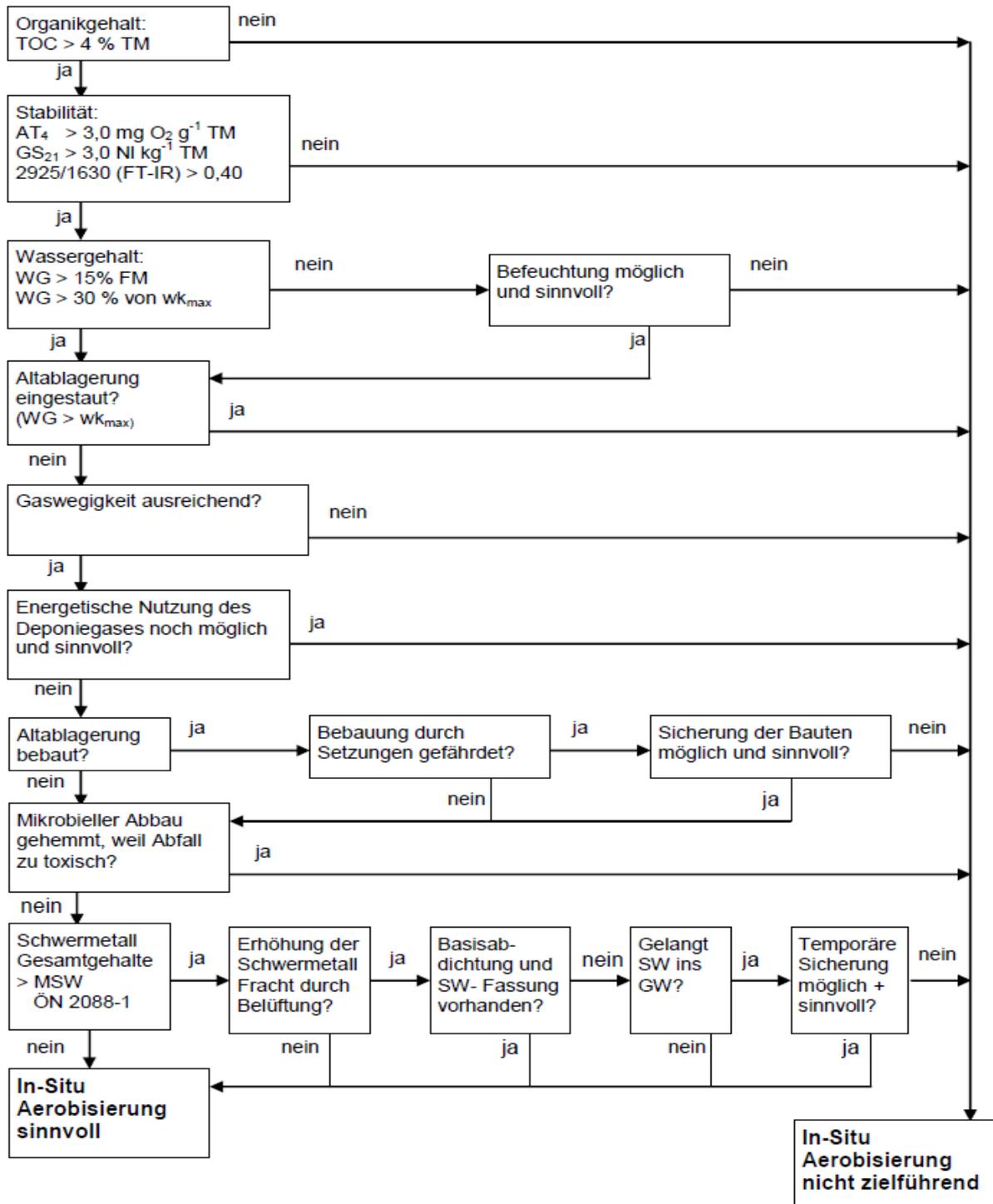


Abbildung 3: Entscheidungshilfe für den Einsatz von In-Situ Aerobisierung (Prantl, 2007).

Als Zielwert für eine In-Situ Aerobisierung wird von Ritzkowski (2005a) die Reduktion des abbaubaren Kohlenstoffs um 90% angegeben. Die Definition von Stabilisierungskriterien für eine Abschätzung des Endes der Belüftungsdauer ist wichtig. Ritzkowski et al. (2006) empfehlen eine Kombination der Werte für  $AT_4$  und  $GS_{21}$  mit Eluationsversuchen, um einen optimalen Zeitpunkt für das Ende der Aerobisierung zu definieren.

Rechtlich sind im Zusammenhang mit der In-Situ Aerobisierung folgende gesetzliche Grundlagen und Normen relevant (HEIß-ZIEGLER et al., 2006):

- Abfallwirtschaftsgesetz - AWG (2002): BGBl I 2002/102 idF BGBl. I. 2011/9: Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft.

- Altlastensanierungsgesetz - ALSAG (1989): BGBl. 1989/299 idF BGBl. I 2010/111: Bundesgesetz vom 7. Juni 1989 zur Finanzierung und Durchführung der Altlastensanierung.
- AEV Deponiesickerwasser (2003): BGBl. II. 2003/263: Gesetzliche Begrenzung von Sickerwasseremissionen aus Abfalldeponien.
- Deponieverordnung - DVO (2008): BGBl. II. 39/2008 idF BGBl. II. 178/2010. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien.
- Wasserrechtsgesetz (1959): BGBl. 1959/215 idF BGBl. I. 2006/123.
- ON 2027 Teil 1 und 2 (2002): Stabilitätsparameter zur Beurteilung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen.
- ON S 2088 Teil 1 bis 3 (1997-2004): Altlasten. Gefährdungsabschätzung für die Schutzgüter Grundwasser, Boden und Luft.
- ON S 2090 (2005): Bodenluft-Untersuchungen.

## 2.3 Ökobilanzierung

Im Jahre 1984 wurde der Begriff Ökobilanzierung erstmals in einer Studie des Schweizer Bundesamtes für Umweltschutz verwendet. Aufgrund der großen Relevanz dieser Studie für die weitere Entwicklung dieser Methode hat sich die Bezeichnung „Ökobilanz“ im deutschsprachigen Raum etabliert und wurde auch als solche in die Normierung übernommen (GRAHL et al., 2009). Aber auch in anderen Ländern, etwa Deutschland und Schweden (beide ab den 1970ern), hat Ökobilanzierung bereits lange Tradition (FRANKL et al., 2000). Die englische Bezeichnung Life Cycle Assessment (LCA) und der daraus abgeleitete Begriff „Lebenszyklusanalyse“ sind ebenfalls gebräuchlich. Frühere Formen der Ökobilanz analysierten zwar den Ressourcenverbrauch und die Emissionen von Produktsystemen, beinhalteten aber keine Wirkungsabschätzung. Die Entwicklung der Methode erfolgte aufgrund von Engpässen bei der Energieversorgung und einer steigenden Abfallproblematik im Zuge der Konsumgesellschaft. Wichtig ist, dass die Ökobilanz-Normen in einer Art gestaltet sind, die einer missbräuchlichen Verwendung wie etwa für Marketingzwecke und Werbung vorbeugen soll (GRAHL et al., 2009).

Die Ökobilanz ist die weltweit einzige international genormte Methode zur ökologischen Analyse von Produkten oder Verfahren. Sie zielt darauf ab, eine Entscheidungsbasis bereitzustellen, um eine nachhaltigere Entwicklung der Wirtschaft zu forcieren. Ökobilanzen können dabei helfen, umweltrelevante betriebliche Abläufe zu optimieren. Dabei können unerwünschte Trade-offs (z. B. energieintensive Prozesse) leichter identifiziert werden (HAES et al., 1997).

Bei jeder Ökobilanz steht das Denken in Lebenszyklen, also von der Wiege bis zur Bahre (engl.: „cradle to grave“), im Mittelpunkt. Es muss der gesamte Lebensweg, d. h. von der Rohstoffgewinnung über Zwischen- und Endprodukte bis hin zur Beseitigung und Verwertung, betrachtet werden. Dies hat den Vorteil, dass eine bloße Verschiebung von Umweltbelastungen (etwa von Lebensphase zu Lebensphase) leicht erkannt werden kann. Die Erstellung einer Ökobilanz ist überdies auch als Datenbasis für ein betriebliches Umweltmanagementsystem nützlich (GRAHL et al., 2009).

Diese Diplomarbeit ist nach den Anforderungen der Norm DIN EN ISO 14040ff durchgeführt. Im Zuge dieser erfolgt eine Abschätzung der entlang des gesamten Lebensweges auftretenden potentiellen Umweltauswirkungen eines Produkts, eines Verfahrens oder einer Dienstleistung. Hierzu werden in einer so genannten Sachbilanz alle relevanten Input- und Outputflüsse des betrachteten Systems zusammengefasst und die mit diesen Flüssen verbundenen potentiellen Umweltauswirkungen in einer Wirkungsabschätzung beurteilt. Danach erfolgt eine Auswertung der Ergebnisse hinsichtlich der Zielsetzung der Arbeit.

Das Ziel von Ökobilanzen liegt zusammenfassend gesagt in der Erfassung und Bewertung potentieller ökologischer Auswirkungen von (diversen) Untersuchungsgegenständen. Definitionsgemäß betrachtet die Ökobilanz keine ökonomischen oder sozialen Faktoren. Es wird also nur der ökologische Pfeiler der Nachhaltigkeit quantifiziert.

Die Methode der Ökobilanzierung findet im Zusammenhang mit der Emissionsproblematik von Deponien und Altablagerungen Verwendung. Beispielsweise untersuchten Obersteiner et al. (2007) methodologische Fragen (z. B. Wahl der zeitlichen Systemgrenze etc.) der Anwendung von Ökobilanzen im Zusammenhang mit Massenabfall- und Reststoffdeponien. Cherubini et al. (2008) untersuchten mit Hilfe von Ökobilanzierung die Umweltauswirkungen verschiedener Abfallbehandlungsstrategien (Deponierung mit und ohne Biogasgewinnung, direkte Verbrennung, etc.). Christensen et al. (2011) hingegen untersuchten die Auswirkungen unterschiedlicher technischer Aspekte (Reaktordeponie, Deponie mit Gasfassung und anschließender Reinigung im Biofilter, Deponie mit Gasfassung zur Gewinnung von elektrischer Energie, etc.) von Deponien mittels Ökobilanzierung.

Es konnte jedoch trotz intensiver Literaturrecherche keine Publikation einer Ökobilanzierung des Verfahrens der In-Situ Aerobisierung mittels Niederdruckbelüftung gefunden werden.

### 3 Methodik

Eine Ökobilanzstudie umfasst laut DIN EN ISO 14040ff (2006) immer vier Phasen, die einem iterativen Prozess unterliegen, u. z. die Festlegung des Zieles und des Untersuchungsrahmens, die darauf folgende Sachbilanzphase, die Wirkungsabschätzung sowie eine Auswertungsphase (siehe Abbildung 4).

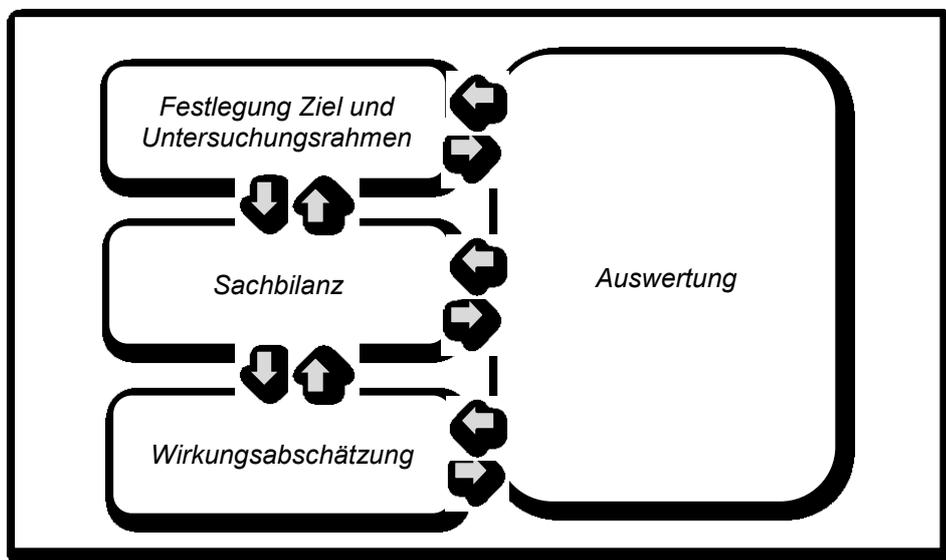


Abbildung 4: Phasen einer Ökobilanz (DIN EN ISO 14040, 2006).

Die Sachbilanz ist eine Bestandsaufnahme von Input- und Outputdaten des zu untersuchenden Systems. Sie ist rein deskriptiv und beinhaltet keine Bewertung. Die „Wirkungsabschätzung“ hingegen ist ein „...Bestandteil der Ökobilanz, der dem erkennen und der Beurteilung der Größe und Bedeutung von potentiellen Umweltauswirkungen eines Produktsystems im Verlauf des Lebensweges des Produktes dient“ (DIN EN ISO 14040ff., 2006). Die vierte Phase ist die Auswertungsphase. Diese ist definiert als „...Bestandteil der Ökobilanz, bei dem die Ergebnisse der Sachbilanz oder der Wirkungsabschätzung oder beide bezüglich des festgelegten Ziels und

*Untersuchungsrahmens beurteilt werden, um Schlussfolgerungen abzuleiten und Empfehlungen zu geben“ (DIN EN ISO 14040ff., 2006).*

Methodisch folgt die Ökobilanzierung der In-Situ Aerobisierung am Standort Mannersdorf den Vorgaben des ILCD Handbook der Europäischen Kommission (EC, 2010) und den Normen DIN EN ISO 14040 sowie 14044. Um die Vergleichbarkeit der In-Situ Aerobisierung mit den Szenarien „Ist-Zustand“ und „Räumung“ sicherzustellen, müssen die Parameter Zeit sowie die funktionelle Einheit ident sein. Die einzelnen Schritte und vor allem deren Abfolge sind jedoch nicht als statisch anzusehen, da die Durchführung der Ökobilanzierung ein iterativer Prozess ist. Im Zuge der Erstellung ergeben sich oft neue Anforderungen an Daten etc., welche zuvor nicht abzuschätzen sind. So ist es zulässig (und oft auch erforderlich), ursprünglich festgelegte Systemgrenzen zu späterem Zeitpunkt einer Überarbeitung zu unterziehen.

Zur Berechnung der Ökobilanz wird die vom Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde der Universität Stuttgart in Zusammenarbeit mit der PE Europe GmbH entwickelte Software GaBi 4.3 verwendet. Die Software greift auf Datenbanken mit Stoffflüssen vorgefertigter Prozesse zu und erleichtert die Berechnung der Umweltauswirkungen basierend auf diesen Stoffflüssen. Im Rahmen dieser Diplomarbeit wurde vorwiegend mit der EcolInvent-Datenbank (PE, 2011) gearbeitet, jedoch wurden auch Prozesse der Professional-Datenbank (PE, 2011) verwendet.

Die Betrachtung der In-Situ Aerobisierung sowie der Szenarien „Ist-Zustand“ und „Räumung“ im Rahmen dieser vergleichenden Ökobilanz erfolgt anhand des in der Normung geforderten inhaltlichen Aufbaues. Da die der Normung folgende Gliederung und Methodik der Arbeit (Ziel, Untersuchungsrahmen, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung, Auswertung) für alle Szenarien gleich ist, wird eine eingehende methodische Beschreibung nur exemplarisch für die In-Situ Aerobisierung (und nicht einzeln für jedes Szenario) vorgenommen.

### **3.1 Zieldefinition**

Die Phase der Zieldefinition und Definition des Untersuchungsrahmens ist für alle Folgenden ausschlaggebend. Daher muss diese Definition exakt erfolgen, um später aussagekräftige Interpretationen formulieren zu können.

Am Institut für Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien liefen im Rahmen des Projektes NUTZRAUM (INovative In-sitU MeThoden Zur SanieRung von AltAb lagerungen Und kontaMinierten Standorten, 2007 - 2010) Untersuchungen sowie ein Monitoring des Verfahrens der In-Situ Aerobisierung einer AltAb lagerung. Zusätzlich liefen Simulationsversuche unter standardisierten Rahmenbedingungen im Labor.

Das Ziel dieser Arbeit ist es, eine Ökobilanz der In-Situ-Aerobisierung für den Standort Mannersdorf durchzuführen. Die Ergebnisse für die In-Situ-Aerobisierung werden anschließend mit dem praxisrelevanten Szenario „Räumung des Standortes“ sowie dem Referenzszenario „Beibehaltung des Ist-Zustandes“ verglichen. Eine Analyse der Umweltauswirkungen wird benötigt, um Handlungsempfehlungen für zukünftige Projekte formulieren zu können. Dies ist in Anbetracht der Tatsache, dass Emissionen aus Deponien in verschiedenster Weise umweltrelevant sind (z. B. Methan – Klimarelevanz), von großer Bedeutung für unsere Gesellschaft. Als Zielgruppe dieser Studie werden in erster Linie die Deponiebetreiber, Planer sowie Entscheidungsträger bei Behörden gesehen.

### **3.2 Untersuchungsrahmen und Systemgrenzen**

Als Systemgrenze wird in der Norm (DIN EN ISO 14040ff, 2006) ein Satz von Kriterien angesehen, mit dessen Hilfe beschrieben wird, welche Prozessmodule Teil eines Produktsystems sind. Systemgrenzen bestehen dabei in technischer, geographischer und zeitlicher Hinsicht.

Da sich diese Arbeit auf die letzte Lebenszyklusphase von Produkten (Beseitigung) konzentriert, ist die Definition der Systemgrenzen mit unterschiedlichsten Überlegungen verbunden, beispielsweise in wie weit der Transportaufwand in der Arbeit berücksichtigt wird. Da die Entstehung und Anlieferung des Abfalls zur Deponie Mannersdorf hinsichtlich des Vergleiches der Szenarien irrelevant ist, wird diese bei der Bilanzierung nicht berücksichtigt. Jedoch ergeben sich Unterschiede betreffend jeglicher mit Sickerwassertransport in Verbindung zu bringenden Emissionen sowie dem Monitoring-Aufwand. Diese Aspekte werden daher sehr wohl in die Bilanzierung mit einbezogen. Im Folgenden wird – getrennt nach zeitlicher, räumlicher und technischer Dimension – auf die Systemgrenzen eingegangen. Abbildung 5 (siehe unten) stellt den Untersuchungsrahmen schematisch dar.

Im Rahmen dieser Diplomarbeit wurden die Systemgrenzen so gewählt, dass folgende, wesentliche Punkte in der Bilanzierung Berücksichtigung finden:

- Bereitstellung von Energieträgern (Strom, Diesel)
- Transporte (Monitoring, Betrieb, Sickerwasser, Abfälle, etc.)
- Die Deponie mitsamt ihren Emissionen
- Sickerwasserreinigung
- Errichtung, Betrieb, Wartung von Anlagen
- Verwertungsprozesse

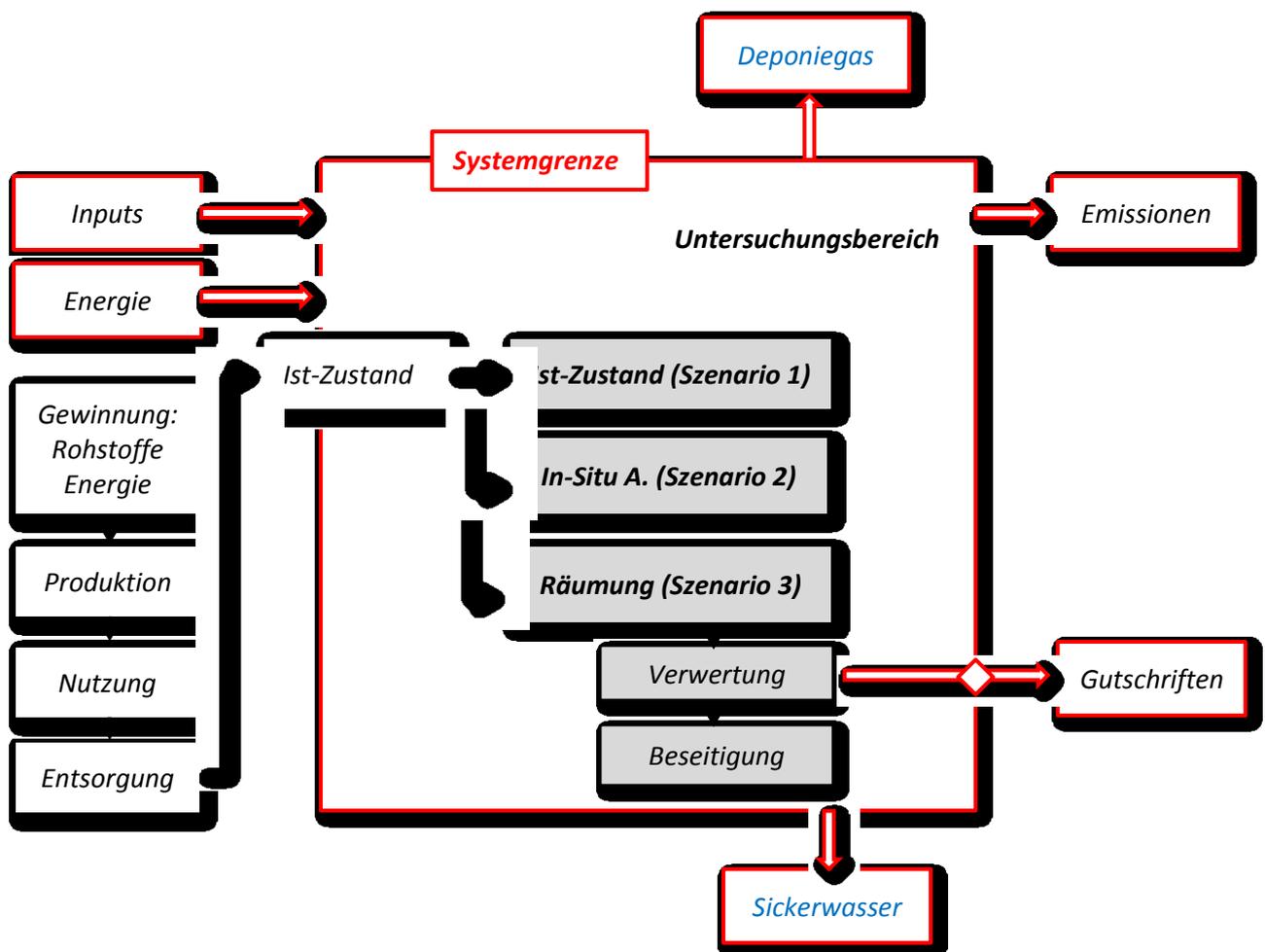


Abbildung 5: Untersuchungsrahmen der vergleichenden Ökobilanz.

### **3.2.1. Zeitliche Charakterisierung**

Der zeitlichen Dimension kommt in der Abfallwirtschaft eine bedeutende Rolle zu, da Auswirkungen von Hausmülldeponien hunderte Jahre lang messbar sein werden. Dies stellt bei der Ökobilanzierung von Mülldeponien insofern eine Schwierigkeit dar, als das Langzeitauswirkungen (>100 Jahre) hiermit schwierig zu quantifizieren sind (OBERSTEINER et al., 2007). Des Weiteren sind Ausblicke in die Zukunft stets mit einer gewissen Unsicherheit behaftet. Daher muss der Zeithorizont in Anbetracht dieser Tatsache und in Hinblick auf alle Szenarien sorgsam ausgewählt werden. Um einen Praxisbezug dieser Arbeit sicherzustellen, erfolgt die Abgrenzung der In-Situ Aerobisierung der Deponie Mannersdorf anhand des Zeitraumes von 30 Jahren. Dies entspricht auch dem gesetzlich geforderten Mindestzeitraum, in dem finanzielle Rückstellungen seitens des Deponiebetreibers zu leisten sind. Die Berücksichtigung eines längeren Zeitraumes scheint aufgrund der verfügbaren Daten und mit fortgeschrittener Zeit steigenden Unsicherheiten nicht angebracht (siehe Kapitel 2.1.2).

### **3.2.2. Räumliche Charakterisierung**

Im Rahmen dieser Diplomarbeit wird der Standort Mannersdorf am Leithagebirge (südöstliches Niederösterreich) betrachtet. Die Deponie wurde auf dem Gelände eines ehemaligen Kalksteinbruches auf 245 m Seehöhe errichtet. Der Standort liegt an der Grenze der beiden Gemeinden Hof und Mannersdorf am Leithagebirge im südöstlichen Niederösterreich und hat eine räumliche Ausdehnung von 2,6 ha. Der durchschnittliche Jahresniederschlag beträgt 500 mm, die mittlere Jahrestemperatur 10°C. In den Jahren von 1976 - 1995 erfolgte in zwei Verfüllungsabschnitten die Ablagerung von insgesamt 200.000 m<sup>3</sup> (208.000 t FM) unbehandelten gewerblichen und kommunalen Abfällen bis zur Eluatklasse IIIb (GAMPERLING et al., 2010).

### **3.2.3. Technische Charakterisierung**

Die technische Dimension umfasst den Deponiekörper und sämtliche Stoff- und Energieflüsse, welche von diesem mit der Umgebung ausgetauscht werden. Als Umgebung sind die Atmosphäre (Schutzgut Luft), das Grundwasser und das Schutzgut Boden definiert. Inputs müssen dem System zugeführt werden. Dies ist bei der Bereitstellung von Energieträgern (Strom, Kraftstoff) der Fall. Betrachtet werden die Emissionen sämtlicher Prozesse innerhalb der Systemgrenzen. Die Zahl miteinbezogener Prozesse unterscheidet sich von Szenario zu Szenario (siehe Abbildung 6 – 8). Outputseitig verlassen Emissionen und Rohstoffe das System. Der Lebensweg der deponierten Materialien selbst wird im Rahmen dieser Diplomarbeit nicht näher berücksichtigt. Erstens ist die Datenlage hierfür nicht ausreichend, zweitens macht dies für den Vergleich der Szenarien, welche ja alle erst (zeitlich) nach erfolgter Deponierung ansetzen, nicht relevant. Sämtliche Emissionen, welche durch Fahrten im Zusammenhang mit der Deponie entstehen (z. B. für Sickerwasserabholung, Monitoring, Mähen), finden ebenfalls Beachtung (siehe Kapitel 4. „Sachbilanz“). Da das gefasste Deponiegas aufgrund der Aerobisierung geringe Methankonzentrationen aufweist, wird dieses nicht wirtschaftlich genutzt. Im Verlauf der In-Situ Aerobisierung entstehen keine Koppelprodukte (im betriebswirtschaftlichen Sinne), welche als „nutzbares Produkt“ an die Systemumgebung abgegeben werden könnten. Jedoch entstehen im Szenario „Räumung“ sehr wohl Sekundärrohstoffe. Diese werden im Kapitel 3.4.3 detailliert beschrieben. Im Wesentlichen richtet sich die technische Abgrenzung des Systems nach der Verfügbarkeit von verlässlichen Daten und Modellen.

### 3.3 Funktionelle Einheit

Die funktionelle Einheit dient dazu, einen Bezug zu schaffen, auf den die Input- und Outputflüsse sowie die zu ermittelnden Umweltauswirkungen bezogen werden können. Sie muss eindeutig definiert und messbar sein. Wichtig ist, dass sie dem Ziel und Untersuchungsrahmen der Studie entsprechen muss und eine Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen Szenarien gewährleistet.

*Als funktionelle Einheit wird in dieser Diplomarbeit **eine Tonne (FM) auf die Deponie Mannersdorf verbrachten Abfalls** definiert.*

### 3.4 Szenarienbeschreibung

An dieser Stelle erfolgt eine kurze Beschreibung der betrachteten Szenarien. Eine detaillierte Darstellung der verwendeten Daten erfolgt im Zuge der Sachbilanz (siehe Kapitel 4.).

#### 3.4.1. Ist-Zustand

Das Szenario „Ist-Zustand“ betrachtet die Entwicklungen der Deponie Mannersdorf unter der Annahme, dass keine Maßnahmen zur Sanierung gesetzt werden. Dieses Szenario stellt das Referenzszenario für den Vergleich mit der „In-Situ Aerobisierung“ sowie der „Räumung“ dar. Hierfür werden die Daten des am Institut für Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur durchgeführten Forschungsprojekts INTERLAND interpretiert. Dies ermöglicht eine Beschreibung der Entwicklung der Deponie, wenn es keine In-Situ Aerobisierung gegeben hätte.

Wie im Kapitel 2.1.2. („Deponiegas“) beschrieben, kann die Gesamtgasmenge von deponiertem Abfalls über den Gehalt an organischen Kohlenstoff, welcher für mikrobielle Abbauvorgänge verfügbar ist, berechnet werden. Der zeitliche Verlauf der Gasbildung hängt von der Art der Betriebsführung und den sich daraus ergebenden Auswirkungen (z. B. Zufuhr von Feuchtigkeit etc.) auf die Milieubedingungen mikrobieller Organismen ab. Bei direkter Ablagerung kommunalem Abfalls entstehen ca. 100 – 180 m<sup>3</sup> Deponiegas pro Tonne Trockenmasse (LECHNER et al., 2004).

Für die Prognose des gesamten Deponiegaspotentials werden ein MS Excel<sup>®</sup>-Tabellenblatt von Mostbauer (MOSTBAUER et al., 2002), die spezifischen Einschätzungen hinsichtlich der Deponie Mannersdorf von Prantl (PRANTL, 2007), sowie das LandGem (Landfill Gas Emissions Modell) der United States Environmental Protection Agency (EPA, 2005) verwendet. Im Zuge der Sachbilanz (Kapitel 4.1.1 „Ablagerungsverhalten“) werden die einzelnen Berechnungsmethoden und Ergebnisse vorgestellt und im Anschluss eine zusammenfassende Darstellung der gebildeten Deponiegasmenge gegeben. Nach Krümpelbeck (2000) ist bei der Berechnung besonderes Augenmerk auf die Historie der Deponie zu legen, um eine etwaige Reduzierung des Restgaspotentials durch bestimmte Faktoren von vornherein berücksichtigen zu können. Hinsichtlich der jährlich abgelagerten Menge sowie teilweise hinsichtlich der Zusammensetzung des deponierten Materials mussten im Zuge der Berechnungen jedoch aufgrund von Datenmangel Annahmen getroffen werden. Ein Überblick über mathematische Formeln der einzelnen Modelle sowie der ihnen zugrunde liegenden Annahmen wird im Anhang A (siehe Tabelle 39), bzw. in Kapitel 4.1.1.1 (siehe Tabelle 6) gegeben.

Die Emission von Lachgas (N<sub>2</sub>O) wird im Szenario „Ist-Zustand“ hingegen nicht berücksichtigt, da keine verlässlichen Messergebnisse hierfür vorliegen. Des Weiteren wird N<sub>2</sub>O auch vom UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) in der betreffenden Methodologie ACM0001/Version 11 ("Consolidated baseline and monitoring methodology for landfill gas project activities") als wenig relevant betrachtet und deshalb bei der Berechnung von Deponiegasemissionen nicht berücksichtigt (UNFCCC, 2009a).

Abbildung 6 stellt das Referenzszenario („Ist-Zustand“) schematisch dar.

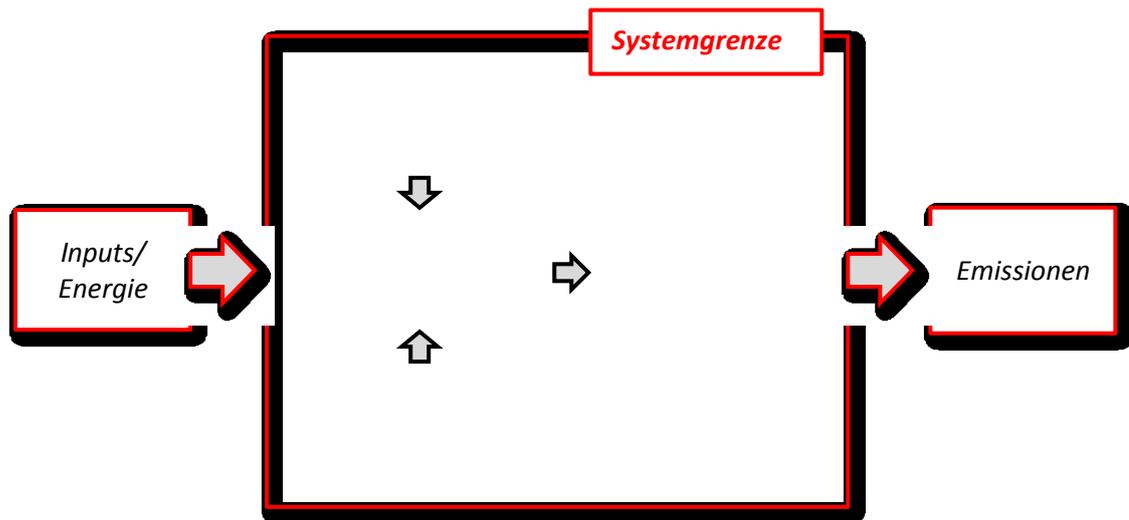


Abbildung 6: Vereinfachte Darstellung des Systems des Referenzszenarios am Standort Mannersdorf.

### 3.4.2. In-Situ Aerobisierung

Das Szenario „In-Situ Aerobisierung“ beschreibt die auf der Deponie Mannersdorf derzeit existierende Situation einer Niederdruckbelüftung. Die In-Betriebnahme der Belüftungsanlage erfolgte Ende Jänner 2008, Probebohrungen und erste Untersuchungen wurden ab November 2007 durchgeführt.

Abbildung 7 stellt das Szenario In-Situ Aerobisierung schematisch dar.

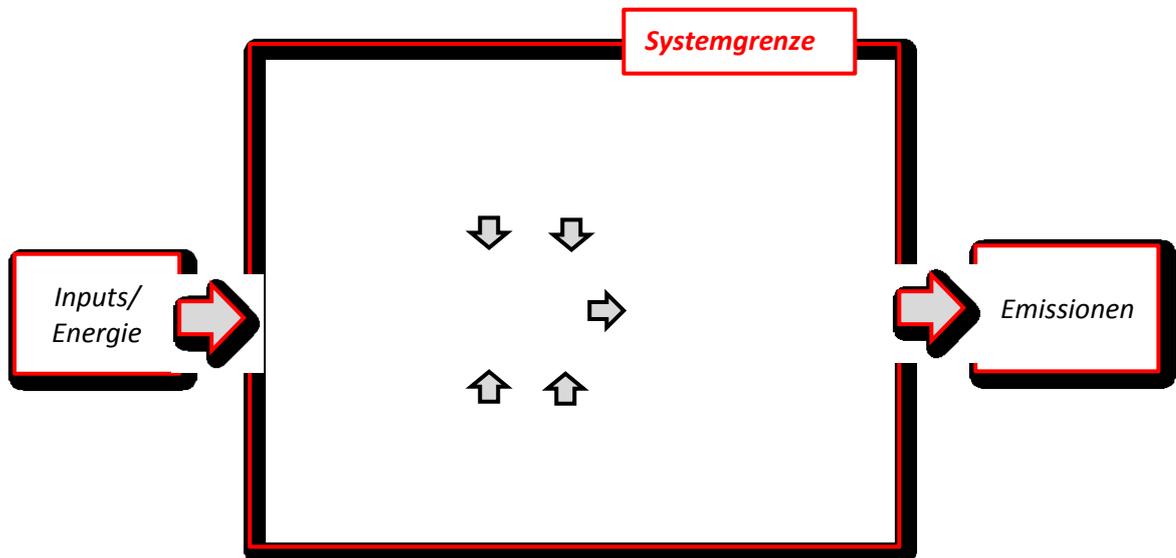


Abbildung 7: Vereinfachte Darstellung des Systems der In-Situ Aerobisierung am Standort Mannersdorf.

Im Folgenden wird zum Zweck des besseren Verständnisses auf die Charakteristik des abgelagerten Materials eingegangen. Des Weiteren erfolgt eine detaillierte Beschreibung der Belüftungsanlage sowie deren Effekte. Außerdem wird auf die Vorgehensweise der Modellierung des Szenarios eingegangen.

## **Charakteristik des abgelagerten Materials:**

Wie in Kapitel 2.1.2 erwähnt sind die Eigenschaften des abgelagerten Abfalls für das Emissionspotential entscheidend. Die Reaktivität des auf der Deponie Mannersdorf abgelagerten Materials ist zum Zeitpunkt des Beginns der Bilanzierung bereits relativ gering: nahezu alle im Rahmen des Vorgängerprojektes INTERLAND (INovative Technologies for Remediation of LANDfills and Contaminated Soils, 2002 - 2005) erhobenen Daten zur Atmungsaktivität wiesen im Vergleich mit dem nach Deponieverordnung (DVO 2008, idF 2010) definierten Grenzwert für Massenabfalldeponien von  $AT_4 = 7 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$  geringere Werte auf. Dies ist unter anderem damit begründet, dass bis zu 35% inertes Material (Bauschutt und Sperrmüll) abgelagert wurden. Der gesamte organische Kohlenstoff (TOC) betrug im Mittel 7,1% TM (HUBER-HUMER et al., 2006). Jedoch war und ist trotz der geringen Reaktivität des Materials ein beträchtliches Emissionspotenzial vorhanden, was u. a. durch die Eluatuntersuchungen des Projektes Interland deutlich erkennbar ist. Das Verhältnis von  $BSB_5$  (Biologischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen) zu CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf) wies auf einen noch hohen Anteil an leicht verfügbaren organischen Substanzen hin. Des Weiteren wurden hohe Gehalte an Ammonium-N festgestellt. Reaktivität und Gehalt an organischer Substanz unterscheiden sich jedoch deutlich aufgrund des Alters der beiden Verfüllabschnitte (Abschnitt 1: Alter 20 - 30 Jahre; Abschnitt 2: Alter 10 - 20 Jahre), weil diese unterschiedliche Abbaugrade des Abfalls aufweisen. Das Material des älteren Abschnittes ist bereits stärker ausgelaugt und stabiler (HUBER-HUMER et al., 2006).

Im Rahmen des Projektes INTERLAND war von Mai 2003 bis Oktober 2005 eine Pilot-Belüftungsanlage im Betrieb. Im Zuge dessen kam es in einem Teilbereich der Deponie zu einer weiteren Stabilisierung des Materials (PRANTL, 2007).

Vor Beginn der Belüftung wurden im Rahmen des Projektes NUTZRAUM Untersuchungen des Deponiematerials durchgeführt. Diese bestätigte die geringe (biologische) Reaktivität. Der Maximalwert des  $GS_{21}$  belief sich beispielsweise auf 2,1 NI/kg TM.

## **Beschreibung der Belüftungsanlage:**

Die betrachtete Anlage zur In-Situ Aerobisierung besteht aus einer Verdichterstation und einem Verteilungssystem. Die Belüftung erfolgt technisch mittels Be- und Entlüftungsbrunnen. Hierfür wurden am Standort Mannersdorf im November 2007 insgesamt 37 Bohrlöcher abgeteuft und zu 17 Be- und 18 Entlüftungsbrunnen ausgebaut. Umgebungsluft wird mittels Verdichtungsaggregaten (Seitenkanalverdichter) unter Druck in den Deponiekörper eingebracht. Drei Hauptleitungen führen vom Betriebscontainer zu den sich auf der Deponie befindlichen Regelstellen. Für jede dieser Leitungen erfolgen hinsichtlich der Gasvolumenströme laufende Aufzeichnungen. Die Speisung der insgesamt 17 verwendeten Gasbrunnen erfolgt von den Regelstellen ausgehend in sternförmiger Weise. Parallel zur Belüftung erfolgt eine Gasabsaugung mit 18 Gasbrunnen – auch die drei Abluftstränge werden einzeln volumemäßig erfasst und Methan- Kohlendioxid- sowie Sauerstoffgehalte laufend aufgezeichnet. Das abgesaugte Gas wird in Biofiltern gereinigt (bestehend aus vier Containern, Abbau von geruchsrelevanten Inhaltsstoffen sowie von Restmethan). Da im Abluftstrom aufgrund des Temperaturunterschiedes zwischen Deponiekörper (bis 50°C) und Umgebungsluft Kondenswasser anfällt, ist dem Absaugaggregat ein Kondensatabscheider vorgeschaltet. Mess- und Regeleinrichtungen gewährleisten einen sicheren und einwandfreien Betrieb. Die Aggregate zum Einbringen der Luft und jene zum Absaugen sind aus Sicherheitsgründen (Methan - es besteht die Möglichkeit einer explosionsfähigen Atmosphäre) räumlich voneinander getrennt und explosionsgeschützt ausgeführt (GAMPERLING et al., 2009). Dies wird auch in der Deponieverordnung (DVO, 2008 idF 2010) explizit verlangt.

## **Effekte der Belüftung:**

Aussagen über die Intensität dieses aeroben Abbaus können anhand von Parametern des Sickerwassers und des Feststoffes (TOC, CSB, BSB<sub>5</sub>, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, Schwermetalle) getätigt werden. Erste Veränderungen durch die Aerobisierung waren bereits nach wenigen Monaten zu beobachten (z. B. bei Ammonium [NH<sub>4</sub>+], Nitrat-Werte und beim biologischen Sauerstoffbedarf [BSB]), Stickstoffbelastungen sind insgesamt rückläufig. Durch die Belüftung kommt es aber zu erhöhten Konzentrationen von Kupfer, Zink und Chrom im Sickerwasser, da durch die veränderten Milieubedingungen Mobilisierungseffekte auftreten und die mikrobielle Aktivität erhöht wurde (HUBER-HUMER et al., 2011). Diese (offensichtlich kurzfristigen) Effekte zeigten sich schon in Untersuchungen des Projekts INTERLAND und werden auch von Prantl (2007) beschrieben.

Die Messdaten des Projektes NUTZRAUM betreffend lässt sich zusammenfassend sagen, dass zu erwartende Vorteile (siehe Kapitel 2.2) der Belüftung eingetreten sind. So sank der Jahresmittelwert der Rohgaskonzentration vor dem Biofilter von 1,4 Vol.% CH<sub>4</sub> im Jahr 2008 auf 1,1 Vol.% 2009 und auf 0,6 Vol.% bis Juli 2010. Die CO<sub>2</sub>-Konzentration war im selben Zeitraum ebenfalls rückläufig (-2,3 Vol.%), während die Sauerstoffkonzentration von 15 Vol.% (2008) auf 17,2 Vol.% stieg. Dieser Anstieg ist offensichtlich auf den Umstand zurückzuführen, dass zunehmend weniger O<sub>2</sub> für den mikrobiellen Abbau verbraucht wird und ein verbesserter Lufteintrag stattfand. Von Anfang Februar an wurden insgesamt  $9 \cdot 10^6$  m<sup>3</sup> Umgebungsluft in den Deponiekörper eingebracht bzw. wieder abgesaugt. Bis Ende Juni 2010 betrug die Belüftungsleistung 16.000 Stunden (netto), bis Jahresende 2010 war die Anlage 800 Tage in Betrieb. Daraus errechnet sich eine mittlere Belüftungsrate von 660 m<sup>3</sup> / h.

Obwohl die Reaktivität zu Beginn der Belüftung gering war (s. o.), zeigte sich im Rahmen des Projektes NUTZRAUM, dass eine weitergehende Stabilisierung erreichbar ist. Neben der Zusammensetzung des abgesaugten Gasgemisches bestätigen auch die Setzungen des Deponiekörpers einen beschleunigten Abbau (HUBER-HUMER et al., 2011).

## **Beschreibung der Vorgehensweise:**

Die Modellierung des Szenarios erfolgt auf Datenbasis des Forschungsprojektes NUTZRAUM und Informationen des Deponiebetreibers. Anlagebezogene Daten wurden von der NUA Abfallwirtschaft GmbH (BUDISCHOWSKY, 2011) erfragt, um so eine möglichst realitätsnahe Darstellung / Modellierung bzw. Implementierung der Gegebenheiten in die Software GaBi 4.3 zu ermöglichen.

Bei der Modellierung wurde wie folgt vorgegangen: Den Ersten Schritt stellte eine umfassende Analyse der im Rahmen des Monitorings des Projektes NUTZRAUM gemessenen Emissionsdaten der Belüftungsanlage dar. Bei optimaler In-Situ Aerobisierung wird davon ausgegangen, dass nach sechs Jahren Belüftung keine nennenswerten CH<sub>4</sub>-Emissionen mehr entstehen (siehe Kapitel 2.2). Der Großteil des Kohlenstoffs wird dabei in stabile Verbindungen bzw. Kohlendioxid überführt. Dies zeigte sich auch in den DSR-Versuchen im Rahmen des Forschungsprojektes NUTZRAUM: Die Parameter Nitrit, Nitrat, Phosphat sowie BSB<sub>5</sub> gehen gegen Null. Chlorid und Sulfat sollten ebenfalls nach wenigen Jahren nicht mehr nachweisbar sein. Ammonium- und CSB-Werte sind verglichen mit dem Referenzszenario deutlich reduziert (siehe Kapitel 4.2).

Wichtig dabei ist zu beachten, dass etwaige Restmethanemissionen unter Annahme einer 10%igen Rate an biologischer Methanoxidation mit sehr großer Wahrscheinlichkeit vollständig biologisch abgebaut werden können und somit nicht mehr zur Klimarelevanz der Deponie beitragen. Entstandenes, abgesaugtes Methan wird in den Biofilteranlagen der Belüftungsanlage abgebaut. Kohlendioxidemissionen werden als klimaneutral betrachtet, da sie biogenen Ursprungs sind und wieder in den Kohlenstoffkreislauf integriert werden können. Die Entstehung von Lachgas (N<sub>2</sub>O), welches ebenfalls ein

starkes Treibhausgas darstellt (siehe Kapitel 2.1.2 „Deponiegas“) und vor allem bei schlechter Betriebsführung entstehen kann, wurde bei der Bilanzierung nicht berücksichtigt. Zu Lachgasemissionen der Deponie Mannersdorf liegen erste Messdaten vor, die jedoch für eine Bilanzierung nicht aussagekräftig sind (HUBER-HUMER, 2011). Aus diesem Grund wird die Methodologie „Avoidance of landfill gas emissions by in-situ aeration of landfills“ des United Nations Convention on Climate Change (UNFCCC, 2009b) verwendet, um Lachgasemissionen der Deponie Mannersdorf abzuschätzen (siehe Kapitel 4.2).

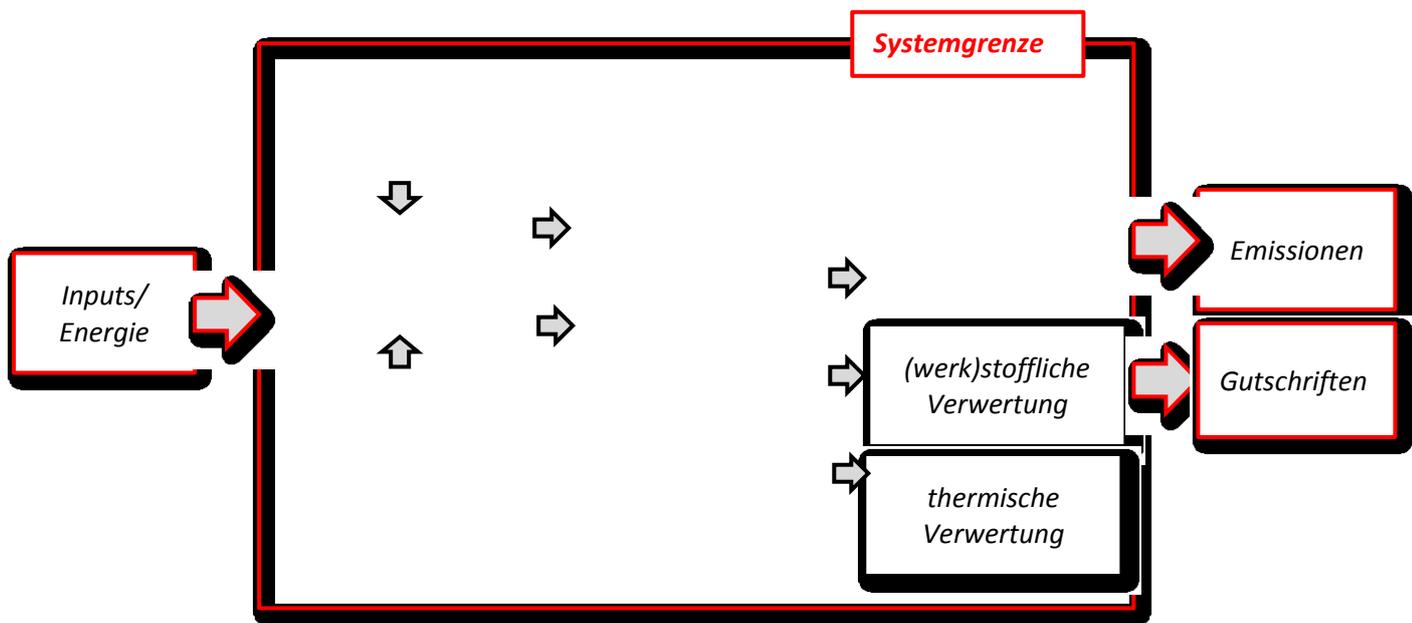
Relevante Emissionen des Deponiekörpers (nicht des gesamten Szenarios) ergeben sich im Szenario „In-Situ Aerobisierung“ nur ganz zu Beginn, nämlich vom Beginn der Errichtungsphase 2007 bis zum Hochfahren der Anlage am 01.02.2008. Der betreffende Zeitabschnitt wird für die Ökobilanz der In-Situ Aerobisierung benötigt, da die Systemgrenzen so gewählt sind, dass auch die Errichtungsphase (30.10 – 20.11.2007) miteinbezogen wird. Insgesamt ergeben sich daher drei ganze Monate, in denen genau die gleiche Menge Deponiegas wie im Referenzszenario („Ist-Zustand“) emittiert wird. Danach emittiert die Deponie gemäß obiger Daten sowie getroffener Annahmen idealerweise keine klimarelevanten gasförmigen Emissionen mehr. Real ergeben sich durch Anlagenstillstände jedoch sehr wohl Emissionen (siehe Kapitel 4.2.2.2).

Sämtliche für die Berechnung der Umweltauswirkungen verwendeten Daten werden im Abschnitt der Sachbilanz näher erläutert (siehe Kapitel 4.2).

### **3.4.3. Räumung**

Das Szenario „Räumung“ betrachtet die potentiellen Umweltauswirkungen einer kompletten Räumung des auf der Deponie Mannersdorf in den Jahren 1976 - 1995 abgelagerten Abfalls. Hierfür wird die Deponie zwei Wochen lang zum Zwecke der Arbeitssicherheit vorbelüftet und anschließend geräumt. Gleichzeitig wird das deponierte Material durch die Vorbelüftung getrocknet, die Gesamtmasse verringert und somit Kosten eingespart. Seit 2009 muss dieses Material nach Deponieverordnung (DVO 2008, idF 2010) einer weiteren Behandlung (MBA, thermische Verwertung) unterzogen werden und darf nicht unbehandelt auf andere Deponiestandorte verbracht werden. Im Vergleich zu den bisher dargestellten Szenarien „In-Situ Aerobisierung“ sowie „Ist-Zustand“ ergeben sich im Szenario „Räumung“ Unterschiede hinsichtlich entstandener Sekundärrohstoffe. Während erstere Handlungsoptionen keine Sekundärrohstoffe nutzbar machen, ergeben sich aufgrund der Behandlungspflicht (DVO, 2008 idF 2010) Stoffe, welche stofflich und thermisch verwertbar und somit nutzbar sind. Diese stehen anderen Prozessen wiederum als Input zur Verfügung. Dies betrifft in erster Linie Metalle (Aluminium, Eisen, Kupfer) und Kunststoffe. Nach Angaben des Deponiebetreibers (BUDISCHOWSKY, 2011) würde das ausgebaggerte Material zur mechanisch-biologischen Behandlung nach Wiener Neustadt gebracht werden. Dort erfolgt die Abtrennung verwertbarer Fraktionen. Die Behandlung fernab des Deponiestandortes ist in Österreich sehr gebräuchlich. Dem Umweltbundesamt nach (UBA, 2007) wurde in Österreich nur bei fünf Altlasten (3%) eine Vorortbehandlung als maßgebliche Sanierungsmaßnahme durchgeführt. Die endgültige Ablagerung der nicht verwertbaren Fraktionen erfolgt in einer Massenabfalldeponie, ebenfalls in Wiener Neustadt. Kunststoffe werden in die Müllverbrennungsanlage Dürnrohr verbracht, Metalle jeweils zu dafür vorgesehenen Anlagen transportiert.

Folgende Abbildung stellt das Räumungsszenario graphisch dar.



**Abbildung 8: Vereinfachte Darstellung des Systems des Szenarios Räumung am Standort Mannersdorf.**

Bei der Abschätzung zu verwertender Fraktionen des in der Deponie Mannersdorf abgelagerten Abfalls mussten Annahmen auf Basis von Literaturwerten getroffen werden. Angenommene Werte werden in Tabelle 4 zusammengefasst (siehe unten). Die Nutzung von Deponien als Rohstofflager ist im Zuge steigender Rohstoffpreise Gegenstand vieler Forschungsprojekte und Publikationen. Gäht et al. (2011) untersuchten an mehreren Deponien Hessens und Baden-Württembergs die Frage, unter welchen Randbedingungen die Nutzung von Deponien als Rohstofflager effizienter ist als die Errichtung einer Oberflächenabdichtung. Als erster Schritt wurde von den Autoren erhoben, was wo in den Deponien enthalten ist. Dabei ist jedoch zwischen einem theoretischen und einem realen Ressourcenpotenzial zu unterscheiden. Ersteres bildet die theoretische Obergrenze der nutzbaren Fraktionen und basiert auf Statistiken des Einzugsgebietes der jeweiligen Deponie. Letzteres hingegen ergibt sich aus vorhandenen Daten zu abgelagerten Mengen und Abfallzusammensetzungen sowie dem lagespezifischen Vorkommen einzelner Fraktionen in der Deponie (GÄHT et al., 2011). Im Rahmen dieser Diplomarbeit wird die Annahme getroffen, dass sämtliche (theoretisch) aus der Deponie Mannersdorf gewinnbaren Wertstoffe einer weiteren Verwertung zugeführt werden („Räumung A“, siehe 4.3.9). Um die Wichtigkeit der Wiederverwertung gewonnener Sekundärrohstoffe zu verdeutlichen, wird jedoch auch ein SubszENARIO mit geringerer Verwertungsquote beleuchtet („Räumung B“, siehe 4.3.9). Die von Gäht et al. (2011) angegebenen Werte werden in Tabelle 4 mit angenommenen Werten dieser Diplomarbeit verglichen.

Die Abfälle in Altablagerungen liegen zu rund 60 bis 70 Gew.-% als Feinfraktion (<40 mm) vor. Der Rest besteht aus Grobfraktion, welche wiederum hälftig in eine Leichtfraktion (bestehend aus Kunststoffen, Verbundstoffen, Textilien, etc.) und eine Schwerfraktion (Bauschutt, Metalle, Holz, etc.) unterteilt werden kann (RETTENBERGER, 2010).

Im Szenario „Räumung“ werden gleich wie in allen anderen Szenarien primäre und sekundäre Umweltauswirkungen berücksichtigt. Eine Räumung einer Deponie dient ganz allgemein der Beseitigung der Emissionsquelle, um so negative Effekte auf die Umwelt (Luft, Boden, Wasser) zu minimieren. In der Studie des österreichischen Umweltbundesamtes „Altlastensanierung in Österreich – Effekte und Ausblick“ (UBA, 2007), welche die Geschehnisse der österreichischen Altlastensanierung seit Einführung des Altlastensanierungsgesetzes (1989) untersucht, werden solche Effekte als „primär“ bezeichnet. Unter „sekundären“ Umwelteffekten verstehen die Autoren jene, welche nicht

mit dem Sanierungsziel im Zusammenhang stehen, d. h. solche, welche in Folge der Sanierungsmaßnahme (Räumung) anfallen (beispielsweise Emissionen aus der Verbrennung von Kraftstoffen, Energieverbrauch, Wasserentnahme, Abfallentstehung, etc.). Deutlich wird in dieser Studie auch, dass vor allem der Kraftstoffverbrauch für Baumaschinen und Transporte als wesentlicher umweltrelevanter (energieverbrauchender) Prozess bei der Räumung von Deponien identifiziert wurde. Obwohl nach Mocker et al. (2009) ein möglichst vollkommenes Recycling bei der Räumung von Vorteil wäre, wurden im Rahmen dieses Szenarios nur die Verwertungsschienen Leichtfraktion (Kunststoff, Textilien, etc.), welche einer Verbrennung zugeführt wird, bzw. die Wertstoffe Eisen, Kupfer sowie Aluminium berücksichtigt. Die Abschätzung der jeweiligen Masseanteile muss aufgrund fehlender Informationen mittels Literaturdaten grob abgeschätzt werden: Hierzu wurden umfassende Untersuchungen von Rettenberger et al. (2010), Mocker et al. (2009) und Gäth et al. (2011) analysiert. Tabelle 4 zeigt einen Überblick der für das Szenario angenommenen Werte.

**Tabelle 4: Wertstoffe der Deponie Mannersdorf.**

Quelle	Parameter	Wert	Mannersdorf
Mocker et al., 2009*	Kunststoffanteil	7,120 Masse%	14.810 t
Rettenberger, 2010**	Eisenanteil	3,400 Masse%	7.072 t
Rettenberger, 2010**	Kupferanteil	0,114 Masse%	237 t
Rettenberger, 2010**	Aluminiumschrott	0,066 Masse%	137 t
<i>Angenommene Werte liegen größenordnungsmäßig im Bereich von Literaturdaten:</i>			
Mocker et al., 2009*	Eisenanteil	3,32 Masse%	6.656 t
Mocker et al., 2009*	Nichteisenmetalle	0,52 Masse%	1.082 t
Rettenberger, 2010***	Energieinhalt	0,003 GWh / t (FM)	624 GWh, davon in Müllverbrennungsanlage gewinnbar: rd. 308 GWh
Rettenberger, 2010***	Heizwert der Leichtfraktion  (30-40 % Grobstoffe, davon die Hälfte Leichtfraktion = 15 Masse%)	18-22 MJ/kg Arithm. Mittel: 20 MJ/kg	624.000.000 MJ Heizwert
Gäth et al., 2011****	Metalle (Größenordnung)	2 - 4 Masse%	4.160 – 8.320 t
Gäth et al., 2011****	Kunststoffe (Größenordnung)	12 - 7 Masse%	14.560 – 24.960 t

\* Anmerkung: Betrachtung aller deutscher Deponien und des gesamten Deponieinventars

\*\* Anmerkung: nach Inventur an Deutschen Deponien

\*\*\*\* Anmerkung: Umrechnung von einer Deponie mit 500.000 t (FM) abgelagerten Materials auf Mannersdorfer Verhältnisse (208.000 t FM).

\*\*\*\* Anmerkung: Schätzung nach Untersuchungen der Kreismülldeponie Hechingen.

### 3.5 Datenqualität

Für die Modellierung der Szenarien finden unterschiedliche Datenquellen Berücksichtigung. Die Deponie betreffend wurden im Rahmen des Projektes INTERLAND Emissionsdaten erhoben. Darüber hinaus erfolgte ein Monitoring der Deponie (HUBER-HUMER et al., 2006). Daten, welche Errichtung und Betrieb der Anlage selbst betreffen, mussten ebenso vom Deponiebetreiber erhoben werden wie Daten zur Sickerwasserreinigung. Auch bei der Planung des Räumungsszenarios wurden die Einschätzungen des Deponiebetreibers herangezogen.

Die jeweiligen Deponieprozesse der Szenarien wurden hinsichtlich ihrer Outputs nach vorhandenen Daten der Ist-Zustandserhebung des Projektes NUTZRAUM modelliert. Für Daten, welche nicht direkt erhoben wurden, mussten Annahmen getroffen werden. Dies ist nach DIN EN ISO 14040 (2006) explizit zulässig.

Eine Recherche der vorhandenen Ökobilanz-Datensätze (DOKA, 2007) der im Softwaretool GaBi 4.3 vorgefertigten Prozesse ergab, dass vorhandene Deponie- (siehe Anhang C, Tabelle 47) und Sickerwasserreinigungsprozesse der Ecoinvent-Datenbank nicht auf Mannersdorfer Verhältnisse übertragbar sind.

Auf der guten Datenlage in Folge jahrelang durchgeführter Messungen der Forschungsprojekte INTERLAND sowie NUTZRAUM basierend, wurden für die Berechnung der Wirkungskategorien Treibhauseffekt und Eutrophierungspotential relevante Parameter erhoben.

### **3.6 Wirkungskategorien und Wirkungsindikatoren**

Eine Wirkungskategorie wird als „Klasse, die wichtige Umweltthemen repräsentiert und der Sachbilanzergebnisse zugeordnet werden können“ definiert (DIN EN ISO 14040, 2006). Es gibt jedoch keine für alle Ökobilanzen verbindliche Liste an Wirkungskategorien. Daher muss die Auswahl für den spezifischen Anwendungsfall transparent und nachvollziehbar sein sowie begründet werden.

#### **3.6.1. Wirkungskategorien**

Die Wirkungsabschätzung dient der Darstellung quantitativer Umweltauswirkungen (und ihrer Relevanz z. B. für den Klimawandel), die das System der In-Situ Aerobisierung am Standort Mannersdorf verursacht. Nach DIN EN ISO 14040 (2006) muss diese aus der Auswahl der Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodellen, sowie aus den Punkten Klassifizierung und Charakterisierung bestehen.

In der Klassifizierung werden die Schadstoffe (Daten der Sachbilanz) zu den damit in Verbindung gebrachten Schadenskategorien zugeordnet (klassiert). Prinzipiell kann ein Stoff mehreren Wirkungskategorien zugeordnet werden (z. B. NO<sub>x</sub> können bei der Bildung von bodennahem Ozon ebenso eine Rolle spielen wie bei der Wirkungskategorie Versauerung). Charakterisierungsfaktoren sind Gewichtungsfaktoren, mit deren Hilfe die unterschiedliche Schädlichkeit von emittierten Stoffen berücksichtigt wird. Beispielsweise haben die Treibhausgase Kohlendioxid, Methan und Lachgas unterschiedliche „Global Warming Potentials“ (s. u.) von 1, 25 bzw. 298 (IPPC, 2007). Charakterisierungsfaktoren basieren auf einem Charakterisierungsmodell, welches auf internationale Expertenmeinungen zurückzuführen ist (z. B. IPCC bei der Klimarelevanz etc.). Dieses beschreibt die Beziehung zwischen Sachbilanzergebnissen und den Wirkungsindikatoren. Indikatoren für den Treibhauseffekt sind kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente, für das Eutrophierungspotential kg Phosphat-Äquivalente (s. u.). Wirkungskategorien und Charakterisierungsmodelle werden in Übereinstimmung mit dem Ziel und Untersuchungsrahmen der Arbeit selektiert. Die Bewertung der Umweltrelevanz erfolgt in dieser Diplomarbeit mittels CML-Methode. Diese stellt eine bei Ökobilanzen weit etablierte, standardisierte Methode dar, welche ursprünglich an der Universität Leiden (Centrum voor Milieukunde) in den Niederlanden entwickelt wurde (ADENSAM et al., 2000).

In Anbetracht des gewählten Ziels einer Ökobilanz ist die Auswahl der Wirkungskategorien bedeutend (SCHUBERT, 2006). Nach eingehender Recherche der Forschungsprojekte INTERLAND und NUTZRAUM wurden für die Deponie Mannersdorf aufgrund ihrer Emissionen und Datenlage zwei Wirkungskategorien ausgewählt. Die Auswahl erfolgte in dieser Diplomarbeit einerseits anhand der Verfügbarkeit von Daten,

andererseits stellen Treibhausgas- und Sickerwasseremissionen die wesentlichen Umweltauswirkungen eines Deponiestandortes dar (LECHNER et al., 2004).

### Treibhauseffekt

Der Treibhauseffekt wurde bereits in Kapitel 2.1.2 („Deponiegas“) erläutert. Es werden jegliche anthropogenen Treibhausgase wie etwa Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>), Methan (CH<sub>4</sub>) und Lachgas (Distickstoffmonoxid, N<sub>2</sub>O), welche den Treibhauseffekt verstärken, berücksichtigt. Die unterschiedlichen Treibhausgase tragen in unterschiedlichem Maße zum Treibhauseffekt bei. Daher erfolgt eine Umrechnung auf Referenzwerte. Als Referenzwert für das Treibhauspotential dient Kohlendioxid, als Referenzeinheit kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente (GWP<sub>100</sub> – Global Warming Potential, betrachtet über einen Zeitraum von 100 Jahren, siehe Tabelle 41, Anhang A). Der Wert für GWP<sub>100</sub> beschreibt also die jeweilige Klimawirksamkeit unterschiedlicher gasförmiger Emissionen als relative Größe (SCHUBERT, 2006).

### Eutrophierung

Eutrophierung beschreibt den Prozess der Überdüngung eines Gewässers. Das biologische Gleichgewicht wird durch ein Überangebot an Nährstoffen gestört, was dazu führt, dass es durch eine Erhöhung der Biomasseproduktion zu Sauerstoffarmut in Gewässern kommt. Als Referenzwert wird der Stoff Phosphat (PO<sub>4</sub>) verwendet, die Referenzeinheit ist Kilogramm Phosphat-Äquivalente (Wirkungsindikator für Eutrophierung, siehe Tabelle 5).

### 3.6.2. Wirkungsindikatoren

Sowohl im Basisprozess „Deponie Mannersdorf“, als auch bei sämtlichen Transportprozessen sowie bei der Bereitstellung von Kraftstoff und Strom entstehen klimarelevante Treibhausgase und Stoffe, welche zum Eutrophierungspotential beitragen. Tabelle 5 bietet einen Überblick über Wirkungsfaktoren der in den Szenarien dieser Diplomarbeit relevantesten Stoffe.

**Tabelle 5: Relevante Wirkungsfaktoren der Szenarien für die Wirkungskategorien Treibhaus- und Eutrophierungspotential. Quelle: PE (2010)**

CML2001 – Dez. 2007, Treibhauspotential (GWP 100 Jahre)		
Stoff	= * kg CO <sub>2</sub> -Äqv.	
Kohlendioxid (CO <sub>2</sub> ) [kg]		1
Methan (CH <sub>4</sub> ) [kg]		25
Lachgas (N <sub>2</sub> O) [kg]		298
CML2001 – Dez. 2007, Eutrophierungspotential (EP)		
Stoff	= * kg Phosphat-Äqv.	
Phosphat (PO <sub>4</sub> ) [kg]		1
Ammonium (NH <sub>4</sub> ) [kg]		0,33
Nitrat (NO <sub>3</sub> ) [kg]		0,1
Nitrit (NO <sub>2</sub> ) [kg]		0,1
TOC [kg]		0,06
BSB [kg]		0,02
CSB [kg]		0,02

## 4 Sachbilanz

Die in der Phase der Zielfestlegung und Definition des Untersuchungsrahmens dargestellten Beschreibungen des Systems werden in diesem Kapitel spezifiziert und genaue Input-Output-Bilanzen sowie Systemfließbilder erstellt. Dabei werden naturwissenschaftliche Grundgesetze eingehalten, die den in der Sachbilanz analysierten Prozessen einen Rahmen geben. Es gelten u. a. der erste Hauptsatz der Thermodynamik (Erhaltung der Energie), der zweite Hauptsatz der Thermodynamik (Prinzip der Vermehrung der Entropie) sowie das Gesetz von der Erhaltung der Masse (GRAHL, et al., 2009).

Das System der Szenarien der Deponie Mannersdorf wurde in Subsysteme untergliedert, beispielsweise in die Errichtung, den Betrieb, das Monitoring etc. Für jedes dieser Subsysteme werden Stoff- und Energiebilanzen erstellt. Alle systemrelevanten Flüsse werden erfasst (z. B. Ressourcen, Emissionen). Die Gliederung der Datenerhebung erfolgt nach Emissionen (in Luft und Wasser), Inputs von Energie, Roh- und Betriebsstoffen, nach Abfällen und Produkten sowie weiteren Umweltaspekten des Systems.

Letztendlich werden die Subsysteme miteinander verknüpft, um ein ganzheitliches Bild zu erhalten. Die Sachbilanz ist rein deskriptiv und beinhaltet somit keine Bewertung. Folgende Punkte sind in der Sachbilanz enthalten:

- graphische Darstellung des Systemfließbildes
- exakte Beschreibung des Prozesses
- genaue Auflistung der Stoffflüsse (Emissionen, Ressourcen, Treibstoffe, etc.)
- genaue Beschreibung der Datenerhebungs- und Berechnungsmethoden

In diesem Kapitel werden nun das Referenzszenario „Ist-Zustand“, das Szenario „in-Situ Aerobisierung“ sowie die „Räumung“ der Deponie Mannersdorf erläutert. Die Prozesse des Referenzszenarios sind in ihrem Aufbau in den beiden anderen Szenarien ident, daher erfolgt im Kapitel 4.1 eine Beschreibung eben dieser. Spezifische Prozesse der In-Situ Aerobisierung sowie der Räumung werden in den jeweiligen Kapiteln (4.2 bzw. 4.3) beschrieben.

### 4.1 Referenzszenario „Ist-Zustand“

Das Referenzszenario „Ist-Zustand“ besteht aus dem Basisprozess „Deponie Mannersdorf“, sowie aus den Prozessen „Monitoring“, „Mähen“ und der „Sickerwasserbehandlung“.

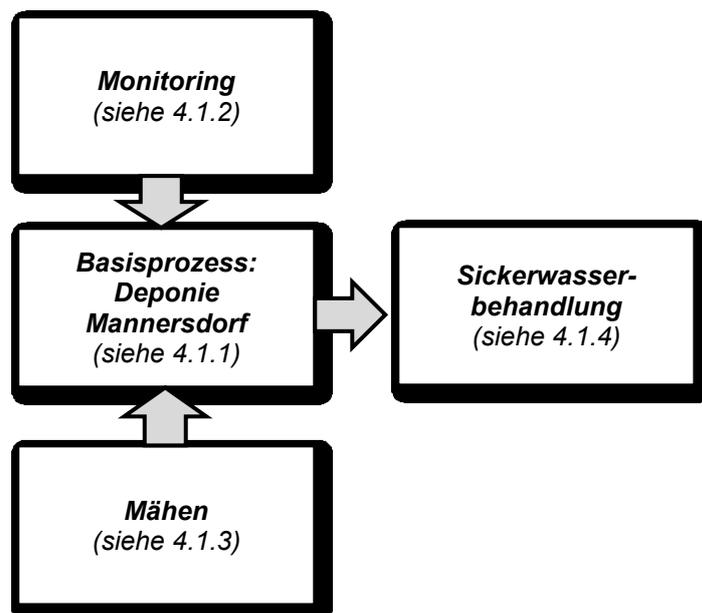


Abbildung 9: Systemfließbild des Referenzszenarios.

### 4.1.1. Basisprozess Ablagerungsverhalten

Als Basisprozess dient der Deponieprozess „Mannersdorf“ welcher das Ablagerungsverhalten beschreibt. Aufgrund des großen Umfangs wird dieser Prozess in den dazu gehörenden Kapiteln eigens erläutert (siehe 4.1.1.1 „Deponiegas“ bzw. 4.1.1.2 „Sickerwasser“). Analog hierzu erfolgt diese Vorgehensweise unverändert auch in den Kapiteln der In-Situ Aerobisierung und Räumung. Die Input- und Outputdaten jeweiliger Basisprozesse der Deponie Mannersdorf sind den entsprechenden Kapiteln zu entnehmen.

#### 4.1.1.1. Deponiegas

##### Berechnung nach Mostbauer et al. (2002):

Der Verlauf der Gasproduktion wird in diesem Modell durch eine Reaktion erster Ordnung beschrieben:

**Tabelle 6: Abbaureaktion erster Ordnung (Mostbauer et al., 2002).**

$G_t = N * M_t * e^{-kt}$
$G_t =$ Bis zur Zeit $t$ gebildete, spezifische Deponiegasmenge in $m^3 t^{-1} TM$
$N =$ Normierungsfaktor. Ist so festgelegt, dass aus 1 kg biologisch abbaubaren Kohlenstoffs langfristig $1,868 Nm^3$ Deponiegas gebildet wird
$M_t =$ Masse des Abfalls in $t$
$t =$ Zeit in Jahren
$k =$ Abbaukonstante ( $k = -\ln 2 / t_{1/2}$ ; wobei $t_{1/2}$ die Halbwertszeit in Jahren darstellt)
Hinweis: eine genaue Beschreibung des Modells findet sich im Anhang A („Gasprognose“)

Die Masse des abgelagerten Abfalls wird in Restmüll und Kehricht unterteilt. Für beide werden Annahmen bezüglich Halbwertszeit und abbaubarer Organik getroffen (siehe unten). Neben dem Gehalt an abbaubaren Kohlenstoff ist auch die Temperatur für die Abbauvorgänge und somit das Gasbildungspotential entscheidend. Der zeitliche Verlauf der Gasproduktion wird durch die Abbaukonstante  $k$  beschrieben und als Halbwertszeit ausgedrückt. Die Abbaukonstante  $k$  ist somit ein Maß für die Abbaugeschwindigkeit. Die Halbwertszeit wird von Mostbauer im für die Gasprognose verwendeten MS Excel ®-Tabellenblatt mit fünf bis zehn Jahren angegeben (MOSTBAUER et al., 2010). Der „default value“ (= empfohlener Standardwert, mangelhafter Datenlage bezüglich deponierter Abfallart) des IPCC beträgt für die Halbwertszeit 14 Jahre. Schachermayer (2007) gibt in ihrer Studie als Standardwert der Halbwertszeit für Österreichische Verhältnisse neun Jahre an. Dieser Wert wurde zudem bei der Berechnung der österreichischen Methanemissionen aus Deponien im Zuge des „National Inventory Report 2005“ des Umweltbundesamtes verwendet. In der Studie wird vorgeschlagen, die Halbwertszeit von  $C_{bio}$  im Restmüll auf sieben Jahre zu senken (allerdings in Anbetracht einer sich zeitlich

ändernden Restmüllzusammensetzung) (SCHACHERMAYER et al., 2007). In den darauf folgenden Publikationen des Umweltbundesamtes (z. B. Austrian National Inventory Report 2007, Austrian National Inventory Report, 2010) wurde demnach mit Halbwertszeiten von sieben Jahren für Restmüll gerechnet. Andere Fraktionen, beispielsweise Holz oder Bauschutt (jeweils  $k = 25$  Jahre) bzw. Textilien ( $k = 15$  Jahre) weisen deutlich längere Halbwertszeiten auf (UBA, 2007, 2010).

Andere Autoren rechneten jedoch mit wesentlich kürzeren Halbwertszeiten. Ritzkowski et al. (2005b, 2007, 2010) nahmen beispielsweise für eine gut vergleichbare Altlast (Deponie Kuhstedt: 3,2 ha; ehem. Kiesgrube; 1973 - 1987 in Betrieb; überwiegend mit Hausmüll, Bauschutt und Sperrmüll verfüllt; Volumen 220.000 m<sup>3</sup>; keine Basis- bzw. Oberflächendichtung) eine Halbwertszeit von fünf Jahren an. Die von Krümpelbeck (2000) im Rahmen ihrer Dissertation untersuchten Halbwertszeiten nach Abschluss von Deponien betragen im Mittel vier Jahre. Verschiedene Literaturangaben zur Halbwertszeit unterliegen je nach Untersuchungsbedingungen einer großen Schwankungsbreite (siehe Kapitel 2.1.2.4. „Gasprognosemodelle“).

Im Jahre 1990 betrug der Anteil von Papier im Restmüll 21,9 Masse%, dieser sank im Zuge intensivierter Sammlung 1993 auf 18,3 Masse% und schließlich 1996 auf 13,5 Masse% (ROLLAND et al., 2003). Es kann also angenommen werden, dass rund 20 Masse% des Restmülls in der Deponie Mannersdorf aus Papier bestehen. Dieses hat eine Halbwertszeit von 14 Jahren.

In Anbetracht oben genannter Werte bezüglich der Halbwertszeiten und der Daten über die Restmüllzusammensetzung (insbesondere dem großen Anteil an Papier) wird die Halbwertszeit für die Berechnungen in dieser Diplomarbeit mit acht Jahren angesetzt. Dieser Wert stellt den Mittelwert zwischen dem Standardwert für österreichische Verhältnisse nach Schachermayer et al. (2007) von neun Jahren, und dem Vorschlag, eben diesen auf sieben Jahre zu senken (SCHACHERMAYER et al., 2007), dar.

Eine detaillierte Kenntnis der auf der Deponie Mannersdorf abgelagerten Fraktionen ist Voraussetzung für die Berechnung der entstehenden Gasmenge im Szenario „Ist-Zustand“. Tabelle 7 gibt Aufschluss über die abgelagerten Fraktionen.

**Tabelle 7: Charakterisierung der Deponie Mannersdorf (Huber-Humer et al., 2006).**

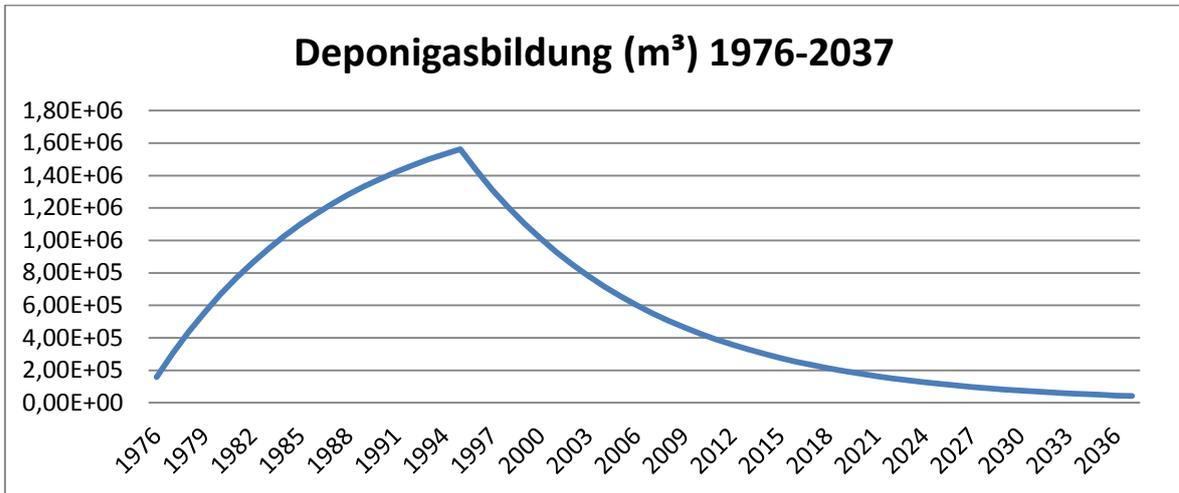
	Verfüllabschnitt 1 (1976-1985)	Verfüllabschnitt 2 (1986-1995)
<b>Masse</b>	113 000 t FM, davon ca. 40% Bauschutt / Sperrmüll	95 000 t FM, davon 31% Restmüll, 25% Gewerbemüll, 19% Bauschutt, 13% Kompostierabfälle 12% Sperrmüll
<b>Menge</b>	110 000 m <sup>3</sup>	90 000 m <sup>3</sup>
<b>Oberflächenabdeckung</b>	Kompost-Erdgemisch	20-30 cm bindiges Erdmaterial
<b>Basisabdichtung</b>	20cm Lehmdichtung	mineralische Dichtung: 3 x 20 cm, $k_f=10^{-8} \text{ m s}^{-1}$
<b>Basisentwässerung</b>	Keine	50cm Kiesflächenfilter, Drainagerohre, Sickerwasserschacht
<b>Gaserfassung</b>	Keine	keine
<b>mittlere Jahrestemperatur</b>	10°C	
<b>durchschnittlicher Jahresniederschlag</b>	500 mm	
<b>Seehöhe</b>	245 m	
<b>Fläche</b>	2,6 ha	
<b>TOC zu Beginn des Pilotprojektes Interland 2003 (Beginn der Belüftung)</b>	7,1% TM, davon unter aeroben Milieubedingungen für mikrobielle Abbauprozesse verfügbar: 28%, also 1,988% der gesamt TM	

Vor Beginn der Belüftung wurden von Prantl (2003) auf der Deponie Mannersdorf eine Deponiegaszusammensetzung von 60 - 70 Vol% CH<sub>4</sub> und 30 - 40 Vol% CO<sub>2</sub> gemessen. Die Deponie befand sich damals (in dem von Rettenberger [1992] beschriebenen Modell) im Übergang von der stabilen Methanphase zur Langzeitphase (PRANTL, 2007). Aufgrund fehlender Information über die jährlich abgelagerte Abfallmasse wird in dieser Arbeit eine konstante Ablagerungsmenge über die gesamte Betriebsdauer der Deponie Mannersdorf (1976 - 1995) angenommen. Eine weitere Annahme wird hinsichtlich der Zusammensetzung des Abfalls des alten Abschnittes getroffen. Es wird angenommen, dass in besagtem Abschnitt (abgesehen vom bekannten Anteil an Bauschutt und Sperrmüll = 40%) anteilmäßig die gleichen Fraktionen wie im jüngeren Abschnitt abgelagert wurden. Somit ergibt sich für den alten Verfüllabschnitt eine Zusammensetzung von 40% Bauschutt und Sperrmüll, 28% Restmüll, 22% Gewerbemüll sowie 10% Kompostierabfällen. Bei der Berechnung nach Mostbauer werden die Fraktionen Restmüll und Kehrricht unterschieden, welche jeweils aufgrund ihres Anteils von abbaubarem biogenen Materials zu unterschiedlichen Teilen auf die Deponiegasbildung Einfluss haben (MOSTBAUER et al, 2002). Aus diesem Grund wurde die Gesamtmasse an Restmüll und Kehrricht anhand oben getroffener Annahmen geschätzt und eine konstante jährliche Ablagerungsmenge (rd. 3.055 t/a Restmüll, rd. 7.346 t/a Kehrricht) angenommen.

Rolland et al. (2003) haben eine Zeitreihe des biologisch abbaubaren Kohlenstoffanteils im österreichischen Restmüll erarbeitet, welche auch vom Umweltbundesamt seit 2004 für die Berechnung von Treibhausgasemissionen aus Deponien verwendet wird. Auf Basis dieser Studie wurde in dieser Diplomarbeit die Annahme getroffen, dass 185 g C/kg FM des Restmülls (also 18,5 Masse%) biologisch abbaubar sind. Dieser Wert entspricht dem arithmetischen Mittel der von Rolland et al. (2003) aufgestellten Zeitreihe von 1970/79 bis 1995. Der entsprechende Wert für Kehrricht wurde in Anbetracht des großen Anteils an Bauschutt und Sperrmüll mit sechs Masseprozent festgelegt. Das gesamte Deponiegasbildungspotential beträgt demnach unter anteilmäßiger Berücksichtigung beider Fraktionen (Restmüll, Kehrricht) rund 181 m<sup>3</sup>/t abgelagerten Abfalls (FM).

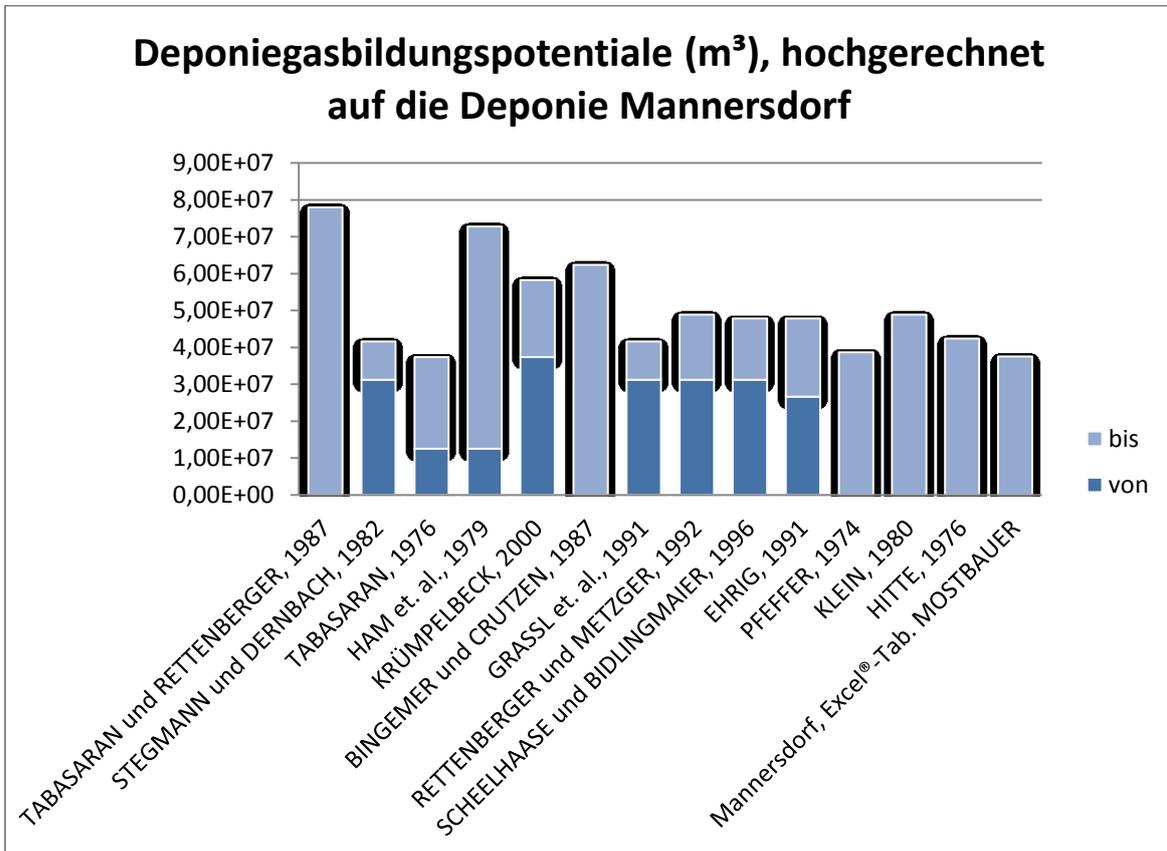
Verglichen mit Literaturangaben z. B. Fellner et al., (1999): 105 - 143 g C/kg FM, sind unter der Vernachlässigung, dass Ligninverbindungen unter anaeroben Deponiebedingungen nicht zersetzbar sind, biologisch abbaubar) scheint dieser Wert auf erstem Blick recht hoch angesetzt. Gleichwohl sollte man beachten, dass in der Modellierung, wie sie in dieser Diplomarbeit getroffen wurde, zwecks Steigerung der Aussagekraft der Ergebnisse Annahmen bezüglich der Restmüllzusammensetzung vergangener Jahrzehnte Einklang finden (s. o.). Das Österreichische Umweltbundesamt nahm bei der Berechnung von Methanemissionen aus Deponien im Zuge des „National Inventory Report“ mit 200 g abbaubaren Kohlenstoffs / kg FM für das Jahr 1990 vergleichbare Werte an (UBA, 2010).

Mit oben angeführten Daten ergab die Berechnung des Deponiegaspotentials für den Zeitraum des Referenzszenarios (2007 - 2037) insgesamt  $6,2 * 10^6 \text{ m}^3$ . Der Verlauf der Gasbildung ist in Abbildung 10 dargestellt (der Höchstwert markiert das Ende der Ablagerung im Jahre 1995):



**Abbildung 10: Deponiegasbildung in m<sup>3</sup> der Deponie Mannersdorf im Zeitraum 1976-2037. Quelle: eigene Darstellung nach Berechnungen mit Berechnungsmodell von Mostbauer et al. (2002).**

Die Ergebnisse ähneln jenen von Krümpelbeck (2000), welche zum Schluss kam, dass nach Abschluss einer Deponie (in diesem Fall: 1995) die Deponiegasmengen relativ schnell rückläufig sind, da keine frische organische Substanz mehr hinzugefügt wird. Berücksichtigt man das Gasbildungspotential (Faktor 1,868; siehe Kapitel 2.1.2.2 „Bildung von Deponiegas“), erscheinen errechnete Potentiale verglichen mit Literaturwerten (vgl. hierzu Tabelle 2 in Kapitel 2.1.2.4) plausibel. Folgendes Säulendiagramm (Abbildung 11) veranschaulicht das Potential unterschiedlicher Autoren - hochgerechnet auf die Deponie Mannersdorf - im Vergleich mit jenem der Berechnung nach Mostbauer (2002). Eine detaillierte Darstellung der Werte und ihrer Berechnung wird im Anhang A, Tabelle 40, gegeben.



**Abbildung 11: Deponiegasbildungspotentiale unterschiedlicher Autoren verglichen mit jenen der Berechnung nach Mostbauer (2002). Quelle: Eigene Darstellung nach Daten von Krümpelbeck (2000) bzw. Rettenberger (1992) [Autoren: Pfeffer, Klein, Hitte].**

Aufgrund des hohen Anteils an Inertstoffen (siehe Tabelle 7) ist es naheliegend, dass das errechnete Potential für die Deponie Mannersdorf (rund 181 m<sup>3</sup> / t Abfall (FM)) deutlich unter den Angaben der unterschiedlichen Autoren liegen muss (z. B. Tabasaran und Rettenberger [1987]: 375 m<sup>3</sup> / t Abfall (FM); Ham et al. [1979]: bis 350 m<sup>3</sup> / t Abfall (FM), etc.), da diese vorwiegend (Rest-)Hausmüll betrachteten (abgesehen von Krümpelbeck [2000]: Beobachtung zahlreicher Deponien).

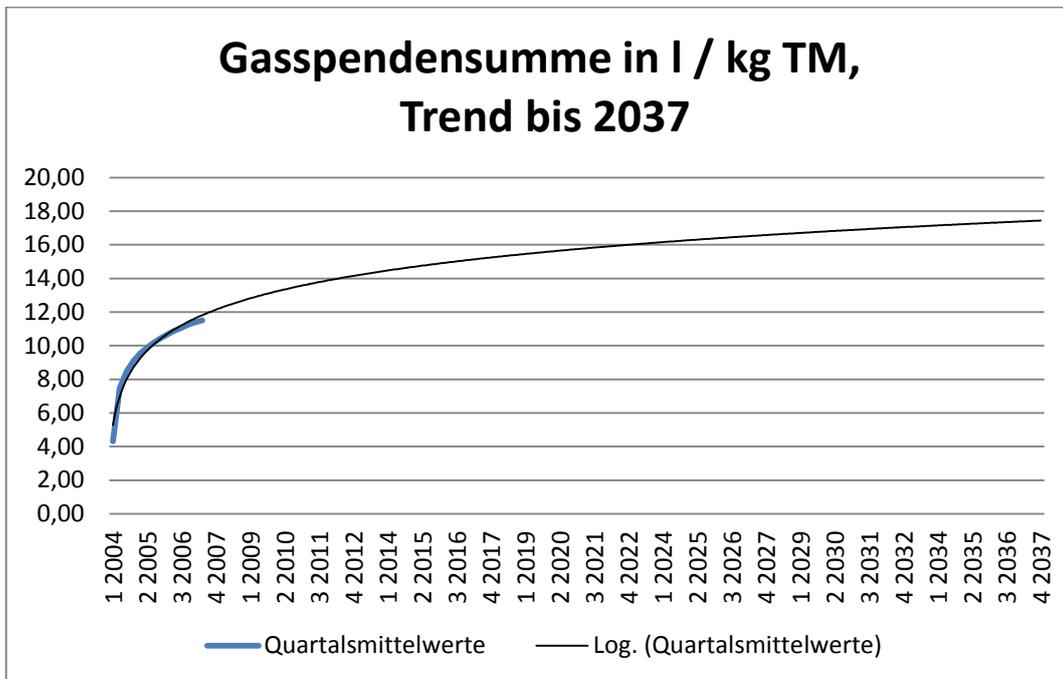
Nichts desto trotz ergeben sich aus der für den Zeitraum des Szenarios berechneten Deponiegasbildung bedeutende Umweltauswirkungen. Unter Normbedingungen, d. h. einem Standarddruck von 1.013,25 hPa und einer Standardtemperatur von 273,15 K, hat CH<sub>4</sub> eine Dichte von 0,72 g/l. Bei 6,2 \* 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> Deponiegas und einem Anteil von 60 Vol.% CH<sub>4</sub> errechnen sich rund 2.678 Tonnen CH<sub>4</sub>, welche in der Deponie Mannersdorf gebildet werden. Dies entspricht grob der gesamten, jährlichen Methanemission (nur Abfallsektor) von rund 13.600 Österreichern (Berechnungen anhand Daten der STATISTIK AUSTRIA [2010], des UBA [2010] und des IPCC [2007]; siehe Anhang A, Tabelle 41). Verglichen mit der Einwohnerzahl der Landeshauptstadt des Burgenlandes (STATISTIK AUSTRIA, 2010: Eisenstadt: 1. Jänner 2010: 12.856 Einwohner) wird die Umweltrelevanz dieser Emissionen deutlich.

Um die Größenordnung zu verdeutlichen sei noch folgender Vergleich angestellt: Die nach Mostbauer et al. (2002) errechnete, im Zeitraum des Szenarios emittierte Menge an Methan (3,72 \* 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> oder rund 2.678 t) entspricht in etwa der Menge, die 10,6 Millionen Rinder (Großvieheinheiten, GVE) an einem Tag emittieren (siehe Anhang A, Tabelle 41).

### **Inkubationsversuche:**

Im Rahmen seiner Dissertation untersuchte Prantl (2007) das Gasbildungspotential von Probematerial der Deponie Mannersdorf. Die Gasspendensumme (GS) wurde gemäß ON 2027-2 in Inkubationsversuchen bestimmt (34 Proben: GS<sub>21</sub>; 23 Proben: GS<sub>90</sub>; 6 Proben zusätzlich GS<sub>240</sub>, GS<sub>400</sub> und GS<sub>730</sub>). Das von Prantl verwendete Probematerial stammt aus dem Jahr 2003, wohingegen die Szenarien dieser Arbeit mit dem Jahr 2007 beginnen. Circa in diesem Zeitraum (Mai 2003 – Oktober 2005) fand ein Pilotversuch (Projekt INTERLAND) zur In-Situ Aerobisierung statt (18.300 Nettobetriebsstunden, Tagesschnitt von ca. 21 Betriebsstunden). Der Vergleich der Daten dieses Versuches mit den Daten der Ist-Zustandserhebung im Rahmen des Projektes NUTZRAUM im Jahr 2007 zeigte, dass der Median der TOC-Werte während des circa dreijährigen Zeitabstandes von 8,4% TM auf 6,4% TM gesunken sind. Des Weiteren wurde die Deponie zum damaligen Zeitpunkt bereits seit 175 Tagen mittels Pilotanlage zur in Situ Aerobisierung belüftet. Es hat in diesem Zeitraum also ein weiterer Abbau des Materials stattgefunden. Dies ist bei der Interpretation der Ergebnisse für das zu erwartende Gesamtgaspotential zu berücksichtigen (siehe unten).

Die Ermittlung der Gasspendensumme wird als jener Parameter angesehen, der über das Restgasbildungspotential unter anaeroben Bedingungen in Deponien am besten Auskunft gibt. Aus diesem Grund wird in der Deponieverordnung (DVO, 2008 idF 2010) ein Grenzwert von GS<sub>21</sub> = 20 NI/kg TM für die Ablagerung von MBA-Material auf Massenabfalldeponien vorgeschrieben. Der GS<sub>21</sub>-Wert für die Deponie Mannersdorf lag (trotz fehlender Vorbehandlung) im Mittel bei 6,2 NI/kg TM, also wesentlich unter dem gesetzlich geforderten Grenzwert. Anhand der Daten dieser Versuche konnte mittels Interpolation die gesamte Deponiegasbildung am Standort Mannersdorf näherungsweise abgeschätzt werden. Folgende Grafik (Abbildung 12) veranschaulicht die zeitliche Entwicklung der Gasspendensummen von Probematerial des neueren, reaktiveren Verfüllabschnittes. Hierfür wurde anhand der Daten (Quartalsmittelwerte) der Langzeitinkubationsversuche ein Trend bis 2037 fortgeschrieben. Die Kurve zeigt das arithmetische Mittel von sechs Mischproben. Das beprobte Material war acht bis 18 Jahre alt und wurde in unterschiedlichen Tiefen von 0,6 bis acht Meter entnommen.



**Abbildung 12: Entwicklung der Gasspendensummen (2003-2037) von Probematerial des neueren, reaktiveren Teils.**

In obiger Abbildung ist ersichtlich, dass die Gasspendensumme bis 2037 den Wert von 18 l/kg TM nicht übersteigt. Die Gasbildung des Materials ist somit relativ gering. Unter Berücksichtigung des älteren, weniger reaktiven Verfüllabschnittes ergeben sich noch niedrigere Werte. Prantl (2007) schätzte das Restgaspotential der Deponie Mannersdorf im Jahre 2003 auf 15 m<sup>3</sup>/t TM. Bei einem durchschnittlichen Wassergehalt von 30 % ergibt sich ein Restgaspotential von 2,184 \* 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> Deponiegas ab dem Jahre 2003. Trotz des geringen Gehaltes an abbaubarem Kohlenstoff, ist dessen Beitrag am Emissionspotential wesentlich. Zu beachten ist jedoch, dass das entnommene Probematerial (PRANTL, 2007: Probenahme B) in der Deponie schon 175 Tage mittels Pilotanlage zur In-Situ Aerobisierung belüftet wurde und sich in Folge dessen beschleunigte Abbaureaktionen ergeben haben.

Ein Vergleich mit Literaturangaben unterschiedlicher Autoren (z. B. TABASARAN, [1976]: 60 - 180 m<sup>3</sup>/t Abfall; bzw. LECHNER et al., [2004]: 100 - 180 m<sup>3</sup>/t Abfall) zeigt, dass der Großteil des Deponiegases bereits vor der Installierung der In-Situ Aerobisierungsanlage auf der Deponie Mannersdorf emittiert wurde.

Bei Dichtewerten unter Normbedingungen von 0,72 g/l für CH<sub>4</sub> und 1,977 g/l für CO<sub>2</sub> ergeben sich unter Annahme einer Deponiegaszusammensetzung von 60 Vol% CH<sub>4</sub> und 40 Vol% CO<sub>2</sub> eine Gesamtmasse von rund 809 t CH<sub>4</sub> sowie rund 1.480 t CO<sub>2</sub>, welche ab 2003 ohne In-Situ Aerobisierung in die Atmosphäre entweichen. Verglichen mit den Werten (2.678 t CH<sub>4</sub>) der Berechnung nach Mostbauer (2002), scheint dieses Ergebnis relativ gering. Diese Diskrepanz lässt sich auch (neben der bereits durchgeführten, 175-tägigen Belüftung, siehe oben) mit mangelhafter (auch nach Prantl, 2007) Repräsentativität der gezogenen Stichproben für die Langzeitinkubationsversuche begründen, insbesondere angesichts der Tatsache, dass die in der Berechnung nach Mostbauer (2002) angenommenen Werte betreffend C<sub>BIO</sub> bzw. t<sub>1/2</sub> und daraus resultierendes Deponiegaspotential verglichen mit jenen verschiedenster Autoren (siehe oben) sehr plausibel scheinen. Im Zuge der Beprobung im November 2003 wurde nämlich – um eine etwaige Basisdichtung der Deponie nicht zu zerstören bzw. aufgrund der Tatsache, dass nur ein kleiner Teil der Deponie belüftet werden durfte – nur bis in eine Tiefe von maximal acht Metern gebohrt. Die Mächtigkeit der Deponie beträgt jedoch bis zu 18 Meter. Es ist gut möglich, dass sich die Zusammensetzung in tieferen Schichten deutlich von jener der oberen Schichten unterscheidet.

## LandGem (Version 3.02):

Für die Modellierung der Gasemissionen wurde u. a. auch die LandGem-Version 3.02 (2005) verwendet. Diese geht ebenfalls von einer Abbaukinetik erster Ordnung aus. Die Emissionsfaktoren dieses Modells wurden mit Hilfe empirischer Daten von U.S.-amerikanischen Deponien ermittelt. Es wird des Weiteren von einer U.S.-amerikanischen Restmüllzusammensetzung ausgegangen. Das Abfallaufkommen aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen in den USA (municipal solid waste) ist jedoch dem österreichischen ähnlich. Da Mülltrennung zu Beginn der Ablagerung (Mannersdorf: 1976) sowohl in den USA als auch in Österreich keine Rolle spielte, wird davon ausgegangen, dass es zu keinen wesentlichen Recyclingvorgängen gekommen ist. In Österreich kam es erst im Zuge des Abfallwirtschaftsgesetzes (AWG) von 1990 zu vermehrten Verwertungsprozessen, obwohl es für einzelne Fraktionen bereits früher Sammelsysteme gab. Für Papier gab es in Österreich ab den 1980ern professionelle Sammelsysteme. Biogene Abfälle wurden seit Ende der 1980ern (1989: 3 kg/EW a) getrennt gesammelt. Die Verordnung über die getrennte Sammlung biogener Abfälle (BIOGENEVO, BGBl 1992/68) trat erst mit 1.1.1995 in Kraft (BAWP, 2001). Die Recyclingrate von Hausmüll und Abfall aus ähnlichen Einrichtungen in den USA betrug 1960 6,4% und stieg nur langsam auf 10,1% im Jahr 1985. Erst dann stieg die Recyclingrate auf 26% im Jahre 1995 (EPA, 2009). Somit kann das Model LandGem als für die Verhältnisse der Deponie Mannersdorf (Ablagerungszeitraum 1976 - 1995) als aussagekräftig angesehen werden (siehe Anhang A, Tabelle 42).

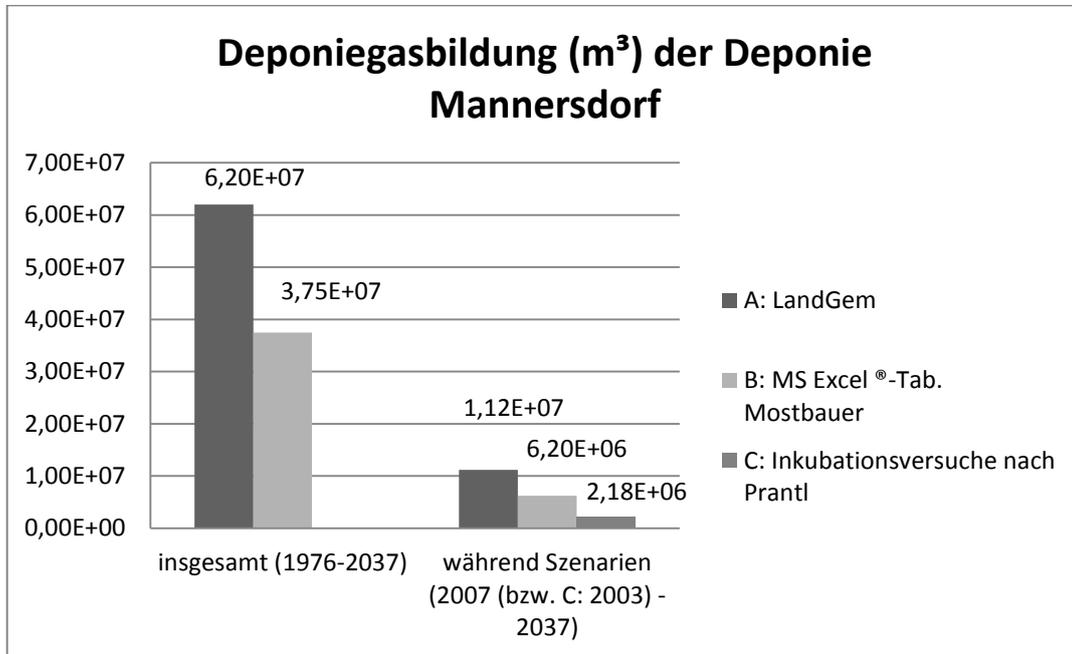
Um die Vergleichbarkeit sicherzustellen, wurden die gleichen Inputgrößen wie bei der Berechnung nach Mostbauer et al. (2002) verwendet:

- $k = 0,086643$
- gesamtes Deponiegasbildungspotential =  $181 \text{ m}^3/\text{t FM}$  abgelagerten Abfalls
- Deponiegaszusammensetzung = 60 Vol%  $\text{CH}_4$  : 40 Vol%  $\text{CO}_2$
- Jährlich wurden 10.400 t FM abgelagert

Die Ergebnisse dieser Berechnung sind deutlich höher. Insgesamt bilden sich im Zeitraum 1976 - 2037 rund  $62 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  Deponiegas, davon 2007 - 2037 insgesamt  $11,2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ . Dieses Ergebnis stellt jedoch in Anbetracht der Tatsache, dass LandGem die sich potentiell bildende Deponiegasmenge nach unterschiedlichen Autoren (z. B. SCHARFF et al. [2005]) stark überschätzt, einen Maximalwert dar. Dies ist der Fall, weil die gesamte für die Berechnung relevante, abgelagerte Masse als Restmüll definiert wird und sich somit aufgrund des Organikanteils ein hohes Gasbildungspotential ergibt. Nach Empfehlung des Handbuches von LandGem (2005) und Scharff et al. (2005) kann der inerte Anteil (Bauschutt und Sperrmüll) des auf der Deponie Mannersdorf abgelagerten Abfalls von der „Waste Design Capacity“ des LandGem-Modells subtrahiert werden, um aussagekräftigere Ergebnisse zu erhalten. Der ältere Abschnitt enthält 40 Masse% (67.800 t) Bauschutt und Sperrmüll, der jüngere 31 Masse% (65.550 t) (HUBER-HUMER et al., 2006). Jährlich ergeben sich für die Deponie Mannersdorf also 6.667,5 t abgelagerten Materials für den Zeitraum von 1976 - 1995, aus denen das Deponiegaspotential mittels LandGem errechnet werden kann. Im Vergleich zur obigen Berechnung muss der Inputwert (restlichen Werte unverändert) für das gesamte Deponiegasbildungspotential des Modells jedoch neu geschätzt werden. Bei einem Potential von  $200 \text{ m}^3/\text{t FM}$  würde die Berechnung rund  $44 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  (1976 - 2037) bzw. rund  $8 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  (2007 - 2037) ergeben. Der oben angeführte Wert von  $62 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  Deponiegas ist daher als die obere Grenze („worst-case“) der sich tatsächlich bildenden Gasmenge zu sehen. Im Bewusstsein dessen wird jedoch trotzdem mit eben diesem weitergerechnet, da die Schätzung des Potentials ohne Sperrmüll aufgrund fehlender Informationen sehr unsicher ist. Die hohe Gasbildung lässt sich mit der Unsicherheit (insbesondere im alten Verfüllabschnitt [1976 - 1985]) bezüglich der deponierten Fraktionen erklären.

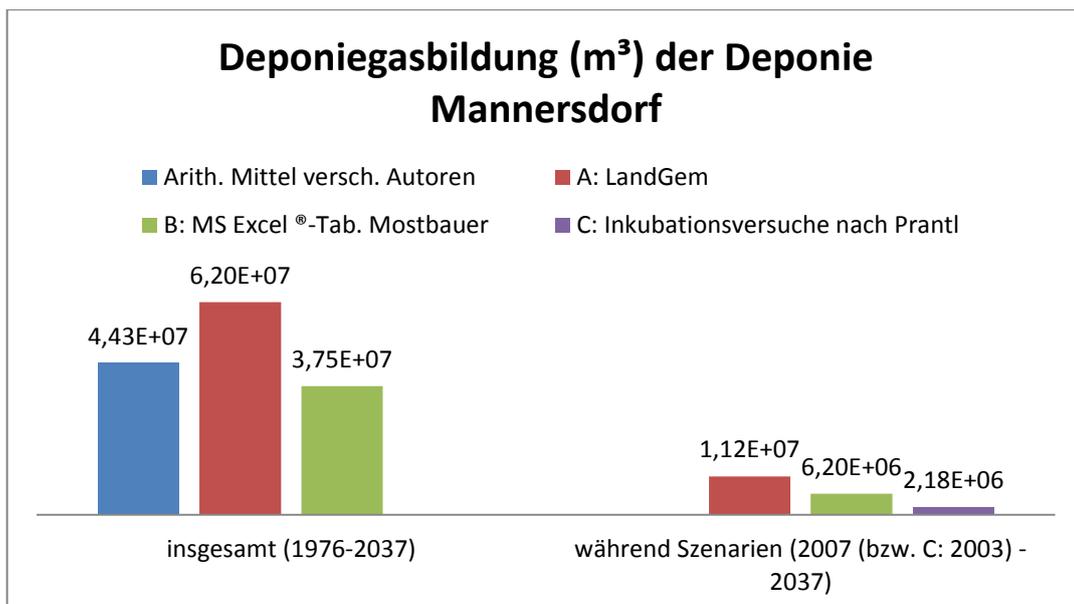
## Restgasemissionspotential 2007-2037:

Aufgrund bereits erwähnter Unsicherheiten und der in Folge fehlender Informationen bestehenden Notwendigkeit Annahmen treffen zu müssen, ergeben die angestellten Berechnungen eine gewisse Schwankungsbreite, innerhalb derer die tatsächliche Deponiegasemission der Deponie Mannersdorf liegt. Abbildung 13 veranschaulicht diesen Umstand anhand der Ergebnisse der obigen Kapitel.



**Abbildung 13: Darstellung des Deponiegasbildungspotentials. Ergebnisse unterschiedlicher Berechnungen (Modelle) im Vergleich: Gesamtzeitraum 1976 - 2037 bzw. Zeitraum der Szenarien (2007 [Inkubationsversuche: 2003]-2037).**

Bei einem Vergleich der Mittelwerte (arith. Mittel) des gesamten Deponiegaspotentials der Autoren von Tabelle 2 (Kapitel 2) mit den Ergebnissen obiger Berechnungen, lässt sich feststellen, dass die prognostizierten Deponiegaspotentiale verglichen mit jenen, welche in der Literatur zu finden waren, gut übereinstimmen.



**Abbildung 14: Darstellung der Deponiegaspotentiale verglichen mit Literaturwerten [Berechnungen lt. Kapitel 4.1.1.1; Literaturwerte nach Krümpelbeck (2000) bzw. Rettenberger (1992), siehe Tabelle 2.]**

Aus diesem Grund stellt das Deponiegaspotential im Zeitraum der Szenarien im Rahmen dieser Arbeit das arithmetische Mittel oben errechneter Werte für den Zeitraum 2007 (bzw. 2003) bis 2037 da, weil die tatsächlich gebildete Deponiegasmenge wahrscheinlich zwischen den oberen (LandGem) und unteren (Prantl) Werten liegt.

### Biologische Methanoxidation:

Um Aussagen über die tatsächlich auftretenden Emissionen in die Atmosphäre (welche ja für die Modellierung der Ökobilanz relevant sind) formulieren zu können, wird in dieser Arbeit noch auf die biologische Methanoxidation eingegangen. Dies erfolgt durch das Treffen von Annahmen, welche auf Schätzungen nach Literaturangaben beruhen.

Wie bereits erwähnt besteht die Oberflächenabdeckung aus einer Schicht Kompost-Erdgemisch beim Verfüllabschnitt „alt“ (1976 - 1985) bzw. einer 20 - 30 cm mächtigen Schicht aus bindigem Erdmaterial beim Verfüllabschnitt „neu“ (1985 - 1995). Lechner et al. (2004) empfehlen für eine biologische Methanoxidationsschicht eine Mächtigkeit von 1 - 1,5 m Kompost. Aufgrund der Gegebenheiten der Deponie Mannersdorf wird daher im Rahmen dieser Arbeit nicht mit einer wesentlichen biologischen Methanoxidation gerechnet. Chanton et al. (2010) betont, dass die Rate der biologischen Methanoxidation stark von der Art der Abdeckung, der klimatischen Situation etc. abhängig ist und daher individuell für jeden Standort bestimmt werden muss. IPCC (2010) empfiehlt bei der Modellierung der Deponiegasemission einen Oxidationsfaktor von 0,1 – es werden also 10% des entstandenen Methans von methanotrophen Bakterien oxidiert und entweichen demnach nicht in die Atmosphäre. Auch das österreichische Umweltbundesamt rechnet bei der nationalen Inventur der Treibhausgasemissionen aus Deponien mit diesem Wert. Aufgrund dieser Literaturwerte wird an dieser Stelle die Annahme getroffen, dass 10% des entstandenen Methans oxidiert werden. Dies ist auch in Anbetracht der Ergebnisse von Chanton (1999) für Deponien in den USA ein realistischer Wert. Auf der Deponie Nashua (USA) lag die jährliche mittlere Methanoxidationsrate beispielsweise bei rund 12%. Es zeigte sich auch eine eindeutige Temperaturabhängigkeit der Methanoxidation. So war die Schwankungsbreite mit 0% im Winter bis zu 23,6% im Sommer ausgeprägt.

Tabelle 8 zeigt eine Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse oben beschriebener Berechnungen unter Berücksichtigung von 10% biologischer Methanoxidation.

**Tabelle 8: Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse oben beschriebener Berechnungen unter Berücksichtigung von 10% biologischer Methanoxidation.**

Szenario / Modell / Bezug	bezogen auf:	Restgasemissionspotential 2007 – 2037 unter Berücksichtigung von 10% biologischer Methanoxidation in m <sup>3</sup> , (WG = 30%) bzw. Masse (kg) CH <sub>4</sub> und CO <sub>2</sub>
MS Excel ®-Tabellenblatt von Mostbauer et al. (2002)	208.000 t (FM)	rund 5,58 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> = 2.410,56 * 10 <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> 4.412,66 * 10 <sup>3</sup> CO <sub>2</sub>
	1 t (FM)	26,83 = 11,59 CH <sub>4</sub> 21,22 CO <sub>2</sub>
Einschätzung anhand von Inkubationsversuchen	208.000 t (FM)	rund 1,9656 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> (ab 2003) = 849 * 10 <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> 1.570 * 10 <sup>3</sup> CO <sub>2</sub>

	1 t (FM)	9,45 = 4,08 CH <sub>4</sub> 7,55 CO <sub>2</sub>
LandGem 3.02	208.000 t (FM)	rund 10,11 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> = 4.366,22 * 10 <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> 7.992,62 * 10 <sup>3</sup> CO <sub>2</sub>
	1 t (FM)	48,59 = 20,99 CH <sub>4</sub> 38,42 CO <sub>2</sub>
Arithmetisches Mittel (Mostbauer [2002], LandGem, Inkubationsversuche)	208.000 t (FM)	rund 5,89 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> Deponiegas = 672 * 10 <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> 1.315 * 10 <sup>3</sup> CO <sub>2</sub>
	1 t (FM)	28,29 = 12,22 CH <sub>4</sub> 22,37 CO <sub>2</sub>

Wie aus obiger Tabelle 8 sowie Abbildung 14 (s. o.) ersichtlich, liegen die Berechnungen nach Mostbauer (2002) etwa im Mittel der als möglich angesehenen, tatsächlichen Mengen. Es wird daher in dieser Diplomarbeit auf diese Werte zurückgegriffen. Aufgrund der Tatsache, dass alle Szenarien dieser Diplomarbeit mit November 2007 beginnen (Baubeginn In-Situ Belüftungsanlage: 30.10.2007, siehe 3.2, „Untersuchungsrahmen und Systemgrenzen“), wird vom errechneten Wert für das Jahr 2007 jene Menge an Deponiegas subtrahiert, welche sich in den restlichen zehn Monaten bereits gebildet hat (Subtraktion von 83,3% von  $5,52 * 10^5 \text{ m}^3 = 4,6 * 10^5 \text{ m}^3$ ). Ebenfalls abgezogen werden die letzten beiden Monate des Jahres 2037 ( $6,81 * 10^3 \text{ m}^3$ ).

Demnach ergeben sich hinsichtlich der Deponiegasemissionen folgende Werte für die Modellierung der Ökobilanz der Deponie Mannersdorf:

**Tabelle 9: Restgasemissionspotential der Deponie Mannersdorf. Berechnungen mittels MS-Excel-Tabellenblatt von Mostbauer et al. (2002).**

Restgasemissionspotential der Deponie Mannersdorf	
<i>(unter Berücksichtigung 10%iger biologischer Methanoxidation, Zeitraum Nov.2007 - Nov.2037; Deponiegas: 60 Vol% Methan, 40 Vol% Kohlendioxid)</i>	
<i>Bezogen auf Gesamtmasse (208.000 t)</i>	<b>rund 5,1 Millionen Kubikmeter</b> <i>(2.200 t CH<sub>4</sub>, 4.000 t CO<sub>2</sub>)</i>
<i>Bezogen auf Funktionelle Einheit (1 t)</i>	<b>rund 24,58 Kubikmeter</b> <i>(10,62 kg CH<sub>4</sub>, 19,44 kg CO<sub>2</sub>)</i>

Es sei nochmals darauf hingewiesen, dass gebildetes Kohlendioxid in weiteren Berechnungen nicht als klimarelevant betrachtet wird, da es biogenen Ursprungs ist und bei anschließender Photosynthese durch Pflanzen erneut der Atmosphäre entzogen wird (Kohlenstoffkreislauf, siehe Kapitel 2.1.2 „Deponiegas“).

Die in dieser Diplomarbeit angenommenen Werte betreffend gasförmiger Emissionen unterscheiden sich von der Einschätzung von Prantl (2007), wie in folgender Tabelle ersichtlich.

**Tabelle 10: Gegenüberstellung der Ergebnisse nach Prantl (2007) und nach Mostbauer (2002) sowie LandGem.**

Zeitraum / Autor / Bezug		bezogen auf	Restemissionspotential (ohne biolog. Methanoxidation)	
			in m <sup>3</sup> , (WG = 30%) bzw. Masse (kg) CH <sub>4</sub> und CO <sub>2</sub>	Restgas- bildung in NI / kg TM
ab 2003	Inkubationsversuche Prantl (2007)	208.000 t (FM)	2,184 * 10 <sup>6</sup> ab 2003 = 943,49 * 10 <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> 1.744,58 * 10 <sup>3</sup> CO <sub>2</sub>	~ 15
		1 t (FM)	10,5 = 4,54 CH <sub>4</sub> 8,39 CO <sub>2</sub>	
ab 2007	Strimitzer (2011)  Arithmetisches Mittel (Mostbauer [2002], LandGem)	208.000 t (FM)	8,72 * 10 <sup>6</sup> ab 2007 = 3.764,88 * 10 <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> 6.891,82 * 10 <sup>3</sup> CO <sub>2</sub>	~ 60
		1 t (FM)	41,90 = 18,10 CH <sub>4</sub> 33,13 CO <sub>2</sub>	

Beim Vergleich fällt auf, dass die Massenwerte für prognostizierte Methan- bzw. Kohlendioxidemissionen, sowie die errechnete Gasbildung jeweils deutlich über den Werten von Prantl liegen. Diese Diskrepanz muss in Anbetracht folgender Tatsachen interpretiert werden:

- Das Probenahmematerial (PRANTL, 2007: Probenahme B) für die Inkubationsversuche wurde bereits 175 Tage belüftet – dadurch beschleunigten sich die Abbauvorgänge (siehe oben).
- Ergebnisse der Inkubationsversuche von Prantl (2007) zeigten generell eine starke Streuung der Werte.
- Das Probenahmematerial (PRANTL, 2007: Probenahme B) für die Inkubationsversuche wurde nur bis zu einer Tiefe von acht Metern entnommen. Die Deponie Mannersdorf ist jedoch bis zu 18 Meter mächtig.
- Sowohl Messungen, als auch Berechnungen der Deponiegasemission sind nach Schachermayer (2007) stets mit großen Unsicherheiten behaftet. Laut Jacobs et al. (2003), welche berechnete und gemessene Werte verschiedener Deponien verglichen, ergab sich folgender Zusammenhang. Je größer der Anteil an (Haus)Restmüll, desto geringer sind diese Abweichungen. Da die Deponie Mannersdorf nur aus schätzungsweise 29 Masse% Restmüll besteht (siehe oben), sind die Unsicherheiten folglich groß.

#### 4.1.1.2. Sickerwasser

Für die Darstellung der Emissionen in das Schutzgut Wasser sind zwei unterschiedliche Datengrundlagen maßgeblich. Im Zuge der Ist-Zustandserhebung des Projektes INTERLAND wurden Eluatparameter erhoben. Die Zusammensetzung und Belastung des Sickerwassers ist somit bekannt. Des Weiteren wurden Daten zur Sickerwasserbelastung der NUA analysiert.

Die Analyse der Eluatuntersuchungen (Tabelle 13, siehe unten) der Ist-Zustandserhebung des Projektes INTERLAND macht die Umweltrelevanz der Deponie Mannersdorf ersichtlich. Analysierte Werte wurden mit Orientierungswerten der ÖNORM S 2088-1 (Altlasten-Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser) verglichen. Dabei zeigte sich, dass vor allem die Werte für CSB und  $\text{NH}_4\text{-N}$  fast immer Überschreitungen der Maßnahmenswellenwerte (der ON S 2088-1) zeigten. Als problematisch sind auch die Leitfähigkeit, Summe der Kohlenwasserstoffe, Phenolindex sowie BTEX (Summe aus Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol) anzusehen. Die Schwermetallgehalte im Eluat lagen abgesehen von Arsen nie über den Orientierungswerten der ÖNORM S 2088-1. Es zeigte sich jedoch auch ein deutlicher Unterschied zwischen den Sickerwasserbelastungen des älteren und des jüngeren Verfüllabschnittes: Ersterer war zum Zeitpunkt der Untersuchungen bereits stärker ausgelaugt und stabiler, was sich in signifikant niedrigeren Werten der Parameter CSB,  $\text{BSB}_5$ , Chlorid sowie LF manifestierte (HUBER-HUMER et al., 2006).

Beim Vergleich von Eluatparametern mit gemessenen Sickerwasserdaten ist darauf zu achten, dass Erstere die Obergrenze der möglichen, auswaschbaren Mengen darstellen. Betrachtet man die Ergebnisse der Ist-Zustandsbeprobung des Projektes INTERLAND unter diesen Gesichtspunkten, stimmen die Daten weitestgehend mit jenen der Sickerwasseranalysen der Niederösterreichischen Umweltschutzanstalt (NUA, 2011) überein.

Daten über die gesammelte Menge an Sickerwasser wurden von der NUA Abfallwirtschaft GmbH (BUDISCHOWSKY, 2011) erfragt. Welcher Anteil des Sickerwassers tatsächlich durch die Entwässerungseinrichtungen erfasst wird, kann jedoch nur geschätzt werden. In Anbetracht der Tatsache, dass Basisdichtung und Basisentwässerung als sehr mangelhaft anzusehen sind (Verfüllabschnitt alt: 20 cm Lehmdichtung, keine Basisentwässerung), wird von einem geringen Teil des Sickerwassers ausgegangen, welcher nicht gefasst wird und somit unkontrolliert entweicht. Dies wird auch in den Ergebnissen der Grundwasserbeprobung vom Austrian Institute of Technology (AIT) deutlich, bei der die Auswirkungen der Deponie Mannersdorf auf das Grundwasser untersucht wurden. Eine Abschätzung der Gesamtsickerwassermenge, welche das Grundwasser kontaminiert, ist auf Basis der vorhandenen Daten nicht möglich. Jedoch zeigen drei abstromige Sonden eine klare Sickerwasserbeeinflussung - eine Abschätzung eben dieser aufgrund der Leitfähigkeit (Annahmen: Leitfähigkeit Grundwasser =  $750 \mu\text{S/cm}$ , Leitfähigkeit Sickerwasser  $10.200 \mu\text{S/cm}$ ) ergibt Werte von 4 – 5%, 7% sowie 10 – 15% (KINNER, 2011).

In Anbetracht der Schwankungsbreite und der Tatsache, dass genannte Sonden in genanntem Ausmaß belastet sind, wird in dieser Diplomarbeit von einem Wert von 10% des Sickerwassers ausgegangen, welcher unkontrolliert in das Grundwasser emittiert. Die Annahme, dass ein Zehntel des gesamten Sickerwassers nicht gefasst wird, scheint nach bisherigen Messergebnissen plausibel – daher wird bei der Berechnung der gesamten Sickerwasserfracht betreffender Anteil jeweils dazu addiert, um die Sickerwassergegebenheiten des Deponiestandortes Mannersdorf realistisch modellieren zu können.

Die Datengrundlage für die gefasste und somit behandelte Sickerwassermenge bieten Aufzeichnungen des Deponiebetreibers (NUA Abfallwirtschaft GmbH, siehe unten: Tabelle 11, Tabelle 12 bzw. Abbildung 15) über Abfuhrmengen. Zur Berechnung der Sickerwassermenge der Zukunft wurde im Rahmen dieser Diplomarbeit vorhandene Daten der Jahre 2000 bis 2007 analysiert und ein jährlicher, mittlerer Wert von rund

890 m<sup>3</sup> übernommen, da nicht davon ausgegangen werden kann, dass sich absolute Mengen im Zeitverlauf wesentlich von dem Zeitraum 2000 – 2007 unterscheiden. Zu diesem Wert werden nun gemäß oben angeführten Überlegungen 10 % aufgeschlagen. Die gesamte, jährliche Sickerwassermenge beträgt somit rund 980 m<sup>3</sup> (90% davon werden gesammelt und behandelt). Bezogen auf die funktionelle Einheit von einer Tonne (FM) entsorgen Abfalls ergibt dies bei 208.000 t abgelagerten Abfalls einen Wert von jährlich rund 4,7 Litern Sickerwasser je Tonne; auf die gesamten 30 Jahre hochgerechnet einen Wert von rund 141,3 Liter Sickerwasser je Tonne entsorgten Abfalls.

Um die Belastung der Umwelt durch das Sickerwasser darzustellen, müssen Konzentrationen von Schadstoffen bekannt sein. Für die Modellierung wurde auf die von der NUA (BUDISCHOWSKY, 2011) im Zuge ihrer Sickerwasseranalysen erhobenen Daten zurückgegriffen. Einen Überblick über in die in dieser Diplomarbeit verwendeten Daten geben unten angeführte Tabellen. Dabei wurden jedoch bewusst keine Daten verwendet, welche ab Errichtung der Pilot-Belüftungsanlage (Projekt INTERLAND) gemessen worden sind, um eine Verfälschung der Ergebnisse des Referenzszenarios auszuschließen. Dies ist in Anbetracht der Messwerte der NUA unbedingt notwendig: beispielsweise sank der Wert für den Parameter BSB<sub>5</sub> von 531 [O<sub>2</sub> in mg/l] (20.05.2003) auf 10 (16.06.2004) [O<sub>2</sub> in mg/l]. Auch andere Werte, z. B. Ammonium, bestätigen dieses Bild. Die auf demselben Standort betriebene Pilotanlage zur In-Situ Aerobisierung (Mai 2003 bis Okt. 2005) hat demnach bereits zu erheblichen Veränderungen der Abbauprozesse und somit auch der Sickerwasserbelastungen geführt. Die Parameter Kupfer und Chrom wurden modifiziert, da z. B. bei Kupfer oftmals Werte <0,1 mg/l (= Nachweisgrenze des Messgeräts) vorkommen. In Anbetracht der Messergebnisse während der Belüftung wurden dann jeweils Werte von 0,01 mg/l angenommen – ansonsten wären die Emissionen dieser Schwermetalle im Referenzszenario größer als jene der Belüftung (bei letzterer kommt es jedoch zu Mobilisierungen und in Folge dessen zu einem verstärkten Austrag ins Sickerwasser).

Da diese Diplomarbeit einen aussagekräftigen Vergleich der Szenarien anstrebt, müssen die Datengrundlagen für alle Varianten gleich sein. Daher wird die Anzahl der Sickerwasserparameter durch jene von dem Szenario „In-Situ Aerobisierung“ bestimmt. Die von der NUA Abfallwirtschaft GmbH durchgeführten, detaillierten Sickerwasseranalysen sind außerhalb des Zeitfensters der Belüftung erhoben worden und damit für diese nicht repräsentativ. Aus diesem Grund limitiert sich die Auswahl an relevanten Parametern auf Daten, welche im Rahmen des Projektes NUTZRAUM erhoben wurden (pH, e.L., CSB, BSB<sub>5</sub>, Cl, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, SO<sub>4</sub>-S, PO<sub>4</sub>-P, Cu, Zn, Cr, AOX). Genannte Daten reichen für eine Beurteilung hinsichtlich der betrachteten Wirkungskategorien aus.

Um die Konzentration unterschiedlicher Sickerwasserinhaltsstoffe in der Software GaBi 4.3 zu implementieren, wurde nun folgender Maßen vorgegangen:

Zu aller erst wurden sämtliche Sickerwasserdaten der NUA und des Projektes INTERLAND analysiert. Die Deponie Mannersdorf befindet sich in der Auslaugphase, d. h. es ist nicht mehr mit nennenswerten Änderungen der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser zu rechnen, da wesentliche biologische Abbauvorgänge bereits vollzogen wurden. Bei Parametern, bei denen kein Trend erkennbar war (welche über die Zeit konstant bleiben), wurden somit die arithmetischen Mittel der verfügbaren Daten bis zur Belüftung errechnet und betreffende Werte über 30 Jahre fortgeschrieben (aufsummiert). Bei Werten, deren zeitlicher Verlauf einen Trend erkennen ließen, sollte dieser auf die Dauer von 30 Jahren extrapoliert werden. Allerdings wiesen die wenigen Daten (insgesamt zwölf Messungen bis inklusive 2003) für eine Extrapolation sehr ungünstige Streuungen auf, weswegen gänzlich mit Mittelwerten gerechnet wurde. Folgende Tabellen und Abbildungen stellen die Datengrundlage für die Berechnung der Umweltauswirkungen dar.

**Tabelle 11: Für die Modellierung des Referenzszenarios verwendete Sickerwasserdaten. Datenquelle: NUA (Budischowksy, 2011).**

Parameter	Einheit	Arithmetisches Mittel der Jahre 1998-2003 nach Daten der NUA					
		1998	1999	2000	2001	2002	2003
pH-Wert	---	8,03	8,09	8,1	8,15	8,05	8,1
el. Leitf.	µS/cm	14000	14830	15535	9065	13610	13520
BSB <sub>5</sub>	O <sub>2</sub> in mg/l	356,67	594	867	805	580	531
CSB	O <sub>2</sub> in mg/l	1524	1666	1543	2443	1177	1055
Ammonium	mg/l	660	742	739	788	640	649
Nitrit	mg/l	0,56	0,09	0,32	0,24	0,12	0,316
Nitrat	mg/l	4,39	0,62	0,41	0,23	0,23	1,06
Chlorid	mg/l	1690	1721	1082	1721	1579	1463
Phosphat	mg/l	6,83	4,15	1,7	2,51	3,9	1,6
Sulfat	mg/l	100	107	107	136	91	74
AOX	mg/l	1,53	1,5	1,5	1,35	1,55	1
Kupfer	mg/l	<0,18	<0,29	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Zink	mg/l	<0,04	0,15	0,24	0,18	0,22	0,68
Chrom	mg/l	<0,19	0,21	0,24	0,21	0,19	<0,01

**Tabelle 12: Gefasste Sickerwassermengen der Deponie Mannersdorf. Datenquelle: NUA (Budischowksy, 2011).**

in m <sup>3</sup>	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Jän.	78,00	51,32	51,96	279,04	25,99	0,00	75,60	24,87	102,64	98,94	24,86
Feb.	103,29	51,45	52,18	151,96	76,35	0,00	151,64	25,28	129,32	148,68	75,77
Mär.	77,35	51,58	52,30	148,17	49,71	0,00	234,84	50,17	0,00	373,00	50,85
Apr.	103,17	76,50	104,14	122,94	25,00	50,64	151,26	148,17	99,23	126,56	49,57
Mai	51,72	51,75	77,39	74,48	24,81	178,80	179,32	76,73	23,27	129,47	176,09
Jun.	51,57	51,52	51,95	50,46	0,00	49,03	156,55	49,45	49,56	128,01	101,67
Jul.	49,26	51,23	52,10	49,36	0,00	77,24	129,58	49,29	51,66	181,92	152,94
Aug.	25,33	25,12	26,07	50,98	73,91	50,21	50,08	24,72	76,22	73,57	148,58
Sep.	49,00	25,68	51,52	50,17	149,81	231,56	48,80	98,87	100,63	78,52	151,00
Okt.	25,65	49,18	77,99	50,74	24,55	78,41	53,80	152,34	50,74	77,44	145,86
Nov.	25,68	52,25	123,63	25,98	49,31	78,44	75,81	250,69	76,82	50,96	128,41
Dez.	50,91	25,91	206,27	50,45	20,87	52,34	24,86	183,49	26,05	24,85	126,76
Σ m <sup>3</sup>	691	563	928	1105	520	847	1332	1135	786	1492	1332
Mittelwerte bis 2007: 889,98 + 10%* = <b>978,978 m<sup>3</sup>/Jahr</b>											
Mittelwerte bis 2010: 975,48 + 10%* = <b>1073,028 m<sup>3</sup>/Jahr</b>											
NS (mm)	515	516,4	567,9	457,8	569,5	600,9	647,5	805,7	736	813,4	?
l ges. Dep. m <sup>3</sup>	1,3E+07	1,3E+07	1,4E+07	1,1E+07	1E+07	2E+07	1,6E+07	2E+07	2E+07	2E+07	?
Abfuhr %JNS	5,4	4,4	6,5	9,7	3,7	5,6	8,2	5,6	4,3	7,3	?

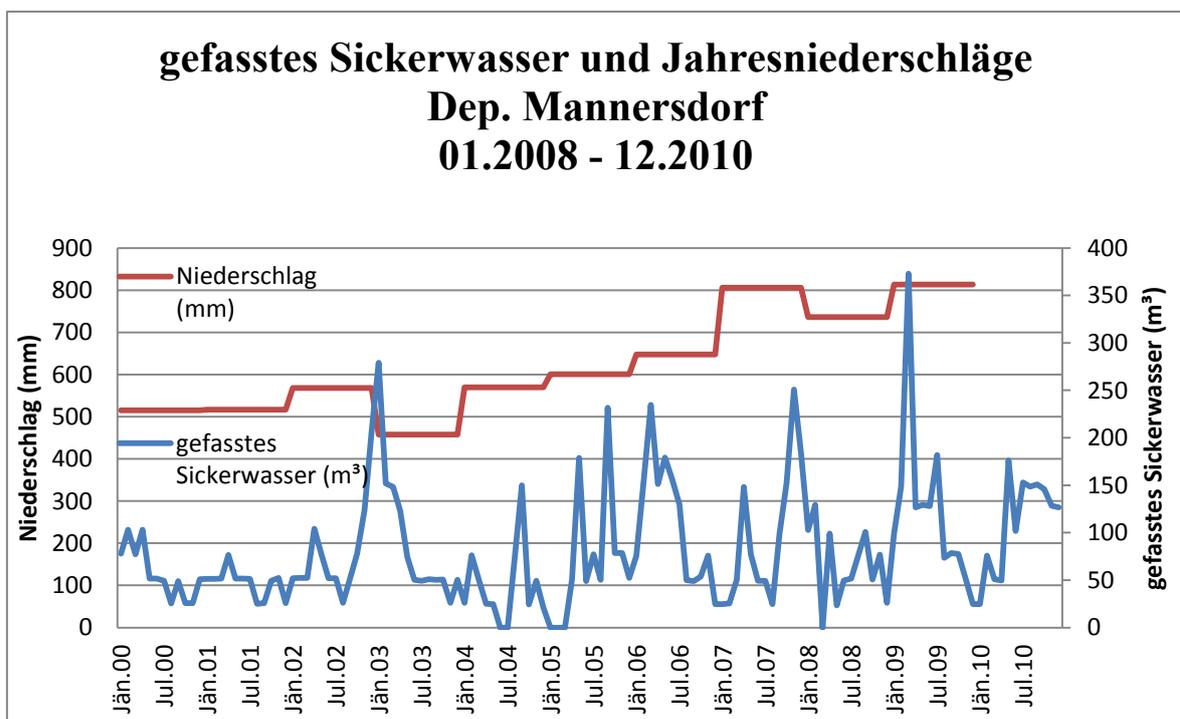
\*Anmerkung: 10% des Sickerwassers gelangen ins Grundwasser. Dieser Wert ist eine aufgrund von Daten des AIT (KINNER, 2011) getroffene Annahme.

**Tabelle 13: Eluatuntersuchung für die Deponie Mannersdorf. Datenquelle: repräsentative (n=48 Mischproben) Daten der Ist-Zustandserhebung des Projektes INTERLAND (Huber-Humer et al., 2006).**

Parameter	Einheit	Mittelwert (MW)	VK* (% MW)	>PW* (n)	>MSW* (n)
TOC	mg kg <sup>-1</sup> TM	1165	67,4	-	-
CSB	mg kg <sup>-1</sup> TM	5329	56,5	47	46
BSB <sub>5</sub>	mg kg <sup>-1</sup> TM	2677	56,6	-	-
pH-Wert	-	8,6	3,1	-	-

LF	$\mu\text{S cm}^{-1}$	1478	38,5	24	-
NH <sub>4</sub> -N	mg kg <sup>-1</sup> TM	902	49,9	-	-
NO <sub>3</sub> -N	mg kg <sup>-1</sup> TM	24	>100	-	-
NO <sub>2</sub> -N	mg kg <sup>-1</sup> TM	0,8	>100	-	-
Phosphat	mg kg <sup>-1</sup> TM	4,4	>100	-	-
Sulfat	mg kg <sup>-1</sup> TM	2524	>100	-	-
Chlorid	mg kg <sup>-1</sup> TM	1437	47,4	-	-
PAK	$\mu\text{g kg}^{-1}$ TM	0,015	59,7	5	-
Summe KW	mg kg <sup>-1</sup> TM	32	>100	33	33
BTEX	mg kg <sup>-1</sup> TM	0,3	>100	4	3
Phenolindex	mg kg <sup>-1</sup> TM	1,15	>100	12	-
As	mg kg <sup>-1</sup> TM	0,09	>100	1	-
Cd	mg kg <sup>-1</sup> TM	<0,1	-	-	-
Cu	mg kg <sup>-1</sup> TM	<0,5	>100	-	-
Cr <sub>ges</sub>	mg kg <sup>-1</sup> TM	<0,5	-	-	-
Ni	mg kg <sup>-1</sup> TM	<0,5	>100	-	-
Hg	mg kg <sup>-1</sup> TM	<0,001	-	-	-
Pb	mg kg <sup>-1</sup> TM	<0,5	>100	-	-
Zn	mg kg <sup>-1</sup> TM	1	>100	-	-

**\* Zeichenerklärung:**  
VK = Variationskoeffizient (= rel. Standardabweichung)  
PW = Prüfwerte der ON S 2088-1  
MSW = Maßnahmenschwelwerte der ON S 2088-1



**Abbildung 15: Entwicklung der Mengen des gefassten Sickerwassers der Deponie Mannersdorf im Zeitraum 01.2008 - 12.2010, sowie Jahresniederschläge bis 2009. Datenquelle: NUA (Budischowsky, 2011).**

#### 4.1.2. Monitoring

Der Prozess „Monitoring“ enthält sämtliche Fahrten, welche im Zeitraum des Referenzszenarios anfallen. Datengrundlage hierfür sind Angaben der NUA (BUDISCHOWSKY, 2011). Die Situation des Szenarios In-Situ Aerobisierung unterscheidet sich aufgrund von Anlagenwartungen und Ähnlichem erheblich von der des Referenzszenarios und ist deshalb in betreffendem Kapitel extra aufgeführt (siehe Kapitel 4.2.4 bzw. 4.3.4). Tabelle 14 zeigt den Prozess Monitoring in einer Input- Output-Darstellung.

**Tabelle 14: Input- Output Darstellung des Monitoringprozesses im Referenzszenario (Zeitraum 30 Jahre). Datenquelle: NUA (Budischowsky, 2011)**

Input	Output:
<p><b>Kilometerleistungen:</b></p> <p>2 mal / Jahr Siwa Probenahme aus. Südstadt:  <math>2 * 30a * 34km * 2 = 4.080 \text{ km}</math>                  2 mal / Jahr Grundwasser aus. Seibersdorf:  <math>2 * 30a * 9,4km * 2 = 1.128 \text{ km}</math>                  1 mal pro Monat aus Traiskirchen:  <math>12 * 30a * 30km * 2 = 21.600 \text{ km}</math></p> <p>Insgesamt: 26.808 km                  Pro funktionelle Einheit ~ <b>0,13 km</b></p> <p>Fahrzeugtyp: PKW (Diesel &gt;2 l), Abgasklasse EURO 4</p> <p><b>Kraftstoffbereitstellung</b> jeweils gemäß Verbrauch nach Ecolnvent-Datenbank (Spielmann et al., 2007).</p> <p>Bereitstellung von Diesel ab Regionallager.</p>	<p>Emissionen der Transporte bzw. Bereitstellung von Kraftstoff nach Ecolnvent-Datenbank (Spielmann et al., [2007] bzw. Jungbluth, [2007]).</p>

Schematisch dargestellt ist der Prozess „Monitoring“ in Abbildung 34, Anhang C.

#### 4.1.3. Mähen

Der Prozess Mähen beinhaltet sämtliche Maschinen und Transporte, die im Zuge dieser Tätigkeit anfallen, wie in Tabelle 15 ersichtlich. Dieser Prozess gilt auch in unveränderter Art für das Szenario In-Situ Aerobisierung, da es durch die Belüftung zu keinen Veränderungen diesbezüglich kommt (der Flächenverbrauch der Belüftungsanlage ist vernachlässigbar, die Anlage beeinträchtigt das Mähen nicht).

**Tabelle 15: Input-Output Darstellung des Prozesses Mähen. Daten nach Gamperling, O. und Huber-Humer, M. (mündliche Mitteilung vom 17.02.2011).**

Input:	Output:
<p><b>Betriebsstunden Balkenmäher:</b></p> <p>3 Tage/Jahr a 8 Std. ~ 24 Betriebsstunden  <math>24 \text{ Std.} * 30 \text{ Jahre} = 720 \text{ Std.}</math>                  Pro funktionelle Einheit ~ <b><math>3,46 * 10^{-3} \text{ Std.}</math></b>                  Alternativ: <math>26.000 \text{ m}^2 * 30 \text{ Jahre} = 780.000 \text{ m}^2</math>                  Pro funktionelle Einheit ~ <b><math>3,75 \text{ m}^2</math></b></p>	<p>Emissionen der Bereitstellung von Kraftstoff nach Ecolnvent-Datenbank (Jungbluth, 2007).</p>
<p><b>Betriebsstunden Motorsensen:</b></p> <p>5 Stück (Annahme) a 8 Std./ 3 Tage ~ 120 Betriebsstunden  <math>120 \text{ Std.} * 30 \text{ Jahre} = 3.600 \text{ Std.}</math>                  Pro funktionelle Einheit ~ <b>0,02 Std.</b></p>	<p>Emissionen der Bereitstellung von Kraftstoff nach Ecolnvent-Datenbank (Jungbluth, 2007).</p>
<p><b>Transporte:</b></p> <p>lokal (10km):</p> <p>Transport Balkenmäher (Klein-LKW)  <math>10 \text{ km} * 2 = 20 \text{ km}</math>  <math>20 \text{ km} * 30 \text{ Jahre} = 600 \text{ km Klein-LKW}</math>                  Pro funktionelle Einheit ~ <b>2,88 m LKW</b>                  Personal (lokal): <math>6 \text{ Arbeiter} * 3 \text{ Tage} * 2 \text{ Fahrten} * 10 \text{ km} = 360 \text{ km}</math></p>	<p>Emissionen der Transporte bzw. Bereitstellung von Kraftstoff nach Ecolnvent-Datenbank (Spielmann et al., [2007] bzw. Jungbluth, [2007]).</p>

360 km * 30 Jahre = 10.800 km PKW Pro funktionelle Einheit ~ <b>51,92 m PKW</b>  Fahrzeugtyp: PKW (Benzin < 1,4 l), Abgasklasse EURO 4  <b>Kraftstoffbereitstellung</b> jeweils gemäß Verbrauch nach EcolInvent-Datenbank (Jungbluth, 2007 bzw. Spielmann et al., 2007).  Bereitstellung von Kraftstoffen ab Regionallager.	
--	--

Eine schematische Darstellung erfolgt wiederum im Anhang C (Abbildung 35).

Abschließend erfolgt an dieser Stelle die Auflistung sämtlicher In- bzw. Outputs des Basisprozesses „Deponie Mannersdorf“ im Referenzszenario, bezogen auf die funktionelle Einheit:

**Tabelle 16: Inputs und Outputs des Basisprozesses „Deponie Mannersdorf“ im Referenzszenario.**

Inputs			
Fluss	Größe	Menge	Einheit
Abfall in Deponie	Masse	1000	kg
Fahrzeugkilometer	Länge	129	m
Mähen	Anzahl	1	Stück
Outputs			
Fluss	Größe	Menge	Einheit
Abwasser	Masse	128,37	kg
AOX	Masse	$0,55 * 10^{-3}$	kg
Ammonium	Masse	0,27	kg
BSB	Masse	0,24	kg
CSB	Masse	0,61	kg
Chlorid	Masse	0,60	kg
Chrom	Masse	$6,58 * 10^{-5}$	kg
CO <sub>2</sub>	Masse	19,44	kg
Kupfer	Masse	$1,43 * 10^{-5}$	kg
Methan	Masse	10,62	kg
Nitrat	Masse	$0,45 * 10^{-3}$	kg
Nitrit	Masse	$0,11 * 10^{-3}$	kg
Phosphat	Masse	$1,34 * 10^{-3}$	kg
Sulfat	Masse	0,04	kg
Zink	Masse	$9,80 * 10^{-5}$	kg

#### 4.1.4. Sickerwasserbehandlung

Sickerwasser aus Deponien muss nach der österreichischen Deponieverordnung (DVO, 2008 idF 2010) gefasst, und nach österreichischem Wasserrechtsgesetz (WRG, 1959 idF 2003) bzw. nach der Abwasseremissionsverordnung Deponiesickerwasser (AEV, 2003) behandelt werden. Die nach geltendem Recht vorgeschriebene Behandlung kann einen wesentlichen Kostenfaktor für den Deponiebetreiber darstellen (SCHACHERMAYER et al., 2010).

Das gefasste (ca. 90% der gesamten anfallenden Menge, siehe 4.1.1.2, „Sickerwasser“) Sickerwasser der Deponie Mannersdorf wird gemäß Angaben der NUA (BUDISCHOWSKY, 2011) je nach Anfall per LKW (rund 25 m<sup>3</sup>) in die Sickerwasserreinigungsanlage Purgstall gebracht und dort behandelt (biologische Behandlung: Denitrifikation, Nitrifikation; Mikrofiltration, pH-Korrektur, Umkehrosmose). Die behandelten Sickerwassermengen der Anlage betragen zwischen 17.000 und 24.000 m<sup>3</sup> im Jahr, der Anteil der Deponie Mannersdorf beträgt somit jährlich rund 4,3% (rund 890 m<sup>3</sup> im Jahr). Unter der Annahme,

dass betreffendes Sickerwasser bis zum Ende des Referenzszenarios nach Purgstall gebracht wird, ergeben sich rund 26.700 m<sup>3</sup> bis zum Jahr 2037 (Kapazität der Anlage Purgstall in dieser Zeit rund. 615.000 m<sup>3</sup>). Jährlich fallen dabei 4.427 m<sup>3</sup> Konzentrat an, welches weiter behandelt wird, davon entfallen demnach jährlich rund 192 m<sup>3</sup> rein auf die Volumina der Deponie Mannersdorf. Etwa die Hälfte des anfallenden Konzentrats wird in die Deponie Purgstall zurückgeführt. Im Endeffekt ergibt sich für die Deponie Mannersdorf demnach ein jährlicher Wert von rund 96 m<sup>3</sup> (in 30 Jahren: 2.880 m<sup>3</sup>) Konzentrat, welches an befugte Behandler abgegeben wird (Beseitigung). Die Sickerwasserreinigungsanlage Purgstall ist zweistufig ausgeführt und kann mit bis zu 50 bar (5 \* 10<sup>6</sup> Pa) Druck betrieben werden. In der Ersten Stufe der Umkehrosiose werden Salze abgeschieden, in der Zweiten primär Ammonium. Alle vier Wochen erfolgt eine teilautomatische Reinigung. Tabelle 17 zeigt eine Input- Output-Darstellung des laufenden Betriebs der Sickerwasserreinigungsanlage Purgstall, gültig für sämtliche Szenarien:

**Tabelle 17: Input- Output Darstellung der Sickerwasserreinigungsanlage Purgstall (Zeitraum 30 Jahre) im laufenden Betrieb. Datenquelle: NUA (Budischowsky, 2011) bzw. Energie-Control GmbH (2010).**

<b>Sickerwasser</b>	
Input	Output
<p><b>Sickerwasser:</b></p> <p>26.700 m<sup>3</sup> Siwa (30 Jahre)</p> <p>Pro funktionelle Einheit ~ <b>0,3 m<sup>3</sup></b></p>	<p><b>Konzentrat in Behandlung:</b></p> <p>2.880 m<sup>3</sup> (werden an chem.-physikalische Behandlungsanlagen abgegeben, siehe Inputs) (30 Jahre)</p> <p>Pro funktionelle Einheit ~ <b>0,014 m<sup>3</sup></b></p>
	<p><b>Permeat in Vorfluter (Erlauf):</b></p> <p>15.402 m<sup>3</sup>/Jahr, davon entfallen ~ 4,3% (jährlich ~ 662,3 m<sup>3</sup>) auf Sickerwasser der Deponie Mannersdorf.</p> <p>In 30 Jahren ~ 19.869 m<sup>3</sup> Pro funktionelle Einheit ~ <b>0,09 m<sup>3</sup></b></p> <p>Annahme: keine Zwischenlagerung des Permeats, bis zum Ende der Szenarien wird der gesamte Anfall behandelt.</p>

<b>Transporte</b>	
Input	Output
<p><b>LKW-Fahrten:</b></p> <p>(1 - 2 mal die Woche) ~ 80 mal im Jahr. Distanz Mannersdorf am Leithagebirge bis Purgstall an der Erlauf rund 150 km (eine Richtung). Mit Anfahrt von Firmengelände etc. also rund 80 * (150 * 2) = 24.000 km / Jahr</p> <p>In 30 Jahren ~ 720.000 km Pro funktionelle Einheit ~ <b>3,46 km</b></p> <p><b>Kraftstoffbereitstellung</b> jeweils gemäß Verbrauch nach GaBi 4.3, Diesel ab Regionallager.</p> <p>Fahrzeugtyp: LKW mit 24,7 t Nutzlast,</p>	<p>Emissionen der Transporte bzw. Bereitstellung von Kraftstoff nach Ecolnvent (Spielmann et al., [2007] bzw. Jungbluth, [2007]).</p>

Abgasklasse EURO 4	
<b>LKW-Fahrten Entsorgung Permeat:</b>	
Umkreis von 20 - 50 km (regional) 2.880 m <sup>3</sup> / 25 t (Tanklaster) = 115 Tankwagenladungen 115 * 35 km * 30 Jahre = 120.750 km	Emissionen der Transporte bzw. Bereitstellung von Kraftstoff nach Ecolnvent (Spielmann et al., [2007] bzw. Jungbluth, [2007]).
Pro funktionelle Einheit ~ <b>0,58 km</b>	
Fahrzeugtyp: LKW mit 24,7 t Nutzlast, Abgasklasse EURO 4	

<b>Energie</b>	
Input	Output
<b>Gesamt-Energie:</b>  Pro Kubikmeter 4,41€ Bei Preisen*** laut Energie-Control GmbH (2010) ergibt sich in 30 Jahren ein Verbrauch von 47.167.826 kWh od. 47.168 mWh.  Anteil des Sickerwassers von Mannersdorf am Gesamtvolumen ~ 4,3%  $47.167.826 * 0,043 \sim 2.028.217 \text{ kWh}$  Pro funktionelle Einheit ~ <b>9,75 kWh</b> (österreichischer Strommix ab Netz)  Anlage kann mit bis zu 50bar betrieben werden. Reinigung 1 - 2 mal die Woche; Arbeitsaufwand	Emissionen lt. Ecolnvent (Frischknecht et al., 2007).

\*\*\*Anmerkung: Eigene Einschätzung nach Daten bezüglich der Industriestrompreisentwicklung 2003 - 2010 nach Verbrauchsklassen der Energie-Control GmbH (2010).

Es wird im Rahmen dieser Diplomarbeit davon ausgegangen, dass die Anlage (Sickerwasserreinigung) keine Stillstandzeiten hat – dies ist auch nach den Ergebnissen von Schachermayer et al. (2010) insofern realistisch, als dass die Stillstandzeiten mit nahezu Null angegeben werden. Aufgrund der Datenlage wird nur der Energieverbrauch des laufenden Betriebs der Anlage bilanziert. Die Errichtung der Anlage, sowie etwaige andere, bei der Aufbereitung entstehende Emissionen in Luft und Wasser werden nicht bilanziert. Eine genaue Auflistung verwendeter Sickerwasserdaten erfolgt im Kapitel 4.1.1.2 („Sickerwasser“).

Schachermayer et al. (2010) untersuchten das Aufkommen und die Behandlung von Deponiesickerwasser in Österreich. Die dabei mittels Fragebogen evaluierten Daten für Behandlungskosten pro Kubikmeter, je Kilogramm CSB sowie je Kilogramm BSB<sub>5</sub>, sowie Angaben gemäß der NUA (BUDISCHOWSKY, 2011) bilden die Grundlage einer groben Kostenabschätzung (siehe Kapitel 6).

Eine schematische Darstellung der Sickerwasserbehandlung wird in Abbildung 33 im Anhang C gegeben.

## 4.2 Szenario „In-Situ Aerobisierung“

Das Szenario In-Situ Aerobisierung unterscheidet sich vom Referenzszenario hinsichtlich seines Aufbaues durch den Prozess der Deponiebelüftung (siehe Abbildung 16).

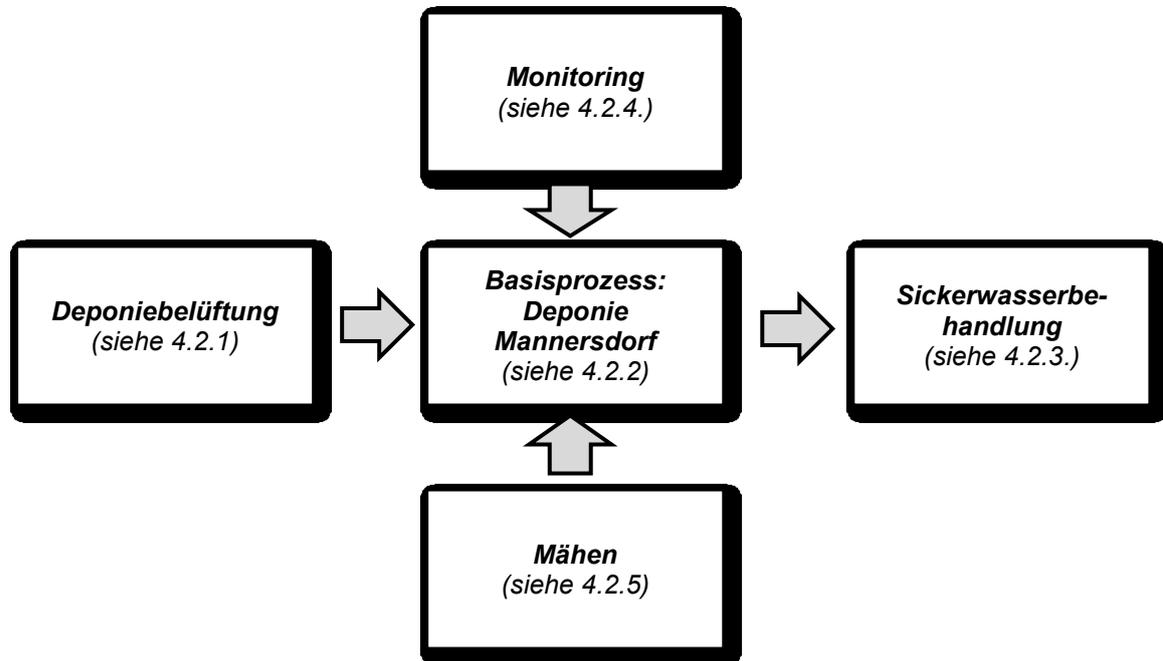


Abbildung 16: Schematische Darstellung des Szenarios In-Sutu Aerobisierung.

### 4.2.1. Deponiebelüftung

Die Anlage zur In-Situ Aerobisierung besteht aus unterschiedlichen Bauteilen (Mess- und Regeleinrichtungen, Seitenkanalverdichtern etc. siehe dazu Kapitel 3.4.2). Der Einfachheit halber betrachtet der Prozess „In-Situ Aerobisierung“ die gesamte Anlage als ein Ganzes, d. h. der Energieverbrauch wurde nicht einzeln auf verschiedene Teile heruntergebrochen, sondern als Gesamtverbrauch innerhalb der zeitliche Systemgrenze und bezüglich der funktionellen Einheit analysiert. In Anbetracht der geringen Umweltauswirkung der Gesamtanlage kann auf eine Modellierung des Abbaus nach der Nutzungsphase verzichtet werden. Ebenso unberücksichtigt bleibt die Herstellung (Produktion) der einzelnen Anlagenteile. In Abbildung 36 im Anhang C wird der Aufbau des Prozesses Deponiebelüftung schematisch dargestellt.

Die Tabelle 18 gibt Aufschluss über Input- und Outputdaten der Belüftungsanlage auf der Deponie Mannersdorf.

**Tabelle 18: Input- Outputdarstellung der Belüftungsanlage Mannersdorf (Zeitraum 30 Jahre) im laufenden Betrieb. Datenquelle: NUA (Budischowsky, 2011) sowie Gamperling, O. und Huber-Humer, M. (2011).**

Errichtung der Anlage	
Input:	Output:
<b>Betriebsstunden (netto) lt. Rechnung Baufirma:</b>  Radbagger >100 kW: 55 Std. Pro funktionelle Einheit ~ <b>0,26 * 10<sup>-3</sup> Std.</b> Raupenbagger >100 kW: 12 Std.	Emissionen der Transporte bzw. Bereitstellung von Kraftstoff nach Ecolnvent (Spielmann et al., [2007] bzw. Jungbluth, [2007]).

<p>Pro funktionelle Einheit ~ <b>0,06 * 10<sup>-3</sup> Std.</b>  Planierdrape &gt; 80 kW: 12,5 Std.  Pro funktionelle Einheit ~ <b>0,09 * 10<sup>-3</sup> Std.</b></p> <p><b>Transporte:</b>  Geräte: An- und Abfuhr ab Perg (OÖ):  (200 km * 2 * 3 Bagger ~ 1.200 km LKW)  jedoch unrealistisch, daher:  Annahme, dass Bagger Lokal angeliefert  werden (Umkreis von 20 km)</p> <p>Lt. Baufirma insg. rd. 1.544 m<sup>3</sup> Material  transportiert (= bei LKW-Sattelzug mit 32 t NL ~  49 Fahrten):  49 * 2 * 35 km = 3.430 km LKW</p> <p>Fahrten mit PKW als vernachlässigbar  weggelassen.</p> <p>LKW-Kilometer gesamt: 4.630  Pro funktionelle Einheit ~ <b>16,49 m LKW</b>  PKW-Kilometer gesamt: 0</p> <p>Fahrzeugtyp: LKW mit 24,7 t Nutzlast,  Abgasklasse EURO 4</p> <p><b>Kraftstoffbereitstellung</b> jeweils gemäß  Verbrauch nach GaBi 4.3</p>	
---	--

<b>Betrieb der Belüftungsanlage</b>	
Input:	Output:
<p><b>Gesamt-Energie*:</b></p> <p>1.316.628 kWh seit Inbetriebnahme  Jährlich demnach ~ 438.876 kWh  Bei Laufzeit von (voraussichtlich 6 Jahren)  2.633.256 kWh insgesamt</p> <p>Pro funktionelle Einheit ~ <b>12,66 kWh</b>  (österreichischer Strommix ab Netz)</p> <p>(*Druckseite: 2 Verdichter zu je 7,5 kW;  Saugseite 2 Verdichter zu je 9,2 kW)</p> <p>Insgesamt 2008 - 2010 13.124.569 m<sup>3</sup> Luft  eingebracht. Bis zum Ende der Belüftung  voraussichtlich 13.124.569 * 2 = 26.249.138  Pro funktionelle Einheit ~ <b>126,20 m<sup>3</sup></b></p>	<p>Emissionen nach EcoInvent-Datenbank  (Frischknecht et al., 2007).</p>
<p><b>Wartung der Anlage:</b></p> <p>1-2 mal / Monat ausgehend Südstadt:  18 * 6a * 34 km * 2 = 7.344 km  1 mal pro Woche ausgehend Traiskirchen:  52 * 6a * 30 km * 2 = 18.720 km</p> <p>Fahrzeugtyp:  PKW (Benzin &lt; 1,4 l), Abgasklasse EURO 4</p> <p>Insgesamt: 26.064 km  Pro funktionelle Einheit ~ <b>125,31 m</b></p>	<p>Emissionen der Transporte bzw. Bereitstellung  von Kraftstoff nach EcoInvent-Datenbank  (Spielmann et al., [2007] bzw. Jungbluth,  [2007]).</p>

**Abbau der Anlage nach der Nutzungsphase:** aus Gründen der geringen Umweltrelevanz sowie von Datenmangel wurde auf eine Bilanzierung dieses Teilschrittes verzichtet.

Alle übrigen Prozesse entsprechen jenen des Referenzszenarios. Nach Angaben der NUA (Budischowsky, 2011) ergeben sich durch die Änderung der Sickerwasserzusammensetzung in Folge der Belüftung keinerlei Auswirkungen auf die Betriebsweise bzw. Reinigungsleistung der Sickerwasserreinigungsanlage Purgstall. Von den zwei Datenpunkten bezüglich Jahresniederschläge der Jahre 2008 und 2009 sowie von den im gleichen Zeitraum angefallenen Sickerwassermengen kann nicht auf eine signifikant erhöhte Sickerwassermenge geschlossen werden. Der Anteil an endogenem Sickerwasser im Zuge der Umstellung auf aerobe Prozesse kann nicht mit zufriedenstellender Genauigkeit geschätzt werden. Aufgrund von Datenmangel und Unsicherheiten bezüglich möglichen, erhöhten Sickerwassermengen im Zuge der Belüftung wird in dieser Diplomarbeit angenommen, dass sich die Mengen im Laufe der Betriebsdauer der Anlage nicht wesentlich verändern.

#### 4.2.2. Basisprozess Ablagerungsverhalten

Das Ablagerungsverhalten wird jeweils anhand der Emissionen in die Luft und in das Grundwasser beschrieben. Das Szenario In-Situ Aerobisierung wird wiederum in zwei Subsznenarien untergliedert. Das Idealszenario (siehe 4.2.2.1) geht von einem idealen Belüftungsergebnis aus, d. h. es gibt keine Anlagenstillstände und keine Methanemissionen in der Betriebsphase. Nach Ende des Betriebs ist das deponierte Material so weit stabilisiert, dass sich keine Methanemissionen mehr ergeben.

Im Realszenario (siehe 4.2.2.2) hingegen wird sehr wohl mit Anlagenstillständen gerechnet. Auch ist der Belüftungserfolg geringer als im Idealszenario. Das Konzentrationsverhältnis einzelner Bestandteile des entstandenen Deponiegases ist je nach Subsznenario unterschiedlich. Des Weiteren unterscheiden sich die Sickerwasseremissionen beider Szenarien in Abhängigkeit der Belüftung voneinander.

##### 4.2.2.1. Idealer Ablauf

###### 4.2.2.1.1. Deponiegas

Die Belüftung der Deponie hatte merklich positiven Einfluss auf das Emissionsverhalten (siehe Kapitel 3.4.2). Eine gründliche Analyse der im Rahmen des Projektes NUTZRAUM erhobenen Messwerte bestätigt dies. In Tabelle 19 sind jeweils das Volumen der mittels Seitenkanalverdichter eingebrachten Luft (drei Stränge), jenes des abgesaugten Gasmisches (ebenfalls drei Stränge) sowie die Stundenmittelwertkonzentration (%) von CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> und O<sub>2</sub> im Zeitraum von 01.02.2008 (00:30 Uhr) bis 31.12.2010 (letzte Aufzeichnung vom 16.12.2010, 04:30 Uhr). Zeiten, in denen die Anlage stillstand und aus diesem Grund keine Messung aufgezeichnet wurde, wurden dabei nicht als Ausreißer definiert und somit in die Berechnung miteinbezogen.

**Tabelle 19: Darstellung der Messwerte der Belüftungsanlage Mannersdorf (2008-2010). Datenquelle: NUTZRAUM.**

Input		Output				
	Wert [m <sup>3</sup> ]		Wert [m <sup>3</sup> ]	Summe der h-MW CH <sub>4</sub> [%]	Summe der h-MW CO <sub>2</sub> [%]	Summe der h-MW O <sub>2</sub> [%]
Vol. Luft Strang 1	4.559.178	Vol. Gas Strang 1	5.312.198,9	0,95	3,37	16,02
Vol. Luft	5.199.893,4	Vol. Gas	4.059.742,5			

Strang 2		Strang 2				
Vol. Luft Strang 3	3.365.497,5	Vol. Gas Strang 3	3.885.193,5			
Summe	13.124.569	Summe	13.257.135			

Aufgrund von technisch bedingten Ungenauigkeiten in der Aufzeichnung der Methankonzentrationen kann in der ersten Phase des Betriebs mit einer mittleren CH<sub>4</sub>-Konzentration des abgesaugten Gasgemisches von 0,5 % gerechnet werden (GAMPERLING und HUBER-HUMER, 2011).

Somit ergeben sich bei etwa  $13,3 \cdot 10^6$  m<sup>3</sup> abgesaugten Gasgemisches hochgerechnet rund 66.286 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>, welche erfasst, behandelt und somit nicht in die Atmosphäre entweichen. Da im Rahmen dieser Diplomarbeit bezüglich der biologischen Methanoxidation in den obersten Schichten mit einer Rate von 10% gerechnet wird, kann davon ausgegangen werden, dass entstehende nicht gefasste Restemissionen an CH<sub>4</sub> während der Belüftung im Zuge biologischer Methanoxidationsprozesse vollständig abgebaut werden. Dies wird auch durch die FID-Messungen im Rahmen des Projektes NUTZRAUM deutlich.

Wie oben beschrieben muss der Zeitraum von 11.2007 bis 01.02.2007 gemäß der gewählten Systemgrenzen (siehe 3.2) berücksichtigt werden. In dieser Zeit bildeten sich nach Berechnungen nach Mostbauer et al. (2002) rund  $1,34 \cdot 10^5$  m<sup>3</sup> Deponiegas (zwei Monate oder 16,7% des Jahres 2007 =  $9,17 \cdot 10^4$  m<sup>3</sup>; ein Monat oder 8,3% des Jahres 2008 =  $4,22 \cdot 10^4$  m<sup>3</sup>). Unter Annahme einer 10%igen Abbaurrate in Folge biologischer Methanoxidation ergibt sich somit ein Wert von rund 72.360 m<sup>3</sup> (80.400 m<sup>3</sup> Methan minus 10%) Methan, (rd. 0,25 kg CH<sub>4</sub> pro funktionelle Einheit) welches in die Atmosphäre emittiert wird.

Ein kurzer Vergleich zum Referenzszenario zeigt schon die Größenordnung eingesparter Deponiegasemissionen. Im Szenario In-Situ Aerobisierung entstehen nur in etwa 2,4 Vol.% des gesamten Gasbildungspotentials des Referenzszenarios (siehe 4.1.1).

#### 4.2.2.1.2. Sickerwasser

Die Vorgehensweise zur Abschätzung der Emissionen ins Wasser erfolgt gleich jener aus dem Referenzszenario „Ist-Zustand“ (siehe Kapitel 4.1.1.2). Allerdings werden die Aufzeichnungen der NUA betreffend die Jahre 2008 bis inkl. 2010, in denen die Belüftungsanlage bereits im Betrieb war, sehr wohl für die Berechnung der Sickerwassermenge verwendet. Die Mengenabschätzung erfolgt jedoch durch die Berechnung des arithmetischen Mittels der Jahre 2000 bis 2010, da lediglich drei Jahre (in denen die Anlage in Betrieb war) keine aussagekräftige Abschätzung erlauben. Zuzüglich des Sickerwasseranteils, welcher in das Grundwasser gelangt (10%, siehe 4.1.1.2) beträgt dieser Wert jährlich rund 1.073 m<sup>3</sup> Sickerwasser. Auf die funktionelle Einheit umgerechnet ergibt sich ein Wert von rund 5,2 Litern pro Tonne und Jahr bzw. 154,8 Litern pro Tonne in 30 Jahren.

Hinsichtlich der Sickerwasserbelastungen wurden zwecks Steigerung der Aussagekraft der Ergebnisse nur Daten verwendet, die nach der Installierung der Belüftungsanlage erhoben wurden. Dazu wurden Daten der NUA von 2008 und Daten des Projektes NUTZRAUM 2007 - 2010 verglichen. Letztere lassen vor allem an den Parametern BSB, Nitrat-N sowie Ammonium-N schon erkennen, dass die Belüftungsmaßnahme bereits nach wenigen Monaten ab Inbetriebnahme zur gewünschten Milieuumstellung von anaeroben auf Großteils aerobe Verhältnisse geführt hat. Im Sickerwasser zeigen sich deutliche Veränderungen. Befindet sich die Anlage ordnungsgemäß in Betrieb, stößt der Parameter BSB<sub>5</sub> (leicht abbaubare organische Belastung) an seine Nachweisgrenze. Gemessene Werte für CSB liegen zwischen 800 - 1.100 mg O<sub>2</sub>/l. Die Belastung an Stickstoff ist über die Zeit tendenziell rückläufig. Unter anaeroben Milieubedingungen ausgetragener Ammonium-N wird im Szenario In-Situ Aerobisierung im Zuge der Belüftung nitrifiziert und zum Teil als Nitrat-N ausgetragen. Während der Belüftung lassen sich erhöhte Konzentrationen von Chrom, Kupfer und Zink feststellen, da die erhöhte

mikrobielle Aktivität in Folge veränderter Milieubedingungen zu Mobilisierungseffekten führen. Diese Ergebnisse decken sich mit Erfahrungen des Projektes INTERLAND (GAMPERLING et al., 2010).

Um die Konzentration unterschiedlicher Sickerwasserinhaltsstoffe für die Berechnung der Umweltauswirkungen zu erhalten, wurde folgendermaßen vorgegangen:

Zu aller erst wurden sämtliche Sickerwasserdaten der NUA und des Projektes NUTZRAUM analysiert. Berücksichtigung fanden dabei jeweils Daten, welche innerhalb der zeitlichen Systemgrenzen des Szenarios In-Situ Aerobisierung gemessen wurden. Bei Parametern, welche über die Zeit recht konstant bleiben oder kein Trend zu erkennen ist, kam dieselbe Vorgehensweise wie bei Referenzszenario (siehe 4.1.1) zum Einsatz (arithmetisches Mittel, Fortschreibung über 30 Jahre). Durch die Belüftung kam es bei den Parametern BSB, Nitrat-N, Ammonium-N sowie bei Chrom, Kupfer und Zink zu Veränderungen (siehe oben). Da diese Veränderungen auf die Milieuumstellung im Zuge der Belüftung zurückzuführen sind, wird davon ausgegangen, dass die Werte nach Ende der Belüftung unter jenen vor der Installation der In-Situ Aerobisierungs-Anlage liegen. Dies wird durch die Analysen der nach der Belüftung wieder anaerob gefallen DSR bestätigt.

Anhand der Daten des Projektes NUTZRAUM wurde mit Hilfe der Werte vom Probenahmezeitpunkt 01.02.2008 bis 19.11.2010 ein Trend für die nächsten drei Jahre (voraussichtliche Dauer der Belüftung: sechs Jahre) fortgeschrieben. Gemeinsam mit jenen Werten, die für den Zeitraum vom Ende der Belüftung bis zum Ende des Szenarios angenommen wurden, ergeben sich somit die Outputgrößen für die Modellierung des Prozesses der Deponie Mannersdorf im Szenario „In-Situ Aerobisierung ideal“. Diese entsprechen dem arithmetischen Mittel der gemessenen Werte von 01.02.2008 - 19.11.2010, dem geschätzten Trend für die nächsten drei Jahre, sowie jenen Werten, welche bis zum Ende des Szenarios nach DSR-Daten (siehe Anhang B, Tabelle 44 bis Tabelle 46) angenommen werden.

Folgende Tabellen geben Aufschluss über die für das Szenario „In-Situ Aerobisierung“ verwendeten Daten:

**Tabelle 20: Für die Modellierung des Szenarios „In-Situ Aerobisierung“ verwendete Sickerwasserdaten. Datenquelle: NUTZRAUM (Gamperling et al., 2010)**

		Mittelwerte pro Jahr aus NUTZRAUM 2008-2010			Trendfortschreibung anhand der Werte für 2011-2013		
Parameter	Einheit	2008	2009	2010	2011	2012	2013
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	278	260	281,43	248	285	275
CSB	mg O <sub>2</sub> /l	1.022	923,33	990	910	1.010	957,5
BSB <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /l	32,5	13,33	15	15	17,5	10
NO <sub>2</sub> -N	mg/l	8,1	1,05	4,13	0,7	1,28	6,55
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,92	2,15	2,21	1,44	2,37	2,3
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	84,5	48,33	54,57	50	45,33	70
Cl	mg/l	1.308	1.264,17	1.230	1.373	1.325	1.182,5
SO <sub>4</sub> -S	mg/l	166	104,17	87,14	160	72,5	92,5
Cu	mg/l	0,08	0,11	0,08	0,1148	0,10	0,08
Zn	mg/l	0,34	0,31	0,34	0,3092	0,31	0,36
Cr	mg/l	0,08	0,11	0,08	0,1182	0,09	0,08
AOX	mg Cl/l	0,71	0,68	0,97	0,745	0,88	0,91
		Einschätzung nach Trendfortschreibung DSR-Daten aus NUTZRAUM 2013-2037					
Parameter	Einheit	2014	2015	2016	2017-2037		
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	70	70	70	70		
CSB	mg O <sub>2</sub> /l	400	400	400	400		
BSB <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /l	0	0	0	0		
NO <sub>2</sub> -N	mg/l	0	0	0	0		
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0	0	0	0		
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0	0	0	0		

Cl	mg/l	892	57	14,8	0		
SO <sub>4</sub> -S	mg/l	748	255	128	0		
<b>Einschätzung nach Daten für Referenzszenario der NUA (2013 bis 2037)</b>							
<b>Parameter</b>	<b>Einheit</b>	2014	2015	2016	2017-2037		
Cu	mg/l	siehe Kapitel 2.4.1.3, Tabelle 11					
Zn	mg/l						
Cr	mg/l						
AOX	mg Cl/l						
<b>Eingabewerte GaBi für 30 Jahre</b>							
<b>Parameter</b>	<b>Einheit</b>	Fracht (mg/l)	Fracht/m <sup>3</sup> (mg/l)	Fracht (kg) ins Grundwasser	Fracht (kg) gefasst	Fracht (kg) ins Grundwasser je FE*	Fracht (kg) gefasst je FE*
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	3,31E+03	3,31E+06	8,93E+03	8,83E+04	4,29E-02	4,25E-01
CSB	mg O <sub>2</sub> /l	1,54E+04	1,54E+07	4,16E+04	4,12E+05	2,00E-01	1,98E+00
BSB <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /l	1,03E+02	1,03E+05	2,79E+02	2,76E+03	1,34E-03	1,33E-02
NO <sub>2</sub> -N	mg/l	2,18E+01	2,18E+04	5,89E+01	5,82E+02	2,83E-04	2,80E-03
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	1,14E+01	1,14E+04	3,08E+01	3,04E+02	1,48E-04	1,46E-03
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	3,53E+02	3,53E+05	9,52E+02	9,42E+03	4,58E-03	4,53E-02
Cl	mg/l	8,65E+03	8,65E+06	2,33E+04	2,31E+05	1,12E-01	1,11E+00
SO <sub>4</sub> -S	mg/l	1,81E+03	1,81E+06	4,90E+03	4,84E+04	2,35E-02	2,33E-01
Cu	mg/l	3,04E+00	3,04E+03	5,65E+00	5,59E+01	2,72E-05	2,69E-04
Zn	mg/l	8,01E+00	8,01E+03	1,41E+01	1,40E+02	6,78E-05	6,71E-04
Cr	mg/l	4,83E+00	4,83E+03	9,52E+00	9,41E+01	4,58E-05	4,53E-04
AOX	mg Cl/l	3,86E+01	3,86E+04	7,55E+01	7,47E+02	3,63E-04	3,59E-03

\*Anmerkung: FE = funktionelle Einheit; entspricht einer Tonne (Feuchtmasse) abgelagerten Mülls

#### 4.2.2.2. Realer Ablauf

##### 4.2.2.2.1. Deponiegas

Im Teilszenario „In-Situ-Aerobisierung realer Ablauf“ gibt es auch während der Betriebsphase (infolge von Anlagenstillständen) sowie auch danach eine schwache Methanemission in die Atmosphäre. Die Anlagenstillstände wurden mit 20% (GAMPERLING, 2011) der Gesamtzeit beziffert. Die nach der Belüftung zu erwartende Methanemission wurde anhand des gemessenen Kohlenstoffaustrags abgeschätzt. Die Emissionen der Errichtungsphase gleichen jenen des Idealszenarios (CH<sub>4</sub>:CO<sub>2</sub> = 60:40 etc.), nicht jedoch jene der Betriebszeit (20% Stillstände - Methankonzentration nach Sondenmessungen rund. 35 Vol.%) bzw. bis 2037.

Im Labor konnten 25 - 30% des TOC ausgetragen werden (= Potential). Im Freiland wurden über die Gasphase zwei Gramm Kohlenstoff pro Kilogramm Trockenmasse ausgetragen, geschätzte 0,5 g über den Sickerwasserpfad (insgesamt rund 3% des TOC). Im Zuge des Betriebs der Anlage steigerte sich der C-Austrag jedoch um das Doppelte. Unter optimierter Betriebsführung und mit Erkenntnissen aus den DSR-Versuchen wird in dieser Diplomarbeit davon ausgegangen, dass sich bis zum Ende der Belüftung sechs Kilogramm TOC pro Tonne austragen lassen. In entsprechendem Maße wurden die TOC-Werte für die Berechnung nach Mostbauer (2002) angeglichen (TOC<sub>bio</sub> Restmüll = 12%; Kehricht = 4%), um anfallende Restemissionen zu ermitteln. Die Halbwertszeit wurde vorerst unverändert belassen und die Methankonzentration des Deponiegases nach der Aerobisierung mit 20 Vol.% angenommen. Um die Plausibilität der für die nach der Belüftung angenommenen Werte zu untersuchen, wurden diese noch mit gemessenen Werten von Inkubationsversuchen von Deponiematerial aus Mannersdorf verglichen. Nach 1.296 Tagen betrug die Gasspendensumme (Probenahme B6; 2,0 - 5,0m; Lagerungsdauer 8 – 18 Jahre + 6 Monate aerob) 11,4 NI/kg TM; die für die Ökobilanzierung getroffene Einschätzung hingegen umgerechnet rund 14,2 NI/kg TM (2,08 \* 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> Deponiegas von 2014 - 2037).

Generell wird gleich wie in allen Szenarien mit einer biologischen Methanoxidation von 10% ausgegangen. Die zur Bilanzierung verwendeten Daten sind aus Tabelle 21 zu entnehmen.

**Tabelle 21: Gasemissionen der Deponie Mannersdorf (=Basisprozess) für das Teilszenario „In-Situ Aerobisierung realer Ablauf“.**

Phase	Wert
<b>Errichtungsphase:</b> (gleich wie Teilszenario „ideal“):	1,34 * 10 <sup>5</sup> m <sup>3</sup> Deponiegas (80.400 m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> ; 53.600 m <sup>3</sup> CO <sub>2</sub> )
<b>Betriebsphase:</b> (11 Monate des Jahres 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013; 20 % Anlagenstillstände, Methankonzentration 35 Vol.%):	111.474,3 m <sup>3</sup> Methan (TOC <sub>bio</sub> 12 % [Restmüll] bzw. 4 % [Kehrricht]) bis 170.206,05 (TOC <sub>bio</sub> 18,5 % [Restmüll] bzw. 6 % [Kehrricht])  207.023,7 bis 316.096,95m <sup>3</sup> CO <sub>2</sub>
<b>2014-2037:</b> (TOC <sub>bio</sub> 12 % [Restmüll] bzw. 4 % [Kehrricht]; 20 Vol.% CH <sub>4</sub> ):	2,08 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> Deponiegas (20 Vol.% davon Methan -> 415.854,2 m <sup>3</sup> Methan; 1.663.417 m <sup>3</sup> CO <sub>2</sub> )
<p><b>Insgesamt:</b></p> <p>Pro Funktionelle Einheit in 30 Jahren (Methan: 2,21 kg, 10% werden biologisch Oxidiert):</p> <p><b>Methan: 1,98 kg</b> <b>Kohlendioxid: 18,81 kg</b></p>	

#### 4.2.2.2.2. Sickerwasser

Im Gegensatz zum Teilszenario „in-Situ Aerobisierung idealer Ablauf“, wo nach Ende der Belüftung eine vollständige Stabilisierung des Deponiematerials angenommen wird (wie auch durch die DSR Versuche bestätigt), ist dies nun nicht mehr der Fall. Daher werden die in der Realität zu erwartenden Sickerwasserbelastungen nach Ende der Aerobisierung durch eine Trendfortschreibung der während der Belüftungszeit gemessenen Sickerwasserdaten prognostiziert, was sich in den für die Berechnung der Umweltauswirkungen verwendeten Daten widerspiegelt. Beispielsweise ist für das Eutrophierungspotential in diesem System vor allem Ammonium bedeutend, Werte nach der Belüftung (2014 - 2037) liegen im Szenario „In-Situ Aerobisierung real“ im Bereich von 270 mg/l, wohingegen im Idealszenario mit Werten von rund 70 mg/l gerechnet wird. Dies lässt schon ein deutlich unterschiedliches Ergebnis der Ökobilanz erahnen. Folgende Tabelle zeigt die für die Berechnung der Umweltauswirkungen verwendeten Werte des Basisprozesses „Deponie Mannersdorf“ des Teilszenarios „In-Situ Aerobisierung realer Ablauf“:

**Tabelle 22: Für die Modellierung des Szenarios „In-Situ Aerobisierung realer Ablauf“ verwendete Sickerwasserdaten.**

		Mittelwerte pro Jahr aus NUTZRAUM 2008-2010			Trendfortschreibung anhand der Werte für 2011-2013		
Parameter	Einheit	2008	2009	2010	2011	2012	2013
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	278	260	281	248	285	275
CSB	mg O <sub>2</sub> /l	1022	923	990	910	1010	957,5
BSB <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /l	32,5	13	15	15	17,5	10
NO <sub>2</sub> -N	mg/l	8,1	1,05	4,13	0,7	1,28	6,55
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,92	2,15	2,21	1,44	2,37	2,3
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	84,5	48	54,57	50	45	70
Cl	mg/l	1308	1265	1230	1373	1325	1182,5
SO <sub>4</sub> -S	mg/l	166	104,16	87,14	160	72,5	92,5
Cu	mg/l	0,08	0,11	0,09	0,11	0,10	0,08
Zn	mg/l	0,34	0,31	0,34	0,31	0,31	0,36
Cr	mg/l	0,08	0,11	0,08	0,12	0,08	0,08
AOX	mg Cl/l	0,71	0,68	0,97	0,75	0,88	0,91
Trendfortschreibung für 2013-2037							
Parameter	Einheit	2014	2015	2016	2017-2037		
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	273,89	274,65	275,41	um 270 mg/l		
CSB	mg O <sub>2</sub> /l	954,55	950,48	946,41	2017: 942 mg/l; 2037: 860 mg/l		
BSB <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /l	7,22	4,36	1,50	ab 2017: 0		
NO <sub>2</sub> -N	mg/l	2,58	2,28	1,98	2017: 1,68 mg/l; 2022: 0,19 mg/l, ab 2023: 0		
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	2,57	2,76	2,96	geht auf Ausgangswert zurück**		
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	50,18	47,72	45,26	sinkt kontinuierlich, ab 2035: 0		
Cl	mg/l	1250,24	1241,61	1232,98	sinkt kontinuierlich auf 1051 mg/l		
SO <sub>4</sub> -S	mg/l	74,75	63,62	52,48	ab 2021: 0		
Cu	mg/l	0,09	0,09	0,09	konstant bei 0,09 bis 0,1		
Zn	mg/l	0,31	0,32	0,33	geht auf Ausgangswert zurück**		
Cr	mg/l	0,08	0,08	0,08	sinkt auf 0,06 bis 2037		
AOX	mg Cl/l	0,95	0,99	1,03	geht auf Ausgangswert zurück**		
Werte für 30 Jahre							
Parameter	Einheit	Fracht (mg/l)	Fracht/m <sup>3</sup> (mg/l)	Fracht (kg) ins Grundwasser	Fracht (kg) gefasst	Fracht (kg) ins Grundwasser je FE*	Fracht (kg) gefasst je FE*
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	8,41E+03	8,41E+06	2,27E+04	2,25E+05	1,09E-01	1,08E+00
CSB	mg O <sub>2</sub> /l	2,76E+04	2,76E+07	7,45E+04	7,37E+05	3,58E-01	3,54E+00
BSB <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /l	1,16E+02	1,16E+05	3,14E+02	3,11E+03	1,51E-03	1,49E-02
NO <sub>2</sub> -N	mg/l	3,43E+01	3,43E+04	9,27E+01	9,16E+02	4,46E-04	4,41E-03
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	1,27E+02	1,27E+05	3,42E+02	3,38E+03	1,64E-03	1,63E-02
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	8,90E+02	8,90E+05	2,40E+03	2,38E+04	1,16E-02	1,14E-01
Cl	mg/l	3,53E+04	3,53E+07	9,53E+04	9,43E+05	4,58E-01	4,53E+00
SO <sub>4</sub> -S	mg/l	9,72E+02	9,72E+05	2,62E+03	2,59E+04	1,26E-02	1,25E-01
Cu	mg/l	2,96E+00	2,96E+03	8,00E+00	7,91E+01	3,85E-05	3,80E-04
Zn	mg/l	1,21E+01	1,21E+04	3,26E+01	3,22E+02	1,57E-04	1,55E-03
Cr	mg/l	2,38E+00	2,38E+03	6,43E+00	6,36E+01	3,09E-05	3,06E-04
AOX	mg Cl/l	3,88E+01	3,88E+04	1,05E+02	1,04E+03	5,04E-04	4,98E-03

\* Anmerkung: FE = funktionelle Einheit; entspricht einer Tonne (Feuchtmasse) abgelagertem Abfall.

\*\*Anmerkung: PO<sub>4</sub>-P, Zn, AOX: Ausgangswerte anhand der Daten von NUA (Budischowsky, 2011) entsprechen arithmetischem Mittel [PO<sub>4</sub>-P = 2,6; Zn = 0,24; AOX = 1] der Sickerwassermessungen vom 4.5.1998-5.11.2007. Teilweise wurden Werte als Ausreißer betrachtet.

### 4.2.2.3. Lachgasemissionen

Die Lachgasemissionen (N<sub>2</sub>O) hingegen werden sowohl im Ideal-, als auch im Realszenario mit gleichen Eingabewerten mit folgender Formel nach UNFCCC-Methodologie AM0083 berechnet (UNFCCC, 2009):

$$PE_{N2O,ia,y} = \frac{\sum_i A_{if,i} * EF_{ia,N2O} * GWP_{N2O}}{a}$$

$PE_{N2O,ia,y}$  = Emissionen in Folge von In – Situ Aerobisierung der Deponie im Jahr y (ausgedrückt in t CO<sub>2</sub> pro Jahr).

$A_{if,i}$  = abgelagerte Menge (t) in Zone i

i = landfill zone category (index): es können unterschiedliche Zonen mit unterschiedlichem Deponiegasbildungspotential unterschieden werden

$EF_{ia,N2O}$  = Emissionsfaktor für N<sub>2</sub>O (t N<sub>2</sub>O pro t abgelagerten Mülls) für In – Situ Aerobisierung. Es können Emissionen von 0,027kg N<sub>2</sub>O pro Tonne angenommen werden.

a = geplante Dauer der Belüftung in Jahren

$GWP_{N2O}$  = Global Warming Potential – Emissionsfaktor für Lachgas nach IPCC

Bei einer abgelagerten Menge von 208.000 t, einem Emissionsfaktor von  $0,27 * 10^{-4}$  t, einem Treibhauspotential (GWP) von 289 und einer Belüftungszeit von voraussichtlich sechs Jahren ergibt sich im Szenario In-Situ Aerobisierung (idealer und realer Ablauf) ein Emissionswert von rund 279 t CO<sub>2</sub>-Äquivalente in Form von Lachgasemissionen. Verglichen dazu werden im realen Szenario rund 3.912 t CO<sub>2</sub> bzw. rund 459 t CH<sub>4</sub> (= 11.475 t CO<sub>2</sub>-Äquivalente) emittiert (siehe Tabelle 21).

### 4.2.3. Sickerwasserbehandlung

Der Prozess der Sickerwasserbehandlung ist in seinem Aufbau ident mit jenem des Referenzszenarios (siehe 4.1.4 bzw. Abbildung 33, Anhang C). Die Qualität des Sickerwassers ist sehr wohl unterschiedlich, jedoch hat dies laut NUA (Budischowsky, 2011) keinen Einfluss auf die Aufbereitung. Wie oben beschrieben ist die Menge an Sickerwasser gleich wie im Referenzszenario, da die Auswertung der Sickerwasserdaten während der Belüftung keine Trendfortschreibung der Mengen erlaubte (nur drei Jahre, gleichzeitig mehr Niederschlag, siehe Abbildung 15 und Tabelle 12 in Kapitel 4.1.1.2).

### 4.2.4. Monitoring

Das Monitoring wird in diesem Szenario gleich der Realität von der BOKU im Rahmen des Forschungsprojektes NUTZRAUM durchgeführt. Zusätzlich ergeben sich dadurch jährlich vier Fahrten von der BOKU (Muthgasse) aus, welche zusätzliche Umweltbelastungen mit sich bringen:

**Tabelle 23: Input- Output Darstellung des Monitoringprozesses im Szenario In-Situ Aerobisierung (Zeitraum 30 Jahre). Datenquelle: NUA (Budischowsky, 2011).**

Input:	Output:
<p><b>Monitoring BOKU:</b></p> <p>4 * 6 a * 46 km * 2 = 2.208 km</p> <p><b>Kilometerleistungen*:</b></p> <p>2 mal / Jahr Siwa Probenahme aus. Südstadt: 2 * 30 a * 34 km * 2 = 4.080 km</p> <p>2 mal / Jahr Grundwasser aus. Seibersdorf: 2 * 30 a * 9,4 km * 2 = 1.128 km</p> <p>1 mal pro Monat aus Traiskirchen: 12 * 30 a * 30km * 2 = 21.600 km</p> <p>Insgesamt mit BOKU-Monitoring: 29.016 km</p> <p>Pro funktionelle Einheit <b>139,5 m</b></p> <p><b>Fahrzeugtyp:</b> PKW (Diesel &gt; 2l), Abgasklasse EURO 4</p>	<p>Emissionen der Transporte bzw. Bereitstellung von Kraftstoff nach Ecolnvent (Spielmann et al., [2007] bzw. Jungbluth, [2007]).</p>

\*Anmerkung: sämtliche andere Fahrten im Zusammenhang der Anlage werden als Inputs für eben diese definiert (siehe Tab. 17).

Die schematische Darstellung ist ident mit jener des Referenzszenarios und dem Anhang C zu entnehmen.

#### 4.2.5. Mähen

Der Prozess Mähen ist im Szenario In-Situ Aerobisierung („real“ und „ideal“) ident mit jenem des Referenzszenarios (siehe 4.1.3), da nicht davon ausgegangen werden kann, dass die Belüftungsanlage den Prozess „Mähen“ in relevanter Art und Weise beeinflusst. Die Abbildung dieses Prozesses ist ebenfalls dem Anhang C zu entnehmen.

Eine Auflistung der Inputs des Basisprozesses „Deponie Mannersdorf“, welcher auch Elemente der Prozesse Mähen und Monitoring enthält, liefern folgende Tabellen (Tabelle 24: „idealer Ablauf“; Tabelle 25: „realer Ablauf“).

**Tabelle 24: Inputs und Outputs des Basisprozesses „Deponie Mannerdorf“ im Szenario „In-Situ Aerobisierung idealer Ablauf“.**

Inputs			
Fluss	Größe	Menge	Einheit
Abfall in Deponie	Masse	1000	kg
Druckluft	Normvolumen	126,2	Nm <sup>3</sup>
Fahrzeugkilometer	Länge	139,5	m
Mähen	Anzahl	1	Stück
Outputs			
Fluss	Größe	Menge	Einheit
Abwasser	Masse	128,37	kg
AOX	Masse	0,55 * 10 <sup>-3</sup>	kg
Ammonium	Masse	0,04	kg
BSB	Masse	1,34 * 10 <sup>-3</sup>	kg
CSB	Masse	0,20	kg
Chlorid	Masse	0,11	kg
Chrom	Masse	6,92 * 10 <sup>-5</sup>	kg
CO <sub>2</sub>	Masse	18,81	kg
Kupfer	Masse	4,10 * 10 <sup>-5</sup>	kg
Methan	Masse	0,25	kg
Nitrat	Masse	0,46 * 10 <sup>-3</sup>	kg

Nitrit	Masse	$0,28 * 10^{-3}$	kg
Phosphat	Masse	$0,15 * 10^{-3}$	kg
Sulfat	Masse	0,02	kg
Zink	Masse	$9,80 * 10^{-5}$	kg

Die oben angeführte Tabelle wird für den Vergleich der Szenarien verwendet. Da Lachgasemissionen für das Referenzszenario nicht bestimmt wurden, kann die In-Situ Aerobisierung unter Berücksichtigung von Lachgasemissionen nicht (mit dem Referenzszenario) verglichen werden. N<sub>2</sub>O-Emissionen werden aus diesem Grund an dieser Stelle extra angeführt. Diese betragen wie bereits beschrieben 279 t CO<sub>2</sub>-Äquivalente.

Auf die (relativ geringen) Auswirkungen dieser Emissionen wird im Ergebnisteil dieser vergleichenden Ökobilanz (Kapitel 5) näher eingegangen.

Eine Gegenüberstellung der Input- bzw. Outputdaten des Basisprozesses im Szenario „In-Situ Aerobisierung realer Ablauf“ liefert die Tabelle 25:

**Tabelle 25: Inputs und Outputs des Basisprozesses „Deponie Mannerdorf“ im Szenario „In-Situ Aerobisierung realer Ablauf“.**

Inputs			
Fluss	Größe	Menge	Einheit
Abfall in Deponie	Masse	1000	kg
Druckluft	Normvolumen	126,2	Nm <sup>3</sup>
Fahrzeugkilometer	Länge	139,5	m
Mähen	Anzahl	1	Stück
Outputs			
Fluss	Größe	Menge	Einheit
Abwasser	Masse	128,37	kg
AOX	Masse	$3,75 * 10^{-4}$	kg
Ammonium	Masse	0,11	kg
BSB	Masse	$1,51 * 10^{-3}$	kg
CSB	Masse	0,36	kg
Chlorid	Masse	0,46	kg
Chrom	Masse	$3,0932 * 10^{-5}$	kg
CO <sub>2</sub>	Masse	18,81	kg
Kupfer	Masse	$3,85 * 10^{-5}$	kg
Methan	Masse	1,98	kg
Nitrat	Masse	$1,16 * 10^{-2}$	kg
Nitrit	Masse	$4,46 * 10^{-4}$	kg
Phosphat	Masse	$9,64 * 10^{-4}$	kg
Sulfat	Masse	$1,26 * 10^{-2}$	kg
Zink	Masse	$9,96 * 10^{-5}$	kg

### 4.3 Szenario „Räumung“

Das Räumungsszenario unterscheidet sich wesentlich vom Referenzszenario und von der In-Situ Aerobisierung, wie in Abbildung 17 ersichtlich. Aufgrund der Tatsache, dass die gesamte abgelagerte Masse an Abfall entfernt (ausgehoben) wird, kann in diesem Szenario auf den Prozess Mähen gänzlich verzichtet werden. Zum Unterschied zu allen anderen Szenarien kommen bei der Räumung eine Vorbelüftung des Deponiematerials (siehe 4.3.6) und Räumungsmaschinen (Bagger, siehe 4.3.5) zum Einsatz. Diese werden ebenso in der Bilanz berücksichtigt wie die mechanisch-biologische Abfallbehandlung des Deponiematerials (siehe 4.3.3) sowie die Verwertung der jeweiligen gewinnbaren Fraktionen (4.3.7, 4.3.8.). Am Ende steht die endgültige Deponierung (4.3.9) der nicht mehr zu verwertbaren Fraktion. Es wird angenommen, dass dabei verhältnismäßig maximal jene Emissionen entstehen können, welche auch auf der Deponie Mannersdorf entstehen. Sämtliche Transporte (LKW, Güterzug) finden ebenfalls Berücksichtigung.

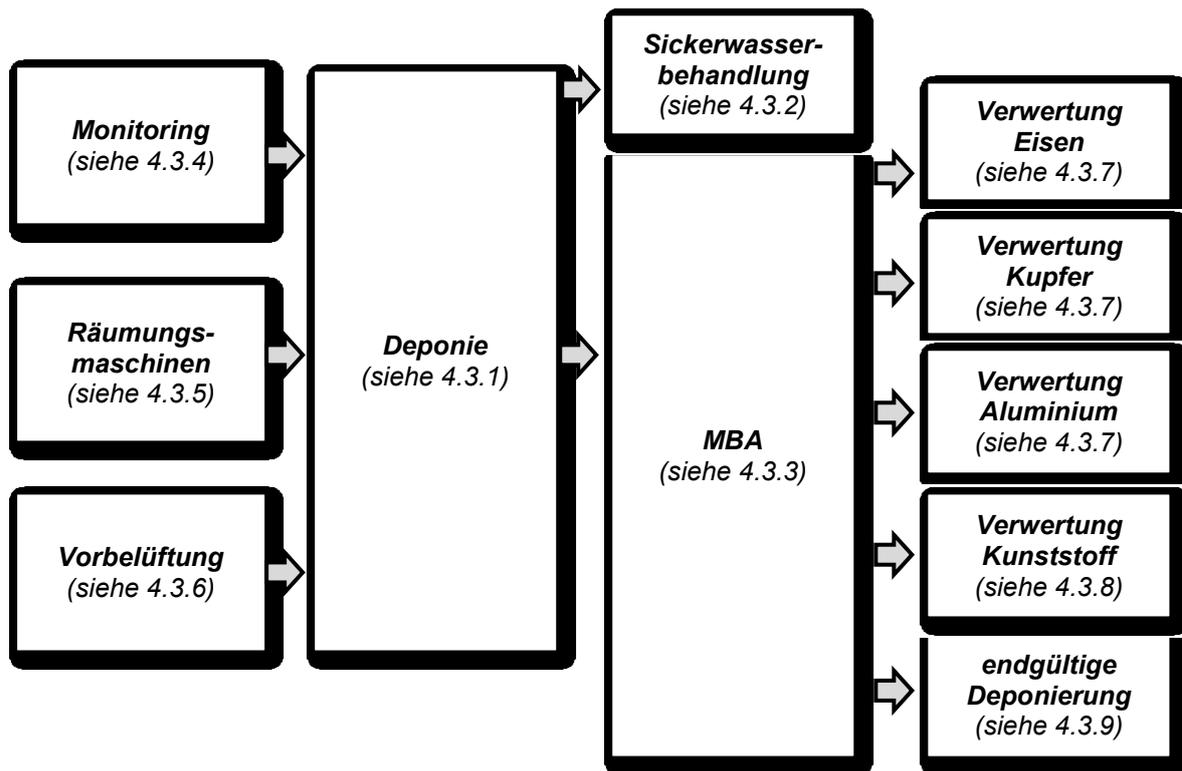


Abbildung 17: Schematische Darstellung des Szenarios Räumung.

#### 4.3.1. Basisprozess Ablagerungsverhalten

Das Ablagerungsverhalten wird analog zum Referenzszenario und zum Szenario „In-Situ Aerobisierung“ jeweils anhand der Emissionen in die Luft und in das Grundwasser beschrieben.

##### 4.3.1.1. Deponiegas

Meist wird bei einer Deponieräumung aus Gründen des Arbeitsschutzes und der Geruchsstabilisierung zwei bis drei Wochen mit Hochdruckverfahren vorbelüftet. Dabei kommen Druckstöße von 6 bar zur Anwendung, um mit Sauerstoff angereicherte Umgebungsluft in den Deponiekörper einzubringen (PRANTL, 2004). Gleichzeitig wird das deponierte Material getrocknet, die Gesamtmasse verringert und somit Transportkosten eingespart. Aufgrund der kurzen Betriebszeit (von ca. zwei Wochen) werden in diesem Szenario keine Auswirkungen auf die Deponiegasemissionen angenommen.

Emissionen (der Deponie) in die Luft entstehen nur während der Räumungsphase, da in diesem Szenario von einem hundertprozentigen Sanierungserfolg ausgegangen wird. Beginnend mit Jahresanfang 2007 beträgt die Räumungsdauer acht Monate (siehe 3.4.3). Nach der Berechnung nach Mostbauer et al. (2002) würde sich in diesem Zeitraum 364.320 m<sup>3</sup> Deponiegas bilden. Unter der Annahme einer konstanten Räumungsgeschwindigkeit verringert sich der (einstweilig) in der Deponie verbleibende Anteil (des Abfalls) linear. Daher entspricht die Deponiegasemission genau der Hälfte dieses Wertes, nämlich 182.160 m<sup>3</sup>. In diesem Szenario wird die biologische Methanoxidation von 10% nicht berücksichtigt, weil das Abtragen der obersten Bodenschicht eben diese in Folge fehlenden Bodensubstrats vermutlich sehr stark hemmen würde. Bei einer Zusammensetzung von 60 Vol%CH<sub>4</sub> zu 40 Vol% CO<sub>2</sub> ergeben sich durch die Deponie Mannersdorf im Szenario „Räumung“ somit klimarelevante Methanemissionen in der Größenordnung von 109.296 m<sup>3</sup> (78.693,12 kg). Pro funktioneller Einheit werden in 30 Jahren also 0,38 kg CH<sub>4</sub> (sowie 0,42 kg biogenes CO<sub>2</sub>) in die Atmosphäre emittiert.

Lachgasemissionen wurden analog zum Szenario „In-Situ Aerobisierung“ (siehe 4.2.2) gemäß der UNFCCC-Methodologie AM0083 (UNFCCC, 2009) berechnet. Geht man davon aus, dass sich in sechs Jahren (= 312 Wochen) rund 279 t CO<sub>2</sub>-Äquivalente N<sub>2</sub>O bilden, so bilden sich (unter Annahme eines linearen Verlaufs der Gasbildung) während der zweiwöchigen Vorbelüftung grob geschätzt rund 1,79 t CO<sub>2</sub>-Äquivalente N<sub>2</sub>O.

#### **4.3.1.2. Sickerwasser**

Unter der Annahme einer vollständigen und erfolgreichen (d. h. die gesamte Emissionsquelle wurde beseitigt) Räumung, sollten keine schädlichen Stoffe mehr über den Wasserpfad emittiert werden. Die etwaigen quantitativen und qualitativen Auswirkungen der zweiwöchigen Hochdruckbelüftung auf das Sickerwasser werden bei der Modellierung nicht berücksichtigt. Für den Zeitraum der Räumung wird demnach angenommen, dass verhältnismäßig dieselbe Menge an Sickerwasser ins Grundwasser entweicht, wie im Referenzszenario, d. h. das Grundwasser wird gleich wie in allen anderen Szenarien mit 10% des Sickerwassers belastet. Daher wurden die für die Berechnung der Umweltauswirkungen verwendeten Werte aus jenen des Referenzszenarios ermittelt. Nimmt man an, dass im Referenzszenario jährlich 79 m<sup>3</sup> (in 30 Jahren 2.370 m<sup>3</sup>) Sickerwasser ins Grundwasser gelangen, wären dies in acht Monaten rund 53 m<sup>3</sup> (pro 208.000 t abgelagertem Material). Unter konstanter Räumungsgeschwindigkeit und somit linear abnehmendem Anteil des einstweilig in der Deponie verbleibenden Abfalls wird genau die Hälfte, d. h. 26 m<sup>3</sup> Sickerwasser emittiert. In Anbetracht dieser Überlegungen kann davon ausgegangen werden, dass eingegebene Werte der Sickerwasseremissionen im Räumungsszenario rund 1,1% (26 m<sup>3</sup> / 2.370 m<sup>3</sup>) von jenen des Referenzszenarios betragen.

Das abzutransportierende, nicht zur Grundwasserbelastung beitragende Sickerwasser kann ebenfalls aus den Daten des Referenzszenarios errechnet werden. Dieses beträgt im Referenzszenario 4,3 Liter pro funktioneller Einheit und Jahr. In acht Monaten ergäbe dies 0,3 Liter pro funktioneller Einheit. Allerdings werden bei dieser Betrachtung schwankende Niederschlagsmengen nicht berücksichtigt. Aus diesem Grund wird auf die monatspezifischen Abholmengen der NUA (BUDISCHOWSKY, 2011) zurückgegriffen. Demnach wurden in den ersten acht Monaten des Jahres 2007 insgesamt 449 m<sup>3</sup> (2,16 Liter pro funktioneller Einheit) Sickerwasser gefasst und abtransportiert (siehe Tabelle 12 in Kapitel 4.1.1.2). Das gefasste, und der Aufbereitung zugeführte Wasser wird nur während der Räumung abgeholt. Nach der Sanierungsmaßnahme ist dies aus oben genannten Gründen nicht mehr notwendig.

Die Konzentration an Schadstoffen wird ebenfalls als gleichwertig zu jener im Referenzszenario betrachtet (siehe dazu Tabelle 11, Referenzszenario Kapitel 4.1.1.2 „Sickerwasser“).

#### **4.3.2. Sickerwasserbehandlung**

Wie im Kapitel „Ablagerungsverhalten“ bereits erwähnt, fallen im Szenario „Räumung“ bedeutend geringere Mengen an Sickerwasser an. Der Prozess der Sickerwasserbehandlung ist jedenfalls in allen Szenarien gleich.

#### **4.3.3. Mechanisch-biologische Behandlung**

Nach Angaben der NUA (BUDISCHOWSKY, 2011) würde eine mechanisch-biologische Behandlung in der bestehenden Anlage in Wiener Neustadt erfolgen. Der angelieferte Abfall wird homogenisiert, bei Bedarf befeuchtet und in einen Rottetunnel befördert. Die Dauer der Intensivrotte beträgt rund zwei Wochen. Bei Bedarf wird das Rottematerial abermals durchmischt, befeuchtet sowie für weitere zwei Wochen in einen Rottetunnel eingebracht. Im Anschluss erfolgt die Abtrennung von Wertstoffen (Metallabscheidung, Kunststoffe). Die Abluft der Hallen wird in einem Sprühwäscher entstaubt und in Biofiltern

gereinigt, jene der Intensivrottetunnel einer regenerativen thermischen Oxidation (RTO) unterzogen. Beim aeroben Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen entstehendes Kohlendioxid wird als biogenen Ursprungs (und daher CO<sub>2</sub>-neutral) betrachtet. Der Rotteverlust (Massereduktion infolge der Abbauprozesse) beträgt laut Homepage des Abfallwirtschaftsverbandes Wiener Neustadt (AWV WIENER NEUSTADT, 2011) in etwa ein Drittel der Inputmasse. Laut Neubauer et al. (2006) betrug der Rotteverlust österreichischer MBA-Anlagen im Jahr 2005 rund 23 %. Hier sind jedoch bereits die Masse der Wert- und Störstoffe inkludiert. Außerdem beziehen sich diese Angaben auf Restmüll. Das Deponiematerial aus Mannersdorf ist jedoch deutlich weniger reaktiv. So wies es zu Beginn des Pilotprojektes INTERLAND im Jahre 2003 einen Wert von 1,9% der gesamten Trockenmasse auf (siehe Tabelle 7), welcher unter aeroben Milieubedingungen für mikrobielle Abbauprozesse verfügbar ist (HUBER-HUMER et al., 2006). Würde man von den Angaben von Neubauer et al. (2006) die Wertstoffanteile des Mannersdorfer Deponiematerials abziehen (insgesamt rund 11%), blieben lediglich 12 Masse% Rotteverlust. Von diesem Wert müssten noch die Störstoffe abgezogen werden. Da das Deponiematerial zum Zeitpunkt der fiktiven Räumung (2007) bereits stark abgebaut und stabil war (siehe 4.1.1), wird in dieser Diplomarbeit die Annahme getroffen, dass der Rotteverlust für die Bilanzierung vernachlässigbar ist. Zudem würde sich eine Berücksichtigung des Rotteverlustes nur in Form von verringerten Transportaufwendungen manifestieren. Während der Rotte gebildetes CO<sub>2</sub> wird als biogenen Ursprungs angesehen.

Laut Neubauer et al. (2006) können bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung treibhausrelevante Gase wie Methan (bei anaeroben Milieubedingungen) bzw. Lachgas (N<sub>2</sub>O) emittiert werden. Aufgrund der geringen Reaktivität des Materials (s. o.) ist jedoch nicht mit bedeutenden Emissionen zu rechnen. Diese sind somit für die Bilanzierung vernachlässigbar. An dieser Stelle wird daher die Annahme getroffen, dass sämtliche klimarelevanten Gase in Folge einer optimalen Betriebsführung erst gar nicht entstehen (z. B. Methan), bzw. zur Gänze im Biofilter der Anlage gereinigt werden.

Die angenommenen Daten des Energieverbrauchs des MBA-Prozesses basieren auf Untersuchungen zu Energiebilanzen von diversen bestehenden MBA-Anlagen. Folgende Tabelle 26) stellt eine Auflistung der Input- und Outputdaten von MBA-Anlagen dar.

**Tabelle 26: Energieinput und nutzbarer Output bei MBA-Anlagen für kommunalen Abfall; Daten nach Fricke, et al. (2005).**

	Input			nutzbarer Output		
	Strom (kWh/t Input)	Wärme (kWh/t Input)	Diesel (l/t Input)	Biogas (Nm <sup>3</sup> /t Input)	Strom (kWh/t Input)	Wärme (kWh/t Input)
<b>MBA - aerob</b>	40 - 70	---	0,5	---	---	---
<b>MBA - anaerob</b>	50 - 80	10-30	0,5	60 - 110	120 - 220	210 - 390

Im Szenario Räumung erfolgt die Behandlung des ausgeräumten Deponiematerials in einer aeroben-MBA (Wiener Neustadt). Daher wird der Energiebedarf gemäß Tabelle 26 mit 40 kWh Strom sowie 0,5 Litern Diesel pro Tonne Input geschätzt.

Entstehendes Prozesswasser der mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlage wird im Kreislauf geführt. Aus diesem Grund fallen keine Abwässer zur externen Entsorgung an (NEUBAUER et al., 2006).

Die Umweltauswirkungen des Prozesses der mechanisch-biologischen Aufbereitung ergeben sich in dieser vergleichenden Ökobilanz demnach aus Transportaufwendungen und dem Input an Energie. Die Errichtung der Anlage sowie Aufwendungen für Wartungsarbeiten werden aus Gründen des Datenmangels nicht berücksichtigt.

### 4.3.4. Monitoring

Der Prozess Monitoring entspricht zum Teil jenem des Referenzszenarios. Zusätzlich wird jedoch angenommen, dass täglich Fahrten zur Deponie im Zusammenhang mit der Bauaufsicht sowie behördlicher und chemischer Aufsicht anfallen. In diesem Szenario wird von einem totalen Räumungserfolg ausgegangen, d. h. die Emissionsquelle wird somit zur Gänze beseitigt. Trotzdem wird an dieser Stelle angenommen, dass nach Ende der Räumungsarbeiten für zehn Jahre Monitoringmaßnahmen notwendig sein werden.

**Tabelle 27: Input- Output Darstellung des Monitoringprozesses im Räumungsszenario. Datenquelle: NUA (Budischowsky, 2011)**

Input:	Output:
<p><b>Kilometerleistungen:</b>            2 mal / Jahr Siwa Probenahme aus. Südstadt:            In 8 Monaten: <math>2 * 34 \text{ km} * 2 = 136 \text{ km}</math>            2 mal / Jahr Grundwasser aus. Seibersdorf:            In 8 Monaten: <math>2 * 9,4 \text{ km} * 2 = 37,6 \text{ km}</math>            1 mal pro Monat aus Traiskirchen:            In 8 Monaten: <math>8 * 30 \text{ km} * 2 = 480 \text{ km}</math></p> <p>Täglich (8 Monate * 30 = 240 Fahrten):            Fahrten der chemischen Aufsicht, örtl.            Bauaufsicht, behördliche Aufsicht,            Beweissicherung etc.</p> <p>Annahme: regional (Umkreis 20 km)  <math>240 * 20 \text{ km} * 2 = 9.600 \text{ km}</math></p> <p>Ein Jahrzehnt zusätzlich zweimal jährlich            Monitoringmaßnahmen nach Abschluss der            Räumung: <math>2 * 10 = 20 \text{ Fahrten}</math>  <math>20 \text{ Fahrten} * 20 \text{ km} = 400 \text{ km}</math></p> <p>Insgesamt: 10.653,6 km            Pro funktionelle Einheit ~ <b>51 m</b></p> <p><b>Fahrzeugtyp:</b>            PKW (Diesel &gt; 2l), Abgasklasse EURO 4</p> <p><b>Kraftstoffbereitstellung</b> je nach Verbrauch            nach GaBi 4.3, Diesel ab Regionallager</p>	<p><b>Emissionen</b> der Transporte bzw. Bereitstellung            von Kraftstoff nach Ecolnvent (Spielmann et al.,            [2007] bzw. Jungbluth, [2007]).</p>

### 4.3.5. Räumungsmaschinen

Für die Bilanzierung während der Räumung eingesetzter Maschinen wurden Einschätzungen der Studie des österreichischen Umweltbundesamtes „Altlastensanierung in Österreich – Effekte und Ausblick“ (UBA, 2007) herangezogen. Einen Überblick über die verwendeten Daten liefert folgende Tabelle:

**Tabelle 28: Prozess Baumaschinen für Räumung. Datenquelle: Studie des österreichischen Umweltbundesamtes „Altlastensanierung in Österreich – Effekte und Ausblick“ (UBA, 2007).**

Daten	Wert	Einheit
Kraftstoffverbrauch einer Räumungsmaschine	25	Liter Diesel / h Arbeit
Leistung einer Räumungsmaschine	110	m <sup>3</sup> / h Arbeit
1 Arbeitstag	8	h Arbeit

Input	Output
<p><b>2 Räumungsmaschinen/Zeit:</b></p> <p>Leistung = 220m³/h; rd. 945h (rd. 118 Arbeitstage) für die gesamte Deponie Mannersdorf. 1 Arbeitswoche = 5Tage (Mo.-Fr.); Für die Räumung der gesamten Deponie wären demnach rd. 24 Wochen (rund 6 Monate) notwendig. Für Vor- und Nacharbeiten werden noch weitere 2 Monate veranschlagt. Insgesamt ergibt sich somit eine Räumungsdauer von ca. 8 Monaten**</p>	<p>Arbeitszeit ergibt keine Emissionen (Outputs).</p> <p>Indirekt über Emissionen der Deponie (siehe Kapitel 4.3.1): je schneller gearbeitet wird, desto weniger Emissionen entweichen in die Atmosphäre.</p>
<p><b>Kraftstoff:</b></p> <p>2 Maschinen leisten 220 m³/h, benötigen dafür 25 * 2 l Diesel (ab Regionallager). 945 h * 50 l = 47.272,72 l Diesel für die gesamte Räumung. Pro funktioneller Einheit: 0,227 Liter</p>	<p><b>Emissionen</b> der Transporte bzw. Bereitstellung von Kraftstoff nach Ecolnvent (Spielmann et al., [2007] bzw. Jungbluth, [2007]).</p>
<p><b>Transporte:</b></p> <p>Es wird gleich dem In-Situ Szenario von einer regionalen Anlieferung der Bagger ausgegangen (Umkreis von 20 km).</p> <p>20 km * 2 Richtungen * 2 Bagger = 80 km Pro funktionelle Einheit = <math>3,846 * 10^{-4}</math></p> <p><b>Fahrzeugtyp:</b> LKW, 24,7 t Nutzlast, Abgasklasse EURO 4</p> <p>Fahrten mit PKW wurden aufgrund von Datenmangel als vernachlässigbar weggelassen.</p> <p><b>Kraftstoffbereitstellung:</b> Diesel ab Regionallager</p>	<p><b>Emissionen</b> der Transporte bzw. Bereitstellung von Kraftstoff nach Ecolnvent (Spielmann et al., [2007] bzw. Jungbluth, [2007]).</p>
<p><b>Wartung/Service</b> werden als vernachlässigbar angesehen und somit bei der Bilanzierung nicht berücksichtigt.</p>	---

\*\*Anmerkung: die Räumungsdauer von 8 Monaten ist auch nach verfügbaren Daten der Homepage ([www.umweltbundesamt.at](http://www.umweltbundesamt.at)) des österreichischen Umweltbundesamtes realistisch (UBA, 2011): Räumungen dauerten von 4 Monaten („Deponie Ortmann“; 60.731 t) bis zu 11 Monate („Deponie Urstein“; 200.000 m³), jedoch ist festzuhalten, dass diese Zeiten sämtliche Vorerkundungen und –arbeiten beinhalten.

Die Abbildung 37 im Anhang C bietet einen schematischen Überblick dieses Prozesses.

Parallel zur Räumungstätigkeit erfolgen der Abtransport des Deponiematerials und die Verbringung zur MBA in Wiener Neustadt. Aus diesem Grund werden an dieser Stelle sämtliche Transportwege tabellarisch angeführt:

**Tabelle 29: Transportwege des Räumungsszenarios. Quelle: eigene Darstellung nach Daten der NUA (Budischowsky, 2011).**

Transportgut	Transport		Masse	Transportmittel	Kilometer	Kilometer gesamt*
	von	bis				
Aushubmaterial	Mannersdorf	Wr. Neustadt (MBA)	208.000,00 t	LKW	40 km	665.600 km
Leichtfraktion	Wr. Neustadt	Dürnrrohr	14.809,60 t	Bahn	105 km	1.050 km

	(MBA)	(MVA)				
Nicht verwertbarer Rest	Wr. Neustadt (MBA)	Wr. Neustadt (Massenabfall- deponie)	185.744,00 t	LKW	13 km	96.587 km
Eisen	Wr. Neustadt (MBA)	Linz (Stahlwerk)	7.072,00 t	LKW	230 km	130.125 km
Kupfer	Wr. Neustadt (MBA)	Brixlegg (Kupferhütte)	237,12 t	LKW	450 km	8.532 km
Aluminium	Wr. Neustadt (MBA)	AMAG Ranshofen	137,28 t	LKW	330 km	3.624 km

\*Anmerkung: Bei LKW-Transport mit 25 Tonnen Nutzlast. Berücksichtigt werden beide Fahrrichtungen, abgesehen vom Bahntransport. Annahmen zum Bahntransport: Güterwaggon mit 50 t Nutzlast, d. h. rund 296 Waggonladungen. Bei angenommenen 30 Waggon pro Zug ergeben sich 10 Fahrten.

#### 4.3.6. Vorbelüftung

Im Zuge der Räumung wird zwei Wochen lang vorbelüftet. In Tabelle 30 sind hierfür getroffene Annahmen sowie errechnete Daten aufgelistet, in Abbildung 38 (Anhang C) wird der Prozess graphisch dargestellt.

**Tabelle 30: Input- Outputdarstellung des Prozesses Hochdruckbelüftung. Quelle: eigene Darstellung nach Degener (2011).**

Input	Output:
<b>Energie</b> Energieverbrauch von 5 kWh je Mg oder m <sup>3</sup> Deponiematerial (Degener, 2011). Pro 208.000 t = 1.040.000 kWh Dieser Wert inkludiert die Druckstoßbelüftung des Deponiekörpers bei gleichzeitiger Absaugung der Deponiegase mit dem Biopuster <sup>®</sup> -System. Prozesse des An- und Abtransports der Anlage sind in obigem Wert nicht inkludiert.	<b>Emissionen</b> nach Ecolnvent-Datenbank (Frischknecht et al., 2007).
<b>Transporte</b> (lokal = 30 km)  <b>Fahrzeugtyp:</b> LKW, 24,7 t Nutzlast, Abgasklasse EURO 4  PWK, Diesel, >2 l EURO 4	<b>Emissionen</b> der Transporte bzw. Bereitstellung von Kraftstoff nach Ecolnvent-Datenbank (Spielmann et al., [2007] bzw. Jungbluth, [2007]).

Tabelle 31 beschreibt den Basisprozess der Deponie Mannersdorf in einer Input-Output-Darstellung, welcher auch Eingabewerte der Vorbelüftung, Fahrzeugkilometer sowie der Räumungsmaschinen enthält.

**Tabelle 31: Inputs und Outputs des Basisprozesses „Deponie Mannersdorf“ im Szenario „Räumung“.**

Inputs			
Fluss	Größe	Menge	Einheit
Abfall in Deponie	Masse	1000	kg
Vorbelüftung	Anzahl	1	Stück
Fahrzeugkilometer	Länge	49	m
Aushub Bagger	Anzahl	1	Stück
Outputs			
Fluss	Größe	Menge	Einheit
Aushubmaterial	Masse	1000	kg
Abwasser	Masse	2,16	kg

AOX	Masse	$6,09 * 10^{-6}$	kg
Ammonium	Masse	$3,04 * 10^{-3}$	kg
BSB	Masse	$2,69 * 10^{-3}$	kg
CSB	Masse	$6,79 * 10^{-3}$	kg
Chlorid	Masse	$6,68 * 10^{-3}$	kg
Chrom	Masse	$7,31 * 10^{-7}$	kg
CO <sub>2</sub>	Masse	0,42	kg
Kupfer	Masse	$1,59 * 10^{-7}$	kg
Methan	Masse	0,38	kg
Nitrat	Masse	$5,00 * 10^{-6}$	kg
Nitrit	Masse	$1,19 * 10^{-6}$	kg
Phosphat	Masse	$1,49 * 10^{-5}$	kg
Sulfat	Masse	$4,44 * 10^{-4}$	kg
Zink	Masse	$1,09 * 10^{-6}$	kg

#### 4.3.7. Stoffliche Verwertung „Metalle“

Aufgrund fehlender Input- sowie Outputdaten von Aufbereitungsprozessen der im Rahmen der Räumung und mechanisch-biologischen Behandlung gewonnenen Metalle (Eisen, Kupfer, Aluminium) wird deren Umweltrelevanz in anderer Art und Weise berücksichtigt. Die in der Ecolnvent-Datenbank verfügbaren Prozesse „Produktionsmix“ (CLASSEN et al., 2007) von angesprochenen Metallen beschreiben die jeweilige Produktion mitsamt ihren Emissionen. An dieser Stelle kommt die Gutschriftenmethode zur Anwendung. Dabei werden den gewonnen Metallen (Sekundärrohstoffen) Gutschriften zugerechnet, welche dem Herstellungsaufwand der ersetzten Primärrohstoffe („Produktionsmix“) entsprechen. Dadurch wird die Einsparung an Emissionen (d. h. der zusätzliche Nutzen) durch die Verwendung von Sekundärrohstoffen aus der Deponie deutlich. Im Kapitel der Wirkungsbilanz (siehe Kapitel 5) errechnete Massen an emittierten CO<sub>2</sub>-Äquivalenten (Wirkungskategorie Treibhauseffekt) bzw. Phosphat-Äquivalenten (Wirkungskategorie Eutrophierungspotential) scheinen in Folge der Zurechnung von Gutschriften als negative Werte auf. Diese stellen somit eine Verringerung der Umweltbelastung dar.

#### 4.3.8. Thermische Verwertung „Kunststoff“

Die Verwertung des in der mechanisch-biologischen Behandlung abgetrennten Kunststoffanteils würde nach Rücksprache mit der NUA (BUDISCHOWSKY, 2011) in der Müllverbrennungsanlage Dürnröhr erfolgen. Es wird die Annahme getroffen, dass diese Fraktion für den Verbrennungsprozess geeignet ist. Um die Emissionen dieses Prozesses zu erfassen, wurde auf den fertigen Prozess „Entsorgung, Kunststoffe, Mischung, in Kehrichtverbrennung“ der Ecolnvent Datenbank zurückgegriffen. Dieser bilanziert alle notwendigen Prozessschritte, inklusive der Ablagerung verbliebener Reststoffe (DOKA, 2007). Analog zum Kapitel 4.3.7 wird die Gutschriftenmethode angewendet. Um die Menge an anfallenden Gutschriften gegenzurechnen, muss der Wirkungsgrad (Verhältnis Nutzleistung zu zugeführter Leistung) der MVA Dürnröhr bekannt sein. Dieser betrug vor der mittlerweile im Betrieb befindlichen dritten Verbrennungslinie 76 – 78% (BÖHMER et al., 2006). Diese Ergebnisse bestätigen auch die Angaben (Energiepotenzial von 210 MW, 300.000 Jahrestonnen, Heizwert von Abfall ca. 10 MJ/kg) des Betreibers (EVN ABFALLVERWERTUNG NÖ, 2011), aus welchen eine grobe Schätzung von 74% abgeleitet werden kann. Laut Rettenberger (2010) hat die Leichtfraktion aus geräumten Deponien einen durchschnittlichen Heizwert von 18 – 22 MJ/kg. Rechnet man mit dem arithmetischen Mittel von 20 MJ/kg Leichtfraktion der Deponie Mannersdorf und einem Wirkungsgrad von 78% (s. o.), ergibt dies einen Wert von 15,6 MJ Energie pro kg, für den Gutschriften gegengerechnet werden müssen. Dies geschieht mittels eines invertierten Prozesses von Nutzwärme aus Steinkohle.

Abbildung 39 im Anhang C bildet die thermische Verwertung schematisch ab. Der Transport zur Müllverbrennungsanlage Dürnrohr erfolgt über die Schiene. Hierfür wird ein Prozess der durchschnittlichen Güter Traktion angenommen, welcher sowohl elektrifizierte wie auch nicht elektrifizierte Transportabschnitte beinhaltet (SPIELMANN et al, 2007). Daher werden neben Strom (österreichischer Strommix ab Netz) auch Diesel (ab Regionallager) als Inputs für den Bahntransport benötigt.

#### 4.3.9. Deponierung

Da es in den zur Verfügung stehenden Datenbanken keinen passenden, vorgefertigten Deponieprozess gibt (siehe z. B. Tabelle 47, Anhang C) für eine endgültige Ablagerung in einer österreichischen Massenabfalldeponie gibt, muss das Ablagerungsverhalten des aufbereiteten Materials abgeschätzt werden. Die Obergrenze bilden die Eingabewerte des Referenzszenarios. In dieser Masterarbeit wird die Annahme getroffen, dass in keinem Fall mehr Emissionen entstehen können als im Referenzszenario, da das Deponiematerial mit fortgeschrittener Zeit zusehends stabilisiert wird. Um die Emissionen der endgültigen Ablagerung abzuschätzen, werden daher jene des Referenzszenarios verhältnismäßig übernommen (Berücksichtigung der Massereduktion). Die Emissionswerte des Deponiematerials entsprechen den gesetzlichen Anforderungen für die Ablagerung auf einer österreichischen Massenabfalldeponie.

Als „Räumung A“ wird in Kapitel 5 jenes Teilszenario bezeichnet, bei dem die in der Deponie enthaltenen Metalle (Aluminium, Eisen, Kupfer; siehe Tabelle 4) zur Gänze (100%) verwertet werden. Da nicht genau bekannt ist, in welcher Qualität die Wertstoffe vorliegen, kann keine verlässliche Angabe zu Verwertungsquoten gemacht werden. Um einen Vergleichswert darzustellen und eine Schwankungsbreite zu gewährleisten, wird das Teilszenario „Räumung B“ beschrieben. Dieses geht von der Annahme aus, dass lediglich die Hälfte (50%) der Masse an Metallen tatsächlich verwertet wird. Anfallende Gutschriften sind in diesem Teilszenario daher geringer als im Szenario „Räumung A“. Auf sämtliche Prozesse des Räumungsszenarios hat diese Unterscheidung jedoch keinen Einfluss.

## 5 Wirkungsbilanz

Um die Umweltrelevanz der drei Szenarien zu verdeutlichen werden in diesem Kapitel weitergehende Informationen bereitgestellt.

### 5.1 Referenzszenario „Ist-Zustand“

Tabelle 32 zeigt die Wirkungsbilanz des Referenzszenarios. Bei der Darstellung wurde des besseren Verständnisses und Übersichtlichkeit wegen das Szenario in die Teilbereiche Sickerwasser, Mähen, Monitoring sowie in den Basisprozess Deponie untergliedert. Mittels der Funktion der Planschachtelung in GaBi 4.3 wurden eben diese Elemente auf einem Hauptplan verbunden. Die einzelnen Pläne enthalten sämtliche in der Sachbilanz erläuterten Informationen.

**Tabelle 32: Wirkungsbilanz des Referenzszenarios.**

<b>Treibhauspotential (GWP 100) [kg CO<sub>2</sub>-Ävu.] nach CML 2001, Dez. 2007</b>					
	<b>SUMME</b>	<b>Sickerwasser</b>	<b>Mähen</b>	<b>Monitoring</b>	<b>Deponie</b>
<b>Pro funkt. E. (1 t)</b>	290,30	5,32	0,02	0,03	284,93
<b>Pro 208.000t</b>	6,04E+07	1,11E+06	4,68E+03	6,26E+03	5,93E+07
<b>in %</b>	100%	1,83%	0,01%	0,01%	98,15%
<b>Eutrophierungspotential (EP) [kg Phosphat-Äqv.] nach CML 2001, Dez. 2007</b>					

	SUMME	Sickerwasser	Mähen	Monitoring	Deponie
Pro funkt. E. (1 t)	2,22E-02	2,00E-03	2,99E-05	2,07E-05	2,02E-02
Pro 208.000t	4,62E+03	4,15E+02	6,21E+00	4,31E+00	4,19E+03
in %	100%	8,99%	0,13%	0,09%	90,79%

In Abbildung 18 werden die jeweiligen Anteile oben genannter Bereiche zum Treibhaus- sowie zum Eutrophierungspotential prozentuell dargestellt.

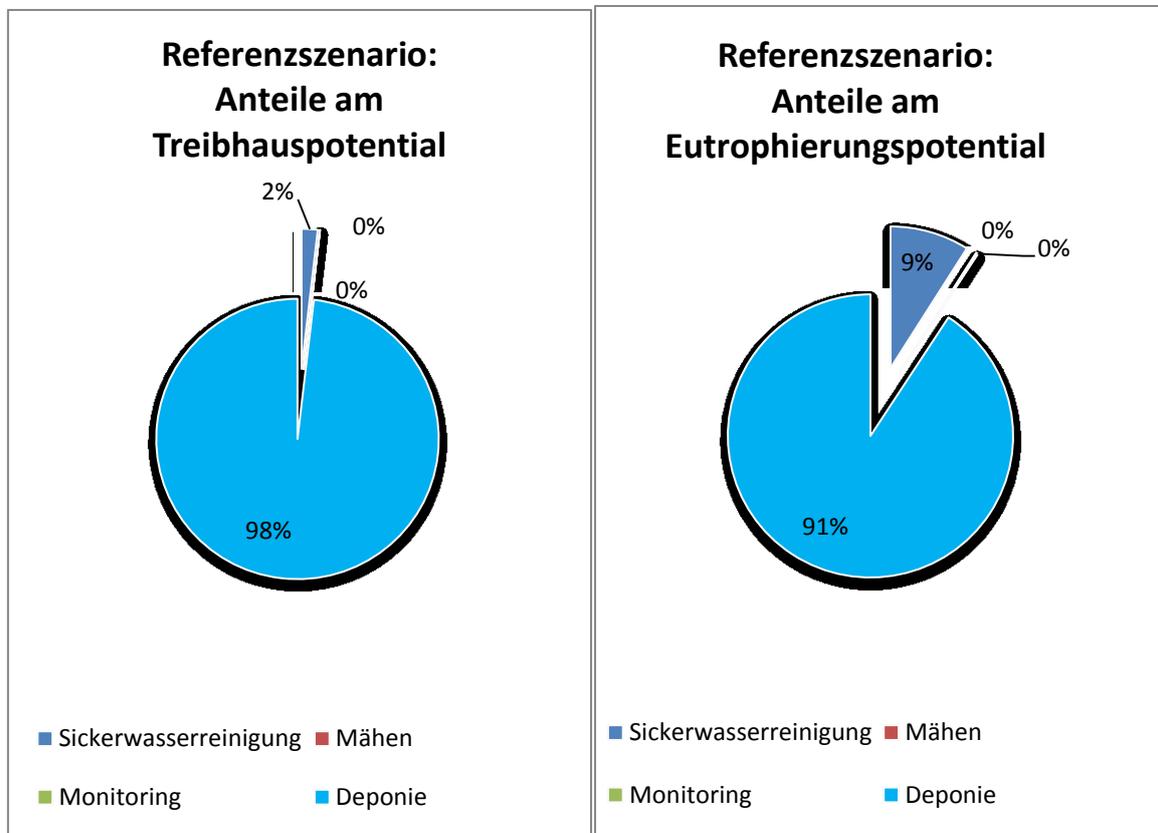


Abbildung 18: Referenzszenario: Darstellung der Anteile (gerundete Werte) am Treibhaus- und Eutrophierungspotential.

## 5.2 Szenario „In-Situ Aerobisierung“

Dieses Kapitel zur Wirkungsbilanz wird in Folge der Unterscheidung zwischen den Subszenarien „idealer-“ und „realer Ablauf“ ebenso gegliedert.

### 5.2.1. „In-Situ Aerobisierung idealer Ablauf“

Tabelle 33 zeigt die Wirkungsbilanz des Szenarios In-Situ Aerobisierung „idealer Ablauf“ ohne Berücksichtigung von Lachgasemissionen. Analog zum Referenzszenario erfolgt eine Unterteilung in Teilbereiche.

Tabelle 33: Wirkungsbilanz des Szenarios In-Situ Aerobisierung „ideal“ ohne Berücksichtigung von N<sub>2</sub>O.

In-Situ Aerobisierung „ideal“: Treibhauspotential (GWP 100) [kg CO <sub>2</sub> -Ävu.] nach CML 2001, Dez. 2007						
	SUMME	Sickerwasser	Belüftung	Mähen	Monitoring	Deponie
Pro funkt. E. (1 t)	17,62	5,32	5,48	0,02	0,03	6,77
Pro 208.000t	3,67E+06	1,11E+06	1,14E+06	4,68E+03	6,78E+03	1,41E+06
in %	100%	30,20%	31,07%	0,13%	0,18%	38,42%

**In-Situ Aerobisierung „ideal“: Eutrophierungspotential (EP) [kg Phosphat-Äqv.] nach CML 2001, Dez. 2007**

	SUMME	Sickerwasser	Belüftung	Mähen	Monitoring	Deponie
Pro funkt. E. (1 t)	8,27E-03	2,00E-03	1,16E-03	2,99E-05	2,24E-05	5,07E-03
Pro 208.000t	1,72E+03	4,15E+02	2,41E+02	6,21E+00	4,66E+00	1,05E+03
in %	100%	24,13%	13,99%	0,36%	0,27%	61,25%

Die Abbildung 19 stellt wiederum die prozentuellen Anteile der einzelnen Teilbereiche zum Treibhauspotential bzw. Eutrophierungspotential dar.

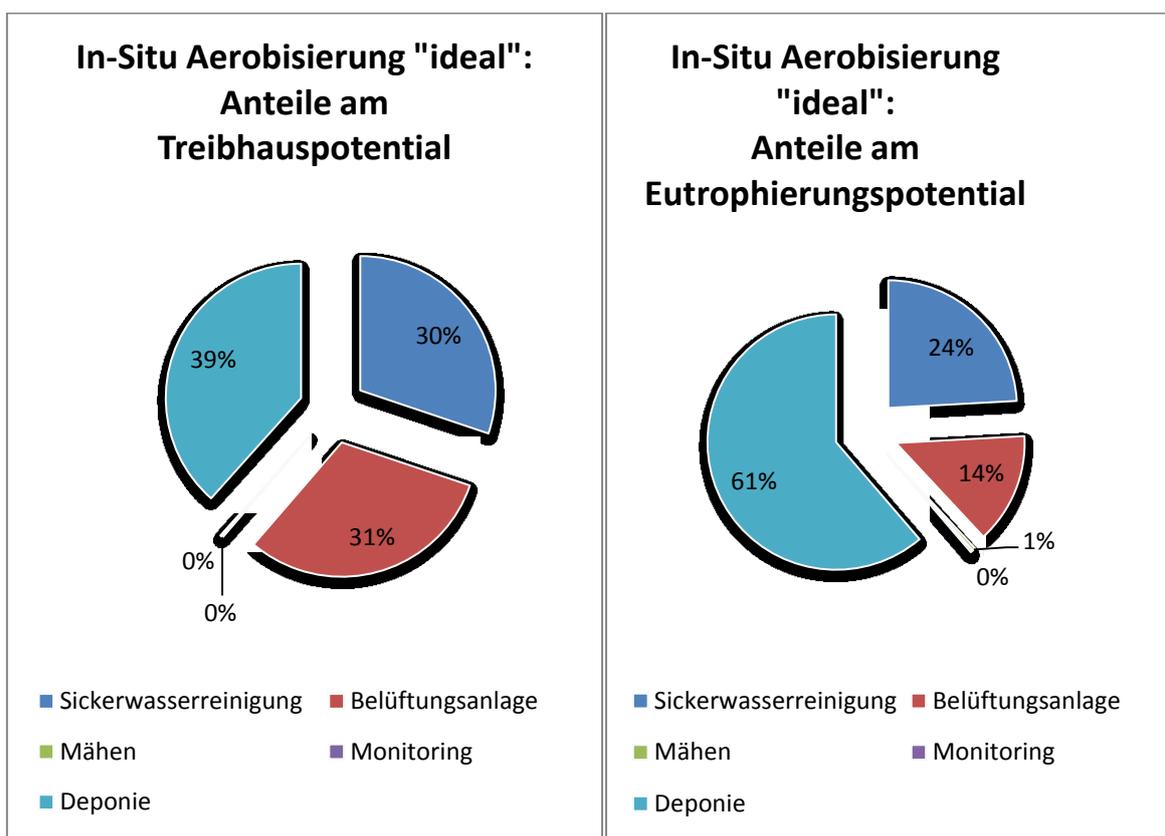


Abbildung 19: In-Situ Aerobisierung „ideal“: Darstellung der Anteile am Treibhaus- und Eutrophierungspotential.

### 5.2.2. „In-Situ Aerobisierung realer Ablauf“

Tabelle 34 zeigt die Wirkungsbilanz des Szenarios In-Situ Aerobisierung „realer Ablauf“.

Tabelle 34: Wirkungsbilanz des Szenarios In-Situ Aerobisierung „real“ ohne Berücksichtigung von N<sub>2</sub>O.

**In-Situ Aerobisierung „real“: Treibhauspotential (GWP 100) [kg CO<sub>2</sub>-Ävu.] nach CML 2001, Dez. 2007**

	SUMME	Sickerwasser	Belüftung	Mähen	Monitoring	Deponie
Pro funkt. E. (1 t)	79,28	5,32	5,48	0,02	0,03	68,43
Pro 208.000t	1,65E+07	1,11E+06	1,14E+06	4,68E+03	6,78E+03	1,42E+07
in %	100%	6,71%	6,91%	0,03%	0,04%	86,31%

**In-Situ Aerobisierung „real“: Eutrophierungspotential (EP) [kg Phosphat-Äqv.] nach CML 2001, Dez. 2007**

	SUMME	Sickerwasser	Belüftung	Mähen	Monitoring	Deponie
Pro funkt. E. (1 t)	1,33E-02	2,00E-03	1,16E-03	2,99E-05	2,24E-05	1,01E-02
Pro 208.000t	2,76E+03	4,15E+02	2,41E+02	6,21E+00	4,66E+00	2,10E+03
in %	100%	15,02%	8,71%	0,22%	0,17%	75,87%

Gleich der Vorgehensweise in obigen Kapiteln zeigen folgende Abbildungen wiederum die prozentuellen Anteile der einzelnen Teilbereiche zum Treibhauspotential bzw. Eutrophierungspotential.

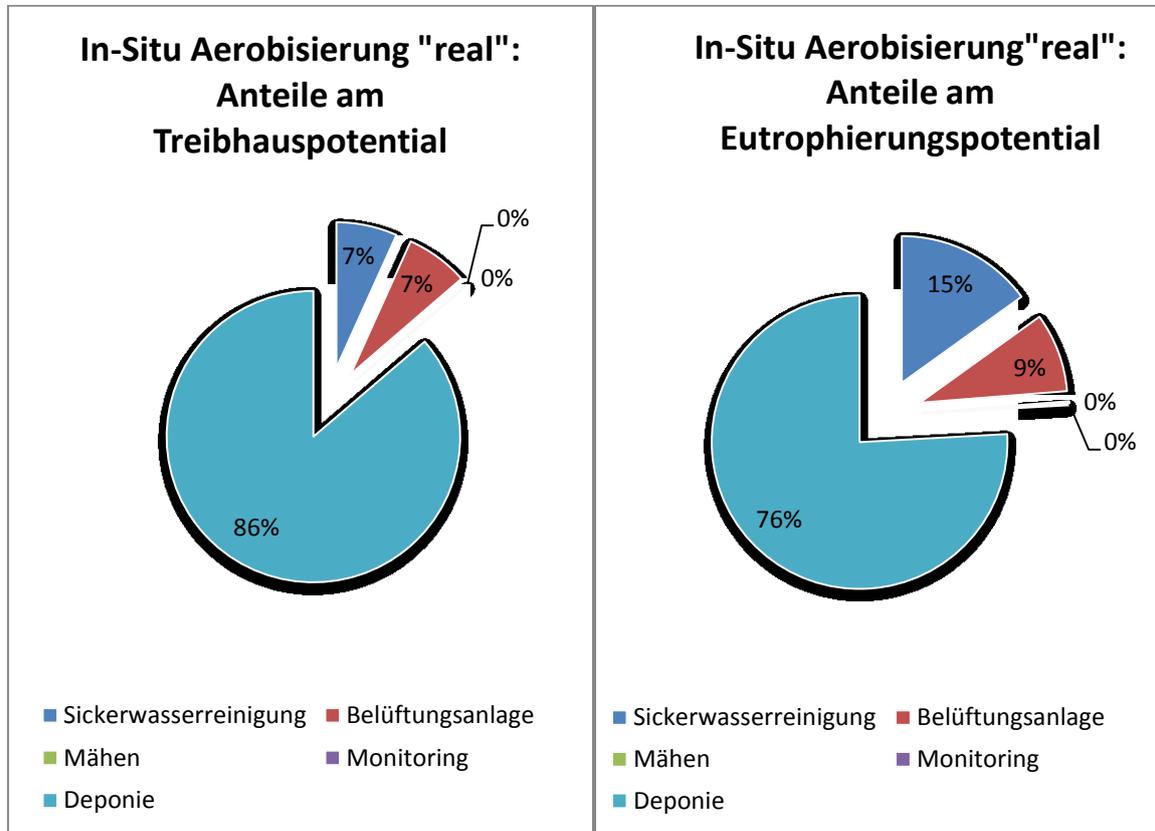


Abbildung 20: In-Situ Aerobisierung „realer Ablauf“: Darstellung der Anteile am Treibhaus- und Eutrophierungspotential.

### 5.3 Szenario „Räumung“

Gemäß Kapitel 4.3.9 („Deponierung“) wird im Szenario „Räumung“ zwischen einer unteren und einer oberen Grenze zu erwartender Umweltauswirkungen unterschieden.

Die Tabelle 35 stellt die Wirkungsbilanz des Szenarios Räumung ohne Lachgasemissionen und unter der Annahme, dass gewonnene Metalle vollständig wiederverwertet werden („Räumung A“).

Tabelle 35: Wirkungsbilanz des Szenarios „Räumung A“ (100% der Metalle verwertet).

Treibhauspotential (GWP 100) [kg CO <sub>2</sub> -Äqu.] nach CML 2001, Dez. 2007						
	SUMME	Sickerwasser	endültige Ablagerung	MBA	Monitoring	Räumung
Pro funkt. E. (1 t)	13,73	0,09	11,21	24,27	0,01	0,58
Pro 208.000t	2,86E+06	1,79E+04	2,33E+06	5,05E+06	2,49E+03	1,20E+05
in %	100%	0,63%	81,61%	176,73%	0,09%	4,21%
	Verwertung Aluminium	Verwertung Eisen	Verbrennung Kunststoff	Verwertung Kupfer	Vorbelüftung	Deponie Mannersdorf

Pro funkt. E. (1 t)	-2,03	-50,69	22,35	-3,92	2,00	9,88
Pro 208.000t	-4,23E+05	-1,05E+07	4,65E+06	-8,16E+05	4,16E+05	2,05E+06
in %	-14,81%	-369,12%	162,75%	-28,57%	14,55%	71,93%
<b>Eutrophierungspotential (EP) [kg Phosphat-Äqv.] nach CML 2001, Dez. 2007</b>						
	<b>SUMME</b>	<b>Sickerwasser</b>	<b>Endgültige Ablagerung</b>	<b>MBA</b>	<b>Monitoring</b>	<b>Räumung</b>
Pro funkt. E. (1 t)	-2,29E-03	3,35E-05	1,66E-03	1,15E-02	8,23E-06	1,21E-03
Pro 208.000t	-4,77E+02	6,97E+00	3,46E+02	2,39E+03	1,71E+00	2,52E+02
in %	100%	-1,46%	-72,51%	-501,37%	-0,36%	-52,77%
	<b>Verwertung Aluminium</b>	<b>Verwertung Eisen</b>	<b>Verbrennung Kunststoff</b>	<b>Verwertung Kupfer</b>	<b>Vorbelüftung</b>	<b>Deponie Mannersdorf</b>
Pro funkt. E. (1 t)	-1,09E-03	-2,14E-02	1,92E-02	-1,40E-02	4,07E-04	2,24E-04
Pro 208.000t	-2,28E+02	-4,44E+03	3,98E+03	-2,92E+03	8,46E+01	4,66E+01
in %	47,74%	932,01%	-835,96%	612,22%	-17,75%	-9,78%

Die Tabelle 36 beschreibt die Wirkungsbilanz des Szenarios Räumung ohne Lachgasemissionen und unter der Annahme, dass nur die Hälfte (50 Masse%) der gewonnenen Metalle wirtschaftlich nutzbar ist („Räumung B“).

**Tabelle 36: Wirkungsbilanz des Szenarios „Räumung B“ (50% der Metalle verwertet)**

<b>Treibhauspotential (GWP 100) [kg CO<sub>2</sub>-Ävu.] nach CML 2001, Dez. 2007</b>						
	<b>SUMME</b>	<b>Sickerwasser</b>	<b>endgültige Ablagerung</b>	<b>MBA</b>	<b>Monitoring</b>	<b>Räumung</b>
Pro funkt. E. (1 t)	42,06	0,09	11,21	24,27	0,01	0,58
Pro 208.000t	8,75E+06	1,79E+04	2,33E+06	5,05E+06	2,49E+03	1,20E+05
in %	100%	0,20%	26,65%	57,71%	0,03%	1,37%
	<b>Verwertung Aluminium</b>	<b>Verwertung Eisen</b>	<b>Verbrennung Kunststoff</b>	<b>Verwertung Kupfer</b>	<b>Vorbelüftung</b>	<b>Deponie Mannersdorf</b>
Pro funkt. E. (1 t)	-1,02	-25,35	22,35	-1,96	2,00	9,88
Pro 208.000t	-2,12E+05	-5,27E+06	4,65E+06	-4,08E+05	4,16E+05	2,05E+06
in %	-2,42%	-60,26%	53,14%	-4,66%	4,75%	23,49%
<b>Eutrophierungspotential (EP) [kg Phosphat-Äqv.] nach CML 2001, Dez. 2007</b>						
	<b>SUMME</b>	<b>Sickerwasser</b>	<b>endgültige Ablagerung</b>	<b>MBA</b>	<b>Monitoring</b>	<b>Räumung</b>
Pro funkt. E. (1 t)	1,59E-02	3,35E-05	1,66E-03	1,15E-02	8,23E-06	1,21E-03
Pro 208.000t	3,32E+03	6,97E+00	3,46E+02	2,39E+03	1,71E+00	2,52E+02
in %	100%	0,21%	10,42%	72,04%	0,05%	7,58%
	<b>Verwertung Aluminium</b>	<b>Verwertung Eisen</b>	<b>Verbrennung Kunststoff</b>	<b>Verwertung Kupfer</b>	<b>Vorbelüftung</b>	<b>Deponie Mannersdorf</b>
Pro funkt. E. (1 t)	-5,47E-04	-1,07E-02	1,92E-02	-7,01E-03	4,07E-04	2,24E-04
Pro 208.000t	-1,14E+02	-2,22E+03	3,98E+03	-1,46E+03	8,46E+01	4,66E+01
in %	-3,43%	-66,96%	120,11%	-43,98%	2,55%	1,41%

Wie aus den Tabellen ersichtlich, liegen die Treibhausgasemissionen der beiden Teilszenarien aufgrund unterschiedlicher Gutschriften in Folge der abweichenden Verwertungsquote im Bereich von 14 - 42 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro funktioneller Einheit. Die Verwertungsquote wird definiert als Anteil (%) der Masse der Wertstoffe, der tatsächlich einer Verwertung zugeführt wird. Folgende Abbildungen (Abbildung 21 Abbildung 24) zeigen die prozentuellen Anteile der einzelnen Teilbereiche zum Treibhaus- bzw. Eutrophierungspotential. Das (Gesamt)Potential (= 100%) ist jeweils blau dargestellt. In Folge von Gutschriften (siehe 4.3.7) ergeben sich die Anteile der Verwertung von Metallen als negative Werte (sie „verbessern“ die Bilanz, daher jeweils grün dargestellt). Die Restlichen Anteile sind in roter Farbe dargestellt, da sie zum Treibhaus- bzw. Eutrophierungspotential des jeweiligen Szenarios beitragen.

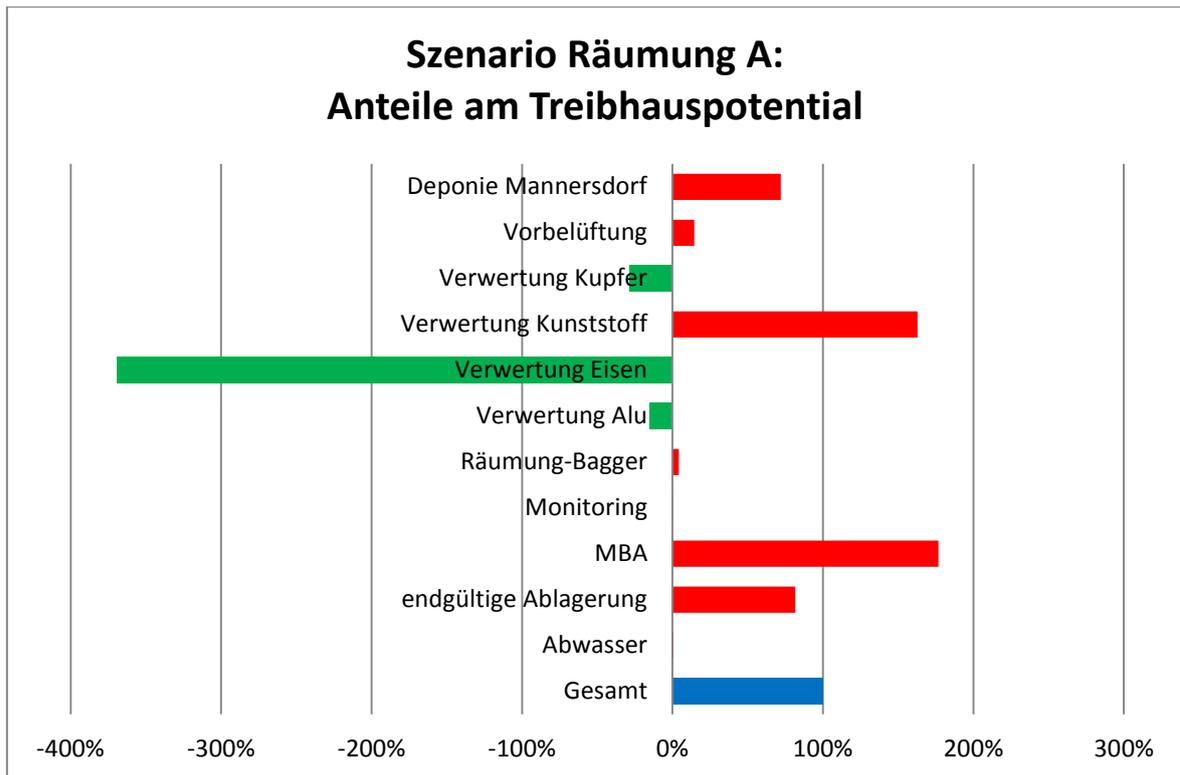


Abbildung 21: „Räumung A“: Darstellung der Anteile am Treibhauspotential

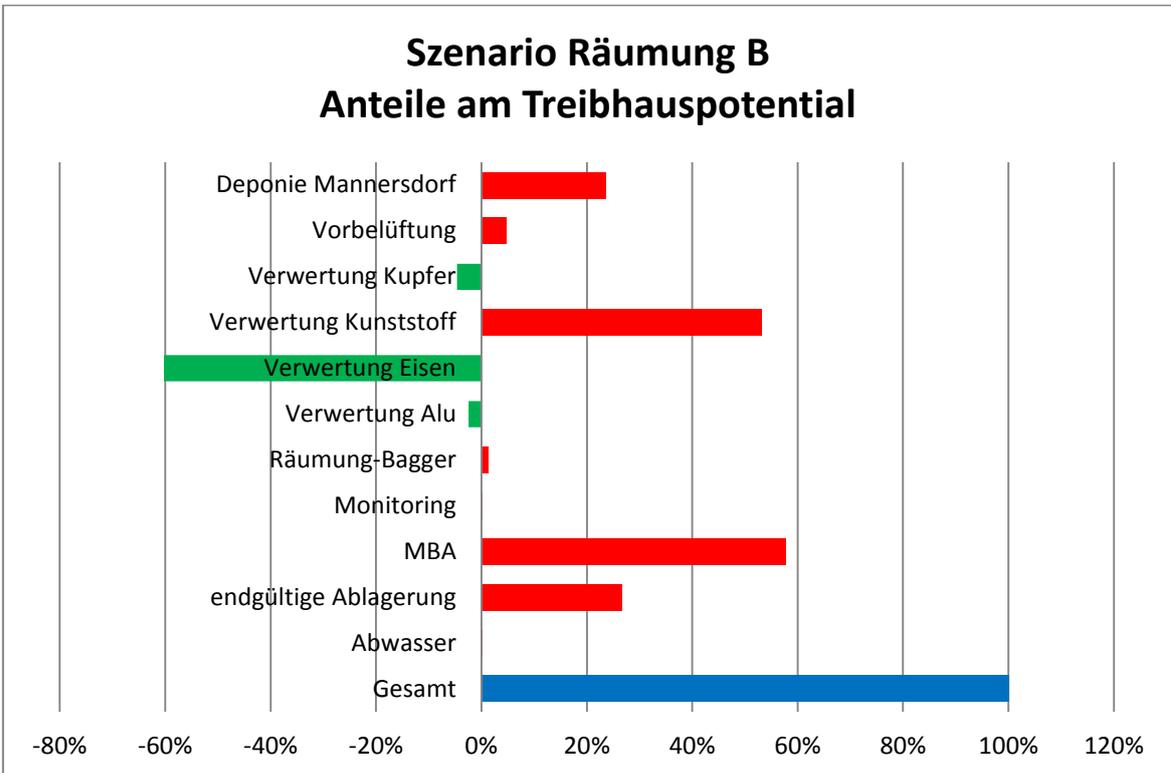


Abbildung 22: „Räumung B“: Darstellung der Anteile am Treibhauspotential

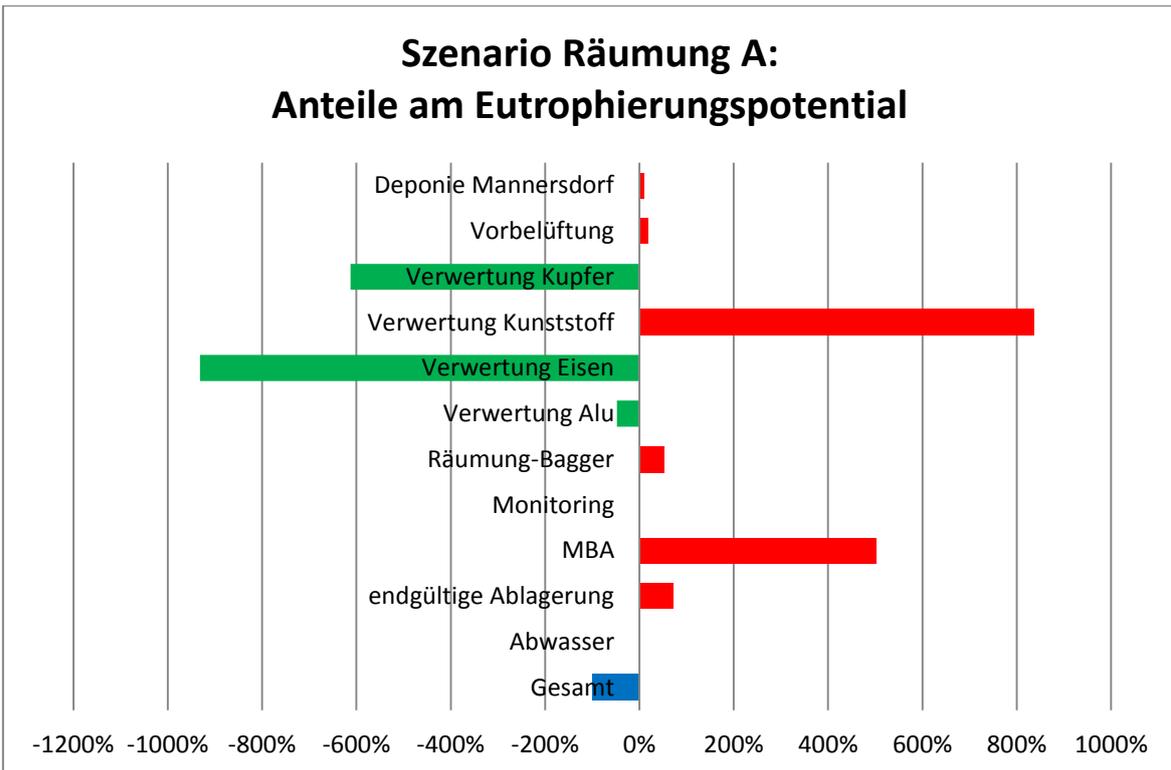


Abbildung 23: „Räumung A“: Darstellung der Anteile am Eutrophierungspotential.

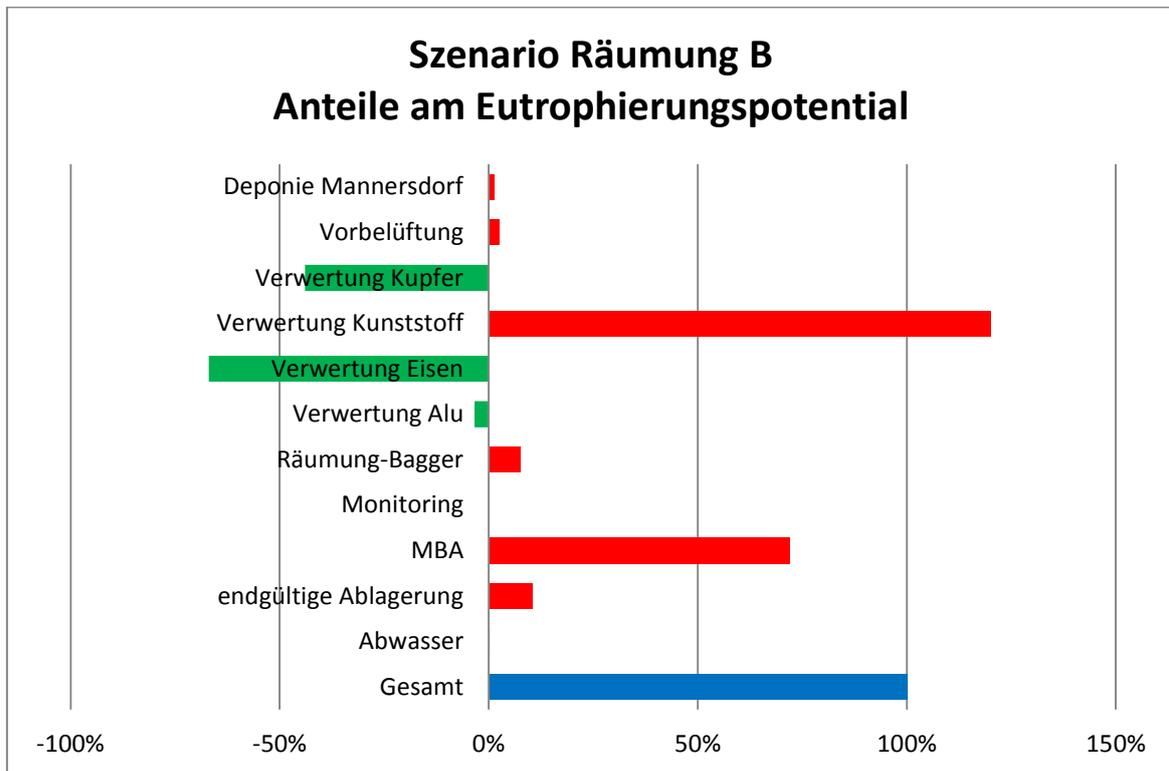


Abbildung 24: „Räumung B“: Darstellung der Anteile am Eutrophierungspotential.

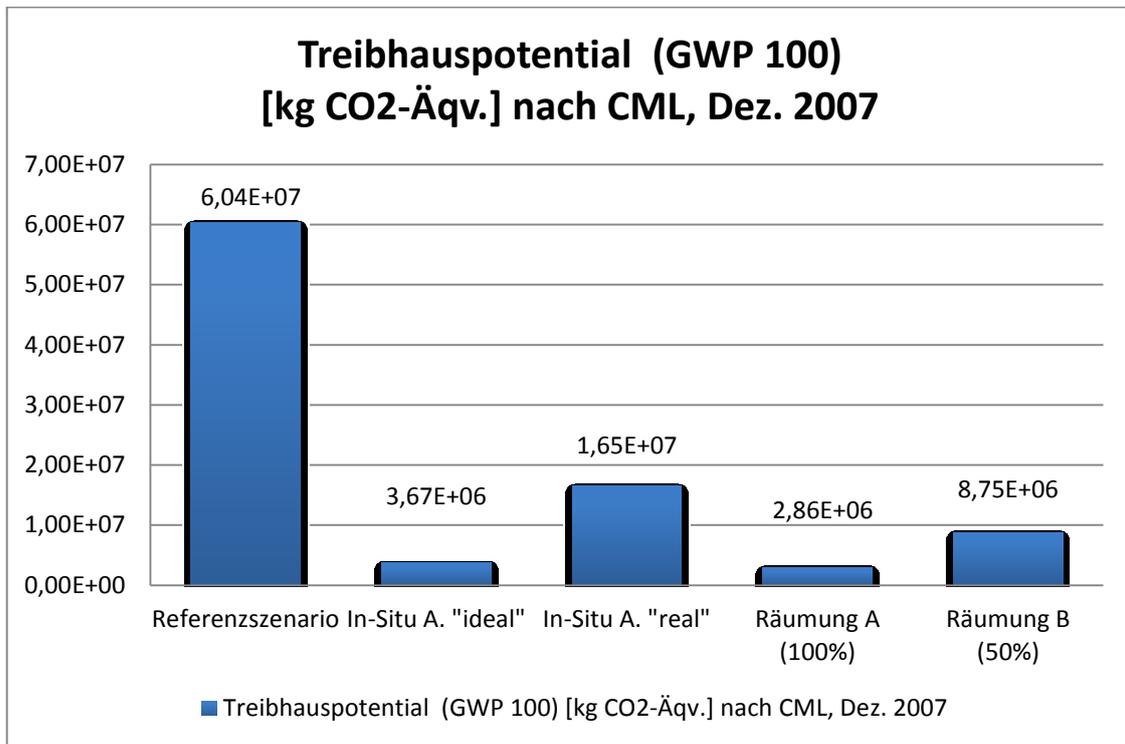
## 5.4 Szenarienvergleich

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Ökobilanzierung der In-Situ Aerobisierung sowie der Räumung mit jenen des Referenzszenarios verglichen. Dies erlaubt letztendlich Schlussfolgerungen und weitergehende, zielgruppenspezifische Empfehlungen an Entscheidungsträger. Gewonnene Ergebnisse der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung werden entsprechend dem spezifischen Ziel (und des Untersuchungsrahmens) der Studie zusammengefasst.

Des Weiteren können neben Vollständigkeitsprüfungen, Sensitivitätsprüfungen und Konsistenzprüfungen auch die Identifizierung signifikanter Parameter (z. B. bestimmte Sachbilanzdaten zu Energie, Emissionen oder auch Wirkungskategorien wie Treibhauseffekt etc.) erfolgen.

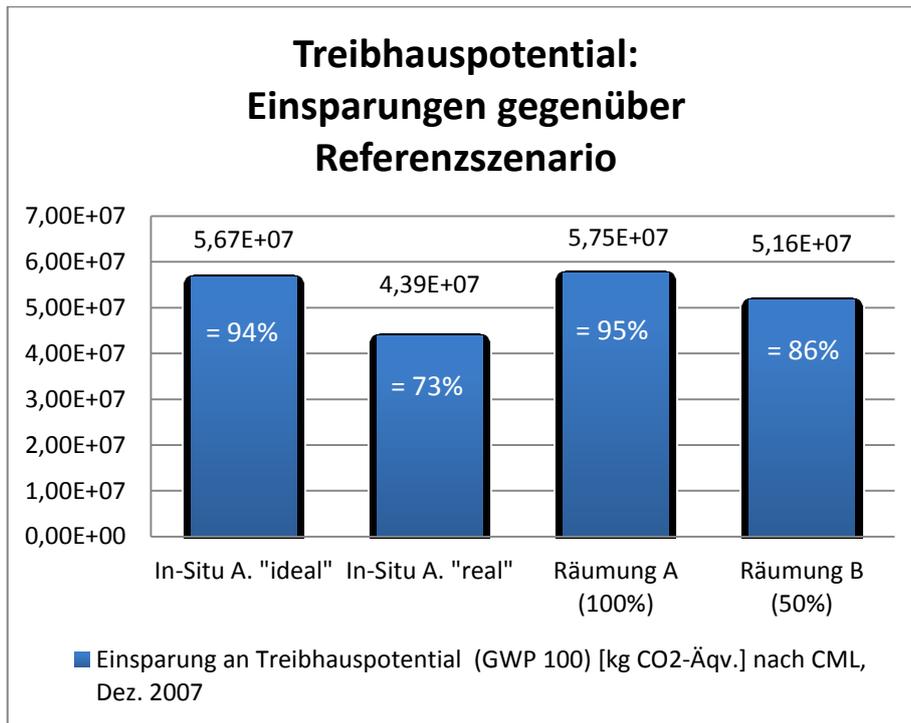
### 5.4.1. Treibhauseffekt

Abbildung 25 vergleicht das Referenzszenario mit dem Szenario „In-Situ Aerobisierung“ („idealer-“ und „realer Ablauf“, siehe oben) sowie mit der Räumung (Schwankungsbereich „Räumung A“ bis „Räumung B“) hinsichtlich ihres jeweiligen Treibhauspotentials.



**Abbildung 25: Szenarienvergleich: Treibhauspotential in 30 Jahren.**

In Abbildung 26 sind die jeweiligen Einsparungen an Kilogramm CO<sub>2</sub>-Äquivalenten dargestellt. Zusätzlich werden diese auch anteilmäßig verglichen (Referenzszenario = 100%).



**Abbildung 26: Treibhauspotential: Einsparungen gegenüber dem Referenzszenario. Quelle: eigene Darstellung.**

Der Vergleich des Treibhauspotential der Szenarien zeigt, dass die Ergebnisse sehr unterschiedlich ausfallen. Im Referenzszenario werden rund  $6,04 \cdot 10^7$  kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente emittiert. Unter Anwendung der In-Situ Aerobisierung unter optimalen Bedingungen könnten hiervon rund  $5,67 \cdot 10^7$  kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente eingespart werden (In-Situ Aerobisierung „idealer Ablauf“). Realistisch ist jedoch eine Einsparung von rund  $4,39 \cdot 10^7$  kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente, immerhin 73% der Emissionen des Referenzszenarios.

Hinsichtlich des Treibhauspotentials am besten schneidet die komplette Räumung der Deponie ab. Hier könnten bis zu 95% der CO<sub>2</sub>-Äquivalente des Referenzszenarios eingespart werden.

Das Ergebnis ist in Anbetracht der Einschätzung über die gesamte Methanbildung der Deponie in 30 Jahren (siehe Kapitel 4.1.1.1) sehr realistisch. Alleine die Deponie selbst bildet demnach bereits rund 2.200 t CH<sub>4</sub> (Klimarelevanz von CH<sub>4</sub>: Faktor 25). Unter idealer In-Situ Aerobisierung bildet sich nach Ende der Belüftung überhaupt kein Methan mehr, ebenso im Szenario Räumung.

An dieser Stelle sei nochmals erwähnt, dass Kohlendioxidemissionen aus biologischen Abbauprozessen der Deponie Mannersdorf als „biogen“ und somit klimaneutral betrachtet werden.

Unter Berücksichtigung von Lachgasemissionen (279 t CO<sub>2</sub>-Äquivalente, siehe 4.2.2) ergeben sich im Szenario In-Situ Aerobisierung „real“ statt der 1,65 \* 10<sup>7</sup> kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente rund 1,68 \* 10<sup>7</sup> kg. Dies entspricht einer Steigerung von rund 1,7 %. Im Szenario In-Situ Aerobisierung „ideal“ beträgt die Steigerung rund 9% (von 3,67 \* 10<sup>6</sup> auf 3,99 \* 10<sup>6</sup> kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente).

Die Lachgasemissionen während der Räumung (rund 1,79 t CO<sub>2</sub>-Äquivalente, siehe 4.3.1.1) sind im Vergleich verschwindend gering und liegen unter einem Prozent.

### 5.4.2. Eutrophierung

Im Folgenden wird das Eutrophierungspotential der Szenarien anhand emittierter Kilogramm Phosphat-Äquivalente verglichen (siehe Abbildung 27).

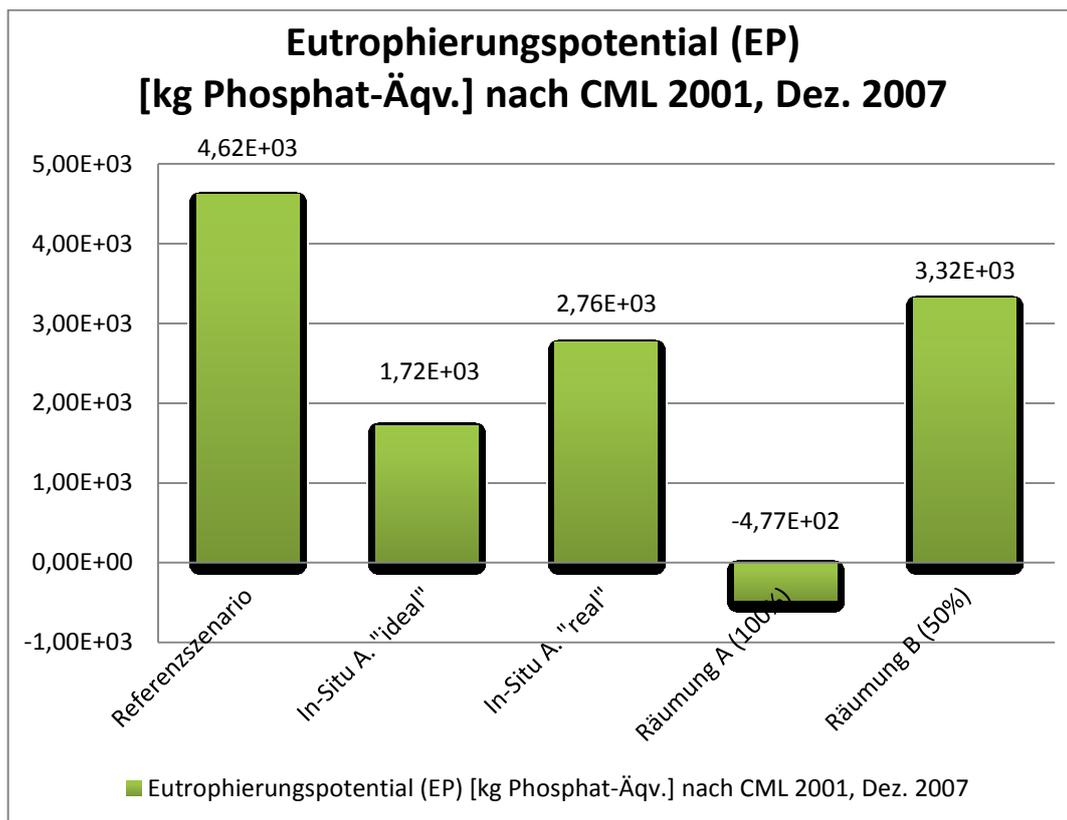
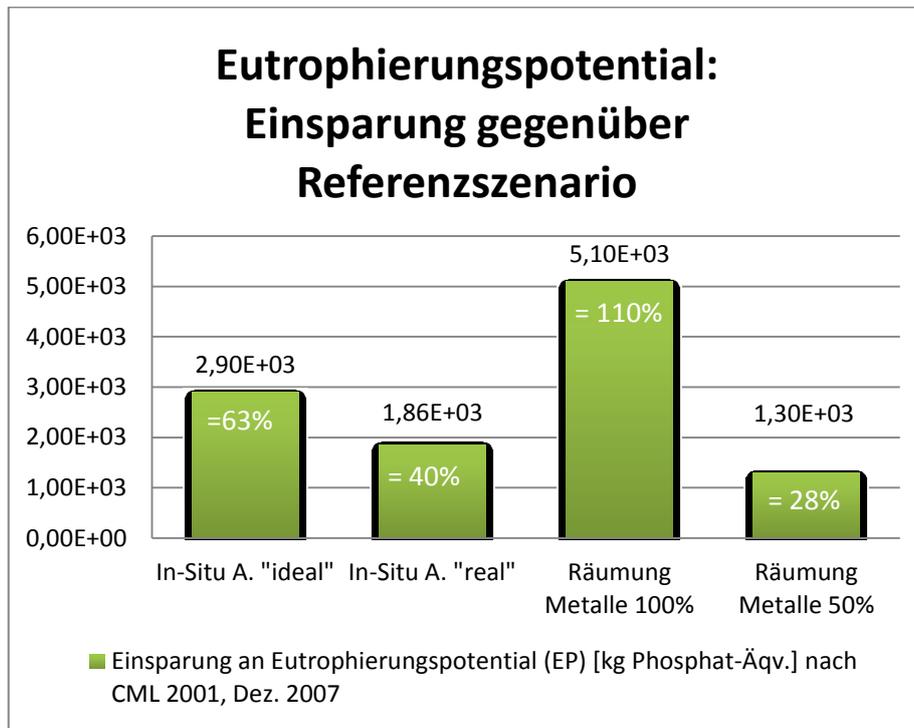


Abbildung 27: Szenarienvergleich: Eutrophierungspotential in 30 Jahren.

In Abbildung 28 sind wiederum die jeweiligen Einsparungen an Kilogramm Phosphat-Äquivalenten dargestellt. Außerdem erfolgt an dieser Stelle auch ein anteilmäßiger Vergleich (Referenzszenario = 100%).



**Abbildung 28: Eutrophierungspotential: Einsparungen gegenüber dem Referenzszenario.**

Auch bei der Wirkungskategorie Eutrophierungspotential ergeben sich im Zuge der Belüftung massive Verbesserungen. Dies ist vor allem auf die Reduktion des Sickerwasserparameters Ammonium in Folge der Belüftung zurückzuführen. Im Referenzszenario werden rund  $4,62 \cdot 10^3$  kg Phosphat-Äquivalente emittiert, bei idealer Belüftung nur rund  $1,72 \cdot 10^3$  kg. Dies entspricht einer Einsparung von rund 63%. Real können durch die Belüftung immerhin 40% der Phosphat-Äquivalente eingespart werden.

Hinsichtlich des Eutrophierungspotentials schneidet die In-Situ Aerobisierung auch im realistischen Szenario besser ab als die Räumung, wenn lediglich 50% der Masse an Metallen verwertet wird. Beträgt die Verwertungsquote jedoch 100%, ist das Räumungsszenario hinsichtlich des Eutrophierungspotentials die beste Alternative. Die Verwertungsquote der Metalle ist somit entscheidend, ob durch das Szenario Räumung insgesamt gesehen Emissionen an Phosphat-Äquivalenten eingespart werden können oder nicht. Vorausgesetzt, die Quote ist bei jedem Metall die gleiche, müssten mindestens 94% verwertet werden, damit das Eutrophierungspotential negativ ist und somit mehr Phosphat-Äquivalente (in Folge der Gutschriften) eingespart, als emittiert würden. Damit die In-Situ Aerobisierung im realen Ablauf hinsichtlich des Eutrophierungspotentials besser abschneidet als die Räumung, müssten weniger als 58% der Metalle verwertet werden.

## 6 Kostenabschätzung

In diesem Kapitel wird eine grobe Kostenabschätzung der oben genannten Handlungsalternativen (Szenarien) gegeben. Streng genommen ist dies kein Teil der Ökobilanz, da diese per Definition keine Kostenstrukturen analysiert (siehe 2.3). Allerdings sind im Hinblick auf das Ziel der Arbeit – nämlich eine Handlungsempfehlung für die gewählte Zielgruppe (Deponiebetreiber etc.) zu geben – vor allem die Kosten von Interesse. Aus diesem Grund wird an dieser Stelle kurz auf zu erwartende Investitions- und Betriebskosten (für den Deponiebetreiber), gegliedert in die Subsysteme Sickerwasser, Deponierückbau, Monitoring, Mähen und Belüftungsanlage, größenordnungsmäßig eingegangen.

Zu beachten ist, dass sämtliche Kosten exklusive Umsatzsteuer angegeben werden. Diese wird als betriebswirtschaftlich kostenneutral angesehen, da sie vom Finanzamt zurückgefordert werden kann. Als Kosten werden in diesem Kapitel jene Kosten betrachtet, die vom Deponiebetreiber zu begleichen sind.

Als Investition versteht man dabei im weiteren Sinne *„die Verwendung finanzieller Mittel zur Beschaffung von Sach-, Finanz- oder immateriellem Vermögen (ausgewiesen auf der Aktivseite der Bilanz)“* (DOMSCHKE et al., 2008). Zum Vergleich der Investitionsalternativen wird u. a. eine grobe Kostenvergleichsrechnung durchgeführt. Diese unterstellt jedoch, dass sämtliche Investitionsalternativen (gleiche) Erlöse erwirtschaften (DOMSCHKE et al., 2008) – was bei den betrachteten Szenarien nicht der Fall ist (es werden lediglich bei der Räumung Erlöse erwirtschaftet). Aus diesem Grund wird zusätzlich eine dynamische Art der Investitionsrechnung, nämlich die Kapitalwertmethode („Net Present Value“ bzw. „Barwertmethode“) angewendet, um eine Entscheidungshilfe zu geben. Die Vorteilhaftigkeit der dynamische Investitionsrechnung ist in diesem Fall damit begründet, dass die Zeitpunkte des Anfallens der Errichtungskosten, der laufenden Kosten und der eventuellen Erlöse unterschiedlich sind und die Verzinsung aus diesem Grund berücksichtigt werden muss. Unbeachtet bleiben jedoch Aspekte der Finanzierung. Der Begriff Finanzierung beschreibt *„...alle Maßnahmen zur Beschaffung bzw. Bereitstellung von Zahlungsmitteln für Investitionszwecke“* (DOMSCHKE et al., 2008); beispielsweise Fremdfinanzierung durch Kredite etc.

In folgenden Absätzen werden die Kosten der Sickerwasserentsorgung, des Deponierückbaus (inklusive der endgültigen Entsorgung), des Monitorings, des Mähens sowie der Belüftungsanlage dargestellt. Jeder Bereich gliedert sich in die Darstellung der spezifischen Kostenelemente, die Ergebnisse der Literaturrecherche, die Auswahl von Annahmen und in die Ergebnisse.

### Sickerwasser

Die angegebenen Werte für die Sickerwasserbehandlung stellen Gesamtkosten dar und umfassen demnach sämtliche Kosten für Energie, Betriebsmittel etc.

Zur Abschätzung von zu erwartenden Sickerwasserentsorgungskosten wurden unterschiedliche Quellen analysiert: Schachermayer et al. (2010) untersuchten beispielsweise das Aufkommen und die Behandlung von Deponiesickerwasser in Österreich. Es erfolgte keine Anpassung der Investitionskosten (Inflationsbereinigung, Barwerte) an heutige Geldwerte, da die Verzinsungseffekte im Verhältnis zur Streuung der heterogenen Daten vernachlässigbar klein sind. Die Autoren nahmen zehn Jahre als Abschreibungszeitraum für die Behandlungsanlagen an. Unterschieden wurden jeweils zwei Varianten der Indirekteinleitung (Einleitung unbehandelten Sickerwassers sowie mit Grundwasser gemischten Sickerwassers in die Kanalisation mit anschließender Reinigung in einer kommunalen Kläranlage) sowie die Behandlung am Standort (Direkteinleitung). Letztere ergab ein gewichtetes Mittel der Behandlungskosten von 24,16 €/m<sup>3</sup> (n = 6, Schwankungsbreite von 12 - 34 €/m<sup>3</sup>). Schachermayer et al. (2010) merken jedoch an, dass bei spezifischen Kosten (€/m<sup>3</sup>) große Schwankungen in Abhängigkeit der Sickerwassermenge auftreten. Daher wurden die Gesamtkosten der Behandlung vom Betreiber der Anlage Purgstall erfragt (Budischowsky, 2011), diese liegen bei 35 - 40 €/m<sup>3</sup>.

Für die Behandlungskosten des Sickerwassers mussten im Rahmen dieser Diplomarbeit keine zusätzlichen Annahmen getroffen werden, sondern aufgrund obiger Recherche ein Wert von 35 €/m<sup>3</sup> festgesetzt.

### **Deponierückbau und endgültige Entsorgung:**

Bei einem Rückbau einer Deponie sind unterschiedliche Kostenelemente zu berücksichtigen. So fallen vor der eigentlichen Räumungsphase Kosten für Stilllegungsmaßnahmen an. Kosten für Vor- und Nebenleistungen gliedern sich laut Kommunalkredit Public Consulting (KPC, 2007) wiederum in Vorleistungen (etwa für Vorerhebungen, Untersuchung unterschiedlicher Varianten, Planungsmaßnahmen), die eigentliche Rückbauphase (örtliche, chem. sowie behördliche Bauaufsicht, Kontrollmaßnahmen, Projektleitung) und in die Betriebsphase (z. B. Beweissicherung). Nach der eigentlichen Bauphase, in der vor allem Energiekosten (Aushub, Transport) eine Rolle spielen, fallen Kosten für eine Rekultivierung der betroffenen Flächen an. Auch die Verwertung von Wertstoffen und der heizwertreichen Fraktion verursacht Kosten.

Nach Rettenberger (2010) müssen vor der Räumung einer Deponie Maßnahmen zur Stilllegung im Bereich von zumeist unter 5 €/m<sup>3</sup> und selten über 25 €/m<sup>3</sup> gesetzt werden, wobei letzterer Wert nur bei sehr ungünstigen Standorten zu erwarten ist. Die Kosten für die eigentliche Räumung einer Deponie, einschließlich einer darauf folgenden Rekultivierung der Fläche, betragen ca. 10 €/m<sup>3</sup>. Das Umweltbundesamt (UBA, 2007) gibt einen mittleren Wert von 6,6 €/t (rein für den Aushub, siehe unten) an. Zusätzlich sind jedoch Entsorgungskosten, d. h. Kosten für die Verwertung von Wertstoffen sowie der heizwertreichen Fraktion und (vor allem) für die Deponierung der Reste, von mindestens 20 €/m<sup>3</sup> zu erwarten. Gegebenenfalls fallen auch Kosten für Arbeiten an der Deponiebasis an, die über die Rekultivierung des Standortes hinausgehen. Nach Rettenberger (2010) ergeben sich insgesamt also Deponieräumungskosten von mindestens 30 €/geräumten m<sup>3</sup>. Standortabhängig ist ein Anstieg der Kosten auf 40 €/m<sup>3</sup> möglich. Laut Umweltbundesamt (UBA, 2007) würden sich Kosten der Erfassung, Bewertung sowie Ausweisung bei einer Deponiegröße von 10.000 m<sup>2</sup> bis 100.000 m<sup>2</sup> mit 1-5 €/m<sup>2</sup> zu Buche schlagen (Mannersdorf: 2,6 ha = 26.000 m<sup>2</sup>; je kleiner der zu untersuchende Standort, desto höher die Untersuchungskosten pro m<sup>2</sup>). Allerdings finden eben genannte Kosten in dieser Arbeit keine Berücksichtigung, da die Umwelrelevanz der Deponie zu Beginn der Szenarien (zeitliche Systemgrenzen) bereits hinreichend bekannt war (z.B. Untersuchungen im Rahmen der Projekte INTERLAND und NUTZRAUM). Sehr wohl berücksichtigt werden jedoch sogenannte Vor- und Nebenleistungskosten der Rückbaumaßnahme. Eine ausführliche Auflistung bieten die Tabelle 50 Tabelle 51 im Anhang D.

Die von Rettenberger (2010) publizierten Angaben über Gesamtkosten von mindestens 30 € pro geräumten Kubikmeter passen sehr gut zu den Ergebnissen des österreichischen Umweltbundesamtes: Die Kosten des Aushubs werden mit rund 6,6 €/t (20% der Gesamtkosten), die Transportkosten mit 2,31 €/t (7%) und die Entsorgungskosten mit 24,09 (73%) angegeben. Die Gesamtkosten betragen demnach rund 33 €/t (UBA, 2007).

Um noch präzisere Angaben zu etwaigen Kosten der Räumung im Falle der Deponie Mannersdorf formulieren zu können, erfolgt eine weitergehende Spezifizierung der Entsorgungskosten: Nach Daten des österreichischen Umweltbundesamtes (UBA, 2007) kann bei der Entsorgung (und Transport) von nicht deponierbaren Abfällen mit mittleren Kosten von 186 €/t gerechnet werden. Die Werte für Massenabfälle/Reststoffe sowie Baurestmassen betragen 51 €/t bzw. 13 €/t. Eine genaue Auflistung der Kosten, auch mit deren Schwankungsbreite, findet sich in den Tabelle 50 Tabelle 51 im Anhang D.

Bei 19 Masse% Bauschutt im neuen Verfüllabschnitt sowie 40 Masse% Bauschutt und Sperrmüll im alten Verfüllabschnitt (siehe Tabelle 7) ergeben sich Entsorgungskosten von über 800.000 € (18.050 t + 45.200 t = 63.250 t Bauschutt. 63.250 t \* 13 € = 822.250 €).

Der gesamte Restmüllanteil von 61.090 t (29,37 Masse%) würde in der Entsorgung 3.115.590 €/t kosten (61.090 t \* 51 €). Der verbliebene Rest (Kompostierabfälle, Sperrmüll, Gewerbemüll; insgesamt 83.660 t) wird mit den unspezifischen Entsorgungskosten von 26,4 € (Entsorgung und Transport) bilanziert (siehe oben). Dies macht rund 2.208.624 €/t aus.

Bei Aushubkosten von 1.372.800 € (6,6 € \* 208.000 t), und Entsorgungskosten von 6.146.464 € (siehe oben, inklusive Transportkosten von 480.480 € [2,31€ \* 208.000t]) belaufen sich die Gesamtkosten für die Räumung und Entsorgung des in der Deponie Mannersdorf befindlichen Abfalls auf rund 7,5 Millionen Euro (7.519.264 €). Vergleicht man dies mit den Ergebnissen für den unspezifischen Wert von 33 €/t (insgesamt 6,864 Millionen; siehe oben), sind die Kosten bei der Berechnung unter Berücksichtigung unterschiedlicher Abfallfraktionen um insgesamt 655.264 € höher.

Auf Basis genannter Literaturwerte werden die gesamten Räumungskosten der Deponie Mannersdorf mit rund 7,5 Millionen Euro angenommen.

Sämtliche Förderungs- und Finanzierungsaspekte Dritter werden im Zuge dieser Diplomarbeit nicht betrachtet.

### **Monitoring:**

Das Subsystem „Monitoring“ enthält sämtliche Fahrten, welche im Zeitraum der Szenarien anfallen. Es werden zwei Berechnungsmethoden analysiert. Einerseits erfolgte die Berechnung mittels kilometerabhängigen (variablen) Kosten. Zum Vergleich wurde auch eigens eine Berechnung unter Berücksichtigung des Anschaffungswertes durchgeführt. Als Datengrundlage für zurückzulegende Strecken dienen Angaben der NUA (BUDISCHOWSKY, 2011).

Bei der Berücksichtigung kilometerabhängiger Kosten wurden folgende Literaturwerte recherchiert:

Die durchschnittlich gefahrenen Jahreskilometer pro PKW betragen in Niederösterreich 2007/2008 insgesamt 13.828 km. Der Verbrauch betrug im Schnitt 7,1 Liter pro 100 km (STATISTIK AUSTRIA, 2008). Der Verkehrsclub Österreich gibt die Gesamtkosten (für den Betreiber, exklusive Kosten der Allgemeinheit) eines gefahrenen PKW-Kilometers mit 34 €-Cent an (VCÖ, 2011). Dieses Ergebnis passt gut zu Berechnungen des Touring Club Schweiz, welcher in einer Studie bei einer jährlichen Kilometerleistung von 13.828 km je nach Neupreis des KFZ Werte von 0,4 (Kaufpreis 12.000 CHF) bis 0,8 (Kaufpreis 42.000 CHF) Schweizer Franken angibt (TCS, 2011). Bei aktuellem (OENB, 2011) Wechselkurs von 1,2553 (1 € = 1,2553 CHF) sind das 0,32 – 0,64 €-Cent Gesamtkosten je Kilometer.

Aufgrund obiger Daten wurde von einem Wert von 0,34 €-Cent pro gefahrenem Kilometer ausgegangen.

Die getrennte Berücksichtigung von Investitionskosten (für das Monitoring) dient dem Vergleich zu obigen Berechnungen, auch um Effekte der kalkulatorischen Zinsen zu berücksichtigen. Nach Müller (2006) sind diese bei der Kostenvergleichsrechnung zu berücksichtigen. Gemeinsam mit den kalkulatorischen Abschreibungen bilden diese den sogenannten Kapitaldienst. Bei der getrennten Berücksichtigung von Investitionskosten (für das Monitoring) werden Aufwendungen für Kraftstoffe sowie Reparaturarbeiten als Kosten angesehen. Mautgebühren (Vignette) werden hingegen vernachlässigt, da diese für die zu fahrenden Strecken theoretisch nicht anfallen.

Da die zu fahrenden Kilometer in Abhängigkeit der Häufigkeit der Fahrten je nach Szenario unterschiedlich sind (siehe Prozess Monitoring 4.1.2, 4.2.4 bzw. 4.3.4), unterscheiden sich auch die Kosten geringfügig: Im Referenzszenario fallen rund 26.800 km an (siehe Tabelle 14: jährlich 16 Fahrten, insgesamt 480 [16 \* 30 Jahre]), in den Szenarien zur In-Situ Aerobisierung jeweils rund 29.000 km (abzüglich 2.208 km,

welche auf das Monitoring der Universität für Bodenkultur entfallen; siehe Tabelle 23: 504 Fahrten [480 + 4 Fahrten \* 6 Jahre]) und in den Räumungsszenarien rund 10.654 km (siehe Tabelle 27).

Der Kraftstoffverbrauch wird mit 7,1 l/100 km (STATISTIK AUSTRIA, 2008) angenommen. Dieser Wert scheint in Anbetracht der Angaben der Professional-Datenbank (SPIELMANN et al., [2007] bzw. JUNGBLUTH, [2007]) sowie Verbrauchswerten des Leitfadens zu Kraftstoffverbrauch und CO<sub>2</sub>-Emissionen der Deutschen Automobil Treuhand GmbH (DAT, 2011) realistisch. Als in der Zukunft konstant angenommen werden der Kraftstoffpreis (1,5 €/l), und die Annahme von jährlichen Reparatur- und Servicekosten von 200 €.

Die Abschreibungsdauer wird mit acht Jahren festgelegt und die Anschaffungskosten gemäß § 7 Einkommenssteuergesetz (ESTG, 1988) linear abgeschrieben (siehe Tabelle 52, Anhang D). Dabei werden die Investitionskosten gleichmäßig auf die Nutzungsdauer der Anlage verteilt. Somit kann die Wertminderung von betrieblichen Vermögensgegenständen erfasst werden. Da es sich um eine planmäßige Abschreibung handelt, beträgt der Buchwert der Anlage in der letzten Abschreibungsperiode null. Rechnet man vom Beginn der Szenarien (2007) an, müsste man bis 2037 bei einer Nutzungsdauer von acht Jahren viermal in ein neues KFZ (Annahme: Anschaffungspreis a 30.000 €) investieren. Der Buchwert des KFZ im Jahr 2037 beträgt somit 3.750 €, dieser wird vom kalkulatorischen Wertverlust abgezogen. Im Räumungsszenario müssten zwei KFZ angeschafft werden, da nach der Räumung mit einem zehnjährigen Monitoringzeitraum gerechnet wird. Bei einer Nutzungsdauer von acht Jahren sind jedoch beide Fahrzeuge bis 2022 zur Gänze abgeschrieben. An dieser Stelle wird angenommen, dass ein Kraftfahrzeug nur für das Monitoring verwendet wird. Außerdem findet die Tatsache, dass man im Räumungsszenario nach rationeller Überlegung nicht extra ein KFZ für den kurzen Räumungszeitraum anschaffen würde, keine Beachtung.

Unter Berücksichtigung von kilometerabhängigen Kosten belaufen sich die Ergebnisse für die jährlichen Gesamtkosten des Monitorings auf rund 9.115 € (Referenzszenario und In-Situ Aerobisierung), bzw. rund 222 € (Räumung). Die Kosten unter Berücksichtigung des Anschaffungswertes sind naturgemäß höher (siehe Tabelle 53 sowie Tabelle 54, Anhang D).

### **Belüftungsanlage:**

Bei der Kostenbetrachtung der Belüftungsanlage finden die Kostenelemente der Errichtung (Materialkosten, Baumaschinen, Personalkosten etc.) ebenso Berücksichtigung wie die Kosten des laufenden Betriebs (Energiebedarf, Wartung der Anlage). Kosten für die Belüftungsanlage entstehen naheliegender Weise nur in betreffenden Szenarien. Sämtliche Beträge werden inklusive aller zu entrichteten Steuern und Abgaben angeführt, um auf die gesamten, realen Investitionskosten zu schließen.

Die Benötigten Daten wurden von der NUA (BUDISCHOWSKY, 2011) erfragt. Die Energiebedarfsrechnung der Belüftungsanlage liefert ein Ergebnis von 1.316.628 kWh seit Inbetriebnahme (jährlich demnach ~ 438.876 kWh). Die Errichtungskosten gliedern sich je nach durchgeführter Leistung. Beispielsweise betragen die Kosten abzüglich vertraglich vereinbarter Nachlässe laut Rechnung der Baufirma 419.025,80 € netto. Zuzüglich 20% MWSt betragen die Kosten für die Leistung der Baufirma insgesamt 502.830,96 € brutto. Die Kosten der Verdichterstation betragen 217.584 € (inkl. 20% Umsatzsteuer, eine genaue Auflistung angefallener Kosten der Verdichterstation liefert Tabelle 49 im Anhang D). Laut Daten der NUA (BUDISCHOWSKY, 2011) betragen die Gesamtkosten (Investition und laufender Betrieb) bis dato rund 1,1 Millionen €.

Bezüglich der Belüftungsanlage wurden folgende Annahmen getroffen:

Bei einer Laufzeit von voraussichtlich sechs Jahren ergeben sich insgesamt 2.633.256 kWh Gesamtenergiebedarf. Nimmt man einen mittleren Preis von 5,75 €-

Cent/kWh (eigene Einschätzung nach Daten bezüglich der Industriestrompreisentwicklung [Jahresverbrauchskategorie < 10 GWh] 2003 - 2010 der Energie-Control GmbH [2010]) über die gesamten sechs Jahre an, ergibt dies einen Betrag von 151.412,22 €.

Rechnet man wie oben mit Stromkosten von 25.235,37 € im Jahr, ergibt dies 75.706,11 € Stromkosten, welche man von den 1,1 Millionen abziehen kann, um auf die gesamten Errichtungskosten zu schließen. Diese belaufen sich demnach auf 1.024.294 €. Addiert man hierzu die 151.412,22 € Stromkosten für sechs Jahre, betragen die gesamten Kosten der Belüftungsanlage rund 1,2 Millionen Euro (1.175.706,22 €.). Aus Gründen des Datenmangels muss der Abriss der Anlage bei der Berechnung außer Acht gelassen werden.

Verdichter sind nach DFG-Abschreibungsklassen (DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT 2011; DFG-Klasse 800-809) mit sechs Jahren abzuschreiben. Dies trifft gut auf die Belüftungsanlage der Deponie Mannersdorf zu, da hier mit einer Betriebszeit von voraussichtlich sechs Jahren gerechnet wird. Da die Nutzungsdauer wesentlich kürzer als der Zeithorizont der Szenarien (30 Jahre) ist, ist die Anlage zur Gänze innerhalb dieser Zeit abgeschrieben.

Unter Berücksichtigung sämtlicher oben genannter Werte und Annahmen belaufen sich die Ergebnisse für die Gesamtkosten der Belüftungsanlage auf 1.024.294 € für die Errichtung, 151.412,22 € Stromkosten sowie 2.775,82 € für die Anlagenwartung.

### **Mähen:**

Beim Prozess Mähen wurden folgende Annahmen getroffen: Sechs Arbeiter mit einem Arbeitstag von acht Stunden arbeiten pro Jahr drei Tage. Der Stundenlohn wurde auf zehn Euro festgesetzt. Die Kosten des Mähens belaufen sich somit jährlich auf 1.440 €, in 30 Jahren auf insgesamt 43.200 €. Es wird des Weiteren unterstellt, dass mit diesem Betrag sämtliche Kosten für den Deponiebetreiber abgedeckt sind, d. h. andere Kostenaspekte (wie etwa Treibstoffkosten, Reparaturkosten) im Betrag inkludiert sind.

## **6.1 Kostenvergleichsrechnung**

Im Folgenden wird eine grobe Kostenvergleichsrechnung der Szenarien durchgeführt. Tabelle 37 stellt die Fixkosten, variablen Kosten sowie Gesamtkosten der Szenarien unter Berücksichtigung von kilometerabhängigen Kosten gegenüber. Die Berechnung unter Berücksichtigung von Investitionskosten dient dem Vergleich der Ergebnisse und ist im Anhang D, Tabelle 54, dargestellt. Die Gesamtkosten beinhalten sowohl variable als auch fixe Kosten. Da diese von den verwendeten Quellen (TCS, 2011; VCÖ, 2008; Statistik Austria, 2008) als Gesamtkosten angegeben werden, ist die Unterteilung in Fix- bzw. Variable Kosten schwierig. Zwar fließen in die Berechnungen der durchschnittlichen Kilometerkosten auch Fixkosten mit ein (TCS, 2011), da die überwiegende Mehrheit jedoch variable Kosten darstellen, werden die verwendeten Gesamtkosten pro gefahrenem Kilometer in dieser Masterarbeit als variable Kosten angesehen. Um die durchschnittlichen Gesamtkosten pro Periode zu erhalten, werden demnach die jährlichen Fixkosten (kalkulatorische Abschreibungen und Zinsen, sowie sonstige FK) und variable Kosten addiert. Die kalkulatorischen Zinsen – also der „...Nutzenentgang gegenüber alternativen Anlagemöglichkeiten...“ (DOMSCHKE et al., 2008) (Opportunitätskosten) – errechnen sich aus der Summe des Investitionsbetrages und des Restwerts am Ende der Nutzungsphase, geteilt durch zwei, mal dem angenommenen Zinssatz. Der mit 1,25% p. a. angenommene Zinssatz entspricht dem aktuellen (26.04.2011) Leitzins der Europäischen Zentralbank (EZB, 2011). Der Leitzins ist die unterste (und eher theoretische) Grenze für Kreditzinsen, weil er bei institutionellen Anlegern mit allerbesten Bonität (z.B. österreichischer Bund) verwendet wird, jedoch nicht bei kleineren Firmen. Um eine realistische Bandbreite zu erhalten, wird zusätzlich eine Variante mit 5% Zinsen betrachtet.

**Tabelle 37: Daten der Kostenvergleichsrechnung der drei Szenarien unter Berücksichtigung durchschnittlicher Kosten gefahrener Kilometer. Quelle: eigene Darstellung**

	Referenzszenario	In-Situ Aerobisierung	Räumung
<b>Fixkosten (FK)</b>			
Investitionskosten [€]	0	1.024.294 € (Verdichterstation)	7.519.264 €
Dauer [Jahre]	30	30	30
Kalkulationszinsfuß A*	0,0125	0,0125	0,0125
Kalkulationszinsfuß B	0,05	0,05	0,05
∑ Fixkosten bei Zinsfuß:			
A [€/a]	<b>0 €</b>	<b>40.544,97 €</b>	<b>297.637,53 €</b>
B [€/a]	<b>0 €</b>	<b>59.750,48 €</b>	<b>438.623,73 €</b>
<b>Variable Kosten (VK)</b>			
Kilometerkosten PKW [0,34 €/km] (ÖVC, 2008)	26.808 km Monitoring (ohne Boku) = 9.114,72 €	26.808 km Monitoring (ohne Boku) = 9.114,72 € + 26.064 km Anlagenwartung (PKW) = 17.976,48 €	10.653,6 km Monitoring (ohne Boku ohne Aufsicht. Letzteres ist bereits bei Fixkosten enthalten) = 3.622,22 €
Kraftstoff***  LKW: 30l/100 km Preis konstant 1,5 €/l	720.000 km Sickerwassertrans. = 324.000 €	720.000 km Sickerwassertrans. = 324.000 €	5.400 km Sickerwassertrans. (448,68 m³ / LKW mit 24,7 m³ = 18 Fahrten. Jeweils 150 km + 2 Richtungen = 5.400 km) = 2.430 €
Sickerwasser [€]	35 € * 26.700 m³ = 934.500 €	35 € * 26.700 m³ = 934.500 €	35 € * 448,68 = 15.703,8 €
Mähen [6 Arbeiter a 3 Tage (je 8 Std.) / Jahr; 10€ Stundenlohn]	30 * 1.440 € = 43.200 €	30 * 1.440 € = 43.200 €	0
sonst. VK [€]**	0	151.412,22 € (Strom)	0
∑ Var. Kosten [€/a]	<b>43.693,82 €</b>	<b>49.036,29 €</b>	<b>725,20 €</b>
<b>Jährliche Gesamtkosten (GK)</b>			
Zinsfuß A [€/a]	<b>43.693,82 €</b>	<b>89.581,26 €</b>	<b>298.362,73 €</b>
Zinsfuß B [€/a]	<b>43.693,82 €</b>	<b>108.786,77 €</b>	<b>439.348,93 €</b>

\*\*Anmerkung: In allen Szenarien sind Reparaturkosten bereits in Kilometerkosten enthalten. Lediglich bei der in-Situ Aerobisierung fallen Stromkosten an.

Der Verständlichkeit halber wird an dieser Stelle noch auf den Rechengang eingegangen:

Die Gesamtkosten pro Jahr belaufen sich bei 1,25% Kalkulationszinsen auf:

$$GK_{(Referenz)} = \frac{(9.114,72 + 324.000 + 934.500 + 43.200)}{30} = 43.693,82€$$

$$GK_{(In-Situ)} = \frac{1.024.294}{30} + \left[ \frac{(1.024.294)}{2} * 0,0125 \right] + \frac{(17.976,48 + 324.000 + 934.500 + 43.200 + 151.412,22)}{30} = 89.581,26€$$

$$GK_{(Räumung)J} = \frac{7.519.264}{30} + \left[ \frac{(7.519.264)}{2} * 0,0125 \right] + \frac{(3.622,2 + 2.430 + 15.703,8)}{30} = 298.362,73€$$

Bei Kalkulationszinsen von 5% belaufen sich die jährlichen Gesamtkosten der Szenarien auf:

$$GK_{(Referenz)J} = 43.693,82€$$

$$GK_{(In-Situ)J} = 108.786,77€$$

$$GK_{(Räumung)J} = 439.348,93€$$

In obiger Betrachtung gibt es keinen Restwert nach Ende jedes Szenarios. Im Anhang D (Tabelle 54) ist die Kostenvergleichsrechnung nicht auf Basis von kilometerabhängigen Kosten, sondern unter extra ausgewiesener Berücksichtigung von angenommenen Anschaffungs- und Reparaturkosten dargestellt. Hier werden sehr wohl Restwerte betrachtet, allerdings scheint die getroffene Annahme, dass ein Kraftfahrzeug beispielsweise nur für das Monitoring, und nicht für andere Zwecke verwendet wird, unökonomisch (s. d.). Tabelle 38 vergleicht die beiden Berechnungsmethoden:

**Tabelle 38: Vergleich der jährlichen Gesamtkosten unterschiedlicher Berechnungsmethoden. Quelle: eigene Darstellung.**

Methode	Jährliche Gesamtkosten [€/a] bei Zinssatz 1,25% p. a.		Jährliche Gesamtkosten [€/a] bei Zinssatz 5% p. a.	
	KFZ-Anschaffung	Kilometerkosten	KFZ-Anschaffung	Kilometerkosten
Referenzszenario	48.208,61 €	43.693,82 €	50.528,92 €	43.693,82 €
In-Situ A.	93.893,18 €	89.581,26 €	115.374,00 €	108.786,77 €
Räumung	300.700,47€	298.362,73 €	442.811,67 €	439.348,93 €

Dabei fällt auf, dass sich die Ergebnisse sehr ähneln. Augenscheinlich wiegt die Tatsache, dass man gemäß Berechnung nach Tabelle 54 eigens für die Räumung ein Kraftfahrzeug anschafft im Vergleich mit den gesamten Kosten der Räumung nicht sehr schwer.

Da die Erlösstruktur der Szenarien nicht als gleich angesehen werden kann, sind die Ergebnisse aus betriebswirtschaftlicher Sicht skeptisch zu betrachten. Zusätzlich kann das Verfahren der statischen Kostenvergleichsrechnung keine Auskunft über die Sinnhaftigkeit einer Investition geben (DOMSCHKE et al., 2008). Aus diesen Gründen werden die Kostenstrukturen der drei Varianten auch mittels Kapitalwertmethode analysiert (siehe 6.2).

## 6.2 Kapitalwertmethode

Die Kapitalwertmethode ist ein Verfahren der dynamischen Investitionsrechnung. Diese berücksichtigen den Zeitaspekt und gehen von Ein- und Auszahlungen aus. Als Kapitalwert einer Investition bezeichnet man „...die durch die Investition ausgelöst, auf den Beginn ( $t = 0$ ) des Planungszeitraumes abgezinsten (diskontierten) Ein- und Auszahlungen.“ (DOMSCHKE et al., 2008). Formal wird der Kapitalwert ausgedrückt als:

$$\text{Kapitalwert (KW)} = \sum_{t=0}^T c_t (1+i)^{-t} = \sum_{t=0}^T c_t q^{-t}$$

wobei:

$T$  = Nutzungsdauer des Investitionsprojekts bzw. der Planungshorizont in Perioden

$c_t$  = Cash Flow (Einzahlungsüberschuss in der Periode  $t$ )

$q$  = Zinsfaktor  $(1 + i)$

$i$  = Zinsen  $(\frac{p}{100})$

Der Kapitalwert kann positiv oder negativ sein. Prinzipiell lautet die Entscheidungsregel, dass ein positiver Kapitalwert ( $KW > 0$ ) als vorteilhaft erachtet wird. Bei einem negativen Kapitalwert ( $KW < 0$ ) ist von der Investition abzuraten. Letztere wird jedoch immer von der Nullvariante ( $KW = 0$ ; Nichtstun) dominiert (DOMSCHKE et al., 2008).

Da – naheliegender Weise – der Kapitalwert bei allen Szenarien negativ ausfällt (nur bei der Räumung werden Erlöse erzielt, abgesehen von CO<sub>2</sub>-Zertifikaten [siehe unten]) ist bei der Interpretation der Ergebnisse lediglich darauf zu achten, welche Variante den „günstigsten“ Kapitalwert aufweist, und nicht ob dieser überhaupt positiv ausfällt ( $KW > 0$ ). Es wird angenommen, dass die bei der Räumung anfallenden Erlöse gleich in der ersten Periode erwirtschaftet werden, da sonst Lagerkosten anfallen würden. Des Weiteren sollen mögliche Spekulationen über Preisentwicklungen und damit verbundene Überlegungen zum Verkaufszeitpunkt außer Acht gelassen werden. Ebenso werden Qualitätsaspekte der Wertstoffe und damit verbundene preisliche Schwankungen nicht berücksichtigt.

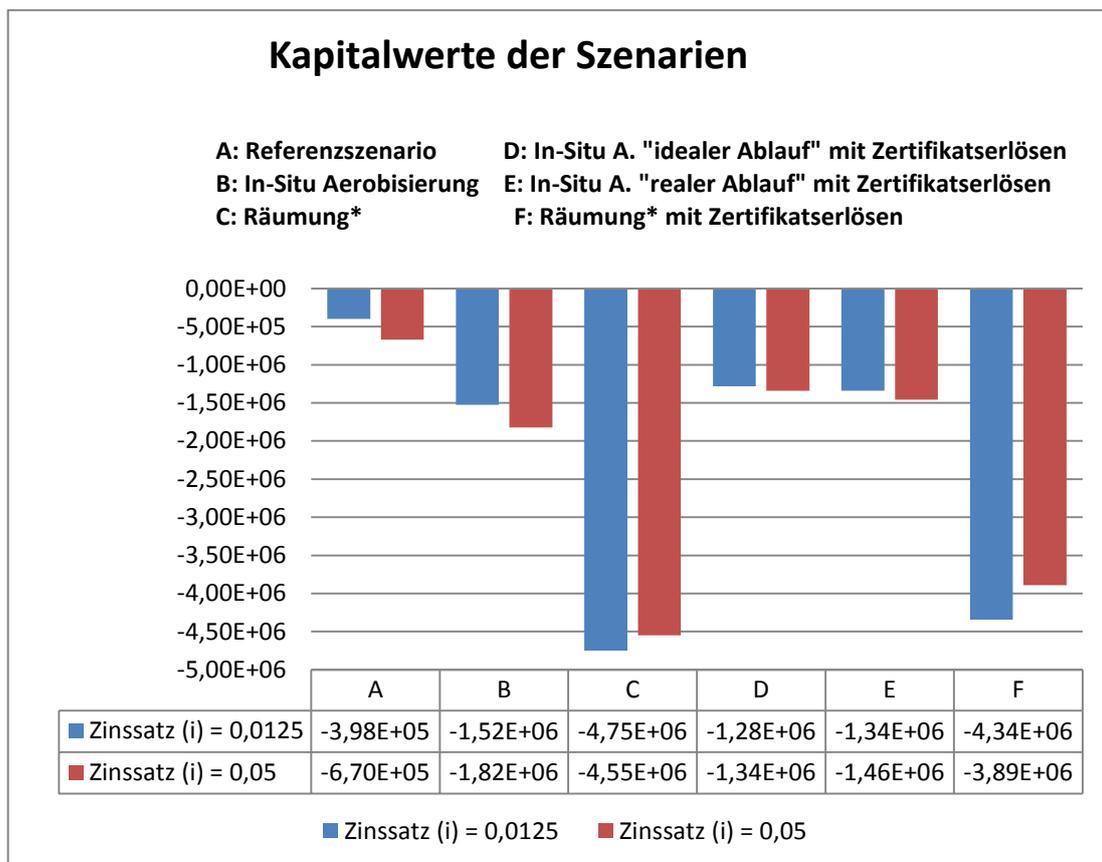
Die Ergebnisse (ohne den Verkauf von CO<sub>2</sub>-Zertifikaten) zeigen ein ähnliches Bild wie die Kostenvergleichsrechnung (siehe 6.1): Das Referenzszenario ist bei beiden Varianten des Zinssatzes deutlich zu präferieren (1,25% p. a.: KW rd. -398.000; 5% p. a.: KW rd. -670.000), das Szenario In-Situ Aerobisierung ist deutlich ungünstiger (1,25% p. a.: KW rd. -1,52 Mio.; 5% p. a.: KW rd. -1,82 Mio.), jedoch immer noch weit billiger als die Räumung (1,25% p. a.: KW rd. -4,75 Mio.; 5% p. a.: KW rd. -4,54 Mio.). Diese Reihung bleibt also – trotz Berücksichtigung der Erlöse aus dem Wertstoffverkauf – im Vergleich zur Kostenvergleichsrechnung unverändert. Es zeigt sich, dass die In-Situ Aerobisierung beim dynamischen Vergleich und hohem Zinssatz gegenüber der Räumung verhältnismäßig schlecht abschneidet (siehe Abbildung 29). Eine genaue Beschreibung der Berechnung und getroffener Annahmen liefern die Tabelle 59, Tabelle 60 Tabelle 61 im Anhang D.

Der Vollständigkeit halber wird der Kapitalwert der drei Varianten zusätzlich mit fiktiven Erlösen aus hypothetischen CO<sub>2</sub>-Zertifikatsverkäufen durchgerechnet:

Der aktuelle (21.04.2011) Preis für eine Tonne CO<sub>2</sub> liegt nach Angaben der European Energy Exchange AG bei 16,21 €/t (EEX, 2011). Im Referenzszenario werden keine Erlöse aus Zertifikatsverkäufen getätigt, da keine CO<sub>2</sub>-Einsparungen generiert werden. Im Szenario In-Situ Aerobisierung „idealer Ablauf“ belaufen sich die Erlöse gemäß den errechneten, eingesparten gasförmigen Emissionen (siehe Kapitel 2.4 „Sachbilanz“ sowie Tab. 59, Anhang D) aus Zertifikatsverkäufen auf insgesamt 937.870,33 €, im Szenario In-Situ Aerobisierung „realer Ablauf“ auf 711.402,17 €, und im Szenario Räumung bestenfalls auf 1.117.477,07 € („Räumung A“: 926.475,78 € aus Einsparungen der Deponieemissionen sowie 191.001,29 € aus Gutschriften für Wertstoffe). An dieser Stelle sei erwähnt, dass die Zertifikatserlöse der Gutschriften für Wertstoffe in der ersten Periode anfallen.

Trotz alledem sind die Kapitalwerte der Szenarien negativ. Weiterhin schneidet das (unveränderte) Referenzszenario am besten ab (KW rd. -398.000 bzw. rd. -670.000), gefolgt vom Szenario In-Situ Aerobisierung „idealer Ablauf“ (KW rd. -1,28 Mio. bzw. 1,34 Mio.) und „realer Ablauf“ (KW rd. -1,34 Mio. bzw. -1,46 Mio.). Weiterhin am schlechtesten schneidet die Räumung ab (KW rd. -4,34 Mio. bzw. -3,89 Mio.). Zur Berechnung von CO<sub>2</sub>-Äquivalenten emittierten Deponiegases bei In-Situ Aerobisierungen gibt es eine anerkannte Methodologie des UNFCCC. Aus Gründen der Vergleichbarkeit wurden CH<sub>4</sub>-

und CO<sub>2</sub>-Emissionen im Szenario „In-Situ Aerobisierung“ mittels Tabellenblatt von Mostbauer (Mostbauer, 2002) errechnet. An dieser Stelle sei erwähnt, dass Lachgasemissionen (rund 279 t CO<sub>2</sub>-Äquivalente, bei gegebenem Preis rund 4.523 €), wie sie beim Szenario „In-Situ Aerobisierung“ gemäß UNFCCC-Methodologie AM0083 berechnet (UNFCCC, 2009) wurden, in der Berechnung keine Berücksichtigung finden. Die Differenz der Masse des emittierten Lachgases zwischen Emissionen des „Szenarios In-Situ Aerobisierung“ sowie jenen des Referenzszenarios müsste zu Ungunsten der In-Situ Aerobisierung bilanziert werden. Da die N<sub>2</sub>O-Emissionen des Referenzszenarios jedoch in dieser Diplomarbeit nicht berechnet wurden, ist dies nicht möglich. Aus genannten Gründen wurde deshalb von einer Berücksichtigung der N<sub>2</sub>O-Emissionen im Zusammenhang mit der Berechnung der Kapitalwerte unter der Annahme fiktiver CO<sub>2</sub>-Zertifikatserlöse abgesehen. In Abbildung 29 sind die Kapitalwerte der drei Szenarien – jeweils mit sowie ohne Zertifikatserlöse – in Abhängigkeit des Zinssatzes schematisch dargestellt.



**Abbildung 29: Kapitalwerte der Szenarien.** \*Anmerkung: Betrachtet werden die Kosten aus der Sicht des Deponiebetreibers. Es wird angenommen, dass sämtliche Metalle verkauft werden können, u. z. zum gegebenen Preis (siehe Anhang D, Kosten). Daher erfolgt an dieser Stelle keine Unterteilung nach der Verwertungsquote.

Die dargestellten Werte für die Räumung mit Berücksichtigung der Zertifikatserlöse stellen bei gegebenen Preisen den bestmöglichen Fall dar („Räumung A“: Verwertung sämtlicher Sekundärrohstoffe). Würden nur die Hälfte der Metalle verwertet werden („Räumung B“), würden sich geringfügig niedrigere Kapitalwerte (-4,43 Mio. bei einem Zinssatz von 1,25% p. a. bzw. -3,98 Mio. bei 5% p. a.) ergeben. Dies ist darauf zurückzuführen, dass weniger Gutschriften verteilt würden und somit weniger CO<sub>2</sub>-Äquivalente eingespart (und Zertifikate generiert) werden könnten. Allerdings wäre auch der Verkaufspreis der Metalle geringer. Die Beschränkung auf den bestmöglichen Fall ergibt sich aus dem Umstand, dass unterschiedliche Preise für unterschiedliche Qualitäten der Wertstoffe in dieser Masterarbeit nicht berücksichtigt wurden. Dies ist aufgrund der Datenlage zur Deponie Mannersdorf nicht möglich.

## 7 Diskussion und Schlussfolgerungen

### Diskussion der Ergebnisse der vergleichenden Ökobilanz:

Die Ergebnisse der vergleichenden Ökobilanz lassen erkennen, dass der Basisprozess der Deponie („Ablagerungsverhalten“) am Standort Mannersdorf abgesehen vom Szenario „Räumung“ jeweils den Großteil der für die gewählten Wirkungskategorien relevanten Emissionen verursacht. Diese Erkenntnis spiegelt sich auch in den Ergebnissen anderer Studien wieder. So untersuchten Christensen et al. (2008) die Umweltauswirkungen von sechs unterschiedlichen Deponietypen. Ein besonders ungünstiges Emissionsverhalten wiesen jene Deponien auf, bei denen Deponiegas- und Sickerwasseremissionen nicht gefasst wurden (CHRISTENSEN et al., 2008). Auch bei der Deponie Mannersdorf wird im Referenzszenario keine Gasfassung betrieben. Des Weiteren gelangt ein gewisser Teil des Sickerwassers in das Grundwasser. Christensen et al. (2008) betonen in ihrer Arbeit die Wichtigkeit der Sickerwasser- bzw. Gasfassung. Die Autoren nahmen eine Deponiegasbildung von 168 – 222 m<sup>3</sup> pro t (FM) und 100 Jahren an, im Referenzszenario emittiert die Deponie Mannersdorf in 30 Jahren lediglich ca. 25 m<sup>3</sup> pro t (FM). Auch daran wird die schon (relativ) geringe Reaktivität des Mannersdorfer Deponiematerials ersichtlich.

Die In-Situ Aerobisierung weist gegenüber dem Referenzszenario hinsichtlich des Treibhaus- und Eutrophierungspotentials eine deutliche Verbesserung der Umweltsituation auf. Diesen Trend bestätigen auch Ergebnisse anderer Autoren. Christensen et al. (2008) untersuchten im Zuge einer Ökobilanz unter anderem eine mittels natürlichen Kaminzugeffekts (Luftzirkulation aufgrund eines Temperaturgradienten) aerobisierte Deponie. Dies führte zu einem beschleunigten biologischen Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen und einer Reduktion von Methanemissionen. Aufgezeigt werden auch die dramatischen Verbesserungen der Umweltauswirkungen durch Managementmaßnahmen – insbesondere Deponiegas- und Sickerwasserfassung – verglichen mit Reaktordeponien ohne gesetzte Maßnahmen (CHRISTENSEN et al., 2008). Eine Spiegelung der Ergebnisse mit vergleichbaren Publikationen von Ökobilanzen zur In-Situ Aerobisierung mittels Niederdruckbelüftung war bis zum Zeitpunkt der Abgabe dieser Diplomarbeit nicht möglich, da trotz intensiver Recherche keine diesbezüglichen Veröffentlichungen gefunden werden konnten.

Bei der Räumung fallen die größten Anteile am Treibhaus- bzw. Eutrophierungspotential beim Prozess der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung an, jeweils zum größten Teil verursacht durch die Transporte des Deponieaushubmaterials von Mannersdorf nach Wiener Neustadt (siehe Anhang D, Prozesse). Dieses Ergebnis passt gut zu den Angaben des österreichischen Umweltbundesamtes (UBA, 2007), welche in der Studie *„Altlastensanierung in Österreich. Effekte und Ausblick“* erwähnen, dass vor allem der Abtransport der Abfälle sowie der Maschineneinsatz bei der Räumung zur Erzeugung von Treibhausgasen beitragen. Die Transportprozesse sind hinsichtlich ihrer Umweltauswirkungen jedoch im Referenzszenario sowie im Szenario „In-Situ Aerobisierung“ verglichen mit Emissionen aus der Deponie verhältnismäßig gering.

### Methodische Diskussion zur Kostenabschätzung:

Bei einer betriebswirtschaftlichen Interpretation der Ergebnisse aus der Kostenvergleichsrechnung ist darauf zu achten, dass die drei untersuchten Varianten zwar dieselben zeitlichen Rahmenbedingungen, nicht jedoch die gleiche Erlösstruktur aufweisen. Es wurde keine exakte betriebswirtschaftliche Analyse angestrebt, sondern lediglich einen grober Überblick über die jährlich anfallenden Kosten der drei Szenarien gegeben. Zudem kann die Kostenvergleichsrechnung keine Aussage über die prinzipielle Wirtschaftlichkeit einer Alternative tätigen, da sie lediglich für einen Vergleich von

Alternativen geeignet ist. Als statisches Verfahren der Investitionsrechnung ist sie für reale (komplexe) Sachverhalte oft nicht geeignet (DOMSCHKE et al., 2008).

Wird – wie im obigen Beispiel – die Variante mit den geringsten Kosten gewählt, kann von einer „relativen Vorteilhaftigkeit“ gesprochen werden (MÜLLER, 2006). Eine „absolute Vorteilhaftigkeit“ einer Variante wäre dem Autor nach nur gegeben, wenn die Alternative der Unterlassung mit Mehrkosten verbunden wäre. Dies ist aber weder bei der Räumung noch bei der In-Situ Aerobisierung der Fall. Streng genommen wäre eine Vernachlässigung der Erlöse, wie in obigen Beispiel der Fall, nur dann legitim, wenn diese in allen Varianten gleich groß wären. Werden Erlöse berücksichtigt, entspricht dies einer Gewinnvergleichsrechnung. Die entscheidungsrelevante Größe ist hierbei der durchschnittliche Gewinn einer Periode. (MÜLLER, 2006).

Die ebenfalls bei der Kostenabschätzung verwendete Kapitalwertmethode ist ein dynamisches Verfahren der Investitionsrechnung, d. h. sie berücksichtigt den Zeitaspekt von Investitionen. Es werden Ein- und Auszahlungen unterschiedlicher Perioden in einer Zahlungsreihe getätigt. Gerade in diesem Zeitaspekt liegt jedoch auch ein Nachteil der Methode. Wann Auszahlungen in welchem Umfang ausfallen begründet sich auf getroffenen Annahmen. Des Weiteren wird ein vollkommener Kapitalmarkt (Kredite stehen in unbegrenzter Höhe zur Verfügung, identische Soll- und Habenzinssätze, etc.) vorausgesetzt.

Sowohl bei der Kostenvergleichsrechnung, als auch bei der Kapitalwertmethode ist darauf zu achten, dass die angenommenen Zinssätze lediglich eine Abschätzung der möglichen Entwicklung in der Zukunft darstellen. Eine ökonomisch verlässliche Voraussage der Entwicklungen auf dem Kapitalmarkt ist in Anbetracht der langen Zeiträume der betrachteten Szenarien (30 Jahre) sehr schwierig.

### **Diskussion der Ergebnisse des Kostenvergleichs:**

Die Ergebnisse zeigen, dass eine Räumung der Deponie Mannersdorf deutlich kostenintensiver als die bestehende Variante der In-Situ Aerobisierung wäre. Die Investitionskosten einer Räumung wären in etwa sieben Mal so hoch. Je nach angenommenem Zinssatz wären die jährlichen Gesamtkosten drei (bei 1,25% p. a.) bzw. vier (bei 5% p. a.) Mal so hoch.

Deponieräumungen sind bislang oft nicht kostendeckend, weil die Kosten der erforderlichen Sortierschritte oft größer als die Erlöse aus der Wertstoffrückgewinnung sind (RETTENBERGER, 2010). Mocker et al. (2009) hingegen halten den wirtschaftlichen Rückbau von Deponien unter der Bedingung eines möglichst vollkommenen Recyclings prinzipiell für machbar. Von den Autoren wird bezüglich der Durchführung (zwecks Entwicklung von Konzeptionen) eines Räumungsprojekts eine SWOT-Analyse (Stärken-Schwächen-Chancen-Risiken) empfohlen. Als Anreize für eine Räumung nennen Mocker et al. (2009) Erlöse der Wertstoffgewinnung bei gleichzeitiger Einsparung bei Stilllegungs- und Nachsorgekosten, Klima-, Gewässer-, Boden- und Landschaftsschutz, Erlöse aus Flächenrecycling etc. Wesentliche Hemmnisse dagegen sind Aufwendungen für den Rückbau sowie eine Verringerung der Akzeptanz bei Anrainern in Folge von Luftschadstoff- und Lärmemissionen.

Es wird an dieser Stelle ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die im Kapitel Kostenabschätzung (siehe Kapitel 6) angenommenen Werte zeitlich veränderlich sind. Aus diesem Grund müssen die Ergebnisse des Kapitels 6 im Kontext sich verändernder ökonomischer Voraussetzungen betrachtet werden. Auf diese Tatsache weisen auch andere Autoren hin. So scheint es unter veränderten Voraussetzungen als durchaus möglich, dass Deponieräumungen in Zukunft ökonomisch rentabel sind. Beispielsweise ist es nach Rettenberger (2010) in „*absehbarer Zukunft zu erwarten*“, dass Räumungen von Deponien wirtschaftlich werden, sofern neben Eisenmetallen auch Nichteisenmetalle verwertet und Treibhausgaszertifikate (Einsparung an Treibhausgasen durch Umstellung auf aerobe Milieubedingungen während des Rückbaus und anschließender Beseitigung)

erzeugt würden. Die Phosphatgewinnung aus Mülldeponien hingegen soll „in naher Zukunft“ nicht wirtschaftlich sein.

## Handlungsempfehlungen

Gemäß den Zielen dieser Diplomarbeit wird an dieser Stelle auf Aspekte von Handlungsempfehlungen eingegangen. Wichtig ist zu erwähnen, dass Entscheidungsprozesse immer mit individuellen Prioritätensetzungen verknüpft sind. Als Entscheidung wird allgemein „...eine mehr oder weniger bewusste Auswahl aus mehreren möglichen Handlungsalternativen aufgrund eines Problems“ (MEIXNER et al., 2002) bezeichnet.

Bei einer ausschließlichen Betrachtung von betriebswirtschaftlichen Aspekten ist die Reihung der Alternativen nach ihrer Attraktivität naturgemäß eine andere als bei der Fokussierung auf Umweltaspekte. Wichtig sind in diesem Zusammenhang demnach die Ziele einer Entscheidung. Diese beeinflussen die Lösung eines Entscheidungsproblems. Oft wird mehr als eine Zielsetzung gleichzeitig verfolgt. Komplexe Entscheidungsprobleme sind häufig durch sich widersprechende Zielsetzungen – wie in diesem Fall Kostenminimierung versus Umweltschutz – gekennzeichnet (MEIXNER et al., 2002). Die folgende Handlungsempfehlung ist daher im Kontext dieser Tatsache zu interpretieren.

Da die In-Situ Aerobisierung bezüglich ihrer Umweltauswirkungen in dieser vergleichenden Ökobilanz bedeutend besser als das Referenzszenario abschneidet und eine Räumung zudem wesentlich kostenintensiver wäre, ist dieses Szenario insgesamt gesehen zu präferieren. Die möglichen Verringerungen der Umweltauswirkungen durch eine Räumung scheinen im Vergleich zu den damit verbundenen Kosten unverhältnismäßig. Die In-Situ Aerobisierung am untersuchten Deponiestandort kann in Anbetracht der Ergebnisse dieser Diplomarbeit als umweltschonende und kostengünstige Handlungsalternative empfohlen werden.

## Schlussfolgerungen:

Die Schlussfolgerungen aus den Ergebnissen des Kapitels 5 und obigen Überlegungen lauten daher:

- Durch die In-Situ Aerobisierung am untersuchten Deponiestandort sind die Emissionen deutlich geringer als im Referenzszenario.
- Die Räumung des Standortes ist bezogen auf die Umweltauswirkungen dann die beste Alternative, wenn 100% der Wertstoffe verwertet werden. Werden lediglich 50% der Wertstoffe verwertet, schneidet die In-Situ Aerobisierung hinsichtlich der Wirkungskategorie Eutrophierungspotential in jedem Fall besser ab, hinsichtlich der Wirkungskategorie Treibhauspotential nur bei optimaler Betriebsführung („In-Situ Aerobisierung idealer Ablauf“).
- Das Referenzszenario ist bezogen auf die Umweltauswirkungen in jedem Fall die schlechteste Alternative.
- Eine Räumung der Deponie Mannersdorf ist – auch unter fiktiver Generierung von CO<sub>2</sub>-Zertifikaten – deutlich die teuerste Handlungsalternative.
- Fänden nur Kostenüberlegungen Berücksichtigung, wäre das Referenzszenario sowohl im statischen, als auch im dynamischen Vergleich zu präferieren.
- Die In-Situ Aerobisierung kann als im Vergleich zur Räumung kostengünstige, bzw. im Vergleich zum Referenzszenario als umweltschonende Alternative empfohlen werden.

## 8 Zusammenfassung

Ziel dieser Masterarbeit war es, auf Basis der im Rahmen des am Institut für Abfallwirtschaft durchgeführten Forschungsprojektes NUTZRUM erhobenen Daten eine vergleichende Ökobilanz des Verfahrens der In-Situ Aerobisierung für den spezifischen Deponiestandort Mannersdorf zu erstellen.

Das Verfahren der In-Situ Aerobisierung dient der Intensivierung und Beschleunigung des Abbaus organischer Substanz in einem Deponiekörper, indem mittels Belüftungsbrunnen verdichtete Umgebungsluft bei leichtem Überdruck in den Deponiekörper eingebracht wird. Die dadurch erreichte Umstellung auf aerobe Milieubedingungen beschleunigt die Abbauprozesse, reduziert die Gasbildung und Reaktivität und kann somit die Nachsorgedauer verkürzen.

Betrachtet wird der Standort Mannersdorf am Leithagebirge (südöstliches Niederösterreich). Auf dem Gelände eines ehemaligen Kalksteinbruches wurden 1976 – 1995 insgesamt 200.000 m<sup>3</sup> (208.000 t FM) unbehandelte gewerbliche und kommunale Abfälle abgelagert.

In dieser Masterarbeit wurden drei Szenarien – die In-Situ Aerobisierung, ein Räumungsszenario, sowie ein Referenzszenario, d. h. die Belassung des Ist-Zustandes – hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Wirkungskategorien Treibhaus- sowie Eutrophierungspotential verglichen. Das Szenario der In-Situ Aerobisierung wurde wiederum in zwei Subsznarien untergliedert. Das Idealszenario geht von einem idealen Belüftungsergebnis aus, d. h. es gibt keine Anlagenstillstände und keine Methanemissionen in der Betriebsphase. Nach Ende des Betriebs ist das deponierte Material so weit stabilisiert, dass sich keine Methanemissionen mehr ergeben. Im Realszenario hingegen wird sehr wohl mit Anlagenstillständen gerechnet. Beide Subsznarien unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Sickerwasser- und Deponiegasemissionen.

Die Gegenüberstellung der In-Situ Aerobisierung mit dem Referenzszenario sowie der Räumung soll eine Einschätzung erlauben, welche Handlungsalternative in Hinblick einer möglichst umweltschonenden zukünftigen Entwicklung zu präferieren wäre.

Der Aufbau dieser vergleichenden Ökobilanz folgt der internationalen Normenreihe DIN-EN-ISO 14040ff (2006). Diese Methode dient der ökologischen Analyse, d. h. der Erfassung und Bewertung potentieller ökologischer Auswirkungen von (diversen) Untersuchungsgegenständen. Eine Ökobilanzstudie umfasst dabei immer vier Phasen, die einem iterativen Prozess unterliegen, und zwar die Festlegung des Zieles und des Untersuchungsrahmens, die darauf folgende Sachbilanzphase, die Wirkungsabschätzung sowie eine Auswertungsphase. Zur Berechnung der Szenarien wurde die Software GaBi 4.3 verwendet.

Die Ergebnisse zeigen, dass mittels In-Situ Aerobisierung ein Großteil der Emissionen im Vergleich zum Referenzszenario eingespart werden können. Real betragen die Einsparungen bei der Wirkungskategorie Treibhauseffekt rund 73% der CO<sub>2</sub>-Äquivalente des Referenzszenarios. Idealerweise könnten bis zu 94% der emittierten CO<sub>2</sub>-Äquivalente eingespart werden. Auch hinsichtlich des Eutrophierungspotentials bewirkt die Belüftung eine wesentliche Verbesserung der Emissionssituation. 40% (real) bzw. 63% (ideal) der im Referenzszenario emittierten Masse an Phosphat-Äquivalenten kann eingespart werden.

Bei der Räumung des Deponiestandortes ist die Verwertungsquote der Wertstoffe entscheidend. Beträgt diese 100%, ist die Räumung hinsichtlich beider Wirkungskategorien die beste Alternative. Das Ergebnis der Berechnung für das Eutrophierungspotential ist in diesem Fall sogar negativ (-4,77 \* 10<sup>2</sup> kg Phosphat-Äquivalente). Dies ist auf die Gutschriften in Folge der Rohstoffverwertung zurückzuführen. Werden jedoch nur 50% der Wertstoffe verwertet, schneidet die In-Situ

Aerobisierung bezüglich des Eutrophierungspotentials besser ab. Auch beim Treibhauseffekt verursacht die In-Situ Aerobisierung unter optimaler Betriebsführung („In-Situ Aerobisierung idealer Ablauf“) weniger Emissionen als die Räumung (bei einer Verwertungsquote von 50%). Bei einer Verwertungsquote von 50% können insgesamt 28% der Emissionen an Phosphat-Äquivalenten des Referenzszenarios eingespart werden.

Des Weiteren wurden im Zuge dieser Diplomarbeit die Kosten der Alternativen unter Verwendung einer statischen und einer dynamischen Methode der Investitionsrechnung gegenübergestellt. Hier zeigte sich, dass die In-Situ Aerobisierung wesentlich kostengünstiger ist als eine Räumung der Deponie. Auch unter fiktiver Generierung von CO<sub>2</sub>-Zertifikaten und Erlösen aus der Rückgewinnung von Metallen schneidet die Räumung ökonomisch gesehen schlechter ab.

Zusammengefasst kann gesagt werden, dass die In-Situ Aerobisierung als im Vergleich zur Räumung kostengünstige, bzw. im Vergleich zum Referenzszenario als umweltschonende Alternative für den untersuchten Standort empfohlen werden kann.

## 9 Literatur

- ABFALLWIRTSCHAFTSGESETZ (2002): BGBl I 2002/102 idF BGBl. I. 2011/9: Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002). Österreich.
- ADENSAM, H., GANGLBERGER, E., GUPFINGER, H. UND WENISCH, A. (2000): Wieviel Umwelt braucht ein Produkt? Studie zur Nutzbarmachung von Ökobilanzen für Prozess- und Produktvergleiche. Analyse von Methoden, Problemen und Forschungsbedarf. Endbericht des Österreichischen Ökologie Institutes. Internetpublikation, verfügbar unter: <http://umweltbundesamt.at/fileadmin/site/daten/produkte/gemis/oekobil.pdf>  
[Datum der Abfrage: 08.03.2011]
- AEV DEPONIESICKERWASSER (2003): BGBl. II. 2003/263: Gesetzliche Begrenzung von Sickerwasseremissionen aus Abfalldeponien. Österreich.
- ALTLASTENSANIERUNGSGESETZ (1989): BGBl. 1989/299 idF BGBl. I 2010/111: Bundesgesetz vom 7. Juni 1989 zur Finanzierung und Durchführung der Altlastensanierung (ALSAG). Österreich.
- ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND WIENER NEUSTADT (2011): Homepage. Internetpublikation, verfügbar unter:  
<http://195.58.166.60/noeav/default.asp?portal=verband&vb=wn&kat=69&mkat=69&op=59>  
[Datum der Abfrage: 08.06.2011]
- BMLFUW – BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2001): Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2001. Verfügbar unter:  
<http://www.lebensministerium.at/filemanager/download/9391/>  
[Datum der Abfrage: 08.01.2011]
- BMLFUW – BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2006): Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006. Verfügbar unter:  
<http://www.bundesabfallwirtschaftsplan.at/filemanager/download/16804>  
[Datum der Abfrage: 31.12.2010]
- BÖHMER, S., KÜGLER, I., STOIBER, H. UND WALTER, B. (2006): Abfallverbrennung in Österreich. Statusbericht 2006. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Erschienen im Eigenverlag des Österreichischen Umweltbundesamtes, Report 0071. Wien, 2007.
- BRAUN, R. (2001): Stand der Technik der Bioabfallvergärung. Verlag der Wiener Umwelthanwaltschaft, Wien, 2001.
- BUDISCHOWSKY, A. (2011a): Mehrere mündliche Mitteilung (Telefonate, E-Mail, Besprechung) gemäß im Zeitraum von 02.2011 – 14.04.2011 NUA (Niederösterreichische Umweltschutz Abteilung, Wiener Neustädter Straße 141-143, 2514 Traiskirchen).

- CHANTON, J., RUTKOWSKI, C. M. UND MOSHER, B. (1999): Quantifying Methane Oxidation from Landfills Using Stable Isotope Analysis of Downwind Plumes. *Environmental Science and Technology*, 33 (21), S. 3755-3760, 1999.
- CHANTON, J., ABICHOUE, T., BARLAZ, M. A., GOLDSMITH, D., GEEN, R., HATER, G., LANGFORD, C UND SPOKAS, K. (2010): Observations on the methane oxidation capacity of landfill soils. *Waste Management*, 2010.
- CHERUBINI, F., BARGIGLI, S. AND ULGIATI, S. (2008): Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. *Energy*, 34, S. 2116-2123, 2009.
- CHRISTENSEN, T.H., DAMGAARD, A., MANFREDI, S., MERRILD, H. AND STENSØE, S. (2011): LCA and economic evaluation of landfill leachate and gas technologies. *Waste Management*, 31, S. 1532-1541, 2011.
- CHRISTENSEN, T.H. AND MANFREDI, S. (2008): Environmental assessment of solid waste landfilling technologies by means of LCA-modelling. *Waste Management*, 29, S. 32-43, 2009.
- CLASSEN, M., ALTHAUS, H.-J., BLASER, S., TUCHSCHMID, M., JUNGBLUTH, N., DOKA, G., FAIST EMMENEGGER, M. AND SCHARNHORST, W. (2007): Life Cycle Inventories of Metals. Final report ecoinvent data v2.0, No. 10. EMPA Dübendorf, Swiss Centre of Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, 2007.
- DEGENER, P. (2011): Persönliche Mitteilung vom 09.05.2011.
- DEUTSCHE AUTOMOBIL TREUHAND (DAT) GMBH (2011): Leitfaden zu Kraftstoffverbrauch und CO<sub>2</sub>-Emissionen aller neuen Personenkraftwagenmodelle, die in Deutschland zum Verkauf angeboten werden. Ausgabe 2011, 2. Quartal. Erstellt im Auftrag von: Verband der Automobilindustrie e.V., Verband der Internationalen Kraftfahrzeughersteller e.V., auf Grundlage der Richtlinie 1999/94/EG. Internetpublikation, verfügbar unter: <http://www.dat.de/leitfaden/LeitfadenCO2.pdf> [Datum der Abfrage: 23.04.2011]
- DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (2011): DFG-Klassen und Nutzungsdauer-Tabellen. Internetpublikation, verfügbar unter: <http://www.physik.uni-muenchen.de/fakultaet/organisation/geschaeftsstelle/merkblaetter/dfg-tabelle.pdf> [Datum der Abfrage 19.04.2011]
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG, E. V. (2006): DIN EN ISO 14040: Umweltmanagement - Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen. Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14040:2006
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG, E. V. (2006): DIN EN ISO 14044: Umweltmanagement - Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen. Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14044:2006
- DEPONIEVERORDNUNG (2008): BGBl. II. Nr 39/2008 idF BGBl. II. Nr. 178/2010. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien. Österreich.

- DOKA, G. (2007): Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Eco Invent Report No. 13, Swiss Centre of Life Cycle Inventories, Dübendorf, December 2007.
- DOMSCHKE, W. UND SCHOLL, A. (2008): Grundlagen der Betriebswirtschaftslehre. Eine Einführung aus entscheidungsorientierter Sicht. Vierte, verbesserte und aktualisierte Auflage. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, 2008.
- DREES, T. (2000): Beschleunigter Stoffaustrag aus Reaktordeponien. Dissertation an der RWTH Aachen.
- EINKOMMENSSTEUERGESETZ (1988): Bundesgesetz vom 7. Juli 1988 über die Besteuerung des Einkommens natürlicher Personen. StF: BGBl. Nr. 400/1988
- ENERGIE-CONTROL GMBH (2010): Marktbericht 2010 – Nationaler Bericht an die Europäische Kommission. Internetpublikation, verfügbar unter: [http://e-control.at/portal/pls/portal/portal.kb\\_folderitems\\_xml.redirectToItem?pMasterthingId=1903237](http://e-control.at/portal/pls/portal/portal.kb_folderitems_xml.redirectToItem?pMasterthingId=1903237)  
[Datum der Abfrage: 25.02.2011]
- EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2009): Municipal Solid Waste Generation, Recycling and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2008. Internetpublikation, verfügbar unter: <http://www.epa.gov/wastes/nonhaz/municipal/pubs/msw2008rpt.pdf>  
[Datum der Abfrage: 03.01.2011]
- E-PRTR-BEGLEITVERORDNUNG (2007): BGBl. II Nr. 380/2007, Österreich. Verfügbar unter: [http://www.ris.bka.gv.at/Dokumente/BgblAuth/BGBLA\\_2007\\_II\\_380/BGBLA\\_2007\\_II\\_380.pdf](http://www.ris.bka.gv.at/Dokumente/BgblAuth/BGBLA_2007_II_380/BGBLA_2007_II_380.pdf)  
[Datum der Abfrage: 05.01.2011]
- EUROPEAN COMMISSION (2010): ILCD Handbook: General guide for Life Cycle Assessment – Detailed Guidance. Internetpublikation, verfügbar unter: <http://lct.jrc.ec.europa.eu/pdf-directory/ILCD-Handbook-General-guide-for-LCA-DETAIL-online-12March2010.pdf>  
[Datum der Abfrage: 28.09.2010]
- EUROPEAN ENERGY EXCHANGE (EEX) (2011): EU-Emission Allowances, Preise und Handelsvolumen 18.04.2011-26.04.2011. Internetpublikation, verfügbar unter: <http://www.eex.com/de/Marktdaten/Handelsdaten/Emissionsrechte/EU%20Emission%20%7C%20Spotmarkt>  
[Datum der Abfrage: 26.04.2011]
- EVN ABFALLVERWERTUNG NÖ (2011): Eröffnung Linie 3. Müll ökologisch behandeln und als alternative Energiequelle nutzen: Strom und Wärme für 170.000 Haushalte. Internetpublikation, verfügbar unter: <http://www.evn-abfallverwertung.at/de/download/folder/ThermischeAbfallverwertungEröffnungLinie3.pdf>  
[Datum der Abfrage: 09.08.2011]
- EZB (2011): Aktueller Leitzinssatz. Internetpublikation, verfügbar unter: <http://www.ecb.int/home/html/index.en.html>  
[Datum der Abfrage: 26.04.2011]

- FELLNER, J., BRUNNER, P. H. UND SCHÖNGRUNDNER, P. (2003): Methanemissionen aus Deponien – Bewertung von Messdaten (METHMES). Studie des Instituts für Wassergüte und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft. Verfügbar unter: [www.umwelt.net.at/filemanager/download/9445/](http://www.umwelt.net.at/filemanager/download/9445/) [Datum der Abfrage: 22.12.2010]
- FIGUEROA, R. A. (1998): Gasemissionsverhalten abgedichteter Deponien. Untersuchungen zum Gastransport durch Oberflächenabdichtungen sowie zum mikrobiellen Abbau von Methan und FCKWs in Rekultivierungsschichten. In: Stegmann, R. (Hrsg.): Hamburger Berichte, Band 13. Economica Verlag, Bonn, 1998.
- FRANKL, P. UND RUBIK, F. (2000): Life Cycle Assessment in Industry and Business – Adoption Patterns, Applications and Implications. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 2000.
- FRICKE, K., SANTEN, H. UND WALLMANN, R. (2005): Comparison of selected aerobic and anaerobic procedures for MSW treatment. Waste Management 25, S. 799-810, 2005.
- FRISCHKNECHT, R., TUCHSCHMID, M., FAIST EMENEGER, M., BAUER, C. UND DONES, R. (2007): Strommix und Stromnetz. In: Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz (ed. Dones, R.). ecoinvent report No. 6, v2.0. Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre of Life Cycle Inventories, Dübendorf, Schweiz.
- GAMPERLING, O. UND HUBER-HUMER, M. (2009): INovative in-situ MeThoden Zur SanieRung von Altablagerungen Und kontaMinierten Standorten – NUTZRAUM. 2. Zwischenbericht, Mai 2009.
- GAMPERLING und HUBER-HUMER (2011): Mündliche Mitteilung vom 20.02.2011.
- GAMPERLING, O., HUBER-HUMER, M., HRAD, M. UND LECHNER, P. (2010): In-Situ Aerobisierung Mannersdorf – Wissenschaftliche Projektbegleitung und Monitoring. 3 Zwischenbericht, Juni 2010.
- GAMPERLING, O. (2007): Forschungsbericht zur Abfallwirtschaft – Standortspezifische Nachnutzung von Altdeponien. Internetpublikation, verfügbar unter: [http://www.wau.boku.ac.at/fileadmin/\\_/H81/H813/IKS\\_Files/Forschungsberichte/2007-06-04\\_Forschungsberichte\\_OG.pdf](http://www.wau.boku.ac.at/fileadmin/_/H81/H813/IKS_Files/Forschungsberichte/2007-06-04_Forschungsberichte_OG.pdf) [Datum der Abfrage: 03.10.2010]
- GÄHT, S. UND NISPEL, J. (2011): Ressourcenpotenzial von ausgewählten Hausmülldeponien in Deutschland. In: Müll und Abfall – Fachzeitschrift für Abfall- und Ressourcenwirtschaft. 43. Jahrgang, S. 61-67, Februar 2011.
- GRAHL, B. UND KLÖPFFER, W. (2009): Ökobilanz (LCA) – Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Wiley-VCH Verlag, Weinheim, 2009.
- GOOSSENS, M. A. (1996): Landfill gas powerplants. Renewable Energy, Volume 9, Issues 1-4, S. 1015-1018, September-Dezember 1996.
- HAES, H. A. U. DE (HRSG.), KLÖPFFER, W. UND HUTZIGER, O. (1997): Life Cycle Assessment: State-of-the-Art and Research Priorities; Results of LcANET, a Concerted

Action in the Environment and Climate Programme (DGXII). Ecomed-Verlag, Landsberg, Deutschland, 1997.

- HARTUNG E. UND MONTENY G.-J. (2000): Emission von Methan (CH<sub>4</sub>) und Lachgas (N<sub>2</sub>O) aus der Tierhaltung, Agrartechnische Forschung 6 (2000), Heft 4, S. 62-69.
- HEIB-ZIEGLER, C., HUBER-HUMER, M., PRANTL, R. UND TESAR, M. (2006): In-situ Aerobisierung von Altablagerungen – Technischer Leitfaden erstellt im Forschungsprojekt INTERLAND. In: Gerzabek, M. H., Reichenauer, T. G. (Hrsg.): INTERLAND Endbericht. Verfügbar unter: <http://interland.arcs.ac.at/extranet/interland/documents/03%20LF%20InSitu%20Aerobisierung%202006-04%20.pdf>  
[Datum der Abfrage: 01.10.2010]
- HEYER, K.-U., HUPE, K. UND STEGMANN, R (2002): Technische Umsetzung und Kosten der in situ Stabilisierung mit dem AEROflott-Verfahren: Erfahrungen auf den Altdeponien Kuhstedt, Amberg und Milmersdorf. In: Deponietechnik 2002, Hamburger Berichte 18, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, 2002.
- HUMER, M., UND LECHNER, P. (1997): Grundlagen der biologischen Methanoxidation – Perspektiven für die Entsorgung von Deponiegas. In: Lechner (Hrsg.): Waste Reports, Heft 5, Eigenverlag der Universität für Bodenkultur, Wien 1997.
- HUBER-HUMER, M., LECHNER, P., PRANTL, R. UND TESAR, M. (2006): Entwicklung eines Monitoringsystems zur Charakterisierung der organischen Substanz in Altablagerungen unter Berücksichtigung möglicher Behandlungsmethoden. In: Gerzabek, M. H., Reichenauer, T. G. (Hrsg.): INTERLAND Endbericht. Internetpublikation, verfügbar unter: <http://interland.arcs.at/extranet/documents/INTERLAND%20Endbericht%202006-06.pdf>  
[Datum der Abfrage: 01.10.2010]
- HUBER-HUMER, M. UND GAMPERLING, O. (2011): INovative in-situ MeThoden Zur SanieRung von Altablagerungen Und kontaMinierten Standorten – NUTZRAUM. Endbericht, unveröffentlicht, April 2009.
- IPCC (2007): Fourth Assessment Report: Climate Change 2007 (AR4). Internetpublikation, verfügbar unter: [http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/publications\\_and\\_data\\_reports.shtml#1](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.shtml#1)  
[Datum der Abfrage: 02.01.2011]
- JACOBS, J. UND SCHARFF, H. (2003): Comparison of methane emission models to methane emission measurements. NV Afvalzorg, Haarlem, Niederlande. Internetpublikation, verfügbar unter: <http://www.afvalzorg.nl/afvalzorg/pdf/overafvalzorg/publicaties/rapporten%20stortgas/Comparison-of-methane-emission-models-to-methane-emission-measurements.pdf>  
[Datum der Abfrage: 28.01.2011]
- JUNGBLUTH N. (2007): Erdöl. In: Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz (Ed. Dones, R.). ecoinvent report No.6-IV, Swiss Centre of Life Cycle Inventories, Dübendorf, Schweiz.

- KINNER, P. (2011): Persönliche Mitteilung vom 17.02.2011. AIT – Austrian Institute of Technology GmbH, Seibersdorf.
- KRÜMPELBECK, I. (2000): Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien. Dissertation an der Bergischen Universität – GS Wuppertal
- LECHNER, P. (HG.), BEIGL, P., BINNER, E., HEIß-ZIEGLER, C., HUBER-HUMER, M., IORDANOPOULUS-KISSER, M., LEBERSORGER, S., MOSTBAUER, P., SALHOFER, S., SMIDT, E., STUBENVOLL, J. UND WASSERMANN, G. (2004): Kommunale Abfallentsorgung. Facultas Universitätsverlag, Wien, 2004.
- LONDON METAL EXCHANGE (2011): <http://www.lme.com/>  
[Datum der Abfrage: 26.04.2011]
- MEIXNER, O. UND HAAS, R. (2002): Computergestützte Entscheidungsfindung. Expert Choice und AHP – innovative Werkzeuge zur Lösung komplexer Probleme. Wirtschaftsverlag Carl Ueberreuter, Frankfurt/Wien, 2002.
- MOCKER, M., FRICKE, K., LÖH, I., FRANKE, M., BAHR, T., MÜNNICH, K. UND FAULSTICH, M. (2009): Urban Mining – Rohstoffe der Zukunft. Müll und Abfall 10, S. 492-501, 41 Jahrgang, Okt. 2009.
- MOSTBAUER, P., HUBER-HUMER, M. UND LECHNER, P. (2002): Gasprognose für die Deponie Rautenweg – Endbericht. Studie im Auftrag der MA 48 – Deponie Rautenweg, unveröffentlicht, 2002.
- MOSTBAUER (2010): Mündliche Mitteilung vom November 2010.
- MÜLLER, D. (2006): Grundlagen der Betriebswirtschaftslehre für Ingenieure. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 2006.
- NEUBAUER, C. UND ÖHLINGER, A. (2006): Ist-Zustand der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) in Österreich. Zustandsbericht 2006. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, erschienen im Eigenverlag des Österreichischen Umweltbundesamtes, Report 0071. Wien, 2006.
- OBERSTEINER, G., BINNER, E., MOSTBAUER, P. UND SALHOFER, S. (2007): Landfill modelling in LCA – A contribution based on empirical data. Waste Management 27, S. 58-74, 2007.
- ÖAWV – REGELBALIT 601 (1998): Ermittlung der Nachsorgekosten-Rückstellungen bei Deponieanlagen. Selbstverlag des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes, Wien, 1998.
- ÖSTERREICHISCHE NATIONALBANK (2011): Euro- Referenz- und Wechselkurse. Werte vom 17.05.2011. Internetpublikation, verfügbar unter: <http://www.oenb.at/ebusinesszinssaetze/zinssaetzewechselkurse?mode=wechselkurse>  
[Datum der Abfrage: 17.05.2011]
- PE INTERNATIONAL GMBH (2011): GaBi 4.3 professional und ecoinvent Datenbank und Software.

- PRANTL, R. (2007): Entwicklung der organischen Substanz im Zuge der In-Situ Belüftung von Deponien. Dissertation am Institut für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.
- RETTENBERGER, G. (2010): Deponierückbau: Technik, Wirtschaftlichkeit, Perspektiven. In: Hamburger Berichte 35, Technische Universität Hamburg-Haburg, Verlag Abfall aktuell, Hamburg, 2010.
- RETTENBERGER, G. UND MEZGER, H. (1992): Der Deponiegashaushalt in Altablagerungen – Leitfaden Deponiegas. Materialien zur Altlastenbearbeitung, Band 10. Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg. Verfügbar unter: <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/16851/deponiegashaushalt.pdf?command=downloadContent&filename=deponiegashaushalt.pdf> [Datum der Abfrage: 20.12.2010]
- RITZKOWSKI, M. (2005a): Beschleunigte aerobe In-situ Stabilisierung von Altdeponien, Hamburger Berichte 26, Technische Universität Hamburg-Haburg, Verlag Abfall aktuell, Hamburg, 2005.
- RITZKOWSKI, M., HEYER, K.-U. UND STEGMANN, R. (2005b): Neuere Erkenntnisse zur aeroben in situ Stabilisierung von Altdeponien. In: Rettenberger, G. und Stegmann, R. (Hrsg.): Stilllegung und Nachsorge von Deponien – Schwerpunkt Deponiegas 2005. Trier Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 16. Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, 2005.
- RITZKOWSKI, M., HEYER, K.-U. UND STEGMANN, R. (2006): Fundamental processes and implications during in situ aeration of old landfills. Waste Management, Volume 26, Issue 4, S. 356-372, 2006.
- RITZKOWSKI, M. UND STEGMANN, R. (2007): Controlling greenhouse gas emissions through landfill in situ aeration. International Journal of Greenhouse Gas Control, Volume 1, Issue 3, S. 281-288, Juli 2007.
- RITZKOWSKI, M (2010): Energieeffiziente Langzeitbelüftung in der Deponienachsorge. In: Lorber et al. (Hrsg.): DepoTech 2010. Tagungsband zur 10. DepoTech-Konferenz, Leoben, 3.-5. November 2010. Eigenverlag der Montanuniversität Leoben, Institut für Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE), Leoben.
- RITZKOWSKI, M. UND STEGMANN, R. (2010): Generating CO<sub>2</sub>-credits through landfill in situ aeration. Waste Management, Volume 30, Issue 4, S.702-706, April 2010.
- ROLLAND, C. UND SCHEIBENGRAF, M. (2003): Biologisch abbaubarer Kohlenstoff im Restmüll. Eigenverlag des Österreichischen Umweltbundesamtes, Berichte, Band 236, Wien, 2003.
- SCHACHERMAYER, E. (2007): Vergleich und Evaluierung verschiedener Modelle zur Berechnung der Methanemissionen aus Deponien. Eigenverlag des Österreichischen Umweltbundesamtes. Internetpublikation, verfügbar unter: <http://www.umwelt.net.at/filemanager/download/14781/> [Datum der Abfrage: 02.01.2011]
- SCHACHERMAYER, E. UND LAMPERT, C. (2010): Aufkommen und Behandlung von Deponiesickerwasser. Bestandsaufnahme an ausgewählten österreichischen Deponien. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für

Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, erschienen im Eigenverlag des Österreichischen Umweltbundesamtes, Report 0249. Wien, 2010.

- SCHARFF, H., UND JACOBS, J. (2005): Applying guidance for methane emission estimation for landfills. Waste Management 26, S. 417-429, 2006.
- SCHUBERT, J. (2006): Aussagefähigkeit von Ökobilanzen. Sensitivitätsanalyse der Wirkungsabschätzung im Rahmen der ökologischen Bewertung an Beispielen der Klärschlamm Entsorgung in Nordrhein-Westfalen. Dissertation an der Universität Duisburg-Essen. Erschienen in: Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Duisburg-Essen, Heft 27. Shaker Verlag, Aachen, 2006.
- SPIELMANN, M. BAUER, C., DONES, R. UND TUCHSCHMID, M. (2007): Transport Services. Ecoinvent report No. 14. Swiss Centre of Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2007.
- STACHOWITZ, W. H. (2004): „Berechnung“ oder Abschätzung von Gasproduktionsmengen – „Gasprognose“, Kommentare und Anmerkungen. DAS – IB GmbH, Deponieanlagenbau Stachowitz, Flintbekerstrasse 55, Kiel, Deutschland. Verfügbar unter:  
[http://www.das-ib.de/mitteilungen/Kommentar\\_Gasprognose.pdf](http://www.das-ib.de/mitteilungen/Kommentar_Gasprognose.pdf)  
[Datum der Abfrage: 12.01.2011]
- STATISTIK AUSTRIA (2010): Jahresdurchschnittsbevölkerung seit 1961 nach Bundesland. Internetpublikation, Verfügbar unter:  
[http://www.statistik.at/web\\_de/static/jahresdurchschnittsbevoelkerung\\_seit\\_1961\\_nach\\_bundesland\\_022312.pdf](http://www.statistik.at/web_de/static/jahresdurchschnittsbevoelkerung_seit_1961_nach_bundesland_022312.pdf)  
[Datum der Abfrage: 27.01.2011]
- STATISTIK AUSTRIA (2008): Energiestatistik: Mikrozensus Energieeinsatz der Haushalte 2007/2008. Erstellt am 30.12.2008. Internetpublikation, verfügbar unter:  
[http://www.statistik.at/web\\_de/static/fahrleistungen\\_und\\_treibstoffeinsatz\\_privater\\_pkw\\_nach\\_bundeslaender\\_2000\\_\\_034835.pdf](http://www.statistik.at/web_de/static/fahrleistungen_und_treibstoffeinsatz_privater_pkw_nach_bundeslaender_2000__034835.pdf)  
[Datum der Abfrage: 17.05.2011]
- TABASARAN, O. UND RETTENBERGER, G. (1984): Möglichkeiten zur Ermittlung des Gaspotentials. In: Deponiegasnutzung. Umweltbundesamt, Berlin, 1984.
- TOURING CLUB SCHWEIZ (2011): Autokosten berechnen - Kilometerkosten 2011. Internetpublikation, verfügbar unter:  
[http://tcs.ch/main/de/home/auto\\_moto/kosten/kilometer.html](http://tcs.ch/main/de/home/auto_moto/kosten/kilometer.html)  
[Datum der Abfrage: 17.05.2011]
- THOMPSON, S., SAWYER, J., BONAM, R., UND VALDIVIA, J. E. (2009): Building a better methane generation model: Validating models with methane recovery rates from 35 Canadian landfills. Waste Management 29, S. 2085-2091, 2009.
- UBA (2007): Austria's National Inventory Report 2007 – Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Internetpublikation, verfügbar unter:  
<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0084.pdf>  
[Datum der Abfrage: 02.01.2011]

- UBA (2010): Austria's National Inventory Report 2010 - Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Internetpublikation, verfügbar unter:  
<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0265.pdf>  
[Datum der Abfrage: 27.01.2011]
- UBA (2011): Österreichisches Umweltbundesamt. Verfügbar unter:  
<http://www.umweltbundesamt.at>  
[Datum der Abfrage: 07.04.2011]
- GRANZIN, S. UND VALTL, M. (2010): Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas – Stand: 1. Jänner 2010. Eigenverlag des Österreichischen Umweltbundesamtes, Report 0259, Wien, 2010.
- UMWELTINFORMATIONSGESETZ (UIG) (1993): BGBl. 1993/495 idF BGBl. 2009/128: Bundesgesetz über den Zugang zu Informationen über die Umwelt (Umweltinformationsgesetz – UIG). Österreich.
- UNFCCC (2009a): Approved consolidated baseline methodology ACM0001/Version 11. "Consolidated baseline and monitoring methodology for landfill gas project activities". Internetpublikation, verfügbar unter:  
<http://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/203B03KT6N8QCC0R1C56DFOF9OYO2T>  
[Datum der Abfrage: 16.01.2011]
- UNFCCC (2009b): Approved baseline and monitoring methodology AM0083/Version 01. "Avoidance of landfill gas emissions by in-situ aeration of landfills". Internetpublikation, verfügbar unter:  
<http://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/R8O6P4ANGE24L9067H08TYVPOM5Q7P>  
[Datum der Abfrage: 18.05.2011]
- VERKEHRSKLUB ÖSTERREICH (2008): VCÖ Factsheet. Internetpublikation, verfügbar unter:  
<http://www.vcoe.at/images/doku/VCoeFactsheetKostenVerkehr.pdf>  
[Datum der Abfrage: 17.05.2011]
- WASSERRECHTSGESETZ (1959): WRG 1959 idF BGBl. I Nr. 82/2003. Bundesgesetz, Österreich.

## 10 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: 9-Phasen-Modell der Deponiegasbildung (Rettenberger et al., 1992).....	14
Tabelle 2: Deponiegasbildungspotential unterschiedlicher Autoren nach Krümpelbeck (2000) [1-10] bzw. Rettenberger (1992) [11-13]. .....	17
Tabelle 3: k-Werte und Halbwertszeiten unterschiedlicher Autoren. Nummer 1, 3 und 4 zitiert nach Krümpelbeck (2000), 2 und a bis h zitiert nach Drees (2000). .....	18
Tabelle 4: Wertstoffe der Deponie Mannersdorf.....	36
Tabelle 5: Relevante Wirkungsfaktoren der Szenarien für die Wirkungskategorien Treibhaus- und Eutrophierungspotential. Quelle: PE (2010).....	38
Tabelle 6: Abbaureaktion erster Ordnung (Mostbauer et al., 2002). .....	40
Tabelle 7: Charakterisierung der Deponie Mannersdorf (Huber-Humer et al., 2006). .....	41
Tabelle 8: Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse oben beschriebener Berechnungen unter Berücksichtigung von 10% biologischer Methanoxidation. ....	48
Tabelle 9: Restgasemissionspotential der Deponie Mannersdorf. Berechnungen mittels MS-Excel-Tabellenblatt von Mostbauer et al. (2002). .....	49
Tabelle 10: Gegenüberstellung der Ergebnisse nach Prantl (2007) und nach Mostbauer (2002) sowie LandGem. ....	50
Tabelle 11: Für die Modellierung des Referenzszenarios verwendete Sickerwasserdaten. Datenquelle: NUA (Budischowsky, 2011). .....	53
Tabelle 12: Gefasste Sickerwassermengen der Deponie Mannersdorf. Datenquelle: NUA (Budischowsky, 2011). .....	53
Tabelle 13: Eluatuntersuchung für die Deponie Mannersdorf. Datenquelle: repräsentative (n=48 Mischproben) Daten der Ist-Zustandserhebung des Projektes INTERLAND (Huber-Humer et al., 2006). .....	53
Tabelle 14: Input- Output Darstellung des Monitoringprozesses im Referenzszenario (Zeitraum 30 Jahre). Datenquelle: NUA (Budischowsky, 2011) .....	55
Tabelle 15: Input-Output Darstellung des Prozesses Mähen. Daten nach Gamperling, O. und Huber-Humer, M. (mündliche Mitteilung vom 17.02.2011).....	55
Tabelle 16: Inputs und Outputs des Basisprozesses „Deponie Mannersdorf“ im Referenzszenario. ....	56
Tabelle 17: Input- Output Darstellung der Sickerwasserreinigungsanlage Purgstall (Zeitraum 30 Jahre) im laufenden Betrieb. Datenquelle: NUA (Budischowsky, 2011) bzw. Energie-Control GmbH (2010). .....	57
Tabelle 18: Input- Outputdarstellung der Belüftungsanlage Mannersdorf (Zeitraum 30 Jahre) im laufenden Betrieb. Datenquelle: NUA (Budischowsky, 2011) sowie Gamperling, O. und Huber-Humer, M. (2011). .....	59
Tabelle 19: Darstellung der Messwerte der Belüftungsanlage Mannersdorf (2008-2010). Datenquelle: NUTZRAUM. ....	61
Tabelle 20: Für die Modellierung des Szenarios „In-Situ Aerobisierung“ verwendete Sickerwasserdaten. Datenquelle: NUTZRAUM (Gamperling et al., 2010) .....	63
Tabelle 21: Gasemissionen der Deponie Mannersdorf (=Basisprozess) für das Teilszenario „In-Situ Aerobisierung realer Ablauf“. .....	65
Tabelle 22: Für die Modellierung des Szenarios „In-Situ Aerobisierung realer Ablauf“ verwendete Sickerwasserdaten.....	66
Tabelle 23: Input- Output Darstellung des Monitoringprozesses im Szenario In-Situ Aerobisierung (Zeitraum 30 Jahre). Datenquelle: NUA (Budischowsky, 2011). .....	68
Tabelle 24: Inputs und Outputs des Basisprozesses „Deponie Mannersdorf“ im Szenario „In-Situ Aerobisierung idealer Ablauf“.....	68
Tabelle 25: Inputs und Outputs des Basisprozesses „Deponie Mannersdorf“ im Szenario „In-Situ Aerobisierung realer Ablauf“. .....	69
Tabelle 26: Energieinput und nutzbarer Output bei MBA-Anlagen für kommunalen Abfall; Daten nach Fricke, et al. (2005). .....	72
Tabelle 27: Input- Output Darstellung des Monitoringprozesses im Räumungsszenario. Datenquelle: NUA (Budischowsky, 2011).....	73

Tabelle 28: Prozess Baumaschinen für Räumung. Datenquelle: Studie des österreichischen Umweltbundesamtes „Altlastensanierung in Österreich – Effekte und Ausblick“ (UBA, 2007).	73
Tabelle 29: Transportwege des Räumungsszenarios. Quelle: eigene Darstellung nach Daten der NUA (Budischowsky, 2011).	74
Tabelle 30: Input- Outputdarstellung des Prozesses Hochdruckbelüftung. Quelle: eigene Darstellung nach Degener (2011).	75
Tabelle 31: Inputs und Outputs des Basisprozesses „Deponie Mannersdorf“ im Szenario „Räumung“.	75
Tabelle 32: Wirkungsbilanz des Referenzszenarios.	77
Tabelle 33: Wirkungsbilanz des Szenarios In-Situ Aerobisierung „ideal“ ohne Berücksichtigung von N <sub>2</sub> O.	78
Tabelle 34: Wirkungsbilanz des Szenarios In-Situ Aerobisierung „real“ ohne Berücksichtigung von N <sub>2</sub> O.	79
Tabelle 35: Wirkungsbilanz des Szenarios „Räumung A“ (100% der Metalle verwertet).	80
Tabelle 36: Wirkungsbilanz des Szenarios „Räumung B“ (50% der Metalle verwertet)	81
Tabelle 37: Daten der Kostenvergleichsrechnung der drei Szenarien unter Berücksichtigung durchschnittlicher Kosten gefahrener Kilometer. Quelle: eigene Darstellung	93
Tabelle 38: Vergleich der jährlichen Gesamtkosten unterschiedlicher Berechnungsmethoden. Quelle: eigene Darstellung.	94
Tabelle 39: Beschreibung des Modells LandGem.	119
Tabelle 40: Deponiegasbildungspotentiale unterschiedlicher Autoren verglichen mit jenen der Berechnung mittels MS Excel ®-Tabellenblatt von Mostbauer. Quelle: Krümpelbeck (2000) bzw. Rettenberger (1992) [Autoren: Pfeffer, Klein, Hitte]	120
Tabelle 41: Umrechnung der Methanemissionen der Deponie Mannersdorf in CO <sub>2</sub> Äquivalente pro Kopf bzw. GVE. Quellen: Eigene Berechnung nach Daten von UBA (2010), Statistik Austria (2010) und IPCC (2007).	121
Tabelle 42: Zusammensetzung der Abfälle (Masse-%) aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen in den USA und in Österreich nach *EPA (2008) bzw. nach **BMLFUW (2006).	121
Tabelle 43: Arten von Emissionen und deren Datengrundlage im Basisprozess „Deponie Mannersdorf“, gültig für alle Szenarien. Berechnungen nach MS Excel®-Tabellenblatt von Mostbauer et al. (2002) bzw. gemessenen Daten der NUA (Budischowsky, 2011).	122
Tabelle 44: DSR-Daten (DSR 1 und 2) des Projektes NUTZRAUM. Quelle: eigene Darstellung.	122
Tabelle 45: DSR-Daten (DSR 3 und 4) des Projektes NUTZRAUM. Quelle: Eigene Darstellung.	123
Tabelle 46: DSR-Daten (DSR 4 und 5) des Projektes Nutzraum. Quelle: Eigene Darstellung.	123
Tabelle 47: Vergleich der Fraktionen Schweizer Reaktordeponien mit jenen von Mannersdorf (Angaben in Masse%). Datenquelle: Doka (2007) sowie Huber-Humer (2006).	125
Tabelle 48: Prozess Baumaschinen für Räumung. Datenquelle: Studie des österreichischen Umweltbundesamtes „Altlastensanierung in Österreich – Effekte und Ausblick“ (UBA, 2007).	125
Tabelle 49: Investitionskosten der Verdichterstation der Belüftungsanlage in Mannersdorf. Datenquelle: NUA (Budischowsky, 2011).	139
Tabelle 50: Anteilsmäßige Kosten für Vor- und Nebenleistungen bei Deponieräumung. Datenquelle: KPC (2007).	139
Tabelle 51: Kosten der Räumung und Entsorgung von Deponiematerial. Datenquelle: österreichisches Umweltbundesamt (UBA, 2007).	139
Tabelle 52: Lineare Abschreibung nach Domschke et al. (2008).	140
Tabelle 53: Monitoringkosten der Szenarien. Quelle: Darstellung gemäß in Kapitel 6 getroffener Annahmen (s. d.).	140
Tabelle 54: Daten der Kostenvergleichsrechnung der drei Szenarien.	140

Tabelle 55: Referenzszenario: Kostenberechnung (auf ganze Zahlen gerundet) nach der Kapitalwertmethode exkl. Erlösen aus fiktiven CO <sub>2</sub> -Zertifikaten. ....	142
Tabelle 56: Szenario In-Situ Aerobisierung: Kostenberechnung (auf ganze Zahlen gerundet) nach der Kapitalwertmethode exkl. Erlösen aus fiktiven CO <sub>2</sub> -Zertifikaten. ....	142
Tabelle 57: Szenario Räumung: Kostenberechnung (auf ganze Zahlen gerundet) nach der Kapitalwertmethode exkl. Erlösen aus fiktiven CO <sub>2</sub> -Zertifikaten. ....	143
Tabelle 58: Berücksichtigung der Generierung von CO <sub>2</sub> -Zertifikaten und deren Verkaufs (auf ganze Zahlen gerundet). ....	144
Tabelle 59: Szenario In-Situ Aerobisierung „idealer Ablauf“: Kostenberechnung nach der Kapitalwertmethode inkl. Erlösen aus CO <sub>2</sub> -Zertifikaten (auf ganze Zahlen gerundet). ....	145
Tabelle 60: Szenario In-Situ Aerobisierung „realer Ablauf“: Kostenberechnung nach der Kapitalwertmethode inkl. Erlösen aus CO <sub>2</sub> -Zertifikaten (auf ganze Zahlen gerundet). ....	145
Tabelle 61: Szenario Räumung A (100% der Metalle verwertet): Kostenberechnung nach der Kapitalwertmethode inkl. Erlösen aus CO <sub>2</sub> -Zertifikaten (auf ganze Zahlen gerundet). ....	146
Tabelle 62: Szenario Räumung B (50% der Metalle verwertet): Kostenberechnung nach der Kapitalwertmethode inkl. Erlösen aus CO <sub>2</sub> -Zertifikaten (auf ganze Zahlen gerundet). ....	147

# 11 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Anaerober Abbau.....	11
Abbildung 2: Zusammensetzung des Deponiegases der neun Phasen nach Farquhar et al. (1973), Franzius (1981) und Rettenberger et al. (1992), zitiert in: Stachowitz (2004). .....	15
Abbildung 3: Entscheidungshilfe für den Einsatz von In-Situ Aerobisierung (Prantl, 2007). .....	24
Abbildung 4: Phasen einer Ökobilanz (DIN EN ISO 14040, 2006). .....	26
Abbildung 5: Untersuchungsrahmen der vergleichenden Ökobilanz. ....	28
Abbildung 6: Vereinfachte Darstellung des Systems des Referenzszenarios am Standort Mannersdorf.....	31
Abbildung 7: Vereinfachte Darstellung des Systems der In-Situ Aerobisierung am Standort Mannersdorf.....	31
Abbildung 8: Vereinfachte Darstellung des Systems des Szenarios Räumung am Standort Mannersdorf.....	35
Abbildung 9: Systemfließbild des Referenzszenarios.....	39
Abbildung 10: Deponiegasbildung in m <sup>3</sup> der Deponie Mannersdorf im Zeitraum 1976-2037. Quelle: eigene Darstellung nach Berechnungen mit Berechnungsmodell von Mostbauer et al. (2002). .....	43
Abbildung 11: Deponiegasbildungspotentiale unterschiedlicher Autoren verglichen mit jenen der Berechnung nach Mostbauer (2002). Quelle: Eigene Darstellung nach Daten von Krümpelbeck (2000) bzw. Rettenberger (1992) [Autoren: Pfeffer, Klein, Hitte]. .....	43
Abbildung 12: Entwicklung der Gasspendensummen (2003-2037) von Probematerial des neueren, reaktiveren Teils.....	45
Abbildung 13: Darstellung des Deponiegasbildungspotentials. Ergebnisse unterschiedlicher Berechnungen (Modelle) im Vergleich: Gesamtzeitraum 1976 - 2037 bzw. Zeitraum der Szenarien (2007 [Inkubationsversuche: 2003]-2037). .....	47
Abbildung 14: Darstellung der Deponiegaspotentiale verglichen mit Literaturwerten [Berechnungen lt. Kapitel 4.1.1.1; Literaturwerte nach Krümpelbeck (2000) bzw. Rettenberger (1992), siehe Tabelle 2.] .....	47
Abbildung 15: Entwicklung der Mengen des gefassten Sickerwassers der Deponie Mannersdorf im Zeitraum 01.2008 – 12.2010, sowie Jahresniederschläge bis 2009. Datenquelle: NUA (Budischowsky, 2011). .....	54
Abbildung 16: Schematische Darstellung des Szenarios In-Situ Aerobisierung. ....	59
Abbildung 17: Schematische Darstellung des Szenarios Räumung. ....	70
Abbildung 18: Referenzszenario: Darstellung der Anteile (gerundete Werte) am Treibhaus- und Eutrophierungspotential.....	78
Abbildung 19: In-Situ Aerobisierung „ideal“: Darstellung der Anteile am Treibhaus- und Eutrophierungspotential. ....	79
Abbildung 20: In-Situ Aerobisierung „realer Ablauf“: Darstellung der Anteile am Treibhaus- und Eutrophierungspotential. ....	80
Abbildung 21: „Räumung A“: Darstellung der Anteile am Treibhauspotential .....	82
Abbildung 22: „Räumung B“: Darstellung der Anteile am Treibhauspotential .....	83
Abbildung 23: „Räumung A“: Darstellung der Anteile am Eutrophierungspotential. ....	83
Abbildung 24: „Räumung B“: Darstellung der Anteile am Eutrophierungspotential. ....	84
Abbildung 25: Szenarienvergleich: Treibhauspotential in 30 Jahren. ....	85
Abbildung 26: Treibhauspotential: Einsparungen gegenüber dem Referenzszenario. Quelle: eigene Darstellung. ....	85
Abbildung 27: Szenarienvergleich: Eutrophierungspotential in 30 Jahren. ....	86
Abbildung 28: Eutrophierungspotential: Einsparungen gegenüber dem Referenzszenario. ....	87
Abbildung 29: Kapitalwerte der Szenarien. *Anmerkung: Betrachtet werden die Kosten aus der Sicht des Deponiebetreibers. Es wird angenommen, dass sämtliche Metalle verkauft werden können, u. z. zum gegebenen Preis (siehe Anhang D, Kosten). Daher erfolgt an dieser Stelle keine Unterteilung nach der Verwertungsquote. ....	96

Abbildung 30: Gasspendensummen unterschiedlicher, sich nach Tiefe der Bohrung unterscheidenden Probenahmen. Quelle: eigene Darstellung nach Daten von PRANTL, R. (2006). .....	120
Abbildung 31: Ammonium-Trend gemäß DSR-Daten. Datenquelle: NUTZRAUM. ....	124
Abbildung 32: CSB-Trend gemäß DSR-Daten. Datenquelle: NUTZRAUM.....	124
Abbildung 33: Schematische Darstellung der Sickerwasserbehandlung. ....	126
Abbildung 34: Schematische Darstellung des Prozesses Monitoring. ....	126
Abbildung 35: Schematische Darstellung des Prozesses Mähen. ....	126
Abbildung 36: Schematische Darstellung des Prozesses Deponiebelüftung. ....	127
Abbildung 37: Schematische Darstellung des Prozesses „Räumungsmaschinen“. ....	127
Abbildung 38: Schematische Darstellung der Vorbelüftung zur Räumung.....	127
Abbildung 39: Schematische Darstellung der Verwertung von Kunststoffen. ....	128

## 12 Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bezeichnung	In dieser Arbeit ausgedrückt in: [Einheit]
AOX	adsorbierbare organisch gebundene Halogene	mg l <sup>-1</sup>
As	Arsen, chemisches Element.	mg kg <sup>-1</sup> TM
AT <sub>4</sub>	Atmungsaktivität in vier Tagen. Bestimmt durch Messung des Sauerstoffverbrauchs pro Zeiteinheit im aeroben Milieu mittels Sapro-mat-Test.	mg O <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> TM
bar	Einheit für den Druck	---
BTEX	Summe aus Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol	mg kg <sup>-1</sup> TM
BSB <sub>5</sub>	Biochemischer Sauerstoffbedarf in fünf Tagen. Beim durch Mikroorganismen stattfindenden aeroben Abbau organischer Substanz pro Zeiteinheit verbrauchter Sauerstoff.	mg O <sub>2</sub> kg <sup>-1</sup> TM bzw. mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup>
C	Kohlenstoff	% TM
C <sub>bio</sub>	biologisch verfügbarer Kohlenstoff	% TM
Cd	Cadmium, chemisches Element.	mg kg <sup>-1</sup> TM
CH <sub>3</sub> COOH	Essigsäure	mg kg <sup>-1</sup> TM
CH <sub>4</sub>	Methan	Mol, bzw. M in kg, V in m <sup>3</sup>
C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub>	Glucose	---
Cl	Chloride	mg l <sup>-1</sup>
CO <sub>2</sub>	Kohlendioxid	Mol, bzw. M in kg, V in m <sup>3</sup>
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf. Gesamtheit der durch Oxidationsmittel oxidierbaren Organik.	mg O <sub>2</sub> kg <sup>-1</sup> TM bzw. mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup>
Cr	Chrom, chemisches Element.	mg l <sup>-1</sup>
Cu	Kupfer, chemisches Element.	mg l <sup>-1</sup>
DSR	Deponiesimulationsreaktor	---
e. L.	elektrische Leitfähigkeit	μS cm <sup>-1</sup>
FCKW	Flourchlorkohlenwasserstoffe	---
FE	funktionelle Einheit	1 t abgelagerten Materials
FID	Flammen-Ionisations-Detektor	---
FK	Fixkosten	€
FM	Feuchtmasse	---
FT-IR	Fourier-Transformation Infrarot Spektroskopie	---
GB <sub>21</sub>	Gasbildung in 21 Tagen	NI kg <sup>-1</sup> TM
GK	Gesamtkosten	€
GS <sub>21</sub>	Gasspendensumme in 21 Tagen. Bestimmt durch Messung der Reaktivität im anaeroben Milieu.	NI kg <sup>-1</sup> TM
Hg	Quecksilber, chemisches Element.	mg kg <sup>-1</sup> TM
h-MW	Stundenmittelwert	---
H <sub>o</sub>	Oberer Heizwert, entspricht Brennwert	kJ kg <sup>-1</sup> TM
hPa	Hektopascal. 1 hPa = 100 Pa. SI-Einheit d. Drucks	---
H <sub>2</sub>	Wasserstoffgas	Mol
H <sub>2</sub> S	Schwefelwasserstoff	Mol
i	Zinssatz	%
JNS	Jahresniederschlag	mm m <sup>-2</sup>
K	Kelvin, SI-Basiseinheit der Temperatur	---
k	Abbaukonstante	k = - ln 0,5 / t <sub>1/2</sub>
kg	Kilogramm	m
kJ	Kilojoule. 1 kJ = 1.000 Joule	
KW	Kapitalwert	€
KWs	Kohlenwasserstoffe	mg kg <sup>-1</sup> TM
kWh	Kilowattstunden. Maßeinheit der Arbeit.	---
MBA	mechanisch-biologische Abfallbehandlung	---
mg	Milligramm. 1 mg = 0,001 Gramm	---
Mol	SI-Basiseinheit der Stoffmenge	---
MSW	Maßnahmenschwelienwert	---

MW	Mittelwert; arithmetisches Mittel	
MWSt	Mehrwertsteuer	€
m <sup>3</sup>	Kubikmeter	V
N	Stickstoff	mg kg <sup>-1</sup> TM
Ni	Nickel, chemisches Element.	mg kg <sup>-1</sup> TM
NI	Normliter	---
NS	Niederschlag	mm m <sup>-2</sup>
NH <sub>4</sub> -N	Ammoniumstickstoff	mg kg <sup>-1</sup> TM bzw. mg l <sup>-1</sup>
NO <sub>x</sub>	Stickoxide	---
NO <sub>3</sub>	Nitrat	mg kg <sup>-1</sup> TM bzw. mg l <sup>-1</sup>
NO <sub>2</sub>	Nitrit	mg kg <sup>-1</sup> TM bzw. mg l <sup>-1</sup>
N <sub>2</sub> O	Distickstoffmonoxid bzw. Lachgas	Mol, bzw. M in kg, V in m <sup>3</sup>
O <sub>2</sub>	Sauerstoff	Mol
O <sub>3</sub>	Ozon	Mol
PAK	polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe	µg kg <sup>-1</sup> TM
p. a.	pro anno, lat. für jährlich	---
Pb	Blei, chemisches Element.	mg kg <sup>-1</sup> TM
pH	pH-Wert	---
PO <sub>4</sub>	Phosphat	mg l <sup>-1</sup>
RTO	regenerativ-thermische Oxidation	---
Siwa	Sickerwasser (aus einer Deponie)	---
SO <sub>4</sub>	Sulfat	mg l <sup>-1</sup>
t	Zeit	---
TDL	Tunable-Diode-Laser	---
TKN	Total Kjeldahl Nitrogen = gesammter Kjeldahl N	---
TOC	Total Organic Carbon	---
TOC <sub>bio</sub>	Total Organic Carbon, biologisch verfügbar	---
TM	Trockenmasse	kg
t <sub>1/2</sub>	Halbwertszeit	Jahren
VK	variable Kosten	€
Vol-%	Volumsprozent	---
WG	Wassergehalt	% TM
Zn	Zink, chemisches Element.	

## 13 Anhang A: Gasprognose

### Beschreibung des Modells zur Deponiegasbildung von Mostbauer et al. (2002):

Tabasaran und Rettenberger stellten 1984 folgende Formel für die Berechnung der Deponiegasbildung auf:

$$G_t = G_{max} * e^{-kt}$$

$G_t$  = Gasproduktion pro Zeiteinheit ( $t$  in Jahren)

$G_{max}$  = maximale Gasproduktionsrate =  $G_e * k$

$$k = -\frac{\ln(0,5)}{t_{1/2}}$$

$t_{1/2}$  = Halbwertszeit

$G_e$  = Gabildungspotential der abgelagerten Abfälle

Im Modell von Mostbauer et al. (2002) soll eine Funktion, die aus zwei zusammengesetzten Exponentialfunktionen besteht, den zeitlichen Verlauf der Deponiegasproduktion besser darstellen (biexponentielles Modell):

$$GS_{total}(t) = GS_R(t) + GS_L(t)$$

$GS_{total}(t)$  = gesamte Gasbildungsrate

$GS_R$  = Gasbildungsrate aus rasch abbaubarem Anteil

$GS_L$  = Gasbildungsrate aus langsam abbaubarem Anteil

$t$  = Zeit in Jahren

Der Verlauf der Gasbildung wird nun durch folgende Formel beschrieben:

$$GS_{total}(t) = GS_{R,0} * e^{-[kr*(t-t_0)]} + GS_{L,0} * e^{-[kl*(t-t_0)]}$$

$GS_{R,0}$  = anfängliche Gasproduktionsrate aus rasch abbaubarem Anteil

$GS_{L,0}$  = anfängliche Gasproduktionsrate aus langsam abbaubarem Anteil

$k_r = \text{Geschwindigkeitskonstante für rasch abbaubaren Anteil } \frac{1}{\text{Mon}}$

$k_l = \text{Geschwindigkeitskonstante für langsam abbaubaren Anteil } \frac{1}{a}$

Bei angenommenen Halbwertszeiten ergeben sich für  $k_r$  und  $k_l$  Werte von 0,1/Monat bzw. 0,1/a. Somit ergibt sich die gebildete Deponiegasmenge aus:

$$GS_{total}(t) = GS_{R,0} * e^{[-0,1 * \Delta tm]} + GS_{L,0} * e^{[-0,1 * \Delta ta]}$$

$\Delta tm = \text{Zeitdifferenz in Monaten, vom Zeitpunkt der Ablagerung weg gerechnet}$

$\Delta ta = \text{Zeitdifferenz in Jahren, vom Zeitpunkt der Ablagerung weg gerechnet}$

Die Anfangsmengen  $GS_{R,0}$  bzw.  $GS_{L,0}$  werden anhand des theoretischen Gasbildungspotentials abgeschätzt. Dieses beträgt  $1,868 * C_{bio}$  (siehe 2.1.2.4).

### Beschreibung des Modells LandGem 3.02:

**Tabelle 39: Beschreibung des Modells LandGem.**

Das Modell LandGem schätzt die jährliche Methanemission einer gewissen Zeitspanne anhand folgender Abbaureaktion erster Ordnung:	
$Q_{CH4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 k_{Lo} \left( \frac{M_i}{10} \right) e^{-kt_{ij}}$	
Wobei:	
$Q_{CH4}$	jährliche Methanbildung ( $m^3 / \text{Jahr}$ ) im jeweiligen Berechnungsjahr
$n$	(Jahr der Berechnung) – (Anfangsjahr)
$k$	Methanbildungsrate ( $\text{Jahr}^{-1}$ )
$i$	1 Jahr
$J$	0,1 Jahre
$L_o$	Potentielle Methanbildungsrate, stellt eine Konstante dar. Ist abhängig von der Abfallzusammensetzung.
$M_i$	Masse (t) an Abfall im i-ten Jahr
$t_{ij}$	Alter des Abfalls (j-te Masse des Abfalls $M_i$ im i-ten Jahr seiner Ablagerung)

## Gasspendensummen von Probenahmematerial unterschiedlicher Bohrtiefen

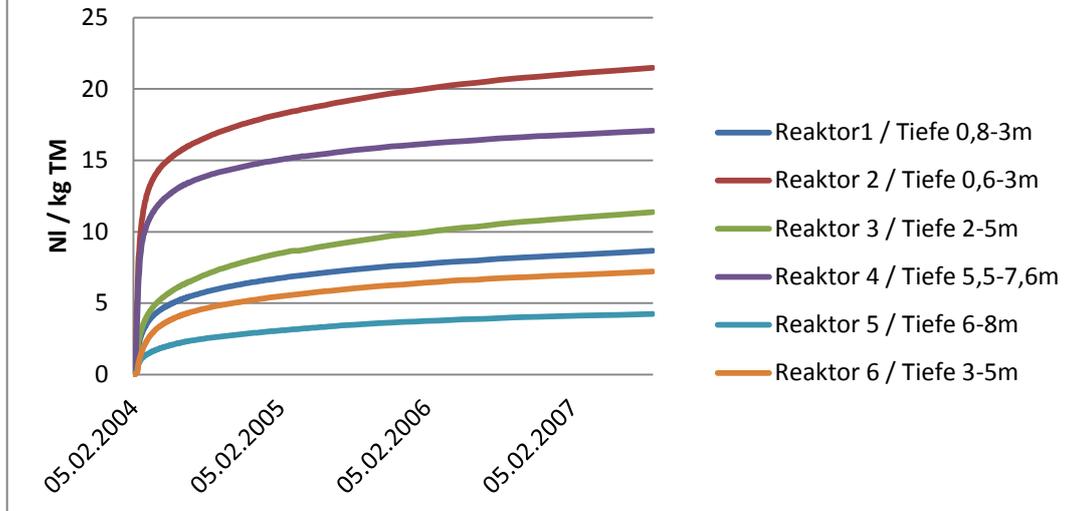


Abbildung 30: Gasspendensummen unterschiedlicher, sich nach Tiefe der Bohrung unterscheidenden Probenahmen. Quelle: eigene Darstellung nach Daten von PRANTL, R. (2006).

Tabelle 40: Deponiegasbildungspotentiale unterschiedlicher Autoren verglichen mit jenen der Berechnung mittels MS Excel ®-Tabellenblatt von Mostbauer. Quelle: Krümpelbeck (2000) bzw. Rettenberger (1992) [Autoren: Pfeffer, Klein, Hitte]

Autor	Deponiegas- potentiale	hochgerechnet auf Mannersdorf  (208 000t FM)	Deponiegas- potential in Berechnungen  (C <sub>bio</sub> nach Rolland et al., 2003)	hochgerechnet auf Mannersdorf  (61 090 t FM Restmüll; 146 910 t FM Kehrricht)	hochgerechnet auf Mannersdorf  (208 000t FM)
TABASARA N und RETTENBE RGER, 1987	375 m <sup>3</sup> /t Abfall FM*	78 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	185 g C / kg FM * 1,868 = 345,58 m <sup>3</sup> Deponiegas	bei 61 089,6 t FM Restmüll: rund 21 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	rund 37,5 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>
STEGMANN und DERNBACH , 1982	150 – 200 m <sup>3</sup> / t Abfall FM*	31,2 bis 41,6 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>			
TABASARA N, 1976	60 – 180 m <sup>3</sup> / t Abfall FM*	12,5 bis 37,4 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>			
HAM et al., 1979	60 – 350 m <sup>3</sup> / t Abfall FM*	12,5 bis 72,8 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>			
KRÜMPELB ECK, 2000	180 – 280 m <sup>3</sup> /t TS	37,4 bis 58,24 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	Bei 6 Masse% C <sub>bio</sub> 60 g C / kg FM * 1,868 = 112,08 m <sup>3</sup> Deponiegas	bei 146 910,4 t FM Kehrricht: rund 16,5 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	
BINGEMER und CRUTZEN, 1987	– 300 m <sup>3</sup> /t Abfall FM*	bis zu 62,4 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>			
GRASSL et al., 1991	150 – 200 m <sup>3</sup> / t Abfall FM	31,2 bis 41,6 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>			
RETTENBE RGER und MEZGER, 1992	150 – 235 m <sup>3</sup> /t TS	31,2 bis 48,9 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>			
SCHEELHA	150 – 230 m <sup>3</sup> /t	31,2 bis			

ASE und BIDLINGMAI ER, 1996	TS	47,8 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>			
EHRIG, 1991	128 – 230 m <sup>3</sup> / t TS	26,6 bis 47,8 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>			
PFEFFER, 1974	186 m <sup>3</sup> / t FM	38,7 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>			
KLEIN, 1980	235 m <sup>3</sup> / t FM	48,9 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>			
HITTE, 1976	204 m <sup>3</sup> / t FM	42,4 * 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>			

\*Anmerkung: nach Krümpelbeck (2000) unspezifisch, nur t Abfall. Angabe in FM ist eine Annahme begründet auf der Tatsache, dass TS bei Krümpelbeck explizit angeführt ist.

**Tabelle 41: Umrechnung der Methanemissionen der Deponie Mannersdorf in CO<sub>2</sub> Äquivalente pro Kopf bzw. GVE. Quellen: Eigene Berechnung nach Daten von UBA (2010), Statistik Austria (2010) und IPCC (2007).**

Quelle:	Referenzjahr:	Wert:
UBA, 2010	2008	1 642 410 t CO <sub>2</sub> Äquivalente Methan emittiert (in Österr., nur Abfallsektor)
Statistik Austria, 2010	2008	8 336 549 Einwohner
IPCC, 2007	2007	GWP <sub>100</sub> von CH <sub>4</sub> : 25
Hartung et al. (2000)	2000	CH <sub>4</sub> Emissionen pro GVE (Großvieheinheit) / Tag: 0,28m <sup>3</sup> – 0,42m <sup>3</sup> (im Mittel 0,35m <sup>3</sup> )
<p><i>Ein durchschnittlicher Österreicher emittierte demnach 2008 rund 0,197 t CO<sub>2</sub> Äquivalente Methan; 2 678 t Methan der Deponie Mannersdorf (bzw. 66 950 t CO<sub>2</sub> Äquivalente) entsprechen somit in etwa der durchschnittlichen Methanemission von rund 13 594 Österreichern.</i></p> <p><i>Bei einer Emission von rund 0,35m<sup>3</sup> Methan / GVE / Tag ergeben sich bei 3,72 * 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> Methan (60 Vol% von der gesamten Deponiegasbildung [6,2 * 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>] des Zeitraumes 2007-2037 im Szenario Ist Zustand nach Berechnung des Excel Tabellenblatts von Mostbauer) eine Anzahl von &gt; 10,6 Millionen GVE.</i></p>		

**Tabelle 42: Zusammensetzung der Abfälle (Masse-%) aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen in den USA und in Österreich nach \*EPA (2008) bzw. nach \*\*BMLFUW (2006).**

	USA (2008)*	Österreich (2004)**
Papier	31 %	22 %
Biogene Abfälle	32,6 % (13,2 % Grünschnitt, 12 % Speisereste, Leder, Textilien)	31 %
Metall	8,4 %	5 %
Glas	4,9 %	8 %
Holz	6,6 %	4 %

## 14 Anhang B: Sickerwasser

**Tabelle 43: Arten von Emissionen und deren Datengrundlage im Basisprozess „Deponie Mannersdorf“, gültig für alle Szenarien. Berechnungen nach MS Excel®-Tabellenblatt von Mostbauer et al. (2002) bzw. gemessenen Daten der NUA (Budischowsky, 2011).**

Art der Emission	Parameter	gemessen	berechnet
Anorganische Emissionen in die Luft	Kohlendioxid (biogen)		X
Organische Emissionen in die Luft	Methan		X
Anorganische Emissionen ins Wasser	Ammonium	X	
	Chlorid	X	
	Chrom	X	
	Kupferion (+II/+III)	X	
	Nitrat	X	
	Nitrit	X	
	Phosphat	X	
	Sulfat	X	
Organische Emissionen ins Wasser	Zinkionen (+II)	X	
	AOX	X	
Sonstige Outputs ins Wasser	Abwasser	X	
	BSB	X	
	CSB	X	
	TOC	X	

Folgende Tabellen und Abbildungen (Tabelle 44 bis Tabelle 46, Abbildung 31 und Abbildung 32) bieten einen Überblick der verwendeten Daten für eine Abschätzung der Sickerwasserparameter von 2014 bis 2016, beziehungsweise der Entwicklung bis zum Ende der Szenarien im Jahr 2037. Die DSR 1-2 wurden nach 110 Wochen „geswicht“, d. h. die Milieubedingungen wurden künstlich verändert (Zeile grau hinterlegt). Dies ist deutlich in den gemessenen Werten der Parameter zu erkennen.

**Tabelle 44: DSR-Daten (DSR 1 und 2) des Projektes NUTZRAUM. Quelle: eigene Darstellung.**

Wo.	DSR-1					DSR-2				
	Cl	NO <sub>2</sub> *	NO <sub>3</sub> *	PO <sub>4</sub> *	SO <sub>4</sub> *	Cl	NO <sub>2</sub> *	NO <sub>3</sub> *	PO <sub>4</sub> *	SO <sub>4</sub> *
25	1164	106	103		2059					
26	1177		84		2690					
27	1106		70		2437					
28	1047		55		2326					
29	938		47		2051					
30	792		39		1680					
31	502		81		1125					
32	352		66		796					
45	427		5		4245	314				
48	369		4		4128	318	0,8	0,5	4,9	12
64	137		15		3460	110		0,9		6
76	91		72		3164	75		0,9		5
77	81		81		3174					
78	77		91		2788	63	0,3	0,6	3,8	2
80	66		132		2718	46				3
82	71		184		2722	49				3
84	65		256		2443	45		1,5	3,2	6
86	53		331		2533	40	0,2	1,0	2,7	4
88	48		355		2237	38		1,0	2,4	11

92	39		478		2046	32	0,2	0,6	2,7	2
94	38		545		1967	30	0,1	0,7	2,9	2
96	34		630		1886					
98	33		663		1931	23	0,1	0,8	2,9	14
102	31		682		1775	21	0,1	0,8	2,5	17
106	26		727		1609	19		0,8		3
110	21		720		1869	14		1,1		3
111	17		316		2033	9		7		
116	15		0		2231	15		257		3270
125	13		1,3		1700	22		200		2650
135	9		0,6		750	17		140		2600
140	9		0,7		590	15		250		2650

\*Anmerkung: Umrechnungsfaktoren:  $\text{NO}_2^* \cdot 0,3 = \text{NO}_2\text{-N}$ ;  $\text{NO}_3^* \cdot 0,23 = \text{NO}_3\text{-N}$ ;  $\text{PO}_4^* \cdot 0,33 = \text{PO}_4\text{-N}$ ;  $\text{SO}_4^* \cdot 0,33 = \text{SO}_4\text{-S}$ .

**Tabelle 45: DSR-Daten (DSR 3 und 4) des Projektes NUTZRAUM. Quelle: Eigene Darstellung.**

Wo.	DSR-3					DSR-4				
	CI	NO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub> *	NO <sub>3</sub> *	PO <sub>4</sub> *	CI	NO <sub>2</sub> *	NO <sub>3</sub> *	PO <sub>4</sub> *	SO <sub>4</sub> *
25						646				
26						683				
27						544				
28						598				
29						559				
30						511				
31						506				
32						473				
45	385					384				
48	418	0,8	0,7	4,5	10	435	0,8	0,3	4,4	7
64	120		0,0		12	158		0,0		6
76	90		1,5		7	110		0,4		8
77										
78	82	0,3	1,6	3,8	7	106	0,3	0,6	3,2	6
80	63				8	86				4
82	60				10	84				8
84	55	0,2	1,9	3,0	8	76	0,3	1,5	2,9	3
86	50		1,2	0,9	7	66	0,2	0,3	1,1	3
88	49	0,2	1,1	2,5	8	65	0,2	0,2	2,3	5
92	41	0,2	1,0	2,8	4	58	0,2	0,2	3,1	4
94	35	0,1	1,0	2,5	5	47	0,2	0,1	2,8	2
96										
98	28	0,1	1,0	2,4	11	43	0,2	0,1	2,8	4

\*Anmerkung: Umrechnungsfaktoren:  $\text{NO}_2^* \cdot 0,3 = \text{NO}_2\text{-N}$ ;  $\text{NO}_3^* \cdot 0,23 = \text{NO}_3\text{-N}$ ;  $\text{PO}_4^* \cdot 0,33 = \text{PO}_4\text{-N}$ ;  $\text{SO}_4^* \cdot 0,33 = \text{SO}_4\text{-S}$ .

**Tabelle 46: DSR-Daten (DSR 4 und 5) des Projektes Nutzraum. Quelle: Eigene Darstellung.**

Wo.	DSR-4					DSR-5				
	CI	NO <sub>2</sub> *	NO <sub>3</sub> *	PO <sub>4</sub> *	SO <sub>4</sub> *	CI	NO <sub>2</sub> *	NO <sub>3</sub> *	PO <sub>4</sub> *	SO <sub>4</sub> *
25	670		11		4567	598	175	127		2643
26	871		15		3586	665	302	307		2858
27	778		12		3695	605	102	426		2920
28	734		13		3734	579	24	406		2675
29	655		12		3715	633		361		3073
30	754		14		3531	642		287		3298
31	709		13		3482	601		147		3291
32	639		11		3253	534		79		2785
45	358		15		3635	332		20		3641
48	338		16		3784	292		27		3395

64	118		227		3080	106		75		2765
76	63		728		2378	67		338		1989
77	61		725		2292	76		376		2151
78	59		779		2156	72		390		1896
80	48		818		2011	60		444		1868
82	50		884		1998	60		460		1816
84	46		870		1913	56		507		1559
86	40		906		1967	48		531		1542
88	36		853		1909	37		483		1154
92	29		936		1755	39		585		1412
94	28		917		1725	39		603		1370
96	27		1003		1755	37		669		1365
98	23		976		1730	32		643		1279

\*Anmerkung: Umrechnungsfaktoren:  $\text{NO}_2 \cdot 0,3 = \text{NO}_2\text{-N}$ ;  $\text{NO}_3 \cdot 0,23 = \text{NO}_3\text{-N}$ ;  $\text{PO}_4 \cdot 0,33 = \text{PO}_4\text{-N}$ ;  $\text{SO}_4 \cdot 0,33 = \text{SO}_4\text{-S}$ .

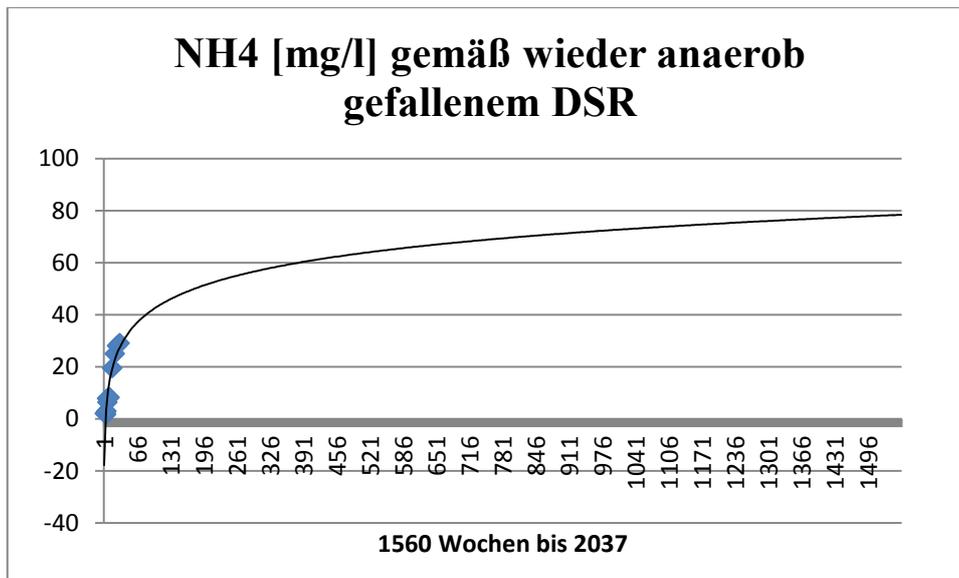


Abbildung 31: Ammonium-Trend gemäß DSR-Daten. Datenquelle: NUTZRAUM.

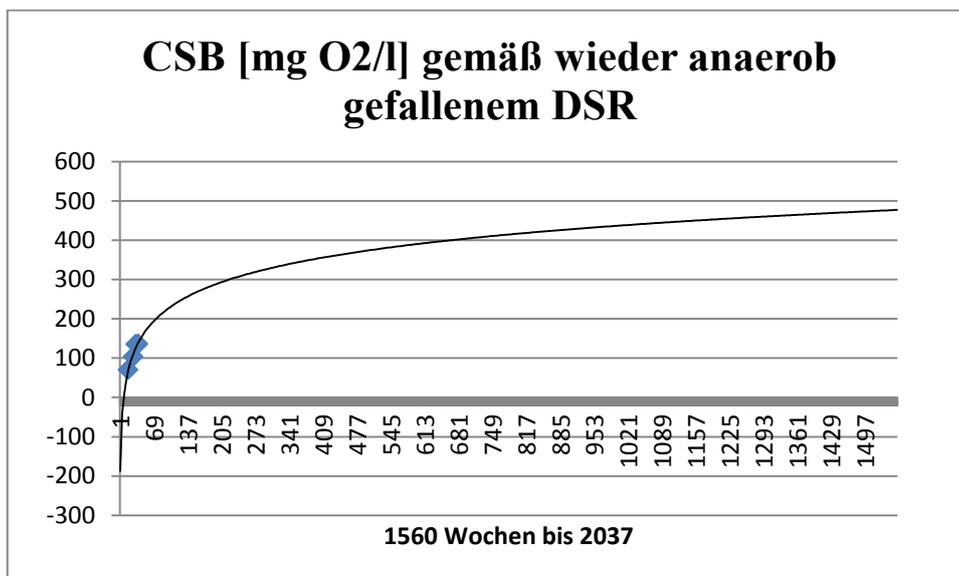


Abbildung 32: CSB-Trend gemäß DSR-Daten. Datenquelle: NUTZRAUM.

## 15 Anhang C: Prozesse

**Tabelle 47: Vergleich der Fraktionen Schweizer Reaktordeponien mit jenen von Mannersdorf (Angaben in Masse%). Datenquelle: Doka (2007) sowie Huber-Humer (2006).**

Deponierte Fraktion	Schweizer Verhältnisse (2000)	Deponie Mannersdorf	
		Verfüllabschnitt alt (1976-1985): 113000 t FM	Verfüllabschnitt neu (1986-1995): 95000 t FM
Restmüll	14,64%	?	31%
Bauschutt	<b>10,06%</b>	ca. 20%	<b>19%</b>
Gewerbemüll		?	25%
Bodenaushubmaterial	<b>17,10%</b>		
Sperrmüll		ca. 20%	<b>12%</b>
anderes inertes Material	<b>4,67%</b>		
Schlacke	<b>31,82%</b>	---	---
gefährliche Abfälle	4,62%		
Sonstiges	>17,03%		
Kompostierabfälle		?	13%
<b>Summe inert</b>	<b>ca. 64,19%</b>	<b>ca. 35,88%</b>	

**Tabelle 48: Prozess Baumaschinen für Räumung. Datenquelle: Studie des österreichischen Umweltbundesamtes „Altlastensanierung in Österreich – Effekte und Ausblick“ (UBA, 2007).**

Daten	Wert	Einheit
Kraftstoffverbrauch einer Räumungsmaschine	25	Liter Diesel / h Arbeit
Leistung einer Räumungsmaschine	110	m <sup>3</sup> / h Arbeit

An dieser Stelle folgt zum Zwecke des besseren Verständnisses unten angeführter Abbildungen eine kurze Erklärung der Funktionsweise der Software GaBi 4.3.

Auf einem sogenannten Plan werden einzelne Elemente eines Systems (z.B. In-Situ Aerobisierung der Deponie Mannersdorf) modularartig zu einem Ganzen zusammengefasst. GaBi 4.3 unterscheidet zwischen Prozessen (z.B. LKW-Transport) mit jeweiligen Inputs (z.B. Kraftstoff) sowie Outputs (z.B. CO<sub>2</sub>-Emission, Transportleistung, etc.). Prozesse werden durch Flüsse verbunden, welche jedoch selbst keine Information über Stoff- und Energieströme tragen. Prozesse (dargestellt als Rechtecke, siehe unten) und Flüsse (als Pfeile dargestellt) werden im Rahmen eines Projektes auf einem Plan modelliert. Die Software GaBi 4.3 beinhaltet verschiedene, nach Themenschwerpunkten unterscheidbare Datenbanken, welche Datensätze mit Input- und Outputwerten von vorgefertigten Prozessen enthalten. Im Rahmen dieser Diplomarbeit wurden vorwiegend mit der EcoInvent-Datenbank gearbeitet, jedoch wurden auch Prozesse der Professional-Datenbank verwendet. Um eine möglichst realistische Modellierung zu gewährleisten, wurden Prozesse bei Bedarf gemäß der Datenverfügbarkeit verändert und angepasst.

Jede der unten angeführten Abbildungen stellt in ihrer Gesamtheit einen Plan dar. Auf jedem Plan muss ein Prozess fixiert werden und stellt somit den jeweiligen Basisprozess dar. Im Rahmen einer Planschachtelung werden diese Pläne auf einen Gesamtplan dargestellt.

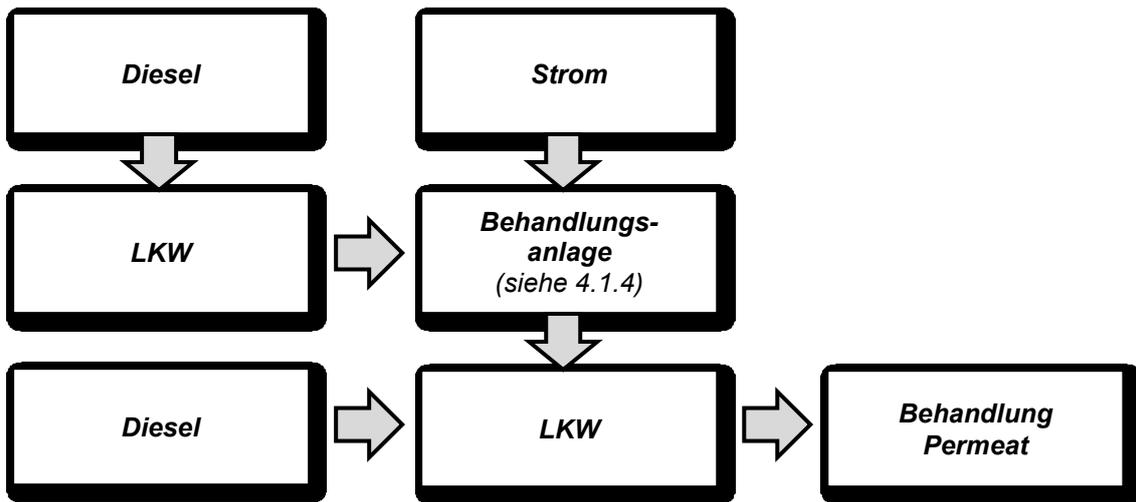


Abbildung 33: Schematische Darstellung der Sickerwasserbehandlung.



Abbildung 34: Schematische Darstellung des Prozesses Monitoring.

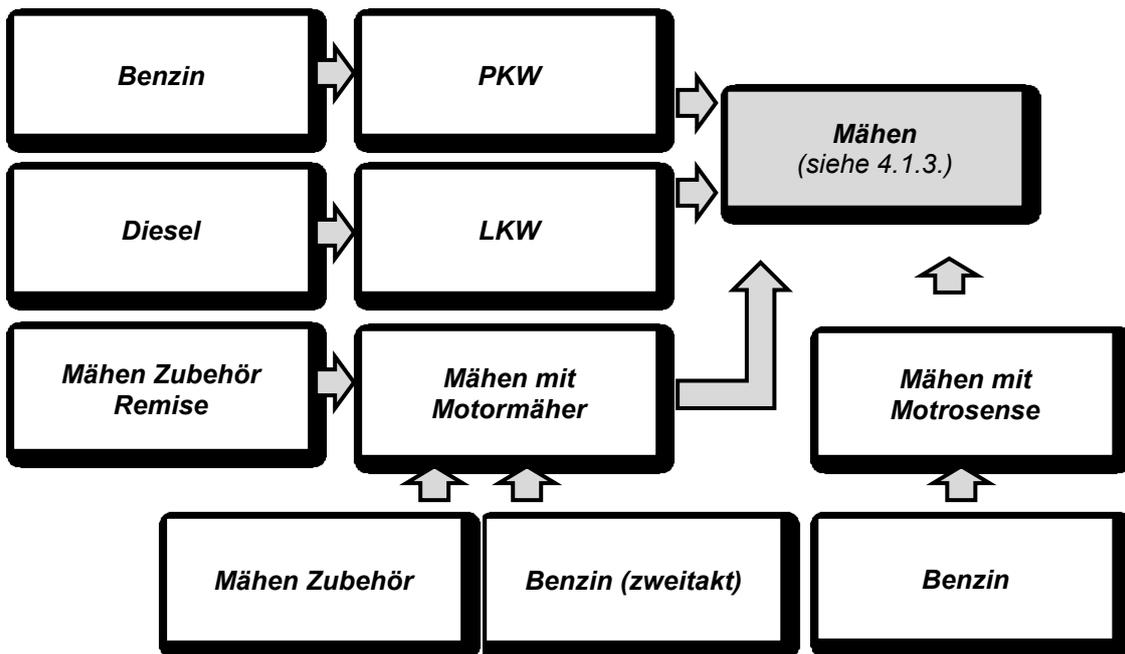


Abbildung 35: Schematische Darstellung des Prozesses Mähen.

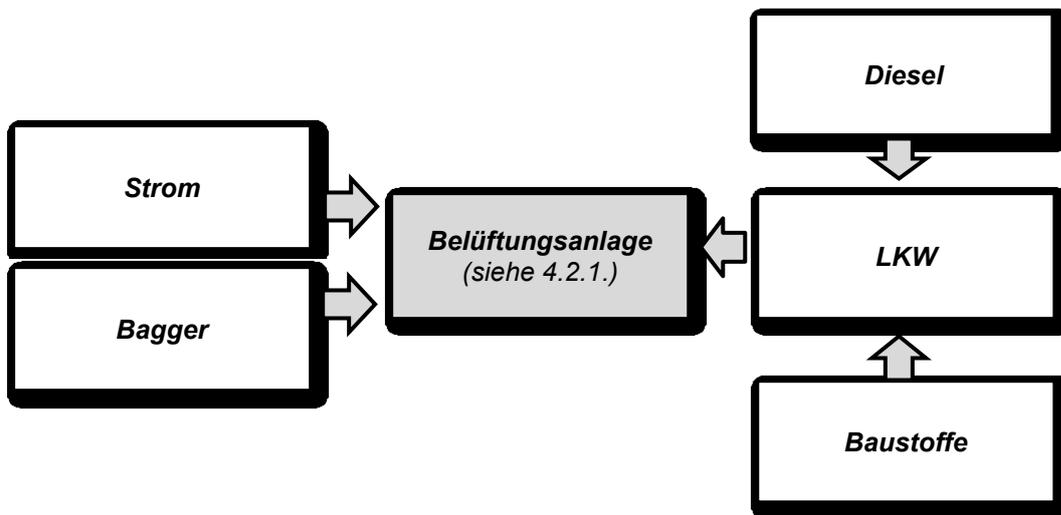


Abbildung 36: Schematische Darstellung des Prozesses Deponiebelüftung.

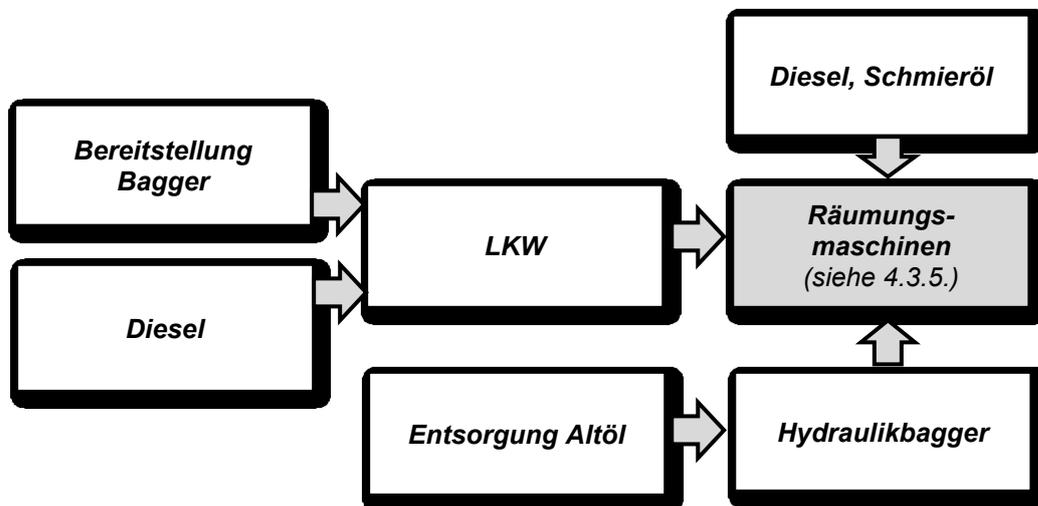


Abbildung 37: Schematische Darstellung des Prozesses „Räumungsmaschinen“.

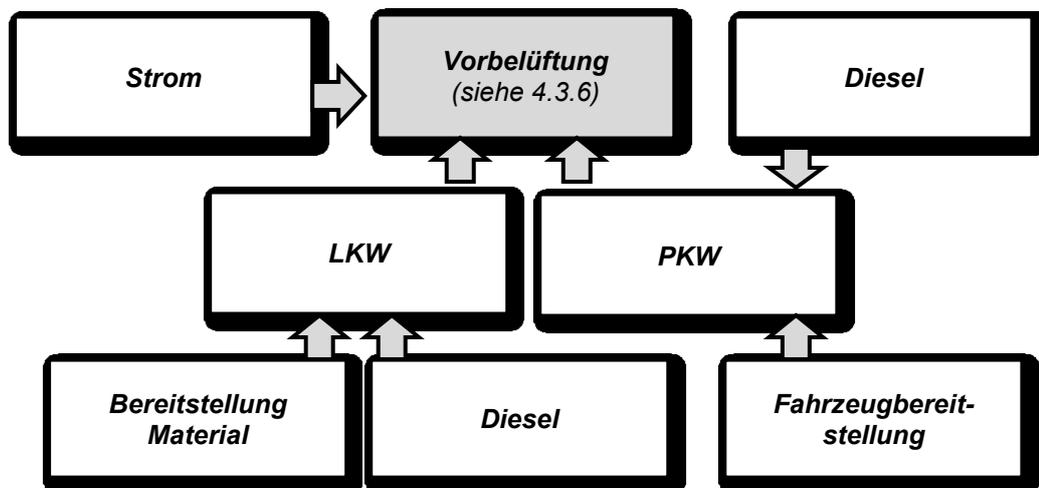
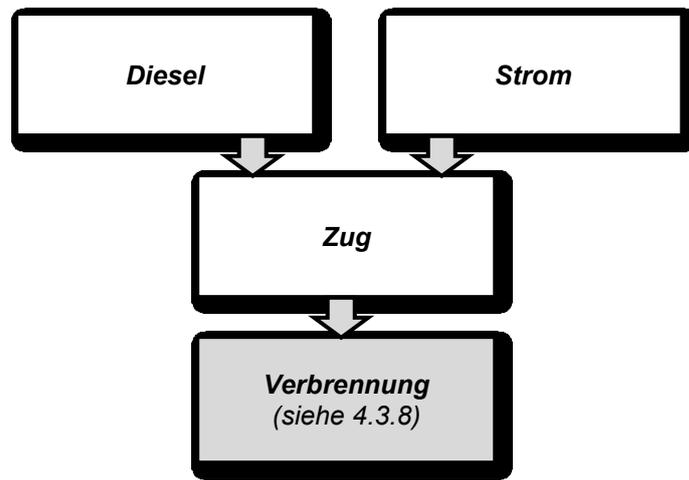


Abbildung 38: Schematische Darstellung der Vorbelüftung zur Räumung.



**Abbildung 39: Schematische Darstellung der Verwertung von Kunststoffen.**

Folgende Tabellen bieten einen Überblick darüber, welche (Sub-)Prozesse in welchem Ausmaß zum Ergebnis hinsichtlich der Wirkungskategorien der einzelnen Subsysteme (Prozesse; beispielsweise MBA, Monitoring, etc.) beitragen.

**Referenzszenario „Ist-Zustand“:**

Wirkungskategorie Treibhauspotential:

Abwasserbehandlung: Anteile am Treibhauspotential [kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
AT: Strommix, Mittelspannung, ab Netz	4,11	854.464,00	77,19%
Diesel (gesamt) ab Regionallager	0,19	40.145,77	3,63%
LKW (gesamt), 24,7 t NL EURO 4	1,02	212.339,50	19,18%
Summe	5,32	1.106.955,20	100%

Mähen: Anteile am Treibhauspotential [kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
Benzin zweitakt (gesamt), ab Regionallager	8,73E-04	181,64	3,88%
Benzin bleifrei (gesamt), ab Regionallager	0,01	2.402,75	51,30%
Diesel, ab Regionallager	3,8452E-06	0,80	0,02%
Mähen mit Balkenmäher	2,79E-03	579,95	12,38%
PKW Benzin < 1,4 l	7,28E-03	1.514,45	32,33%
Solo LKW, 24,7 t NL	2,04E-05	4,24	0,09%
Summe	0,02	4.683,74	100%

Monitoring: Anteile am Treibhauspotential [kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
Diesel, ab Regionallager	4,76E-03	990,33	15,82%
PKW Diesel	0,03	5.270,72	84,18%
Summe	0,03	6.261,01	100%

Deponie Mannersdorf: Anteile am Treibhauspotential [kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente]			
--	--	--	--

Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
Summe	248,93	51.777.440,00	100%

Wirkungskategorie Eutrophierungspotential:

Abwasserbehandlung: Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
AT: Strom, Mittelspannung ab Netz	7,93E-04	164,86	39,72%
Diesel (gesamt), ab Regionallager	4,48E-04	93,20	22,45%
LKW (gesamt), 24,7 t NL EURO 4	7,55E-04	157,01	37,83%
Summe	2,00E-03	415,06	100%

Mähen: Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
Benzin zweitakt (gesamt), ab Regionallager	1,8337E-06	0,38	6,14%
Benzin bleifrei (gesamt), ab Regionallager	2,41615E-05	5,03	80,92%
CH: Diesel, ab Regionallager	8,9264E-09	1,86E-03	0,03%
CH: Mähen mit Balkenmäher	2,9802E-06	0,62	9,98%
GLO: PKW Benzin < 1,4 l	8,5925E-07	0,18	2,88%
GLO: Solo LKW, 24,7 t NL	1,5436E-08	3,21E-03	0,05%
Summe	2,99E-05	6,21	100%

Monitoring: Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
CH: Diesel, ab Regionallager	1,11E-05	2,30	53,40%
GLO: PKW Diesel	9,65E-06	2,01	46,60%
Summe	2,07E-05	4,31	100%

Deponie Mannersdorf: Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
Summe	0,02	4.193,70	100%

### Szenario „In-Situ Aerobisierung idealer Ablauf“

Die Abwasserbehandlung und das Mähen des Deponiestandortes sind im Szenario „In-Situ Aerobisierung ideal“ ident zu jenen im Referenzszenario (siehe oben).

Wirkungskategorie Treibhauspotential:

Belüftungsalage: Anteile am Treibhauspotential [kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
AT: Strom, Mittelspannung ab Netz	5,33	1.109.326,40	97,39%
CH: Benzin, bleifrei, ab Regionallager	0,01	1.766,65	0,16%
Diesel (gesamt), ab Regionallager	0,01	3.026,04	0,27%
GLO: PKW Benzin < 1,4 l	0,04	7.309,74	0,64%

LKW (gesamt), 24,7 t NL EURO 4	0,08	16.005,09	1,41%
Hydraulikbagger	0,01	1.635,46	0,14%
Summe	5,48	1.139.070,40	100%

Monitoring: Anteile am Treibhauspotential [kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
Diesel, ab Regionallager	0,01	1.071,91	15,82%
PKW Diesel	0,03	5.704,82	84,18%
Summe	0,03	6.776,64	100%

Deponie Mannersdorf: Anteile am Treibhauspotential [kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
Summe	6,77	1.408.451,20	100%

Wirkungskategorie Eutrophierungspotential:

Belüftungsalage: Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
AT: Strom, Mittelspannung ab Netz	1,03E-03	214,03	88,94%
CH: Benzin, bleifrei, ab Regionallager	1,78E-05	3,70	1,54%
Diesel (gesamt), ab Regionallager	3,38E-05	7,02	2,92%
GLO: PKW Benzin < 1,4 l	4,15E-06	0,86	0,36%
LKW (gesamt), 24,7 t NL EURO 4	5,69E-05	11,84	4,92%
Hydraulikbagger	1,53E-05	3,18	1,32%
Summe	1,16E-03	240,64	100%

Monitoring: Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
Diesel, ab Regionallager	1,20E-05	2,49	53,40%
PKW Diesel	1,04E-05	2,17	46,60%
Summe	2,24E-05	4,66	100%

Deponie Mannersdorf: Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
Summe	5,07E-03	1.053,54	100%

### Szenario „In-Situ Aerobisierung realer Ablauf“

Die Abwasserbehandlung und das Mähen des Deponiestandortes sind im Szenario „In-Situ Aerobisierung ideal“ ident zu jenen im Referenzszenario (siehe oben).

Wirkungskategorie Treibhauspotential:

Belüftungsalage: Anteile am Treibhauspotential [kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent

AT: Strom, Mittelspannung ab Netz	5,86E+00	1.217.993,03	97,62%
CH: Benzin, bleifrei, ab Regionallager	8,49E-03	1.766,65	0,14%
Diesel (gesamt), ab Regionallager	1,45E-02	3.026,04	0,24%
GLO: PKW Benzin < 1,4 l	3,51E-02	7.309,74	0,59%
LKW (gesamt), 24,7 t NL EURO 4	7,69E-02	16.005,09	1,28%
Hydraulikbagger	7,86E-03	1.635,46	0,13%
Summe	6,00E+00	1.247.688,00	100%

Monitoring: Anteile am Treibhauspotential [kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
CH: Diesel, ab Regionallager	0,01	1.071,91	15,82%
GLO: PKW Diesel	0,03	5.704,82	84,18%
Summe	0,03	6.776,64	100%

Deponie Mannersdorf: Anteile am Treibhauspotential [kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
Summe	68,43	14.232.608,00	100%

Wirkungskategorie Eutrophierungspotential:

Belüftungsalage: Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
AT: Strom, Mittelspannung ab Netz	1,03E-03	214,03	88,94%
CH: Benzin, bleifrei, ab Regionallager	1,78E-05	3,70	1,54%
Diesel (gesamt), ab Regionallager	3,38E-05	7,02	2,92%
GLO: PKW Benzin < 1,4 l	4,15E-06	0,86	0,36%
LKW (gesamt), 24,7 t NL EURO 4	5,69E-05	11,84	4,92%
Hydraulikbagger	1,53E-05	3,18	1,32%
Summe	1,16E-03	240,64	100%

Monitoring: Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
CH: Diesel, ab Regionallager	1,20E-05	2,49	53,40%
GLO: PKW Diesel	1,04E-05	2,17	46,60%
Summe	2,24E-05	4,66	100%

Deponie Mannersdorf: Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
Summe	1,01E-02	2.096,43	100%

### Szenario „Räumung“

Wirkungskategorie Treibhauspotential:

Abwasserbehandlung: Anteile am Treibhauspotential [kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente]			
---	--	--	--

Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
AT: Strom, Mittelspannung ab Netz	6,55E-02	13.622,96	76,27%
Diesel (gesamt), ab Regionallager	3,23E-03	671,63	3,76%
LKW (gesamt), 24,7 t NL EURO 4	1,72E-02	3.568,06	19,98%
Summe	8,59E-02	17.862,62	100%

Endgültige Ablagerung (verhältnismäßig wie Mannersdorf): Anteile am Treibhauspotential [kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente]

Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
Deponie	8,86E+00	1.842.588,80	79,04%
CH: Diesel ab Regionallager	3,88E-01	80.633,28	3,46%
GLO: Solo LKW, 24,7 t NL	1,96E+00	408.075,20	17,50%
Summe	1,12E+01	2.331.264,00	100%

MBA (inklusive Transporte): Anteile am Treibhauspotential [kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente]

Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
AT: Strom, Mittelspannung ab Netz	1,60E+01	3.325.504,00	65,87%
Diesel (gesamt), ab Regionallager	1,52E+00	316.700,80	6,27%
GLO: Solo LKW, 24,7 t NL	6,76E+00	1.406.100,80	27,85%
Summe	2,43E+01	5.048.368,00	100%

Monitoring: Anteile am Treibhauspotential [kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente]

Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
CH: Diesel, ab Regionallager	1,88E-03	391,83	15,76%
GLO: PKW Diesel	1,01E-02	2.094,56	84,24%
Summe	1,20E-02	2.486,43	100%

Räumung-Bagger: Anteile am Treibhauspotential [kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente]

Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
CH: Entsorgung Altöl, in Sonderabfallverbrennung	4,58E-03	951,91	0,79%
GLO: Solo LKW, 24,7 t NL	3,98E-04	82,74	0,07%
Diesel (gesamt), ab Regionallager	1,16E-01	24.122,77	20,06%
Hydraulikbagger	4,14E-02	8.605,17	7,16%
Aushub Hydraulikbagger	4,13E-01	85.945,60	71,46%
Schmieröl, ab Werk	2,67E-03	556,34	0,46%
Summe	5,78E-01	120.265,60	100%

Verwertung Aluminium: Anteile am Treibhauspotential [kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente] (Räumung A: 100% des Aluminiums wird recycelt).

Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
CH: Diesel, ab Regionallager	2,33E-03	484,14	-0,11%
GLO: Solo LKW, 24,7 t NL	1,24E-02	2.572,54	-0,61%
RER: Aluminium, Produktionsmix, Gusslegierung, ab Werk_ invertiert	-2,05E+00	-426.129,60	100,72%
Summe	-2,03E+00	-423.072,00	100%

Verwertung Eisen: Anteile am Treibhauspotential [kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente] (Räumung A: 100% des Eisens wird recycelt).

Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
CH: Diesel, ab Regionallager	8,36E-02	17.382,98	-0,16%
GLO: Roheisen, ab Werk_invertiert	-5,12E+01	-10653.552,00	101,04%
Solo LKW, 24,7 t NL	4,44E-01	92.364,48	-0,88%
Summe	-5,07E+01	-10543.728,00	100%

Verwertung Kunststoffe: Anteile am Treibhauspotential [kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
AT: Strom, Mittelspannung, ab Netz	1,15E-01	23.822,24	0,51%
CH: Diesel, ab Regionallager	4,57E-03	951,54	0,02%
Kunststoffe in Kehrrechtverbrennung	1,67E+02	34.779.680,00	748,11%
GLO: Güter Traktion Durchschnitt	2,32E-02	4.816,24	0,10%
Nutzwärme, Steinkohle ab Industriefeuerung_invertiert	-1,45E+02	-30160.000,00	-648,74%
Summe	2,24E+01	4.649.008,00	100%

Verwertung Kupfer: Anteile am Treibhauspotential [kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente] (Räumung A: 100% des Kupfers wird recycelt).			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
CH: Diesel, ab Regionallager	5,48E-03	1.140,34	-0,14%
GLO: Solo LKW, 24,7 t NL	2,91E-02	6.059,04	-0,74%
RER: Kupfer, primär, ab Raffinerie_invertiert	-3,96E+00	-823.347,20	100,88%
Summe	-3,92E+00	-816.129,60	100%

Vorbereitung: Anteile am Treibhauspotential [kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
AT: Strom, Mittelspannung ab Netz	2,00E+00	415.688,00	99,99%
Rest (Diesel, PKW, LKW)	2,07E-04	51,24	0,01%
Summe	2,00E+00	415.729,6	100%

Deponie Mannersdorf: Anteile am Treibhauspotential [kg CO <sub>2</sub> -Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
Summe	9,88	2.054.686,40	100%

Wirkungskategorie Eutrophierungspotential:

Abwasserbehandlung: Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
AT: Strom, Mittelspannung ab Netz	1,33E-05	2,77	39,72%
Diesel (gesamt), ab Regionallager	7,53E-06	1,57	22,45%
LKW (gesamt), 24,7 t NL EURO 4	1,27E-05	2,64	37,83%
Summe	3,35E-05	6,97	100%

Endgültige Ablagerung (verhältnismäßig wie Mannersdorf): Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent

Deponie	2,00E-06	0,42	0,12%
CH: Diesel ab Regionallager	2,99E-04	62,25	18,01%
GLO: Solo LKW, 24,7 t NL	1,36E-03	282,94	81,87%
Summe	1,66E-03	345,61	100%

MBA (inklusive Transporte): Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
AT: Strom, Mittelspannung ab Netz	3,25E-03	676,27	28,30%
Diesel (gesamt), ab Regionallager	3,55E-03	738,49	30,90%
GLO: Solo LKW, 24,7 t NL	4,69E-03	974,90	40,80%
Summe	1,15E-02	2.389,71	100%

Monitoring: Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
CH: Diesel, ab Regionallager	4,39E-06	0,91	53,39%
GLO: PKW Diesel	3,83E-06	0,80	46,61%
Summe	8,23E-06	1,71	100%

Räumung-Bagger: Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
CH: Entsorgung Altöl, in Sonderabfallverbrennung	3,67E-06	0,76	0,30%
GLO: Solo LKW, 24,7 t NL	2,94E-07	0,06	0,02%
Diesel (gesamt), ab Regionallager	4,22E-04	87,73	34,88%
Hydraulikbagger	2,31E-05	4,80	1,91%
Aushub Hydraulikbagger	7,54E-04	156,82	62,35%
Schmieröl, ab Werk	6,48E-06	1,35	0,54%
Summe	1,21E-03	251,53	100%

Verwertung Aluminium: Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente] (Räumung A: 100% des Aluminiums wird recycelt).			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
CH: Diesel, ab Regionallager	5,43E-06	1,13	-0,50%
GLO: Solo LKW, 24,7 t NL	8,56E-06	1,78	-0,78%
RER: Aluminium, Produktionsmix, Gusslegierung, ab Werk_invertiert	-1,11E-03	-230,44	101,28%
Summe	-1,09E-03	-227,53	100%

Verwertung Eisen: Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente] (Räumung A: 100% des Eisens wird recycelt).			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
CH: Diesel, ab Regionallager	1,95E-04	40,53	-0,91%
GLO: Roheisen, ab Werk_invertiert	-2,19E-02	-4.546,67	102,35%
Solo LKW, 24,7 t NL	3,07E-04	63,95	-1,44%
Summe	-2,14E-02	-4.442,26	100%

Verwertung Kunststoffe: Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente]			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
AT: Strom, Mittelspannung, ab Netz	2,33E-05	4,84	0,12%

CH: Diesel, ab Regionallager	3,54E-06	0,74	0,02%
Kunststoffe in Kehrriechverbrennung	6,76E-02	14.050,82	352,64%
GLO: Güter Traktion Durchschnitt	5,21E-05	10,84	0,27%
Nutzwärme, Steinkohle ab Industriefeuerung_invertiert	-4,85E-02	-10.082,80	-253,05%
Summe	1,92E-02	3984,45	100%

Verwertung Kupfer: Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente] (Räumung A: 100% des Kupfers wird recycelt).

Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
CH: Diesel, ab Regionallager	1,28E-05	2,66	-0,09%
GLO: Solo LKW, 24,7 t NL	2,02E-05	4,19	-0,14%
RER: Kupfer, primär, ab Raffinerie_invertiert	-1,41E-02	-2.924,90	100,24%
Summe	-1,40E-02	-2.918,03	100%

Vorbelüftung: Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente]

Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
AT: Strom, Mittelspannung ab Netz	4,06E-04	84,53	99,94%
Rest (Diesel, PKW, LKW)	2,34E-07	0,05	0,06%
Summe	4,07E-04	84,58	100%

Deponie Mannersdorf: Anteile am Eutrophierungspotential [kg Phosphat-Äquivalente]

Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
Summe	2,24E-04	46,63	100%

Im Folgenden wird auf die Kohlendioxid- und Methanemission je Prozess eingegangen, um die Relevanz eben genannter Stoffe für die Wirkungskategorie Treibhauseffekt darzustellen.

#### Outputs des Referenzszenarios:

Abwasserbehandlung			
Angaben in kg	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
anorg. Emissionen in Luft	4,96E+00	1.032.699,20	100%
davon CO <sub>2</sub>	4,74E+00	986.356,80	95,51%
org. Emissionen in Luft	1,53E-02	3.185,10	100%
davon CH <sub>4</sub>	1,23E-02	2.555,28	80,23%

Mähen			
Angaben in kg	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
anorg. Emissionen in Luft	2,19E-02	4.546,67	100%
davon CO <sub>2</sub>	2,09E-02	4.342,83	95,52%
org. Emissionen in Luft	1,25E-04	25,94	100%
davon CH <sub>4</sub>	5,78E-05	12,03	46,37%

Monitoring

Angaben in kg	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
anorg. Emissionen in Luft	2,93E-02	6.091,70	100%
davon CO <sub>2</sub>	2,91E-02	6.055,30	99,40%
org. Emissionen in Luft	5,63E-05	11,71	100%
davon CH <sub>4</sub>	2,93E-05	6,10	52,05%

Deponie Mannersdorf			
Angaben in kg	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
anorg. Emissionen in Luft	19,44	4.043.520,00	100%
davon CO <sub>2</sub>	19,44	4.043.520,00	100%
org. Emissionen in Luft	10,62	2.208.960,00	100%
davon CH <sub>4</sub>	10,62	2.208.960,00	100%

### Outputs des Szenarios In-Situ Aerobisierung „idealer Ablauf“

Die Abwasserbehandlung und das Mähen sind ident zum Referenzszenario (s. d.).

Belüftungsanlage			
Angaben in kg	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
anorg. Emissionen in Luft	5,04E+00	1.048.569,60	100%
davon CO <sub>2</sub>	4,76E+00	990.808,00	94,49%
org. Emissionen in Luft	1,71E-02	3.549,94	100%
davon CH <sub>4</sub>	1,45E-02	3.024,74	85,21%

Monitoring			
Angaben in kg	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
anorg. Emissionen in Luft	3,17E-02	6.593,39	100%
davon CO <sub>2</sub>	3,15E-02	6.554,08	99,40%
org. Emissionen in Luft	6,10E-05	12,68	100%
davon CH <sub>4</sub>	3,17E-05	6,60	52,05%

Deponie Mannersdorf			
Angaben in kg	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
anorg. Emissionen in Luft	5,09E-01	105.967,68	100%
davon CO <sub>2</sub>	5,09E-01	105.967,68	100%
org. Emissionen in Luft	2,50E-01	52.099,84	100%
davon CH <sub>4</sub>	2,50E-01	52.099,84	100%

### Outputs des Szenarios In-Situ Aerobisierung „realer Ablauf“

Dieses Szenario unterscheidet sich hinsichtlich des Basisprozesses „Deponie Mannersdorf“ vom Szenario „In-Situ Aerobisierung idealer Ablauf“.

Deponie Mannersdorf			
Angaben in kg	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
anorg. Emissionen in Luft	1,88E+01	3.911.648,00	100%
davon CO <sub>2</sub>	1,88E+01	3.911.648,00	100%
org. Emissionen in Luft	1,98E+00	412.838,40	100%
davon CH <sub>4</sub>	1,98E+00	412.838,40	100%

## Outputs des Räumungsszenarios:

Abwasserbehandlung			
Angaben in kg	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
anorg. Emissionen in Luft	8,34E-02	17.353,23	100%
davon CO <sub>2</sub>	7,97E-02	16.574,69	95,51%
org. Emissionen in Luft	2,57E-04	53,52	100%
davon CH <sub>4</sub>	2,06E-05	4,29	8,02%

Endgültige Ablagerung (verhältnismäßig wie Mannersdorf):			
Angaben in kg	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
anorg. Emissionen in Luft	2,63E+00	547.601,60	100,00%
davon CO <sub>2</sub>	2,24E+00	466.252,80	85,14%
org. Emissionen in Luft	3,46E-01	72.059,52	100,00%
davon CH <sub>4</sub>	3,43E-01	71.420,96	99,11%

MBA (inklusive Transporte)			
Angaben in kg	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
anorg. Emissionen in Luft	2,36E+01	4.903.184,00	100%
davon CO <sub>2</sub>	2,26E+01	4.707.664,00	96,01%
org. Emissionen in Luft	7,17E-02	14.912,35	100%
davon CH <sub>4</sub>	5,50E-02	11.431,06	76,65%

Monitoring			
Angaben in kg	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
anorg. Emissionen in Luft	1,16E-02	2.420,91	100%
davon CO <sub>2</sub>	1,16E-02	2.406,35	99,40%
org. Emissionen in Luft	2,24E-05	4,65	100%
davon CH <sub>4</sub>	1,16E-05	2,42	52,05%

Räumungsmaschinen (Bagger)			
Angaben in kg	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
anorg. Emissionen in Luft	5,69E-01	118.376,96	100%
davon CO <sub>2</sub>	5,59E-01	116.172,16	98,14%
org. Emissionen in Luft	1,63E-03	339,35	100%
davon CH <sub>4</sub>	5,61E-04	116,67	34,38%

thermische Verwertung Kunststoffe			
Angaben in kg	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
anorg. Emissionen in Luft	1,38E-01	28.712,32	100%
davon CO <sub>2</sub>	1,31E-01	27.287,52	95,04%
org. Emissionen in Luft	4,97E-04	103,46	100%
davon CH <sub>4</sub>	3,74E-04	77,73	75,13%

Verwertung Aluminium: (Räumung A: 100% des Aluminiums wird recycelt)			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent

anorg. Emissionen in Luft	-1,70E+00	-354.432,00	100%
davon CO <sub>2</sub>	-1,65E+00	-344.177,60	97,11%
org. Emissionen in Luft	-3,75E-03	-780,15	100%
davon CH <sub>4</sub>	-3,01E-03	-625,27	80,15%

Verwertung Eisen: (Räumung A: 100% des Eisens wird recycelt)			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
anorg. Emissionen in Luft	-4,81E+01	-1.000.0640,00	100%
davon CO <sub>2</sub>	-4,61E+01	-959.8576,00	95,98%
org. Emissionen in Luft	-2,05E-01	-42.712,80	100%
davon CH <sub>4</sub>	-1,89E-01	-39.241,28	91,87%

Verwertung Kunststoffe			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
anorg. Emissionen in Luft	2,99E+01	6.222.944,00	100%
davon CO <sub>2</sub>	3,12E+01	6.498.336,00	104,43%
org. Emissionen in Luft	-3,96E-01	-82.388,80	100%
davon CH <sub>4</sub>	-3,81E-01	-79.206,40	96,14%

Verwertung Kupfer: (Räumung A: 100% des Kupfers wird recycelt)			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
anorg. Emissionen in Luft	-4,28E+00	-890.052,80	100%
davon CO <sub>2</sub>	-3,54E+00	-73.5321,6	82,62%
org. Emissionen in Luft	-1,78E-02	-3.705,73	100%
davon CH <sub>4</sub>	-6,70E-03	-1.392,93	37,59%

Vorbelüftung			
Quelle	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
anorg. Emissionen in Luft	1,94E+00	402.646,40	100%
davon CO <sub>2</sub>	1,83E+00	379.932,80	94,36%
org. Emissionen in Luft	6,63E-03	1.380,00	100%
davon CH <sub>4</sub>	5,69E-03	1.183,75	85,78%

Deponie Mannersdorf			
Angaben in kg	pro funktioneller Einheit	pro 208.000 t	in Prozent
anorg. Emissionen in Luft	4,20E-01	87.360,00	100%
davon CO <sub>2</sub>	4,20E-01	87.360,00	100%
org. Emissionen in Luft	3,78E-01	78.692,64	100%
davon CH <sub>4</sub>	3,78E-01	78.692,64	100%

## 16 Anhang D: Kosten

Tabelle 49: Investitionskosten der Verdichterstation der Belüftungsanlage in Mannersdorf. Datenquelle: NUA (Budischowsky, 2011).

Kosten Verdichterstation Mannersdorf (Lieferung und Montage).	anteilig Zuluftseite [in €]	anteilig Abluftseite [in €]	Gesamt [in €]
Container, Be- und Entlüftungsanlage	37.450	69.550	107.000
Steuerung	23.565	23.565	47.130
Analyseschrank inkl. Analysegeräte	0	16.690	16.690
Volumenstrommessung Zu- und Abluft	5.250	5.250	10.500
<b>Gesamt</b>	<b>66.265</b>	<b>115.055</b>	<b>181.320</b>
<b>zuzüglich 20%USt.</b>	<b>79.518</b>	<b>138.066</b>	<b>217.584</b>

Tabelle 50: Anteilsmäßige Kosten für Vor- und Nebenleistungen bei Deponieräumung. Datenquelle: KPC (2007).

Projektphase	Tätigkeit	Kosten der Räumung in % der Gesamtkosten
Vorleistungen	Vorerkundung	0,6%
	Variantenuntersuchung	0,5%
	Planungsmaßnahmen	1,4%
Bauphase	eigentliche Bauphase	91%
	örtliche Bauaufsicht	2,0%
	chemische Aufsicht	1,9%
	behördliche Aufsicht	0,1%
	Projektleitung	1,0%
	Kontrollmaßnahmen	0,1%
Betrieb	Eigentlicher Betrieb	0,3%
	Ingenieurleistungen Betrieb	0,6%
	Beweissicherung	0,4%

Tabelle 51: Kosten der Räumung und Entsorgung von Deponiematerial. Datenquelle: österreichisches Umweltbundesamt (UBA, 2007).

Leistung	Schwankungsbreite spez. Kosten [€/t; inklusive Transporte]		Gewichteter (n=92) Mittelwert [€/t; inkl. Transporte]
	von	bis	
Aushub	1,2	52	6,6
Entsorgung nicht deponierbarer Abfälle	43	520	186
Entsorgung Massenabfall/Reststoff	20	125	51
Entsorgung Baurestmassen	-	-	13**
<b>Zeitliche Betrachtung:</b>			
Bei Massenabfällen Kostendegression von 60 €/t (1990) auf 40 €/t (2006); Entsorgungskosten Baurestmassen konstant bei ca. 13 €/t (1990-2006). Nicht deponierbare Abfälle: keine stetige Kostensteigerung, da schwankende Entsorgungskosten je Tonne im Zeitraum 1990 bis 2006.			

\*\*Anmerkung: wobei Streubereich um Mittelwert (= Interquantil) unterhalb des Mittelwertes bis ca. 9€/t

**Tabelle 52: Lineare Abschreibung nach Domschke et al. (2008).**

Der jährliche, abzuschreibende Betrag ist nach Domschke et al. (2008) bei einer linearen Abschreibung der Quotient aus Anschaffungs- bzw. Herstellungskosten  $A_0$  abzüglich des Restbuchwerts  $R_n$  und der Nutzungsdauer ( $n$ ) in Jahren:

$$a_i = \frac{A_0 - R_n}{n}; \quad \text{es gilt} \quad R_i = A_0 - i a_i \quad \text{für} \quad i = 1, \dots, n$$

Wobei:

$A_0$  = Anschaffungs – oder Herstellungskosten der Anlage

$a_i$  = Abschreibungsbetrag in Periode  $i = 1, \dots, n$

$n$  = Nutzungsdauer der Anlage

$R_i$  = Restbuchwert der Anlage am Ende der Periode  $i$  mit  $R_0 = A_0$

Der Wert eines Wirtschaftsgutes kann demnach angegeben werden als:

$$f(x) = - \frac{(\text{Anschaffungs} - \text{bzw. Herstellungskosten})}{\text{Nutzungsdauer}} x + \text{Anschaffungs} - \text{bzw. Herstellungskosten}$$

wobei:

$x$  = Perioden

**Tabelle 53: Monitoringkosten der Szenarien. Quelle: Darstellung gemäß in Kapitel 6 getroffener Annahmen (s. d.).**

Szenario (2007 – 2037)	Anzahl KFZ [Stk.]	Preis KFZ [€]	Kosten (Anschaffung) [€]	Restbuchwert nach Ende des Szenarios [€]	Kilom. [km]	Verbr. [l/100km]	Preis Diesel [€/l]	Gesamtk. [€]
Referenz.	1	30.000	30.000	0	26.808	8	1,5	<b>33.216,96</b>
In-Situ A.	4	30.000	120.000	3.750	29.016	8	1,5	<b>119.731,92</b>
Räumung	2	30.000	60.000	0	10.654	8	1,5	<b>61.278,48</b>

**Tabelle 54: Daten der Kostenvergleichsrechnung der drei Szenarien.**

	Referenzszenario	In-Situ Aerobisierung	Räumung
<b>Fixkosten (FK)</b>			
Investitionskosten [€]	0	1.024.294 € (Verdichterstation)	7.519.264 €
Dauer [Jahre]	30	30	30
Kalkulationszinsfuß A*	0,0125	0,0125	0,0125
Kalkulationszinsfuß B	0,05	0,05	0,05
sonst. FK [€/Jahr]	KFZ**: 4 * 30.000 = 120.000 €	KFZ: 4 * 30.000 = 120.000 €	KFZ: 2 * 30.000 = 60.000 €
Σ Fixkosten [€/a] bei Zinsfuß:			
A [€/a]	<b>4.523,44 €</b>	<b>45.068,41 €</b>	<b>300.012,53 €</b>
B [€/a]	<b>6.843,75 €</b>	<b>66.594,23 €</b>	<b>442.123,73 €</b>
<b>Variable Kosten (VK)</b>			
Kraftstoff***	26.808 km Monitoring (ohne Boku)	26.808 km Monitoring (ohne Boku)	10.654 km Monitoring (ohne Boku, ohne Aufsicht. Letzteres ist
PKW: 7,1 l/100km	= 2.855,05 €	= 2.855,05	

LKW: 30l/100 km Preis konstant 1,5 €/l	+ 720.000 km Sickerwassertrans. = 326.855,05 €	+ 26.064 km Anlagenwartung =2.775,816 € + 720.000 km Sickerwassertrans. = 329.630,87 €	bereits bei Fixkosten enthalten) + 5.400 km Sickerwassertrans. (448,68 m³ / LKW mit 24,7 m³ = 18 Fahrten. Jeweils 150 km + 2 Richtungen = 5.400 km) = 2.934,29 €
Sickerwasser [€]	35€ * 26.700 m³ = 934.500 €	35€ * 26.700 m³ = 934.500 €	35 € * 448,68 = 15.703,8 €
Mähen [6 Arbeiter a 3 Tage (je 8 Std.) / Jahr; 10€ Stundenlohn]	30 * 1.440 € = 43.200 €	30 * 1.440 € = 43.200 €	0
sonst. VK [€]	0 + 200 € (Reparatur Monitoring) * 30 Jahre = 6.000 €	151.412,22 € (Strom) + 200 € (Reparatur Monitoring) * 30 Jahre = 6.000 €	0 + 200 € (Reparatur Monitoring) * 10 Jahre = 2.000 €
Σ Var. Kosten [€/a]	<b>43.685,17 €</b>	<b>48.824,77 €</b>	<b>687,94 €</b>
<b>Jährliche Gesamtkosten (GK)</b>			
Zinsfuß A [€/a]	<b>48.208,61 €</b>	<b>93.893,18 €</b>	<b>300.700,47 €</b>
Zinsfuß B [€/a]	<b>50.528,92 €</b>	<b>115.374,00 €</b>	<b>442.811,67 €</b>

\*Anmerkung 1: Aktueller (26.04.2011) Leitzins der EZB

\*\*Anmerkung 2: 4 KFZ mit 8 Jahren Abschreibungsdauer werden jährlich mit 3.750 € abgeschrieben; daher insg. 32 Jahre und 3.750 € Restwert.

\*\*\*Anmerkung 3: Kraftstoffverbräuche des Prozesses Mähen und bei der Errichtung der Belüftungsanlage entstehende sowie jene der Transporte externer Sickerwasserbehandler wurden nicht extra ausgewiesen.

Im Folgenden wird der Rechengang der durchschnittlichen jährlichen Kosten erläutert:

$$GK_{(Referenz)} = \frac{120.000}{32} + \left[ \frac{(120.000 + 3.750)}{2} * 0,0125 \right] + \frac{(326.855,05 + 934.500 + 43.200 + 6.000)}{30} = 48.208,61€$$

$$GK_{(In-Situ)} = \frac{120.000}{32} + \frac{1.024.294}{30} + \left[ \frac{(120.000 + 1.024.294 + 3.750)}{2} * 0,0125 \right] + \frac{(329.630,87 + 934.500 + 43.200 + 151.412,22 + 6.000)}{30} = 93.893,18€$$

$$GK_{(Räumung)} = \frac{60.000 + 7.519.264}{30} + \left[ \frac{(60.000 + 7.519.264 + 0)}{2} * 0,0125 \right] + \frac{(2.934,3 + 15.703,8 + 2.000)}{30} = 300.700,47€$$

Bei Kalkulationszinsen von 5% belaufen sich die jährlichen Gesamtkosten der Szenarien auf:

$$GK_{(Referenz)} = 50.528,92€$$

$$GK_{(In-Situ)} = 115.374€$$

$$GK_{(\text{Räumung})} = 442.811,67\text{€}$$

In obigen Überlegungen (Tabelle 54) wird angenommen, dass ein Kraftfahrzeug nur für das Monitoring, und sonst keine Verwendung findet. Außerdem findet die Tatsache, dass man im Räumungsszenario nach rationeller Überlegung nicht extra ein KFZ für den kurzen Räumungszeitraum anschaffen würde, keine Beachtung.

**Tabelle 55: Referenzszenario: Kostenberechnung (auf ganze Zahlen gerundet) nach der Kapitalwertmethode exkl. Erlösen aus fiktiven CO<sub>2</sub>-Tertifikaten.**

Periode [Jahr]	Faktor A [(1+i) <sup>-n</sup> ] i=0,0125	Faktor B [(1+i) <sup>-n</sup> ] i=0,05	Einzahlung* [€]	Erlös* [€]	Überschuss [€]	Barwert A [€]	Barwert B [€]
1	0,89	0,95	35777	0	-35777	-31802	-34074
2	0,79	0,91	35777	0	-35777	-28268	-32451
3	0,70	0,86	35777	0	-35777	-25127	-30906
4	0,62	0,82	35777	0	-35777	-22336	-29434
5	0,55	0,78	35777	0	-35777	-19854	-28032
6	0,49	0,75	35777	0	-35777	-17648	-26698
7	0,44	0,71	35777	0	-35777	-15687	-25426
8	0,39	0,68	35777	0	-35777	-13944	-24215
9	0,35	0,64	35777	0	-35777	-12395	-23062
10	0,31	0,61	35777	0	-35777	-11017	-21964
11	0,27	0,58	35777	0	-35777	-9793	-20918
12	0,24	0,56	35777	0	-35777	-8705	-19922
13	0,22	0,53	35777	0	-35777	-7738	-18973
14	0,19	0,51	35777	0	-35777	-6878	-18070
15	0,17	0,48	35777	0	-35777	-6114	-17209
16	0,15	0,46	35777	0	-35777	-5435	-16390
17	0,14	0,44	35777	0	-35777	-4831	-15609
18	0,12	0,42	35777	0	-35777	-4294	-14866
19	0,11	0,40	35777	0	-35777	-3817	-14158
20	0,09	0,38	35777	0	-35777	-3393	-13484
21	0,08	0,36	35777	0	-35777	-3016	-12842
22	0,07	0,34	35777	0	-35777	-2681	-12230
23	0,07	0,33	35777	0	-35777	-2383	-11648
24	0,06	0,31	35777	0	-35777	-2118	-11093
25	0,05	0,30	35777	0	-35777	-1883	-10565
26	0,05	0,28	35777	0	-35777	-1674	-10062
27	0,04	0,27	35777	0	-35777	-1488	-9583
28	0,04	0,26	35777	0	-35777	-1322	-9127
29	0,03	0,24	35777	0	-35777	-1175	-8692
30	0,03	0,23	35777	0	-35777	-1045	-8278
						SUMME	
						-277859	-549984
						minus Anschaffungskosten	120000
							120000
						Kapitalwert	<b>-397859</b>
							<b>-669984</b>

\*Anmerkung: Einzahlung ergibt sich aus Mähen, Reparatur, Sickerwasser, und Kraftstoffverbrauch; Die Auszahlungen betragen Null, da keine CO<sub>2</sub>-Zertifikate verkauft werden können und somit kein Erlös erwirtschaftet wird.

**Tabelle 56: Szenario In-Situ Aerobisierung: Kostenberechnung (auf ganze Zahlen gerundet) nach der Kapitalwertmethode exkl. Erlösen aus fiktiven CO<sub>2</sub>-Tertifikaten.**

Periode [Jahr]	Faktor A [(1+i) <sup>-n</sup> ] i=0,0125	Faktor B [(1+i) <sup>-n</sup> ] i=0,05	Einzahlung* [€]	Erlös* [€]	Überschuss [€]	Barwert A [€]	Barwert B [€]
1	0,89	0,95	61045	0	-61045	-54262	-58138
2	0,79	0,91	61045	0	-61045	-48233	-55369
3	0,70	0,86	61045	0	-61045	-42874	-52733
4	0,62	0,82	61045	0	-61045	-38110	-50222
5	0,55	0,78	61045	0	-61045	-33876	-47830

6	0,49	0,75	61045	0	-61045	-30112	-45553
7	0,44	0,71	35809	0	-35809	-15701	-25449
8	0,39	0,68	35809	0	-35809	-13957	-24237
9	0,35	0,64	35809	0	-35809	-12406	-23083
10	0,31	0,61	35809	0	-35809	-11027	-21984
11	0,27	0,58	35809	0	-35809	-9802	-20937
12	0,24	0,56	35809	0	-35809	-8713	-19940
13	0,22	0,53	35809	0	-35809	-7745	-18991
14	0,19	0,51	35809	0	-35809	-6884	-18086
15	0,17	0,48	35809	0	-35809	-6119	-17225
16	0,15	0,46	35809	0	-35809	-5439	-16405
17	0,14	0,44	35809	0	-35809	-4835	-15624
18	0,12	0,42	35809	0	-35809	-4298	-14880
19	0,11	0,40	35809	0	-35809	-3820	-14171
20	0,09	0,38	35809	0	-35809	-3396	-13496
21	0,08	0,36	35809	0	-35809	-3019	-12854
22	0,07	0,34	35809	0	-35809	-2683	-12241
23	0,07	0,33	35809	0	-35809	-2385	-11659
24	0,06	0,31	35809	0	-35809	-2120	-11103
25	0,05	0,30	35809	0	-35809	-1884	-10575
26	0,05	0,28	35809	0	-35809	-1675	-10071
27	0,04	0,27	35809	0	-35809	-1489	-9592
28	0,04	0,26	35809	0	-35809	-1324	-9135
29	0,03	0,24	35809	0	-35809	-1176	-8700
30	0,03	0,23	35809	0	-35809	-1046	-8286
					SUMME	-380410	-678567
					minus Anschaffungskosten	1144294	1144294
					Kapitalwert	<b>-1524704</b>	<b>-1822861</b>

\*Anmerkung: Einzahlung ergibt sich aus Stromkosten, Mähen, Reparatur, Sickerwasser und Kraftstoffverbrauch. Die Auszahlungen betragen Null, da keine CO<sub>2</sub>-Zertifikate verkauft werden können und somit kein Erlös erwirtschaftet wird.

Folgende Tabelle stellt die Berechnung nach der Kapitalwertmethode für das Räumungsszenario dar. Vorausgesetzt, dass keine CO<sub>2</sub>-Zertifikate generiert werden, ergeben sich jedoch aus dem Verkauf von Eisen, Kupfer und Aluminium entsprechende Einkünfte. Folgende Annahmen über Preise wurden getroffen:

Preise für Aluminium [1.915 €/t (insgesamt 137,28 t, siehe Tabelle 4) und Kupfer [6.566 €/t (insgesamt 237,12 t, siehe Tabelle 4) sind nach aktuellen Werten der London Metal Exchange (LME, 2011) geschätzt, der Preis für Eisenschrott [195 €/t (insgesamt 7072t, siehe Tabelle 4) nach Angaben auf der Internetseite www.schrott.de (Abfrage am 26.04.2011).

**Tabelle 57: Szenario Räumung: Kostenberechnung (auf ganze Zahlen gerundet) nach der Kapitalwertmethode exkl. Erlösen aus fiktiven CO<sub>2</sub>-Tertifikaten.**

Periode [Jahr]	Faktor A $[(1+i)^{-n}]$ i=0,0125	Faktor B $[(1+i)^{-n}]$ i=0,05	Einzahlung* [€]	Erlös* [€]	Überschuss [€]	Barwert A [€]	Barwert B [€]
1	0,89	0,95	15928	3198861	3182933	2829274	3031365
2	0,79	0,91	224	0	-224	-177	-203
3	0,70	0,86	224	0	-224	-157	-194
4	0,62	0,82	224	0	-224	-140	-184
5	0,55	0,78	224	0	-224	-124	-176
6	0,49	0,75	224	0	-224	-111	-167
7	0,44	0,71	224	0	-224	-98	-159
8	0,39	0,68	224	0	-224	-87	-152
9	0,35	0,64	224	0	-224	-78	-145
10	0,31	0,61	224	0	-224	-69	-138
11	0,27	0,58	0	0	0	0	0
12	0,24	0,56	0	0	0	0	0
13	0,22	0,53	0	0	0	0	0
14	0,19	0,51	0	0	0	0	0

15	0,17	0,48	0	0	0	0	0
16	0,15	0,46	0	0	0	0	0
17	0,14	0,44	0	0	0	0	0
18	0,12	0,42	0	0	0	0	0
19	0,11	0,40	0	0	0	0	0
20	0,09	0,38	0	0	0	0	0
21	0,08	0,36	0	0	0	0	0
22	0,07	0,34	0	0	0	0	0
23	0,07	0,33	0	0	0	0	0
24	0,06	0,31	0	0	0	0	0
25	0,05	0,30	0	0	0	0	0
26	0,05	0,28	0	0	0	0	0
27	0,04	0,27	0	0	0	0	0
28	0,04	0,26	0	0	0	0	0
29	0,03	0,24	0	0	0	0	0
30	0,03	0,23	0	0	0	0	0
					SUMME	2828232	3029847
					minus Anschaffungskosten	7579264	7579264
					Kapitalwert	<b>-4751032</b>	<b>-4549417</b>

\*Anmerkung: Einzahlung ergibt sich aus Reparatur, Kraftstoffverbrauch (jeweils 10 Jahre) und Sickerwasser (1 Jahr). Erlöse: Für Eisen, Kupfer, Aluminium – Annahme handelsüblicher Preise und aktueller Wechselkurs (EUR-USD), in der ersten Periode erwirtschaftet.

**Tabelle 58: Berücksichtigung der Generierung von CO<sub>2</sub>-Zertifikaten und deren Verkaufs (auf ganze Zahlen gerundet).**

	Einheit	Referenzszenario	In-Situ „idealer Ablauf“	In-Situ „realer Ablauf“	Räumung
Vol. CH <sub>4</sub>	[m <sup>3</sup> ]	3.067.914	72.360	637.094	109.296
Vol. CO <sub>2</sub>	[m <sup>3</sup> ]	2.045.276	53.600	1.978.577	72.864
Masse CH <sub>4</sub>	[kg]	2.208.898	52.099	458.708	78.693
Masse CO <sub>2</sub>	[kg]	4.043.511	105.967	3.911.647	144.052
Masse CH <sub>4</sub> umgerechnet [Faktor 25]	[kg]	55.222.452	1.302.480	11.467.692	1.967.328
Masse CO <sub>2</sub> -Äqv.	[kg]	59.265.963	1.408.447	15.379.339	2.111.380
Tonnen CO <sub>2</sub>	[t]	59.266	1.408	15.379	2.111
Einsparung gegenüber Referenz	[t]	0	57.858	43.887	57.155
Preis*	[€/t]	0,00	16,21	16,21	16,21
Einsparung gegenüber Referenz	[€]	0	937.870	711.402	926.476
Erlös pro Periode	[€]	0	31.262	23.713	30.883
Zusätzliche Zertifikate aus Gutschriften im Szenario Räumung:					
Räumung A	11.783 t ~ 191.001 €				
Räumung B	5.891 t ~ 95.500 €				

\*Anmerkung 2: aktueller Preis (EEX, 26.04.2011).

**Tabelle 59: Szenario In-Situ Aerobisierung „idealer Ablauf“: Kostenberechnung nach der Kapitalwertmethode inkl. Erlösen aus CO<sub>2</sub>-Zertifikaten (auf ganze Zahlen gerundet).**

Periode [Jahr]	Faktor A $[(1+i)^{-n}]$ i=0,0125	Faktor B $[(1+i)^{-n}]$ i=0,05	Einzahlung* [€]	Erlös* [€]	Überschuss [€]	Barwert A [€]	Barwert B [€]
1	0,89	0,95	61045	31262	-29783	-26473	-28364
2	0,79	0,91	61045	31262	-29783	-23532	-27014
3	0,70	0,86	61045	31262	-29783	-20917	-25727
4	0,62	0,82	61045	31262	-29783	-18593	-24502
5	0,55	0,78	61045	31262	-29783	-16527	-23335
6	0,49	0,75	61045	31262	-29783	-14691	-22224
7	0,44	0,71	35809	31262	-4547	-1994	-3232
8	0,39	0,68	35809	31262	-4547	-1772	-3078
9	0,35	0,64	35809	31262	-4547	-1575	-2931
10	0,31	0,61	35809	31262	-4547	-1400	-2792
11	0,27	0,58	35809	31262	-4547	-1245	-2659
12	0,24	0,56	35809	31262	-4547	-1106	-2532
13	0,22	0,53	35809	31262	-4547	-983	-2411
14	0,19	0,51	35809	31262	-4547	-874	-2297
15	0,17	0,48	35809	31262	-4547	-777	-2187
16	0,15	0,46	35809	31262	-4547	-691	-2083
17	0,14	0,44	35809	31262	-4547	-614	-1984
18	0,12	0,42	35809	31262	-4547	-546	-1889
19	0,11	0,40	35809	31262	-4547	-485	-1799
20	0,09	0,38	35809	31262	-4547	-431	-1714
21	0,08	0,36	35809	31262	-4547	-383	-1632
22	0,07	0,34	35809	31262	-4547	-341	-1554
23	0,07	0,33	35809	31262	-4547	-303	-1480
24	0,06	0,31	35809	31262	-4547	-269	-1410
25	0,05	0,30	35809	31262	-4547	-239	-1343
26	0,05	0,28	35809	31262	-4547	-213	-1279
27	0,04	0,27	35809	31262	-4547	-189	-1218
28	0,04	0,26	35809	31262	-4547	-168	-1160
29	0,03	0,24	35809	31262	-4547	-149	-1105
30	0,03	0,23	35809	31262	-4547	-133	-1052
						SUMME	
							-137615
							-197988
						minus Anschaffungskosten	
							1144294
							1144294
						Kapitalwert	
							<b>-1281909</b>
							<b>-1342282</b>

\*Anmerkung: Einzahlung ergibt sich aus Stromkosten, Mähen, Reparatur, Sickerwasser und Kraftstoffverbrauch. Die Auszahlungen betragen gemäß Tabelle 58 jährlich 31.262,34€.

**Tabelle 60: Szenario In-Situ Aerobisierung „realer Ablauf“: Kostenberechnung nach der Kapitalwertmethode inkl. Erlösen aus CO<sub>2</sub>-Zertifikaten (auf ganze Zahlen gerundet).**

Periode [Jahr]	Faktor A $[(1+i)^{-n}]$ i=0,0125	Faktor B $[(1+i)^{-n}]$ i=0,05	Einzahlung* [€]	Erlös* [€]	Überschuss [€]	Barwert A [€]	Barwert B [€]
1	0,89	0,95	61045	23713	-37331	-33184	-35554
2	0,79	0,91	61045	23713	-37331	-29496	-33861
3	0,70	0,86	61045	23713	-37331	-26219	-32248
4	0,62	0,82	61045	23713	-37331	-23306	-30713
5	0,55	0,78	61045	23713	-37331	-20716	-29250
6	0,49	0,75	61045	23713	-37331	-18414	-27857
7	0,44	0,71	35809	23713	-12096	-5304	-8596
8	0,39	0,68	35809	23713	-12096	-4714	-8187
9	0,35	0,64	35809	23713	-12096	-4191	-7797
10	0,31	0,61	35809	23713	-12096	-3725	-7426
11	0,27	0,58	35809	23713	-12096	-3311	-7072
12	0,24	0,56	35809	23713	-12096	-2943	-6736
13	0,22	0,53	35809	23713	-12096	-2616	-6415
14	0,19	0,51	35809	23713	-12096	-2325	-6109
15	0,17	0,48	35809	23713	-12096	-2067	-5818

16	0,15	0,46	35809	23713	-12096	-1837	-5541
17	0,14	0,44	35809	23713	-12096	-1633	-5277
18	0,12	0,42	35809	23713	-12096	-1452	-5026
19	0,11	0,40	35809	23713	-12096	-1290	-4787
20	0,09	0,38	35809	23713	-12096	-1147	-4559
21	0,08	0,36	35809	23713	-12096	-1020	-4342
22	0,07	0,34	35809	23713	-12096	-906	-4135
23	0,07	0,33	35809	23713	-12096	-806	-3938
24	0,06	0,31	35809	23713	-12096	-716	-3751
25	0,05	0,30	35809	23713	-12096	-637	-3572
26	0,05	0,28	35809	23713	-12096	-566	-3402
27	0,04	0,27	35809	23713	-12096	-503	-3240
28	0,04	0,26	35809	23713	-12096	-447	-3086
29	0,03	0,24	35809	23713	-12096	-397	-2939
30	0,03	0,23	35809	23713	-12096	-353	-2799
					SUMME	-196243	-314033
					minus Anschaffungskosten	1144294	1144294
					Kapitalwert	<b>-1340537</b>	<b>-1458327</b>

\*Anmerkung: Einzahlung ergibt sich aus Stromkosten, Mähen, Reparatur, Sickerwasser und Kraftstoffverbrauch. Die Auszahlungen betragen gemäß Tabelle 58 jährlich 23.713,41€.

**Tabelle 61: Szenario Räumung A (100% der Metalle verwertet): Kostenberechnung nach der Kapitalwertmethode inkl. Erlösen aus CO<sub>2</sub>-Zertifikaten (auf ganze Zahlen gerundet).**

Periode [Jahr]	Faktor A $[(1+i)^{-n}]$ i=0,0125	Faktor B $[(1+i)^{-n}]$ i=0,05	Einzahlung* [€]	Erlös* [€]	Überschuss [€]	Barwert A [€]	Barwert B [€]
1	0,89	0,95	15928	3420745	3404817	3026504	3242683
2	0,79	0,91	224	30883	30658	24224	27808
3	0,70	0,86	224	30883	30658	21532	26484
4	0,62	0,82	224	30883	30658	19140	25223
5	0,55	0,78	224	30883	30658	17013	24022
6	0,49	0,75	224	30883	30658	15123	22878
7	0,44	0,71	224	30883	30658	13443	21788
8	0,39	0,68	224	30883	30658	11949	20751
9	0,35	0,64	224	30883	30658	10621	19763
10	0,31	0,61	224	30883	30658	9441	18822
11	0,27	0,58	0	30883	30883	8453	18056
12	0,24	0,56	0	30883	30883	7514	17197
13	0,22	0,53	0	30883	30883	6679	16378
14	0,19	0,51	0	30883	30883	5937	15598
15	0,17	0,48	0	30883	30883	5277	14855
16	0,15	0,46	0	30883	30883	4691	14148
17	0,14	0,44	0	30883	30883	4170	13474
18	0,12	0,42	0	30883	30883	3707	12832
19	0,11	0,40	0	30883	30883	3295	12221
20	0,09	0,38	0	30883	30883	2929	11639
21	0,08	0,36	0	30883	30883	2603	11085
22	0,07	0,34	0	30883	30883	2314	10557
23	0,07	0,33	0	30883	30883	2057	10054
24	0,06	0,31	0	30883	30883	1828	9576
25	0,05	0,30	0	30883	30883	1625	9120
26	0,05	0,28	0	30883	30883	1445	8685
27	0,04	0,27	0	30883	30883	1284	8272
28	0,04	0,26	0	30883	30883	1141	7878
29	0,03	0,24	0	30883	30883	1015	7503
30	0,03	0,23	0	30883	30883	902	7146
					SUMME	3237856	3686493
					Minus Anschaffungskosten	7579264	7579264
					Kapitalwert	<b>-4341408</b>	<b>-3892771</b>

\*Anmerkung: Einzahlung ergibt sich aus Reparatur, Kraftstoffverbrauch (jeweils 10 Jahre) und Sickerwasser (1 Jahr). Erlöse: Für Eisen, Kupfer, Aluminium – Annahme handelsüblicher Preise

und aktueller (26.04.2011) Wechselkurs (EUR-USD), erwirtschaftet in der ersten Periode. Erlöse aus Zertifikatsverkäufen betragen ab der zweiten Periode jährlich 30.882,53 € (siehe Tabelle 58). Zertifikate aus Gutschriften fallen in der ersten Periode in der Höhe von 191.001,29 € an.

**Tabelle 62: Szenario Räumung B (50% der Metalle verwertet): Kostenberechnung nach der Kapitalwertmethode inkl. Erlösen aus CO<sub>2</sub>-Zertifikaten (auf ganze Zahlen gerundet).**

Periode [Jahr]	Faktor A $[(1+i)^{-n}]$ i=0,0125	Faktor B $[(1+i)^{-n}]$ i=0,05	Einzahlung* [€]	Erlös* [€]	Überschuss [€]	Barwert A [€]	Barwert B [€]
1	0,89	0,95	15928	3325244	3309316	2941614	3151730
2	0,79	0,91	224	30883	30658	24224	27808
3	0,70	0,86	224	30883	30658	21532	26484
4	0,62	0,82	224	30883	30658	19140	25223
5	0,55	0,78	224	30883	30658	17013	24022
6	0,49	0,75	224	30883	30658	15123	22878
7	0,44	0,71	224	30883	30658	13443	21788
8	0,39	0,68	224	30883	30658	11949	20751
9	0,35	0,64	224	30883	30658	10621	19763
10	0,31	0,61	224	30883	30658	9441	18822
11	0,27	0,58	0	30883	30883	8453	18056
12	0,24	0,56	0	30883	30883	7514	17197
13	0,22	0,53	0	30883	30883	6679	16378
14	0,19	0,51	0	30883	30883	5937	15598
15	0,17	0,48	0	30883	30883	5277	14855
16	0,15	0,46	0	30883	30883	4691	14148
17	0,14	0,44	0	30883	30883	4170	13474
18	0,12	0,42	0	30883	30883	3707	12832
19	0,11	0,40	0	30883	30883	3295	12221
20	0,09	0,38	0	30883	30883	2929	11639
21	0,08	0,36	0	30883	30883	2603	11085
22	0,07	0,34	0	30883	30883	2314	10557
23	0,07	0,33	0	30883	30883	2057	10054
24	0,06	0,31	0	30883	30883	1828	9576
25	0,05	0,30	0	30883	30883	1625	9120
26	0,05	0,28	0	30883	30883	1445	8685
27	0,04	0,27	0	30883	30883	1284	8272
28	0,04	0,26	0	30883	30883	1141	7878
29	0,03	0,24	0	30883	30883	1015	7503
30	0,03	0,23	0	30883	30883	902	7146
SUMME						3152967	3595540
Minus Anschaffungskosten						7579264	7579264
Kapitalwert						<b>-4426297</b>	<b>-3983724</b>

\*Anmerkung: Einzahlung ergibt sich aus Reparatur, Kraftstoffverbrauch (jeweils 10 Jahre) und Sickerwasser (1 Jahr). Erlöse: Für Eisen, Kupfer, Aluminium – Annahme handelsüblicher Preise und aktueller (26.04.2011) Wechselkurs (EUR-USD), erwirtschaftet in der ersten Periode. Erlöse aus Zertifikatsverkäufen betragen ab der zweiten Periode jährlich 30.882,53 € (siehe Tabelle 58). Zertifikate aus Gutschriften fallen in der ersten Periode in der Höhe von 95.500,64 € an.