



**VERGLEICH UND EVALUIERUNG
VERSCHIEDENER MODELLE ZUR
BERECHNUNG DER METHANEMISSIONEN
AUS DEPONIEN**

Elisabeth Schachermayer





1 INHALTSVERZEICHNIS

1	INHALTSVERZEICHNIS	3
2	EINLEITUNG	5
3	ZIELSETZUNG	7
4	FRAGESTELLUNG UND VORGEHEN	9
5	EVALUIERUNG DER STUDIE „METHANEMISSION AUS DEPONIEN“	11
5.1	Aufbau und Ergebnisse der Studie	11
5.2	Diskussion der Studie	12
6	EVALUIERUNG DER ÖSTERREICHISCHEN INVENTUR METHODIK	17
6.1	Das Tabasaran-Rettenberger Modell	18
6.1.1	Historische Entwicklung des Modells	18
6.1.2	Diskussion der verwendeten Parameter und Größen	19
6.1.3	Nicht verwendete Parameter	20
6.2	Das Modell von Marticorena	20
6.2.1	Historische Entwicklung des Modells	21
6.2.2	Diskussion der verwendeten Parameter und Größen	21
6.2.3	Nicht verwendete Parameter	22
7	DIE IPCC MODELLE	23
7.1	Kriterien für die Wahl eines der beiden Modelle	23
7.2	Das IPCC Modell Tier 2	23
7.2.1	Erläuterung relevanter Parameter	24
7.3	Berechnung der österreichischen Emissionen mit dem Tier 2 Modell	25
7.3.1	Berechnung der durch abgelagerten Restmüll gebildeten Methanmengen.....	25
7.3.2	Berechnung der durch abgelagerte andere Abfälle gebildeten Methanmengen.....	28
7.3.3	Berechnung der gesamten Methanemissionen durch abgelagerte Abfälle.....	31
8	MODELLE ANDERER EU-MITGLIEDSSTAATEN UND NORWEGENS	33
8.1	Je nach Mitgliedsstaat variierende Tier 2 Parameter	33
8.2	Das englische Berechnungsmodell	36
8.3	Das norwegische Berechnungsmodell	39
9	EVALUIERUNG DER ÖSTERREICHISCHEN EPER METHODIK	41



9.1	Art der meldepflichtigen Deponien.....	41
9.2	Empfohlenes Berechnungsmodell	42
9.2.1	Diskussion der unterschiedlichen Parameter.....	42
9.2.2	Deponiebetreiber und EPER-Modell	43
9.3	Gegenüberstellung von EPER Meldungen und Inventurdaten.....	43
9.4	Mögliche verantwortliche Faktoren für die Diskrepanz zwischen EPER- und Inventur- Meldungen	44
10	GESPRÄCHE MIT ÖSTERREICHISCHEN EXPERTEN.....	47
11	ERARBEITUNG VON VORSCHLÄGEN FÜR ZUKÜNFTIGE BERECHNUNGEN	49
11.1	Auswirkungen auf den National Inventory Report 2006.....	50
12	ZUSAMMENFASSUNG	51
12.1	Ursachen für die Diskrepanz zwischen EPER- und NIR-Meldungen	51
12.2	Kritikpunkte am NIR Modell	52
12.3	Von der EU empfohlene Berechnungsmodelle für die Treibhausgasinventur.....	52
12.4	Vorschläge für die zukünftige Berechnung der Treibhausgasemissionen aus Deponien in Österreich (NIR 2006).....	53
13	LITERATUR	55
14	ANHANG	57
14.1	Abgelagerte Abfallmengen NIR 2005.....	57
14.2	Den Schlüsselnummern zugeordnete Abfallarten (= andere abgelagerte Abfälle)	59
14.3	Ergebnisse der Recherche zu den Mengen der anderen abgelagerten Abfälle (Walter, B. 2005)	60
14.3.1	Literaturrecherche	60
14.3.2	Umfrage bei den Bundesländern.....	60
14.4	Zahlenreihen für die Abbildung 7-1, Abbildung 7-2 und Abbildung 7-3.....	61



2 EINLEITUNG

Laut EPER (European Pollutant Emission Register) Verordnung, BGBl. II Nr. 300 / 2002 §9 hat das Umweltbundesamt die Widerspruchsfreiheit der österreichischen Emissionsmeldungen untereinander zu überprüfen, und mit Angaben anderer emissionsbezogener Verzeichnisse, die auf Grund internationaler Berichtspflichten Österreichs erstellt werden, zu vergleichen.

Gemäß EPER-Entscheidung der Europäischen Union sind die Mitgliedstaaten verpflichtet, alle drei Jahre einen Bericht über die Emissionen der industriellen Betriebseinrichtungen, zu denen auch Deponien zählen, in Luft und Gewässer zu erstellen. Der erste Berichtszeitraum umfasste in Österreich je nach Wahl des Verpflichteten das Kalenderjahr 2001 oder das Kalenderjahr 2002. Der nächste Berichtszeitraum ist das Jahr 2004, und in der Folge gilt als Berichtszeitraum das jeweils dritte Folgejahr (2007, 2010 ...).

Die Emissionen werden von den Deponiebetreibern selbst ermittelt, wobei in Österreich überwiegend der vom österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband im Jahr 2003 herausgegebene „Arbeitsbehelf EPER“ herangezogen wird. In diesem Arbeitsbehelf wird auch ein Berechnungsmodell empfohlen, welches dem für die nationale Inventurberechnung verwendeten Modell gleicht, aber zum Teil unterschiedliche Parameter verwendet.

Als Mitglied der United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) ist Österreich verpflichtet, jährlich nationale Treibhausgasinventuren zu erstellen und regelmäßig zu aktualisieren. Diese Inventuren werden seit 1990 vom Umweltbundesamt in Form des „Austria's National Inventory Report“ (NIR) erstellt.

Die Höhe der im NIR gemeldeten Methanemissionen aus Deponien übertrifft bei weitem diejenige der EPER Emissionsmeldungen.

Dieses Faktum bot den Anlass, im Rahmen der vorliegenden Studie unterschiedliche Berechnungsmodelle für Methanemissionen aus Deponien miteinander zu vergleichen und dabei auch das derzeit in Österreich verwendete Inventur- bzw. EPER-Modell auf Plausibilität zu überprüfen.





3 ZIELSETZUNG

Ziel des Projektes ist es,

- (1) Vorschläge für eine zukünftige Berechnung der Treibhausgasemissionen aus Deponien in Österreich zu erarbeiten um zu einer realistischeren Abschätzung zu kommen, und
- (2) Die Diskrepanz zwischen den EPER Meldungen und den in der Inventur berechneten Emissionen zu hinterfragen, und die dafür verantwortlichen Faktoren zu identifizieren.

Die Ergebnisse sollen als Diskussionsgrundlage dienen, um gemeinsam mit Experten aus dem Abfallbereich das Vorgehen zur zukünftigen Anpassung der Berechnungsmodelle zu erarbeiten.





4 FRAGESTELLUNG UND VORGEHEN

Um die oben genannten Ziele zu erreichen, ist es notwendig folgende Fragen zu beantworten:

- Welche Kritikpunkte am österreichischen Berechnungsmodell für die nationale Inventur gibt es?
- Wurden sie bereits berücksichtigt?
- Welche Modelle werden auf EU-Ebene empfohlen bzw. von maßgeblichen Ländern verwendet?
- Wie unterscheiden sich die Ergebnisse verschiedener Berechnungsmodelle?
- Welche Rechenparameter beeinflussen das Ergebnis am meisten?
- Wie ist der aktuelle Stand der Diskussion der Rechenparameter auf EU-Ebene?
- Sind die für die Inventurberechnung eingesetzten Parameter plausibel?
- Sind die für die EPER Meldung eingesetzten Parameter plausibel?
- Welche Parameter sollen in Österreich verwendet werden, um die Entwicklung der technischen Ausstattung von Deponien am besten abzubilden?

In dieser Arbeit wird zunächst die Studie „Methanemission aus Deponien“ von Fellner et al. (2003) vorgestellt, und es werden die darin geäußerten Kritikpunkte an dem derzeitigen österreichischen Inventur-Modell diskutiert.

In der Folge wird das von der Europäischen Kommission empfohlene Modell für die Emissionsberechnung vorgestellt und mit nationalen Daten gerechnet. Anhand dieser Berechnung wird dargestellt, welche Parameter den stärksten Einfluss auf das Ergebnis haben; die in den österreichischen Berechnungsmodellen verwendeten Parametern werden untereinander und mit den im empfohlenen Modell eingesetzten verglichen.

Es wird dargestellt, welche Berechnungsmethoden in maßgeblichen EU Mitglieds- bzw. Nachbarstaaten zur Anwendung kommen.

Die Ergebnisse, welche mit unterschiedlichen Berechnungsmodellen für die Emissionen aus österreichischen Deponien erzielt werden, werden miteinander verglichen.

Schließlich werden die österreichischen EPER Meldungen bzw. Inventurdaten den Meldungen anderer EU Mitgliedsstaaten gegenübergestellt und diskutiert.



5 EVALUIERUNG DER STUDIE „METHANEMISSION AUS DEPONIE“

5.1 Aufbau und Ergebnisse der Studie

In der oben genannten Studie von Fellner et al. (2003) wird untersucht, inwieweit die Ergebnisse von gemessenen und berechneten Methanemissionen aus Deponien übereinstimmen. Dazu wurden in der Literatur dokumentierte Emissionsmessungen auf Deponien mit Berechnungen mittels Gasbildungsmodellen verglichen.

Fellner et al. ziehen Messdaten von Deponien in Österreich, Frankreich, Schweden, den Niederlanden und den USA heran. Es wird beschrieben, dass bei Emissionsmessungen an Deponien, zumindest für die in Österreich angewandte Boxenmessung, die Zuverlässigkeit der ermittelten Emissionsfracht sehr stark von der Anzahl bzw. Auswahl der Messpunkte bestimmt wird. Da der überwiegende Teil der gesamten Gasemissionen aus Deponien über einzelne lokale Austrittsstellen (sogenannte „hot-spots“) erfolgt, gewährleistet nur eine hohen Dichte an Messpunkten die Bestimmung der tatsächlich emittierten Fracht. Für den zeitlichen Verlauf der gemessenen Methanemissionen gilt, dass hier eine starke Abhängigkeit vom Luftdruck beobachtet werden kann.

Tabelle 5-1: Vergleich von Messmethoden (Fellner et al. 2003)

Methoden	Räumliche Auflösung	Zeitliche Auflösung	Erfahrungen	Vor- und Nachteile
Bodenprofilmessungen	m ²	h	wenige	Hohe Unsicherheit der Methode, Beeinflussung des zu messenden Systems
FID-Begehung	m ²	min	zahlreiche	Nur CH ₄ -Konzentrationsmessung, keine quantitative Aussagekraft über Emissionsstrom, geeignet zum Aufspüren bevorzugter Emissionsstellen
FTIR- bzw. TDL-Messungen	Lineare Messung	min	einige	Nur CH ₄ -Konzentrationsmessung, wird oft in Kombination mit Tracergas-Methode zur Bestimmung der CH ₄ Konzentration verwendet
Gasboxen	m ²	h	zahlreiche	Punktförmige Aussagekraft, zeitintensiv (viele Ausstellpunkte bei größeren Flächen benötigt), einfache Messanordnung, geeignet um räumlich und zeitliche Variation der Emissionen zu erfassen
Tracergas-Methode	Gesamte Deponie	h	wenige	Genaueste Messmethode, jedoch sehr kostenintensiv
Bilanzmethode	>2 000 m ² bis einige ha	Kontinuierliche Messung möglich	einige	Gut geeignet zur Automation
C13-Isotopen Methode	Gesamte Deponie	h	wenige	Zur Methanoxidationsmessung verwendet, sehr kostenintensiv

Für die Berechnung der Methanproduktion wurde das Deponiegasbildungsmodell von Tabasaran-Rettenberger, welches auch für die österreichische Inventur verwendet wird, herangezogen. Die Eingangsparameter wurden laut Fellner et al. in Übereinstimmung mit Studien des Umweltbundesamtes gewählt (z.B. ein Gehalt an biologisch abbaubarem Kohlenstoff im Restmüll von 200 kg/t Feuchtsubstanz).

Fellner et al. zeigen, dass dokumentierte Messdaten verglichen mit Rechenwerten nach Tabasaran-Rettenberger bei Verwendung der Eingangsparameter gemäß Umweltbundesamt im Mittel zu einer Überschätzung der emittierten Methanmengen aus Deponien führt. Es wird angenommen, dass im Mittel mit dem Modell die doppelte Emissionsfracht an Methan prognostiziert wird.

Fellner et al. sehen die Gründe dafür einerseits im zu hoch angesetzten Rechenwert für den Gehalt an biologisch abbaubarem Kohlenstoff im Restmüll und andererseits in der Tatsache, dass unter Deponiebedingungen über einen Zeitraum von 20 – 100 Jahren nur ein Teil des biologisch abbaubaren Kohlenstoffes tatsächlich abgebaut werden kann. Der Grund hierfür wird in den trockenen Bereichen der Deponie gesehen, die selbst bei ausreichender Wasserzufuhr durch Ausbildung präferentieller Sickerwege entstehen können, und in denen biologische Abbauprozesse zum Erliegen kommen.

5.2 Diskussion der Studie

Gemessene Emissionen

Bei Messungen an Deponien in Österreich wurde festgestellt, dass bei den untersuchten Deponien über 90 % der Methanemissionen an nur 2,5 – 4 % der Fläche auftraten (Flögl 2002 Seite 50); dies sind die von Fellner et al. erwähnten „hot spots“. Für den Fall, dass diese Bereiche bei der Messung nicht inkludiert sind, wären die gemessenen Emissionen auf jeden Fall zu gering.

Dass die Zuverlässigkeit von Emissionsmessungen auf Deponien von den unterschiedlichsten Faktoren abhängt, bestätigen auch Barry et al., (2004). In ihrer Studie „Minimising Methane Emissions from MSW landfills“ wurden die Ergebnisse von Methanmessungen an einer Vielzahl von Deponien in England und Wales präsentiert. Die Schlussfolgerungen können folgendermaßen zusammengefasst werden:

- Die Felddaten bestätigen die extreme Komplexität der Gasbildung und Oberflächen-Emissionsraten, welche durch eine Vielzahl von Variablen, sowohl technischer (wie die temporäre Abdeckung beim Einbau des Abfalls) als auch meteorologischer Art (wie Niederschläge und Luftdruck) verursacht wird. Ein potentieller Einzeleffekt der betrachteten Variablen konnte nicht ermittelt werden, obwohl versucht wurde zu erheben, ob es ein übereinstimmendes Verhalten von offensichtlich ähnlichen Deponien bei vergleichbaren Konditionen gibt.
- Trotz der hohen Komplexität konnte eindeutig gezeigt werden, dass mit zunehmendem Einbaualter der Methan Flux [$\text{mg}/\text{m}^2 \text{s}^{-1}$] zunahm, vor allem am Randbereich des eingebauten Abfalls und in den Randzonen der Deponien. Die Deckflächen der Deponien zeigten einen weitaus geringeren Emissionszuwachs mit der Zeit.

Auch diese Schlussfolgerungen bestätigen, dass die Ergebnisse der derzeit gängigen Messmethoden mit einer großen Unsicherheit behaftet sind. Ein Vergleich mit berechneten Emissionswerten erscheint daher nur bedingt aussagekräftig.

Mit Modellen berechnete Emissionen

Parameter (1): Biologisch abbaubarer Kohlenstoffgehalt im Restmüll

Der laut Fellner et al. überhöhte Gehalt an biologisch abbaubarem Kohlenstoff im Restmüll in der Höhe von 200 kg/t Feuchtsubstanz im österreichischen Berechnungsmodell wurde bei der Erstellung der Treibhausgasinventur im Jahr 2004 revidiert.

In der Studie „Biologisch abbaubarer Kohlenstoff im Restmüll“ von Rolland & Scheibengraf (2003) wurde mit Hilfe von Literaturdaten eine Zeitreihe des biologisch abbaubaren Kohlenstoffgehaltes im Restmüll von 1960 bis 2003 erarbeitet. Die Einführung der getrennten Sammlung von Bioabfällen und die verstärkte Sammlung von Papier hatte einen wesentlichen Einfluss auf die Reduktion dieses Inhaltsstoffes. Durch die oben genannten Maßnahmen ist es gelungen, den biologisch abbaubaren Kohlenstoff von 200 kg/t feuchten Restmüll im Jahr 1990 auf rund 120 kg/t feuchten Restmüll im Jahr 1999 zu reduzieren. Ab diesem Zeitpunkt wurde die Konzentration als konstant angenommen.

Folgende Zeitreihe wird vom Umweltbundesamt seit 2004 für die Berechnung von Treibhausgasemissionen aus Österreichischen Deponien herangezogen:

Tabelle 5-2: Zeitreihe des biologisch abbaubaren Kohlenstoffs im Restmüll von 1990 bis 2003 (Quelle: Rolland & Scheibengraf (2003))

Jahr	Biologisch abbaubarer Kohlenstoff [kg/t Feuchtsubstanz]	Literaturquellen
1960 - 1969	230	Hackl & Mauschitz (1999)
1970 - 1979	220	“
1980 - 1989	210	“
1990	200	Tabasaran-Rettenberger (1987)
1991	190	Rolland & Scheibengraf (2003)
1992	180	“
1993	170	Baumeler et al. (1998), Nelles et al. (1998), Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (2003), Erhart-Schippeck (1994)
1994	160	Rolland & Scheibengraf (2003)
1995	150	“
1996	140	Baumeler et al. (1998), Nelles et al. (1998), Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (2003)
1997	130	Nelles et al. (1998)
1998	130	Rolland & Scheibengraf (2003)
1999	120	“
2000	120	“
2001	120	“
2002	120	“
2003	120	“

Auf der Tagung “Workshop on inventories and projections of greenhouse gas emissions from waste” am 2. und 3. Mai 2005 in Kopenhagen, veranstaltet von der European Environment Agency, wurde eine Folie präsentiert, die den biologisch abbaubaren Kohlenstoffgehalt in den Haushaltsabfällen der gesamten Mitgliedsstaaten vergleicht.

Tabelle 5-3: Vergleich der Konzentrationen von biologisch abbaubarem Kohlenstoff in den Haushaltsabfällen von EU-Mitgliedsstaaten (2005)

Mitgliedsstaat	Biologisch abbaubarer Kohlenstoff [kg/t Feuchtsubstanz]
Dänemark, Deutschland	500
Ungarn	470
Finnland	200
Zypern, Portugal	180
Estland, Spanien	170
Griechenland	150
Frankreich, Schweden	140
Österreich, Slowakei	120
Italien	110
Niederlande	90
Tschechien	88
England	70

An und für sich wird von der Europäischen Union darauf hingewiesen, dass die Hausmüllzusammensetzung der Mitgliedsstaaten in den letzten Jahren immer ähnlicher wird; dies geht allerdings aus Tabelle 5-3 nicht hervor. Die Kohlenstoffgehalte stammen aus den Nationalen Inventurberichten der Mitgliedsstaaten und es ist vorstellbar, dass die große Diskrepanz zwischen den Gehalten auf die Vermischung unterschiedlicher Abfallarten in der Tabelle zurückzuführen ist. In Österreich ist der Restmüll, das heißt der nach getrennter Sammlung verbleibende Abfall, gemeint. Möglicherweise wurde von anderen Ländern der Kohlenstoffanteil von Haushaltsabfällen angegeben.

Parameter (2): dissimilierbarer Anteil des biologisch abbaubaren Kohlenstoffes

Wie Fellner et al. (2003) in ihrer Studie erwähnen, berücksichtigt das Tabasaran-Rettenberger Modell zur Berechnung von Emissionen aus Deponien einen temperaturabhängigen Anteil organischer Kohlenstoffverbindungen, der nicht biologisch abgebaut wird. Bei den für die Modellrechnung verwendeten 30 °C ergibt sich für das Temperaturglied der Gleichung ein Wert von 0,7 (siehe Kapitel 6.1), was zur Folge hat, dass nur 70 % des abbaubaren Kohlenstoffes in die Berechnung eingehen.

Dies bedeutet aber, dass das Rechenmodell bereits den im IPCC Modell zu berücksichtigenden Faktor DOC_F (fraction of degradable organic carbon dissimilated = dissimilierter Anteil des biologisch abbaubarer Kohlenstoffes; siehe Kapitel 7.2.1) inkludiert und somit, nach Revision der Gehalte an abbaubarem Kohlenstoff, zu ähnlichen Ergebnissen führen dürfte.

Folgerungen

Sowohl die gemessenen als auch die berechneten Emissionen sind mit großen Unsicherheiten behaftet. Auf der Tagung „Workshop on inventories and projections of greenhouse gas emissions from waste“ wurden in einem Vortrag aus den Niederlanden gemessene und berechnete Emissionen für drei verschiedene Deponien verglichen und gezeigt, dass keines der sieben herangezogenen Modelle das Ergebnis der Messungen exakt widerspiegelte (Jacobs & Scharff, 2003). Allerdings handelte es sich bei keiner der Deponien um eine reine



Hausmülldeponie (siehe Kapitel 7), und es ist offensichtlich, dass bei der Deponie mit dem höchsten Anteil an Hausmüll (30 %) die Ergebnisse zwischen Messung und Berechnung am wenigsten voneinander abwichen (zwischen – 74 % und + 32 % der Messung).

Die Frage, ob Modelle nur für Emissionsberechnungen auf nationaler Ebene und nicht für einzelne Deponien herangezogen werden sollten, konnte nicht beantwortet werden. Ebenso wenig wie die Frage, ob es sinnvoll und angemessen ist, Zahlen aus nicht vergleichbaren Quelldaten (Modellannahmen bzw. verschiedene Messmethoden) miteinander zu vergleichen. Es wurde festgestellt, dass diejenigen Messmethoden zur Quantifizierung von Methanemissionen, welche mit einem vertretbaren finanziellen Aufwand durchgeführt werden können, noch weiterentwickelt werden müssen.



6 EVALUIERUNG DER ÖSTERREICHISCHEN INVENTUR METHODIK

In der österreichischen Inventur werden zwei verschiedene Modelle zur Berechnung von Methanemissionen aus Deponien herangezogen. Beide simulieren einen Kohlenstoffabbau erster Ordnung, wie das IPCC Modell (siehe Kapitel 7.2) auch, und werden in der Folge kurz vorgestellt und im Anschluss im Detail diskutiert:

- (1) Das Tabasaran-Rettenberger Modell wird verwendet, um Emissionen, die durch abgelagerten **Restmüll** verursacht werden, abzuschätzen.

In der Inventur wird abgelagerter Restmüll ab dem Jahr 1950 berücksichtigt. Die Mengen des abgelagerten Restmülls (aus Haushalten, Gewerbe und Industrie) wurden ab dem Jahr 1998 der Deponiedatenbank des Umweltbundesamtes entnommen, welche die jährlichen Meldungen der Deponiebetreiber gemäß Deponieverordnung enthält. Für den Zeitraum 1950 bis 1998 liegen nur Daten über die abgelagerten Mengen von Restmüll aus *Haushalten* vor (Quellen: Hackl & Mauschitz (1999) für den Zeitraum 1959 bis 1990, bzw. Bundes-Abfallwirtschaftspläne für den Zeitraum 1990 bis 1997). Um den Anteil des abgelagerten Restmülls aus *Gewerbe und Industrie* vor 1998 abzuschätzen, wurde der Anteil dieser Abfälle für das Jahr 1998 aus den Angaben der Deponiedatenbank berechnet, und angenommen, dass er sich in der Vergangenheit mengenbezogen in gleicher Weise entwickelt hat wie der Restmüll aus Haushalten (siehe Anhang Tabelle 14-1).

Für den Abbau von Restmüll wird ein Zeitraum von 31 Jahren betrachtet, was bedeutet, dass Emissionen von im Jahr 1950 abgelagerten Abfällen bis zum Jahr 1980 berücksichtigt werden.

- (2) Das Modell von Marticorena wird verwendet, um die Emissionen abzuschätzen, welche durch Ablagerung von **anderen Abfällen** (Schlüsselnummern siehe Tabelle 7-3, Abfallarten siehe Anhang, Tabelle 14-3) verursacht werden.

In der Inventur werden diese abgelagerten Abfälle ab dem Jahr 1950 berücksichtigt. Ab dem Jahr 1998 wurden, ebenso wie oben für den Restmüll beschrieben, die abgelagerten Abfallmengen der Deponiedatenbank des Umweltbundesamtes entnommen. Nachdem für den Zeitraum zwischen 1950 und 1998 keine Angaben über die abgelagerten Mengen dieser Abfälle existieren, wurden die fehlenden Daten durch das Rückschreiben der 1998 abgelagerten Menge ersetzt (siehe Anhang Tabelle 14-2).

Für den Abbau dieser Abfälle soll ein Zeitraum von 100 Jahren betrachtet werden, was bedeutet, dass Emissionen von im Jahr 1950 abgelagerten Abfällen bis zum Jahr 2049 berücksichtigt werden sollen. Derzeit beträgt der Betrachtungszeitraum 55 Jahre (1950 bis 2004).

6.1 Das Tabasaran-Rettenberger Modell

Das Modell wird, wie bereits erwähnt, zur Abschätzung der **Emissionen**, die durch **abgelagerten Restmüll** verursacht werden, verwendet und beinhaltet folgende Gleichungen:

(1) spezifische gebildete Deponiegasmenge im Jahr t: G_t

$$G_t [\text{m}^3/\text{tMSW}_{\text{feucht}}] = G_L \cdot (1-10^{-(kt)})$$

$\text{MSW}_{\text{feucht}}$	feuchter abgelagerter Restmüll im Jahr t
k	Methanbildungs-Geschwindigkeitskonstante $0,035 [\text{a}^{-1}]$ (von den Autoren vorgegeben)
G_L	auf Grund des Kohlenstoffgehaltes maximal bildbare Deponiegasmenge $= 1,868 \cdot \text{DOC}(t) \cdot (0,014 \cdot T + 0,28) [\text{m}^3/\text{t MSW}_{\text{feucht}}]$
1,868	theoretisch gebildete Deponiegasmenge $[\text{m}^3]$ pro kg Kohlenstoff (1 mol Gas entsprechen 22,4 Normliter)
$\text{DOC}(t)$	biologisch abbaubarer organischer Kohlenstoff im Jahr t (Anteil) $[\text{kg C}/\text{t MSW}_{\text{feucht}}]$
T	30°C
$(0,014 \cdot T + 0,28)$	Temperaturglied = 0,7

(2) gesamte gebildete Deponiegasmenge im Jahr t (Betrachtungszeitraum 31 Jahre): G_T

$$G_T [\text{m}^3] = \sum_{t=0}^{31} (G_t - G_{t-1}) \cdot \text{MSW}_{\text{feucht}(t=0)}$$

$\text{MSW}_{\text{feucht}(t=0)}$ abgelagerter Restmüll im Jahr $t=0$ [t]

(3) emittiertes Methan im Jahr t: CH_4

$$\text{CH}_4 [\text{kg}] = G_T \cdot (1-j) \cdot 0,55 \cdot (1-v) \cdot \rho$$

j	erfasstes Deponiegas (Anteil)
0,55	Volumenanteil von Methan im Deponiegas (Anteil)
v	Methanoxidationsfaktor (Anteil)
ρ	Dichte von Methan bei 30°C ($0,65 \text{ kg}/\text{m}^3$)

6.1.1 Historische Entwicklung des Modells

Tabasaran und Rettenberger formulierten ihr Modell basierend auf der theoretischen Überlegung, dass aus 12 g Kohlenstoff durch anaeroben Abbau 22,414 Normliter Deponiegas entstehen, unabhängig davon, in welchem Verhältnis Methan und Kohlendioxid gebildet werden.

Das Modell ist an den anaeroben Umsatz von Klärschlamm in Faulbehältern angelehnt und berücksichtigt einen temperaturabhängigen Anteil organischer Kohlenstoffverbindungen, der nicht mineralisiert, sondern in die Bakterien inkorporiert wird. Diesen Term auf Deponieverhältnisse zu übertragen wird in der Literatur aus grundsätzlichen Erwägungen als fragwürdig bezeichnet, da die Bakterien, anders als im Faulbehälter, nicht mit dem Faulgut ausgetragen werden, sondern langfristig ebenfalls für die Gasbildung zur Verfügung stehen.

6.1.2 Diskussion der verwendeten Parameter und Größen

Das Modell benötigt folgende Eingangsparameter:

(1) K, die Methanbildungs-Geschwindigkeitskonstante

wird mit $0,035 \text{ [a}^{-1}\text{]}$ von den Autoren vorgegeben und ergibt eine Halbwertszeit von rund 9 Jahren (vergleiche Tabelle 8-1). Diese Halbwertszeit steht im Vergleich mit anderen Mitgliedsstaaten für eher mäßig abbaubare Abfälle.

(2) DOC, der biologisch abbaubare organische Kohlenstoff

Dieser Eingangsparameter wurde der Zeitreihe von Rolland & Scheibengraf (2003) angepasst (siehe Tabelle 5-2)

(3) Der temperaturabhängige dissimilierbare Anteil organischer Kohlenstoffverbindungen ($0,014 \cdot T + 0,28$)

Wie bereits erwähnt stammt dieser Term aus dem ursprünglichen Tabasaran Modell, das den anaeroben Umsatz von Klärschlamm in Faulbehältern abschätzt. Bei einer vorgegebenen Temperatur von 30°C ergibt sich für die Klammer der Wert von 0,7, was für die Emissionsberechnung aus Deponien bedeutet, dass 70 % des abbaubaren Kohlenstoffes biologisch tatsächlich auch abgebaut (dissimiliert) werden und 30 % nicht. Wie in Kapitel 7.2.1 beschrieben unterscheidet das IPCC zwischen einem biologisch dissimilierbaren Anteil des abbaubaren Kohlenstoffes von rund 55 % für den Fall, dass der Lignin Kohlenstoff inkludiert ist (Ligninverbindungen sind unter anaeroben Bedingungen nicht abbaubar), und einem Anteil von 77 % für den Fall, dass der Lignin Kohlenstoff nicht inkludiert ist. Die empfohlenen 77 % werden allerdings in der „Good Practice Guidance...“ des IPCC (2000) bereits durch den Zusatz relativiert, dass sie auf Grund aktueller Forschungsergebnisse eine Überschätzung darstellen könnten.

(4) Der Volumenanteil von Methan im Deponiegas

In der nationalen Inventur wird mit einem Volumenanteil von 55 % Methan im Deponiegas gerechnet. Dieser Wert liegt im mittleren Bereich der in der Fachliteratur angegebenen Konzentrationen und auch innerhalb der vom IPCC empfohlenen Bandbreite von 40 bis 60 %. Bei Feldmessungen können die beobachteten Konzentrationen dennoch beträchtlich niedriger sein, was häufig an der Verdünnung des Deponiegases durch eindringende Luft bei der Messung liegt, bzw. bei älteren Deponien mit niedrigerer Gasproduktion durch natürliche Diffusion verursacht wird. An einzelnen Deponien in Österreich wurden aber auch bis zu 70 % Methan im Deponiegas gemessen (Flögl, 2002). Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass sich diese Unterschiede, gesamt österreichisch gesehen, gegenseitig wieder ausgleichen.

(5) Der Methanoxidationsfaktor

Der „wahre“ Methanoxidationsfaktor in der Deponiedeckschicht ist eine große Unbekannte. Für die nationale Inventur wird mit einem Methanoxidationsfaktor von 10 % gerechnet, was dem Wert, der vom IPCC für gut geführte Deponien in industrialisierten Ländern empfohlen wird, entspricht.

Feldmessungen zeigen, dass geordnete Deponien eher eine höhere Methanoxidation aufweisen als ungeordnete Ablagerungen. So werden sich die Oxidationsfaktoren von Deponien, die beispielsweise mit einer dicken und gut durchlüfteten Abdeckung versehen sind signifikant unterscheiden von jenen, die

bei Deponien ohne Abdeckung oder mit Rissen, durch die große Mengen Methan entweichen können, auftreten. Die Ergebnisse von Feld- und Laboruntersuchungen sollten nicht zur Berechnung auf nationaler Ebene übernommen werden. Normalerweise gehen diese Untersuchungen von gleichmäßigen und homogenen Abdeckschichten aus Bodenmaterial aus und führen oft zu einer Überschätzung der Oxidationsleistung, weil sie den Austritt von Methan über Risse und laterale Diffusion nicht berücksichtigen.

Dennoch wird in der Literatur (Gregory et al., 2003) auf Basis eines neuen Berechnungsmodells für Methanoxidation in Deckschichten darauf hingewiesen, dass eine angenommene Methanoxidation von 10 % das Potential einer guten Abdeckung bei weitem unterschätzt (siehe 8.2).

(6) Die Abfallmengen

Nachdem in Österreich keine Aufzeichnungen über die abgelagerten Mengen von Restmüll aus Gewerbe und Industrie vor 1998 existieren, ist eine diesbezügliche Abschätzung mit Unsicherheit behaftet. Ob es bei der für die Inventur gewählten Vorgangsweise (siehe Beginn des Kapitel 6) eher zu einer Über- oder Unterschätzung der abgelagerten Mengen kommt ist offen.

(7) Der Betrachtungszeitraum

Der gewählte Betrachtungszeitraum von 31 Jahren ist bei einer Halbwertszeit von rund 9 Jahren (siehe Tabelle 8-1) durchaus in Übereinstimmung mit den Empfehlungen des IPCC (Betrachtungszeitraum 3 bis 5 Halbwertszeiten (siehe Kapitel 7.2.1 (4))).

6.1.3 Nicht verwendete Parameter

Keine Verwendung findet im Modell von Tabasaran und Rettenberger der Methan-Korrektur-Faktor, der sich auf die technische Ausstattung von Deponien bezieht und in Kapitel 7.2.1 detailliert beschrieben wird.

6.2 Das Modell von Marticorena

Das Marticorena Modell (Marticorena et al. 1993) wird, wie bereits erwähnt, zur Abschätzung der **Emissionen**, welche durch Ablagerung von **anderen Abfällen** (Abfallarten siehe Tabelle 14-3) verursacht werden, verwendet. Es wurde deshalb für die nationale Inventur gewählt, weil es den Vorteil besitzt, den in Österreich existierenden detaillierten Daten über Art, Menge und Kohlenstoffgehalt unterschiedlicher Abfälle Rechnung zu tragen.

Das Modell beinhaltet folgende Gleichungen:

(1) Gasbildungspotential der Abfallfraktion i im Jahr t

$$MP_{(ti)} [m^3] = MP_{(0i)} \cdot e^{-(tk_i)}$$

MP_{0i} auf Grund des Kohlenstoffgehaltes maximal bildbare Deponiegasmenge der Abfallfraktion i (= $1,868 \cdot DOC_{(ti)} [m^3/a]$)

k_i Methanbildungs-Geschwindigkeitskonstante der Abfallfraktion i: für jedes Jahr aus der gewichteten Halbwertszeit $t \cdot 1/2$ der Abfälle berechnet ($k = \ln 2 / t \cdot 1/2$)

- (2) gesamte gebildete Deponiegasmenge der Abfallfraktion i im Jahr t
(Betrachtungszeitraum 100 Jahre)

$$\text{MPT}_{(ti)} [\text{m}^3] = \sum_1^{100} (\text{Mp}_{(t-1)t} - \text{MP}_{(ti)})$$

- (3) emittiertes Methan der Abfallfraktion i im Jahr t

$$\text{MPE}_{(ti)} [\text{kg}] = \text{MPT}_{(ti)} \cdot (1-j) \cdot 0,55 \cdot (1-v) \cdot \rho$$

j	erfasstes Deponiegas (Anteil)
0,55	Volumenanteil von Methan im Deponiegas (Anteil)
v	Methanoxidationsfaktor (Anteil)
ρ	Dichte von Methan bei 30 °C (0,65 kg/m ³)

6.2.1 Historische Entwicklung des Modells

Ursprünglich wurde das Modell von Marticorena et al. entwickelt, um die Gasproduktion für einzelne Hausmülldeponien vorher zu sagen. Drei spezifische Parameter für die jeweilige Deponie flossen in das Modell ein: das experimentell mittels Abbaubarkeitstest bestimmte Methanbildungspotential des frischen Hausmülls, die Lebensdauer des Abfalls in der Deponie und die Befüllungsgeschwindigkeit der Deponie. Für die von Marticorena et al. betrachtete Hausmülldeponie betrug das Methanbildungspotential 65 m³ pro Tonne trockenem Material. Mit diesem Wert für das MP₀ stimmten die gemessenen und berechneten Emissionen für die gewählte Deponie gut überein. Die Autoren weisen darauf hin, dass das in der Literatur beschriebene, experimentell bestimmte Methanbildungspotential von Hausmüll im Bereich von 35 m³ bis 120 m³ pro Tonne trockenem Material stets niedriger ist als das auf Grund des abbaubaren Kohlenstoffgehaltes theoretisch berechnete, das mit 150 m³ bis 200 m³ pro Tonne trockenem Material angegeben wird.

6.2.2 Diskussion der verwendeten Parameter und Größen

Für die österreichische Inventur wurde das Methanbildungspotential auf Basis des abbaubaren Kohlenstoffgehaltes der abgelagerten Abfälle berechnet. Folgende Parameter wurden verwendet:

- (1) K , die Methanbildungs-Geschwindigkeitskonstante

Bei den abgelagerten Abfällen wurde zwischen leicht und schwer abbaubaren unterschieden. Die Halbwertszeiten der leicht abbaubaren Abfälle wurden zwischen 3 und 10 Jahren angenommen und nach dem jeweiligen Anteil der einzelnen abgelagerten Abfälle gewichtet. Dies ergab je nach Jahr eine gewichtete Halbwertszeit zwischen 3,8 und 4 Jahren bzw. ein k zwischen 0,181 und 0,172 (siehe Tabelle 8-1).

Die in der nationalen Inventur verwendeten k -Werte für leicht abbaubare Abfälle sind durchaus vergleichbar mit jenen der anderen EU Mitgliedsstaaten, die zwischen leicht und schwer abbaubaren Abfällen unterscheiden.

Die Halbwertszeiten der schwer abbaubaren Abfälle wurden zwischen 10 und 100 Jahren angenommen und nach dem jeweiligen Anteil der einzelnen abgelagerten Abfälle gewichtet. Dies ergab je nach Jahr eine gewichtete

Halbwertszeit zwischen 21,5 und 23 Jahren bzw. ein k zwischen 0,032 und 0,030 (siehe Tabelle 8-1).

Auch für die k -Werte der schwer abbaubaren Abfälle gibt es vergleichbare Ergebnisse in den anderen EU Mitgliedsstaaten.

(2) DOC, der biologisch abbaubare organische Kohlenstoff

Der Kohlenstoffgehalt der betrachteten Abfälle wurde der Studie von Baumeler et al. (1998) entnommen.

Für (3) den Volumenanteil von Methan im Deponiegas und (4) den Methanoxidationsfaktor gilt das in Kapitel 6.1.2 Beschriebene.

(6) Die Abfallmengen

In Österreich existiert nur eine Zeitreihe für Restmüllmengen, nicht aber für die Mengen der anderen abgelagerten Abfälle. Erst ab dem Jahr 1998 werden die Mengen der anderen abgelagerten Abfälle in der Deponiedatenbank des Umweltbundesamtes dokumentiert. In der nationalen Inventur wurden bisher die Mengen dieser Abfälle im Zeitraum 1950 bis 1998 konstant gehalten. Es ist geplant, zukünftig die Mengen dieser Abfälle im obigen Zeitraum mit dem österreichischen Wirtschaftswachstum zu korrelieren.

(7) Der Betrachtungszeitraum

Berücksichtigt man wieder die Empfehlung des IPCC bezüglich der Länge des Betrachtungszeitraumes (3 bis 5 Halbwertszeiten), so erscheint der sowohl für die leicht (Halbwertszeit rund 4 Jahre) als auch für die schwer abbaubaren Abfälle (Halbwertszeit rund 22 Jahre) gewählte Zeitraum von 100 Jahren für leicht abbaubare Abfälle zu hoch gegriffen, für schwer abbaubare Abfälle angemessen.

6.2.3 Nicht verwendete Parameter

Weder der Methan-Korrektur-Faktor, der sich auf die technische Ausstattung von Deponien bezieht, noch der dissimilierbare Anteil des abbaubaren organischen Kohlenstoffs (beide detailliert beschrieben in Kapitel 7.2.1) finden im Modell von Marticorena Verwendung.

7 DIE IPCC MODELLE

Vom Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) wurde im Auftrag der United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) eine „Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories (2000)“ entwickelt. Sie soll die EU Mitgliedsstaaten anleiten, ihre Treibhausgas Inventuren zu erstellen und dazu beitragen, dass eine Über- bzw. Unterschätzung der Emissionen möglichst vermieden wird und Unsicherheiten so klein wie möglich gehalten werden. Diese Anleitung steht im Einklang mit den „Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories“, welche im Jahr 2006 fortgeschrieben werden sollen, und beinhaltet zwei Modelle, das sogenannte Tier (Tier = Rang) 1 und das Tier 2 Modell. Beide Modelle wurden für die Berechnung von Emissionen aus Hausmülldeponien entwickelt (siehe Kapitel 5.2: Folgerungen).

7.1 Kriterien für die Wahl eines der beiden Modelle

Welches Modell von den Mitgliedsländern verwendet wird, hängt meist von der nationalen Datengrundlage ab. Für Tier 2, ein Modell für den Abbau erster Ordnung, benötigt man historische Daten über die Mengen an deponierten Abfällen über Jahrzehnte hinweg, und das möglichst aus **einer** Quelle um zusätzliche Unsicherheiten zu vermeiden. Viele neue (und einige alte) Mitgliedsstaaten können nicht auf die erforderlichen Daten zurückgreifen und verwenden deshalb das Tier 1 Modell, welches nur die aktuellen Emissionen berücksichtigt. Die Europäische Kommission empfiehlt dennoch die Tier 2 Methode anzuwenden und fehlende Daten durch Abschätzungen, die sich am Bevölkerungswachstum oder am Wirtschaftswachstum orientieren, zu ersetzen.

Auf das Tier 1 Modell wird in dieser Studie nicht näher eingegangen.

7.2 Das IPCC Modell Tier 2

Das Tier 2 Modell wird zur Berechnung der Emissionen aus Deponien auf nationaler Ebene empfohlen; es besteht aus zwei Gleichungen: die eine berechnet das bis zum Inventurjahr gebildete Methan, die zweite das nach Abzug der Gaserfassung und Methanoxidation emittierte Methan.

$$(1) \text{CH}_4 \text{ gebildet im Jahr } t \text{ [Gg/a]} = \sum_x [(A \cdot k \cdot \text{MSW}_{\text{feuchtT}}(x) \cdot L_0(x)) \cdot e^{-k(t-x)}]$$

Für x = Anfangsjahr der Aufzeichnungen bis t

t	Jahr der Inventur
X	Jahre für die die Daten eingegeben werden sollen
A	$(1 - e^{-k})/k$; ($0 < A < 1$) Normalisierungsfaktor, der die Gesamtsumme korrigiert
K	Methanbildungs-Geschwindigkeitskonstante [a^{-1}]; $k = \ln 2 / t \cdot 1/2$
$t \cdot 1/2$	Halbwertszeit
$\text{MSW}_{\text{feuchtT}}(x)$	gesamter deponierter Restmüll ($\text{MSW}_{\text{feucht}}$) im Jahr x [Gg/a]
$L_0(x)$	auf Grund des Kohlenstoffgehaltes maximal bildbare Methanmenge = $[\text{MCF}(x) \cdot \text{DOC}(x) \cdot \text{DOC}_F \cdot F \cdot 16/12 \text{ [Gg CH}_4\text{/Gg MSW}_{\text{feucht}}]$



MCF(x)	Methan-Korrektur-Faktor im Jahr x (Anteil)
DOC(x)	abbaubarer organischer Kohlenstoff im Jahr x (Anteil) [Gg C/Gg MSW _{feucht}]
DOC _F	dissimilierter Anteil des abbaubaren Kohlenstoffes
F	Volumenanteil von Methan im Deponiegas
16/12	Umrechnung von C zu CH ₄

$$(2) \text{ CH}_4 \text{ emittiert im Jahr t [Gg/a]} = (\text{CH}_4 \text{ gebildet im Jahr t} - R(t)) \cdot (1 - OX)$$

R(t)	erfasstes CH ₄ im Jahr der Inventur t [Gg/a]
OX	Methanoxidationsfaktor (Anteil)

7.2.1 Erläuterung relevanter Parameter

Das vorgeschlagene Modell setzt sich, wie andere Berechnungsmodelle auch, aus zwei Teilen zusammen, nämlich (a) einem biologisch-physikalischen und (b) einem mathematischen. Der biologisch-physikalische Teil bestimmt die maximale Deponiegasmenge, welche theoretisch über einen langen Zeitraum gebildet werden kann. Der mathematische Teil beschreibt die zeitliche Entwicklung der Gasentstehung, das heißt eine Gasbildungsrate.

Das vom IPCC vorgeschlagene Modell beinhaltet für die Bestimmung der maximal bildbaren Methanmenge L_0 Faktoren, die in anderen Modellen nicht enthalten sind und das **Gesamtergebnis massiv beeinflussen**, da sie rechnerisch direkt in L_0 eingehen. Es handelt sich dabei:

- (1) um den **Methan-Korrektur-Faktor** (methane correction factor MCF).

Dieser Faktor berücksichtigt die Tatsache, dass Deponien ohne Abdeckung, Verdichtung und kontrollierte Ablagerung von Abfällen weniger Methan produzieren als technisch besser ausgestattete Deponien; der Grund hierfür ist der aerobe Abbau von organischen Verbindungen in den oberen Schichten.

Das IPCC 2000 schlägt folgende Werte für den MCF vor:

- 1 für technisch gut ausgerüstete abgedeckte Deponien
- 0,8 für offene Deponien mit einer Höhe von mehr als 5 Metern
- 0,4 für offene Deponien mit einer Höhe von weniger als 5 Metern
- 0,6 für nicht kategorisierte Deponien

- (2) um den **dissimilierten Anteil des abbaubaren Kohlenstoffes** (fraction of degradable organic carbon dissimilated DOC_F).

Dieser Faktor schätzt denjenigen Anteil des Kohlenstoffes ab, der letztlich abgebaut und als Gas emittiert wird und berücksichtigt damit, dass ein Teil des abbaubaren organischen Kohlenstoffes in Deponien nicht, oder nur sehr langsam, abgebaut wird.

Das IPCC empfiehlt folgende Werte für den DOC_F:

- 0,77 für den Fall, dass der Lignin Kohlenstoff nicht im abbaubaren Kohlenstoffgehalt inkludiert ist
- 0,5 bis 0,6 für den Fall, dass der Lignin Kohlenstoff im abbaubaren Kohlenstoffgehalt inkludiert ist



- (3) Ein einflussreicher Faktor für die zeitliche Entwicklung der Gasbildung ist die **Methanbildungs-Geschwindigkeitskonstante k** , bzw. die Halbwertszeit $t_{1/2}$ von Abfällen; sie ist diejenige Zeit, in der der biologisch abbaubare Kohlenstoff im Abfall zur Hälfte seiner ursprünglichen Masse abgebaut wird. Der Zusammenhang zwischen den beiden Größen ist für das Tier 2 Modell folgender: $k = \ln 2 / t_{1/2}$.
- (4) Eine weitere einflussreiche zeitliche Größe ist der **Betrachtungszeitraum**. Dieser gibt an, über wie viele Jahre die Emissionen eines abgelagerten Abfalls betrachtet bzw. aufsummiert werden. Die Länge des Betrachtungszeitraums hängt von der Halbwertszeit eines Abfalls ab. Vom IPCC wird empfohlen, als Betrachtungszeitraum 3 bis 5 Halbwertszeiten des biologisch abbaubaren Kohlenstoffs anzunehmen. Für den schnellsten Zerfall (z.B. Nahrungsmittelabfälle feucht) wird eine Halbwertszeit von rund 3 Jahren angenommen, für trockene Konditionen in der Deponie oder langsamer zerfallende Abfälle wie Papier und Holz eine Halbwertszeit von rund 23 Jahren.

7.3 Berechnung der österreichischen Emissionen mit dem Tier 2 Modell

Um festzustellen, ob die Kritik am Österreich-spezifischen Inventur-Modell (siehe Kapitel 5.1) gerechtfertigt ist, werden in dieser Studie die österreichischen Emissionen zum ersten Mal mit dem Tier 2 Modell berechnet.

Zur besseren Vergleichbarkeit der Ergebnisse des nationalen und des Tier 2 Modells wird für diese Berechnung die Datengrundlage des Austrian National Inventory Report (NIR) (Umweltbundesamt 2005) übernommen; das betrifft Art, Menge und abbaubaren Kohlenstoffgehalt der abgelagerten Abfälle. Auch wird für die Berechnung jeweils der gleiche Betrachtungszeitraum gewählt.

Um zusätzlich den Einfluss einzelner Parameter des Tier 2 Modells auf das Ergebnis darzustellen, werden Berechnungsvarianten mit unterschiedlichen Methanbildungs-Geschwindigkeitskonstanten k (bzw. Halbwertszeiten), unterschiedlichen Methan-Korrektur-Faktoren MCF und unterschiedlichen dissimilierten Anteilen des abbaubaren Kohlenstoffs DOC_F durchgeführt.

Wie in Kapitel 6 dargestellt verwendet das Umweltbundesamt für die Berechnung von Methanemissionen aus Deponien auf denen Restmüll abgelagert wird ein anderes Modell als für die Berechnung jener Emissionen, die durch Ablagerung von anderen Abfällen verursacht werden. Deshalb werden auch mit dem Tier 2 Modell beide Abfallarten gesondert berechnet.

7.3.1 Berechnung der durch abgelagerten Restmüll gebildeten Methanmengen

Die in der Berechnung verwendete Zeitreihe für die abgelagerten Restmüllmengen befindet sich im Anhang in Tabelle 14-1 und stammt aus dem NIR 2005; der Betrachtungszeitraum beträgt 31 Jahre.

Konstant gehalten wurden die Parameter:

Jahr der Inventur t	2003
Jahre für die die Daten eingegeben wurden X	1950 bis 2003
Normalisierungsfaktor, der die Gesamtsumme korrigiert A gesamter deponierter Restmüll MSWT(x)	0,977 Zeitreihe Restmüll NIR 2005 (siehe Anhang Tabelle 14-1)
abbaubarer organischer Kohlenstoff im Jahr x DOC(x)	Zeitreihe Tabelle 5-2
Volumenanteil von Methan im Deponiegas F	0,55

Nachdem im Modell von Tabasaran-Rettenberger die Methanbildungs-Geschwindigkeitskonstante k mit 0,035 bezogen auf die Basis 10 (entsprechend einer Halbwertszeit von rund 9 Jahren) vorgegeben war, sich diese Geschwindigkeitskonstante ursprünglich jedoch auf Klärschlamm und nicht auf Restmüll bezog, musste in das Tier 2 Modell eine neue, für Restmüll charakteristische Halbwertszeit eingesetzt werden. Eine Zusammenstellung von Halbwertszeiten bzw. von k-Werten von Abfällen findet sich in der Dissertation zum Thema „Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien“ (Krümpelbeck, 2000):

Tabelle 7-1: Übersicht der unterschiedlichen Faktoren für Gasprognosemodelle (Krümpelbeck, 2000)

Literaturstelle	Erläuterungen	k-Wert bezogen auf die		Halbwertszeit
		Basis e	Basis 10	
Tabasaran, 1976		0,07		10
Rettenberger, 1987		0,288		2,4
Stauffer zitiert in Stegmann 1978/79	leicht abbaubar mäßig abbaubar			1,5 25
Moolenaar, 1981	leicht abbaubar mäßig abbaubar schwer abbaubar			1–5 5–25 20-100
Rovers, 1977 zitiert in Hoeks, 1983		0,0365		19
Hoeks, 1983	leicht abbaubar mäßig abbaubar schwer abbaubar	0,693 0,139 0,046		1 5 15
Tabasaran, Rettenberger 1987	Allg. Abschätzungen Messungen an Deponien		0,025–0,05 0,035-0,04	12-6 9-8
Weber, 1990		0,07-0,12		
Ehrig, 1991		0,139		
Dickert, Kappesser, Paetzold, 1994	Restmüll Biomüll Gesamtmüll		0,029-0,011 0,061-0,031 0,050-0,023	

Die Bandbreite für „mäßig abbaubare“ Abfälle geht in obiger Tabelle von 5 bis 25 Jahre. Einmal wird Restmüll selbst erwähnt und eine Bandbreite für den k-Wert für von 0,029 bis 0,011 bezogen auf die Basis 10 angegeben, was einer Halbwertszeit von rund 10 bis 24 Jahren entspricht.

Auch Flögl (2002) präsentiert in seiner Studie eine Tabelle mit Ausgangsdaten der Gasprognoseberechnung, die Halbwertszeiten für verschiedene Abfallarten

beinhaltet. Für „Hausmüll“ und „unvorbehandelten Restmüll“ gibt er 8 Jahre, für „Gewerbemüll“ 9 Jahre und für „MBA-Restmüll“ 15 Jahre an.

Bei den Gesprächen mit Experten (siehe Kapitel 10) wurde das Thema Halbwertszeit für Restmüll ebenfalls angeschnitten und es wurde auf Grund von eigenen Erfahrungen an österreichischen Deponien empfohlen, eine Dauer von 7 Jahren anzunehmen.

Um den Einfluss der verwendeten Rechenparameter auf das Ergebnis darzustellen wurden in der Folge vier unterschiedliche Varianten für die Emissionen aus abgelagertem Restmüll berechnet:

Variante 1:

Halbwertszeit 7 Jahre, Methankorrekturfaktor 1, dissimilierter Anteil des abbaubaren Kohlenstoffes 0,6

Variante 2:

Halbwertszeit 12 Jahre, Methankorrekturfaktor 1, dissimilierter Anteil des abbaubaren Kohlenstoffes 0,6

Variante 3:

Halbwertszeit 7 Jahre, Methankorrekturfaktor 1, dissimilierter Anteil des abbaubaren Kohlenstoffes 0,77

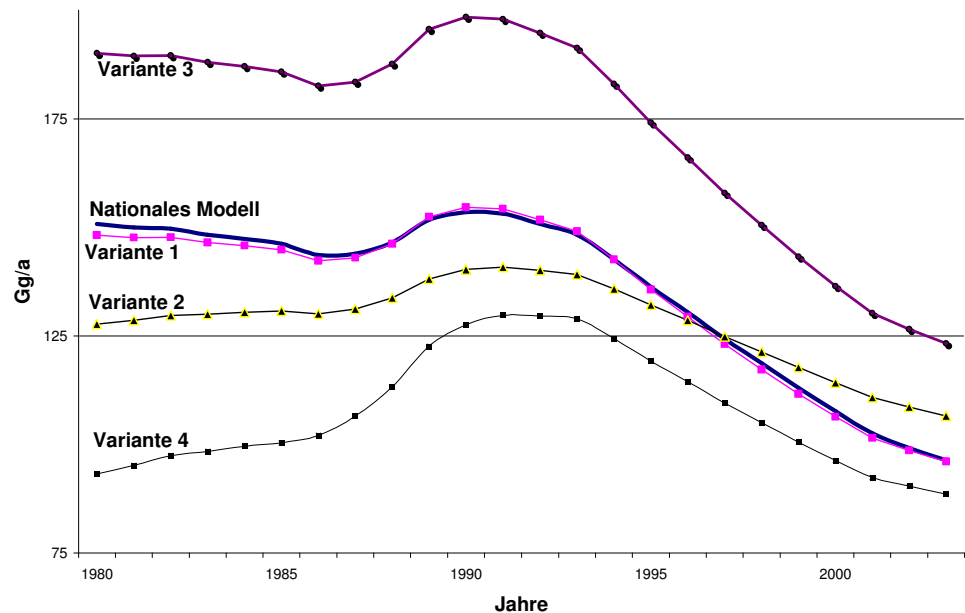
Variante 4:

Halbwertszeit 7 Jahre, Methankorrekturfaktor variierend, dissimilierter Anteil des abbaubaren Kohlenstoffes 0,6

Tabelle 7-2: Gewählte Parameter für Berechnungsvarianten der österreichischen Emissionen aus abgelagertem Restmüll

Parameter	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4
k	0,099	0,058	0,099	0,099
$t \cdot 1/2$	7	12	7	7
MCF(x)	1	1	1	1950-1972: 0,4 1973-1985: 0,8 1986-2003: 1
DOC _F	0,6	0,6	0,77	0,6

Abbildung 7-1: Restmüll: Vergleich der gebildeten Methanmengen verschiedener nach Tier 2 berechneten Varianten mit dem nationalen Modell (Tabasaran-Rettenberger)



Die Zahlen, die der obigen Abbildung zu Grunde liegen finden sich im Anhang in Tabelle 14-4.

Für alle dargestellten Berechnungsvarianten gilt, dass die Methanemissionen, die durch abgelagerten Restmüll verursacht werden, seit Beginn der 90er Jahre kontinuierlich abnehmen. Dies liegt daran, dass die jährlich abgelagerten Mengen zwischen dem Jahr 1990 und 2001 mehrheitlich rückläufig waren.

Variante 1 liefert nahezu die gleichen Ergebnisse wie das nationale Berechnungsmodell von Tabasaran-Rettenberger.

Variante 2 unterscheidet sich von Variante 1 durch die angenommene Halbwertszeit und es ist deutlich zu sehen, dass bei längerer Halbwertszeit (Variante 2) die Emissionen geringer sind, aber mit der Zeit langsamer abnehmen.

Variante 3 unterscheidet sich von Variante 1 durch den dissimilierten Anteil des abbaubaren Kohlenstoffes. Beträgt dieser 77 % (Variante 3) so liegen die Emissionen rund 30 % über denjenigen der Variante 1.

Variante 4 unterscheidet sich von Variante 1 durch die unterschiedlich gewählten Methankorrekturfaktoren und es ist deutlich zu sehen, dass die Methanproduktion im Jahr 1980 (Betrachtungszeitraum 31 Jahre) für Variante 4 rund 40 % unter derjenigen von Variante 1 liegt.

7.3.2 Berechnung der durch abgelagerte andere Abfälle gebildeten Methanmengen

Art und Menge der abgelagerten anderen Abfälle befinden sich im Anhang in Tabelle 14-3 und Tabelle 14-2; sie stammen aus dem NIR 2005.

Zur Berechnung der durch abgelagerte andere Abfälle gebildeten Methanmengen wurde zunächst eine Zuordnung der in der Inventur berücksichtigten Schlüsselnummern zu den biologisch abbaubaren Fraktionen Holz, Papier, Grünabfälle, Fette, Textilien und Schlämme vorgenommen. Baustellenabfälle wurden als eigene Fraktion berechnet und Sperrmüll, Rotteendfraktion und Sortierreste wurden zu einer Fraktion zusammengefasst. Der Betrachtungszeitraum beträgt 55 Jahre.

Tabelle 7-3: Abfallfraktionen und zugeordnete Schlüsselnummern bzw. Parameter für die Berechnung der Emissionen aus anderen abgelagerten Abfällen (nicht Restmüll)

Fraktionen	Schlüsselnummern*	DOC [GgC/Gg Feuchtsubstanz]	DOC _F [Anteil]	Methanbildungsgeschwindigkeitskonstante K [1/a]	Halbwertszeit t _{1/2} [a]
Holz	17102, 17201, 17202, 17209, 17211, 18101	0,45	0,5	0,028	25
Papier	187, 18407, 18702	0,3	0,55	0,046	15
Textilien	58105, 58106, 58107, 14702	0,5	0,55	0,046	15
Grünabfälle	91104, 91202, 91601, 917	0,16	0,55	0,046	15
Fette	123	0,2	0,77	0,17	4
Schlämme	94901, 947, 945, 948, 14402	0,11	0,77	0,17	4
Baustellenabfälle	91206	0,085	0,55	0,035	20
Rotteendfraktion, Sperrmüll und Sortierreste	91105, 91401, 91102, 91103	0,16	0,55	0,035	20

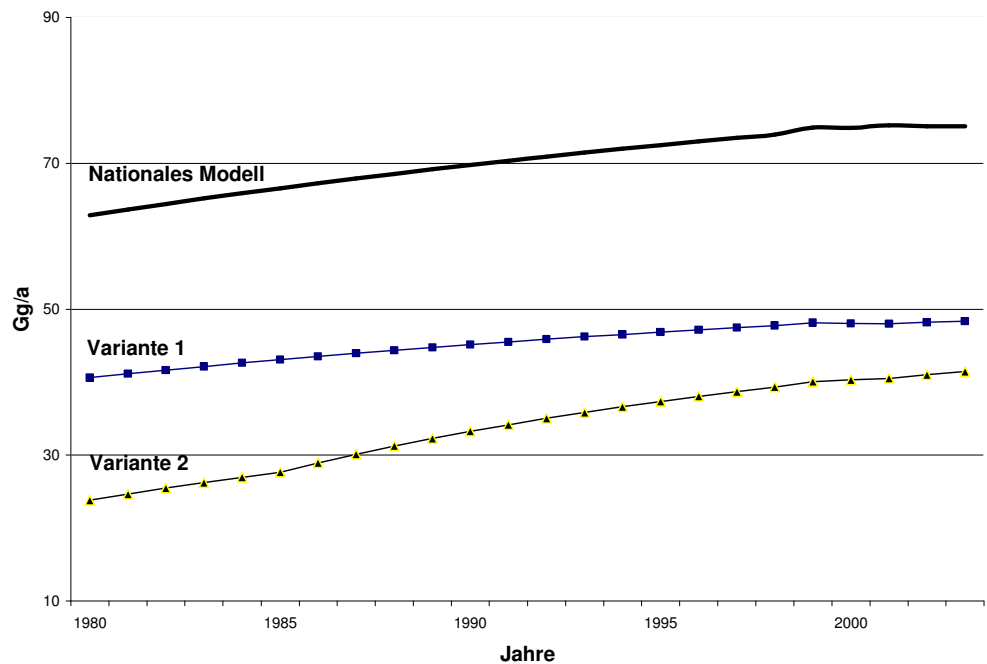
*die den Schlüsselnummern zugeordneten Abfallarten sind im Anhang aufgeführt (siehe Tabelle 14-3).

Um den Einfluss auf das Ergebnis zu zeigen wurden für diese Abfälle ebenfalls die Methan-Korrektur-Faktoren variiert:

- in Variante 1 beträgt dieser Faktor 1,
- in Variante 2 wird er zeitlich variiert:
 - 1950 bis 1972 beträgt er 0,4
 - 1973 bis 1985 beträgt er 0,8
 - 1986 bis 2003 beträgt er 1

Die anderen Parameter, wie das Jahr der Inventur, die Anzahl der Jahre, für die die Daten eingegeben werden wurden, der Volumenanteil von Methan im Deponiegas waren dieselben wie bei der Berechnung Restmüll. Abweichend davon sind die in Tabelle 7-3 angeführten abfallspezifischen Parameter. Die abgelagerten Mengen wurden dem NIR 2005 (Umweltbundesamt 2005) entnommen (siehe Tabelle 14-2).

Abbildung 7-2: andere Abfälle: Vergleich der gebildeten Methanmengen verschiedener nach Tier 2 berechneten Varianten mit dem nationalen Modell (Marticorena)



Die Zahlen, die der obigen Abbildung zu Grunde liegen finden sich im Anhang Tabelle 14-5.

Für alle dargestellten Berechnungsvarianten gilt, dass die Methanemissionen, die durch abgelagerte andere Abfälle verursacht werden, seit dem Jahr 1980 kontinuierlich zunehmen. Dies liegt daran, dass die jährlich abgelagerten Mengen seit Beginn der Betrachtungen im Jahr 1950 bis zum Jahr 1998 als konstant angenommen wurden und danach bis zum heutigen Stand niemals abnahmen.

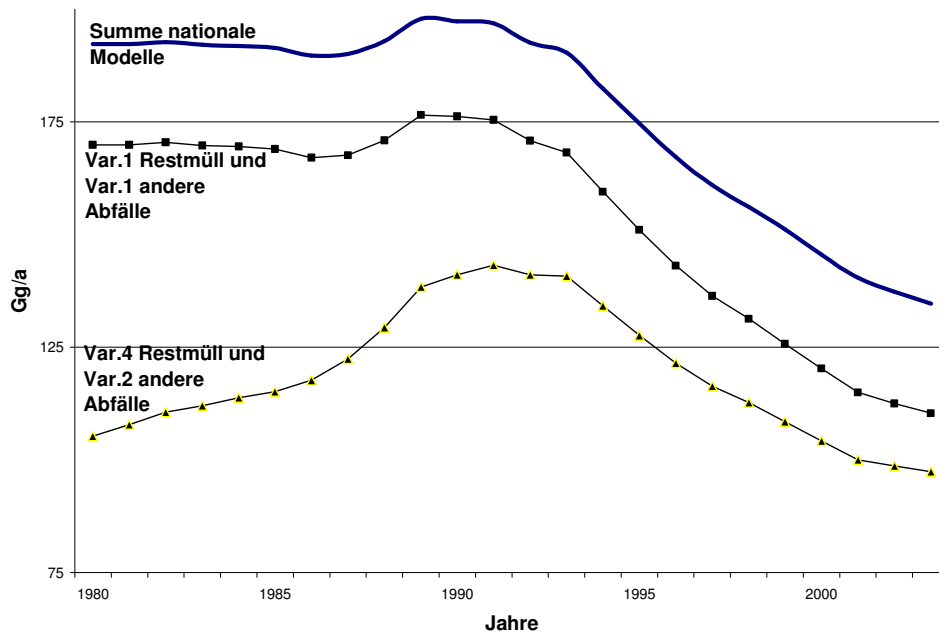
Das nationale Modell liefert für die anderen deponierten Abfälle um 35 % höhere Methanmengen als die Variante 1, und um im Mittel 50 % höhere Methanmengen als die Variante 2 des Tier 2 Modells. Dies liegt daran, dass im Marticorena Modell von der maximal bildbaren Deponiegasmenge der Abfälle ausgegangen wird, ohne zu berücksichtigen, dass nur ein Teil des abbaubaren Kohlenstoffes in Deponien auch wirklich abgebaut wird

Wie schon bei den Ergebnissen für Restmüll beschrieben, führt der in Variante 2 zeitlich variierte Methan-Korrektur-Faktor zu geringeren Methanemissionen als der MCF von 1 in Variante 1.

7.3.3 Berechnung der gesamten Methanemissionen durch abgelagerte Abfälle

Zur Berechnung der gesamten Emissionen, die durch Ablagerung von Restmüll und anderen Abfällen entstehen wurden die in Kapitel 7.3.1 und 7.3.2 erhaltenen Ergebnisse zusammengezählt und die in Österreich auf Deponien erfasste Methanmenge (Steigerung von 1 Gg im Jahr 1987 auf 22 Gg im Jahr 2002) (Umweltbundesamt 2005) und die Methanoxidation (10 %) abgezogen.

Abbildung 7-3: gesamte Abfälle: Vergleich der emittierten Methanmengen (Gaserfassung und Methanoxidation abgezogen) verschiedener nach Tier 2 berechneter Varianten mit den nationalen Modellen



Die Zahlen, die der obigen Abbildung zu Grunde liegen finden sich im Anhang Tabelle 14-6.

Die Abbildung 7-3 zeigt, dass die in der Österreichischen Inventur verwendeten nationalen Berechnungsmodelle zu höheren Emissionsergebnissen führen als gewählten Varianten des Tier 2 Modells. Der Grund hierfür ist, wie bereits in Kapitel 7.3.2 beschrieben, die Emissionsberechnung für die anderen abgelagerten Abfälle nach Marticorena.

Die Summe der Emissionen von Variante 1 Restmüll (Halbwertszeit 7 Jahre, Methan-Korrektur-Faktor 1, dissimilierter Anteil des abbaubaren Kohlenstoffes 60 %) und Variante 1 andere Abfälle (Halbwertszeiten und dissimilierter Anteil des abbaubaren Kohlenstoffes siehe Tabelle 7-3, Methan-Korrektur-Faktor 1) liegen im Mittel um 15 % unter den mit den nationalen Modellen ermittelten Werten.

Die Summe der Emissionen von Variante 4 Restmüll und Variante 2 andere Abfälle unterscheidet sich von der Summe der Variante 1 nur durch den zeitlich variierenden Methan-Korrektur-Faktor, der das Ergebnis in Richtung niedriger Emissionen beeinflusst.



8 MODELLE ANDERER EU-MITGLIEDSSTAATEN UND NORWEGENS

Die EU-15 Mitgliedsstaaten verwenden für ihre Emissionsberechnung das IPCC Tier 2 Modell oder ähnliche Modelle erster Ordnung mit Ausnahme von Griechenland (Tier 1) und Luxemburg. In vielen Mitgliedsstaaten werden einzelne Parameter der Modellberechnung an die nationalen Gegebenheiten angepasst. Die neuen Mitgliedsstaaten verwenden üblicherweise den Tier 1 Ansatz, da sie oft nicht auf historische Daten über die Mengen an deponierten Abfällen zurückgreifen können, die man für den Tier 2 Ansatz benötigt (siehe Kapitel 7.1). Norwegen wird hier extra erwähnt, weil dort auf der Basis von Tier 2 ein Rechenmodell entwickelt wurde, das sehr einfach zu handhaben ist und voraussichtlich in den zukünftigen Leitfaden des IPCC 2006 einfließen wird.

8.1 Je nach Mitgliedsstaat variierende Tier 2 Parameter

Wie bereits in Tabelle 5-3: Vergleich der Konzentrationen von **biologisch abbaubarem Kohlenstoff im Restmüll** von EU-Mitgliedsstaaten (2005) dargestellt, variiert dieser Parameter je nach Mitgliedsstaat zwischen 70 und 500 [kg/t Feuchtsubstanz].

Ein weiterer Parameter, der häufig variiert, ist die **Methanbildungsgeschwindigkeitskonstante k** , bzw. die **Halbwertszeit $t_{1/2}$** . Die EU Mitgliedsstaaten gehen unterschiedlich mit diesem Parameter um; einige unterscheiden zwischen leicht, mäßig und schwer abbaubaren Abfallkomponenten (Finnland, Frankreich und England); die übrigen rechnen mit einem einzigen k – Wert für alle Abfälle. England (und auch Norwegen) teilt den Restmüll in einzelne Abfallfraktionen (z.B. Holz, Papier und Pappe etc.) auf und unterscheidet die Abbaubarkeit dieser Fraktionen bei der Emissionsberechnung (siehe Tabelle 8-1). Die österreichischen Parameter wurden in den Kapiteln 6.1.2 und 6.2.2 diskutiert.



Tabelle 8-1: Vergleich der k- und t•1/2-Werte einzelner Mitgliedsstaaten; Standardwerte

Mitgliedsstaat	Bezeichnung	Methanbildungs-Geschwindigkeitskonstante K [1/a]	Halbwertszeit t•1/2 [a] (t•1/2=ln2/k)
Frankreich	France 1	0,5	1,4
	France 2	0,1	7
	France 3	0,04	17
Italien		0,26	2,7
Finnland	Schlamm + Essen	0,2	3,5
	Industrielle Abfälle (fest)	0,05	14
	Holz + Papier	0,03	23
Deutschland		0,14	5
England	Leicht abbaubar	0,116	6
	Mäßig abbaubar	0,076	9
	schwer abbaubar	0,046	15
Schweden		0,09	7,7
Dänemark, Niederlande, Portugal		0,07	10
Spanien		0,05	14
Österreich	Restmüll	0,035	9*
	Andere Abfälle: Leicht abbaubar	0,181 bis 0,172 je nach Jahr und Zusammensetzung	rund 4
	Schwer abbaubar	0,032 bis 0,030 je nach Jahr und Zusammensetzung	rund 22
IPCC 2000	Empfohlener Standardwert, wenn keine Daten über die Abfallarten existieren	0,05	14
Gilberg et al., 2005 European Environment Agency	Nahrungsmittelabfälle	0,17	4
	Papierabfälle	0,046	15
	Holzabfälle	0,028	25
	Pflanzliche Abfälle	0,046	15
	Mixed BMW**	0,057	12,2

*...anderer Berechnungsmodus: k-Wert vorgegeben und bezogen auf die Basis 10 (Tabasaran-Rettenberger Modell)

**...getrennt gesammelte biogene Abfälle (40 % Papier, 30 % Lebensmittel, 5 % Holz und 25% Grünabfälle)

Ein weiterer für das Ergebnis der Inventur ausschlaggebender Parameter, der in den Berechnungen der EU-Mitgliedsstaaten variiert, ist die von Deponien erfasste bzw. abgepackelte Menge an Methan: **R(t) erfasstes CH₄ im Jahr der Inventur t [Gg/a]** (siehe Kapitel 7.2). In der folgenden Tabelle wird dieser Parameter als Prozentsatz der berechneten Methanmenge ausgedrückt.

Tabelle 8-2: Vergleich des erfassten Anteils des berechneten Methans, der Anzahl an Deponien, die Methan erfassen und der Datenquellen

Mitgliedsstaat	Methan-erfassung [%]*	Anzahl der Deponien die Methan erfassen*	Datenquelle für die Methanerfassung
England	69	Exakte Zahl nicht verfügbar	Der Anteil an erfasstem Methan wurde mittels einer statistischen Erhebung über den Deponiegasverbrauch in Kraftwerken und einer Erhebung über die Kapazitäten zum Abfackeln von Deponiegas bestimmt. Für das Jahr 2002 wurde abgeschätzt, dass 24 % des gebildeten Methans energetisch verwertet und 45 % abgefackelt wurden.
Frankreich	61	84 % der festen Abfälle werden auf Deponien mit Gaserfassung abgelagert	Keine Angaben
Griechenland	46	4	Keine Angaben
Belgien	45	12 (Wallonien)	Alle Deponien mit Gaserfassung werden jährlich kontaktiert und Daten über Menge und Methangehalt des erfassten Deponiegases gesammelt
Deutschland	40	Methanerfassung wird für 75 % des deponierten Abfallvolumens angenommen	Keine Angaben
Portugal	36	13	Die Abschätzung der erfassten Methanmenge basiert auf der Anzahl der eingesetzten Fackeln, dem jeweils ersten Jahr der Deponierung und der durchschnittlichen Effizienz für Gaserfassung (75 %) und Gasverbrennung (97 %)
Italien	35	420	Keine Angaben
Schweden	31	72	Information über erfasstes Gas (in Energieeinheiten) wurden vom schwedischen Verband für Abfallentsorgung bereitgestellt und von Statistik Schweden in die verwendeten Mengen umgerechnet
Finnland	27	26	Finnisches Register für Biogas Anlagen
Ungarn	20	7	Die Menge an erfasstem Methan wurde mit Hilfe von Daten des ungarischen statistischen Zentralamts über 8 Deponien im Jahr 2001 abgeschätzt und aus Mangel an aktuellen Zahlen auch für die Jahre 2000 und 2002 verwendet
Niederlande	18	50	Keine Angaben
Tschechien	16	27	Keine Angaben
Irland	16	5	Jährliche Berichte über den Verbrauch erneuerbarer Energie; top down: die Menge an Methan, die für Energiegewinnung verwendet wird, wird der nationalen Energiebilanz entnommen; der Umwandlungswirkungsgrad wird mit 35 % angenommen; bottom up: die jährlich erfassten bzw. abgefackelten Mengen von 53 einzelnen Deponien werden herangezogen
Österreich	14	54	Alle Deponien mit Gaserfassung wurden kontaktiert und gebeten, Daten über die Menge des erfassten und abgefackelten Deponiegases bekannt zu geben
Slowenien	14	4	Keine Angaben
Dänemark	13	26	Daten über Deponiegas Anlagen wurden von der Dänischen Energie Agentur bereitgestellt
Estland	10	Keine Angaben	Keine Angaben
Lettland	9	Keine Angaben	Keine Angaben
Spanien	8	9	Keine Angaben

*...Quelle: "Assessment of national inventory reports and common reporting formats of EU Member States" aus dem Jahr 2005, wenn verfügbar, sonst aus 2004

Aus der Tabelle scheint hervorzugehen, dass in Österreich im Vergleich zu den anderen EU Mitgliedsstaaten eher wenig Deponiegas erfasst bzw. abgepackelt wird. Tatsache ist, dass in Österreich alle Deponien mit Gasbildung auch über eine Gaserfassung verfügen. Diffuse Emissionen sind allerdings technisch nicht zu vermeiden und eine 50 % Gaserfassung wäre schon als sehr hoch zu bezeichnen. Bei dem von England angegebenen Methanerfassungsgrad von 69 % bzw. dem von Frankreich angegebenen von 61 % müssten die Datenquellen, die zu diesen Ergebnissen geführt haben, genauer untersucht werden. Auch der von Griechenland angegebene Prozentsatz von 46 erscheint bei einer Anzahl von nur 4 Deponien, die Methan erfassen, nicht plausibel.

Die aktuellsten österreichischen Daten stammen aus dem Jahr 2002 (Rolland & Oliva, 2004) und wurden seitdem fortgeschrieben. Ob sich inzwischen große Veränderungen bezüglich der Menge an erfasstem Deponiegas ergeben haben, müsste anhand einer neuen Umfrage erhoben werden.

In der weiteren Folge wird auf die länderspezifischen Parameter des englischen und des norwegischen Modells näher eingegangen, weil diese Länder sich am intensivsten mit der Berechnungsproblematik auseinandergesetzt haben.

8.2 Das englische Berechnungsmodell

England verfügt über die größte Anzahl an Deponien für nicht gefährliche Abfälle (rund 3.400 (Gilberg et al. 2005)) innerhalb der EU-15 Mitgliedsstaaten. Laut Gilberg et al. (2005) fielen im Jahr 2000 in England rund 34 Millionen Tonnen Hausmüll (municipal solid waste) an, von denen rund 81 % deponiert wurden. Aufgrund der Größe der abgelagerten Mengen hat sich England sehr intensiv sowohl mit Feldmessungen an Deponien als auch mit der Weiterentwicklung von Berechnungsmodellen für Emissionen beschäftigt.

In England wird für die Emissionsberechnung aus einzelnen Deponien (EPER Meldungen) das sogenannte GasSim Modell verwendet, welches dem Stand der Technik entspricht und neben der jährlich deponierten Abfallmenge detaillierte Daten über die Abfallströme wie z.B. Hausmüll, Industrieabfall, Baurestmassen etc; und deren Zusammensetzung hinsichtlich Abfallfraktionen (Papier, Pappe, Vegetabilien etc.), Wassergehalt, Abbaubarkeit, Zellulose- und Hemizelluloseanteil berücksichtigt. Ebenso gehen die Charakteristika und die Geometrie der jeweiligen Deponie, sowie meteorologische Daten ein.

Das englische Inventurmodell, basierend auf Tier 2, wurde mit neuen Erkenntnissen aus den Berechnungen für das GasSim Modell in Einklang gebracht. Diese führten zu folgenden Verbesserungen von Tier 2:

1. Es wurden drei unterschiedliche Methanbildungs-Geschwindigkeitskonstanten, k , zur Berücksichtigung der unterschiedlichen Abbaubarkeit von Abfällen eingeführt
2. Es wurden neben Hausmüll Abfallströme aus Gewerbe und Industrie einbezogen
3. Es wurden unterschiedliche Methanbildungspotentiale (auf Grund des Kohlenstoffgehaltes maximal bildbare Methanmenge) verwendet
4. Es wurde ein neues Methanoxidationsmodell entwickelt

- Ad (1): Gregory et al. (2003) weisen darauf hin, dass die Annahme kurzer Halbwertszeiten für leicht abbaubare Abfälle zu unrealistischen und an Deponien nicht beobachteten hohen Emissionen kurze Zeit nach dem Abfalleinbau führen. Sie verwenden für die Inventur drei Methanbildungsgeschwindigkeitskonstanten nämlich jeweils eine für leicht, mäßig und schwer abbaubare Abfallfraktionen bzw. Abfälle, deren Gültigkeit an englischen Deponien erprobt wurde und die für englische Verhältnisse als geeignet befunden wurden (siehe Tabelle 8-1: England). Beispielsweise liegt die Halbwertszeit für leicht abbaubare Abfälle hier bei 6 Jahren.
- Ad (2) und (3): Der organische Kohlenstoff und der biologisch abbaubare Anteil des organischen Kohlenstoffes wurde für jede einzelne Abfallfraktion von Hausmüll, Gewerbe- und Industrieabfällen extra bestimmt. Es wurde angenommen, dass Zellulose und Hemizellulosen ungefähr 91 % der biologisch abbaubaren Fraktion darstellen; andere potentiell abbaubare Fraktionen wie Proteine und Lipide wurden wegen der geringen Menge vernachlässigt. Folgende Modell Parameter wurden für Hausmüll verwendet:

Tabelle 8-3: Englische Modellparameter für abbaubaren Kohlenstoff im Hausmüll

Abfallfraktion	Anteil an leicht, mäßig bzw. schwer abbaubarem organischem Kohlenstoff				Wassergehalt (%)	Zellulose (%TS)	Hemizellulose (%TS)	Abbaubarkeit (%)*
	LA	MA	SA	Inert				
Papier, Karton	0	25	75	0	30	61,2	9,1	61,8
HD Kunststoffe	0	0	0	100	5	0,0	0,0	0,0
LD Kunststoffe	0	0	0	100	30	0,0	0,0	0,0
Textilien	0	0	100	0	25	20,0	20,0	50,0
Gemischte brennbare Fraktion	0	100	0	0	20	25,0	25,0	50,0
Gemischte nicht brennbare Fraktion	0	0	0	100	5	0,0	0,0	0,0
Organische Fraktion	100	0	0	0	65	25,7	13,0	62,0
Kompostierte organische Fraktion	0	50	50	0	30	0,7	0,7	57,0
Glas	0	0	0	100	5	0,0	0,0	0,0
Eisenmetalle	0	0	0	100	5	0,0	0,0	0,0
Nicht-Eisen Metalle, Al Dosen	0	0	0	100	10	0,0	0,0	0,0
Nicht-inerte Feinanteile	100	0	0	0	40	25,0	25,0	50,0
Inerte Feinanteile	0	0	0	100	5	0,0	0,0	0,0

Legende: LA - leicht abbaubar; MA – mäßig abbaubar; SA – schwer abbaubar

* der Prozentsatz bezieht sich auf die Abbaubarkeit des vorhandenen Zellulose / Hemizellulose Gemisches

Folgende Modellparameter wurden für Gewerbe- und Industrieabfälle verwendet:

Tabelle 8-4: Englische Modellparameter für abbaubaren Kohlenstoff in Gewerbe- und Industrieabfällen

Abfallfraktion	Anteil an leicht, mäßig bzw. schwer abbaubarem organischen Kohlenstoff				Wassergehalt (%)	Zellulose (%TS)	Hemizellulose (%TS)	Abbaubarkeit (%)*
	LA	MA	SA	Inert				
Gewerbeabfälle	15	57	15	13	37	76,0	8,0	85,0
Papier, Karton	0	25	75	0	30	87,4	8,4	98,0
Herkömmliche Industrieabfälle	15	43	20	22	37	76,0	8,0	85,0
Feste Lebensmittelabfälle	79	10	0	11	65	55,4	7,2	76,0
Flüssige Lebensmittelabfälle	50	5	0	45	65	55,4	7,2	76,0
Schlachtabfälle	78	10	0	12	65	55,4	7,2	76,0
Abfälle aus verschiedenen Prozessen	0	5	5	90	20	10,0	10,0	50,0
Andere Abfälle	15	35	35	15	20	25,0	25,0	50,0
Kraftwerksasche	0	0	0	100	20	0,0	0,0	0,0
Hochofenschlacke	0	0	0	100	20	0,0	0,0	0,0
Baurestmassen	0	5	5	90	30	8,5	8,5	57,0
Klärschlamm	100	0	0	0	70	14,0	14,0	75,0

Legende: LA - leicht abbaubar; MA – mäßig abbaubar; SA – schwer abbaubar

* der Prozentsatz bezieht sich auf die Abbaubarkeit des vorhandenen Zellulose / Hemizellulose Gemisches

Für diese Vorgangsweise ist es notwendig, die Abfallströme komplett in ihre Fraktionen zu zerlegen und jeder Fraktion ein spezielles Abbauverhalten zuzuordnen. Die folgende Gleichung berechnet den biologisch abgebauten organischen Kohlenstoff der Abfallfraktion i mit der Abbaubarkeit j:

$$(\text{DOC}(x) \cdot \text{DOC}_F)_{i,j} = M(x)_{i,j} \cdot (\%C_i + \%HC_i) \cdot \%DC_i \cdot (1 - \%MC_i) \cdot 72/162$$

[Gg C/Gg Abfallfraktion]

mit:

- $M(x)_{i,j}$ Masse der Abfallfraktion i im Jahr x, Anteil j an der Art (leicht, mäßig, schwer) der Abbaubarkeit j [Gg Abfallfraktion]
- $\%C_i$ Zellulosegehalt der Abfallfraktion i [Gg Zellulose/Gg Abfallfraktion]
- $\%HC_i$ Hemizellulosegehalt der Abfallfraktion i [Gg Hemizellulose/Gg Abfallfraktion]
- $\%DC_i$ Abbaubarkeit der Zellulose und Hemizellulose der Abfallfraktion i (Anteil)
- $\%MC_i$ Wassergehalt der Abfallfraktion i (Anteil)
- 72/162 Umrechnung von Zellulose/Hemizellulose zu Kohlenstoff [Gg C/Gg Zellulose/Hemizellulose]

Der biologisch abgebaute Kohlenstoff jeder Fraktion wird summiert und das gesamte Methanbildungspotential der abgelagerten Abfälle berechnet. Je nach Anteil der einzelnen Fraktionen variiert das Methanbildungspotential



mit der Zeit. Der Term $DOC(x) \cdot DOC_F$ in der Gleichung für L_0 (siehe Kapitel 7.2) wird jetzt zur Summe der Anteile an leicht, mäßig bzw. schwer abbaubarem Kohlenstoff in den jeweiligen Abfallfraktionen.

Ad (4): Das englische Methanoxidaionsmodell verknüpft Daten, die im Feld und im Labor gewonnen wurden und implementiert sie in das Tier 2 Modell. Es sollen hier nur die zugrundeliegenden Konzepte beschrieben werden, da die verwendeten Formeln den Rahmen des vorliegenden Projektes sprengen würden. Es wurde angenommen, dass bei Deponien, welche dem Stand der Technik entsprechen, Methanoxidation nur in einer Deponieoberflächenabdeckung, welche stärker als 0,3 Meter ist, stattfindet; bei älteren Deponien muss die Dicke der Oberflächenabdeckung mehr als einen Meter betragen. Treffen diese Bedingungen nicht zu, wird angenommen, dass keine Methanoxidation stattfindet, weil dann entweder die Deckschicht zu dünn ist und/oder der Methan Flux zu schnell ist, um eine signifikante Methanoxidation innerhalb der Abdeckung zu gewährleisten. Im Modell werden auch Risse in der Abdeckung berücksichtigt, durch die Methan, ohne oxidiert zu werden, austreten kann. Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass der vom IPCC empfohlene Wert von 10 % Methanoxidation weit zu niedrig gegriffen ist.

Was den Methankorrekturfaktor (siehe Kapitel 7.2.1) betrifft, geht England vom Ist-Zustand aus, nämlich davon, dass heute alle Deponien technisch gut ausgerüstet und abgedeckt sind, und rechnet mit einem einheitlichen MCF von 1.

8.3 Das norwegische Berechnungsmodell

Auch das norwegische Berechnungsmodell basiert auf der Tier 2 Methode. Die Besonderheit des norwegischen Modells besteht darin, dass, anstelle der Summation der Emissionen pro Jahr der Ablagerung, der in diesem Zeitraum dissimilierte Anteil des abbaubaren Kohlenstoffes berechnet, und daraus die jährliche Methanemission ermittelt wird. Diese Art der Berechnung ist sehr übersichtlich und führt zu den gleichen Ergebnissen wie die Tier 2 Methode.

Folgende Gleichungen werden für diese Berechnung verwendet (bereits in Kapitel 7.2 erläuterte Parameter werden hier nicht mehr beschrieben):

(A) Masse des abgelagerten dissimilierbaren organischen Kohlenstoffes: $DDOC_{md}$

$$DDOC_{md} = W \cdot MCF \cdot DOC \cdot DOC_F$$

W Abgelagerte Menge Abfall [Mg]

(B) Verbliebene nicht dissimilierte Masse des abgelagerten dissimilierbaren organischen Kohlenstoffes im Jahr der Ablagerung: $DDOC_{ml}$

$$DDOC_{ml} = DDOC_{md} \cdot e^{-k((13-M)/12)}$$

M Anzahl der Monate bis zum Beginn der Methanemission (01. Januar, im Jahr nach der Ablagerung, $M=13$)

(C) Verbliebene nicht dissimilierte Masse des abgelagerten dissimilierbaren organischen Kohlenstoffes am Ende des Jahres: $DDOC_{ma}$



$$\mathbf{DDOCma = DDOCma (ly) \cdot e^{-k} + DDOCml}$$

DDOCma (ly) akkumulierte Masse des dissimilierbaren organischen Kohlenstoffes vom vergangenen Jahr

- (D) Dissimilierte Masse des abgelagerten dissimilierbaren organischen Kohlenstoffes im Jahr der Ablagerung: DDOCmdi

$$\mathbf{DDOCmdi = DDOCmd \cdot 1 - e^{-k((13-M)/12)}}$$

- (E) Dissimilierte Masse des abgelagerten dissimilierbaren organischen Kohlenstoffes im Jahr der Inventur: DDOCmdiss

$$\mathbf{DDOCmdiss = DDOCma (ly) \cdot 1 - e^{-k} + DDOCmdi}$$

- (F) Produziertes Methan: CH₄ prod

$$\mathbf{CH_4 prod = DDOCmdiss \cdot F \cdot 16/12}$$

Nationale Parameter der norwegischen Berechnungsmethode sind folgende:

- (1) Abfallfraktionen

Ähnlich wie in England werden auch in Norwegen die gesamten Abfallströme zur Berechnung der Emissionen in Fraktionen zerlegt. Norwegen unterscheidet zwischen den Komponenten Nahrungsmittel, Papier, Holz und Textilien.

- (2) DOC_F dissimilierbarer Anteil des abbaubaren Kohlenstoffes

Der DOC_F für alle Fraktionen ist einheitlich 0,5

- (3) t•1/2 die Halbwertszeit

Für Nahrungsmittel wird eine Halbwertszeit von 2,8 Jahren,

für Papier eine Halbwertszeit von 8,4 Jahren,

für Holz und Textilien eine Halbwertszeit von 10,5 Jahren angenommen.

- (4) MCF Methan-Korrektur-Faktor

Norwegen hat für den MCF unterschiedliche Werte für unterschiedliche Zeiträume gewählt. Für die Jahre

a. 1945 bis 1969 wird mit einem MCF von 0,4 gerechnet

b. 1970 bis 1979 wird mit einem MCF von 0,8 gerechnet

c. von 1980 weg wird mit einem MCF von 1 gerechnet

Diese zeitliche Abstufung des MCF berücksichtigt die historische Entwicklung des Deponiebaus in Norwegen. Ob dieser Ansatz auch auf die Österreichische Entwicklung anzuwenden wäre, ist zu diskutieren.

9 EVALUIERUNG DER ÖSTERREICHISCHEN EPER METHODIK

Gemäß EPER-Entscheidung der Europäischen Union sind die Mitgliedstaaten verpflichtet, alle drei Jahre einen Bericht über die Emissionen der industriellen Betriebseinrichtungen in Luft und Gewässer zu erstellen. Zu diesen industriellen Betriebseinrichtungen werden auch Deponien gezählt, mit Ausnahme der Deponien für Inertabfälle.

In Österreich waren im Jahr 2001 64, im Jahr 2002 61 Massenabfalldeponien (Quelle: UBA Süd, September 2005), die gemäß Abfallwirtschaftsgesetz Ablagerungen gemeldet haben, in Betrieb. Nach EPER haben im Zeitraum 2001 / 2002 34 Deponien gemeldet, wobei 5 davon den Schwellenwert (siehe Kapitel 9.1) nicht überschritten hatten; es wird hier davon ausgegangen, dass alle meldepflichtigen Deponien in Österreich dieser Verpflichtung auch nachgekommen sind.

Die Emissionen können gemessen, berechnet oder geschätzt werden. Da zurzeit in Österreich nur beschränkte Daten zu quantitativen Emissionsmessungen an Deponien vorliegen, werden über 74 % der EPER Meldungen berechnet, 21 % der Deponien melden gemessene Daten, die restlichen Deponien schätzen ihre Emissionen ab.

9.1 Art der meldepflichtigen Deponien

Deponien mit einer Aufnahmekapazität von > 10 Tonnen pro Tag oder mit einer Gesamtkapazität von > 25.000 Tonnen pro Jahr müssen überprüfen, ob sie den EPER-Schwellenwert für Methan (dieser beträgt 100 000 kg/Jahr) bezüglich ihrer Emissionen in die Umweltmedien Luft und Wasser überschreiten.

Um die österreichischen Deponiebetreiber bei der Erstellung der EPER Meldungen zu unterstützen, wurde im Jahr 2003 vom Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) der sogenannte „Arbeitsbehelf EPER“ zur Abschätzung der Emissionen von Reststoff- und Massenabfalldeponien in Luft und Wasser herausgegeben.

Im Arbeitsbehelf wird empfohlen, Methanemissionen für bestehende Massenabfalldeponien (Hausmülldeponien) mit Ausnahmegenehmigung zur Deponierung unbehandelter Abfälle (bis längstens Dezember 2008) zu berechnen, da für diesen Deponietyp eine Schwellenwertüberschreitung zu erwarten ist. Für Massenabfalldeponien zur Ablagerung von deponiefähigen Rückständen aus der MBA bei Einhaltung des Grenzwertes für GS_{21} [20 NI/kg TS] ist laut Arbeitsbehelf eine Schwellenwertüberschreitung nicht zu erwarten. Das Gleiche gilt für Reststoffdeponien bzw. für Massenabfalldeponien, deren Abfallqualitäten den Grenzwerten der Tabellen 5 und 6 bzw. der Tabellen 7 und 8 der Deponieverordnung Anlage 1 entsprechen. Werden bestehende Massenabfalldeponien (Hausmülldeponien) nach Ablauf der befristeten Ausnahmeregelung (zur Deponierung unbehandelter Abfälle) weiterbetrieben, so sind in der Berechnung der Deponiegasproduktion nur jene Abfallmassen anzusetzen, die vor dem Ablauf der Ausnahmeregelung abgelagert wurden.

9.2 Empfohlenes Berechnungsmodell

Im EPER Arbeitsbehelf wird zur Berechnung der Methanemissionen der einzelnen Deponien das Tabasaran-Rettenberger Modell (siehe Kapitel 6.1) empfohlen, welches auch für die österreichische Inventur verwendet wird. Allerdings gibt es Unterschiede bei zwei der verwendeten Parameter, die das Ergebnis beeinflussen und diese sollen in der Folge diskutiert werden.

9.2.1 Diskussion der unterschiedlichen Parameter

(1) Betrachtungszeitraum

Im EPER Arbeitsbehelf wird empfohlen, zur Berechnung der für das Berichtsjahr relevanten Deponiegasemission die Abfallablagerung der letzten, vor dem Berichtsjahr liegenden 10 Jahre heranzuziehen. Beträgt die Betriebszeit der Deponie weniger als 10 Jahre, so soll die Ablagerungsmenge der tatsächlichen Betriebszeit der Deponie als Berechnungsgrundlage herangezogen werden.

Es wird im Arbeitsbehelf darauf hingewiesen, dass deponiespezifische und individuelle Randbedingungen nicht rechnerisch abgebildet werden können. Um das zu kompensieren und einen Überbefund der Emissionsmengen durch zeitlich ausgedehnte Anwendung des Rechenmodells zu vermeiden, werden die 10 Jahre als Kompromiss vorgeschlagen.

Für die Emissionsberechnung der Österreichischen Luftschadstoffinventur wird für Restmüll ein Betrachtungszeitraum von 31 Jahren herangezogen; betrachtet man nur die Emissionen der vergangenen 10 Jahre, so entstehen nur rund 40 % der in der Inventur berechneten emittierten Methanmenge.

Die gleiche Abschätzung müsste für die anderen abgelagerten Abfälle durchgeführt werden, deren Betrachtungszeitraum in der Inventur 100 Jahre beträgt. Nachdem die Emissionen dieser Abfälle aber mit einem anderen Modell abgeschätzt werden, kann hier kein Prozentsatz berechnet werden. Auf jeden Fall verringert der Betrachtungszeitraum von 10 Jahren auch bei den anderen abgelagerten Abfällen die geschätzten Methanemissionen.

Es kann also gesagt werden, dass ein Betrachtungszeitraum von 10 Jahren zu einem Ergebnis der Emissionsberechnung aus Deponien führen muss, das unter 40 % des Inventurergebnisses liegt.

(2) Biologisch abbaubarer organischer Kohlenstoff (DOC)

Als Grundlage für den Parameter DOC empfiehlt der EPER Arbeitsbehelf die Studie „Reduktion von Treibhausgasen durch Optimierung der Abfallwirtschaft (CH₄)“, P.H. Brunner et al heranzuziehen, wobei folgende Werte für die Fraktion des biologisch abbaubaren Kohlenstoffes pro Tonne Feuchtsubstanz Abfall übernommen werden sollen:

DOC-Restmüll	137 kg/t FS
DOC-Sperrmüll	144 kg/t FS
DOC-Baustellenabfall	84 kg/t FS
DOC-Gewerbe u. Betriebsabfall	50-80 kg/t FS

Abgesehen von dem Kohlenstoffgehalt für Restmüll entsprechen die Gehalte der anderen Abfälle denjenigen, die für die Inventurberechnung verwendet werden. Der Kohlenstoffgehalt Restmüll liegt über dem heute in der Inventur verwendeten, unterscheidet sich aber kaum vom Mittelwert der letzten 10 Jahre. Er hat keinen großen Einfluss auf das Ergebnis.

9.2.2 Deponiebetreiber und EPER-Modell

Grundsätzlich muss betont werden, dass die Kooperation der österreichischen Deponiebetreiber bezüglich EPER Meldungen vorbildlich ist.

Allerdings wird von Betreibern häufig angesprochen, dass die Berechnungsergebnisse trotz des im Vergleich zur Inventur kurzen Betrachtungszeitraums höher liegen, als die gemessenen Methanemissionen auf ihren Deponien. Hier eröffnet sich wiederum die Problematik sowohl der Modellberechnungen, die weder auf spezifische Variablen technischer Art einzelner Deponien noch auf die meteorologischen Bedingungen Rücksicht nehmen, als auch der gängigen Messmethoden, die mit großen Unsicherheiten behaftet sind.

9.3 Gegenüberstellung von EPER Meldungen und Inventurdaten

Die ersten europäischen EPER Meldungen über Methan aus Deponien wurden auf dem schon zitierten Workshop in Kopenhagen von einem Mitglied der EU Kommission präsentiert; sie beinhalten Daten aus 2001 bzw. 2002, die im Jahr 2004 veröffentlicht wurden (www.eper.cec.eu.int). Die Inventurdaten für Methanemissionen aus Deponien für das Jahr 2002 stammen aus den jeweiligen Inventurberichten vom Jahr 2005.

Tabelle 9-1: Vergleich EPER- versus Inventurmeldungen von EU Mitgliedsstaaten für Methanemissionen aus Deponien

Mitgliedsstaat	EPER Meldungen (2001/2002)	Anteil an der EU- Gesamt- meldung	Inventur- meldungen 2002	Anteil an den gesamten EU- Inventur- meldungen 2002	Anteil der EPER Meldung an der Inventur- meldung
	[Gg Methan]	[%]	[Gg Methan]	[%]	[%]
Österreich	34,07	1,7	137,27	4,4	24,8
Belgien	10,68	0,5	48,28	1,6	22,1
Dänemark	-	-	55,05	1,8	-
Finnland	16,4	0,8	77,14	2,5	21,3
Frankreich	20,93	1,0	385,38	12,4	5,4
Deutschland	493,59	24,6	567,71	18,3	86,9
Griechenland	-	-	89,86	2,9	-
Irland	67,38	3,4	60,67	2,0	111,1
Italien	702,21	35,0	464,33	14,90	151,2
Luxemburg	2,75	0,1	2,29	0,07	120,3
Niederlande	-	-	345,38	11,1	-
Portugal	16,88	0,8	72,9	2,3	23,2
Spanien	65,74	3,3	294,19	9,5	22,3
Schweden	2,30	0,1	87,86	2,8	2,6
England	574,18	28,6	420,00	13,5	136,7
EU gesamt	2007,10	100	3108,33	100	64,6

Die Tabelle zeigt, dass EU-weit die bottom-up Ergebnisse der EPER Meldungen mit den top-down Ergebnissen der Inventur nicht übereinstimmen. Die EPER Meldungen von Irland, Italien, Luxemburg und England liegen über den Ergebnissen der Inventurberechnung, während in den anderen EU-Mitgliedsstaaten die Situation umgekehrt ist. Dass in England und Italien der Anteil der EPER Meldungen an der Inventurmeldung weit über 100 % ausmachen soll erscheint ausgesprochen unrealistisch und müsste im Detail nachgeprüft werden.

9.4 Mögliche verantwortliche Faktoren für die Diskrepanz zwischen EPER- und Inventur- Meldungen

Eine mögliche Erklärung für höhere Emissionsangaben bei den Inventurmeldungen ist die Tatsache, dass bei den Inventurberechnungen auch diejenigen Deponien inkludiert sind, die jetzt bereits geschlossen sind und deshalb nicht nach EPER melden müssen.



Eine weitere Erklärung ist, dass kleinere Deponien (< 10 Tonnen pro Tag oder mit einer Gesamtkapazität von < 25.000 Tonnen pro Jahr) nicht nach EPER meldepflichtig sind. Wie bereits eingangs in Kapitel 9 erwähnt, haben in Österreich nur rund die Hälfte der in Betrieb befindlichen Massenabfalldeponien nach EPER gemeldet, was bedeutet, dass es annähernd ebenso viele kleine Massenabfalldeponien geben muss die nicht meldepflichtig sind.

Einen weiteren Beitrag zur Diskrepanz zwischen EPER- und Inventurmeldungen werden auch diejenigen sechs Deponien leisten, die ihre Emissionen nicht nach Tabasaran-Rettenberger berechnet, sondern gemessen haben; zwei weitere Deponien haben ihre Emissionen geschätzt.

Der ausschlaggebende Faktor für die Diskrepanz zwischen EPER und Inventurmeldungen scheint aber dennoch der bei beiden Berechnungsmodellen unterschiedlich lange Betrachtungszeitraum zu sein (siehe Kapitel 9.2.1 (Betrachtungszeitraum)).



10 GESPRÄCHE MIT ÖSTERREICHISCHEN EXPERTEN

Diese Studie soll unter anderem abklären ob es zweckmäßig ist, für die österreichische Treibhausgasinventur 2006 gegebenenfalls das vom IPCC empfohlene Modell zur Berechnung der Emissionen aus Deponien heranzuziehen. Aus diesem Grund war zu entscheiden, welcher Methan-Korrektur-Faktor (MCF siehe Kapitel 7.2.1) zur Berücksichtigung der technischen Ausstattung von Deponien die österreichische Situation am besten beschreibt. Norwegen wendet diesen Faktor für die Berechnung der Methanemission in der Vergangenheit (ab 1945) an (siehe Kapitel 8.3), während beispielsweise England immer mit einem MCF von 1 rechnet.

Gemäß Empfehlung des Auftraggebers wurden zwei Abfallwirtschafts- und ein Altlastenexperte kontaktiert, die auf Grund ihrer langjährigen Erfahrung auf dem Gebiet des Deponiebaus und der Ablagerungspraxis in Österreich eine Empfehlung für die Wahl des Faktors abgeben konnten.

Der **Abfallwirtschaftsexperte A** vertrat folgende Meinung: Die frühen (ca. 1950 bis 1970) „wilden“ Deponien entstanden meistens neben Bahndämmen, in deren ausgebaggerte Gruben Abfälle geworfen wurden; sie waren offen und nicht tiefer als 5 Meter. Ebenso entstanden in Kiesgruben, die ja die Auflage hatten, wieder verfüllt zu werden, Deponien die ebenso wenig abgedeckt waren, außer vielleicht mit Bodenaushub.

Eine gesteigerte Methanproduktion setzte in Folge der Verdichtung von Deponien durch Müllkompaktoren ein. Die Verdichtung hatte den Zweck, mehr Müll ablagern zu können, und dem Rattenbefall und der Verwehung des Abfalls durch den Wind entgegenzuwirken. Die MA 48 setzte Ende der 70er, Anfang der 80er Jahre die ersten Müllkompaktoren ein, durchgesetzt haben sie sich erst ca. 1985.

Der Experte wies auch darauf hin, dass zu Beginn der 80er Jahre in Österreich große Müllkompostanlagen entstanden, in denen der organische Kohlenstoff des Abfalls aerob abgebaut wurde, was indirekt zu einer Reduktion der Methanemissionen beigetragen hat.

Aus den oben genannten Erwägungen ist der Experte der Meinung, dass es zweckmäßig ist, in der Vergangenheit variierende Methankorrekturfaktoren für die Berechnung von Treibhausgasemissionen zu verwenden.

Der **Abfallwirtschaftsexperte B** vertrat folgende Meinung:

Im Zeitraum 1950 bis 1960 wurden auf jeder größeren Deponie in Österreich Verdichter eingesetzt; und zwar wurde bereits allein durch das Ausbringen von Abfällen mit Raupenfahrzeugen auf die Deponie eine Verdichtung erreicht. Aber auch nicht verdichtete Abfälle beginnen Methan zu bilden, vor allem wenn sie in Deponien liegen und der ungehinderte Luftzutritt nicht gewährleistet ist; als Beispiel wurden Komposthaufen angeführt, die ohne Belüftung auch anaerob werden.

Der Experte ist aus diesen Gründen dafür, auch in der Vergangenheit mit einem Methan-Korrektur-Faktor von 1 zu rechnen.

Das Thema Halbwertszeit für abgelagerten Restmüll wurde bei dem Treffen mit dem Abfallwirtschaftsexperten ebenfalls angesprochen. Auf Grund von eigenen Erfahrungen anhand von Untersuchungen auf österreichischen Deponien wurde empfohlen, von einer Halbwertszeit von rund 7 Jahren für Restmüll auszugehen.

Der **Altlastenexperte** erklärte die Entwicklung der Abfallbehandlung in Österreich folgendermaßen: Die Ablagerung in früheren Jahren erfolgte vorwiegend ungeordnet als lockere Schüttung in mehr oder minder kleinen Gemeindedepo­nien, bis sich zu Beginn der 70er Jahre des vorigen Jahrhunderts aufgrund eines seit Ende der 50er Jahre stetig zunehmenden Müllaufkommens nach und nach der kontrollierte Deponiebetrieb in Österreich durchsetzte. Damit verbunden war, vorwiegend zur Schonung der Ressourcen und der Volumskapazitäten, ein verdichteter, lagenmäßiger Einbau, wodurch aufgrund der reduzierten Luftzufuhr der vorwiegend anaerobe Abbau der organischen Inhaltsstoffe forciert wurde. In den folgenden Jahren setzte sowohl in technischer als auch in legislativer Hinsicht eine rapide Entwicklung hinsichtlich der Müllbehandlung in Österreich ein, wobei der Mülltrennung und Vorbehandlung eine immer größere Bedeutung beigemessen wurde. Mit dem Abfallwirtschaftsgesetz 1990 - AWG wurde der erste Schritt in Richtung einer nachhaltigen Abfallwirtschaft gelegt. Mit in Kraft treten der Deponieverordnung 1997 und der zeitgleich erschienenen Novellen zum Wasserrechtsgesetz und Abfallwirtschaftsgesetz wurden die Richtlinien der heutigen Abfallbehandlung gegeben, wonach eine möglichst weit gehende Reduktion des Anteils an abbaubarem Kohlenstoff (DOC) in den abzulagernden Abfällen angestrebt wird.

Der Experte wies auch darauf hin, dass am Umweltbundesamt eine Datenbank existiert, in welcher die Untersuchungsergebnisse von bis dato 217 Alt­ab­lagerungen (= Ablagerungen vor 1989) dokumentiert sind. Diese Datenbank enthält in variierender Vollständigkeit Datensätze über:

- die qualitative Gaszusammensetzung
- die Tiefe
- die Abdeckung
- die Kubatur
- die Zusammensetzung
- den Ablagerungszeitraum

der einzelnen Alt­ab­lagerungen.

11 ERARBEITUNG VON VORSCHLÄGEN FÜR ZUKÜNFTIGE BERECHNUNGEN

Auf Grund der Evaluierung der österreichischen Inventur Methodik wird in dieser Studie vorgeschlagen, für zukünftige Treibhausgas Emissionsberechnungen aus Deponien das IPCC Modell Tier 2 zu verwenden und nicht mehr auf die nationalen Modelle zurückzugreifen. Gründe dafür sind:

- 1) Beide nationalen Modelle waren ursprünglich nicht für eine Berechnung der gesamten österreichischen Emissionen aus Deponien vorgesehen
- 2) Das angewandte Modell von Marticorena berücksichtigt nicht, dass nur ein Teil des abbaubaren Kohlenstoffes in Deponien auch wirklich abgebaut wird
- 3) Das Tier 2 Modell führt zu einer besseren Vergleichbarkeit der Ergebnisse der Mitgliedsstaaten untereinander

Für die Aktualisierung der Eingangsparameter in das Modell werden folgende Vorschläge gemacht:

- Menge der abgelagerten anderen Abfälle (nicht Restmüll)

Durch Literaturrecherche und telefonischen Anfragen an die MA 48 und die Bundesländer konnte dokumentiert werden, dass keine Kenntnisse über die abgelagerte Menge dieser Abfälle vor 1998 vorliegen (Walter, B. (2005) siehe Anhang Kapitel 14.3).

Deshalb wird für zukünftige Berechnungen eine Zeitreihe für die Mengen der abgelagerten anderen Abfälle erstellt werden, die sich am österreichischen Wirtschaftswachstum orientiert.

- Methan-Korrektur-Faktor

Die Meinungen der österreichischen Experten zur Verwendung dieses Faktors gehen auseinander (siehe Kapitel 10).

Unter Abwägung des eigenen Wissensstandes, der Meinung der Experten und der Fachliteratur wird vorgeschlagen für den gesamten Betrachtungszeitraum von einem Methan-Korrektur-Faktor von 1 auszugehen.

- Halbwertszeit

Für Restmüll wird in Anlehnung an die Meinung von österreichischen Experten eine Halbwertszeit von 7 Jahren angenommen, die Halbwertszeit für die anderen abgelagerten Abfälle orientiert sich an den vom IPCC vorgeschlagenen Default Werten (Entwurf der neuen IPCC guidelines, noch nicht veröffentlicht)

- Erfasste Methanmenge auf Deponien

Die erfassten Methanmengen sind der wichtigste Faktor bei der Reduktion der emittierten Treibhausgase aus Deponien. Die letzten erhobenen Zahlen stammen aus dem Jahr 2002 und werden seitdem in der Inventur fortgeschrieben.

Es wird vorgeschlagen eine neue Erhebung bei den Deponien durchzuführen um zu untersuchen, ob es eine Steigerung der erfassten Mengen gibt.

11.1 Auswirkungen auf den National Inventory Report 2006

In Abbildung 7-1 dieses Berichtes wird gezeigt, welchen Einfluss die Auswahl unterschiedlicher Eingangsparameter auf das Ergebnis der Berechnung des gebildeten Methans bei der Ablagerung von Restmüll hat. Variante 1 der Berechnung mit dem Tier 2 Modell beinhaltet bereits die in Kapitel 11 vorgeschlagenen Rechenparameter für Restmüll und es zeigt sich, dass die Ergebnisse nahezu gleich sind mit denjenigen des NIR 2005 (Kurve „nationales Modell“) sind.

Abbildung 7-2 dieses Berichtes zeigt eindeutig, dass für die anderen abgelagerten Abfälle die mit Tier 2 berechnete Variante 1 zu weit geringeren gebildeten Methanmengen führt als die Berechnung mit dem nationalen Modell im NIR 2005.

Auch die gesamten emittierten Methanemissionen berechnet nach den beiden Varianten 1 der Tier 2 Methode liegen um rund 15 % unter den Werten der nationalen Modelle. Berücksichtigt man zusätzlich, dass für den NIR 2006 die Mengen der anderen abgelagerten Abfälle vor 1998 nicht mehr konstant gehalten, sondern an das österreichische Wirtschaftswachstum angepasst werden sollen, so führt dies nochmals zu einer Verringerung der Emissionen.

Das heißt also, dass sich bei der Umstellung des Berechnungsmodells auf die IPCC Methode, die Ergebnisse des NIR 2006 im Vergleich zum NIR 2005 geringer ausfallen werden. Der Emissionstrend 1990 bis 2004 wird allerdings davon kaum berührt werden.



12 ZUSAMMENFASSUNG

Laut EPER (European Pollutant Emission Register) Verordnung, BGBl. II Nr. 300 / 2002 §9 hat das Umweltbundesamt die Widerspruchsfreiheit der österreichischen Emissionsmeldungen untereinander zu überprüfen, und mit Angaben anderer emissionsbezogener Verzeichnisse, die auf Grund internationaler Berichtspflichten Österreichs erstellt werden, zu vergleichen.

Österreich ist verpflichtet, alle drei Jahre einen Bericht über die Emissionen der industriellen Betriebseinrichtungen, zu denen auch Deponien zählen, in Luft und Gewässer zu erstellen (EPER Meldungen). Ebenso ist Österreich verpflichtet, jährlich nationale Treibhausgasinventuren zu erstellen und regelmäßig zu aktualisieren. Diese Inventuren werden seit 1990 vom Umweltbundesamt in Form des „Austria's National Inventory Report“ (NIR) erstellt.

Anlass für die Durchführung dieser Studie war die große Diskrepanz der Ergebnisse dieser zwei Emissionsberechnungen; es sollten die dafür verantwortlichen Ursachen identifiziert werden und es sollten Vorschläge für eine zukünftige Berechnung der Treibhausgasemissionen aus Deponien in Österreich erarbeitet werden, die zu einer realistischeren Abschätzung führen.

12.1 Ursachen für die Diskrepanz zwischen EPER- und NIR-Meldungen

Die folgenden Ursachen für die Diskrepanz zwischen EPER und Treibhausgasinventurmeldungen wurden in dieser Studie identifiziert:

(1) Die wichtigste Ursache ist der unterschiedlich lange Betrachtungszeitraum.

Im EPER Arbeitsbehelf (ÖWAV 2003) wird empfohlen, zur Berechnung die Abfallablagerung der letzten vor dem Berichtsjahr liegenden 10 Jahre heranzuziehen. Für die Emissionsberechnung der Österreichischen Luftschadstoffinventur wird für Restmüll ein Betrachtungszeitraum von 31 Jahren herangezogen. Der Unterschied der Ergebnisse ist groß: betrachtet man nur die Emissionen der vergangenen 10 Jahre, so ergeben sich nur rund 40 % der in der Inventur berechneten emittierten Methanmenge.

(2) Eine weitere Ursache ist das in der Inventur für die Emissionsberechnung der anderen abgelagerten Abfälle (Nicht-Restmüll) (Abfallarten siehe Tabelle 14-3) verwendete Modell von Marticorena, das für die EPER Berechnung nicht herangezogen wird. Dieses Modell geht von der maximal bildbaren Deponiegasmenge der Abfälle aus und führt bei der Inventur zu überhöhten Ergebnissen.

(3) Bei der Inventurberechnung sind auch diejenigen Deponien inkludiert, die bereits geschlossen sind und deshalb nicht nach EPER melden müssen; auch diese Tatsache wird zu den höheren Treibhausgasemissionen in den Inventurmeldungen beitragen, ebenso wie

(4) die Tatsache, dass kleinere Deponien (Aufnahmekapazität von < 10 Tonnen pro Tag oder mit einer Gesamtkapazität von < 25.000 Tonnen pro Jahr) nicht nach EPER meldepflichtig sind, sehr wohl aber in den Treibhausgasemissionsberechnungen der Inventur enthalten sind.

(5) Einen weiteren Beitrag zur Diskrepanz zwischen EPER- und Inventurmeldungen werden auch diejenigen sechs Deponien leisten, die ihre Emissionen nicht nach Tabasaran-Rettenberger berechnet, sondern gemessen haben; zwei weitere Deponien haben ihre Emissionen geschätzt..

12.2 Kritikpunkte am NIR Modell

(1) Bei der Suche nach einer Erklärung für die Diskrepanz zwischen EPER- und NIR-Meldungen wurde auch die Studie „Methanemissionen aus Deponien – Bewertung von Messdaten (METHMES)“ von Fellner et al. 2003 evaluiert. Die Autoren stellen fest, dass im Mittel mit dem österreichischen Modell eine doppelt so hohe Emissionsfracht an Methan berechnet wird, als sie auf Deponien gemessen wird. Grund dafür sei einerseits ein zu hoch angesetzter Rechenwert für den Gehalt an biologisch abbaubarem Kohlenstoff im Restmüll, andererseits die Tatsache, dass unter Deponiebedingungen nur ein Teil des biologisch abbaubaren Kohlenstoffes tatsächlich abgebaut wird.

Einer dieser Kritikpunkte wurde bereits berücksichtigt: bei der Erstellung der Treibhausgasinventur im Jahr 2004 wurde der Gehalt an biologisch abbaubarem Kohlenstoff im Restmüll revidiert. Es wurde eine Zeitreihe für diesen Parameter in die Emissionsberechnung einbezogen, die vor allem die getrennte Sammlung von Bioabfällen und die verstärkte Sammlung von Papier und die damit einhergehende Entfrachtung des Restmülls von organischem Kohlenstoff berücksichtigt.

Was den zweiten Kritikpunkt betrifft ist festzustellen, dass im verwendeten Modell von Tabasaran- Rettenberger zur Bestimmung der Treibhausgasemissionen aus Restmüll nur 70 % des abbaubaren Kohlenstoffes in die Berechnung einfließen. Allerdings ist dieser Prozentsatz laut IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) Good Practice Guidance (IPCC 2000) noch immer zu hoch. Dort wird empfohlen für den Fall, dass der Lignin Kohlenstoff im abbaubaren Kohlenstoffgehalt inkludiert ist, einen Wert zwischen 50 und 60 % anzunehmen, da Lignin unter anaeroben Bedingungen so gut wie nicht abgebaut werden kann.

Das Modell von Marticorena allerdings, das in der nationalen Inventur für die Berechnung der Treibhausgasemissionen der anderen abgelagerten Abfälle (Nicht-Restmüll) (Abfallarten siehe Tabelle 14-3) herangezogen wird, geht von einem vollständigen Abbau des organischen Kohlenstoffes aus, was zu einer überhöhten Menge an berechneten Methanemissionen führt.

(2) Kritik am österreichischen Modell kam auch von der Europäischen Kommission. Sie bezieht sich auf die Mengen der anderen abgelagerten Abfälle, die im Zeitraum zwischen 1950 und 1998 auf Grund fehlender Daten konstant gehalten wurden. Der Vorschlag der Kommission, die fehlenden Mengen mit dem Wirtschaftswachstum zu korrelieren, wird für die kommende Inventurberechnung aufgegriffen.

12.3 Von der EU empfohlene Berechnungsmodelle für die Treibhausgasinventur

Auf EU-Ebene werden zwei unterschiedliche Modelle zur Berechnung von Methanemissionen aus Deponien empfohlen, nämlich das so genannte Tier 1 und das Tier 2 Modell. Welches Modell angewendet werden kann, hängt von der



jeweiligen Datenverfügbarkeit in den einzelnen Mitgliedsstaaten ab. Für Tier 2, ein Modell für den Abbau erster Ordnung, benötigt man historische Daten über die Mengen an deponierten Abfällen über Jahrzehnte hinweg, wohingegen für die Verwendung des Tier 1 Modells nur die aktuellen deponierten Abfallmengen notwendig sind. Die EU-Kommission befürwortet allerdings, wann immer möglich, Tier 2 anzuwenden, und fehlende Daten durch plausible Abschätzungen zu ergänzen.

Die EU-15 Mitgliedsstaaten verwenden für ihre Emissionsberechnung das Tier 2 Modell oder ähnliche Modelle erster Ordnung mit Ausnahme von Griechenland (Tier 1) und Luxemburg. Die neuen Mitgliedsstaaten verwenden üblicherweise den Tier 1 Ansatz, da die für Tier 2 benötigten Daten nicht zur Verfügung stehen bzw. nicht abgeschätzt werden können.

In der vorliegenden Studie wurden die Treibhausgasemissionen aus österreichischen Deponien mit dem Tier 2 Modell berechnet und die Ergebnisse mit denjenigen des Österreichischen Modells verglichen. Der Vergleich zeigte, dass für Restmüll (Berechnung nach Tabasaran-Rettenberger) die Ergebnisse beider Modelle nahezu ident sind; für die anderen abgelagerten Abfälle (Berechnung nach Marticorena) dagegen liegen die Ergebnisse des nationalen Modells im Schnitt um 35 % über den Ergebnissen des Tier 2 Modells. Die Ergebnisse des Tier 2 Modells werden als realistischer angesehen, da das Modell von Marticorena von der maximal bildbaren Deponiegasmenge der Abfälle ausgeht.

12.4 Vorschläge für die zukünftige Berechnung der Treibhausgasemissionen aus Deponien in Österreich (NIR 2006)

Für die zukünftige Berechnung der Treibhausgasemissionen aus Deponien in Österreich wird vorgeschlagen das Tier 2 Modell zu verwenden.

Obwohl die meisten EU-15 Mitgliedsstaaten das Tier 2 Modell verwenden sind die berechneten spezifischen Emissionen wegen unterschiedlich gewählter Eingangsparameter unterschiedlich. Um herauszufinden welche Rechenparameter die Ergebnisse des Tier 2 Modells am meisten beeinflussen, wurden in dieser Studie unterschiedliche Varianten sowohl für Restmüll, als auch für die anderen abgelagerten Abfälle berechnet und die Ergebnisse untereinander, als auch mit den Ergebnissen der nationalen Inventur verglichen. Die einflussreichsten Parameter sind (1) der Methan-Korrektur-Faktor (er berücksichtigt die technische Ausrüstung von Deponien): für Methan-Korrektur-Faktoren kleiner 1 fallen die Ergebnisse der Emissionsberechnung weit niedriger aus als ohne Berücksichtigung dieses Faktors. (2) der dissimilierte Anteil des abbaubaren Kohlenstoffes: je höher der Anteil des Kohlenstoffes, der letztlich abgebaut wird, desto größer die Methanemission aus Deponien und (3) die Halbwertszeit: je länger die angenommene Halbwertszeit eines Abfalls, umso geringer sind die anfänglichen Emissionen und umso langsamer nehmen die Emissionen ab.

Um geeignete Eingangsparameter für das Tier 2 Modell zu wählen, welche die konkrete österreichische Situation widerspiegeln, wurden Abfallwirtschafts- und Altlasten-Experten konsultiert. Als Ergebnis dieser Gespräche wird hier vorgeschlagen (1) für den gesamten Betrachtungszeitraum von einem Methan-Korrektur-Faktor von 1 auszugehen und (2) die Halbwertszeit für den Abbau von organischem Kohlenstoff im Restmüll mit 7 Jahren anzunehmen.



Die Umstellung der Berechnungsmethode im NIR für die Treibhausgasemissionen aus Deponien wird zu einer Reduktion der berechneten Emissionen und damit zu einer Verringerung der Diskrepanz zwischen EPER- und Inventurmeldungen führen.



13 LITERATUR

- Barry, D., Gregory, B., Harries, C. (2004): „Minimising Methane Emissions from MSW landfills“, Applied research project funded by Shanksfirst, Biffaward and Environment Agency, Atkins Environment, England
- Baumeler, A., Brunner, P.H., Fehringner, R., Kisiakova, A., Schachermayer, E. (1998): „Reduktion von Treibhausgasen durch Optimierung der Abfallwirtschaft“, Schriftenreihe der Energieforschungsgemeinschaft, 650/457; Hrsg. Verband der Elektrizitätswerke Österreichs (VEÖ), Wien.
- Fellner, J., Schöngrundner, P., Brunner, P.H. (2003): „Methanemissionen aus Deponien – Bewertung von Messdaten (METHMES)“, Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Wien
- Flögl, W. (2002): „Klimarelevanz der Deponien in Oberösterreich“, Dr. Flögl Hydro Consulting Engineers, Linz.
- Gilberg, U., De Lauretis, R., Gonella, B., Villanueva, A. (2005): „Waste management in Europe and the Landfill Directive“, European Topic Centre on Resource and Waste Management, European Environment Agency
- Gregory, R.G., Gillett, A.G., Bradley, D. (2003): „Methane Emissions from Landfill Sites in the UK“, Land Quality Management Ltd, Nottingham
- Hackl, A., Mausitz, G. (1999) „Beiträge zum Klimaschutz durch nachhaltige Restmüllbehandlung (Klimarelevanz der Abfallwirtschaft II)“, Band 19/1999, Schriftenreihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie
- HÄUSLER, G. (2001) „Emissionen aus österreichischen Abfalldeponien in die Jahren 1980-1998“, Interne Berichte IB-623, Umweltbundesamt, Wien
- IPCC (1996): „Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories“
- IPCC (2000): „Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories“
- Jacobs, J., Scharff, H. (2003): „Comparison of methane emission models to methane emission measurements“, Afvalzorg Deponie BV, Haarlem, Netherlands
- Krümpelbeck, I. (2000): „Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien“ Dissertation im Fachbereich Bauingenieurwesen der Bergischen Universität - Gesamthochschule Wuppertal
- Martcorena, B., Attal, A., Camacho, P., Manem, J., Hesnault, D., Salmon, P. (1993): „Prediction Rules for Biogas Valorisation in Municipal Solid, Waste Landfills“, Water Science and Technology, 27(2): 235-241.
- ÖWAV (2003): „Arbeitsbehelf zur Abschätzung von Emissionen in Luft und Wasser“, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Marc-Aurel-Straße 5, Wien
- Rolland, C., Oliva, J. (2004): „Erfassung von Depomiegas – Statusbericht von Österreichischen Deponien“, Bericht 236, Umweltbundesamt, Wien



Rolland, C., Scheibengraf, M. (2003): „Biologisch abbaubarer Kohlenstoff im Restmüll“, Bericht 238, Umweltbundesamt, Wien

ROLLAND, C. (2003). Neuberechnung der Zeitreihe Restmüllmenge. Interne Tabelle, Umweltbundesamt, Wien.

Tabasaran, O., Rettenberger, G. (1987): „Grundlage zur Planung von Entgasungsanlagen“, Müllhandbuch Nr. 4547, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Umweltbundesamt (2005): „Austria's National Inventory Report 2005“, Bericht 268

Walter, B. (2005), Interne Recherche, Umweltbundesamt, Wien.

14 ANHANG

14.1 Abgelagerte Abfallmengen NIR 2005

Tabelle 14-1: Zeitreihe der abgelagerten Restmüllmengen

	deponierte Restmüllmengen	Quelle
	[t Feuchtsubstanz]	
1950	1.230.524	Basis: Hackl & Mauschitz (1999), extrapoliert von Häusler (2001), adaptiert von Rolland (2003) (Rolland erhöhte die Zahlen von Hackl & Mauschitz (1999) um jenen Anteil, der dem Restmüll aus Gewerbe und Industrie entspricht)
1951	1.238.895	
1952	1.238.895	"
1953	1.247.266	"
1954	1.247.266	"
1955	1.255.637	"
1956	1.255.637	"
1957	1.264.008	"
1958	1.264.008	"
1959	1.267.691	"
1960	1.267.691	Basis: Hackl & Mauschitz (1999), adaptiert von Rolland (2003)
1961	1.478.303	"
1962	1.372.997	"
1963	1.232.199	"
1964	1.373.834	"
1965	1.513.461	"
1966	1.601.523	"
1967	1.619.437	"
1968	1.717.544	"
1969	1.760.068	"
1970	1.886.804	"
1971	1.934.686	"
1972	1.549.289	"
1973	1.535.895	"
1974	1.602.026	"
1975	1.697.789	"
1976	1.633.500	"
1977	1.637.686	"
1978	1.629.650	"
1979	1.575.071	"
1980	1.598.845	"
1981	1.545.271	"
1982	1.605.541	"
1983	1.457.376	"
1984	1.501.072	"
1985	1.466.752	"
1986	1.278.239	"
1987	1.617.261	"
1988	1.919.953	"
1989	2.297.979	"
1990	1.995.747	"
1991	1.799.718	"
1992	1.614.157	"
1993	1.644.718	"
1994	1.142.067	"
1995	1.049.709	"
1996	1.124.169	"
1997	1.082.634	Basis: unbekannt
1998	1.081.114	Deponiedatenbank Abfrage 2003
1999	1.083.618	"
2000	1.052.061	"
2001	1.032.895	"
2002	1.347.795	"
2003	1.347.795	von 2002 fortgeschrieben



Tabelle 14-2: Schätzung der Mengen der abgelagerten anderen Abfälle

	deponierte andere Abfälle	Quelle
	[t Feuchtsubstanz]	
1950	778.980	von 1998 rückgeschrieben
1951	778.980	"
1952	778.980	"
1953	778.980	"
1954	778.980	"
1955	778.980	"
1956	778.980	"
1957	778.980	"
1958	778.980	"
1959	778.980	"
1960	778.980	"
1961	778.980	"
1962	778.980	"
1963	778.980	"
1964	778.980	"
1965	778.980	"
1966	778.980	"
1967	778.980	"
1968	778.980	"
1969	778.980	"
1970	778.980	"
1971	778.980	"
1972	778.980	"
1973	778.980	"
1974	778.980	"
1975	778.980	"
1976	778.980	"
1977	778.980	"
1978	778.980	"
1979	778.980	"
1980	778.980	"
1981	778.980	"
1982	778.980	"
1983	778.980	"
1984	778.980	"
1985	778.980	"
1986	778.980	"
1987	778.980	"
1988	778.980	"
1989	778.980	"
1990	778.980	"
1991	778.980	"
1992	778.980	"
1993	778.980	"
1994	778.980	"
1995	778.980	"
1996	778.980	"
1997	778.980	von 1998 rückgeschrieben
1998	778.980	Deponiedatenbank Abfrage 2003
1999	842.070	"
2000	842.114	"
2001	765.204	"
2002	802.630	"
2003	802.630	von 2002 fortgeschrieben

14.2 Den Schlüsselnummern zugeordnete Abfallarten (= andere abgelagerte Abfälle)

Tabelle 14-3: Den Schlüsselnummern zugeordnete Abfallarten

Fraktion	Schlüsselnummer	Abfallart gemäß ÖNORM S 2100
Holz	17102	Schwarten und Spreissel aus sauberem, unbeschichtetem Holz
Holz	17201	Holzemballagen und Holzabfälle, nicht verunreinigt
Holz	17211	Sägemehl und -späne, durch organische Chemikalien (z.B. Mineralöle, Lösemittel, Lacke, organische Beschichtungen verunreinigt)
Holz	17202	Bau- und Abbruchholz;
Holz	17207	Eisenbahnschwellen
Holz	17209	Holz (z.B. Pfähle und Maste) ölprägniert
Holz	181; wahrscheinlich 18 101	Abfälle aus der Zellstoffherstellung (Spuckstoffe, Aste)
Summe Holz	17102, 17201, 17202, 17207, 17209, 17211, 18101	
	187: Diese dreistellige Schlüsselnummern-Untergruppe dient jenen Betrieben als „Auffang-Schlüsselnummer“, die ihre spezifischen Abfälle keiner der dieser Untergruppe zugehörigen fünfstelligen Schlüsselnummern zuordnen können.	
Papier		Papier- und Pappeabfälle
Papier	18407	Rückstände aus der Altpapieraufbereitung
Papier	18702	Papier und Pappe beschichtet
Summe Papier	187, 18407, 18702	
Textilien	58105	Wolle
Textilien	58106	Pflanzenfasern (Baumwolle und Leinen)
Textilien	58107	Stoff- und Gewebereste, Altkleider
Leder	14702	Chromlederabfälle aus der Verarbeitung
Summe Textilien	58105, 58106, 58107, 14702	
Baustellenabfälle	91206	Baustellenabfälle (ohne Restmüllanteil)
	91105	Haumüll und haumüllähnliche Gewerbeabfälle, mechanisch-biologisch vorbehandelt
Sperrmüll	91 401	Sperrmüll
Sortierreste	91102	Rückstände aus der biologischen Abfallbehandlung
Sortierreste	91103	Rückstände aus der mechanischen Abfallaufbereitung
Summe Rotteendfraktion, Sperrmüll u. Sortierreste	91105, 91401, 91102, 91103	
	949; wahrscheinlich 94 901	Abfälle aus der Gewässernutzung
Schlämme	947 besteht von der Menge her hauptsächlich aus 94 701 und 94 704	Rückstände aus der Kanalisation und Abwasserbehandlung (ausgenommen Schlämme)
Schlämme	945	Stabilisierte Schlämme aus mechanisch-biologischer Abwasserbehandlung
Schlämme	948	Schlämme aus der Abwasserbehandlung
Schlämme	14402	Gerbereischlamm
Summe Schlämme etc.	94901, 947, 945, 948, 14402	
Grünabfälle	91104	biogene Abfallstoffe getrennt gesammelt
Grünabfälle	91202	Küchen- und Kantinenabfälle
Grünabfälle	91 601	Viktualienmarktabfälle
Grünabfälle	917	Grünabfälle
	davon 91 701	Garten- und Parkabfälle
	davon 91 702	Friedhofsabfälle
Summe Grünabfälle	91104, 91202, 91601, 917	
Fette	123	Abfälle aus der Produktion pflanzlicher und tierischer Fette und Wachse

14.3 Ergebnisse der Recherche zu den Mengen der anderen abgelagerten Abfälle (Walter, B. 2005)

14.3.1 Literaturrecherche

Es konnten in der Literatur keine Angaben über deponierte Mengen an anderen abgelagerten Abfällen ab dem Jahr 1950 gefunden werden.

Lediglich für das Jahr 1983 erhob das ÖBIG (PILLMANN et al (1986), Seite 196, Tabelle B 21) das Aufkommen von Nicht-Restmüll, wobei die dabei angeführten Schlüsselnummern Ähnlichkeiten mit derzeit aktuellen Schlüsselnummern aufweisen. In diesem Zusammenhang fehlt allerdings ein Hinweis, welche Mengen davon deponiert wurden. Weiters sind die angeführten Mengen auf eine Rücklaufquote von 67,2 % der ausgesendeten Fragebögen zurückzuführen. Eine Hochrechnung auf 100% wurde nur im Hinblick auf die Gesamtmenge des Nicht-Restmüllaufkommens, nicht aber im Hinblick auf die einzelnen Abfallfraktionen gemacht.

14.3.2 Umfrage bei den Bundesländern

Bundesland	Kontakt beim Amt der LR	Aussage
Burgenland	Referat - Abfallwirtschaft Hr. DI Höller 02682/ 600 - 2509	Es gibt keine Daten. Bei manchen Deponien wurden Volumina abgeschätzt. Es gibt aber keine Infos darüber, welche Abfälle abgelagert wurden. Dazu wären Analysen notwendig.
Kärnten	Hr. DI Rabitsch 050/536-31501	Es gibt Daten seit 1990. Diese sind auf der Homepage www.umwelt.ktn.gv.at , Abfallwirtschaft, Altlastensanierung, Abfalldaten, Tabellen zu finden. Es handelt sich dabei um angefallene und auch um deponierte Mengen.
Oberösterreich	Frau Mag. Kreisl 0732-7720-14511	Es gibt keine Daten. Frau Kreisl wird recherchieren und ruft gegebenenfalls zurück.
Salzburg	Abt. Abfallwirtschaft Hr. Dr. Schneckleitner 0662-8042-4553	Es liegen keine Zahlen auf. Ev. müsste direkt bei den Deponiebetreibern nachgefragt werden. Da aber sehr viele illegale Deponien bestanden haben, ist dies schwierig
Steiermark	Abteilung 19 DI Mitterwallner 03167 877-2157	von Restmüll liegen Daten seit ca. 1990 auf, davor nicht. Nicht-Restmüll wurde nicht erhoben. Falls noch Daten auftauchen wird Herr DI Mitterwallner verlässlich zurückrufen.
Tirol	DI Rudolf Neurather 0512-508-3456	Daten gibt es erst ab 1990. Diese sind auch im Internet unter www.tirol.gv.at/themen/umwelt/abfall/index.shtml unter Abfallstatistik, Deponieerhebung, Massendeponie abrufbar.
Vorarlberg	Abt. Abfallwirtschaft Ing Klaus Steuer, 05574 / 511 - 26612	Es gibt keine Daten, falls noch welche auftauchen wird er zurückrufen.
Wien	Magistratsabteilung 48 Frau DI Ulrike Volk 58817 – 96152	Daten für die letzten 15 Jahren könnten (mit viel Arbeitsaufwand) aus den Leistungsberichten erhoben werden. Diese betreffen aber lediglich folgende Abfallfraktionen: Straßenaufbruch, Bauschutt, Betonausbruch, (Einkehrriesel), und nur die Deponie Rautenweg. Industrielle Abfälle wurden auf Deponien nach NÖ gebracht, darüber gibt es keine Daten.
Niederösterreich	Abteilung Umweltwirtschaft und Raumordnungsförderung Frau DI Lenz 02742 – 9005 – 15336	Es gibt keine Daten! (weder welche aus der Vergangenheit, noch aktuelle, weder für Restmüll, noch welche für Nicht-Restmüll)



14.4 Zahlenreihen für die Abbildung 7-1, Abbildung 7-2 und Abbildung 7-3

Tabelle 14-4: Restmüll: Vergleich der gebildeten Methanmengen verschiedener nach Tier 2 berechneten Varianten mit dem nationalen Modell (Tabasaran-Rettenberger)

	Nationales Modell	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4
	Gg Methan/a				
1980	150,74	148,14	127,71	190,12	93,18
1981	149,94	147,64	128,55	189,47	95,16
1982	149,65	147,71	129,66	189,56	97,38
1983	148,25	146,48	129,94	187,98	98,36
1984	147,29	145,74	130,44	187,04	99,55
1985	146,15	144,78	130,72	185,80	100,38
1986	143,65	142,27	130,01	182,57	102,05
1987	143,92	142,94	131,10	183,44	106,52
1988	146,47	146,19	133,70	187,61	113,20
1989	151,69	152,43	138,12	195,61	122,55
1990	153,49	154,61	140,22	198,42	127,55
1991	153,11	154,22	140,80	197,92	129,71
1992	150,76	151,73	140,07	194,73	129,54
1993	148,27	149,03	139,11	191,25	128,92
1994	142,56	142,56	135,82	182,95	124,35
1995	136,28	135,65	132,08	174,08	119,16
1996	130,39	129,39	128,56	166,05	114,45
1997	124,29	123,03	124,82	157,89	109,50
1998	118,65	117,26	121,28	150,48	105,01
1999	112,99	111,60	117,69	143,22	100,50
2000	107,61	106,32	114,20	136,44	96,26
2001	102,53	101,43	110,85	130,17	92,33
2002	99,17	98,58	108,62	126,51	90,33
2003	96,34	96,00	106,52	123,19	88,53

Tabelle 14-5: andere Abfälle: Vergleich der gebildeten Methanmengen verschiedener nach Tier 2 berechneten Varianten mit dem nationalen Modell (Marticorena)

	Nationales Modell	Variante 1	Variante 2
		[Gg/a]	
1980	62,88	40,60	23,80
1981	63,67	41,13	24,66
1982	64,44	41,65	25,47
1983	65,18	42,14	26,23
1984	65,90	42,62	26,95
1985	66,60	43,08	27,63
1986	67,28	43,52	28,92
1987	67,93	43,95	30,11
1988	68,57	44,36	31,23
1989	69,18	44,76	32,27
1990	69,78	45,14	33,24
1991	70,36	45,51	34,16
1992	70,92	45,87	35,02
1993	71,46	46,21	35,84
1994	71,99	46,54	36,61
1995	72,50	46,86	37,35
1996	72,99	47,17	38,04
1997	73,47	47,47	38,71
1998	73,94	47,76	39,34
1999	74,90	48,13	40,05
2000	74,88	48,07	40,29
2001	75,19	48,00	40,52
2002	75,08	48,18	40,98
2003	75,07	48,36	41,44



Tabelle 14-6: gesamte Abfälle: Vergleich der emittierten Methanmengen (Gas erfassung und Methanoxidation abgezogen) verschiedener nach Tier 2 berechneter Varianten mit den nationalen Modellen

	Summe nationale Modelle	Variante 1 Restmüll u. Variante 1 andere Abfälle	Variante 4 Restmüll u. Variante 2 andere Abfälle
	[Gg/a]		
1980	192,26	169,87	105,28
1981	192,25	169,89	107,84
1982	192,68	170,42	110,56
1983	192,03	169,70	112,07
1984	191,82	169,47	113,78
1985	191,35	168,95	115,09
1986	189,65	167,03	117,69
1987	190,06	167,59	122,36
1988	192,92	170,88	129,37
1989	197,85	176,53	138,40
1990	197,34	176,18	141,11
1991	196,82	175,46	143,18
1992	192,51	170,84	141,10
1993	190,26	168,22	140,79
1994	182,35	159,45	134,12
1995	174,64	151,01	127,60
1996	167,23	143,09	121,43
1997	160,94	136,40	116,33
1998	156,13	131,32	112,71
1999	151,14	125,79	108,53
2000	145,55	120,26	104,21
2001	140,39	114,93	100,01
2002	137,27	112,53	98,63
2003	134,71	110,37	97,41