

Ökologischer, energetischer und ökonomischer Vergleich von Vergärung, Kompostierung und Verbrennung fester biogener Abfallstoffe

Ausgearbeitet durch

Arbeitsgemeinschaft Bioenergie, arbi, Baar
und
Umwelt- und Kompostberatung Schleiss, Baar

Im Auftrag von

BFE, Bundesamt für Energie
und
**BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und
Landschaft**

Inhaltsübersicht

i	Dank	1
ii	Glossar	3
1a	Abstract	4
1b	Zusammenfassung	6
2	Ausgangslage, Ziel, Aufbau der Studie	9
3	Die verglichenen Verfahren	11
	KG: geschlossene, automatisierte Kompostierung	11
	Datenerhebung bei KEWU, Krauchthal, BE	12
	KO: offene Kompostierung	13
	Datenerhebung bei Firma Gerber, Fehraltorf, ZH	13
	VN: thermophile Vergärung mit Nachrotte	14
	Datenerhebung bei KOMPOGAS, Otelfingen, ZH	15
	Kombinierte Verfahren	17
	VG: Vergärung mit geschlossener Kompostierung	18
	Datenerhebung bei Allmig, Baar, ZG	18
	VO: Vergärung mit offener Kompostierung	16
	Datenerhebung bei ROMOPUR, Kefikon/Kompostplatz Winterthur	16
	KVA: Kehrlichtverbrennungsanlage	21
4	Annahmen und Berechnungsgrundlagen	23
	Grösse und Standort der Anlagen	23
	Abfallzusammensetzung	24
	Abbaugrad und Energieausbeute	25
	Systemgrenzen	27
	Emissionen in die Luft, Abwärme	28
	Emissionen ins Wasser	30
	Kompostqualität	30
	Annahmen auf Ebene der Sachbilanz	32
5	Arbeitsvorgehen, Methoden	33
	Ablauf der Ökobilanz	33
	Sachbilanz / Ökoinventar	34
	Wirkungsbilanz	36
	Bewertung	36
	Allokationen	39
	Vergleichsuntersuchung / Sensitivitäten	39
	Ökonomische Methoden	40
	Messung von Emissionen in die Luft	42
	Berechnung der Methanemissionen	46
6a	Resultate: Ökobilanz	47
	Gasmessungen	47
	Sachbilanz	49
	Wirkungsbilanz	52
	Bilanzen mit Ecoindicator 95+	54

	Sensitivitäten	57
	Schwermetalle	57
	Treibhauseffekt	58
	Verbauerung	59
	Überdüngung	61
	Gesamtpformance der Prozesse	62
6b	Resultate: Energiebilanz	66
	Energieaufwand, bzw. -ertrag	66
	Energiefreisetzung	68
6c	Resultate: Ökonomie	71
	Ausgangslage	71
	Kostenübersicht	72
	Investitionskosten	73
	Fixe Betriebskosten	74
	Variable Betriebskosten	75
	Behandlungskosten pro Tonne	76
	Sensitivitäten	78
	Landpreis	78
	Abschreibungsdauer	79
7	Diskussion, Schlußfolgerungen	81
	Ökologischer Vergleich	81
	Vergleich mit ähnlich gelagerten Studien	81
	Allgemeine Annahmen	83
	Methanemissionen	85
	Weitere Emissionen in die Luft	87
	Nährstoffgutschriften	89
	Schwermetalle	90
	Transportaufwand	93
	Gesamtpformances	94
	Energetischer Vergleich	96
	Ökonomischer Vergleich	97
	Biotechnologische Verfahren	97
	Kehrichtverbrennung	98
	Kosten der Einsammlung	100
	Schlussfolgerungen	101
	Verfahrensvergleich	101
	Zukunftsperspektiven	103
8	Literaturverzeichnis	106
9	Anhang	111
	Grösse der untersuchten Praxisanlagen	111
	Datenerhebung auf den Anlagen	111
	Gasmessungen	112
	Zusammensetzung von Biogas	115
	Sensitivitäten mit UBP	116
	Sensitivitäten mit ECONDICATOR 95+	117
	Adresse der Autoren	118

Vorwort zur zweiten Auflage

Die in der vorliegenden Arbeit erhobenen Daten wurden mit “*Ecoindicator95+*”, einer Weiterentwicklung von *Ecoindicator95*, bewertet. Unterdessen ist *Ecoindicator2000* erschienen.

Mit diesem gegenüber *Ecoindicator95+* noch weiter verbesserten und erweiterten Bewertungstool wurden die Daten nachträglich ebenfalls gerechnet und bewertet. Es zeigte sich dabei, dass mit der neuen Version *Ecoindicator2000* die Resultate noch deutlicher zugunsten der Vergärung sprechen, als dies in diesem Bericht zum Ausdruck kommt.

im Februar 2001

Werner Edelmann

Dank

Wir danken herzlich den Bundesämtern
BFE, Bundesamt für Energie, und
BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft,
welche diese Studie mit namhaften Beträgen unterstützt haben.
Ein ganz spezieller Dank geht an Steffi Hellweg und Niels Jungbluth,
UNS ETH, welche viel Arbeitszeit und Infrastruktur für die Rechengänge
zur Verfügung stellten und die KVA mit unseren Eingaben rechneten.

Ebenfalls gedankt sei Jürgen Kanitz, Fresenius Umwelttechnik, für das
Überlassen des Airtox-Messgeräts, sowie allen Anlagebetreibern
für die stets kooperative Zusammenarbeit.

Last, but not least danken wir all jenen, die uns durch wertvolle Anregungen
zum Nachdenken anregten, wie auch für kritisches Lektorat der Manuskripte.

Arbeitsgemeinschaft Bioenergie, CH-6340 Baar
und
Umwelt-und Kompostberatung, CH-6340 Baar

An dieser Studie haben mitgearbeitet:

Werner Edelmann, Dr. sc.nat. ETH, arbi
Konrad Schleiss, Dr. sc.tech. ETH

Adriano Joss, Dr. sc.tech.ETH, arbi
Monika Ilg, Laborantin, arbi
Heinz Steiger, dipl. Geograph, Uni Bern

Glossar:

aerober Abbau: Abbau mit Hilfe von Sauerstoff

anaerober Abbau: Abbau unter Ausschluss von Sauerstoff

biogen: biologischen Ursprungs, der Biomasse entstammend; d.h. organische Verbindungen, welche nicht aus fossilen Quellen stammen

funktionelle Einheit: Grundeinheit, auf welche sich sämtliche Emissionen und Berechnungen einer Ökobilanz beziehen (Hier: die Behandlung eines kg Abfalls definierter Zusammensetzung)

Ökobilanz: (Environmental Impact Assessment) Resultat der Bewertung von Umwelteinwirkungen eines Prozesses: Gewichtung der Umwelteinwirkungen von einzelnen *Wirkungskategorien* nach (je nach Bewertungsmethode subjektiv definierbaren) Kriterien. So wird die relative Bedeutung von Auswirkungen einzelner *Wirkungskategorien* untereinander vergleichbar, und für den Prozess kann eine Gesamtpunktzahl ermittelt werden, welche die Summe der umweltrelevanten Auswirkungen und Begleiterscheinungen veranschaulicht

Ökofaktor (Umweltfaktor): Einflussgrösse auf die Umwelt (hier: mit dem Prozess verbundene Emission, welche eine Auswirkung auf die Umwelt zeigt)

Ökoinventar (Life Cycle Inventory): Summe sämtlicher Emissionen, welche beim untersuchten Vorgang wie auch bei der Herstellung, Benutzung und Entsorgung der dazu notwendigen Güter und Ressourcen entstehen (bzw. eingespart werden), d.h. Auflistung der für den betrachteten Vorgang relevanten *Ökofaktoren*.

Sachbilanz: Summe aller materiellen Güter und (Energie-)Ressourcen, welche für den betrachteten Prozess benötigt werden, sowie der Emissionen, welche beim betrachteten Vorgang freigesetzt werden.

Sensitivitätsanalyse: Abklärung, wie stark eine variable Grösse das Resultat beeinflusst, indem deren Eingabewerte verändert werden, um die Veränderungen der Resultate verfolgen zu können.

Thermophile Vergärung: Vergärung bei einer Gärtemperatur von rund 57 C.

Umweltprofil: Auflistung der Resultate der einzelnen Wirkungskategorien einer *Wirkungsbilanz*.

Wirkungsbilanz: Gruppierung und Zusammenfassung aller *Ökofaktoren* entsprechend ihrer Wirkungen in *Wirkungskategorien*, welche je nach Bewertungsmethode unterschiedlich abgegrenzt sein können.

Wirkungskategorie: Umweltrelevante Wirkungsbereiche von *Ökofaktoren*, welche je nach eingesetzter Methode vorgängig definiert werden. Sämtliche *Ökofaktoren* werden auf Referenzfaktoren bezogen, welche für die einzelnen Kategorien typisch sind, und entsprechend ihres Wirkungspotenzials mit einem Gewichtungsfaktor multipliziert. (z.B. Ausdrücken der Summe aller treibhausaktiven Ökofaktoren in Form von CO₂-Äquivalenten in der Wirkungskategorie "Treibhauseffekt")

1a Abstract

This study compares different technologies for the treatment of biogenic wastes: Open windrow and enclosed tunnel composting, anaerobic digestion, combinations of composting and digestion as well as incineration in an incineration plant. The comparison includes an ecological comparison (environmental impact assessment) as well as energetic and economic comparisons. The basic data are derived from measurements on Swiss full size waste treatment plants.

For an improved comparison, all biotechnological treatment plants were standardized to a treating capacity of 10'000 tons per year, what refers to a typical size of professional plants for biotechnological waste treatment in Switzerland. For the incineration plant (including gas scrubbing), the effects of incinerating 10'000 tons of biogenic wastes together with a corresponding amount of “gray” waste in a plant with a treating capacity of 100'000 tons per year were calculated. An elementary waste composition was defined taking into account, that the biogenic waste had to be treated with pure aerobic as well as with pure anaerobic technologies. The functional unit of the impact assessment was defined to be the treatment of 1 kg of biogenic wastes. (For better reading, data are presented for the yearly treating capacity of 10'000 tons, however). For covering the external electricity need and for the determination of the effects of an electricity surplus, it was calculated with a mean electricity mixture of the European Communities (fossil, nuclear, hydro etc.).

The environmental impact assessment includes the emissions while running the plants as well as those occurring while constructing and breaking them down. The effects of the emissions on environment quality were weighted. For the impact assessments, data were derived from the data base ECOINVENT and afterwards weighted with ECOINDICATOR 95+, an improved version of ECOINDICATOR 95 (weighing tool). The results of ECOINDICATOR 95+ were compared to those of UBP, a tool, where the target values mainly are set by taking into account the legal limits of the Swiss laws.

From an ecological point of view, “anaerobic digestion with an aerobic post-treatment” (VN) shows the best performance with all sensitivities of ECOINDICATOR as compared to the other technologies, followed by “digestion combined with enclosed composting” (VG) and “digestion combined with open composting” (VO). Pure “open composting”(KO) shows environmental impacts similar to “incineration” (KVA). Highest impacts with most of the sensitivities are caused by “fully enclosed composting” (KG).

With the tool UBP, heavy metals present within the compost and thus imported into the soil are considered to be very dangerous. With the biotechnological methods, the heavy metals may cause as much as over 50% of the total UBP-impacts. This is an advantage for the incineration, because there the heavy metals are withdrawn from ecological cycles by dumping the ashes and filter extracts into controlled landfills. It is discussed, whether it is reasonable to weigh strongly heavy metals of composts, considering the fact, that they are caused to a very small part by the treating technology itself. Most of them derive from other processes and are already present inside the biogenic waste stream when it is collected.

Energy plays a predominant role while comparing the technologies: Taking into account the primary energy and the substitution of nuclear and fossil energy by renewable biogas, there is an

energy difference as large as more than 700 kWh comparing the treatment by anaerobic digestion with that of fully enclosed tunnel composting. The non-renewable energy causes large environmental impacts in most of the impact categories, especially for treating technologies which show a high energy demand.

Fully enclosed composting shows highest impacts mainly because of the high energy demand for running the plant (and also for its infrastructure). Open technologies cause high emissions into the air, such as ammonia escaping from the windrows. Emissions of ammonia may be drastically reduced in enclosed technologies equipped with biofilters. Therefore, open technologies seem not to be suited for waste containing kitchen refuse, because of odors and ammonia emissions.

Gaseous emissions of methane play - besides of ammonia - a very important role for biotechnological treatment. On site measurements showed significantly higher methane emissions while composting than suggested so far. With anaerobic technologies, a large part of the bacterial breakdown takes place inside the digester. The methane is afterwards burnt to CO_2 . Nevertheless, a large part of methane is freed during the (short) aerobic post-treatment. These emissions may be as large as those of fully enclosed composting. In a short term, the greenhouse effect caused by biotechnological treatment may be more important than that of incineration, where 100% of the carbon is oxidized to CO_2 (i.e. the double amount as compared to biotechnologies). Here, there is a large potential for improving the performance of biotechnologies.

Compost contains nutrients such as N, P and K. If no compost is produced, the energy demand for producing mineral fertilizer equals nearly 90 kWh/t. In addition, there are additional environmental costs for adding carbon compounds to the ground. Compost quality could not be taken into account adequately, because data on additional advantages of compost (suppression of phytopathogens, water retaining, etc.) are missing. This is a disadvantage for the ranking of the biotechnological technologies.

Open windrow composting shows the lowest costs (about 125.- Fr/t). Because of high environmental impacts, this solution is not recommended for wastes with a large part of easily degradable fractions, however. Also when including costs for collection, which are somewhat cheaper for incineration, incineration is more expensive than biotechnological treatment. Excluding the expensive fully enclosed composting, biotechnological treatment costs 80-120 Fr per ton less than incineration.

The results of the different comparisons strongly recommend to treat biogenic wastes with biotechnology in future. Within biotechnology, as much material as possible should take the anaerobic way. For composting steps, enclosed solutions with biofilter should be preferred.

It is recommended, to adapt the Swiss laws on waste management. This will, on the one hand, allow a waste management with ecological advantages and on the other one save money in a medium term, mainly by reducing incineration plant capacities.

1b Zusammenfassung

Die vorliegende Studie vergleicht verschiedene Technologien zur Behandlung von biogenen Abfällen: Offene und vollständig abgeschlossene Kompostierung, Vergärung, Kombinationen von Vergärung und Kompostierung sowie Verbrennung in einer Kehrichtverbrennungsanlage. Der Vergleich umfasst Ökobilanzen, sowie einen energetischen und einen ökonomischen Vergleich. Die Basisdaten stammen von bestehenden schweizerischen Abfallverwertungsanlagen.

Für den Vergleich wurden alle biotechnologischen Anlagen auf eine Verarbeitungskapazität von 10'000 Tonnen pro Jahr umgerechnet, was in der Schweiz einer typischen Grösse von professionellen Anlagen entspricht. Bei der Kehrichtverbrennungsanlage (KVA) wurde die Auswirkung der Verbrennung von 10'000 Tonnen biogenem Abfall zusammen mit einer praxiskonformen Menge Restmüll in einer Anlage zur Verbrennung von 100'000 Tonnen Kehricht betrachtet. Die elementare Zusammensetzung des biogenen Abfalls wurde mit Hilfe von Erfahrungswerten definiert, wobei berücksichtigt wurde, dass der Abfall sowohl in reinen Kompostwerken als auch in reinen Gäranlagen behandelbar sein musste. Als funktionelle Einheit der Ökobilanz wurde die Behandlung von einem Kilogramm Abfall der definierten Zusammensetzung festgelegt. (Zur übersichtlicheren Darstellung wurden in den Tabellen allerdings die Daten auf die Verarbeitungskapazität von 10'000 Jahrestonnen umgerechnet). Beim externen Strombedarf, bzw. bei der Substitution von Elektrizität durch den erneuerbaren Energieträger Biogas, wurde mit einer mittleren europäischen Strommischung (fossil, nuklear, hydro etc.) gerechnet.

Die Ökobilanz umfasst sämtliche Emissionen für die Bereitstellung der Infrastruktur wie auch die Emissionen, welche beim Betrieb der Anlagen entstehen. Zur Erstellung der Wirkungsbilanzen wurde hauptsächlich mit der Datenbank Ecoinvent gearbeitet. Die Auswirkungen dieser Emissionen auf die Umweltqualität wurden mit einer aktualisierten Version der Bewertungsmethode Ecoindicator 95 ermittelt. Zum Vergleich wurden mit denselben Eingabewerten die Resultate von Ecoindicator 95+ mit jenen des Tools UBP verglichen, einer Bewertungsmethode mit einem unterschiedlichen Ansatz, bei welcher die Schädlichkeit einer Emission hauptsächlich in Abhängigkeit von Grenzwerten und Zielvorgaben der schweizerischen Umweltpolitik bewertet wird.

Aus ökologischer Sicht zeigt mit dem Tool Ecoindicator die "Vergärung mit Nachrotte" (VN) in allen Sensitivitäten klar die besten Resultate. Es folgen die kombinierten Verfahren "Vergärung mit geschlossener Kompostierung" (VG) und "Vergärung mit offener Kompostierung" (VO). Die "offene Kompostierung" (KO) liegt je nach Sensitivität etwa im Bereich der KVA. Die grössten Umweltbelastungen werden durch die "voll geschlossene Kompostierung" (KG) verursacht.

Mit dem legalistischen Ansatz des Tools UBP werden die im Kompost enthaltenen Schwermetalle äusserst stark gewichtet. Bei den biotechnologischen Verfahren können hier die Schwermetalle bis zu über 50% der gesamten Umweltbelastung ausmachen. Dies ist für die KVA von Vorteil, weil dort die im Abfall enthaltenen Schwermetalle durch kontrollierte Deponie von Schlacke und Filterasche den ökologischen Kreisläufen entzogen werden. Wie weit es allerdings sinnvoll ist, Schwermetalle zu belasten, die zum grössten Teil durch andere zivilisatorische Prozesse schon vor der Erfassung des Abfalls in die Biomasse gelangen und nur zum kleinen Teil aus den Verwertungsanlagen selbst stammen, wird diskutiert.

Die Energie spielt eine Schlüsselrolle beim Verfahrensvergleich: Zwischen geschlossener Kompostierung (KG) und Vergärung mit Nachrotte (VN) besteht eine Energiedifferenz von mehr als 700 kWh pro Tonne verarbeitetes Material, wenn die benötigte Primärenergie, die graue Energie für die Infrastruktur sowie die Substitution von nicht erneuerbarer Energie durch Biogas berücksichtigt wird. Diese Energiedifferenz hat große Auswirkungen auf die Ökobilanzen, da der Einsatz von nicht erneuerbarer Energie bedeutende Umweltbelastungen in verschiedensten Wirkungskategorien verursacht.

KG ist vor allem wegen des hohen Aufwands für Betriebsenergie (und auch für Infrastruktur) das ungünstigste Verfahren. Bei den offenen Verfahren (KO und VO) schlagen unter anderem die Emissionen von Ammoniak aus den Mieten negativ zu Buche. Die Ammoniakemissionen können in abgeschlossenen Verfahren mit Biofilter drastisch reduziert werden. Neben den wahrscheinlichen Geruchsemissionen sprechen auch die Ammoniakemissionen gegen eine Verwertung der hier betrachteten Art von Abfällen in offenen Kompostierungsanlagen.

Die gasförmigen Emissionen von Methan spielen - neben Ammoniak - bei den biotechnologischen Verfahren eine sehr gewichtige Rolle: Die Messreihen auf Praxisanlagen deuten darauf hin, dass die Methanemissionen bei den Kompostierungsschritten deutlich höher sind, als bislang angenommen wurde. Neben der geschlossenen Kompostierung setzen insbesondere auch Gärverfahren, bei welchen nur noch ein relativ kleiner Anteil des Abbaus ausserhalb des Biogasreaktors stattfindet, große Methanmengen frei; diese übertreffen in ihrer Wirkung kurzfristig sogar den Treibhauseffekt des biogenen CO₂ der KVA, obwohl dort als Folge der vollständigen Verbrennung die doppelte Kohlenstoffmenge als Gas freigesetzt wird. Hier besteht bei den Gärverfahren ein Optimierungspotential.

Wenn kein Kompost produziert wird, muss allein für die Bereitstellung der Makronährstoffe in Form von Mineraldünger rund 90 kWh/t aufgewendet werden. Daneben entsteht u.a. ein Zusatzaufwand für die Bereitstellung von Kohlenstoffverbindungen für den Boden. Die Kompostqualität konnte mangels Grundlagendaten nur ungenügend bewertet werden, was die biotechnologischen Verfahren gegenüber der KVA wahrscheinlich recht stark benachteiligte.

Die offene Kompostierung KO ist mit spezifischen Kosten von rund Fr. 125 Fr./t am kostengünstigsten. Allerdings ist diese Lösung wegen den hohen Umweltbelastungen aus volkswirtschaftlichen Überlegungen für diese Abfälle mit hohem Küchenanteil nicht empfehlenswert. Auch unter Berücksichtigung des etwas günstigeren Einsammelaufwandes ist die Verbrennung in der KVA teurer als die biotechnologischen Verfahren. Wenn man von der ebenfalls recht teuren KG absieht, sind die biologischen Verfahren 80-120 Fr./t billiger als die Verbrennung.

Die vorliegenden Resultate sprechen ganz klar für eine zukünftige biotechnologische Verwertung der biogenen Abfälle bei einem jeweils möglichst hohen Anteil an anaerober Gärung und möglichst eingehausten Kompostierschritten, wo die Abluft über Biofilter gereinigt werden kann.

Es wird empfohlen, die "Technische Verordnung über Abfall" dem heutigen Erkenntnisstand anzupassen und auf einen konsequenten Vollzug in den Kantonen hinzuarbeiten. Dadurch kann mittelfristig mit ökologisch sinnvollen und nachhaltigen Lösungen in der Abfallbewirtschaftung Geld eingespart werden, nicht zuletzt auch durch Reduktion von KVA-Kapazitäten.

2 Ausgangslage, Ziel, Aufbau der Studie

Zur optimalen Bewirtschaftung der biogenen Abfälle sind Entscheidungsgrundlagen notwendig, damit in Zukunft nicht nur unter Berücksichtigung der ökonomischen, sondern auch der ökologischen und energetischen Aspekte jene Entscheide getroffen werden können, welche langfristig unter ganzheitlicher Sicht tragfähig sind.

In der Schweiz wurden im Rahmen einer Nachdiplomarbeit an der Uni Zürich die Verwertungswege Kompostieren und Vergären verglichen (*Aebersold A. et.al., 1993*). In dieser Arbeit fehlten jedoch - u.a. auch auf Grund der damals noch dürftigen Datenlage im Bereich der Vergärung - wichtige Aspekte beispielsweise im Bereich der Energiebilanzen oder der Emissionen, was die Aussagekraft der Resultate und Schlussfolgerungen entsprechend einschränkte. Aufbauend auf diesen Daten schnitten in einem Gutachten im Auftrag des Gemeindeverbandes für Kehrichtbeseitigung Luzern und Umgebung (*R. Estermann, 1995*) die Rotteboxen im Vergleich zur Vergärung besser ab. *Membrez und Glauser (1997)* verfassten eine erste Studie zum Vergleich von Gärverfahren mit unterschiedlichem Zentralisierungsgrad. Dabei wurden verschiedene neue Daten vor allem auch zur Einsammellogistik zusammengetragen. Die Kompostierung und die Verbrennung, d.h. die beiden anderen Entsorgungswege, welche für biogene Materialien in Frage kommen, wurden in dieser Studie jedoch vollständig ausgeklammert. Auch international sind einige Publikationen zu Teilaspekten der Verwertungswege für biogene Abfälle erschienen. Wie eine Literaturrecherche der *IEA (1997)* zum Thema Ökobilanzen der Verwertungswege aber zeigte, fehlen ganzheitliche Betrachtungen weitgehend.

Die Grüngutbewirtschaftung hat in der Schweiz in den letzten Jahren eine rasante Entwicklung erlebt. Nach der Technischen Verordnung für Abfälle, TVA" (*Buwal, 1990*) sollen Abfälle - sofern sie nicht vor Ort verwertet werden können - nach Möglichkeit separat erfasst und dann mit angepassten Methoden behandelt werden. Vergärungsanlagen für feste biogene Abfälle sind - nach den Kompostieranlagen - erst Anfang der 90-iger Jahre auf den Markt gekommen. Die verarbeitete Menge auf den Kompostier- und Vergärungsanlagen hat sich zwischen 1991 und 1996 rund verdoppelt (*BUWAL, Abfallstatistik*). Im gleichen Zeitraum hatten einige offene Kompostieranlagen wegen steigender Mengen an Küchenabfällen vermehrt mit Geruchsproblemen zu kämpfen. Weil als Folge der separaten Kehricht Erfassung in den Verbrennungsanlagen zu wenig Kehricht für eine Vollausslastung angeliefert wurde, entstand in den vergangenen Jahren ein starker Wettbewerb um die biogenen Abfälle; trotz den klaren Richtlinien und der Befürwortung von Recycling in der TVA ist heute in einzelnen Gemeinden sogar ein rückgängiger Trend der separaten Einsammlung von biogenen Abfällen zu beobachten. Einige Städte (z.B. Basel, Bern und Zürich) haben zugunsten der Verbrennung auf eine separate Erfassung von Küchenabfällen verzichtet. Die Entscheidung zugunsten einzelner Verwertungswege sind oft - wie dies in der Geschichte der Abfallentsorgung schon früher der Fall war - weniger von ökologischen und langfristigen, volkswirtschaftlichen Überlegungen als von Sachzwängen bzw. kurzfristigem ökonomischem Denken bestimmt gewesen.

Ziel des Verfahrensvergleichs ist eine praxisrelevante Aussage, mit welchen Verfahren welche Kosten und welche Umweltauswirkungen zu erwarten sind. Es ging im vorliegenden Projekt darum, unter vergleichbaren Bedingungen einen ganzheitlichen Quervergleich zwischen den

Entsorgungswegen Vergären, Kompostieren und Verbrennen, sowie von Kombinationen der Verfahren, anzustellen. Neben ökologischen und energetischen wurden auch ökonomische Aspekte einbezogen.

Für den Vergleich wurde ein Normsubstrat bestehend aus den durchschnittlich von der Grüngutentsorgung in der Schweiz eingesammelten Fraktionen verwendet. Da die Erstellung von umfassenden Ökobilanzen sehr aufwendig ist, wurden in diesem Projekt zunächst nur Anlagen im Detail verglichen, welche professionell betrieben werden und welche für schweizerische Verhältnisse relativ gross sind, d.h. welche Verarbeitungskapazitäten im Bereich von 5'000 - 18'000 Jahrestonnen aufweisen. Weitere Verwertungswege, wie beispielsweise die Feldrand- und Hausgartenkompostierung oder die Co-Vergärung, werden voraussichtlich zu einem späteren Zeitpunkt behandelt.

In einem ersten Teil des Berichts werden die verglichenen Verfahren umrissen und Angaben gemacht zu den Praxisanlagen, wo die Daten erhoben wurden (Kapitel 3). Um die unterschiedlich grossen Anlagen vergleichen zu können, ist eine Normierung notwendig gewesen: Da bei einem Vergleich entscheidend ist, von welchen Annahmen ausgegangen wurde und wie die Normierung der verglichenen Objekte erfolgt ist, werden diese grundlegenden Voraussetzungen in einem nächsten Teil dem eigentlichen Vergleich vorangestellt (Kapitel 4). Es folgen darauf Angaben zu den Mess- und Rechenmethoden (Kapitel 5) und dann schliesslich die eigentlichen Vergleiche hinsichtlich Ökologie, Energie und Ökonomie (Kapitel 6a - 6c). Die Diskussion der Resultate sowie daraus abgeleitete Überlegungen zu einer zukünftigen Verwertung von biogenen Abfällen schliessen die Studie ab (Kapitel 7).

Um Transparenz zu schaffen, sind nicht nur die Annahmen möglichst detailliert offengelegt und begründet worden, sondern wurden auch Sensitivitäten gerechnet. Sensitivitätsrechnungen zeigen auf, wie stark ein Resultat auf eine Veränderung der Annahmen reagiert und lassen dadurch Rückschlüsse auf die Aussagekraft der Resultate zu.

3

Die verglichenen Verfahren

Damit aussagekräftige, praxisrelevante Daten verarbeitet werden können, muss ein Vergleich der verschiedenen Verwertungswege auf Daten beruhen, welche an bestehenden Praxisanlagen erhoben wurden. In der Schweiz kommen verschiedenste Technologien zur Verwertung der biogenen Abfälle in der Praxis zum Einsatz. Es wurden fünf biotechnologische Verfahren und die Verbrennung des biogenen Abfalls in einer Kehrichtverbrennungsanlage, KVA, untereinander verglichen:

- KG** voll geschlossene, automatisierte Kompostierung
- KO** offene Kompostierung in Mieten oder Boxen
- VN** thermophile, einstufige Vergärung mit Nachrotte
- VG** Kombination von einstufiger Vergärung mit voll geschlossener Kompostierung
- VO** Kombination von mehrstufiger Vergärung mit offener, überdeckter Kompostierung
- KVA** Verbrennung in einer KVA mit weitergehender Rauchgasreinigung

Die Daten zu den verschiedenen biotechnologischen Verfahren wurden auf schweizerischen Praxisanlagen erhoben. Wie bereits weiter oben erwähnt, wurden die Daten jedoch normiert: Sie wurden auf eine Anlagengrösse von 10'000 Jahrestonnen Verarbeitungskapazität umgerechnet. Die im Kapitel Resultate publizierten Daten weichen demzufolge je nach Anlagentyp unterschiedlich stark von den untersuchten, konkreten Anlagen ab. Bei der KVA wurde der Aufwand ermittelt, der bei der Verbrennung von 10'000 t/a Grüngut in einer Anlage zur Verbrennung von 100'000 t Kehricht anfällt.

KG: Geschlossene, automatisierte Kompostierung

Bei der geschlossenen, automatisierten Kompostierung findet der ganze Prozess von der Anlieferung, der Zerkleinerung und Mischung bis ans Ende der Intensivrotte in einer voll geschlossenen Halle statt. Automatisiert ist vor allem die Arbeit in der Rottehalle, damit möglichst wenig menschliche Arbeit im feuchtheissen Klima stattfinden muss. Bei der hier untersuchten Kanalrotte ist das biogene Material in der Halle auf Höhen von 2-3 Metern aufgeschichtet und durch Trennwände im Längsverlauf der Halle in mehrere Kanäle unterteilt. Durch einen automatischen Umsetzer, welcher sich auf den beiden seitlichen Trennwänden des jeweils bearbeiteten Kanals vorwärtsbewegt, wird das Kompostiergut gemischt. Durch den Umsetzprozess wird das Rottegut im Verlauf der Rotte vom Eintragsende Richtung Austragsende des Kanals transportiert. Das Material durchläuft dabei die Intensivrottephase. Sämtliche Abgase der Rottehalle und des Eintragsbereichs werden abgesaugt und durch einen Biofilter gereinigt. Der aus der Halle ausgetragene Kompost wird in einer offenen Halle gelagert, bevor er an die Verbraucher abgegeben wird.

Lieferant der untersuchten Anlage war IPS. Ähnliche Anlagen werden z.B. durch die Firma SUTCO erstellt. Vergleichbar, jedoch ohne Unterteilung in Kanäle, läuft die Kompostierung in der Wandertafelmiete ab (z.B. System Wendelin, BÜHLER).

Datenerhebung bei KEWU, Krauchthal (BE)

Die Anlage KEWU in Krauchthal verarbeitet biogene Abfälle aus der Region Bern. Die Verarbeitungskapazität der Anlage beträgt 12'000 t/a. Beim Bau der Anlage wurde teilweise auf bereits vorhandene Infrastruktur der früheren KehrriechtKompostierung zurückgegriffen. Die Anlage weist einen hohen Automatisierungsgrad auf, was ermöglicht, dass das Personal sich nur relativ selten in der Rottehalle aufhalten muss. Die erwärmte und mit Wasserdampf weitgehend gesättigte Abluft aus der Rottehalle wird über zwei Kompostbiofilter gereinigt. Das Kompostsickerwasser wird zur Kompensation des verdunsteten Wassers für die Mietenbewässerung eingesetzt.

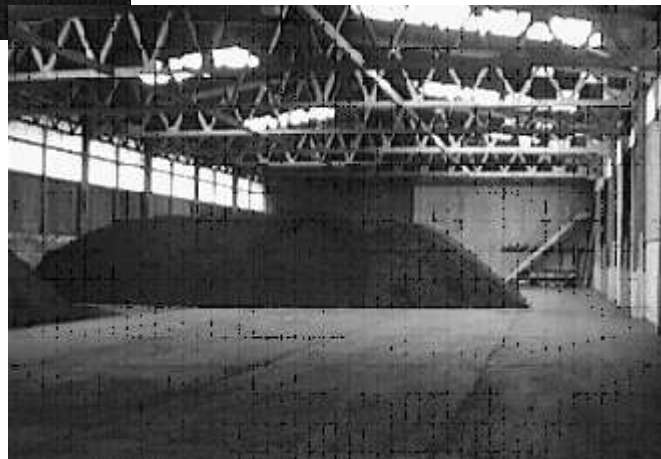
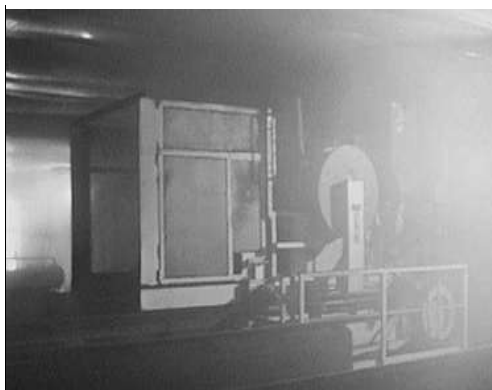
Abb.1: Gesamtansicht der Anlage Krauchthal: Von links: Die dampfenden Biofilter auf dem Dach der Fahrzeughalle, Lagerhalle und Gebäudekomplex der Kompostierung.

Abb.2: Blick in die dampfende Rottehalle (links: Kondenswasserlachen). Der Umsetzer fährt auf den Seitenwänden der Rottekanäle (links oben nach rechts unten)



Abb. 3 (unten): Lagerhalle für Kompost zur Abgabe an die Landwirtschaft.

Abb. 4 (unten links): Umsetzgerät im Nebel der Halle



KO: Offene Kompostierung

Bei der offenen Kompostierung entweicht die Abluft auch während der Intensivrotte direkt in die Umgebung. Die Kompostierung verläuft zuerst in überdachten und zwangsbelüfteten Rotteboxen (Frischkompost) und wird auf einem befestigten Platz unter freiem Himmel abgeschlossen (Reifkompost). Die nicht künstlich belüfteten und daher vorzugsweise niedrigen Mieten werden meist mit einem luftdurchlässigen, wasserabstossenden Kunststoff-Vlies abgedeckt. Das auf dem Platz anfallende, verschmutzte Meteorwasser muss erfasst und behandelt werden. Die Lagerung von Reifkompost findet nach Möglichkeit in einer offenen Halle statt.

Datenerhebung bei Firma Gerber, Fehraltorf (ZH)

Die Firma Gerber in Fehraltorf ist im Hauptgewerbe Gemüseproduzent. In Treibhäusern werden teilweise auf eigenen Komposten und Erden Jungpflanzen gross gezogen. Deshalb wird der Kompostqualität hier ein spezielles Augenmerk geschenkt. Auf einem asphaltierten Platz mit Sickerwassererfassung werden die Abfälle des Gemüsebetriebs z.T. mit weiteren biogenen Abfällen in Dreiecksmieten von nur 1,2 m Höhe kompostiert. Die Mieten werden in Abhängigkeit der Temperatur und des CO_2 - und O_2 -Gehalts in der Mietenluft (bzw. des Rottestadiums) speziell während der ersten Rottephase sehr häufig umgesetzt. Sie werden mit einem semipermeablen Vlies als Schutz gegen die Niederschläge abgedeckt. Die Umsetzmaschine, welche in Längsrichtung über die Mieten fährt, ist mit Düsen zur allfällig notwendigen Befeuchtung des Komposts ausgerüstet.

Neben den Kleinmieten befinden sich 8 überdachte Rotteboxen à 240 m³ (Hersteller Firma COMPAG AG), welche in regelmässigen Intervallen belüftet und durch einen Spiralmischer durchmischt werden. Hier durchläuft Bioabfall, welcher aus den Gemeinden der Region stammt, die Intensivrotte. Die Verarbeitungskapazität der Anlage beträgt 6'000 t/a.



Abb. 6: Die mit Vlies abgedeckten Kleinmieten mit dem überdeckten Kompostlager im Hintergrund.



Abb. 5: Blick über den Kompostplatz mit der Mietenkompostierung in Fehraltorf

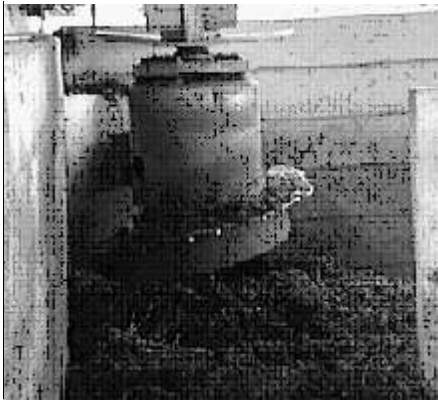


Abb. 7 (oben l.): Umsetzgerät (Spiralmischer) in einer Boxenecke



Abb. 8 (oben r.): Intensivrotte in belüfteten, überdeckten Boxen. Das Umsetzgerät hängt an einem Träger, der auf seitlichen Schienen fährt, und ist auf dieser Aufnahme in der hinteren Ecke positioniert (oben, Zentrum).



Abb. 9: Witterungsschutz der Boxenkompostierung. Man beachte die Schienen des Umsetzgeräts, welche seitlich aus dem Gebäude ragen.

VN: Thermophile Vergärung mit Nachrotte

Die thermophile, einstufige Feststoffvergärung findet in geschlossenen Räumen mit Abluftreinigung über einen Biofilter oder einen Biowäscher statt. Das Material wird nach der Zerkleinerung, dem Aussortieren der Störstoffe sowie einer Lagerung in einem Zwischenbunker einem voll geschlossenen Behälter zugeführt und dort unter Luftabschluss dem anaeroben Abbau unterworfen. Die Vergärung läuft bei einer Temperatur von 55-59 °C ab. Im untersuchten Fall handelt es sich um einen Pfropfstromprozess, bei welchem das Material stirnseitig in einen länglichen Behälter eintritt, diesen längs durchströmt und auf der gegenüberliegenden Stirnseite wieder austritt. Das austretende Gärgut wird einer fest/flüssig-Trennung unterworfen. Das Frischmaterial wird mit der abgepressten Flüssigkeit auf rund 25% Trockensubstanz verdünnt und gleichzeitig mit Bakterien angeimpft.

Das entstehende Biogas wird abgezogen und in einer Wärme-Kraft-Kopplung in Strom und Wärme umgewandelt. Biogas wird oft auch zu Treibstoff für Motorfahrzeuge aufbereitet (in dieser Untersuchung nicht bilanziert). Nach der Vergärung wird das abgepresste Gärgut noch während einigen Wochen aerob nachgerottet, bevor es als Kompost hauptsächlich in die Landwirtschaft abgegeben wird.

Obwohl Holz von den anaeroben Bakterien nicht vergoren werden kann, stört es den Gärprozess nicht, wenn man von der Beanspruchung von Gärvolumen absieht. Dünnere Äste mit Blattwerk können daher problemlos zerkleinert und mitvergoren werden. Stark verholztes Material wird

vor der Vergärung ausgeschieden, um für gärtnerische Zwecke und als Beigabe für die Nachrotte eingesetzt werden zu können. Stark verholztes Material könnte auch zu Energieschnitzeln aufbereitet oder der Spanplattenindustrie zugeführt werden, was hier jedoch nicht betrachtet wird.

Datenerhebung bei KOMPOGAS, Otelfingen (ZH)

Die KOMPOGAS-Anlagen zeichnen sich durch einen liegenden, zylindrischen Gärbehälter aus, welcher radial durchmischt wird. Die Verarbeitungskapazität der Anlage beträgt 10'000 t/a. Der gesamte Gebäudekomplex steht unter leichtem Unterdruck, und die abgezogene Abluft wird über zwei Kompostbiofilter gereinigt.

Weil auf den bestehenden Kompogasanlagen häufig Material mit tieferen Trockensubstanzgehalten verarbeitet werden, weisen die Anlagen häufig einen Wasserüberschuss auf. Die Anlage Otelfingen ist insofern speziell, als dort verschiedenste Optionen zur Verwertung von überschüssigem Presswasser vorhanden sind: Einerseits wird das nährstoffreiche Presswasser zum Teil von Landwirten aus der Umgebung zur Düngung der Felder abgeholt, wie dies auch auf anderen Kompogasanlagen noch üblich ist. Andererseits ist eine Anlage zur Presswasserreinigung auf Reinwasserqualität mit Umkehrosmose und allfällig vorgeschalteter Nitrifizierung/Denitrifizierung vorhanden (Edelmann *et al.*, 1999). Als zusätzliche Option ist kürzlich eine Anlage in Betrieb genommen worden, wo das überschüssige Presswasser zur Algenzucht für eine Aufzucht von Nilbarschen (*Tilapia*) in warmem Wasser sowie zur Produktion von Gemüse im Gewächshaus eingesetzt wird. Das Presswasser wird damit zum Rohstoff für einen weiteren Prozess und der natürliche Kreislauf ist voll geschlossen. Auf eine Bilanzierung der Abwasseraufbereitung mit Umkehrosmose und Stickstoffelimination kann verzichtet werden, weil bei gut geführter Nachrotte mit der hierangenommenen Trockensubstanz von 40% im Ausgangsmaterial kein überschüssiges Wasser zu erwarten ist.



Abb.10/11: Nicht nur Gartenabfälle (links), sondern auch relativ nasse Monochargen aus Industrie und Gewerbe werden biotechnologisch behandelt (Gemüseabfälle rechts).

**Abb. 12:**

Die Kompogasanlagen sind voll eingehaust. Das Müllfahrzeug entleert den biogenen Abfall in einen Bunker. Die Abluft wird erfasst und über Biofilter auf dem Dach des Gebäudes gereinigt.

Abb. 13:

Manuelle Fremdstoffabtrennung (Kunststoff, Metalle, Glas etc.) aus dem separat eingesammelten Material auf dem Sortierband. Die Luft wird durch die Haube abgesogen und zusammen mit der übrigen Abluft über die Biofilter gereinigt.

**Abb. 14:** Das Gärgut wird abgepresst, nachgerottet und anschließend vorwiegend offen an die Landwirtschaft abgegeben.**Abb. 15:** Eine liegende, zylindrische Fermentereinheit zur thermophilen Vergärung von 5'000 t/a. Rechts neben dem Angestellten eine isolierte Substratleitung.

Kombinierte Anlagen

Die kombinierten Kompostier- und Vergärungsanlagen trennen den biogenen Stoffstrom auf: Nasse, leicht abbaubare Stoffe werden vergoren, Material mit höherem Holzanteil kompostiert. Abbildung 16 zeigt ein Fließbild der Verfahrensschritte einer kombinierten Anlage. Grau unterlegte Arbeitsschritte können von beiden Fraktionen gemeinsam genutzt werden.

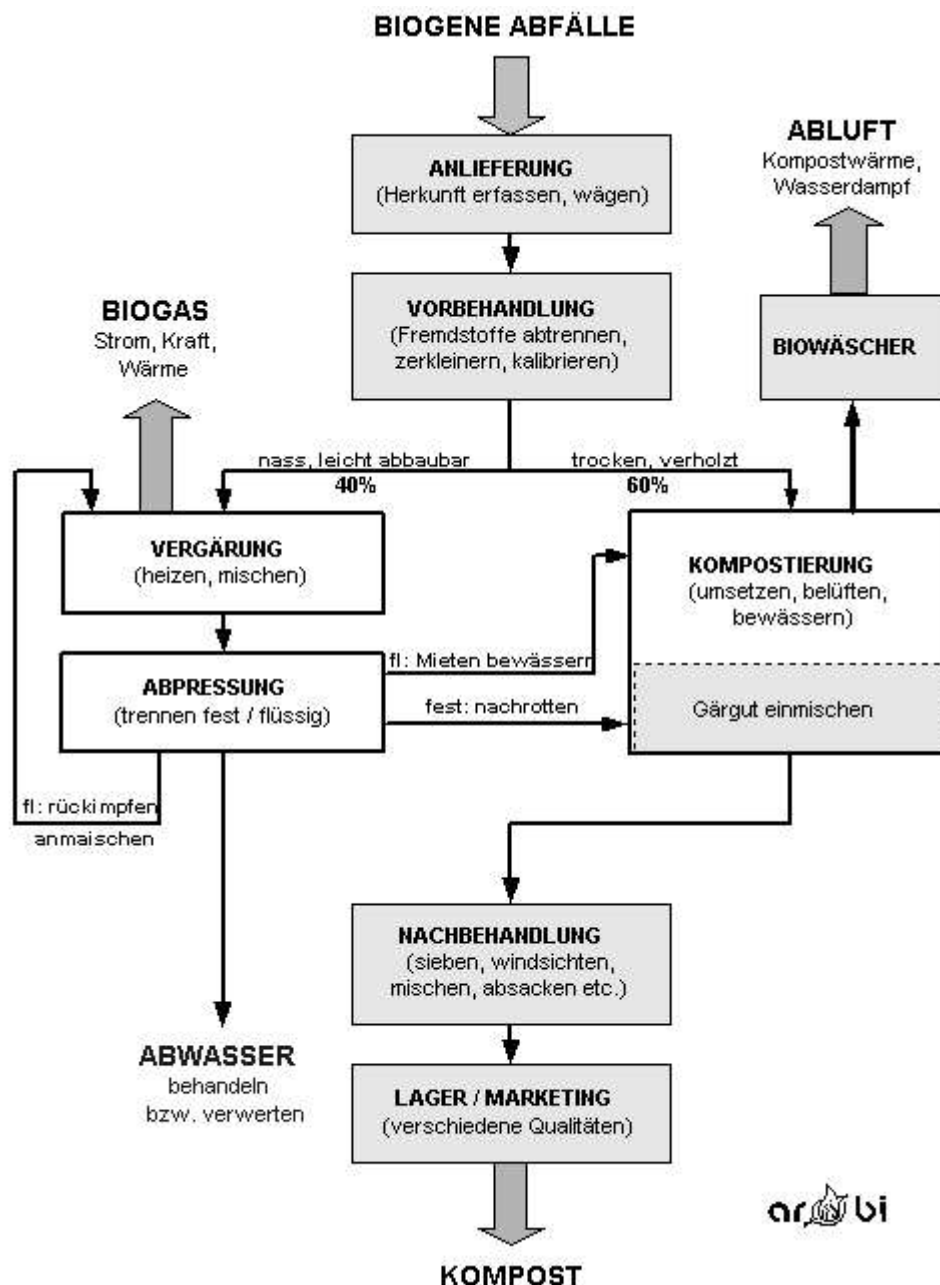


Abb.16: Verfahrensschema der kombinierten Vergärung und Kompostierung: Grau unterlegte Kästchen werden von beiden Verfahren gemeinsam genutzt.

VG: Vergärung mit geschlossener Kompostierung

Bei dieser Verfahrenstechnik handelt es sich um die Kombination einer thermophilen, einstufigen Feststoffvergärung mit einer voll geschlossenen, automatisierten Intensivrotte (z.B. in Rotteboxen). Nach einer Rottezeit von 5-6 Wochen wird der Frischkompost unter einer Überdachung offen nachgerottet und anschliessend an die umliegenden Landwirtschafts-oder Gartenbaubetriebe abgegeben.

Datenerhebung bei Allmig, Baar (ZG)

Die aktuelle Anlage "Allmig" in Baar wurde 1994 durch die Firma BRV erstellt und war damals eine Pionieranlage zur kombinierten Behandlung biogener Abfälle. Sie verarbeitet aktuell rund 18'000 Jahrestonnen, wobei knapp ein Viertel des biogenen Materials über die Gärlinie verarbeitet wird. Diese aus heutiger Sicht sehr kleine Gärmenge ist eine Folge der gewählten Verfahrenstechnik: Das vergorene, nasse Material wird nach der Vergärung ohne Abpressung der Feuchtigkeit unter das (frische) Rottematerial gemischt (d.h. anders als in Abb.16 dargestellt). Dies hat zur Folge, dass es bei einem höheren Anteil an nassem Gärgut zu einer Durchnässung der Mieten kommen könnte, was den Rotteprozess stören würde. Eine detaillierte Beschreibung der Anlage inklusive der ausführlichen Energiebilanzen findet sich in einem Bericht des Bundesamts für Energie (*Edelmann et al. 1998*).

Die Anlage Allmig verfügt über einen Biowäscher zur Reinigung der Abluft. Mit Kompostsickerwasserangereichertes Dachwasser rieselt in einem Filterturm über Kunststoff-Füllkörper, welche als Aufwuchsfläche für Bakterien dienen. Die Abluft wird von unten durch den Turm gepresst. In der Anlage Allmig wird die Hallenluft mit der Abwärme des Blockheizkraftwerks, wo das Biogas verwertet wird, vorgewärmt. Dies hat den grossen Vorteil, dass in der Komposthalle der Taupunkt der Luft nicht erreicht wird, was Kondenswasserbildung und damit Korrosionsschäden verhindert.

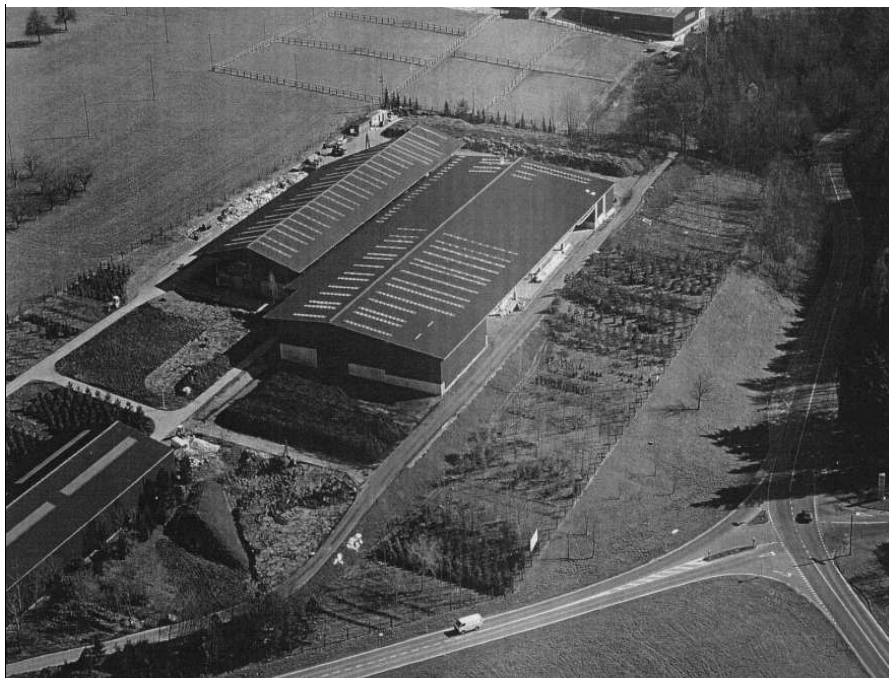


Abb. 17:

Flugaufnahme der heutigen Anlage "Allmig" mit angegliederter Baumschule des Gartenbaubetriebs.

Der voll gekapselte Kompostier- und Gärtel der Anlage befindet sich im hintern Teil des grösseren Gebäudes (dunkle Dachfläche ohne Dachfenster oben im Zentrum). Im nur überdeckten Gebäudeteil (mit Dachfenster) befinden sich die Biowäscher zur Reinigung der Abluft und Lagerfläche für Kompost und Holzschnitzel.

Für den vorliegenden Vergleich wurde von einem aktuelleren, nach Angaben der Erbauer leicht modifizierten Anlagendesign ausgegangen, bei welchem das Material im Verhältnis 2:3 vergärt, bzw. kompostiert wird. Während die "Allmig" 1997 rund 90% ihres Energiebedarfs mit dem selbst produzierten Biogas aus der Vergärung decken konnte, kann bei dem hier gewählten Verhältnis von 2:3 ein kleiner Energieüberschuss erwirtschaftet werden.

Abb. 18: Stirnseite des Gärbehälters: Das feinerzkleinerte Material wird durch das große Rohr oben im Zentrum in den Pfropfstromreaktoreingetragen. Der Behälterinhalt wird wandseitig beheizt und in Intervallen lokal durchmischt.

Abb. 19: Seitenansicht einer Rotteboxe à 180 m³ mit Förderspiralen: Das Material wird über einen Kratzboden unten aus der Boxe entnommen (hier nach links). Es fällt in die im Boden eingelassene Spirale (linker Bildrand) und kann somit über die diagonal im Vordergrund aufsteigende Spirale zu den horizontalen Verteilspiralen über den Boxen transportiert werden (oben rechts). Der Eintrag von Material in bzw. aus frei wählbaren Boxen ist automatisiert.



Abb. 21 (unten links): Biowäscherturm

Abb. 22 (unten rechts) Kunststofffüllkörper

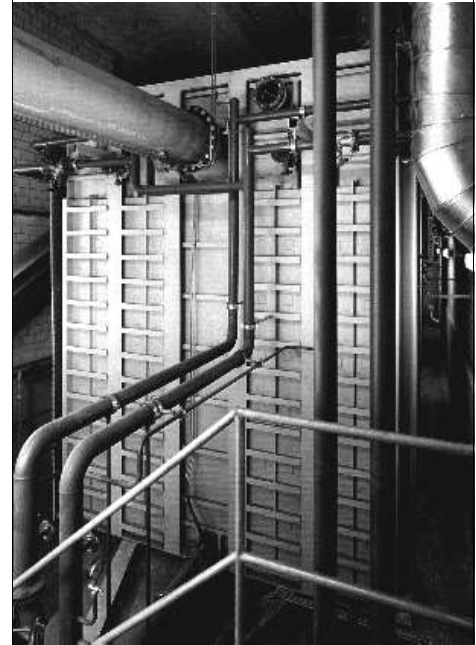
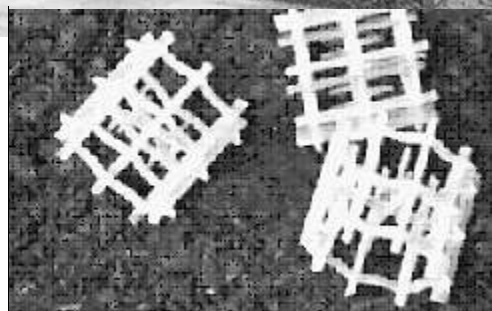


Abb.20: das überdeckte Aussenlager für Kompost mit den riesigen, aus der Halle austretenden Abluftrohren.



VO: Vergärung mit offener Kompostierung

Hier handelt es sich um die Kombination einer mehrstufigen, thermophilen Vergärung mit einer offenen Kompostierung in Rotteboxen. Im beschriebenen Fall gelangt das Material in der Gärlinie nach der Aufbereitung batchweise in mehrere nacheinandergeschaltete Behälter, in welchen zunächst die Hydrolyse und anschliessend Säurebildung und Methanisierung ablaufen. Das Gärgut wird schliesslich mit dem ligninreicheren Material zunächst in einer geschlossenen Halle und nach 10 Tagen offen kompostiert. Die Abluft der Gäranlage und der Halle wird über einen Biofilter gereinigt. Es soll kein überschüssiges Presswasser entstehen.

Datenerhebung bei ROMOPUR, Kefikon / Kompostplatz Winterthur

Da die erste ROMOPUR-Grossanlage in Frauenfeld zur Zeit der Messungen noch nicht in Betrieb war, wurden die Daten auf der Pilotanlage in Kefikon (ZH) erhoben. Die Verarbeitungskapazität der Pilotanlage betrug 2'500 t/a. Das ausgegorene Material wurde in Winterthur und Frauenfeld zusammen mit strauchigen Abfällen aus der Region nachgerottet. Bei der ROMOPUR-Anlage wird von einem Verhältnis von 60% vergären und 40% direkter Kompostierung ausgegangen. Anders als im Fall der Allmig wird das Gärgut spezifisch entsprechend dem Befeuchtungsbedarf zu Kompost in unterschiedlichen Rottephasen zugegeben. Es durchläuft dann zusammen mit meist bereits gut gereiftem Material eine Nachrotte von rund drei Wochen. In Winterthur waren die Gärgutanteile im Kompost etwas tiefer als im Vergleich angenommen, bzw. als bei der nun realisierten Grossanlage.



Abb. 24:
Die modular nebeneinander angeordneten Behälter für Hydrolyse, Säurebildung und Methanisierung.

Abb. 23:

Aufgabeeinheit in die Hydrolysestufe der mehrstufigen thermophilen Batchvergärung



Abb. 25:

Biowäscher zur Reinigung der Abluft aus dem Gärteil und dem Schlammstapeltank

Abb. 26:

Die Emissionsdaten wurden auf der offenen Kompostierung in Winterthur erhoben.



KVA: Kehrlichtverbrennungsanlage

Die ökonomischen Daten der hier betrachteten Kehrlichtverbrennungsanlage stammen nicht von einer realisierten Praxisanlage, sondern sind Planungsdaten für eine neue Anlage mit weitergehender Rauchgasreinigung (WRR SCR = Entstickung mit selektiver katalytischer Reduktion) und nur einer Ofenlinie. Die Verarbeitungskapazität beträgt 100'000 t/a, was einem Einzugsgebiet von rund 250'000 Einwohnern entspricht.

Die Planungsdaten einer momentan in Projektierung befindlichen Anlage wurden von der Firma TBF AG in Zürich (*Garfein, 1998*) zur Verfügung gestellt. Die Rechnungsvariante geht von nur einer Ofenlinie aus, was die Investitionen im Vergleich zu einer traditionellen KVA mit 100'000 Jahrestonnen um rund 10% senkt. Da in unserer Betrachtung 10'000 t biogene Abfälle entsorgt werden müssen, werden ökonomisch 10% einer 100'000 Tonnen KVA-Investition betrachtet. Die hier behandelten Abfälle müssen in einer KVA zusammen mit dem restlichen Kehrlicht verbrannt werden, da ihr Brennwert für eine ungestützte Verbrennung zu klein ist.

Für die Ökobilanz wurden die Emissionen der Verbrennung von 10'000 t/a biogenem Abfall betrachtet, wobei das Verhältnis von biogenem Abfall zum Restmüll so gewählt wurde, wie es bei nicht getrennter Sammlung anfällt. Die am Laboratorium für technische Chemie (LTC), ETH Zürich, gerechnete Ökobilanz-Variante der KVA basiert auf den Daten von *Zimmermann (1996)* und wurde am LTC mit neueren Verbrennungstechniken verglichen (*S. Hellweg, 1999*). Die Ökobilanz der Kehrlichtverbrennung wurde durch S. Hellweg, LTC, bearbeitet, indem die Auswirkungen der Verbrennung eines Kilogramms biogenen Abfalls als Beimischung zu Kehrlicht in der KVA berechnet wurden. Mit der identischen EDV-Grundlage konnten zuerst am LTC mit

S. Hellweg, später am Lehrstuhl für Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften (UNS) mit N. Jungbluth auch die Vergärungs- und die Kompostierverfahren berechnet werden.

Die eingesetzte KVA-Technik entspricht bezüglich der Abluftreinigung weitestgehend dem aktuellen Stand der Technik. Moderne Anlagen können unter sehr günstigen Voraussetzungen (insbesondere gute Wärmeverwertung im Sommer) bezüglich der Energieverwertung allenfalls eine etwas bessere Energienutzung erreichen, als von Zimmermann angenommen wurde (Annahme Zimmermann: Bereitstellung 10% Strom, 26% Wärme). Bei den ökonomischen Daten wurde daher dieser Tatsache Rechnung getragen. Für eine ausführliche Beschreibung der Berechnungsgrundlagen der KVA wird auf die Arbeit von *Zimmermann et al. (1996)* verwiesen.

4 Annahmen, Berechnungsgrundlagen

Die hier untersuchten Praxisanlagen unterscheiden sich nicht nur bezüglich der Verfahrenstechnik, sondern auch bezüglich der Grösse, der Lage und allenfalls in der Zusammensetzung des verarbeiteten Abfalls. Die aktuellen Verarbeitungsmengen der Anlagen werden im Anhang dargestellt (Kap.9). Damit die auf den Praxisanlagen erhobenen Daten vergleichbar wurden, war es daher nötig, die Werte auf einheitliche Normbedingungen umzurechnen. Diese Annahmen und Berechnungsgrundlagen werden in der Folge dargestellt.

Grösse und Standort der Anlagen, Einsammeldistanz

Für alle **biotechnologischen Anlagen** ging man von folgenden Annahmen aus:

Verarbeitungskapazität: 10'000 t/Jahr

Standort: durchschnittliches, ebenes Bauland zu identischem Preis

Einzugsgebiet: Agglomerationsgemeinden einer Stadt des schweizerischen Mittellandes

Eine Verarbeitungskapazität von 10'000 t/a entspricht einem Einzugsgebiet von rund 100'000 Einwohnern, da man bei separater Einsammlung von durchschnittlich rund 100 kg erfasstem biogenem Abfall pro Einwohner und Jahr ausgehen kann. Wenn man von einer durchschnittlichen Bevölkerungsdichte im Modellgebiet des schweizerischen Mittellandes von rund 500 Einwohnern/km² ausgeht, kann das Material aus einem Umkreis mit Radius 8 km bei einer mittleren Distanz zum Werk von rund 5,6 km eingesammelt werden.

Beim Standort ist hinzuzufügen, dass man von der (leider oft praxisnahen) Annahme ausging, dass sich in unmittelbarer Nähe der Gäranlage kein Wärmeabnehmer befindet, welcher die bei der Biogasnutzung entstehende Abwärme abkauft. Falls bei einem Verwertungsweg mit Biogasgewinnung an einem konkreten Standort ein externer Wärmeabnehmer vorhanden wäre, würde dies die Ökobilanz des betreffenden Prozesses natürlich spürbar verbessern.

Bei der **KVA** wählte man bei identischem Standort eine Verarbeitungskapazität von 100'000 t/a. Das Einzugsgebiet erweitert sich bei einer Einsammelmenge von rund 400 kg/Einwohner und Jahr (gesamter Kehrriecht: "grün" plus "grau") damit auf ein Gebiet mit Radius 12,6 km bei einer mittleren Distanz zur KVA von knapp 9 km. Für die Kehrriechtverbrennungsanlage muss daher infolge der grösseren Verarbeitungskapazität mit grösseren mittleren Transportdistanzen gerechnet werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass auch ein gewisser Sammelaufwand wegfällt, da nicht zwei Sammel Touren erforderlich sind.

Da alle biotechnologischen Anlagen in derselben Grösse für denselben Standort normiert wurden, können auch die Transportdistanzen zu den Anlagen und der Aufwand für die Einsammlung der separat erfassten Abfälle gleichgesetzt werden. Aus ökologischer Sicht scheint - was auf den ersten Blick erstaunlich erscheint - unter ganzheitlicher Sicht keine große Differenz zwischen einfacher und getrennter Sammlung zu bestehen. Die Einsammelkosten sind bei zwei Sammlungen jedoch etwas höher anzusetzen (vgl. Diskussion: Transportaufwand, S.93).

Beim ökonomischen Vergleich werden die Daten besser vergleichbar, wenn für alle Anlagentypen von denselben Voraussetzungen, beispielsweise mit denselben Lohnkosten für vergleichbare Arbeit, ausgegangen wird. Es wurden daher auch hier Normierungen, wie beispielsweise bei den Abschreibungsmodellen und den Zinssätzen vorgenommen.

Es ist nochmals ausdrücklich festzuhalten, dass zwar Messdaten an konkreten, bestehenden Anlagen erhoben wurden, dass aber **die im Anlagenvergleich verwendeten Daten** in Folge der erwähnten Umrechnungen und Standardisierungen unter Umständen **von denjenigen der konkreten Praxisanlagen mehr oder weniger stark abweichen** können (vgl. Anhang, Tab.11).

Abfallzusammensetzung

Bei der Abfallzusammensetzung ging man von einem durchschnittlichen schweizerischen Abfall aus, wie er bei separater Einsammlung des biogenen Materials anfällt. Durchschnittlich stammt der Abfall zu rund 60% aus kommunaler Sammlung mit erhöhtem Anteil an leicht abbaubaren Küchenabfällen und rund 40% von Direktanlieferern aus Gartenbau und öffentlichen Diensten (eher lignifiziertes Material). Es wurde nur der Transportaufwand bei der kommunalen Einsammlung bilanziert.

Verbindung/Element	Gehalt	Element	Gehalt	Element	Gehalt
Wasser	60.00000%	Arsen	0.00020%	Zinn	0.00080%
Sauerstoff (excl. O im Wasser)	12.74000%	Cadmium	0.00001%	Vanadium	0.00030%
Wasserstoff (excl. H im Wasser)	2.00000%	Kobalt	0.00050%	Zink	0.00582%
Kohlenstoff (org. plus anorg.)	16.24000%	Chrom	0.00084%	Silizium	3.99804%
Schwefel	0.14993%	Kupfer	0.00178%	Eisen	0.06000%
Stickstoff	0.40000%	Quecksilber	0.00001%	Calcium	2.18000%
Phosphor	0.11300%	Mangan	0.00043%	Aluminium	0.99951%
Bor	0.00102%	Molybdän	0.00004%	Kalium	0.35000%
Chlor	0.40000%	Nickel	0.00054%	Magnesium	0.28200%
Fluor	0.01999%	Blei	0.00186%	Natrium	0.15000%

Tab. 1: Elementare Zusammensetzung des Abfalls, welche der Untersuchung zu Grunde gelegt wurde.

Für alle verglichenen Anlagen wurde von derselben chemischen Abfallzusammensetzung ausgegangen: Beim angelieferten Ausgangsmaterial wird von einem durchschnittlichen Trockensubstanzgehalt (TS) von 40% und einem Gehalt von 66% organischer Substanz (OS) in der TS ausgegangen. Die elementare Abfallzusammensetzung wurde mit dem Softwaretool von *Zimmermann et al. (1996)* errechnet. Tabelle 1 zeigt die chemischen Analysedaten des zu Grunde gelegten Abfalls. Es handelt sich bei den Daten um auf die Frischsubstanz (FS) bezogene Median-Werte, welche auf Hochrechnungen aus eigenen Kompostanalysedaten von verschiedensten schweizerischen Kompost- und Gärwerken, sowie Literaturwerten beruhen. (Wassergehalt: *arbi (1998)*, *Krogmann, (1994)* und *Gronauer et al., (1997)*; Prozentanteile von verschiedenen Elementen: *Kehres (1991)* und *Krogmann (1994)*). Bei den am häufigsten untersuchten Elementen (P, K, Ca, Mg, Cd, Cu, Pb, Ni, Cr und Zn) wurde auch von grossen eigenen Analysesätzen vom Kompost auf die Ausgangszusammensetzung hochgerechnet (*Schleiss, 1998*).

In dieser Studie werden die Daten durchgehend auf 10'000 Tonnen Frischsubstanz an biogenem Abfall der in Tabelle 1 definierten Zusammensetzung bezogen. Eine Aggregation der Daten auf ein Kilogramm Abfall-FS hätte dazu geführt, dass gewisse Messwerte sehr klein geworden wären, was die Übersichtlichkeit von Tabellen beeinträchtigt hätte. Sämtliche Daten wurden daher auf 10'000 Tonnen biogenen Abfall aggregiert, d.h. auch der ganze Infrastruktur- und Betriebsmittelaufwand (s.u.). Bei der KVA wurden die Auswirkungen der Verbrennung eines aliquoten Teils von biogenem Abfall der definierten Zusammensetzung bilanziert.

Die separat eingesammelten biogenen Abfälle enthalten meistens Fremdstoffe wie Gartenscheren, Besteck oder Kunststoffanteile etc.. In dieser Studie wurde davon ausgegangen, dass der auf der Anlage aussortierte Störstoffanteil 1% betrage, und dass dieser über die KVA entsorgt werde. Die Entsorgung wurde entsprechend bilanziert und belastet.

Abbaugrad und Energieausbeute

Wie weit biogenes Material biotechnologisch abgebaut wird, hängt hauptsächlich von zwei Faktoren ab: der Zusammensetzung des Ausgangsmaterials und der Behandlungsdauer. Hier ging man - wie bereits oben erwähnt - von der Annahme einer identischen Abfallzusammensetzung aus. Bei gleicher Abfallzusammensetzung kann mit den verglichenen Anlagen - bei entsprechender Fahrweise - ein sehr ähnlicher Abbaugrad und ein weitgehend identisches Produkt erreicht werden. Dies bedeutet, dass auch der Abbaugrad normiert werden kann.

Auf Grund einer grossen Datenbank über verschiedene aerobe und anaerobe Komposte wurde in der vorliegenden Studie davon ausgegangen, dass im Verlauf der biotechnologischen Behandlungen in allen Anlagen 50% der OS (organische Substanz) abgebaut werde. Es entstehe dabei ein Kompost von 50% TS (Trockensubstanz) und knapp 49% OS. Dies bedeutet, dass im Verlauf der Umwandlung von Frischmaterial in Kompost zwei Massenströme aus dem Material austreten:

Ein Gasstrom: Organische Anteile der Trockensubstanz in Form von flüchtigen Kohlenstoffverbindungen (Kohlendioxid, Methan und in kleinen Mengen andere niedermolekulare organische Verbindungen), sowie Wasserdampf

Ein Flüssigstrom: Wasser in Form von Sickerwasser und/oder Presswasser.

Abbildung 27 zeigt die Annahmen zum aeroben und/oder anaeroben Abbau. Der relativ hohe Trockensubstanzgehalt des Ausgangsmaterials ist auf den verholzten Anteil zurückzuführen.

Wie in Abbildung 27 dargestellt wird, geht man im Fall der Vergärung von der Annahme aus, dass rund 3/4 des Abbaus (rund 100 kg pro Tonne) anaerob in der Biogasanlage erfolgt. Dabei entsteht pro Tonne Abfall durchschnittlich 100 m³ Biogas, in welchen rund 50 kg Kohlenstoff vorhanden sind¹. Der restliche Viertel des Abbaus verläuft aerob in der Nachrotte.

1 Methan und Kohlenstoff weisen je ein C-Atom auf und nehmen als Gasteilchen dasselbe Volumen ein. In einem m³ Biogas sind daher nach Abzug von Wasserdampf und Restgasen unabhängig von der Gaszusammensetzung rund 43 Mole C .

Je nach Verfahrenstyp wird ein unterschiedlicher Anteil der 10'000 Jahrestonnen Abfall vergoren bzw. kompostiert, was zu unterschiedlichen Biogaserträgen führt. (Die produzierte Kompostmenge ist hingegen bei den gewählten Annahmen für alle Anlagen am Ende der Behandlung identisch). 1 m³ Biogas entspreche einer Energiemenge von rund 6 kWh. Weitere Angaben zu der angenommenen Zusammensetzung von Biogas finden sich im Anhang (Tabelle 17).

Je nach Verfahren wird ein unterschiedlicher Anteil der freigesetzten Energiemenge als Prozessenergie benötigt. Überschüssiges Biogas kann nicht-erneuerbare Energieträger (Erdöl, Elektrizität) substituieren und wird gegebenenfalls entsprechend mit Gutschriften bilanziert.

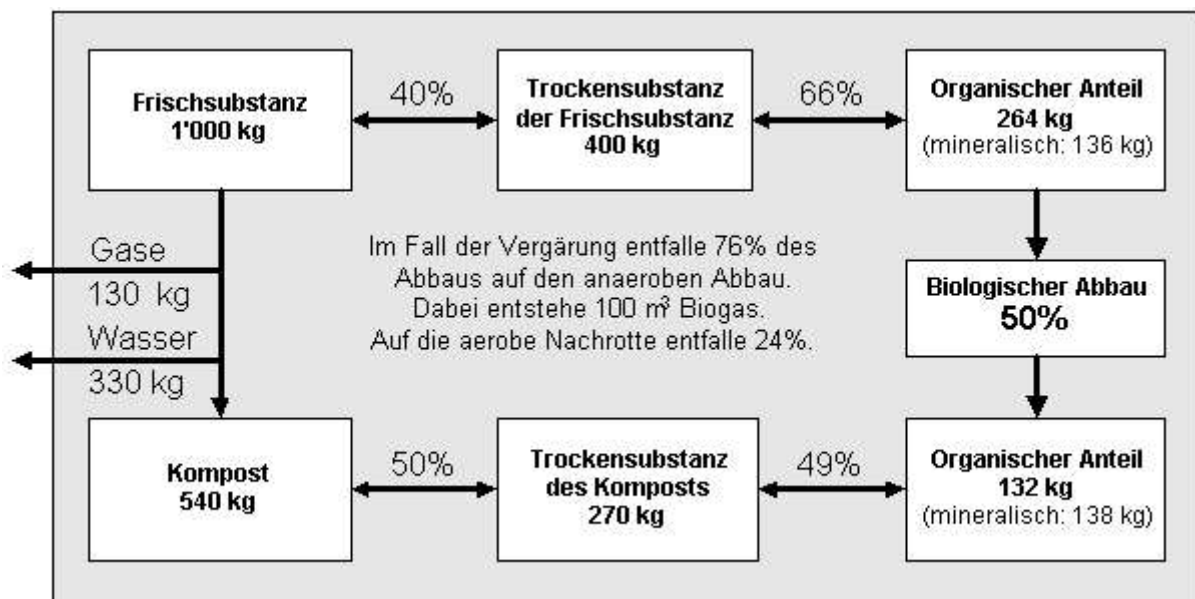


Abb. 27: Annahmen für den biologischen Abbau einer Tonne biogenen Frischmaterials

Prozentzahlen sind auf ganze Zahlen gerundet. Die rund 130 kg bei den Gasen beziehen sich auf den vom biogenen Material bei gesteuerten Anteil an C, H und O; zusätzlich kommt je nach Abbauart noch O und H aus O₂ und/oder H₂O dazu.

Systemgrenzen

Wer die Ökobilanz eines Produkts erstellen will, muss das Produktsystem von der “Wiege bis zur Bahre” als Flussdiagramm darstellen und diejenigen Stoff- und Energieflüsse des Systems bilanzieren, welche aus der Natur hineinkommen bzw. in die Natur zurückgeführt werden (Buxmann, 1998). Es wird der gesamte Lebenszyklus eines Produktes, bzw. eines Prozesses bewertet². Das heisst, dass im Fall der Verwertungsanlagen nicht nur die Umweltbelastungen beim Betrieb bewertet werden, sondern auch die Auswirkungen, welche der Bau und der spätere Abbruch verursachen.

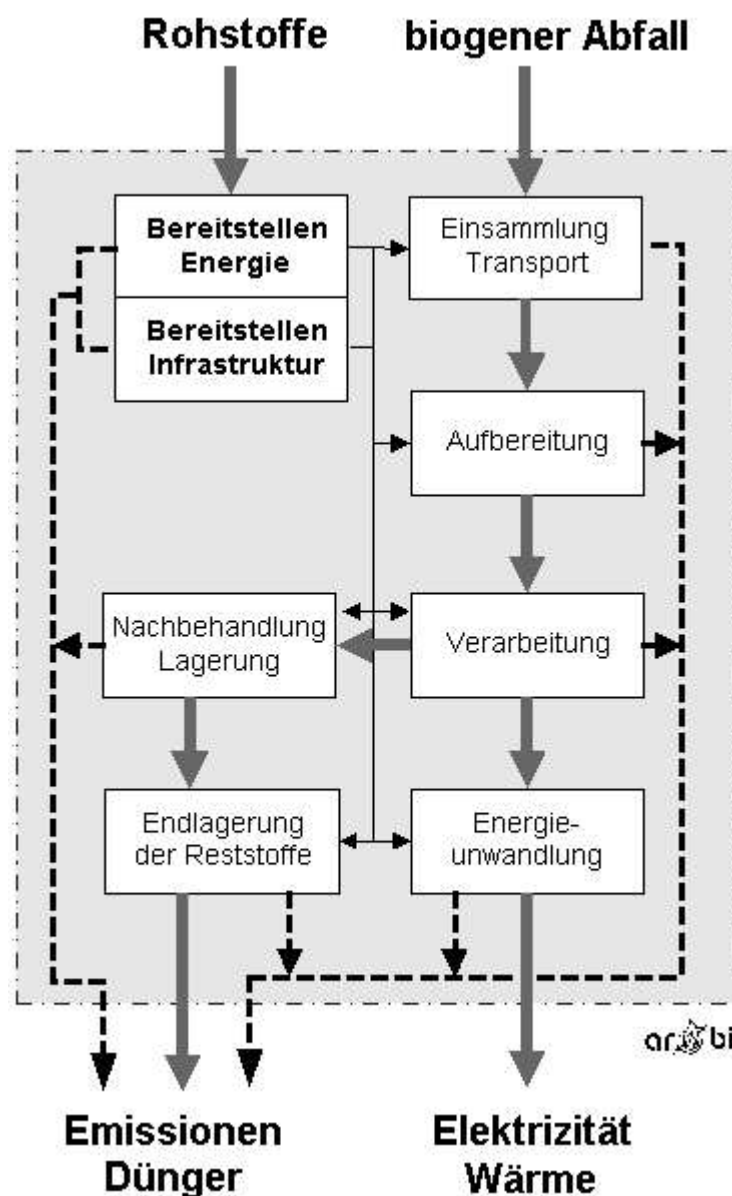


Abb. 28: Blockdiagramm der Systemgrenze

2 Der übliche englische Begriff ist “Life Cycle Assessment, LCA”.

In Abbildung 28 werden grau hinterlegt das betrachtete System sowie die ein- und austretenden Stoffströme dargestellt. Die Belastungen und der Ressourcenverbrauch bei der Rohstoffgewinnung und beim Einsatz von Baumaterialien sowie bei der Bereitstellung von Energie werden eingeschlossen. Die Betrachtung beginnt damit bei der Gewinnung der für den Prozess notwendigen Ressourcen (Erze, fossile Energieträger im Boden) und endet bei deren Rückführung in die Natur, bzw. in die Endlagerstätte.

Die Ökobilanz umfasst den Weg des definierten Abfalls vom Gartentor über die verschiedenen Behandlungsschritte bis zur Bereitstellung der Produkte für einen weiteren Gebrauch, beziehungsweise bis zu deren Endlagerung auf dem Feld oder in der Deponie. (Bei der Verbrennung in der KVA werden Emissionen aus der Deponie der Kehrichtschlacke mit einbezogen). Im Fall der Energie, welche in Form von Biogas nutzbar gemacht werden kann, wird die Umwandlung in der Wärme-Kraft-Kopplungsanlage mit berücksichtigt; die Systemgrenze ist dort bei der Einspeisung des Produkts Elektrizität ins Stromnetz und allenfalls bei der Abgabe von Wärme an einen Abnehmer (vgl. Abb. 28). Der Strombezug, bzw. -rücklieferung wird als Strommix UCPT (Europäischer Strommix der "Union pour la Coordination de la Production et du Transport de l' Electricité") verrechnet.

Mit dem Kompost entsteht bei der biotechnologischen Verwertung (Vergärung, Kompostierung) im Gegensatz zur Schlacke der KVA kein Abfall, sondern ein neues Produkt, welches wieder in den natürlichen Kreislauf zurückgeführt wird. Beim Kompost endet die Betrachtung mit dem Austrag auf das Feld. Der Transportaufwand zum Ausbringen wird nicht berücksichtigt³. Im Rahmen von Sensitivitätsvergleichen werden auch Szenarien verglichen, bei welchen Inhaltsstoffe des Komposts nach der Ausbringung auf das Feld ins Wasser abgeschwemmt werden.

Emissionen in die Luft, Abwärme

Beim aeroben Abbau entsteht als Abbauprodukt primär CO₂ und Wasser, während beim anaeroben Abbau CO₂ und Methan die Hauptprodukte sind. In der Natur verrottet biogenes Material in kleinen Schichtdicken vor Ort aerob zu CO₂ und Wasser. Es wird daher sowohl bei der Kompostierung als auch bei der Vergärung (mit anschliessender Verbrennung des Methans zu CO₂ und Wasser) nur jenes CO₂ aus dem biogenen Material wieder an die Natur zurückgegeben, welches vorher zum Wachstum des biogenen Materials benötigt wurde und welches auch beim natürlichen Abbau entstehen würde. Das CO₂ aus dem biogenen Material ist daher (anders als solches aus fossilen Brennstoffen) treibhausneutral und wäre aus dieser Sicht (anders als fossiles CO₂) auch nicht in der Ökobilanz zu belasten. Da die Systemgrenze für alle Verfahren jedoch bei der Einsammlung der biogenen Abfälle und nicht auf dem Anbaubereich von Nahrung gezogen wurde, wird CO₂ immer voll belastet.

3 Einerseits sind die Ausbringdistanzen normalerweise klein (1% der Fläche mit Radius 10 km um ein Werk mit 10'000t/a reicht als Ausbringfläche) und andererseits substituiert der Kompost teilweise andere Produkte zur Bodenverbesserung, welche i.d.R. über viel grössere Distanzen transportiert werden (z.B. torfhaltige Erden).

Anders als bei den biotechnologischen Verfahren, wo 50% C im Produkt Kompost verbleiben (Abb. 27), setzt die KVA dabei 100% C zu CO_2 um, da im Brennraum sämtlicher Kohlenstoff oxidiert wird.

Wenn wie im Fall der Vergärung oder der KVA aus dem biogenen Material erneuerbare Energie nutzbar gemacht wird, kann nicht-erneuerbare Energie eingespart werden. Dies reduziert die Emissionen, welche bei der Bereitstellung der nicht-erneuerbaren Energie entstanden wären. Für diese Einsparungen - beispielsweise an CO_2 oder Radioaktivität - werden Gutschriften verrechnet, und damit die Umweltbelastungen der jeweiligen Verfahren wieder entsprechend reduziert.

Methan wird in der Natur nur gebildet, wenn biogenes Material durch Wind oder Wasser zu Haufen aufgestapelt worden ist oder durch andere Gründe von der Sauerstoffzufuhr abgeschnitten wird (Pansen der Wiederkäuer, Reisfelder etc.). Methan, welches unverbrannt an die Atmosphäre gelangt, ist ein starkes Treibhausgas. Da beim Methan sehr große Unterschiede im Vergleich zum natürlichen Abbau auf freiem Feld bestehen können, wurden im Rahmen dieses Projekts Messungen vorgenommen, um die Methanemissionen der verschiedenen Verfahren zu erfassen und zu bilanzieren.

Neben Methan entweichen aus biogenen Reststoffen mit dem Gasstrom weitere Stoffe in kleineren Konzentrationen: Mineralisierter Stickstoff in Form von Ammoniak; Schwefeldioxid und Schwefelwasserstoff als Abbauprodukt von Eiweiss; niedermolekulare, flüchtige organische Verbindungen wie Alkohole, Stickoxide etc.. Diese Stoffe treten jedoch entsprechend der Elementarzusammensetzung des Ausgangsmaterials auch beim natürlichen Abbau auf, wo sie allerdings wahrscheinlich in unterschiedlichen Mengen in die Gasphase austreten. Wenn beispielsweise im Kompost anaerobe Zonen auftreten, kann sich allenfalls im Unterschied zur Natur bei der Kompostierung im Fall des Schwefels das Verhältnis von SO_2 in Richtung Schwefelwasserstoff verschieben. Bei der Vergärung wird der Schwefelwasserstoff entweder durch Gasreinigung dem Abgas entzogen oder bei der Verbrennung in SO_2 umgewandelt. Die Bilanzierung dieser Emissionen ist schwierig, da die messtechnische Erfassung schwierig und daher die Datenlage dürftig ist.

Die aus dem Abbau von biogenem Material entstehende Abwärme ist in der Bilanz nicht zu berücksichtigen: Sowohl beim langsamen Abbau in der Natur, wie bei der Kompostierung oder der Verbrennung des Biogases wird die Energiedifferenz zwischen dem Ausgangsmaterial und den Produkten CO_2 und Wasser in Form von Abwärme frei. Während in der Natur der Abbau dezentral erfolgt und daher die Erwärmung kaum messbar ist, wird bei der Kompostierung der Kompost auf bis zu 70 C erhitzt. (Pro kg organischer Substanz kann mit einem mittleren Energieinhalt von 17.8 MJ gerechnet werden (*Edelmann et al., 1993*). Diese Energiemenge würde reichen, um 6,6 Liter Wasser von 0 C auf 100 C zu erwärmen und anschliessend zu verdampfen).

Da bei der KVA eine Endoxidation des Kohlenstoffs erfolgt, ist mit der doppelten Abwärmemenge zu rechnen, welche bei Berücksichtigung der Abwärme die KVA gegenüber den biotechnologischen Verfahren etwas benachteiligen würde.

Emissionen ins Wasser

Bei geschlossenen Anlagen wird von einem abwasserfreien Betrieb ausgegangen (vgl. auch Kapitel 3). Bei offenen Kompostierflächen wird pro m² asphaltierte Fläche mit 300 Litern durchschnittlich belastetem Abwasser gerechnet, welches der Abwasserreinigungsanlage zugeführt wird.

Nach den Annahmen, welche in Abbildung 27 dargestellt sind, entsteht aus 1 Tonne Frischmaterial mit 40% Trockensubstanz 540 kg Kompost mit 50% TS. Es wird daher beim biologischen Abbau zu Kompost rund 330 kg Wasser frei.

Die Energie, welche beim Abbau von 132 kg organischem Material frei wird, würde reichen, um die zwei- bis dreifache Menge Wasser zu verdampfen (s.o.). Im Fall der Kompostierung wird dieses Wasser denn in der Regel auch mit der Eigenwärme des Komposts verdampft und entweicht als (nicht zu bilanzierender) Wasserdampf an die Umgebung.

Das Sicker- und Platzabwasser, welches bei der nicht überdeckten Mietenkompostierung bei Niederschlägen als Überschusswasser entsteht, muss hingegen wegen seiner Zusammensetzung (organische Verunreinigungen, Ionen) gereinigt werden. Dieser Reinigungsaufwand wird denn auch in der Ökobilanz ausgewiesen.

Bei der Gärung wird keine Eigenwärme frei, da der überwiegende Teil der Energie im Methan gebunden bleibt. Mit dem Biogas entweichen vor allem Kohlenstoffverbindungen und nur relativ wenig Wasserdampf (thermophil: 2-3 % des Gasvolumens). Wasser bleibt überproportional im Gärgut erhalten, was eher eine Verflüssigung des biogenen Materials während des Abbaus bewirkt. Daher muss vor der Nachrotte aus dem nassen Gärgut Wasser abgepresst werden oder das Gärgut muss unter Kompostmieten gemischt werden, welche Feuchtigkeitsbedarf aufweisen.

Der bei anderer, d.h. nasserer Abfallzusammensetzung allenfalls entstehende Presswasserüberschuss wäre nährstoffreich mit gleichzeitig feinpartikuläre und gelösten organischen Inhaltsstoffen. Presswasser würde für eine Abwasserreinigungsanlage eine große (und sicher zu bilanzierende) Belastung darstellen, wenn es in die öffentliche Kanalisation eingeleitet würde. In der Praxis wird das Presswasser jedoch landwirtschaftlich weiterverwendet oder - wie schon bei der Anlage Otelfingen erwähnt - anderen Verwendungszwecken zugeführt. Es ist damit ein Rohstoff für neue Prozesse, welche ausserhalb der Systemgrenzen liegen, und daher in der Bilanz nicht zu berücksichtigen sind. Die enthaltenen Nährstoffe werden im Rahmen der Inhaltstoffe des Komposts gutgeschrieben.

Kompostqualität

Die Bewertung des bei biogenen Verfahren entstehenden Komposts ist insofern problematisch, als keine wissenschaftlich fundierten Vergleichsuntersuchungen zwischen verschieden aufbereiteten Komposten aus identischem Ausgangsmaterial vorhanden sind, welche für diese Untersuchung hätten eingesetzt werden können. Allgemein ist anerkannt, dass der Kompost zur Verbesserung der Bodenqualität führt, indem die nicht abgebauten, refraktären Kohlenstoffverbindungen zum Humusaufbau und zur Verbesserung der Bodenstruktur beitragen. Das Ausbringen von Kompost wirkt daher dem heute allgemein beobachteten Humusverlust entgegen und spart Torfe und Erden ein, welche u.U. von weither herantransportiert werden müssten. Gleichzeitig werden mit dem Kompost Nährstoffe in anorganischer und organischer Form in den natürlichen Kreislauf zurückgeführt.

In Ermangelung entsprechender Daten wird die erzeugte Kompostqualität für alle verglichenen biotechnologischen Verfahren gleichgesetzt. Diese Annahme ist insofern zulässig, als die umfangreich vorhandenen analytischen Werte dafür sprechen, dass die Zusammensetzung des Ausgangsmaterials - bei geeigneter Sorgfalt bei der Verarbeitung - einen grösseren Einfluss auf die Qualität des erzeugten Komposts ausübt als Unterschiede in der Verfahrenstechnik.

Stickstoff, Phosphor und Kalium im Kompost werden mit Gutschriften versehen, welche die Einsparung von Emissionen bei der Herstellung von Mineraldüngern berücksichtigen. Es war im Rahmen dieser Untersuchung jedoch nicht möglich, alle zusätzlichen Vorteile des Komposts gegenüber Kehrichtschlacke - wie beispielsweise die Bodenverbesserung oder suppressive Eigenschaften gegenüber unerwünschten Mikroorganismen - vollumfänglich zu erfassen und als Gutschriften in der Bilanz zu quantifizieren. So wurde beispielsweise für die Verbesserung der Bodenstruktur durch die im Kompost verbliebenen, schwer abbaubaren und daher wertvollen Kohlenstoffverbindungen in der Ökobilanz keine Gutschrift bilanziert.

In der KVA sind, wie oben erwähnt, die CO₂-Emissionen doppelt so gross wie bei den biotechnologischen Verfahren, da im Verbrennungsprozess sämtliche Verbindungen endoxidiert werden. Bei der KVA kann davon ausgegangen werden, dass im Abgas kein Methan enthalten ist. Allfällige Methanemissionen während der Einbunkerung wurden nicht erfasst. Bei der KVA entfallen gleichzeitig die Nährstoffgutschriften, da die Nährstoffe nicht auf das Feld zurückgelangen und damit für den ökologischen Kreislauf verloren sind. Folglich entfallen bei der Ökobilanz (Kapitel 6) auch die entsprechenden Sensitivitätsrechnungen.

Annahmen auf Ebene der Sachbilanz

Für die Sachbilanz musste der Aufwand zum Bau der Anlagen bestimmt werden. Aus Gründen der Übersichtlichkeit werden die Bauteile pro 10'000 Tonnen Verarbeitungskapazität, also in der modellhaft betrachteten Betriebsgrösse dargestellt. Für die Baustoffe Beton, Armierungseisen, Stahl usw. stützte man sich auf Angaben der Anlagenbauer. Anschliessend wurde der Bedarf auf eine Anlagengrösse von 10'000 t/a umgerechnet, wobei berücksichtigt wurde, dass der Materialbedarf nicht linear steigt. Da von einer Abschreibungsdauer von 25 Jahren beim Bauteil ausgegangen wurde, sind für die Betrachtung eines Betriebsjahres jeweils die Emissionen von 4% des gesamten Baumaterialaufwandes bilanziert worden. Entsprechend wurden auch jene Anlagenteile aufgerechnet, welche in kürzerer Zeit abgeschrieben werden.

Unter anderem wurden folgende Annahmen getroffen: Das Armierungseisen liege im Verhältnis zum Beton zwischen 2,6 und 3,3% vor. Stationäre Maschinen wurden als Gusseisen und Stahleinbauten als niedrig legierter Stahl eingesetzt. Das Verfahren KO weist am wenigsten Baustoffe und stationäre Maschinen auf, weil es bei der offenen Kompostierung nur die Rotteboxen und das überdachte Kompostlager als Hochbauten gibt. Hingegen braucht KO infolge der niedrigen Lagerhöhe des Kompostes am meisten asphaltierte Fläche. Die Asphaltfläche ist nach fbb-Labor, Hinwil (*FBB 1998*) einheitlich berechnet worden. Als Unterbau wird mit 50 cm Wandkies ($1,8 \text{ t/m}^3$) gerechnet; darauf wird ein HMT-Belag von 6 cm aufgetragen. Der HMT 22 mit einer Rohdichte von $2,4 \text{ t/m}^3$ enthält pro Tonne 42 kg Destillationsbitumen, 400 kg Sand und 558 kg Split. Die Mischung wird - sofern vorhanden - mit Recyclingmaterial hergestellt, was hier nicht berücksichtigt wurde (*FBB 1998*).

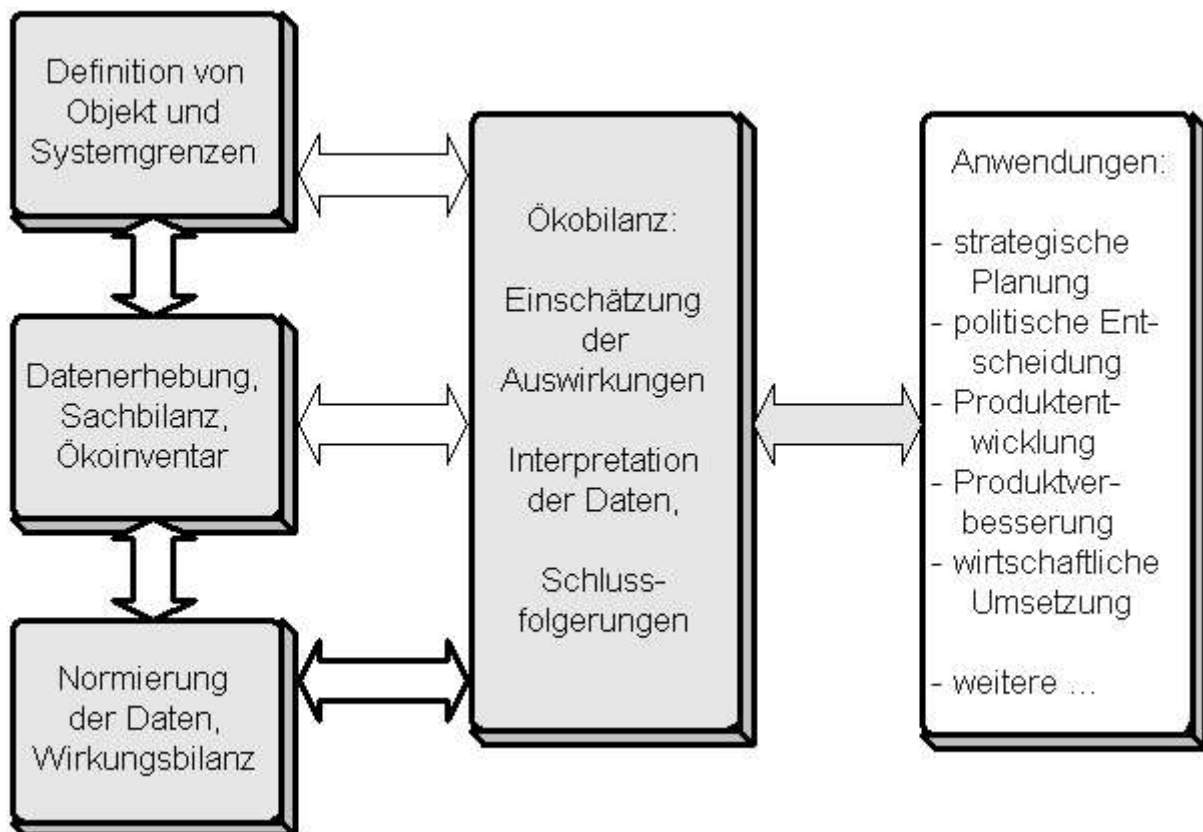
Der Aufwand zum Herbeischaffen der Baumaterialien und zum Abbruch der Anlagen wurde - wie sich erst nach Abschluss der Rechengänge herausstellte - nicht vollständig bilanziert. Die Erfassung dieser Grössen wurde jedoch im Rahmen einer weiteren Ökobilanz (*Schleiss, Edelmann, 1999*) nachgeholt. Dort wurde zwar die Entsorgung der Metalle in der Annahme eines vollständigen Recyclings nicht bilanziert; es wurde hingegen angenommen, dass Beton mit Armierungseisen in einer Inertstoffdeponie, der Asphaltbelag in einer Reaktordeponie und die Isolationsmaterialien und das Bauholz in eine KVA entsorgt werden. Es zeigte sich, dass die Aufwände der verschiedenen Verfahren in vergleichbarem Rahmen liegen. Bei der offenen Kompostierung mit kleinem Hochbauteil schlägt vor allem der Transport von Kies als Untergrund für den befestigten Platz sehr stark zu Buche, was den kleineren Aufwand für den Transport von anderen Baumaterialien (baulichen Einsparungen gegenüber Verfahren mit Hallen, grossen Betriebsgebäuden etc.) mehr als wettmacht. Der hier dargestellte Vergleich wurde daher durch diese kleineren Unterlassungen nicht verzerrt.

5 Arbeitsvorgehen, Methoden

Ablauf einer Ökobilanz

Der Arbeitsablauf einer Ökobilanz unterteilt sich im wesentlichen in die mit Abbildung 29 dargestellten Arbeitsbereiche: In einem ersten Schritt werden die Ziele und die betrachteten Objekte definiert sowie die Systemgrenzen festgelegt. Hier werden auch alle Annahmen getroffen, auf welchen die im weiteren Verlauf folgenden Berechnungen beruhen. Diese Grundlagen wurden bereits in den beiden vorangegangenen Kapiteln 3 und 4 umrissen.

Abb. 29: Aufbau einer Ökobilanz (modifiziert nach ISO 14040 DIS)



In einem zweiten Arbeitsschritt wird in einer Sachbilanz der gesamte Ressourcenbedarf bestimmt, welcher durch den Bau und den Betrieb einer Anlage, sowie durch den Einsatz von Energie bewirkt wird. Die dadurch bewirkten Emissionen, sowie allenfalls Gutschriften für verhinderte Emissionen, werden prozessspezifisch in einem so genannten Ökoinventar zusammengefasst (Life Cycle Inventory).

Der dritte Arbeitsschritt beinhaltet die Wirkungsbilanz, bei welcher die Auswirkungen der Emissionen auf verschiedene Wirkungskategorien quantifiziert werden (Life Cycle Impact Assessment). Die Daten werden dabei in eine vergleichbare Form gebracht, indem die verschiedenen Einwirkungen auf eine Wirkungskategorie in eine für die Kategorie typische Referenzsubstanz umgerechnet werden. So kann das totale Schadenspotential pro Wirkungskategorie, bzw. die Umweltverträglichkeit des betreffenden Prozesses bezüglich einer Wirkungskategorie abgeschätzt werden. Man erhält ein "Umweltprofil, welches auf naturwissenschaftlichen Erkenntnissen beruht und somit eine erweiterte Interpretation der Resultate erlaubt" (Zimmermann, 1996).

Ebenfalls zum "Life Cycle Impact Assessment" gehört der vierte Arbeitsschritt (Abb. 29, Zentrum), bei welchem - nach persönlichen Wertungen und gesellschaftlichen Prioritäten - die Daten der Wirkungskategorien des Umweltprofils gegeneinander gewichtet werden, um so eine Gesamtpunktzahl für den jeweils betrachteten Prozess zu erhalten.

Die schwach umrandeten, horizontalen Pfeile der Abbildung 29 sollen ausdrücken, dass die regelmässige kritische Hinterfragung der (Zwischen-)Resultate nicht als isolierter Arbeitsschritt betrachtet werden darf, sondern als ein Prinzip, welches mehr oder weniger ausgeprägt ständig die Arbeiten auf allen Ebenen begleitet: Durch regelmässige Interpretation der Zwischenresultate wird die Relevanz einzelner Parameter hinterfragt. Dadurch wird u.a. erkannt, bei welchen Grössen es lohnenswert erscheint, Sensitivitätsanalysen durchzuführen, bzw. bei welchen Grössen eine grössere bzw. kleinere Genauigkeit der Datenerhebung erforderlich ist.

Ziel der Ökobilanz ist, durch Aufzeigen der Umweltverträglichkeiten und durch Diskussion der Vertrauensintervalle der ermittelten Werte Grundlagen für weitergehende Massnahmen zu liefern (Abb. 29, rechts). Diese Vorschläge zur praktischen Umsetzung der Resultate sind jedoch nicht mehr Inhalt der Ökobilanz und werden auch in dieser Studie nur am Rande tangiert.

Sachbilanz / Ökoinventar

In der Sachbilanz werden die verschiedenen prozessspezifischen Stoffströme bestimmt: Dazu werden zunächst die einzelnen Verfahren beschrieben: Es werden bereits vorhandene Daten zusammengetragen, welche sich auf den Bau und Betrieb einer Anlage beziehen, und bei Bedarf weitere Daten erhoben (Flow Sheets, Massen- und Energieflüsse, graue Energie, Emissionsdaten etc.). Die erfassten Grössen sind im Anhang (Kapitel 9) aufgelistet. Für die Erstellung des Ökoinventars gilt es nun, für jeden einzelnen umweltrelevanten Stoff die total freigesetzte Menge zu bestimmen, welche durch das betrachtete System hervorgerufen wird. Die Daten zu den einzelnen emittierten Stoffen stammen aus

- der Bereitstellung von (Bau-)Materialien und von Energie, welche zum Bau der Anlage nötig waren,
- den Stoffflüssen des verarbeiteten Materials,
- den Energiemengen und Stoffen, welche zum Betrieb nötig sind,
- den durch den Betrieb freiwerdenden Produkten und Emissionen

Die Emissionen und Produkte können in der Umwelt unterschiedliche Wirkungen zeigen: Einerseits beeinträchtigen Produkte, wie beispielsweise die Emission von chemischen Verbindungen in Luft, Boden oder Wasser, die Umweltqualität. Andererseits führen Produkte, wie beispielsweise erneuerbare Energie oder nährstoffreicher Kompost, an anderer Stelle zur Reduktion der Umweltbelastung (kleinerer Bedarf an nicht-erneuerbarer Energie, bzw. Einsparung von Emissionen, welche durch die Produktion von Mineraldüngern und Bodenverbesserungsmitteln hervorgerufen worden wäre). Diese positiven Effekte werden als Gutschriften erfasst.

Bei der Erstellung des Ökoinventars werden, wie bereits erwähnt, auf Grund der Massen- und Energieflüsse die Emissionsdaten einer breiten Palette von chemischen Verbindungen bestimmt (z.B. Emissionen von Luftschadstoffen und von Schwermetallen bei der Herstellung des Asphalts, welcher für die Anlage notwendig war, etc.). Für die Erstellung des Ökoinventars sind heute verschiedene Hilfsmittel in Form von umfangreichen Datenbanken vorhanden, in welchen zum Beispiel die Stoffumsätze von gewissen Tätigkeiten oder der Ressourcenverbrauch und die Emissionen bei der Herstellung verschiedenster Baumaterialien ausgewiesen sind. Die vorliegende Studie stützte sich in erster Linie auf die Datenbank "ECOINVENT", welche an der ETH entwickelt wurde. Es konnte direkt zurückgegriffen werden auf die Erfahrungen und Resultate der ETH-Studie "Ökoinventare von Entsorgungsprozessen" (Zimmermann, 1996), wo bereits umfangreiche Grundlagendaten im Abfallbereich und eine sehr umfassende Liste von relevanten Parametern erhoben worden waren.

Wie der Name sagt, bezieht sich das Ökoinventar ausschliesslich auf materielle Emissionen (bzw. auf deren Vermeidung). Energie muss daher "auf die materielle Ebene umgerechnet" werden: Eine kWh, welche beispielsweise aus Erdöl stammt, wird deshalb belastet mit (treibhausaktiven) CO₂-Emissionen, mit der Freisetzung von SO₂, Schwermetallen und diversen anderen Stoffen, welche prozessspezifisch bei der Förderung und Nutzung des Öls freigesetzt werden. Dasselbe gilt auch für die Elektrizität: Da die Schweiz eng in den europäischen Stromverbund eingebunden ist, wird dieser Studie ein durchschnittlicher europäischer Strommix zu Grunde gelegt (sog. UCPTE-Mix aus AKW, fossilen Quellen, Wasser, etc.). Für die Energie besteht ein Ökoinventar für Energiesysteme (Frischknecht, 1996), welches die Umweltbelastungen beim Einsatz von Energie unterschiedlicher Form und Herkunft quantifiziert.

Das in diesem Arbeitsschritt für jedes verglichene Verfahren resultierende Ökoinventar ist eine Tabelle mit einer langen Liste von verbrauchten Rohstoffen und emittierten Verbindungen, welche alle auf dieselbe Grundeinheit von 1 kg definiertem biogenem Abfall bezogen sind (1 kg Abfall = sog. "funktionelle Einheit"). Da diese Werte sehr klein und daher höchst unübersichtlich sind, werden sie in den Tabellen dieser Studie pro 10'000 Tonnen verarbeitetem Abfall ausgewiesen; die Emissionsmengen entsprechen damit dem jährlichen direkt und indirekt (Baumaterialien, Energie) verursachten Ausstoss der jeweiligen Anlage.

Wirkungsbilanz

Nach der Erstellung des Ökoinventars gilt es zunächst, die Auswirkungen der dort zusammengefassten Stoffflüsse auf die Umwelt zu quantifizieren und sie in eine vergleichbare Form zu bringen. Dieser Arbeitsschritt wird mit dem Begriff Wirkungsbilanz umschrieben.

Mit dem Rechenprogramm MATLAB der ETH Zürich wurden insgesamt 15 Wirkungskategorien berechnet. Für jede Wirkungskategorie wird dabei eine typische Substanz als Referenz definiert. Alle anderen Substanzen, welche in derselben Wirkungskategorie Auswirkungen zeigen, werden entsprechend ihrer Wirkung im Vergleich zur Referenzsubstanz mit einem Gewichtungsfaktor umgerechnet: Beim Treibhauseffekt werden beispielsweise Methan- oder Lachgasemissionen auf die Referenzsubstanz CO₂ bezogen und - da sie in der Wirkung entsprechend stärker wirksam sind - mit entsprechenden Faktoren multipliziert. So kann dann die Treibhauswirksamkeit eines Prozesses in CO₂-Äquivalenten ausgedrückt werden. Die Radioaktivität wird als Iod-129-Äquivalente angegeben, etc..

So entsteht ein objektiv nachvollziehbares Umweltprofil bestehend aus 15 Emissionswerten für Schadstoffe, welche für 15 Wirkungskategorien typisch sind. Ursprünglich waren es 21 Wirkungskategorien (*Hellweg 1997*), von denen hier noch 19 Kategorien weiterbetrachtet wurden⁴. Kategorien wie Humantoxizität oder Treibhausgas sind nach dem Immissionsort, bzw. nach dem Zeithorizont unterteilt (vgl. z.B. Tab. 7, Kap. 6a). Dieses Umweltprofil mit den Werten der einzelnen Kategorien wird als Wirkungsbilanz bezeichnet.

Bewertung

Die neutrale Wirkungsbilanz erlaubt - wie bereits erwähnt - einen objektiven Vergleich der Emissionen innerhalb einer Wirkungskategorie. Für eine abschliessende Beurteilung der Verfahren gegeneinander möchte man nun jedoch auch die Bedeutung der einzelnen Wirkungskategorien im gegenseitigen Vergleich kennen, um so die Umweltverträglichkeit eines Verfahrens als Ganzes abschätzen zu können: Wenn Verfahren verglichen werden sollen, interessiert den Entscheidungsträger vor allem die Gesamt-Performance eines Prozesses. Dieser letzte Schritt ist sehr schwierig, da Wirkungskategorien mit völlig verschiedenen Auswirkungen zu einem Gesamtergebn aggregiert werden müssen ("Vollaggregation", *Zimmermann, 1996*).

Hier stehen nun verschiedene Werkzeuge zur Verfügung, welche die Schadenspotentiale der einzelnen Kategorien nach unterschiedlichen Gesichtspunkten bewerten. Im vorliegenden Fall wurde vorwiegend mit der Bewertungsmethode "ECOINDICATOR 95+" gearbeitet. Es handelt sich um eine Weiterentwicklung der Methode ECOINDICATOR 95; sie ist das heute wahrscheinlich am weitesten entwickelte Tool. Ein Vergleich zu anderen Methoden, sowie Überlegungen, welche zur Entwicklung dieser Methode geführt haben, und ein relativ detaillierter Beschrieb des Vorgehens findet sich in *Goedkoop, 1995*. Zum Vergleich wurde mit denselben Inventardaten auch mit dem Tool "Umweltbelastungspunkte, UBP" gerechnet (s.u.).

1 Für gewisse Kategorien waren keine verlässlichen Daten vorhanden, weshalb sie hier weggelassen wurden: Beispielsweise bei den Geruchsemissionen müssten zusätzlich zu den vorhandenen bauseitigen Daten aufwendige Geruchsevaluationen mit Testpersonen gemacht werden (und dies beim definierten Normabfall..!); sonst würden nur die Geruchsemissionen bei der Herstellung der Baumaterialien berücksichtigt. Es ist in diesem Fall jedoch klar, dass beim Betrieb von Anlagen mit Biofilter weniger Geruchsemissionen in die Umgebung gelangen als bei jenen mit offener Kompostierung.



Abb. 30: Schematische Darstellung der Vorgehensweise des Tools ECOINDICATOR (modifiziert nach Goedkoop, 1995)

Wie in Abbildung 30 dargestellt wird, werden im Fall von ECONDICATOR die Auswirkungen der im Ökonventar erhobenen, umweltrelevanten Stoffe (Ökofaktoren = Einflussgrößen) auf ursprünglich neun verschiedene Wirkungskategorien quantifiziert (normierte Wirkungsbilanz). Verschiedene Stoffe haben negative Auswirkungen auf mehrere Wirkungskategorien: So beeinflusst SO₂ beispielsweise den Wintersmog, die Versauerung des Bodens und die Überdüngung (Eutrophierung).

Bei der hier verwendeten Weiterentwicklung von ECOINDICATOR 95 ("EI 95+") sind neu die beiden Wirkungskategorien "energetische Ressourcen" und "Radioaktivität" eingeführt worden. Die ursprünglich vorhandene Kategorie "Pestizide" (Abb. 30) wurde dafür als eigenständige Kategorie weggelassen: Über durchschnittliche Pestizidgehalte des Ausgangsmaterials sind keine verlässlichen Daten vorhanden. Da aber in den biotechnologischen Prozessen selbst keine Pestizide eingesetzt werden, kann davon ausgegangen werden, dass der Pestizidgehalt während der biotechnologischen Verwertung infolge des biologischen Abbaus eher abnimmt (d.h. allenfalls Gutschrift). Angaben zu ECOINDIKATOR 95+ finden sich in *Jungbluth, 1999*.

ECOINDICATOR wertet Auswirkungen der Emission von über 100 wichtigen Einflussgrößen des Ökoinventars und dies nur grossräumig, d.h. auf europäischer Ebene. Das heisst, ECOINDICATOR bewertet durch Schadstoffausstoss bewirkte länger- und langfristige Schäden in weiträumigem Massstab.

Nicht bewertet werden von ECOINDICATOR:

- lokale Auswirkungen, wie Lärm, Geruch, ästhetische Beeinträchtigungen oder lokal begrenzte Toxizität (z.B. am Arbeitsplatz),
- Landverbrauch für den betrachteten Prozess oder für die Endlagerung von Abfall,

Verbrauch, bzw. Erschöpfung von Rohstoffen (jedoch sehr wohl die Emissionen bei deren Förderung, Verarbeitung etc.).

Als Resultat des ersten Arbeitsschritts ergeben sich für die einzelnen Verfahren ebenfalls Profile für die einzelnen Wirkungskategorien (d.h. ebenfalls Wirkungsbilanzen). Im Unterschied zur weiter oben dargestellten Wirkungsbilanz verteilt ECOINDICATOR „jedoch **EI-Punkte**“, welche die relative Schädlichkeit von beispielsweise CO₂ gegenüber von SO₂ oder I¹²⁹ bereits werten. Das heisst, dass die Wirkungsbilanzen in ECOINDICATOR wie in der weiter oben dargestellten Wirkungsbilanz innerhalb der einzelnen Kategorien objektiv miteinander vergleichbar sind, da die EI-Punkte proportional zu Referenzsubstanzen sind. Zusätzlich ist jedoch ein Vergleich zwischen den Kategorien möglich, welcher allerdings auf subjektiven Bewertungen der Schädlichkeit von den Referenzsubstanzen beruht.

Wie aus Abbildung 30 ersichtlich wird, erfolgt die Bewertung zweistufig: Zunächst werden die Auswirkungen der Wirkungskategorien auf die drei Schadenkategorien „Mortalität“, „Beeinträchtigung der Gesundheit“ und „Schäden an Ökosystemen“ abgeschätzt. Durch eine weitere Gewichtung der Schäden in den einzelnen Schadenkategorien kann jedem Verfahren schliesslich eine Gesamtpunktzahl zugeordnet werden, welche die ökologische Verträglichkeit unter den gewählten Annahmen und Rahmenbedingungen darstellt.

Die Gewichtung der Schäden hängt natürlich einerseits vom aktuellen wissenschaftlichen Wissensstand ab und beinhaltet andererseits auch subjektive und politisch/soziale Komponenten. (Es muss hier beispielsweise der Schaden von zusätzlichen Todesfällen gegenüber jenem einer irreversiblen Beeinträchtigung der Diversität eines Ökosystems gewichtet werden).

Dieser letzte Arbeitsschritt, nämlich die Bewertung der zu erwartenden Schäden in den drei Schadenkategorien, sowie die Gewichtung der Schadenkategorien untereinander, kann nicht mehr im naturwissenschaftlichen Sinn exakt, bzw. objektiv durchgeführt werden. In der Gesamtpunktzahl spiegeln sich gesellschaftliche und ethische Werthaltungen wieder, welche einem Wandel unterworfen sind und (regelmässig) mit Umfragen unter Experten und in der Bevölkerung abgesichert werden müssen. Für eine vertiefte Diskussion der Problematik der Gewichtung siehe *Goedkoop, 1995*.

In der vorliegenden Studie wurde bei den Schadensgewichtungen mit den Defaultwerten von Ecoindicator 95+ gerechnet.

Allokationen

Im Fall der Verbrennung in der KVA ist bei der Wirkungsbilanz die Situation im Vergleich zu den biotechnologischen Verfahren insofern erschwert, als in der KVA die biogenen Abfälle zusammen mit einer grossen Vielfalt von anderen Stoffen verbrannt werden, welche gemeinsam eine breite Palette von Produkten erzeugen. Hier muss sowohl auf der input- als auch auf der output-Seite eine Zuordnung (=Allokation) bzw. „gerechte Verteilung“ der Stoffströme vorgenommen werden. Man spricht von sogenannter „Multi-input/multi-output Allokation“. Diese Allokation erlaubt, denjenigen Anteil an den Stoffströmen, welcher durch die biogenen Abfälle erzeugt wird, separat auszuweisen. Angaben zu den Allokationsproblemen finden sich in *Frischknecht, Hellweg (1998a)*.

Bei den biotechnologischen Verfahren kann eine Allokation vermieden werden: Einerseits wird in allen verglichenen Verfahren von einer einzigen, klar definierten Abfallzusammensetzung ausgegangen und andererseits entsteht bei allen Verfahren dasselbe Produkt Kompost.

Im Fall der Vergärung wird zusätzlich der erneuerbare Energieträger Biogas als Koppelprodukt freigesetzt. Da jedoch der Gesamtprozess interessiert, können in diesem Fall die zusätzlichen Emissionen (zusätzliche Infrastruktur für die Gasverwertung, Emissionen des Gasmotors, etc.) dem Gesamtprozess belastend angerechnet werden. Gleichzeitig reduziert aber auch die Freisetzung erneuerbarer Energie die Umweltbelastung (Reduktion der Freisetzung von Treibhausgasen, Radioaktivität und anderer Schadstoffe, welche bei konventioneller Energieproduktion entstehen würden). Dies führt wiederum zu einer Verbesserung der Gesamtbilanz in Form von Gutschriften im Umfang der eingesparten nicht erneuerbaren Energiemenge.

Vergleichsuntersuchung / Sensitivitäten

Die Resultate von ECOINDICATOR 95+ wurden mit denjenigen des Tools UBP ("Umwelt-Belastungs-Punkte", *Buwal, 1998a*) verglichen. Die Methode UBP wurde eingesetzt, um bei absolut identischen Vorgaben des Ökoinventars die Resultate von ECOINDICATOR mit einem Tool zu überprüfen, welches von einem anderen Ansatz ausgeht: In UBP sind die Zielvorgaben gegeben durch die Richtlinien und Grenzwerte, welche durch die schweizerische Umweltpolitik vorgegeben werden. Die Emissionen eines Stoffes werden um so stärker mit Punkten belastet, je kleiner der Spielraum zur Erreichung der gesetzlichen Grenzwerte noch ist. Genormte Umweltbelastungspunkte werden für einzelne Emissionen, Energieaufwand und ökologische Knappheit vergeben.

Bei den biotechnologischen Verfahren werden in dieser Studie für einige wichtige Pflanzennährstoffe im Kompost Gutschriften erteilt, welche im Fall der KVA in der Schlacke landen oder mit dem Abgas ausgestossen werden. Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wird der Einfluss dieser Nährstoffe offengelegt. Spurenelemente und andere qualitative Vorteile des Komposts werden hingegen nicht bewertet (vgl. Kap. 4).

Weil ECOINDICATOR den Eintrag von Schwermetallen in den Boden nicht berücksichtigt, wurden verschiedene Sensitivitäten für unterschiedliche Annahmen der Schwermetallabschwemmung aus mit Kompost behandelten Böden berechnet. Weitere Sensitivitäten wurden erstellt für gasförmige Emissionen von NH_3 , N_2O und H_2S anhand von Literaturwerten. In einer letzten Sensitivität wurde untersucht, welches Verbesserungspotential bestehen würde, wenn bei der Vergärung die Methanemissionen nach dem Austritt aus dem Reaktor auf 3% des aus dem Abbau stammenden Kohlenstoffs beschränkt würde. Tabelle 2 fasst die gerechneten Sensitivitäten zusammen.

Sensitivitätsparameter / Varianten	a	b	c	d	e	f	g	h	i	k	l
Schwermetalle, Phosphat in Boden	x	x	x	x							
Emissionen von Ammoniak, Lachgas, Schwefelwasser-	x					x					
Gutschrift für Nährstoffe (N, P, K, Mg, CaO)	x	x	x		x	x	x	x		x	x
0,25% Schwermetalle & Phosphor abgeschwemmt					x						
0,5% Schwermetalle & Phosphor abgeschwemmt						x	x	x	x		
1% Schwermetalle & Phosphor abgeschwemmt										x	
5% Schwermetalle & Phosphor abgeschwemmt											x
CH ₄ -Emission des Gärguts optimiert auf 3%C		x					x				

Tab.2: Zusammenstellung der gerechneten Sensitivitäten
 Variante "a" = Standardvariante des Tools ECOINDIKATOR, Kapitel 6a
 Variante "f" = als Wirkungsbilanz dargestellte Tabelle (Tabelle 7, Kap.6a)

Ökonomische Methoden

Die Anlagentypen wurden nicht nur hinsichtlich ökologischer Aspekte, sondern auch ökonomisch verglichen. Um vergleichbare Verhältnisse zu schaffen, wurden - analog zur Ökobilanz - die auf Praxisanlagen erhobenen Daten auf eine Anlagengrösse von 10'000 Jahrestonnen umgerechnet. Ebenso wurde bei allen Anlagen bei jenen Kostenfaktoren, welche nicht anlagentypisch sind, von denselben Annahmen ausgegangen: So wurde beispielsweise mit denselben Landpreisen, demselben Untergrund und damit mit denselben Asphaltierungskosten pro m², denselben Löhnen (für vergleichbare Arbeit), Zinssätzen und Abschreibungsdauern für vergleichbare Komponenten gerechnet.

Bei der vorliegenden, modellhaften ökonomischen Betrachtung wurde von folgenden Annahmen ausgegangen, welche z.T. im Kap.6c noch vertieft beschrieben werden:

Kapitalverzinsung: Das eingesetzte Kapital wird mit dem Zinssatz von 5% auf 60% des Neuwertes linear verzinst (*Ammann, 1997*). Es wird nicht zwischen Fremd- und Eigenkapital unterschieden.

Gewinn: Als Betriebskosten werden alle minimal notwendigen Kosten ohne Gewinnanspruch betrachtet. In der Erfolgsrechnung wird der Reingewinn auf null gesetzt, die Abschreibungen werden zur Rückzahlung von Darlehen in der Geldflussrechnung verwendet (*Prochinig 1997*). Ein Unternehmensgewinn muss nicht zuletzt auch zur Sicherung der Liquidität noch zusätzlich aufaddiert werden.

Abschreibung: Die Investitionen werden über die Nutzungsjahre linear abgeschrieben, was eine über die Jahre identische Belastung ergibt. Mobile Maschinen werden innert 5 Jahren, stationäre Maschinen innert 10 Jahren und der Bauteil (Plätze und Hallen, Abwasserbecken etc.) innert 25 Jahren abgeschrieben. Sensitivitäten für längere Abschreibungsdauern wurden gerechnet.

Lohnkosten: Der Arbeitszeitbedarf wurde bei den Anlagenbetreibern erhoben und als Anzahl 100%-Stellen à 2'200 Arbeitskraftstunden pro Jahr ausgewiesen. Es wurden pro Arbeits-

platz Lohn- und Nebenkosten von Fr. 100 000.- eingesetzt. Für unterschiedliche Landpreise wurden Sensitivitäten gerechnet.

Platzbefestigung: Die Kosten für die Platzbefestigung wurden einheitlich mit Fr. 150.-pro m² eingesetzt. Da diese Kostenstelle nicht sehr stark ins Gewicht fällt, wurde nicht berücksichtigt, dass je nach Fläche auch tiefere Kosten möglich sind.

Investitionskosten: Die Angaben wurden bei den Betreibern erhoben und auf die verglichene Anlagengrösse umgerechnet. Im Fall der KVA wurde auf Planungsdaten zurückgegriffen (vgl. unten).

Reparaturen, Wartung, Unterhalt: Bauteil: jährlich 1% der Baukosten; Maschinen: jährlich 2% der Investitionskosten

Versicherungen: 0,4% der Investitionssumme

Teuerung: Es wurde kein Faktor für eine zukünftige Teuerung eingesetzt. Eine Teuerung würde nicht nur zu verteuerter Reparatur/Ersatz von Komponenten führen, sondern sich auch auf den Annahmepreis auswirken, was Kostenneutralität ermöglicht. (Die Teuerung könnte sich sogar positiv auswirken, wenn Kredite in der Zukunft mit “billigerem Geld” zurückgezahlt werden könnten).

Die hier verglichene Kehrichtverbrennungsanlage mit weitergehender Rauchgasreinigung und Entstickungsanlage (KVA WRR+SCR) entstammt den Planungsdaten einer in Projektierung befindlichen Anlage der Firma TBF AG (*Garfein, 1998*). Die Rechnungsvariante geht von nur einer Ofenlinie aus, was die Investitionen im Vergleich zu einer traditionellen KVA mit 100'000 Jahrestonnen um rund 10% senkt. Da in unserer Betrachtung die Entsorgungskosten von 10'000 t biogenen Abfällen verglichen werden, wurde hier mit 10% der Kosten einer KVA mit einer Kapazität von 100'000 Jahrestonnen gerechnet. Wenn in einer Anlage zur Behandlung von 100'000 t/a der gesamte, nicht getrennt eingesammelte Hausmüll entsorgt wird, kann mit etwa 25'000 t separat erfassbarem biogenem Abfall gerechnet werden, welcher bei dieser Variante über den Ofen entsorgt wird. Das bedeutet, dass im Fall der KVA das Einzugsgebiet etwa 250'000 Einwohner umfasst, was die Anfahrwege entsprechend verlängert. Dafür sind nicht zwei Sammeltouren notwendig (vgl. Diskussion).

Messung der Emissionen in die Luft

Zu den Emissionen, welche beim Bau der Anlagen oder beim Betrieb von Motoren entstehen, sind die Daten weitgehend in Datenbanken oder in wissenschaftlichen Publikationen bereits vorhanden. Anders verhält es sich mit den gasförmigen Emissionen der biotechnologischen Prozesse, insbesondere der (Nach-)Kompostierung. Hier mussten für das Projekt eigene Daten erhoben werden.

Beim aeroben Abbau von Biomasse entsteht in erster Linie CO_2 und Wasser, und bei der Vergärung wird das im Reaktor entstehende Methan bei der Gasnutzung praktisch vollständig in CO_2 umgewandelt⁵. Während bei den biotechnologischen Methoden die schwer abbaubare Hälfte des Kohlenstoffs als Strukturmaterial für den Boden zurückbleibt (vgl. Abb. 27), wird bei der Verbrennung sämtlicher biogener Kohlenstoff zu CO_2 oxidiert. CO_2 als Abbauprodukt von Biomasse könnte als "treibhaus-neutral" gewertet werden, da es aus dem biologischen Kreislauf und nicht aus fossilen Quellen stammt. In dieser Studie werden jedoch sämtliche CO_2 -Emissionen unabhängig von der Quelle als "treibhausaktiv" taxiert. Dafür werden bei der Gewinnung von erneuerbarer Energie (Vergärung und KVA) Gutschriften für die Substitution von nicht erneuerbaren Energieträgern erteilt.

Stickstoff, welcher beim Abbau mineralisiert wird, liegt in Form von Nitrat und Ammonium vor. Ammonium befindet sich in Abhängigkeit von pH-Wert und Temperatur im Gleichgewicht mit Ammoniak, welches in die Gasphase übertreten kann. Allerdings sind die Konzentrationen in den grossen Gasströmen, welche aerob verrottendes Material umströmen, in der Regel so klein, dass sie kaum messtechnisch sauber erfasst werden können. Zudem wird sich auch beim natürlichen, dezentralen Abbau ein Teil des Stickstoffs als Ammoniak verflüchtigen (vgl. Annahmen: Emissionen in die Luft).

Es bestand hingegen die bereits früher geäusserte Vermutung (*Edelmann, 1996*), dass in der Natur der mikrobiologische Abbau *zangsweise* anaerob erfolgen muss, sobald die Biomasse in grösseren Schichtdicken vorliegt. Daraus folgt, dass aus Kompostmieten, wo die Biomasse meterhoch aufgeschichtet ist, Methanemissionen zu erwarten sind. Methan ist ein starkes Treibhausgas, sofern es nicht zu CO_2 und H_2O verbrannt wird: Für einen Zeithorizont von 20 Jahren ist Methan 62 mal stärker treibhausaktiv als dieselbe Menge CO_2 . Nach 100 bzw. 500 Jahren ist die Wirkung immer noch 24,5- bzw. 7,5-fach⁶ (*Zimmermann et.al., 1996*).

Es war daher notwendig, im Rahmen der vorliegenden Studie die Methanemissionen von Komposten in unterschiedlichen Abbaugraden und bei Anwendung unterschiedlicher Verfahrenstechnik zu untersuchen. In Abbildung 31 ist die Messanordnung dargestellt.

-
- 2 Da Gäranlagen mit Notfackeln ausgestattet sind, welche überschüssiges Gas (z.B. bei der Revision von Gasmotoren) zu CO_2 und Wasser verbrennen, gelangt bei der Vergärung selbst (excl. Nachrotte!) kein Methan an die Atmosphäre.
 - 3 Es ist bei den Emissionen von Schadstoffen zu berücksichtigen, dass in der Natur deren Abbaugeschwindigkeit unterschiedlich schnell ist (unterschiedliche Halbwertszeiten). Methan wird in der Natur relativ langsam durch energiereiche Strahlung und durch methanoxidiende Mikroorganismen abgebaut.

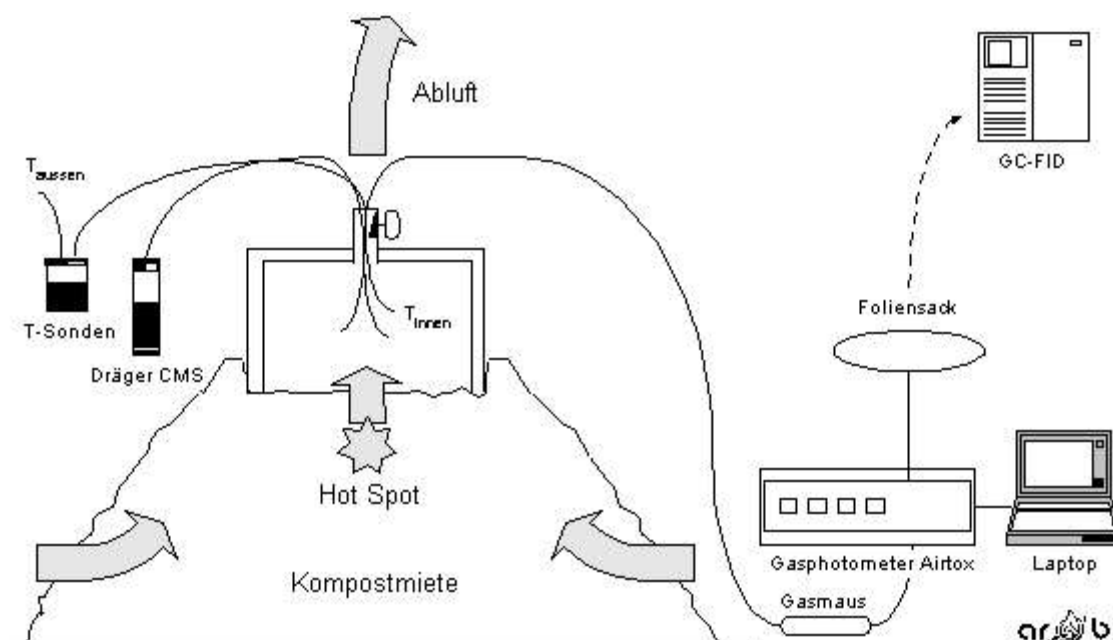


Abb. 31: Versuchsanordnung zur Bestimmung der Gasemissionen aus dem Kompost, bzw. aus Biofiltern

Der heisseste Punkt einer Miete (“Hot Spot”) ist relativ nahe der Oberfläche. Luft tritt - sofern nicht eine Zwangsbelüftung mit Luft-Ansaugen am Mietengrund installiert ist- seitlich und/oder von unten in die Miete ein und strömt dank dem thermischen Auftrieb oben aus der Miete aus.

Daher wurde oben auf dem Kompost eine Probenahmebox aus Kunststoff (60x40x40cm) mit Öffnung nach unten plaziert und seitlich mit Kompost abgedichtet. Die Box ist mit einem Stutzen (2-Zoll) versehen, durch welchen das ausströmende Gas entweichen kann. Mit einem im Stutzen montierten Kugelhahn kann bei Bedarf der offene Querschnitt reduziert werden (bei wenig aktiven Mieten mit kleinem Gasfluss). Die Box ist isoliert und bei sehr kalter Aussentemperatur beheizbar, um zu verhindern, dass sich an den Wänden Kondenswasser bildet, in welchem sich polare Substanzen, wie Ammoniak oder Ethanol, lösen und so der Messung entzogen werden.

Im Fall von Biowäschern (VO, VG) wurde über einen Schlauch Gas aus dem Abluftstrom des Wäschers auf die Messapparatur abgezogen.

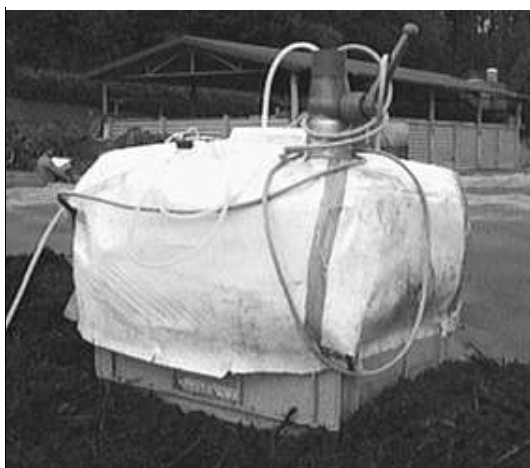


Abb. 32 (links):
Die isolierte Messkammer auf einer Palette



Abb. 33 (oben):
Der mit Kugelhahn variierbare Mess-
stutzen und die Anzeige von Aussen-
und Innentemperatur

Abb.34 (rechts):
Das Airtox-Gerät
mit Foliensack

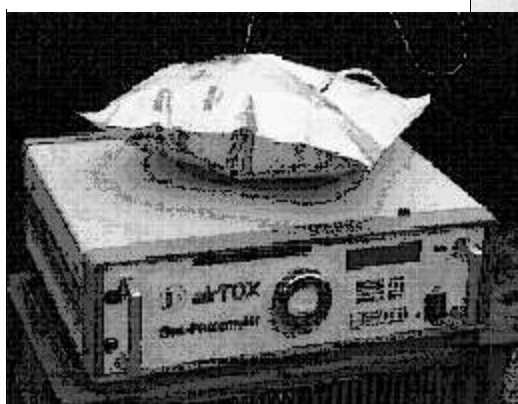


Abb. 35 (links):
Die Messkammer wird mit Kompost gegen Falschluf-
teintritt abgedichtet

Abb. 36:
Die Messanordnung auf einer Mietenkompostierung



Die Gaskomponenten Sauerstoff, Kohlendioxid und Methan wurden mit einem Gasphotometer AIRTOX gemessen. Ein Teil des Gasstroms wurde kontinuierlich über einen dünnen Neoprenschlauch aus der Box abgezogen und über eine Gasmaus, welche auch als Kondensatabscheider diente, auf eine der acht Messstellen des Geräts geleitet. Die Gaszusammensetzung wurde in einem Intervall von 20 Sekunden erfasst, abgespeichert und nach Ablauf der Messung auf den Laptop oder PC übertragen.

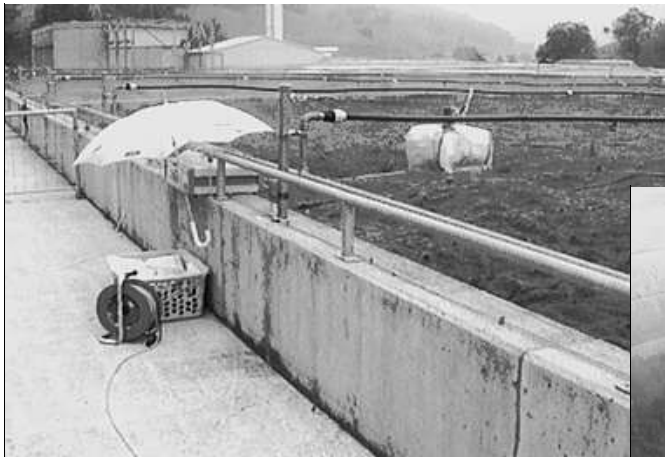


Abb. 38:
Stimmungsbild von einer Messung in der dampfenden, überdeckten Boxenkompostierung (VO)

Abb. 37:
Messung auf dem Biofilter von KG (Krauchthal)



Dank der kontinuierlichen Messung konnte nicht nur die Abluftzusammensetzung erfasst werden, sondern es konnte durch Beobachtung der Veränderung der Zusammensetzung beim Füllender Box Einsicht über die Volumenströme gewonnen werden. Nach Erreichen des steady states in der Box wurden jeweils Kunststoff/Aluminium-Foliensäcke (*Linde Plastigas*) mit dem Gas, welches aus dem AIRTOX austrat, gefüllt (vgl. Abb. 34), um im Labor die Messwerte am GC (*Shimadzu GC -7A*, Säule: 3,5m x 2mm D_i, mit *Haye Sep, D, mash 100/120* gepackt, Detektor *FID*) überprüfen zu können und eventuell weitere (organische und anorganische) Komponenten zu bestimmen.

Gleichzeitig zu den on-line-Messungen mit dem AIRTOX-Gerät wurden die Aussen- und die Innentemperatur in der isolierten Box erfasst (vgl. Abb. 33). Ebenfalls bestand die Möglichkeit, mit dem *Dräger CMS* (Chip Measurement Sensor) weitere Komponenten, wie NH₃, H₂S oder NO_x zu erfassen. Hier zeigte sich allerdings die Schwierigkeit, dass die Konzentrationen einerseits sehr klein waren (teilweise unter der Nachweisgrenze) und andererseits der exakte Volumenstrom nicht bekannt war. Die z.T. äusserst kleinen (und daher relativ mit entsprechend grossen Fehlern behafteten) Konzentrationen hätten proportional zum (im Total definierten) Kohlenstoff hochgerechnet werden müssen. Man zog daher vor, auf Literaturwerte zurückzugreifen.

Berechnung der Methanemissionen

Bei voll geschlossenen Anlagen wurden die aus dem Biofilter austretenden Gasströme gemessen und das Verhältnis von CO_2 zu CH_4 ermittelt. Bei offenen Anlagen (und offenen Lagermieten von geschlossenen Anlagen) wurden Proben auf verschiedenen Mieten unterschiedlichen Alters genommen und Mittelwerte gebildet, welche die Altersverteilung und Aktivität der Mieten berücksichtigte. So erhielt man ein durchschnittliches Verhältnis von Kohlendioxid zu Methan im Mieten- bzw. Biofilterabgas für jeden Anlagentyp.

Der durchschnittliche Kohlenstoffgehalt des Ausgangsmaterials wurde auf Grund von Erfahrungswerten definiert und ist somit bekannt (s.o.). Da gemäss Abbildung 27 (Annahmen zum Abbaugrad) bekannt ist, wieviel organisches Material pro Tonne Ausgangsmaterial abgebaut wird, ist daher ebenfalls bekannt, wieviel Kohlenstoff beim biotechnologischen Abbau in kohlenstoffhaltiges Gas umgewandelt wird.

Bei der Vergärung verlässt nur CO_2 das System (vgl. oben). Je nach Verfahren werden jedoch unterschiedliche Anteile des Materials kompostiert, bzw. nachkompostiert. Entsprechend der Massenströme kann daher für jedes einzelne Verfahren die bei der (Nach-)Kompostierung emittierte Gasmenge bestimmt werden. Da sich CO_2 und CH_4 in erster Näherung wie ideale Gase verhalten, kann die durch den Kompost emittierte, totale Gasmenge entsprechend der gemessenen, durchschnittlichen Verhältnisse auf Kohlendioxid und Methan aufgeschlüsselt werden.

Die Methan- und Kohlendioxidemissionen gehen als treibhausaktive Stoffströme in das Ökoinventar ein. Bei einem kombinierten Verfahren errechnet sich die Emission als Summe von reinem CO_2 aus der Vergärung plus Gasgemisch aus der Kompostierung. Bei geschlossenen Verfahren werden die Emissionen verteilt gemäss den Werten am Austritt der Biofilter sowie den (gewichteten) Werten aus der offenen Nachrotte/Lagerung.

6 a

Resultate: Ökobilanz

Gasmessungen

Tabelle 3 und Abbildung 39 zeigen die durchschnittlichen Verhältnisse von CO_2 zu CH_4 bei den verschiedenen Anlagentypen. Es handelt sich um gewichtete Mittelwerte von jeweils mehreren Messungen zu drei Jahreszeiten. Im Fall von voll geschlossenen Anlagen wurden pro Messtag jeweils mindestens zwei Messungen der Biofilterabluft durchgeführt; bei offenen Anlagen und im Kompostlager erfolgten entsprechend mehr Messungen jeweils auf Mieten unterschiedlichen Alters. Eine Messung erstreckte sich durchschnittlich über rund eine Stunde.

	KO	KG	VO	VG	VN
CO₂ %	94.88	89.74	92.24	86.55	89.67
CH₄ %	05.12	10.26	07.76	13.45	10.33

Tab. 3: Durchschnittliche Kohlendioxid- und Methanemissionen der verschiedenen Verfahren. Die Methanemissionen stammen nur aus den kompostierten Anteilen, da das aus der Vergärung stammende Methan vollständig zu CO_2 oxidiert wird. Die KVA emittiert 100% CO_2 .

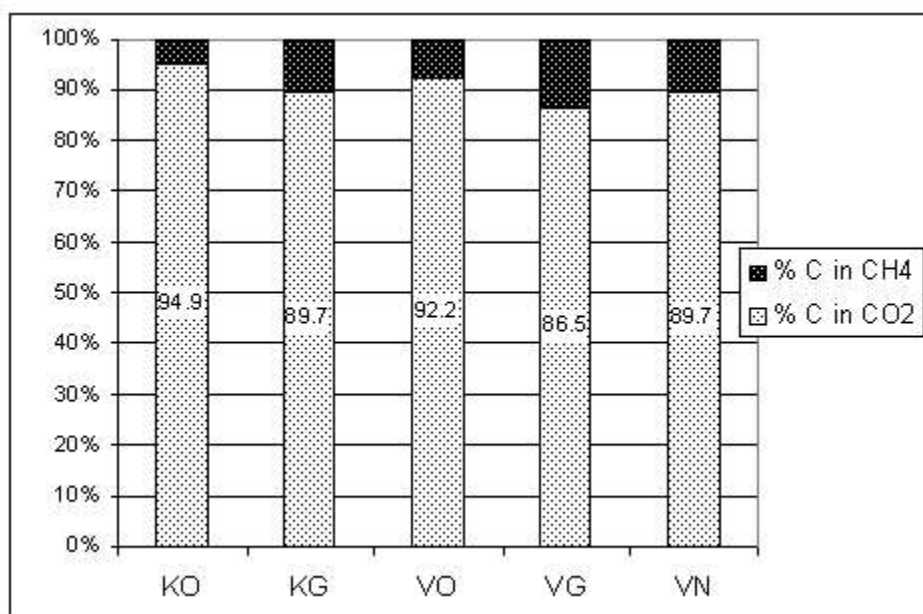


Abb. 39: Durchschnittliche Kohlendioxid- und Methanemissionen der verschiedenen Verfahren.

Es zeigte sich, dass bei sämtlichen Messungen - wenn auch in unterschiedlichen Anteilen - ausnahmslos Methan nachgewiesen werden konnte. Methanemissionen traten erstaunlicherweise sogar auf der offenen Kleinmiete bereits praktisch unmittelbar nach dem Umsetzen wieder auf.

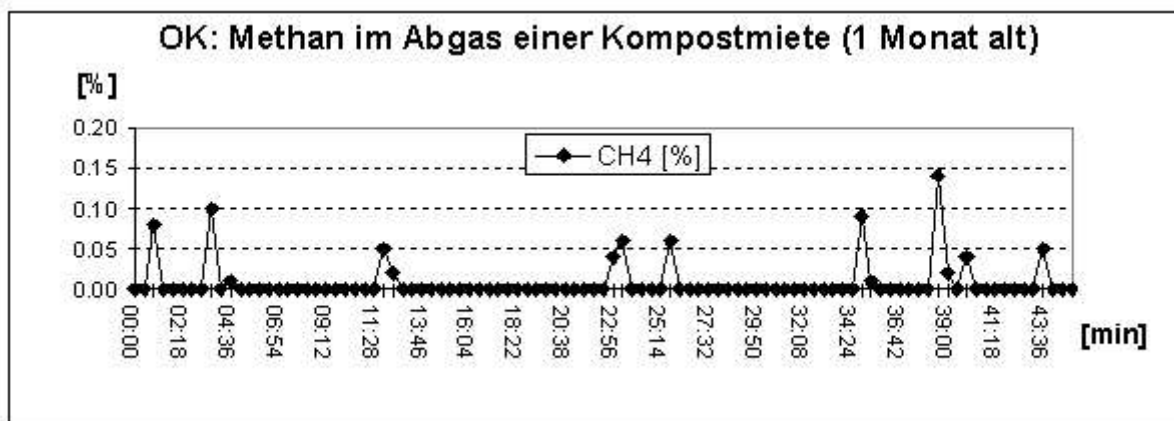


Abb. 40: Beispiel einer Messung der CH₄-Konzentration im Abgas einer Kleinmiete. Die stossweise Freisetzung von Methan ist typisch und wurde regelmässig beobachtet.

Abbildung 40 zeigt die Freisetzung von Methan in einer relativ alten Kompostmiete (KO: kleine Trapezmiete im Freien), wo im Verhältnis zum CO₂ nur noch relativ kleine Mengen CH₄ freigesetzt wurden. Interessant ist die unregelmässige Methanfreisetzung. Das stossweise Freisetzen wurde unabhängig von den relativen Mengen sowohl auf Mieten als auch bei Kompostbiofiltern immer wieder beobachtet. Es macht den Anschein, als ob sich im Innern des Komposts Methanansammlungen bilden würden, welche sich von Zeit zu Zeit vereinen, um stossweise “im Verband” an die Oberfläche zu gelangen. Diese Tatsache spricht dafür, sich bei den Emissionen von Komposthaufen nicht auf punktuelle Einzelmessungen abzustützen, sondern die Gase über mindestens 3/4 Stunden mit einer “closed-chamber” on-line zu erfassen.

Beim Biofilter der Gäranlage mit Nachrotte (VN: Abb. 41) fallen einerseits wiederum die Konzentrationsschwankungen im Abgas auf. Andererseits ist der Methangehalt im Verhältnis zum CO₂ recht hoch. Dies erstaunt nicht, wenn man bedenkt, dass die Abluft unter anderem aus der Austragshalle stammt, wo frisch aus dem Reaktor ausgetragenes und abgepresstes Material zwischengelagert wird. Da durch die Ventilatoren ein grosser Luftstrom aus dem unter Unterdruck stehenden Gebäude abgezogen wird, sind die Konzentrationen allgemein viel tiefer als bei einer Messung direkt über dem Material in der Halle. Die riesigen Abluftströme bewirken trotzdem eine insgesamt bedeutende Fracht.

Da die Abbauleistung der Biofilter nicht Gegenstand der Untersuchungen war, wurde jeweils im Halleninnern - wenn überhaupt - nur über relativ kurze Zeiträume gemessen. Die vorhandenen Werte aus dem Halleninnern sprechen im Vergleich zur Abluft nach dem Biofilter dafür, dass sich im Biofilter eine Methan-oxidierende Biozönose entwickelt. Ein Abbau von rund der Hälfte des Methans durch diese Biozönose scheint durchaus möglich zu sein (vgl. Anhang, Tab. 12 und 14). Wie weit die Methanemissionen bei einer entsprechend optimierten Auslegung der Biofilter (weiter) reduziert werden könnten, ist zur Zeit noch nicht bekannt; dies wäre jedoch eine wichtige und interessante Fragestellung, welche in naher Zukunft bearbeitet werden sollte.

Die Annahmen zu den übrigen Gasemissionen werden weiter unten behandelt.

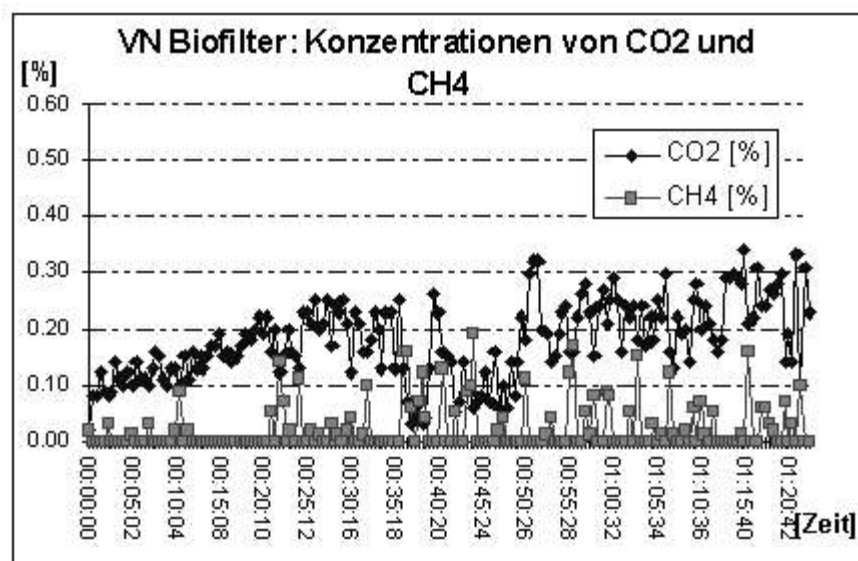


Abb. 41 Konzentrationen von Methan und Kohlendioxid in der aus einem Biofilter austretenden Abluft bei der Gäranlage mit Nachrotte (Messdauer: 1h 20').

Wie die Daten im Anhang zeigen, sind starke jahreszeitliche Schwankungen beobachtet worden, welche wahrscheinlich u.a. auf unterschiedliche Zusammensetzung des Ausgangsmaterials und auf unterschiedliche Temperaturverhältnisse zurückzuführen sind. Desgleichen bestehen z.T. große Unterschiede zwischen Mieten unterschiedlichen Alters sowohl bezüglich der Gaszusammensetzung als auch der Stärke des emittierten Gasstroms.

Sachbilanz

Die durchschnittliche Zusammensetzung des biogenen Abfalls, welche der Untersuchung zugrunde gelegt wurde, ist bereits in Tabelle 1 im Kapitel 4 dargestellt worden. Die Elementaranalysen der Spurenelemente sind auf die Trockensubstanz bezogen. Der Kohlenstoff beinhaltet sowohl organische, wie auch anorganische Verbindungen (Carbonate). Die Tabellen 4, 5 und 6 zeigen die Eingabedaten für das Tool ECOINVENT, welche sich durch den Bau und durch den Betrieb der Anlagen ergeben.

In der Sachbilanz sind sämtliche Belastungen und die Gutschriften auf die funktionelle Einheit von 1 kg definiertem Abfall zusammengetragen worden. Der Übersichtlichkeit halber werden jedoch die Daten pro **10'000 t biogenem Abfall und Jahr dargestellt**. Das heisst, dass die Angaben zu den baulichen Vorinvestitionen entsprechend der Nutzungsdauer der jeweiligen Komponente auf ein Jahr herunter gerechnet wurden. Die stoffliche Abschreibungsdauer wurde analog zu den ökonomischen Annahmen gewählt, nämlich 5 Jahre für mobile Maschinen, 10 Jahre für stationäre Maschinen und 25 Jahre für den Bauteil. Die baulichen Aufwendungen spielen in der Ökobilanz allerdings gegenüber dem jährlichen Betriebsmittelverbrauch eine eher untergeordnete Rolle.

		VO	VG	VN	KO	KG
Fläche III-IV	m ²	350	345	250	750	550
Aluminium (0% Recycling).	kg	25	50	50	0	25
Beton (ohne Armierungseisen)	kg	156000	136800	204000	32280	240000
Schotter	kg	449200	327650	98620	865100	291970
Gusseisen	kg	12000	5000	9400	2000	10300
Holzbaustoff Brettschichtholz	kg	3000	10000	0	5000	5200
Kupfer	kg	150	250	150	15	300
Polystyrolschlagfest	kg	50	360	196	0	391,5
PUR-Hartschaum	kg	240	360	0	0	0
PVC schlagfest	kg	117	175	175	0	159
Sand für Bau	kg	24250	17680	5320	46650	15750
Stahl niedriglegiert	kg	750	4500	0	1500	1000
Armierungsstahl	kg	4000	6000	6000	850	8000
Bitumen ab Raffinerie CH	t	2,54	1,86	0,56	4,90	1,65
Blockheizkraftwerk 160 kWel	Stk	0,1	0,1	0,2	0	0

Tab. 4 Zusammenfassung der Eingabedaten (Sachbilanz) in die Datenbank ECOINVENT zu den verglichenen Anlagentypen bzgl. Flächenverbrauch, Bauteilen und Baustoffen (bezogen auf 10'000 Tonnen Verarbeitungskapazität und Jahr)
Posten, wie das BHKW, sind nur als Summe ausgewiesen; sie ergeben eine Reihe von Emissionen für Elektrotechnik, Montage, Konstruktion, Unterhalt etc. (hier nicht aufgeschlüsselt)

Aus Tabelle 4 kann entnommen werden, dass beispielsweise der "jährliche Betonverbrauch" bei VN 204'000 kg beträgt. Das bedeutet, dass seinerzeit beim Anlagenbau 25 mal mehr (Amortisationszeit!), das heisst 5100 Tonnen aufgewendet werden mussten. Im Vergleich dazu ist für das Verfahren OK nur $32,28 \times 25 = 807$ t Beton eingesetzt worden. Weil Beton üblicherweise in Kubikmetern gehandelt wird, musste das Gewicht über das spezifische Gewicht berechnet werden (Faktor 2.3).

		VO	VG	VN	KO	KG
Diesel ab Regionallager CH	t	22.1	5.1	1.7	14.45	1.7
Strom - Mix UCPTE	TJ	-1.8	-0.6	-3.6	0.23	3.96
Abwärme in Luft p (Kompost)	TJ	29.1	*) 24.9	28.7	35.4	35.4
CH ₄ Methan p	t	83.9	145.1	110.7	54.8	110.0
CO Kohlenmonoxid s	kg	1658	414	591	692	692
CO ₂ Kohlendioxid p	t	1367.5	1564.3	732.8	2809.5	2661.6
CO ₂ Kohlendioxid s	t	1418.2	915.1	1915.8	45.5	5.4
NO _x Stickoxide als NO ₂ s	kg	3814	904	418	2448	288
NH ₃ Ammoniak p	kg	3696	1056	264	5280	264
N ₂ O Lachgas p	kg	1516	1516	1516	1516	1516
H ₂ S Schwefelwasserstoff p	kg	2852	2852	2852	2852	2852
Fremdstoffe, Abfall CH95: in KVA	t	100	100	100	100	100
Abwasser: m ³ in CH-ARA Grössenkl. 2	m ³	2100	1515	450	4500	1620
Kommunale Abfallsammlung	t	6000	6000	6000	6000	6000

Tab.5 Zusammenfassung der Eingabedaten (Sachbilanz) in die Datenbank ECOINVENT zu den verglichenen Anlagentypen bzgl. Betriebsstoffe, Energie und Emissionen (bezogen auf 10'000 Tonnen Verarbeitungskapazität und Jahr).

p: durch den Abbauprozess bedingt, s: Herkunft von stationären Maschinen,

*) : Abwärme BHKW wird vollständig genutzt für Heizung der Komposthalle (Verhinderung Kondensat)

In Tabelle 4 wurde beim Bau der energetische Aufwand zum Bauen (Energieaufwand auf der Baustelle, Transporte etc.) nicht berücksichtigt, da mit vertretbarem Aufwand keine verlässlichen Daten ermittelt werden konnten. Der Energieaufwand ist allerdings im Vergleich zu den Energiemengen, welche beim Betrieb der Anlagen aufgewendet werden müssen (bzw. allenfalls frei werden) in erster Näherung vernachlässigbar. Der Energieaufwand und die Freisetzung von Emissionen bei der Herstellung der Baustoffe (Beton, Stahl etc.) sind hingegen bilanziert.

Negative Werte beim Strom in Tabelle 5 bedeuten, dass die betreffenden Verfahren einen Überschuss produzieren. Bei der Abwärme (nachfolgend nicht bilanziert; vgl. Kap.4) wurde die biologische Abwärme aus der Kompostierung eingesetzt. (Die KVA würde entsprechend rund 70 TJ minus die extern genutzte Energie freisetzen).

Die CO-, CO₂- und Methan-Eingaben in Tabelle 5 errechnen sich einerseits aus den abgebauten 50% des organischen Materials (Abb. 27), den Emissionsverhältnissen (Tab. 2) und der Annahme zur Abfallzusammensetzung (C-Gehalt, Tab.1) unter Berücksichtigung des aussortierten Fremdstoffgehalts. Bei der Vergärung wird das Methan aus dem Reaktor im BHKW verbrannt (stationär = s). Es produziert so CO (s) und CO₂ (s). Dazu kommt CO und CO₂ aus Diesel und anderen Quellen.

		VO	VG	VN	KO	KG
As in Boden	kg	21.6	21.6	21.6	21.6	21.6
C in Boden	kg	790000	790000	790000	790000	790000
Cd in Boden	kg	1.38	1.38	1.38	1.38	1.38
Cr in Boden	kg	83.6	83.6	83.6	83.6	83.6
Cu in Boden	kg	178.4	178.4	178.4	178.4	178.4
Fe in Boden	kg	49.6	49.6	49.6	49.6	49.6
Hg in Boden	kg	0.7	0,7	0,7	0,7	0,7
Mn in Boden	kg	2.32	2.32	2.32	2.32	2.32
Ni in Boden	kg	54.2	54.2	54.2	54.2	54.2
P in Boden	kg	11300	11300	11300	11300	11300
Pb in Boden	kg	185.6	185.6	185.6	185.6	185.6
Zn in Boden	kg	582.4	582.4	582.4	582.4	582.4
N-Dünger	kg	-49600	-49600	-49600	-49600	-49600
P-Dünger	kg	-11300	-11300	-11300	-11300	-11300
Mg-Dünger	kg	-28200	-28200	-28200	-28200	-28200
K-Dünger	kg	-35000	-35000	-35000	-35000	-35000
gebrannter Kalk (CaO)	kg	-218000	-218000	-218000	-218000	-218000

Tab.6 Zusammenfassung der Eingabedaten (Sachbilanz) in die Datenbank Ecoinvent zu den verglichenen Anlagentypen bzgl. Nährstoff- und Schwermetalleintrag in den Boden (bezogen auf 10'000 Tonnen Verarbeitungskapazität und Jahr).

Der Sammelaufwand (Tab.6) wird generell zu 60% dem kommunalen Sammeldienst belastet; der Transportaufwand der Direktanlieferer liegt ausserhalb der Systemgrenzen. Generell werden aus dem separat eingesammelten Biomüll 1% Fremdstoffe als Abfall aussortiert und in der KVA verbrannt (innerhalb der Systemgrenzen). Die Abwassermengen werden mit 250 lt/m² auf die offene, asphaltierte Fläche bezogen und in einer schweizerischen Abwasserreinigungsanlage (ARA) der Grössenklasse 2 behandelt (50'000 -100'000 Einwohnergleichwerte biologisch).

Tabelle 6 zeigt die Eingabewerte zum Kompost, bzw. zur Kompostqualität. Da in allen Fällen vom definierten Ausgangsmaterial ausgegangen und derselbe Abbaugrad angenommen wurde, ergeben sich für alle Verfahren identische Werte.

Die Eingabewerte zur KVA (WRR SCR) stammten aus “Ökoinventare von Entsorgungsprozessen” (Zimmermann *et al.* 1996) sowie aus “Ökobilanz von Schweizer Kehrrechtverbrennungsanlagen” (Hellweg, 1997) und sind dort im Detail beschrieben. Sie werden daher hier nicht mehr explizit dargestellt. Bei der KVA ist - wie bereits erwähnt - die prozessbedingte CO₂-Freisetzung mehr als doppelt so gross, wie bei den biotechnologischen Verfahren, wo 50% des Kohlenstoffs im Kompost verbleibt und ein Teil des abgebauten Kohlenstoffs als Methan entweicht. Der im Kompost verbleibende Kohlenstoff ist für den Boden sehr wertvoll (Strukturverbesserung, Humusaufbau).

ECOINVENT errechnet nun mit diesen Eingaben der Sachbilanz (Beton, Düngerproduktion, etc.) jene Umweltbelastungen (Energieaufwand, Emissionen von Stoffen, Verbrauch von Ressourcen etc.), welche mit der Herstellung der in Tabellen 4-6 aufgelisteten Stoffe einhergingen (bzw. im Fall von Gutschriften einhergehen würden). Mit den Werten des Ökoinventars werden später die Wirkungsbilanzen gerechnet und darauf mit den Bewertungsmethoden ECOINDIKATOR und UBP bewertet.

Wirkungsbilanz

Ausgehend vom Ökoinventar als Ausgabewert der Datenbank ECOINVENT wurden mit dem Berechnungsprogramm MATLAB der ETH die Emissionen und Ressourcenverbrauchsmengen zu den anlagenspezifischen Wirkungsbilanzen aufgerechnet. Tabelle 7 zeigt ein Beispiel einer Wirkungsbilanz (vgl. Tab. 2, Kap.5, Sensitivität f). Negative Belastungen (fett und kursiv) sind dort zu verzeichnen, wo die Gutschriften grösser sind als die Belastungen. Dies betrifft vor allem die Energie: Je grösser die Freisetzung erneuerbarer Energie ist, desto mehr Emissionen werden eingespart, welche bei der Nutzung nicht erneuerbarer Energieträger erfolgen würden. Dies wird beispielsweise bei Wirkungskategorien wie Überdüngung, Versauerung, Radioaktivität oder Schwermetalle ersichtlich.

Die energetischen Ressourcen werden unterschieden nach erneuerbar und nicht-erneuerbar. Der Energiebedarf aus erneuerbaren Ressourcen bezieht sich hauptsächlich auf den Strombezug aus Wasserkraft (UCPTE-Modell).

Der Treibhauseffekt wird hier für drei Zeithorizonte dargestellt. Während sich bei der KVA in Funktion der Zeit kaum Änderungen ergeben, nehmen die Werte der biotechnologischen Verfahren in Verlauf der Jahre ab, da das Methan nicht über sehr lange Zeiträume beständig ist; die KVA emittiert hingegen beim Betrieb praktisch nur CO₂. Dazu kommen im Verlauf der Zeit noch gewisse Emissionen aus der Schlackendeponie (vgl. kleine Zunahme beim mittelfristigen Treibhauseffekt der KVA in Tab.7, bzw. Abb. 54).

Wirkungskategorie	Referenz	KG	KO	VG	VO	VN	KVA
Bedarferneuerbarer energetischer Ressourcen	GJ	1010	241	307	-232	-726	-53
Bedarf nichterneuerbarer energ. Ressourcen	GJ	11600	180	-2500	-5000	-12000	-8630
Treibhauseffekt 20 a	t CO ₂	9750	6180	10800	7510	8580	5600
Treibhauseffekt 100 a	t CO ₂	5880	4310	5730	4630	4780	5640
Treibhauseffekt 500 a	t CO ₂	4070	3330	3440	3230	3010	5630
Ozonabbau	R11	0,52	0,27	0,21	0,24	-0.031	0,298
Photosmog	kg C ₂ H ₄	1080	603	1180	784	825	430
Photosmog inkl. NO _x	kg C ₂ H ₄	2420	2840	2150	3790	895	3520
Versauerung	kg SO _x	4580	11400	1720	7710	-3140	5570
Überdüngung	kg PO ₄	-357	1570	-164	1110	-620	795
Aquatische Oekotoxizität	Mio. m ³	301	288	284	283	271	226
Terrestrische Oekotoxizität	kg	0,472	0,977	0,338	0,483	0,371	-0,0299
Humantoxizität Luft	kg	9230	3910	1740	2600	-3570	7700
Humantoxizität Wasser	kg	2,75	-7,69	-9,74	-12	-18	112
Humantoxizität Boden	g	7,32	13,7	6,27	7,88	3,04	142
Radioaktivität	kBq I ₁₂₉	7400	209	-1270	-3560	-7030	-621
Schwermetalle	kg Pb	16,2	84,2	80,2	64,9	23,7	24,3
Krebserregende Substanzen	kg PAH	0,329	0,0151	0,0191	-0,0041	-0,152	-0,0224
Wintersmog	kg SO ₂	3400	-448	-950	-1850	-3690	2330

Tab.7: Wirkungsbilanztafel der Variante mit Nährstoffgutschrift, Einschluss der Emissionen von NH₃, N₂O und H₂S und 0,5 % Schwermetallauswaschung
Die besten Werte einer Kategorie sind jeweils **grau unterlegt**

Tabelle 7 zeigt die absoluten Mengen der jeweiligen Referenzgrösse der verschiedenen Wirkungskategorien. Beispielsweise beim Treibhauseffekt sind hier nun - anders als in den Tabellen 4 bis 6 - alle Emissionen aufsummiert, d.h. auch jene, welche bei der Herstellung der Baustoffe und der Nutzbarmachung von nicht-erneuerbarer Energie erfolgten. Die Schwermetalle beziehen sich auf die bei Bau und Betrieb freigesetzten Mengen plus die Abschwemmung ins Wasser (bei den biotechnologischen Verfahren hier generell 0,5%, bei der KVA elementabhängig). Wie bereits erwähnt, bedeuten negative Werte, dass die Gutschriften für Einsparungen, welche durch das Verfahren bewirkt werden, grösser sind als die durch das Verfahren selbst verursachten Emissionen.

Auf den ersten Blick fällt bereits hier auf, dass die Vergärung mit Nachrotte in sehr vielen Kategorien negative Werte aufweist und auch bei positiven Werten sehr oft am besten abschneidet (Bester Wert einer Kategorie in Tab. 7 jeweils grau unterlegt).

Eine Wirkungsbilanz, wie sie in Abbildung 7 dargestellt wird, erlaubt keinen Vergleich zwischen den horizontalen Reihen, weil die Referenzgrössen in dieser Form nicht vergleichbar sind. Da bei einer Berechnung mit dem Tool ECOINDICATOR die relativen Grössenverhältnisse der Werte innerhalb der Wirkungskategorien weitgehend identisch bleiben, werden in der Folge die verschiedenen Sensitivitäten in EI-Punkten dargestellt. Dies erlaubt zusätzlich eine gewisse Relativierung der Bedeutung der Werte im Vergleich zwischen den einzelnen Wirkungskategorien, d.h. zwischen den Reihen.

Bilanzen mit Ecoindicator 95+

Als Grundvariante wird mit dem Tool ECOINDICATOR die Variante “a” in Tabelle 2, Kapitel 5 auf Seite 35, dargestellt. Das heisst, dass in der Grundvariante Gutschriften für die Einsparung von Düngern durch den Kompost gemacht werden und bei den Emissionen in die Luft anhand von Literaturwerten Ammoniak, Lachgas und Schwefelwasserstoff belastet werden. Schwermetalle und Phosphate, die im Boden verbleiben, werden nach ECOINDICATOR im Gegensatz zu UBP nicht belastet.

Tabelle 8 zeigt die ECOINDICATOR-Punkte (EI-Punkte) der verschiedenen Wirkungskategorien. Für die funktionelle Einheit von einem kg Abfall sind sie mit 10^{-15} zu multiplizieren. Analog zur Wirkungsbilanz der Tabelle 7 sind die Werte innerhalb der einzelnen Kategorien objektiv miteinander vergleichbar. Zusätzlich beinhalten jedoch die EI-Punkte Wertungen zur relativen Schädlichkeit der einzelnen Wirkungskategorien, welche erlauben, eine Gesamtpunktzahl als Summe der einzelnen Kategorien zu ermitteln. Rein informativ wird in Tabelle 8 diese Summe ebenfalls angegeben (EI-total). Zum Vergleich ist zusätzlich die Gesamtpunktzahl des Tools UBP dargestellt. Diese Gesamtpunktzahlen werden bei der Gesamtpformance der Prozesse weiter unten diskutiert.

	Überdüngung	Karzinogene	Ozonabbau	Photosmog	Schwermetall	Treibhaus ₁₀₀
KG	-6,07	22,70	21,70	31,00	171,00	241,0
KO	56,90	1,07	11,40	3130	77,00	177,0
VG	-0,01	1,43	8,86	29,10	73,10	235,0
VO	41,50	-0,22	10,00	41,50	56,00	190,0
VN	-15,20	-10,30	-1,31	14,70	7,65	196,0
KVA	32,50	-1,37	12,60	36,40	260,00	231,0
	Versauerung	Wintersmog	Radioaktivität	Energieress.	EI total	UBP total
GK	190,0	42,20	111,00	24,70	849	410
OK	320,0	-5,56	3,13	0,43	672	375
VG	135,0	-11,80	-19,10	-5,22	447	356
VO	250,0	-22,90	-53,40	-10,70	501	357
VN	42,4	-45,80	-105,00	-25,30	57	289
KVA	106,0	28,90	-9,32	20,60	679	269

Tab. 8: Ecoindicatorpunkte (EI) der einzelnen Verfahren in den 10 verschiedenen Wirkungskategorien und die Gesamtpunktzahlen von EI und UBP bei der Grundvariante “a” (vgl. Tab.2: inkl. Nährstoffgutschriften und Emissionen von NH_3 , N_2O und H_2S).
Die UBP-Punkte beziehen sich auf 1 kg Abfall. Die EI-Punkte pro kg Abfall müssten mit dem Faktor 10^{-15} multipliziert werden (hier aus Gründen der Vergleichbarkeit mit 10^{15} multipliziert).

Aus Tabelle 8 kann entnommen werden, dass das Schadenspotential der einzelnen Wirkungskategorien nach der Bewertung von EI unterschiedlich gross ist. Grosse Bedeutung haben je nach Verfahren Kategorien wie Treibhauseffekt, Schwermetalle, Versauerung und Radioaktivität, während die Auswirkungen bei Karzinogenen, Ozonabbau oder Produktion von Smog als weniger gravierend eingestuft werden.

In den Abbildungen 42 und 43 werden die EI-Punkte der verschiedenen Wirkungskategorien graphisch dargestellt. Der Vergleich für die Schwermetalle folgt weiter unten.

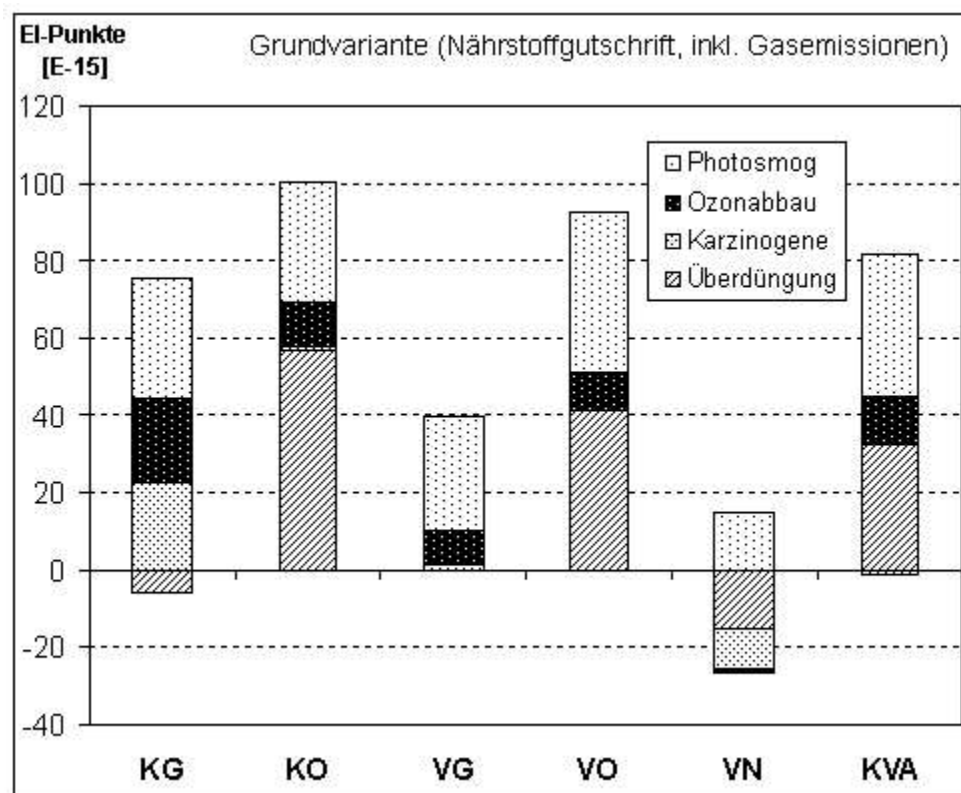


Abb.42: Ecoindicatorpunkte der verglichenen Anlagentypen für die Wirkungskategorien Photosmog, Ozonabbau, Karzinogene und Überdüngung bei der Grundvariante "a" (vgl. Tab.2)

Krebserregende und ozonabbauende Substanzen werden vor allem im Zusammenhang mit der Stromerzeugung in Kohlekraftwerken im UCPT-Modell emittiert. Der negative Wert bei der höchsten Vergärungsvariante VN in Abbildung 42 lässt sich dadurch erklären, dass bei VN am meisten Strom ins Netz geliefert wird. Die Überdüngung wird stark durch offene Kompostierungsschritte beeinflusst, bei welchen die Abluft nicht über einen Biofilter geführt werden kann; hier entweicht viel Stickstoff in die Umgebung. Andererseits spielt auch hier die Stromproduktion wieder eine gewisse Rolle.

Beim Photosmog wird von EI eine breite Palette von 48 Substanzen mit der Referenzgröße Ethin berücksichtigt. Es handelt sich vorwiegend um organische Verbindungen (Kohlenwasserstoffe, halogenierte KW's, etc.). Sie werden an verschiedensten Stellen beim Bau und Betrieb der Anlagen freigesetzt. Es werden jedoch keine sehr grossen Unterschiede zwischen den Verfahren ersichtlich.

In Abbildung 43 sind u.a. die gewichtigeren Wirkungskategorien Treibhauseffekt und Versauerung dargestellt. (Man beachte die gegenüber Abb. 42 unterschiedliche Skalierung der y-Achse!).

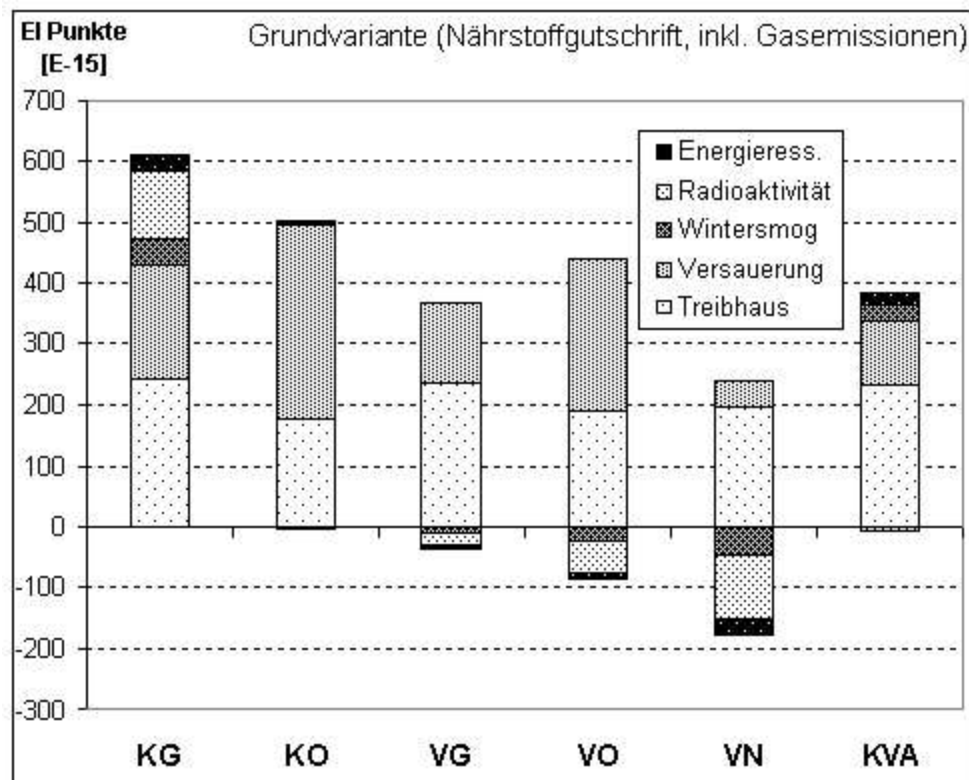


Abb.43: Ecoindicatorpunkte der verglichenen Anlagentypen für die Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Versauerung, Wintersmog, Radioaktivität und Energieressourcen bei der Grundvariante "a" (vgl. Tab.2)

Es fällt in Abbildung 43 zunächst auf, dass der Treibhauseffekt bei allen Verfahren einen bedeutenden Anteil an die Umweltbelastung leistet. Bei den Gärverfahren ist dieser vor allem auf die grossen Methanemissionen während der Nachrotte zurückzuführen, während bei der Kompostierung grössere Volumenströme mit kleinerer Methanbelastung zu verzeichnen sind. Der Treibhauseffekt liegt bei der KVA-Variante trotz doppelter CO₂-Emission mittelfristig im Bereich desjenigen der Recyclingverfahren.

Die Versauerung kommt vor allem bei offenen Verfahren, wo Ammonium nicht im Biofilter zurückgehalten und oxidiert wird, stark zum Tragen. Daneben wirkt auch ein hoher Elektrizitätsbedarf wegen den thermischen Kraftwerken versauernd (KG). Eine starke Korrelation zwischen Elektrizitätsbedarf und Radioaktivität ist auf den AKW-Strom im UCPTE-Mix zurückzuführen. Ebenfalls vom Elektrizitätsbedarf stark beeinflusst ist der Wintersmog.

In den Abbildungen 42 und 43 fällt auf, dass die Vergärung mit Nachrotte (VN) in verschiedenen Bereichen deutlich besser abschneidet als sämtliche übrigen Verfahren. Dies ist vor allem auf die Freisetzung von erneuerbarer Elektrizität zurückzuführen, was Einsparung von fossiler und nuklearer Energie bewirkt. Der Einsatz von nicht erneuerbarer Energie ist stark umweltbelastend. Wenn bei KG pro Tonne verarbeitetes Material rund 100 KWh elektrische Energie benötigt wird, hat dies entsprechende Belastungen zur Folge.

Sensitivitäten

Schwermetalle

Abbildung 44 zeigt Sensitivitäten für die Wirkungskategorie Schwermetalle. Die Variante "Basis, N +" entspricht der Grundvariante "a" nach Tabelle 2, bei welcher eine Gutschrift für eingesparte Düngemittel erfolgt und die Schwermetalle im Boden verbleiben. Wie bereits weiter oben erwähnt wurde, werden auch in der weiterentwickelten Version ECOINDICATOR 95+ Schwermetalle nur dann belastet, wenn sie aus dem Boden in Gewässer abgeschwemmt werden. Bei allen Sensitivitäten ist die Reduktion von Schwermetallbelastung durch Einsparung von nicht erneuerbaren Energieträgern in Abzug gebracht worden (betrifft Gäranlagen und KVA).

Bei der KVA entsteht kein Kompost; daher konnten die entsprechenden Sensitivitäten nicht gerechnet werden. Es sind hingegen die langfristigen Emissionen aus der Schlackendeponie nach Zimmermann (1996) mit berücksichtigt worden.

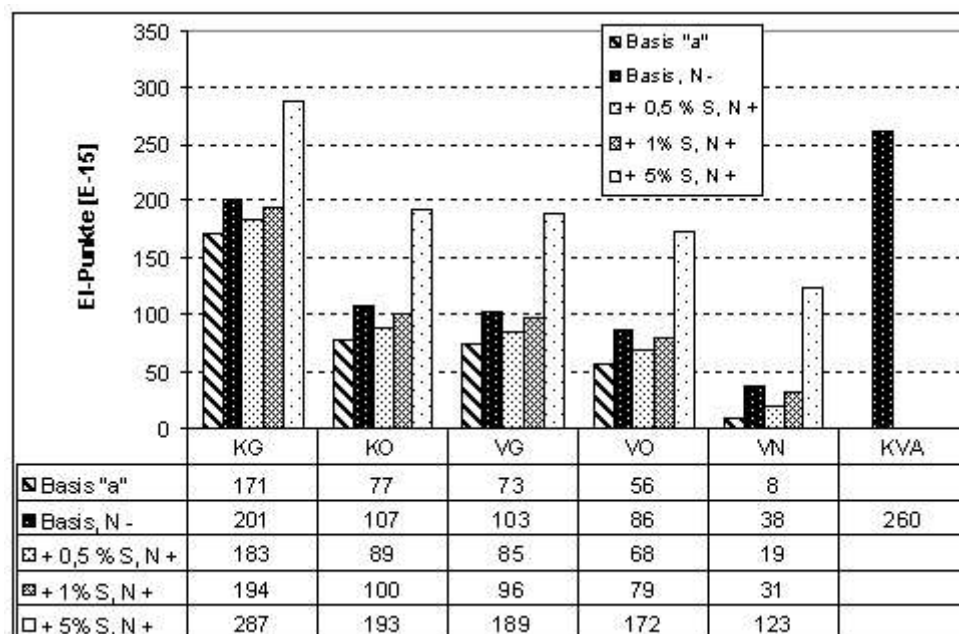


Abb. 44: Sensitivitäten für die Wirkungskategorie Schwermetalle nach EI: Basisvariante "a" mit und ohne Nährstoffgutschrift für Substitution von Mineraldünger, sowie unterschiedliche Annahmen bzgl. der Auswaschung von Schwermetallen aus dem Boden in Gewässer.
N + / - : mit, bzw. ohne Nährstoffgutschrift, Prozent S: Abschwemmung ins Gewässer.

Die erste Sensitivität zeigt gegenüber der Basisvariante a die Schwermetallbelastung, welche durch Bau und Betrieb der Anlagen hervorgerufen wird, ohne Nährstoffgutschrift für den eingesparten Dünger (Basis, N -). KG erreicht bereits ohne Auswaschung von Schwermetallen über 60% der Werte der KVA. Bei den Vergärungsvarianten, wo der Aufwand für den Anlagenbau in erster Näherung vergleichbar ist, zeigen sich die grösseren Einsparungen bei kleinerem Elektrizitätsbezug, bzw. höherer Abgabe ans Netz.

Die Schwermetalle liegen im Kompost in der Regel in schwerlöslicher Form vor. Es kann daher von einer nur geringen Rücklösung und Abschwemmung aus dem Boden ausgegangen werden.

Die extreme Sensitivität mit 5% Abschwemmung dürfte auch bei einem saueren Boden und sauren Niederschlägen als sehr hoch betrachtet werden. Bei dieser Sensitivität würde die Schwermetallbelastung der geschlossenen Kompostierung (KG) diejenige der KVA übertreffen.

Interessant ist der Vergleich der beiden Basisvarianten (links): Dort wird ersichtlich, dass allein bei der Herstellung von Mineraldünger mit den hier berücksichtigten Nährstoffen deutlich mehr Schwermetallbelastung frei wird (rund 30 EI-Einheiten), als wenn 1% der Schwermetalle aus dem Kompost rückgelöst würden (rund 23 EI). Dabei ist noch nicht berücksichtigt, dass auch die Mineraldünger selbst Schwermetalle enthalten, welche beim Düngen auf den Boden gelangen.

Im Anhang, Kapitel 9, Tab. 60, sind verschiedene Sensitivitäten mit dem Tool UBP dargestellt, wo die Schwermetalle im Boden voll belastet werden und die Gesamtergebnisse dominieren. Bei der Belastung der Schwermetalle stellen sich allerdings verschiedene prinzipielle Fragen, welche weiter unten im Diskussionsteil behandelt werden.

Treibhauseffekt:

Wie aus Abbildung 43 ersichtlich wird, spielt der Treibhauseffekt bei der Verwertung biogener Abfälle eine sehr wichtige Rolle. In Abbildung 45 sind der Anschaulichkeit halber die Daten der Wirkungsbilanz in Tonnen CO₂ pro 10'000 Tonnen verarbeitetes Material dargestellt. Im Fall der Berechnungen mit EI wird mit den Daten des mittleren Zeithorizonts gearbeitet (100 a).

Beim Treibhauseffekt wertet EI eine Palette von über 20 Substanzen. Im Fall der Verwertung biogener Abfälle werden die Resultate vor allem durch die (mittelfristig gegenüber CO₂ mehr als 20 mal stärker belastenden) Methanemissionen stark beeinflusst. Daher wurde eine Sensitivität gerechnet, bei welcher davon ausgegangen wurde, dass sowohl bei der Kompostierung als auch bei der Vergärung durch geeignete Massnahmen nur 3% des gesamten abgebauten Kohlenstoffs die Anlage als Methan verlassen ("CH₄ optimiert"). Diese Annahme bedingt eine große Sorgfalt bei der Kompostierung durch Gewährung von möglichst aeroben Bedingungen während der gesamten Rottezeit. Nicht ganz zu verhindernde Methanemissionen sind nach Möglichkeit über Biofilter weiter zu reduzieren.

Eine Optimierung auf 3% Gesamtemission ist nicht unrealistisch: Bei den Anaerobanlagen erfolgt ein grosser Teil des Abbaus in der Biogasanlage, wo kein CH₄ unverbrannt an die Umgebung gelangt. Deshalb "darf" bei den Gäranlagen bei 3% Gesamtemission entsprechend mehr Methan in der Nachrotte freigesetzt werden. Dies ist von Bedeutung, da der Übergang anaerob/aerob kritisch ist und bei diesem Abbauschritt grössere Methanemissionen kaum zu verhindern sind.

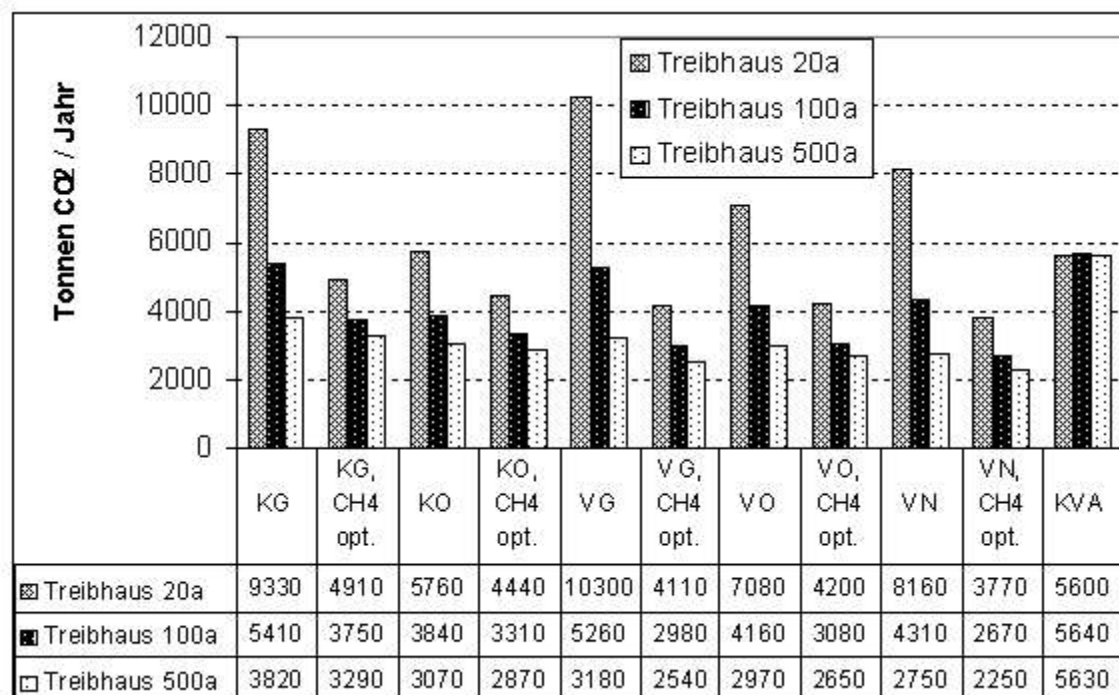


Abb. 45: Treibhauseffekt der verschiedenen Verfahren in Tonnen CO₂-Equivalenten pro 100000 t verarbeitetes Material in drei Zeithorizonten (20, 100 und 500 Jahre) bei aktueller Technologie und bei Reduzierung der Methanemissionen auf 3 % des abgebauten Kohlenstoffs (CH₄ opt.). Beim Treibhauseffekt sind CO₂, CH₄, N₂O und über 20 (meist halogenierte) Kohlenwasserstoffe berücksichtigt.

Zunächst fällt auf, dass kurzfristig ausser der offenen Kompostierung sämtliche Verfahren einen grösseren Treibhauseffekt verursachen als die KVA, obwohl dort die doppelte Kohlenstoffmenge abgebaut wird (100% Abbau bei KVA gegenüber 50% bei den biotechnologischen Verfahren). Im Verlauf der Zeit wird Methan oxidiert, was den Treibhauseffekt entsprechend reduziert. Bei der KVA, wo vor allem CO₂ wirksam ist, besteht kein Reduktionspotential. Hier wird mit dem mittleren Zeithorizont gerechnet.

Die Beschränkung der Methanemissionen auf 3% des abgebauten Kohlenstoffs würde bei den biotechnologischen Verfahren den kurzfristigen Treibhauseffekt teilweise auf weniger als die Hälfte reduzieren. Die biotechnologischen Anlagen würden alle schon kurzfristig weniger als die KVA und langfristig bei Energieabgabe sogar weniger als die Hälfte der KVA verursachen; dies würde eine spürbare Verbesserung der Gesamtperformance für die biologischen Prozesse bringen (vgl. Abb. 43 und Abb. 48).

Versauerung:

Die Versauerung ist neben dem Treibhauseffekt eine gewichtige Grösse (vgl. Abb. 43). Zur Versauerung führen die Faktoren Chlorwasserstoff, Ammonium, NO_x, HF und SO_x. Abbildung 46 zeigt Sensitivitäten, welche die Einflüsse der Nährstoffgutschrift und der Emissionen von Ammoniak, Lachgas und Schwefelwasserstoff zeigen.

Bei den Gasemissionen mussten - wie bereits vorgängig erwähnt - aus messtechnischen Gründen Annahmen auf Grund von Literaturwerten getroffen werden. Man ging hier von der Annahme aus, dass sich 11% des totalen Stickstoffgehalts bei der Kompostierung in Form von Ammoniak verflüchtigen. Man stützte sich u.a. auf Angaben von *Gronauer et al., 1997* und *Schattner et al., 1996*. 1,8 % des Stickstoffs wurden als Lachgasemissionen gewertet (*ibidem, Hellebrand, 1998*). Im Biofilter werden gemäss den betroffenen Annahmen 96% des Ammoniaks zurückgehalten, oxidiert und ggf. denitrifiziert. Lachgas- und Schwefelwasserstoffkonzentrationen werden gemäss den hier getroffenen Annahmen durch den Biofilter nicht verändert.

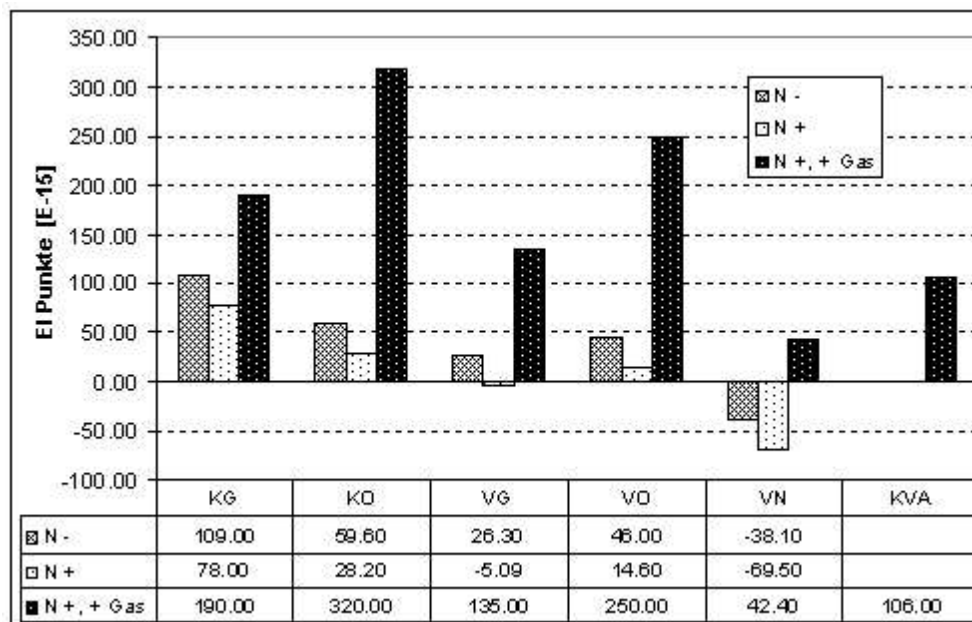


Abb. 46: Sensitivitäten für die Wirkungskategorie Versauerung nach EI: Basisvariante mit und ohne Nährstoffgutschrift für Substitution von Kunstdünger, sowie ohne den Einfluss der Emission von NH_3 , N_2O und H_2S aus dem Kompost in die Luft. (+ Gas).

N + / - : mit, bzw. ohne Nährstoffgutschrift

Die dunkle Variante in Abbildung 46 entspricht der Grundvariante "a" mit Nährstoffgutschrift und Belastung der Gasemissionen. Im Vergleich zur Variante ohne Belastung der Gasemissionen (N+) wird deutlich, dass diese die Bilanz stark beeinflussen: Im Extremfall der offenen Kompostierung (KO) werden fast 300 EI-Einheiten durch die Emissionen in die Luft bewirkt; die Belastung bei der Erstellung der Infrastruktur und beim Betrieb der Maschinen ist rund zehnmal kleiner. Die geschlossene Kompostierung hat zwar dank Biofiltern eine relativ kleine Belastung durch Kompostemissionen. Hingegen schlägt der hohe Bedarf an externer Betriebsenergie negativ zu Buche. In der Grundvariante ist nur die reine Vergärung (VN) tiefer als die KVA. VN profitiert am meisten von Gutschriften dank der Substitution von elektrischer Energie.

Der Vergleich von N+ mit N- zeigt, dass über 30 EI-Einheiten eingespart werden können, wenn dank Kompost auf die (umweltbelastende) Herstellung von Mineraldünger verzichtet werden kann.

Überdüngung:

Abbildung 47 zeigt Sensitivitäten der Wirkungskategorie Überdüngung. EI wertet gasförmige Emissionen von Ammoniak, Nitraten, NO_x und Phosphaten, sowie Emissionen ins Wasser von COD, $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$, N_{tot} , Phosphat und P_{tot} .

In der Grundvariante "a" (dunkel) wird davon ausgegangen, dass der Phosphor des Komposts im Boden verbleibe. Bei der Variante 0,5% P (rechts) wird angenommen, es würde 0,5% des Phosphors aus dem Kompost ins Wasser abgeschwemmt. Dies würde gegenüber der Grundvariante zu einer Verschlechterung um rund 5,5 EI-Einheiten führen.

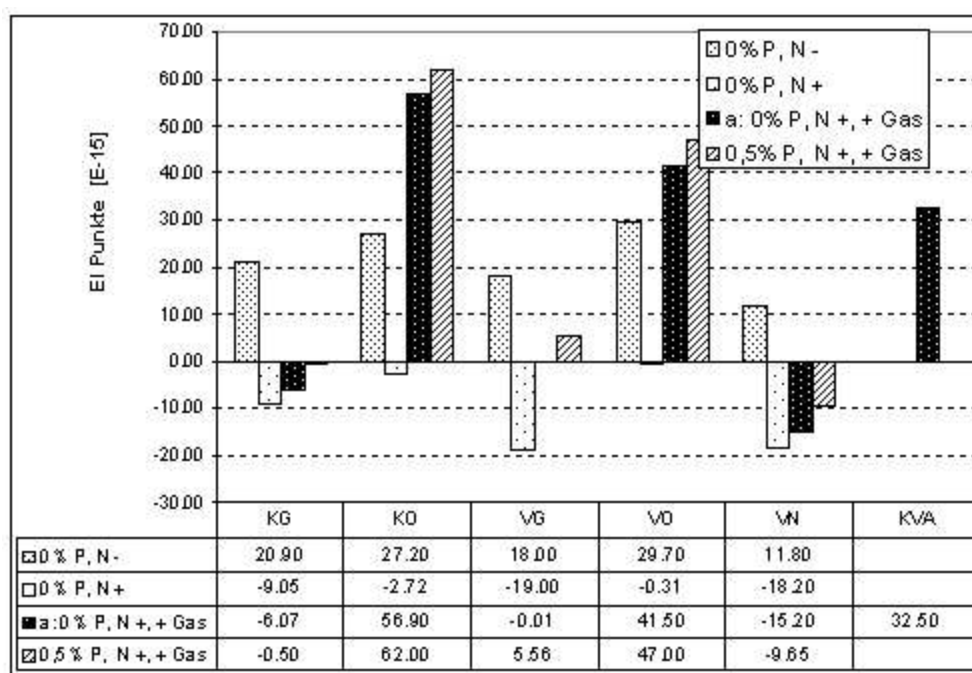


Abb. 47: Sensitivitäten für die Wirkungskategorie Überdüngung nach EI: Basisvariante mit Emissionen von NH_3 , N_2O und H_2S aus dem Kompost in die Luft (+ Gas), Nährstoffgutschrift (N+) und Eintrag des Phosphors in den Boden (0%P). Sensitivitäten für keine Nährstoffgutschrift (N-), keine Gasemissionen sowie Abschwemmung von 0,5% Phosphor in Gewässer.

Der Einfluss der gasförmigen Ammoniak-Emissionen ist davon abhängig, ob ein Biofilter vorhanden ist. Sie tragen im Extremfall bei der offenen Kompostierung mit rund 60 EI-Einheiten zur Belastung bei (vgl. 2. und 3. Sensitivität).

Stark ins Gewicht fällt auch hier die Nährstoffgutschrift: Die Herstellung von Mineraldünger bewirkt bei der Überdüngung ebenfalls eine Belastung von rund 30 EI-Einheiten, welche durch das Ausbringen von Kompost eingespart werden können (Vergleich der beiden linken Sensitivitäten).

Gesamtpformance nach EI und UBP

Diejenigen Wirkungskategorien, welche bei den Sensitivitäten nicht dargestellt wurden (Karzinogene, Ozonabbau, Photosmog, Wintersmog und Radioaktivität), zeigen bei den gewählten Sensitivitäten nur beim Weglassen der Nährstoffgutschrift ein (zum Teil deutliches) Anwachsen der EI-Einheiten. Die Energieressourcen werden im nächsten Kapitel dargestellt.

In Abbildung 48 sind die Performances der Gesamtprozesse in verschiedenen Sensitivitäten nach ECOINDICATOR 95+ dargestellt. Dabei werden die aufsummierten Auswirkungen der variierten Parameter, wie Nährstoffgutschrift oder Minimierung der Methanemissionen, ersichtlich.

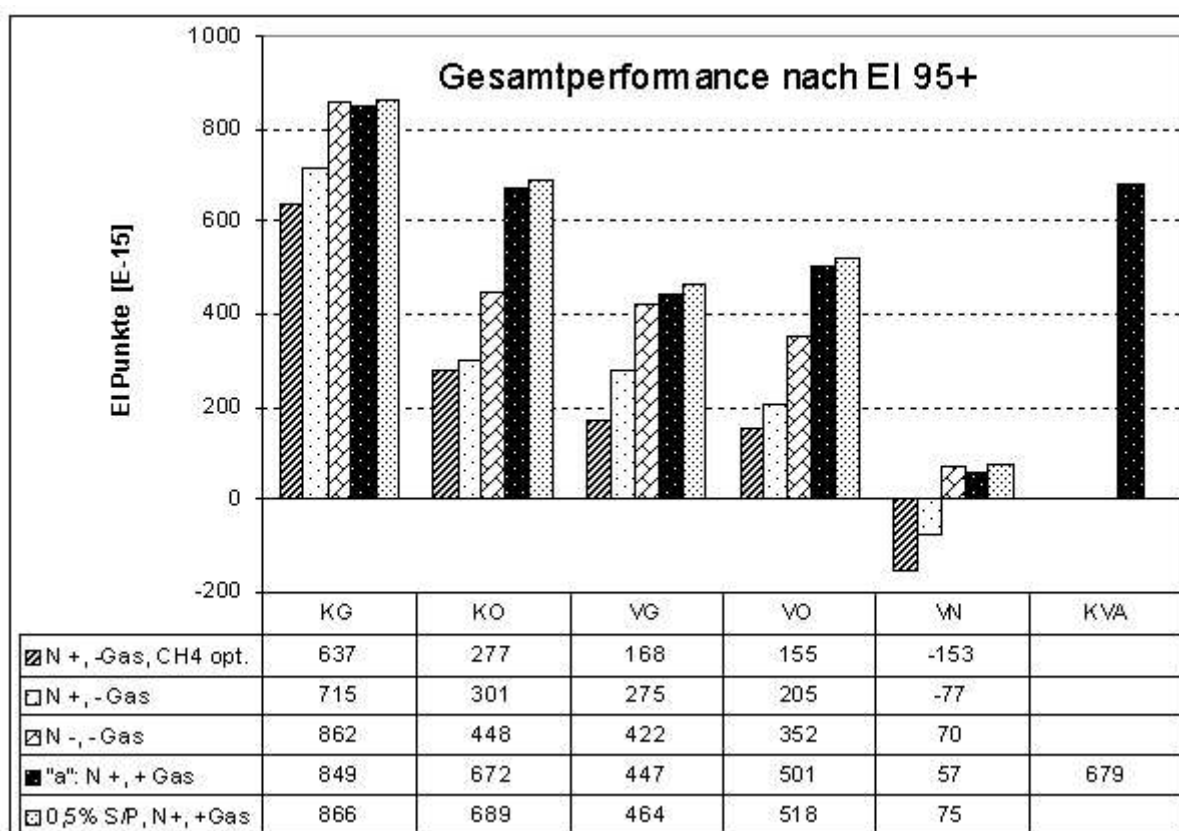


Abb. 48: Gesamtpformance der Verfahren nach EI 95+ unter Darstellung des Einflusses von verschiedenen Einflussgrößen (Nährstoffgutschrift, Optimierung der Methanemissionen, Emission von NH₃, N₂O und H₂S, Abschwemmung von Schwermetallen und Phosphor in Gewässer)

N+, - Gas, CH₄ opt.: mit Nährstoffgutschrift, ohne NH₃-, N₂O-, H₂S-Emissionen des Komposts, CH₄ auf 3% des abgebauten Kohlenstoffs beschränkt

N+, - Gas: mit Nährstoffgutschrift, ohne NH₃-, N₂O-, H₂S-Emissionen des Komposts

N-, - Gas: ohne Nährstoffgutschrift, ohne NH₃-, N₂O-, H₂S-Emissionen des Komposts

"a": N+, + Gas: Grundvariante "a" in Tab. 2, bzw. Tab. 8: mit Nährstoffgutschrift, mit NH₃-, N₂O-, H₂S-Emissionen des Komposts

0,5% S/P, N+, + Gas: mit Nährstoffgutschrift, mit NH₃-, N₂O-, H₂S-Emissionen des Komposts, mit 0,5% Abschwemmung von Schwermetallen und Phosphor.

Die jeweils beiden ersten Sensitivitäten von links zeigen die Verbesserungspotentiale bei der **Reduktion der Methanemissionen** auf 3% des abgebauten Kohlenstoffs. Das Verbesserungspotential ist verfahrensabhängig und variiert zwischen 24 und 107 EI-Einheiten bei KO, bzw. VG.

Beim Vergleich der zweiten und der dritten Säule von links zeigt sich der aufsummierte Einfluss der **Nährstoffgutschrift**: er beträgt 147 EI-Einheiten. Dies entspricht beispielsweise rund einem Drittel der Gesamtbelastung der Basisvariante "a" von VG.

Der Einfluss der **Gasemissionen** (NH_3 , N_2O , H_2S) wird beim Vergleich der zweiten und vierten Säule ersichtlich: Er ist wiederum stark verfahrensabhängig und variiert zwischen 134 EI-Einheiten bei VN und 371 Einheiten bei VO. Das heisst, dass unter den getroffenen Annahmen nach EI 95+ bei der offenen Kompostierung rund die Hälfte der doch beträchtlichen Umweltbelastung durch die Emissionen von Ammoniak, Lachgas und Schwefelwasserstoff aus dem Kompost bewirkt werden.

Der Vergleich der beiden rechten Säulen zeigt den Einfluss der Abschwemmung von **Schwermetallen und Phosphaten** in Gewässer: Wenn ein Prozent der Schwermetalle und des Phosphors durch Niederschläge abgeschwemmt würde, hätte dies eine zusätzliche Belastung von rund 34 EI-Einheiten zur Folge (2 mal 17 EI-Pts.).

Beim Vergleich der Verfahren in Abbildung 48 zeigt sich, dass vor allem zwei Faktoren eine entscheidende Rolle spielen: die Energie und die gasförmigen Emissionen:

- Wenn man die zweite Sensitivität von links (N+, - Gas) untereinander vergleicht, ergibt sich bei den biotechnologischen Verfahren eine Reihenfolge entsprechend ihrem **Energiebedarf, bzw. ihrer Energieproduktion**: Am schlechtesten schneidet die hoch automatisierte geschlossene Kompostierung (KG) ab, welche einen sehr hohen Elektrizitätsbedarf aufweist. Die offene Kompostierung (KO) profitiert stark von relativ kleinen Infrastruktur- und Energieaufwand, ist aber immer noch etwas weniger gut als die (technisch aufwendige) Vergärung kombiniert mit geschlossener Kompostierung (VG). Bei VG reicht die Vergärung von nur 40% des Ausgangsmaterials doch aus, um die Betriebsenergie der Anlage zu decken und einen kleinen Überschuss zu produzieren (Energiedaten: vgl. unten). Die Vergärung von 60% des Edukts (VO) bringt eine weitere Verbesserung. Deutlich am besten schneidet die Vergärung mit Nachrotte ab, wo große Energieüberschüsse erwirtschaftet werden. Ohne Berücksichtigung der Gasemissionen zeigt VN sogar ein negatives Gesamtergebnis. (Ein negatives Resultat nach ECOINDICATOR kann dahingehend interpretiert werden, dass die Verbesserungen der Umweltqualität grösser sind als die Umweltbelastungen).
- Beim Vergleich der vorgängig erwähnten zweiten Sensitivität mit der Basisvariante "a" fällt auf, dass sich die Reihenfolge durch Einbezug der **gasförmigen Emissionen** verändert: Die offene Kompostierung hat viel von ihrem Vorsprung auf die geschlossene Kompostierung eingebüsst, und die Vergärung mit offener Kompostierung liegt nun hinter VG. Diese Änderung kommt durch den Anteil an offener Kompostierung zustande: Verfahren mit einem grossen Anteil an abgekapselten und über Biofilter erfassten Verfahrensschritten zeigen gegenüber der vorgängig diskutierten Sensitivität einen deutlich kleineren Zuwachs als offene Verfahren. Ganz klarer Sieger ist wiederum die Vergärung mit Nachrotte. Wenn hier noch Verbesserungen bei der Reduktion der Methanemissionen erzielt werden können, wird der Prozess nach EI umweltneutral (vgl. Differenz zwischen den beiden linken Sensitivitäten).

Die Belastung bei der Abfallverwertung in der KVA ist nach ECOINDICATOR vergleichbar mit derjenigen der offenen Kompostierung. Die voll geschlossene Kompostierung (KG) zeigt trotz Nährstoffgutschriften eine höhere EI-Punktzahl. Kombinierte Verfahren weisen schon deutliche Vorteile gegenüber der KVA auf. Am eindeutigsten ist der Unterschied wiederum bei der Vergärung mit Nachrotte, welche ihrerseits nochmals deutlich besser abschneidet als die beiden kombinierten Verfahren.

In Abbildung 49 werden die Resultate der beiden Bewertungsmethoden ECOINDICATOR und UBP miteinander verglichen. Wie in diesem - für die biotechnologischen Verfahren ungünstigen Fall - dargestellt wird, sind in UBP bei 100% Belastung der Schwermetalle "in Boden" auch Sensitivitäten vorhanden, wo die KVA leicht vorn liegt.

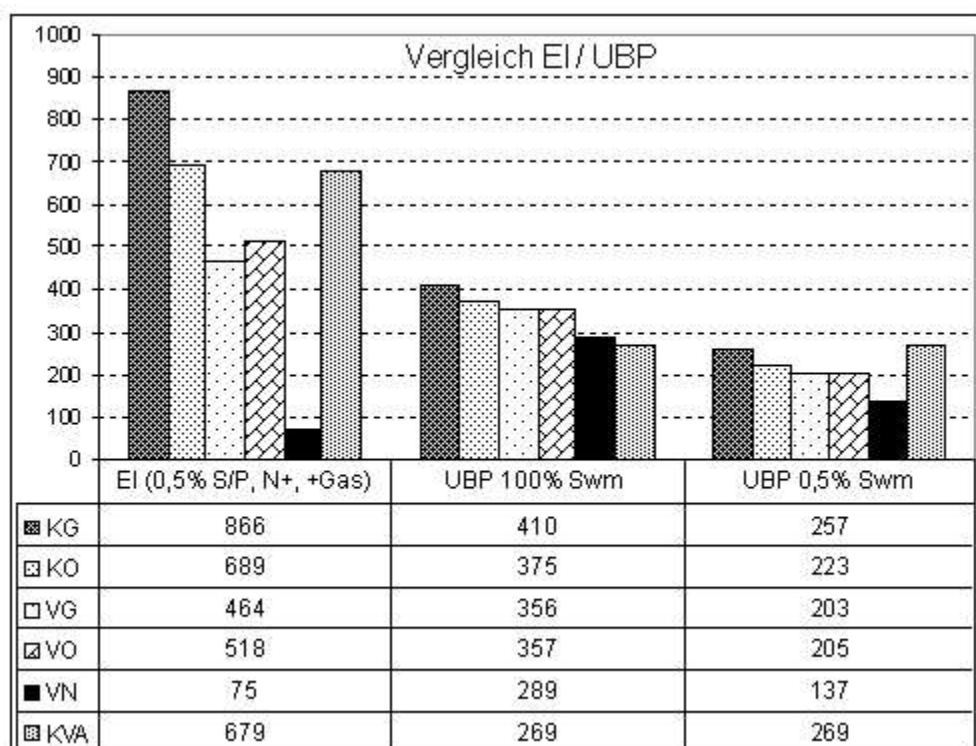


Abb. 49: Vergleich der Gesamtpformance der Verwertungsverfahren mit den Tools ECOINDICATOR 95+ und UBP. Es wurde die Sensitivität mit Nährstoffgutschrift und mit NH_3 -, N_2O -, H_2S -Emissionen des Komposts dargestellt (dies entspricht bei ECONINDICATOR der rechten Sensitivität mit der grössten Umweltbelastung in Abb. 48).

Wie bereits weiter oben erwähnt, gewichtet UBP Umwelteinwirkungen und Ressourcen anhand ihrer "ökologischen Knappheit". Dazu verwendet die Methode einerseits die gesamten gegenwärtigen Flüsse einer Umwelteinwirkung und andererseits die im Rahmen der (nationalen) umweltpolitischen Ziele als maximal zulässig erachteten Flüsse derselben Umwelteinwirkung (aktueller Fluss vs. kritischer Fluss, *BUWAL, 1998a*). UBP grenzt die Einwirkungen eines Verfahrens auf die Umwelt im Vergleich zu EI etwas anders ab und schliesst neben den sogenannten "Ressourcen" Umweltfaktoren aus sieben mit EI vergleichbaren Wirkungskategorien in die Betrachtung ein, von welchen vier vollständig und drei teilweise abgedeckt werden (*ibidem, p.28*). Umweltfaktoren, deren aktueller Fluss bereits nahe an den gesetzlichen Grenzwerten ("kritischer Fluss") liegt, werden entsprechend stärker mit Punkten belastet. (So sind z.B. gegenüber den schweizerischen Gesetzen die Schwermetallkonzentrationen im Boden z.T. bereits

hoch; daher eine entsprechend starke Belastung).

Beim Vergleich der beiden Methoden scheinen vor allem zwei Punkte erwähnenswert zu sein:

- In den Abbildungen 49 sind bei Bewertung mit UBP zwei Sensitivitäten für **Schwermetalleintrag** aus dem Kompost in den Boden dargestellt: 0,5% bzw. 100%. Es wird ersichtlich, dass bei UBP der Schwermetalleintrag in den Boden äusserst stark gewichtet wird: Bei VN machen die Schwermetalle im Kompost beispielsweise rund 53% der gesamten Umweltbelastung aus (99,5% Schwermetalleintrag führt zu $289-137=152$ UBP). Dies bedeutet, dass im vorliegenden Fall die Schwermetalle bei UBP den Bewertungsschritt dominieren.
- Zweitens klassiert das Tool UBP die Verfahren weniger deutlich als EI. Wesentlich ist jedoch die Tatsache, dass bei UBP **für die biotechnologischen Verfahren dieselbe Reihenfolge** resultiert wie bei EI. Wenn allerdings die durch Kompost in den Boden eingetragenen Schwermetalle zu 100% belastet werden, liegen nach UBP mit Ausnahme von VN, welche im Durchschnitt etwa im Bereich der KVA liegt, die biologischen Verfahren höher als die Kehrichtverbrennung, wo die Schwermetalle in der Schlackendeponie weitgehend den natürlichen Kreisläufen entzogen werden. In Abbildung 50 sind zur Anschaulichkeit die EI- und UBP-Einheiten aus Abbildung 49 so umgerechnet worden, dass in allen Fällen für die KVA der Wert "1000" resultiert.

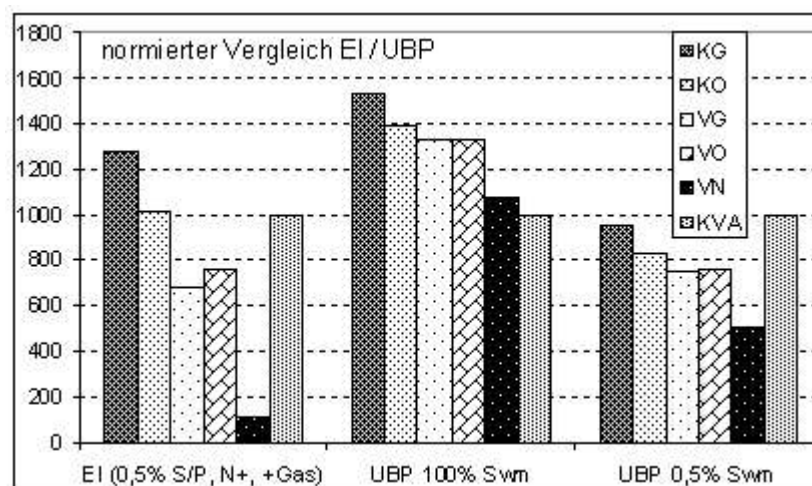


Abb.50: Normierter Vergleich der Gesamtperformance der Verwertungsverfahren mit den Tools ECOINDICATOR 95+ und UBP. Die Daten von Abb. 49 wurden so mit dimensionslosen Faktoren multipliziert, dass für die KVA jeweils 1000 Einheiten resultiert. (Sensitivität EI vgl. Abb. 48).

Auf die Problematik der Bewertung von Schwermetallen in EI und UBP wird im Diskussionsteil vertieft eingegangen.

Resultate: Energiebilanz

6b

Energieaufwand, bzw. -ertrag der Verfahren

Abbildung 51 zeigt den Bedarf, bzw. den Überschuss an erneuerbaren und nicht erneuerbaren Energieressourcen der verschiedenen Verfahren in MJ/kg Abfall bei der Sensitivität mit Nährstoffgutschrift auf Ebene der Wirkungsbilanz. Zusätzlich ist die Freisetzung bzw. Einsparung von Radioaktivität dargestellt. Die Radioaktivität ist auf den Kernenergieanteil im UCPTE-Strom-Mix zurückzuführen und ist daher ein Indikator, wie gross der Anteil von Elektrizität an den nicht erneuerbaren Ressourcen ist.

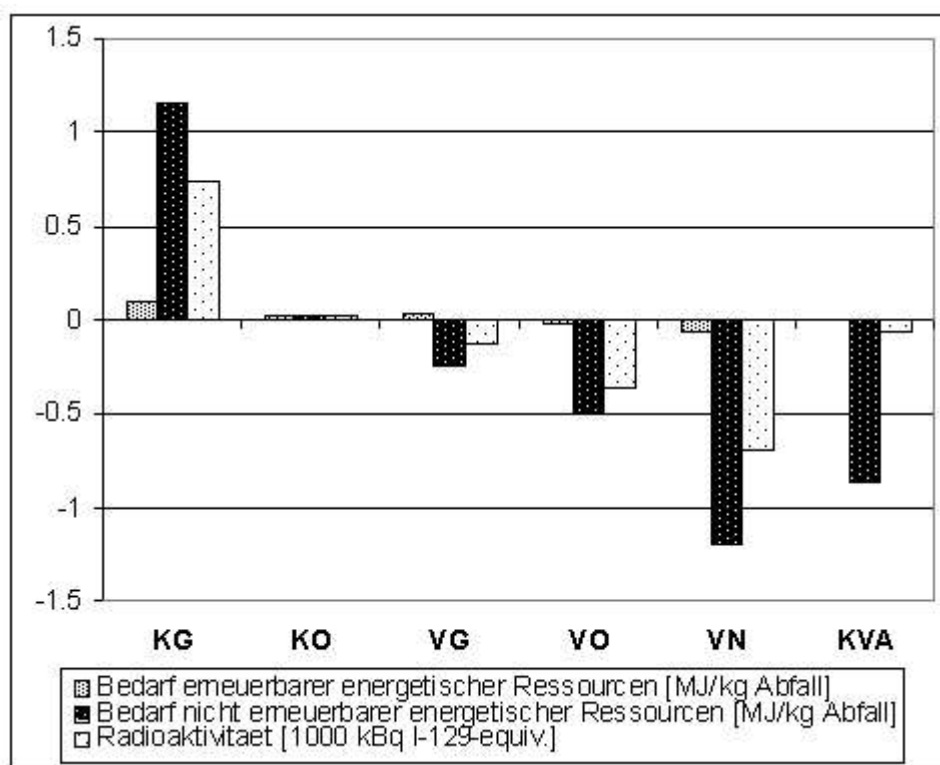


Abb.51: Bedarf an erneuerbaren und nicht erneuerbaren Energieressourcen sowie Freisetzung von Radioaktivität der verschiedenen Verfahren pro kg Abfall definierter Zusammensetzung

Die vorliegenden Daten auf der Ebene der Wirkungsbilanz umfassen **sämtliche** Aufwendungen (und Gutschriften im Fall von Energiefreisetzung), welche bei Bau und Betrieb der Verfahren auflaufen (d.h. es sind beispielsweise sämtliche Energieaufwendungen auf Ebene der Primärenergie ebenso eingeschlossen, wie Aufwendungen zum Bau und Betrieb des Blockheizkraftwerks oder Energieaufwendungen zur Herstellung und Transport von Maschinen, etc.).

Wie bereits im Rahmen der Ökobilanz festgestellt wurde, zeichnet sich die voll geschlossene Kompostierung (KG) durch einen sehr hohen Elektrizitätsbedarf von rund 100 kWh/Tonne zur Hallenbelüftung und zu Zerkleinerung, Umsetzen, Transport und Belüften des Komposts aus, welcher wesentlich zur hohen Belastung bei der Radioaktivität beiträgt. Wenn die MJ/kg in kWh/Tonne umgerechnet werden, resultiert bei KG - unter Berücksichtigung der Nährstoffgut-

schrift - ein Gesamtenergiebedarf von 350,3 kWh/Tonne (Abb.52). In dieser Zahl ist nun nicht nur die Energie für den Bau der Anlage enthalten, sondern auch jene Energieaufwendungen, welche benötigt wurden, dass schliesslich im Kompostwerk die rund 100 Kilowattstunden Elektrizität pro Tonne ab Klemme aus dem Stromnetz bezogen werden konnten.

Beim Vergleich der Vergärung (VN) mit der KVA fällt auf, dass im Fall der KVA weniger Radioaktivität eingespart wird. Dies ist darauf zurückzuführen, dass bei der KVA Wärme weit über zwei Drittel der extern tatsächlich genutzten Energie ausmacht. Bei der Vergärung ging man von der (konservativen) Annahme aus, dass kein Wärmeabnehmer in der Nähe sei; die genutzte Energie ist daher zu 100% erneuerbare Elektrizität, welche UCPTE-Strom substituiert (vgl. auch Abb.53).

Auf den ersten Blick erstaunlich niedrig ist der Nettoenergieaufwand bei der offenen Kompostierung (KO): Er beträgt nur 0,042 MJ/kg, bzw. 11,8 kWh/Tonne. Die verursachte Radioaktivität ist gering, da beim Betrieb vor allem fossile Treibstoffe eingesetzt werden. Wie Abbildung 52 zeigt, ist der tiefe Energiebedarf auf die Energiegutschrift für die Substitution von Mineraldünger zurückzuführen: Wenn diese Gutschrift nicht berücksichtigt wird, liegt der totale Energiebedarf inklusive aller Vorleistungen bei rund 100 kWh/Tonne.

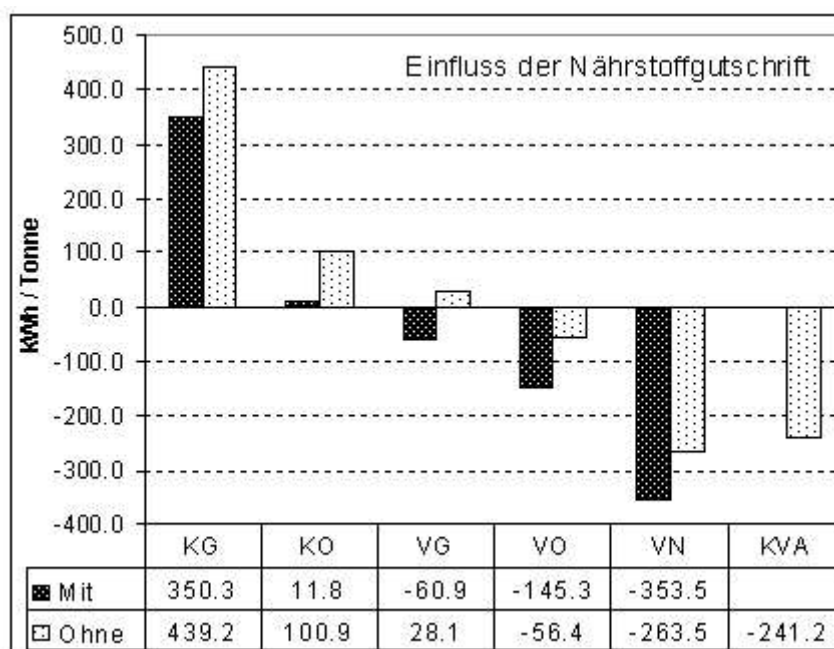


Abb. 52: Einfluss der Nährstoffgutschrift auf den totalen Energiebedarf bzw. die Energiefreisetzung der verglichenen Verfahren. Energieangaben in kWh/Tonne verarbeitetes Material.
Mit: mit Nährstoffgutschrift; Ohne: ohne Nährstoffgutschrift

Abbildung 52 zeigt den Einfluss der Nährstoffgutschrift auf die Energiebilanz. Es fallen mehrere Punkte auf:

- Zunächst sticht ins Auge, dass der effektive Energieaufwand zum Betrieb einer Anlage unter Einschluss der grauen Energie und der Aufwendungen zur Bereitstellung der auf der Anlage bezogenen Energie 3-4 mal höher ist, als die auf der Anlage gemessenen Betriebswerte. Dieser hohe Primärenergiebedarf, der normalerweise nicht ins Bewusstsein des Betrachters einer Anlage tritt, ist an sich einleuchtend: Wenn man den Aufwand für För-

derung, Raffinierung und Transport der fossilen Energieträger, den schlechten Wirkungsgrad von thermischen Kraftwerken, Transporte und Leitungsverluste wie auch die in Baumaterialien steckende graue Energie in die Betrachtung mit einbezieht, wächst der tatsächliche Leistungsbedarf auf ein Mehrfaches der gemessenen Leistung ab Klemme oder Zapfhahn an. Wenn man die Nährstoffgutschrift nicht berücksichtigt, ist zur Behandlung eines Kilogramms Abfall in der voll geschlossenen Kompostierung fast eine halbe Kilowattstunde notwendig (0,439 kWh).

- Die Herstellung von Mineraldünger verursacht nicht nur zusätzliche Umweltbelastungen in verschiedenen Wirkungskategorien der Ökobilanz, sondern erfordert auch knapp 90 kWh für die Nährstoffmenge, welche in einer Tonne biogenen Abfalls steckt (N, P, Mg, K, Ca; excl. Spurenelemente; vgl Tab. 6). Neben den Umweltaspekten sprechen daher auch energetische Überlegungen stark für den Einsatz von Kompost als Dünger und Bodenverbesserer.
- Die Energiedifferenz zwischen den beiden Extremen KG und VN beträgt über 700 kWh/Tonne. Finanziell kommt diese Energiedifferenz bei heutigen Energiepreisen (leider...!) nicht stark zu Tragen⁷, aber wenn man die Umweltbelastung bei der Bereitstellung der Energie berücksichtigt, sprechen die Zahlen doch deutlich zugunsten der Gärvarianten.

Energiefreisetzung

Bei der Berechnung der Ökobilanz wurden nur die Energieflüsse von aussen in die Anlage und von der Anlage nach aussen, d.h. nur die Nettoflüsse nach Deckung des energetischen Eigenbedarfs bilanziert. Das heisst, dass im Fall der Verfahren, welche Energie produzieren, nach den getroffenen Annahmen der Eigenbedarf zum Betrieb der Anlage (Wärme, Strom) soweit als möglich aus Eigenmitteln gedeckt wird. Um die Grössenverhältnisse der internen Energieflüsse ebenfalls zu visualisieren, wurden diese in Abbildung 53 abgeschätzt.

Bei den Kompostierverfahren wird biogene Kompostwärme im Umfang von rund 17.8 MJ/kg abgebauter Trockensubstanz frei, welche aber auf einem tiefen Energieniveau anfällt und daher nicht genutzt werden kann (*Edelmann et al., 1993*). In Abbildung 53 sind daher nur die Energieerträge derjenigen Verfahren dargestellt, welche auch in der Lage sind, extern Energie abzugeben.

Bei der Berechnung der Werte von Abbildung 53 wurde von folgenden Annahmen ausgegangen: Energieinhalt des Biogases: 6 kWh/Nm³, bzw. 21,6 MJ/Nm³ (dies entspricht einem Methangehalt im Biogas von 67%); Umwandlung des Biogases im BHKW: 27% Elektrizität, 58% Wärme⁸ und

1 Erstens ist die Energie heute im Verhältnis zu ihrer ökologischen Auswirkung viel zu billig. Gleichzeitig ist zu berücksichtigen, dass beim Betrieb pro Anlage maximal nur rund 100 kWh/Tonne direkt kostenwirksam werden. Die restlichen rund 250 kWh treten in der Abrechnung nicht in Erscheinung, da die bei der Bereitstellung von Energie ("im Hintergrund") notwendige Primärenergie natürlich auf der Rechnung nicht aufgeführt wird. (Bei den Betriebskosten wird daher u.U. weniger als ein Drittel der tatsächlich aufgewendeten Energie auf der Faktura ausgewiesen). Zudem war ein (kleinerer) Teil der notwendigen Energie bereits beim Bau indirekt mit den Kosten für Maschinen und Baumaterial abgegolten worden ("graue Energie")

2 Bei der Ökobilanz wurde beim BHKW mit den Eingaben von *Frischknecht (1996)* gerechnet, welcher von 27% elektrischer Leistung und von nur 49% nutzbarer Wärme ausgeht. Hier wird hingegen von realistischeren 58% nutzbarer Wärme ausgegangen, um bei den Gäranlagen die Menge an allfällig verkaufbarer Wärme zu visualisieren.

15% Verlust (Abwärme). Wärmebedarf für den Betrieb der Gäranlagen: 21% der Energie des produzierten Biogases (*Schleiss 1999*). Bei der Kombination von Vergärung mit geschlossener Kompostierung wird die Wärme ab BHKW zu 100% betriebsintern genutzt, da neben dem Fermenter die Zuluft zur Kompostierhalle aufgeheizt wird, um so die Kondensatbildung in der Halle zu verhindern (*Edelmann et al., 1998*).

KVA: Energieinhalt des biogenen Abfalls: $H_u = 4 \text{ MJ/kg}$ (1.12 MWh/t). Energiefreisetzung in der KVA: 10% elektrisch und 26% (genutzt) thermisch (*Zimmermann, 1996*).

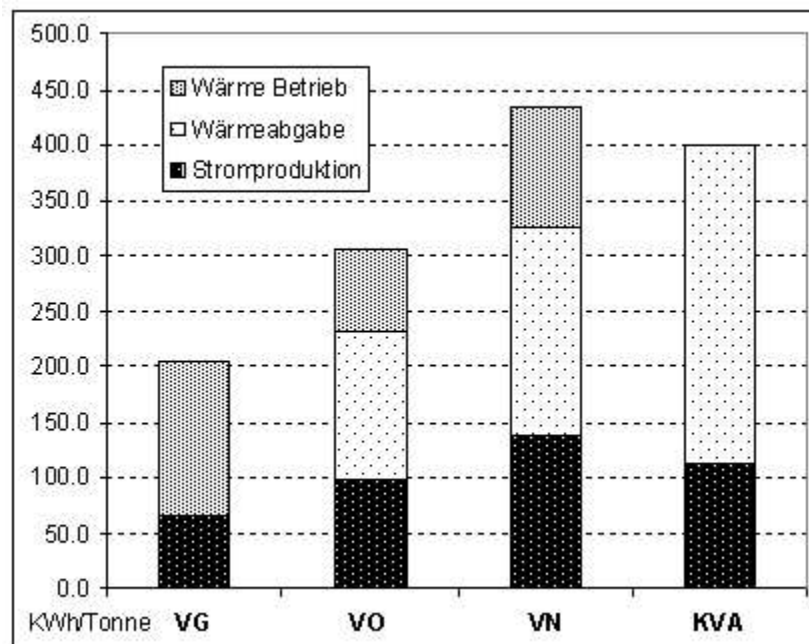


Abb.53: Energieproduktion von Gärverfahren und KVA in kWh/Tonne biogenem Abfall. Bei den Gärverfahren ist die Wärmeproduktion aufgeschlüsselt nach Wärmebedarf für den Anlagenbetrieb und (allenfalls verkaufbarem) Wärmeüberschuss. Die Wärmeverluste des BHKW's, bzw. die ungenutzte Abwärme der KVA sind nicht dargestellt. (VG: 40%, VO: 60%, VN: 85% Gäranteil; KVA: 100% verbrannt).

Beim Betrachten der Abbildung 53 müssen einige Punkte zusätzlich beachtet werden:

- Die effektiv extern nutzbaren, d.h. verkaufbaren Elektrizitätsmengen sind kleiner als die in Abbildung 53 dargestellten Produktionsmengen. Der Eigenbedarf an Elektrizität für den Betrieb der Anlagen wird hier nicht ausgewiesen: Bei VN ist er rund 11% der erzeugten Elektrizität (*Schleiss, 1999*) und bei der KVA rund 30% (*Zimmermann, 1996*). Bei den kombinierten Verfahren liegt der Eigenbedarf an Elektrizität über jenem von VN, da auch die anteilmässig umfangreichere Kompostierung mit Elektrizität versorgt werden muss.
- Der Energiebedarf für den Bau der Anlagen (graue Energie) wird ebenfalls nicht ausgewiesen. Die tatsächlich extern netto nutzbaren Energiemengen würden sich daher nochmals entsprechend der energetischen Amortisation des Aufwands für den Bau der Anlagen reduzieren.
- In der Ökobilanz wurde die an sich zur Nutzung verfügbare Menge an Wärme bei den Gäranlagen nicht gutgeschrieben, da von der Annahme ausgegangen wurde, dass kein Wärmeabnehmer in der Nähe sei (die "Wärmeabgabe" bei VN und VO ist demzufolge nur pro memoria ausgewiesen, um die Größenordnung der Überschusswärme zu dokumentie-

ren). Bei der KVA hingegen - welche dank ihrer grösseren Verarbeitungskapazität pro Anlage auch deutlich mehr Wärme liefert - ging man davon aus, dass es sich lohne, ein Fernwärmenetz zu bauen. Daher wurde der KVA im Jahresdurchschnitt 26% vom Energieinhalts des Abfalls als genutzte Wärme gutgeschrieben.

In der Ökobilanz wurde demzufolge bei den Gärverfahren nur der Überschuss der Stromproduktion in Abbildung 53 gutgeschrieben, während bei der KVA zusätzlich die gesamte unter Wärmeabgabe dargestellte Energiemenge gutgeschrieben wurde. Trotzdem weist die KVA in Abbildung 52 einen rund 20 KWh/Tonne tieferen Energieüberschuss als die Vergärung aus. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die KVA einen deutlich höheren Elektrizitätsbedarf zum Betrieb und zur energetischen Amortisation der Anlage aufweist. Daher kann sie mit dem entsprechend kleineren Stromüberschuss deutlich weniger UCPT-Strömung substituieren als VN (vgl. dazu auch die Radioaktivität in Abb.51). Die Herstellung von hochwertigem Strom ist meist sehr energieintensiv. Dies führt dazu, dass die Vergärung dank deutlich grösserem Elektrizitätsüberschuss selbst ohne eine Gutschrift für eine - durchaus ebenfalls mögliche - Wärmeabgabe energetisch besser dasteht als die KVA.

Die Abbildung 52 kann nicht direkt mit Abbildung 53 in Bezug gebracht werden, da Abb.52 sämtliche Aufwendungen im UCPT-Modell aufsummiert, während Abb.53 nur die auf der Anlage selbst auftretenden Energieflüsse visualisiert. Für eine Bestimmung der Erntefaktoren müsste in Abbildung 53 der gesamte Eigenbedarf an Energie für Bau und Betrieb der Anlagen ausgewiesen werden, damit die erzeugte Energiemenge in Bezug zum Energieaufwand (graue Energie plus Betriebsenergie) gesetzt werden könnte. Dazu hätten aber bei den Rechengängen die Energieflüsse detailliert aufgeschlüsselt und die Daten von Abbildung 53 entsprechend umgerechnet werden müssen.

Erste Abschätzungen lassen allerdings sehr gute Erntefaktoren für die Energiegewinnung mit Vergärung und auch bei der KVA erwarten; die KVA weist zwar die grössten energetischen Vorinvestitionen auf, könnte aber auch - immer unter dem Vorbehalt von in der Nähe vorhandenen Energieabnehmern - auch die grösste Energiemenge abgeben. Es wird zur Zeit mit dem vorliegenden Datenmaterial eine Neuberechnung mit der funktionellen Einheit 1KWh durchgeführt (*Schleiss, Edelmann, 1999*). Bei dieser Gelegenheit sollen auch die Erntefaktoren näher betrachtet werden.

6c

Resultate: Ökonomie

Ausgangslage

Wie schon im Methodenteil in Kapitel 5 erwähnt, wurde - wie bei der Ökobilanz - auch beim ökonomischen Vergleich von identischen Anlagengrößen mit einer Verarbeitungskapazität von 10'000 Jahrestonnen ausgegangen. Die Währung für die Berechnungen sind Schweizer Franken. Für die modellhafte Bau- und Betriebskostenrechnung wurde von folgenden Annahmen ausgegangen:

Annahmen für die Investitions- und Betriebskostenrechnung

Verarbeitungskapazität	10'000 Jahrestonnen
Landpreis	Fr. 30.-pro m ² (Sensitivitäten 0.-, 30.-, 300.-)
Platzbefestigung: 1 m ² dichter Platz	Fr. 150.-- pro m ² asphaltiert
100 % Arbeitsstelle	Fr. 100'000.- pro Jahr Arbeitskosten inkl. Sozialkosten
Investitionskosten	nach Angaben der Betreiber
Arbeitsaufwand	nach Angaben der Betreiber
Kapitalverzinsung	Zinssatz 5% von 60% des Neuwertes bei 100% Fremdkapital (Ammann 1997)
Abschreibungen linear	Mobile Maschinen 20% pro Jahr Stationäre Maschinen 10% pro Jahr Bauteile (Platz, Hallen, Becken etc.) 4% pro Jahr
Reparaturen, Wartung und Unterhalt	1% der Bau-, 2% der Maschineninvestitionen
Feuerversicherung	0,4% der Investitionssumme

Tab.9: Zusammenfassung der Annahmen der Bau- und Betriebskostenrechnung

Die Finanzierung des Investitionsvolumens erfolgt durch Kapital, das generell zu 5% verzinst wird. Dabei wird nicht unterschieden, ob es sich um Eigen- oder Fremdkapital handelt. Im Verlauf der Betrachtungsperiode soll sich das Eigenkapital nicht verändern. Als Betriebskosten werden alle minimal notwendigen Kosten ohne Gewinnanspruch betrachtet. In der Erfolgsrechnung wird der Reingewinn auf null gesetzt, die Abschreibungen werden zur Rückzahlung von Darlehen in der Geldflussrechnung verwendet (*Prochinig 1997*). Dadurch reduziert sich das gebundene Kapital jährlich um den Betrag der Abschreibungen.

Gleich die Schulden mit den Beträgen der Abschreibungen zu tilgen - für eine betriebswirtschaftliche Kostenrechnung untypisch - ergibt minimale Kosten, aber gleichzeitig eine knappe Liquidität. Der Betrieb weist am Ende der Abschreibungsdauer keine Kapitalzu- oder -abnahme auf. In dieser Modellrechnung sind demzufolge keine Gewinnansprüche und Rückstellungen für Risiken (Zinsentwicklung, Teuerung etc.) einkalkuliert - was nicht unternehmerischem Denken entspricht. Die vorliegenden Modellrechnungen decken sich daher nicht mit den realen Kostenrechnungen der einzelnen Betriebe; sie zeigen auf, was die Verarbeitung einer Tonne biogenen Abfalls unter normierten Annahmen ohne Risiko- und Gewinnmarge etwa kosten würde.

Kostenübersicht

Tabelle 10 fasst die Kosten der einzelnen Verfahren zusammen. In den folgenden Abschnitten werden die einzelnen Kostenbereiche vertieft betrachtet und diskutiert. Bei der KVA beziehen sich die Daten auf einen Zehntel der gesamten Kosten, da die Verarbeitung von 10'000 Jahrestonnen in einer Anlage mit 100'000 t/a Kapazität betrachtet wird. Bei der KVA ist Landkauf (Baurecht) und Platzbefestigung im Bauteil enthalten. (Wechselkurse bei Drucklegung: 1 Euro= ca. Fr.1.50; 1 US\$ = ca. Fr.1.60)

Investitionen [sFr.]						
Verfahrenstyp	KG	KO	VG	VO	VN	KVA
Landkauf	330000	450000	216000	210000	150000	-
Kosten für Asphaltfläche	675000	1950000	600000	750000	225000	-
Bauteil, Halle etc.	10000000	2000000	3000000	2400000	3050000	6500000
Stationäre Maschinen	5900000	200000	5200000	3000000	5120000	11500000
Mobile Maschinen	150000	1000000	500000	900000	500000	-
Total Investitionen	17055000	5600000	9516000	7260000	9045000	17700000
Investitionen Fr/t	1706	560	952	726	905	1770

Betriebskosten [sFr. / Jahr]						
Verfahrenstyp	KG	KO	VG	VO	VN	KVA
Kapitalzinsen	511650	168000	285480	217800	271350	531000
Abschreibungen Bau	427000	158000	144000	126000	131000	260000
Abschreibungen Stat. Masch	590000	20000	520000	300000	512000	1120000
Abschreibungen Mob. Masch	30000	200000	100000	180000	100000	0
Reparatur und Wartung	227750	63500	150000	109500	145150	289000
Versicherungen	66900	20600	37200	28200	35580	71000
total fixe Kosten	1853300	630100	1236680	961500	1195080	2290000
Arbeiten Dritter	0	100000	25000	25000	25000	0
Ausbringkosten Kompost	42000	42000	42000	42000	42000	0
Personalkosten	300000	300000	300000	300000	300000	300000
Administration, Analysen etc.	50000	80000	50000	50000	50000	40000
Betriebsstoffe etc.	45000	80000	45000	45000	45000	60000
Fremdstoffe entsorgen	24000	24000	24000	24000	24000	370000
total variable Kosten	461000	626000	486000	486000	486000	770000
Energieverkauf	0	0	50000	75000	106000	210000
Total Betriebskosten	2314300	1256100	1672680	1372500	1575080	2850000

Verarbeitungskosten [sFr. pro Tonne]						
Verfahrenstyp	KG	KO	VG	VO	VN	KVA
Fixkosten /t	185.33	63.01	123.67	96.15	119.51	229.00
variable Kosten /t	46.10	62.60	48.60	48.60	48.60	77.00
Energieverkauf /t	0	0	- 5.00	- 7.50	- 10.60	- 21.00
Kosten pro t	231.43	125.61	167.27	137.25	157.51	285.00

Tab. 10: Übersicht über die Kostenstrukturen der einzelnen Verfahren

Investitionskosten

Abbildung 54 stellt die Investitionskosten für Anlagen zur Behandlung von 10'000 Jahrestonnen in Millionen SFr. graphisch dar.

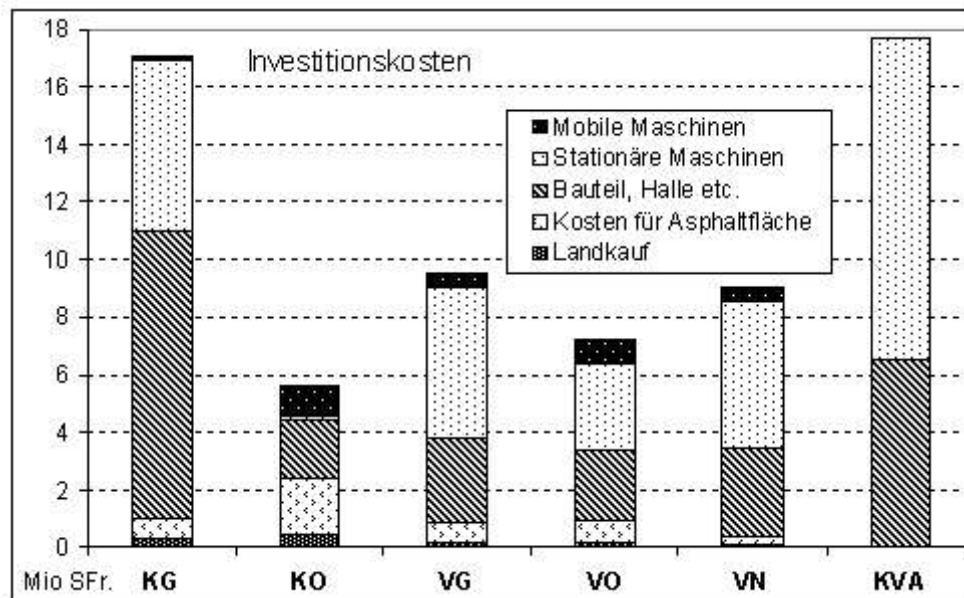


Abb.54: Vergleich der Investitionskosten der einzelnen Verfahren zu Behandlung von biogenem Abfall

Das grösste Investitionsvolumen mit knapp 18 Mio SFr./10'000 Jahrestonnen weist die KVA knapp vor der geschlossenen Kompostierung auf. Bei beiden Verfahren ist der Anteil der stationären Maschinen⁹ sowie der Bauteil im Verhältnis zu den andern Anlagen überdurchschnittlich gross. (Dies wirkt sich auch auf die Ökobilanz aus: grosser Energiebedarf für stationäre Maschinen und hohe graue Energie mit den entsprechenden Umweltbelastungen). KG erfordert sehr hohe Investitionen, da relativ komplizierte Einbauten mit Rottekanälen und automatisierten Belüftungs- und Umsetzungssystemen gewählt wurden. Vereinzelt bestehen auch günstigere Varianten der eingehausten Kompostierung, welche jedoch meist einen weniger hohen Automatisierungsgrad und weniger Flexibilität in der Rottebewirtschaftung aufweisen. Bei diesen kann aber das Arbeitsklima in den geschlossenen Räumen teilweise Probleme bereiten. Auffällig sind die sehr hohen Bauteilkosten, die hier sogar höher als bei der KVA liegen. Auch hier sind günstigere Varianten denkbar.

Für die Vergärungsanlagen werden zwischen 7 und 10 Mio SFr. investiert. Bei der günstigsten Variante, der offenen Kompostierung mit Rotteboxen, könnten die Investitionskosten noch reduziert werden, wenn auf die Rotteboxen verzichtet würde. Allerdings entsteht dadurch ein zusätzliches Risiko von Geruchsemissionen, das auch mit den zwangsbelüfteten Rotteboxen nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Ein Geruchsrisiko beinhaltet auch die zweitgünstigsten Varianten.

¹ Bei der KVA sind die mobilen Maschinen, der Landkauf (da die Modellanlage im Baurecht geplant wird) und die Platzbefestigung nicht separat ausgewiesen. Die Beträge sind jedoch anteilmässig sehr klein. Nur wenig mobile Maschinen werden benötigt; sie sind bei den stationären Maschinen im Maschinenteil enthalten.

tigste Variante, Vergärung mit offener Kompostierung. Zur Behandlung von leicht abbaubaren Substanzen, wie etwa Küchenabfällen, sind diese beiden kostengünstigen Verfahren nicht empfehlenswert. Die übrigen Varianten sind geschlossene Verfahren mit Abluftreinigung über Biofilter oder -wäscher. Mit Ausnahme von Störfällen sollten dabei keine Geruchsemissionen auftreten. Für die Betriebs- und die Entsorgungssicherheit scheint daher eine Mehrinvestition gerechtfertigt, damit so auch bei problematischer Zusammensetzung des Ausgangsmaterials ein ungestörter Ablauf gesichert werden kann.

Fixe Betriebskosten

Abbildung 55 stellt die fixen Betriebskosten bei der Behandlung von 10'000 Jahrestonnen in tausend SFr. graphisch dar.

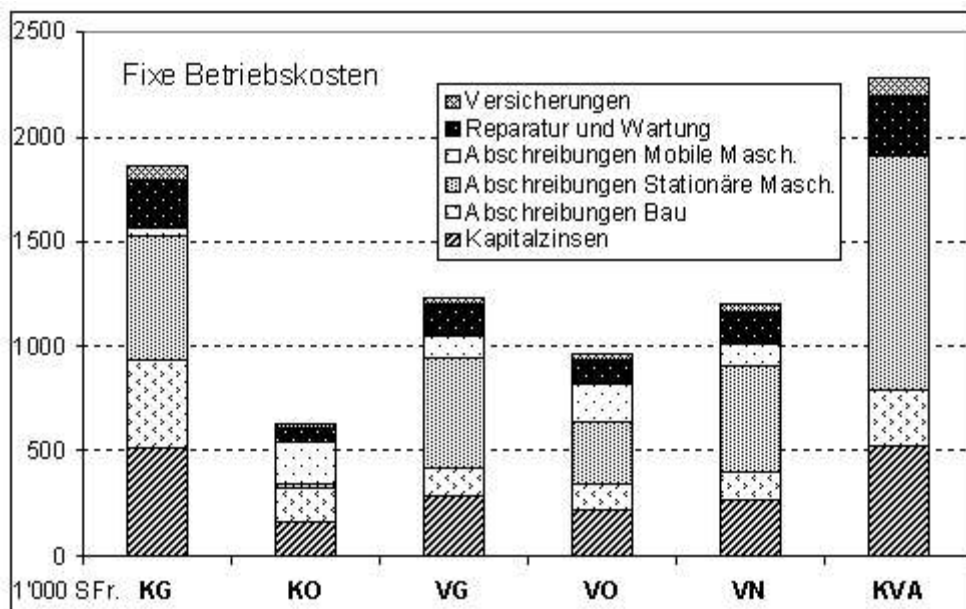


Abb.55: Vergleich der fixen Betriebskosten der einzelnen Verfahren zu Behandlung von biogenem Abfall

Bei den fixen Betriebskosten, schlagen vor allem die Maschinen stark zu Buche, da diese in relativ kurzer Zeit abgeschrieben werden müssen. Bei der KVA mit weitergehender Rauchgasreinigung machen die Abschreibungen bei den stationären Maschinen (elektromechanischer Teil) fast die Hälfte der Fixkosten aus. (Weiter unten wird die Sensitivität einer längeren Abschreibungsdauer betrachtet.)

Auch die geschlossene Kompostierung, KG, weist - analog zu hohem Energiebedarf - sehr hohe Fixkosten aus. Die Rangierung der Verfahren ist praktisch identisch mit jener beim Investitionsbedarf.

Variable Betriebskosten

Abbildung 56 stellt die variablen Betriebskosten bei der Behandlung von 10'000 Jahrestonnen in tausend sFr. graphisch dar.

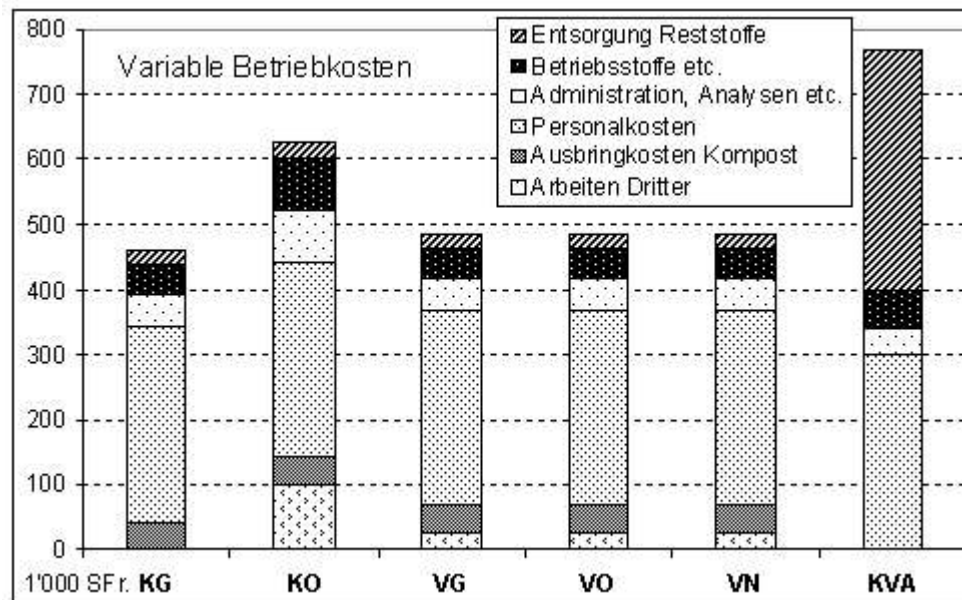


Abb.55: Vergleich der variablen Betriebskosten der einzelnen Verfahren zu Behandlung von biogenem Abfall

Bei den variablen Kosten zeigt sich nun eine andere Reihenfolge als bei den Fixkosten: Die offene Kompostierung, KO, wo wenig in die Automatisierung investiert wurde, zeigt hier höhere Kosten als die restlichen biotechnologischen Verfahren, insbesondere, weil ein spürbarer Teil der Arbeiten ausgelagert wird (Arbeiten Dritter).

Erstaunlicherweise geben alle angefragten Anlagenbetreiber denselben internen Personalbedarf von drei Mannjahren zur Behandlung von 10'000 Jahrestonnen an. Eigentlich war zu erwarten, dass bei der voll geschlossenen Kompostierung, KG, auf Grund des hohen Automatisierungsgrads und Energieaufwands Arbeitskräfte eingespart werden könnten. Offensichtlich bringt aber der hohe maschinelle Aufwand auch einen entsprechend hohen Wartungsaufwand mit sich¹⁰, welcher sich wiederum auf den Personalbedarf auswirkt. Bei den Gärvarianten wird u.a. in Zusammenhang mit der Gasverwertung im BHKW ein relativ kleiner Anteil der Arbeiten ausgelagert.

Bei der KVA macht die Entsorgung der Schlacke in der Reststoffdeponie beinahe die Hälfte der variablen Kosten aus. Bei den biotechnologischen Verfahren wird andererseits der Anteil von 1% Fremdstoffen im Abfall in die KVA geführt und entsprechend belastet.

2 Anscheinend bringt der (allzu?) hohe Automatisierungsgrad bei dieser Anlagengrösse nur eine Verlagerung von Personal aus der Komposthalle in die Werkstatt (wo die Arbeitsbedingungen allerdings angenehmer sind).

Verarbeitungskosten pro Tonne

Abbildung 57 zeigt die Behandlungskosten der verschiedenen Verfahren für die Verarbeitung von 1 Tonne biogenem Abfall in SFr. Die tatsächlichen Nettokosten sind in Abbildung 57 nicht ausgewiesen: Zur Bestimmung der Nettokosten müsste noch der Energieertrag von den totalen Kosten abgezogen werden. Die Nettokosten sind auf der letzten Reihe der Tabelle 10 und in Abbildung 58 dargestellt.

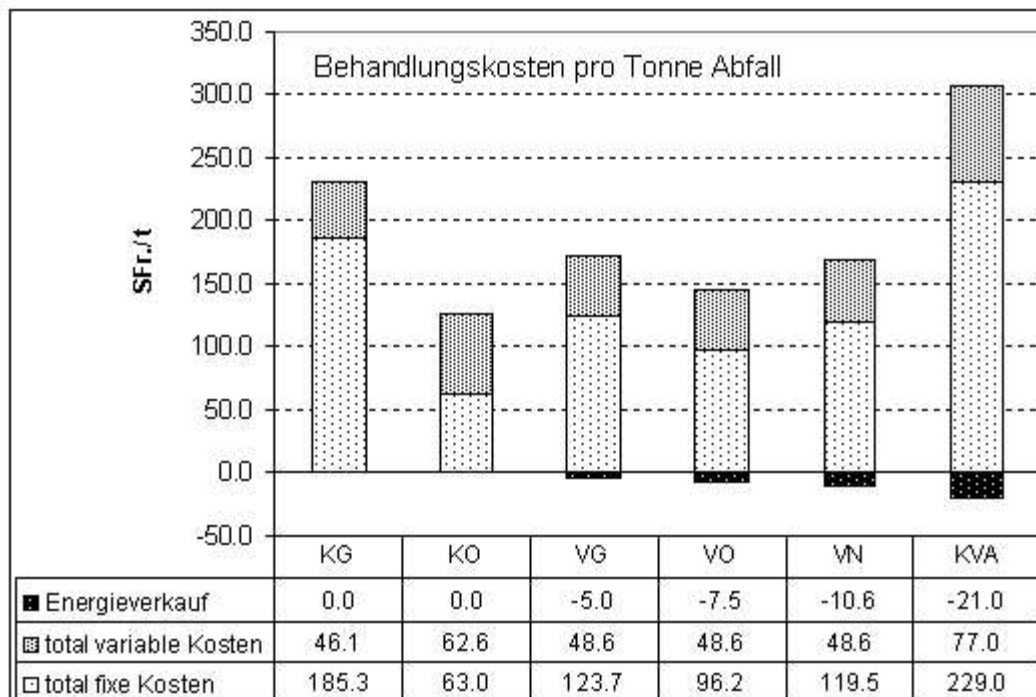


Abb. 57: Spezifische Behandlungskosten und Erträge der verschiedenen Verfahren pro Tonne Abfall in sFr. (Verkaufserlöse pro kWh gemäss den Angaben der Betreiber). Das Verfahren VN ist im Jahr 2004 rund ein Drittel billiger geworden, da bei den Bauten große Einsparungen erzielt wurden.

Dank tiefem Investitionsbedarf zeigt die offene Kompostierung, KO, trotz relativ hohen variablen Kosten die günstigsten Behandlungskosten mit rund 126.- Fr/Tonne. Bei den Gärvarianten ist ebenfalls das offene Verfahren, VO, mit netto rund 137.- Fr/t rund Fr. 20.- günstiger als die voll geschlossene Vergärung mit Nachrotte (netto: Fr. 157.50). Wie bereits weiter oben erwähnt, eignen sich jedoch die beiden offenen Verfahren wegen den kaum vermeidbaren Geruchsemissionen nur sehr bedingt zur Behandlung von Abfällen mit hohen Anteilen an leicht abbaubaren (Küchen-)Abfällen. Bei der Kombination der Vergärung mit geschlossener Kompostierung, VG, schlägt der bauliche Aufwand des Kompostierteils inkl. Biofilter zu Buche: diese Variante ist mit rund Fr. 167.- nochmals Fr. 10.- teurer als die Vergärung mit Nachrotte.

Die voll geschlossene Kompostierung, KG, weist wegen dem hohen Investitionsvolumen und dem grossen maschinellen Aufwand Fixkosten aus, die höher sind als die gesamten Betriebskosten bei den anderen biotechnologischen Verfahren. Wie weiter oben bereits erwähnt wurde, wären heute wahrscheinlich einfachere, voll geschlossene Verfahren bei etwas tieferen Kosten realisierbar.

Es überrascht nicht, dass die Reihenfolge bei den Betriebskosten gleich ist wie bei den Investitionskosten. Die Betriebe mit den tiefsten Investitionen haben zwar etwas höhere variable Kosten, aber im Ganzen sind sie noch klar günstiger als Betriebe mit hohen Anfangsinvestitionen. Die Grösse von 10'000 Jahrestonnen scheint noch keine spürbare Personalreduktion dank hohem Automatisierungsgrad zu erlauben.

Die KVA zeigt mit Fr. 285.- pro Tonne die höchsten Nettokosten, aber mit SFr. 21.- (nach Angaben der Planer) auch den grössten Erlös aus dem Energieverkauf. Er ist hier bei der KVA rund doppelt so gross wie jener der Vergärung. Dieser im Vergleich zu Abbildung 52 (energetischer Vergleich) erstaunlich hohe Ertrag ist auf zwei Faktoren zurückzuführen:

- Für die Erstellung der Ökoinventare wurde bei der Ökobilanz zurückgegriffen auf die Daten von *Zimmermann et al. (1996)* für eine KVA mit reduktiver Entstickung und weitergehender Rauchgasreinigung bei einer durchschnittlichen Energienutzung von 10% elektrisch und 26% thermisch. Die ökonomischen Daten stammen hingegen von einer in Planung befindlichen Anlage nach neuestem Entwicklungsstand der Energierückgewinnung, wo ein weit höherer Anteil an verkaufbarer thermischer Energie freigesetzt wird. (Es stellt sich allerdings die Frage, wie weit im Normalfall die thermische Energie tatsächlich auch in der näheren Umgebung der KVA ganzjährig verwertet werden kann).
- In der Ökobilanz werden bei der Elektrizität pro verkaufte kWh "im Hintergrund" mehrere (finanziell nicht abgegoltene) kWh substituiert, was bei der Wärme deutlich weniger der Fall ist ¹¹. In Abbildung 52 liefert bzw. substituiert die Vergärung mit Nachrotte, VN, auch ohne Nährstoffgutschrift immer noch mehr Energie als die KVA. Der Energieüberschuss ist bei der Vergärung zu 100% durch die Stromproduktion verursacht, da keine Wärmenutzung angenommen wurde. Die ab Anlage verkaufbare Energiemenge macht daher den kleineren Teil des in Abb. 52 dargestellten Energieüberschusses aus. Die KVA verkauft hingegen hauptsächlich Wärme, welche in Abbildung 52 einen viel höheren real verrechenbaren Anteil ausmacht.

3 Der Wirkungsgrad der Wärmeerzeugung ist deutlich besser als jener der (nach UCPTE zum grossen Teil thermischen) Elektrizitätsgewinnung. Allerdings bringt eine kWh thermisch auch einen entsprechend kleineren Erlös.

Sensitivitäten

Landpreis

Zu zwei Parametern wurden Sensitivitäten gerechnet: Zu den Baulandpreisen und zu den Abschreibungen. Abbildung 58 zeigt den Einfluss der Grundstückskosten auf den Behandlungspreis.

Die Kosten der flächenintensiven offenen Kompostierung steigen bei höheren Landpreisen am stärksten. Der Bau einer offenen Anlage in einer Industriezone mit Landpreisen von teilweise über Fr. 500.-/m² scheint jedoch nicht nur aus Kostengründen, sondern auch wegen der Geruchsemissionen kaum sinnvoll zu sein.

Je grösser bei den biotechnologischen Verfahren der vergorene Anteil am Abbau bzw. je kleiner der Rotteanteil ist, desto kompakter wird die Anlage, bzw. desto kleiner wird der Einfluss des Landpreises auf die Behandlungskosten. Bei der KVA spielt der Landpreis eine absolut untergeordnete Rolle.

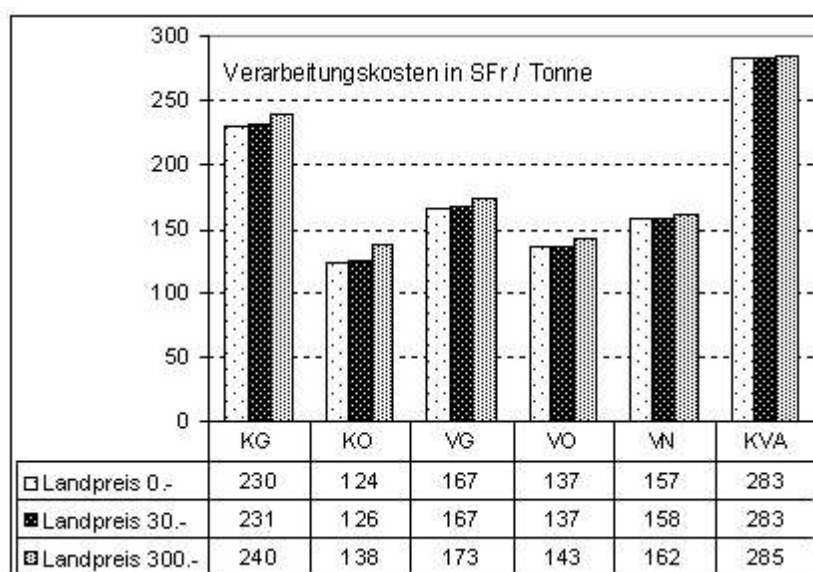


Abb. 58: Einfluss des Landpreises auf die Verarbeitungskosten biogener Abfälle bei unterschiedlicher Verfahrenstechnik

Abschreibungsdauer

In Abbildung 59 wird der Einfluss einer Verlängerung der Abschreibungsdauer der stationären Maschinen von 10 auf 15 Jahre und des Bauteils von 25 auf 35 Jahre dargestellt.

Bei den beiden teuersten Verfahren, KVA und KG, werden die Kosten durch die Verlängerung der Abschreibungsdauer am stärksten gesenkt (43.- bzw. 42.- Fr./t). Weil die meisten biotechnologischen Anlagen jedoch weniger als zehn Jahre in Betrieb sind, existieren praktisch noch keine Erfahrungswerte, ob die verlängerten Abschreibungsdauern - vor allem der stationären Maschinen - im teilweise chemisch aggressiven Klima wirklich vertretbar sind.

Die Rangierung der Verfahren verändert sich bei einer Verlängerung der Abschreibungsdauer nicht, und zwischen der Vergärung und der Kehrrechtverbrennung bleibt eine Differenz von rund hundert Franken pro Tonne. Selbst wenn man die längere Abschreibungsdauer der KVA mit der kürzeren bei der Vergärung vergleicht, bleibt immer noch eine Differenz von über achtzig Franken.

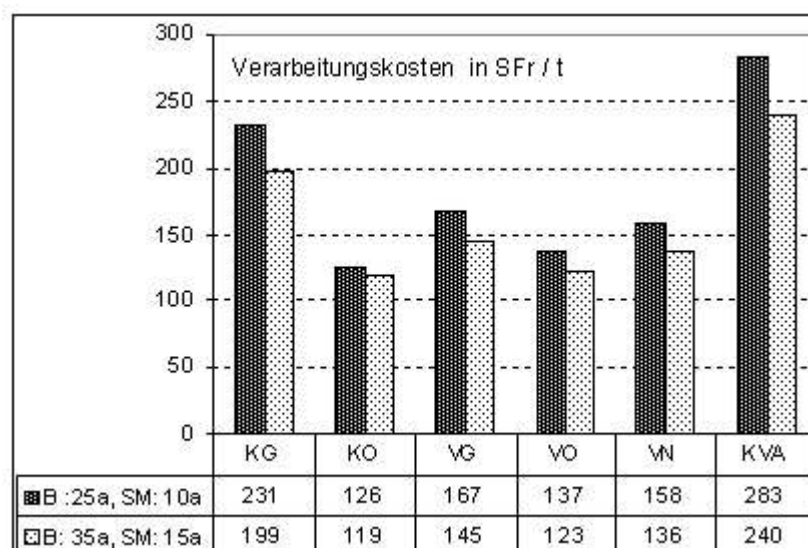


Abb.59: Einfluss der Verlängerung der Abschreibungsdauer für den Bauteil (B) von 25 auf 35 und für stationäre Maschinen (SM) von 10 auf 15 Jahre.

Aus Sicht der echten Verarbeitungskosten (welche von den am Markt unter Konkurrenzdruck bezahlten Preisen recht stark abweichen können) ist kaum ein Szenarium vorstellbar, bei welchem die KVA die Entsorgung ebenso preisgünstig anbieten könnte, wie die biotechnologischen Verfahren, insbesondere wie die ökologisch vorteilhaftere Vergärung - es sei denn, man argumentiere, dass in der KVA der Grünabfall mit seinem tiefen Heizwert sehr erwünscht sei, da der Restmüll sonst einen zu hohen Heizwert aufweise. In diesem Fall müsste aber der Grünabfall - wie bei den biotechnologischen Verfahren - separat eingesammelt und in Säcken mit einer entsprechend verbilligten Sackgebühr in die KVA abgeführt werden (Kostenwahrheit).

Wie auch im Fall der Ökobilanz wurde beim ökonomischen Vergleich bei der KVA eine preislich günstige Variante mit nur einer Ofenlinie für 100'000 Tonnen angenommen. Würde eine (eher praxisübliche) KVA mit zwei redundanten Ofenlinien gebaut, würden die Verarbeitungs-

kosten noch rund zehn Prozent höher liegen. Dadurch würde der Unterschied zwischen Verbrennung und biotechnologischen Verfahren zusätzlich vergrößert.

Der bei der KVA unterschiedliche Aufwand zu Abfalleinsammlung wird im Diskussionsteil behandelt.

7 Diskussion, Schlussfolgerungen

Ökologischer Vergleich

Vergleich mit ähnlich gelagerten Studien

Wie schon eingangs erwähnt wurde, liegen kaum Arbeiten zu einem umfassenden ökologischen Vergleich der Behandlung biogener Abfälle vor. Im CADDET Renewable Energy Newsletter (*Van Zanten, 1998*) wird beispielsweise die Valorga-Anlage in Tilburg mit der Bühler-Kompostierungsanlage in Medemblik verglichen. Die Vergärung schneidet dabei besser ab. Allerdings waren die behandelten Abfälle nicht identisch; es wurden zwar CO₂-Gutschriften erteilt für die Produktion von Kompost und von Energie, Emissionen sind jedoch weitgehend vernachlässigt worden. Dieses Papier steht stellvertretend für eine ganze Reihe von Veröffentlichungen.

In der Dissertation von *C. Rösch (1996)* wird ein Vergleich stofflicher und energetischer Wege zur Verwertung von Bio- und Grünabfällen geführt. Dabei wurde die ganze Abwärme als Gewinn mit CO₂-Einsparung versehen, was nicht sinnvoll erscheint. Gleichzeitig wurde für die Verbrennung der Bioabfälle mit 3120 kWh/t eine sehr hohe und für die Vergärung mit 375 kWh/t eine tiefe Energiemenge eingesetzt. Es besteht die Vermutung, dass von völlig unterschiedlichen Abfallzusammensetzungen ausgegangen wurde. Entsprechend kommt die Studie zum Schluss, dass für die Vergärung vor allem ökonomische und weniger energetisch/ökologische Gründe sprechen, was den hier vorgestellten Resultaten weitestgehend widerspricht. Auf die Tatsache, dass oft gewisse Teilaspekte überbewertet und andere weggelassen werden, weist auch *Kehres (1997)* in einem Kommentar zu dieser Arbeit hin.

Die Internationale Energie Agentur hat im Rahmen des Bioenergy Programms (Bioagreement, Task XIV) 1997 eine Literatur-Recherche in Auftrag gegeben (*IEA, 1997a*), welche ebenfalls ein ernüchterndes Resultat zeigte: Wenn man von einigen Arbeiten absieht, welche entweder nur kleine Teilaspekte streifen oder nur theoretische Überlegungen zur Methodik ohne quantitative Angaben beinhalten (z.B. *Barton, 1997*), verbleiben nur noch drei Arbeiten zum Thema (*White et al., 1995, Ecobilan, 1996, Dalemo et al., 1996*). Und auch diese Arbeiten weisen Mängel auf, wie beispielsweise, dass die Systemgrenzen nicht klar oder sehr eng gezogen sind, dass die funktionelle Einheit nicht definiert ist und/oder dass wichtige Aspekte, wie Emissionen bei Behandlung oder Verwertung von Kompost oder Gas, unvollständig behandelt sind oder ganz fehlen (*IEA, 1997a*).

Die ORWARE-Ökobilanzierungsmethode wurde angewendet, um Vergärung, Kompostierung in offenen Mieten und Kanälen (Tunnel) mit der Deponierung zu vergleichen (*Dalemo, Oostra, 1997*). Die Verarbeitungskapazität der Anlagen variierte zwischen 3'500 und 23'000 t/a. Bei der Vergärung handelte es sich um eine thermophile, voll durchmischte Nassvergärung bei 15% TS mit Entwässerung und mit einer Hygienisierungsstufe. Nur das rezirkulierte Presswasser wurde nitrifiziert/denitrifiziert. Der ökologische Aufwand für die Infrastruktur wurden nicht bilanziert, und die Energiebilanz berücksichtigt nur die Energieflüsse beim Betrieb der Anlagen, wobei die Vergärung (wegen der Hygienisierung?) einen erstaunlich hohen Energiebedarf aufweist. Methanemissionen sind nur bei der Deponie in den VOC enthalten. Die anaerobe Vergärung zeigt denn auch das kleinste Treibhausgaspotenzial, gefolgt von der Deponie und den beiden Kompostvarianten. Bei der Vergärung schlägt vor allem NO_x und SO₂ aus dem in der Studie

untersuchten Gasmotor negativ zu Buche. Bei der Kompostierung waren es N_2O und CO_2 (Methan und Ammonium wurden nicht berücksichtigt). Es werden nur Daten auf den Wirkungsbilanzebenen präsentiert.

In einer Dissertation hat *Wallmann (1999)* die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung mit der Verbrennung in der KVA verglichen, wobei Schwergewicht auf die aerobe Vorbehandlung vor der Deponierung gelegt wird. Auf den Seiten 157 f. wird auch ein zusätzlicher anaerober Schritt eingeführt und bilanziert. Der anaerobe Schritt bewirkt, dass in der Folge die mechanisch-biologische Vorbehandlung in sämtlichen Sensitivitäten besser abschneidet als die beste von drei Varianten der KVA. Allerdings handelt es sich hier um Verwertung von organischen Anteilen im Restmüll und nicht um separat eingesammelte biogene Abfälle.

In einer Ökobilanz spielen sehr viele Faktoren zusammen. Ökobilanzen bewerten Energie- und Stoffflüsse von klar definierten Prozessen innerhalb eines bestimmten Rahmens und sind daher in der Regel nur für einen bestimmten Anwendungsfall und unter den dabei getroffenen Annahmen aussagekräftig. Das heisst, dass sich die Resultate nur mit Vorbehalten direkt auf andere Anwendungen übertragen lassen.

Um Vergleichbarkeit zu erzielen, mussten in der vorliegenden Studie verschiedene Annahmen getroffen werden, welche die Resultate mehr oder weniger stark beeinflussen. Fragwürdige Annahmen können die Resultate einer Studie stark verfälschen oder gar auf den Kopf stellen¹². Gleichzeitig kann die Möglichkeit nicht ausgeschlossen werden, dass gewisse Annahmen einzelnen Verfahren - wie sie in der Praxis betrieben werden - nicht in allen Punkten vollständig gerecht werden. Insbesondere sind in der Praxis Anlagen denkbar, welche mit für sie geeigneteren Abfallmischungen betrieben werden (holzreichere Fraktionen in der Kompostierung, mehr Küchenabfall in der Vergärung etc.).

Da - wie dargelegt - mit den vorliegenden Literaturstellen kaum direkte Vergleichsmöglichkeiten gegeben sind, wird in der Folge versucht, abzugrenzen, wo die grössten Unsicherheiten und mögliche Fehlerquellen der vorliegenden Arbeit liegen. Mit Unsicherheiten in Ökobilanzen haben sich *Ros (1998)* und *Pohl (1999)* vertieft auseinander gesetzt. Am Institut für Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften, UNS, der ETH Zürich ist zur Erarbeitung von Ökobilanzen umfangreiche Grundlagenarbeit geleistet worden (*Frischknecht, 1998b; Hofstetter et al., 1999*). In diesem Umfeld ist auch das vorliegende Thema bearbeitet und diskutiert worden.

1 Im Merkblatt "Kompost und Energie aus biogenen Siedlungsabfällen" des ATAL und AGW (1997) wird beispielsweise der Energiegehalt von frischen, feuchten Holzschnitzeln mit 3500 kWh/t angegeben. Dieser Energiegehalt stammt aber von absolut trockenen Laubholzchnitzeln; für feuchte Schnitzel (mit höherem Volumengewicht) wäre er um einen Faktor 2-3 tiefer (Kalunder W., 1998), was zu völlig anderen Resultaten und Schlüssen führen kann.

Allgemeine Annahmen

Normabfall: Voraussetzung für die Vergleichbarkeit der Resultate einer Ökobilanz ist die Definition der funktionellen Einheit, d.h. hier die Verarbeitung von 1 kg (bzw. 10'000 t) Abfall einer klar definierten Zusammensetzung. Die beim Betrieb entstehenden Emissionen sind abfallspezifisch: Als funktionelle Einheit wurde hier daher ein kg Normabfall definiert, der in der Zusammensetzung etwa dem Durchschnitt von - unter schweizerischen Verhältnissen - separat eingesammeltem Bioabfall entsprechen soll. Sowohl reine Gäranlagen, wie auch Kompostwerke werden in der Praxis denn auch mit ähnlichem Abfall betrieben. Wenn nun aber in einem Kompostwerk Abfall mit einem deutlich kleineren Anteil von leicht abbaubaren Küchenabfällen verarbeitet wird, kann beispielsweise eine Reduktion bei den gasförmigen Emissionen erwartet werden, und es können sich Änderungen bei der Betriebsenergie und den baulichen Voraussetzungen ergeben, welche sich positiv auf die Ökobilanz auswirken würden. Wenn andererseits bei Gäranlagen bei der Aufbereitung eine zusätzliche Abtrennung von verholztem Material erfolgt, kann der Biogasertrag aus dem verbleibenden Material signifikant steigen. Es sind Anlagen des hier untersuchten Typs VN bekannt, welche mit solchem holzarmen Abfall anstelle der eingesetzten 100 m³ Biogas über 150 m³/t Abfall liefern.

Zusammensetzung des Ausgangsmaterials: Hier wurde - da entsprechende Daten zur elementaren Zusammensetzung weitgehend fehlen - aus den umfangreichen Datensammlungen und Literaturwerten von Kompost zurückgerechnet. Die *FAL (1997)* gibt einen Referenzwert von 58% C für den C-Gehalt in der Bodenorganik vor. Von verschiedenen Stellen wird dieser Wert auch für die Zusammensetzung von Kompost und von organischen Abfällen angenommen (z.B. *Bundesgütegemeinschaft Kompost, 1994*). Im Ausgangsmaterial dürfte der C-Gehalt jedoch deutlich tiefer, wahrscheinlich sogar spürbar unter 50% liegen (eigene Messungen an aquatischer Biomasse ergaben 47% C der OS; vgl. auch *Marb et al., 1997*). Der Kohlenstoffgehalt des Ausgangsmaterials wurde daher mit 53% tiefer als empfohlen, aber immer noch sehr hoch eingesetzt. Bei Annahme von einem tieferen Kohlenstoffgehalt und gleichem Gesamtabbau von 50% würde bei Gärvarianten ein entsprechend kleinerer C-Anteil als Gasemission bei der Nachrotte frei.

Abbaumodell: Einen relativ grossen Einfluss auf das Resultat hat das Abbaumodell: Obwohl in der Praxis bei der Kombination von Vergärung mit einer Kompostierung, bzw. Nachrotte eher ein etwas höherer Abbaugrad möglich wäre als bei reiner Kompostierung, wurde bei allen biotechnologischen Verfahren ein Abbau von 50% des Kohlenstoffs angenommen (vgl. Abb. 27). Dies ist ein Abbaugrad, welcher mit dem Normabfall und den verglichenen Anlagentypen in allen Fällen erreicht werden kann. Der Gäranteil ist durch die angenommene Biogasmenge definiert (C-Gehalt des Biogases). Unter der Annahme eines höheren Abbaugrades würde bei der Vergärung (infolge besserer Abbaubarkeit) wahrscheinlich der Biogasertrag steigen (deutlich positive Auswirkung). Andererseits wären aber - je nach Annahme des Anteils vom Abbau, welcher in der Nachrotte erfolgt - auch etwas grössere Emissionen aus der Nachrotte zu erwarten (negative Auswirkung). Bei der Kompostierung würden hingegen die negativen Auswirkungen infolge grösserer Emissionen aus dem Rottegut überwiegen.

Zuordnung des Abbaus: Auf Erfahrungswerten mussten ebenfalls Annahmen bei den geschlossenen Verfahren basieren, wo es festzulegen galt, wieviel Prozent des aeroben Abbaus innerhalb der Halle und wieviel ausserhalb im Rahmen der Kompostreifung stattfindet. So wurde beispielsweise auf Grund eigener Beobachtungen und Messungen angenommen, dass bei VG 67% des Abbaus während der Intensivrotte in der Halle erfolge, wo die Abluft über Biowäscher

mit integrierter Nitrifizierung/Denitrifizierung gereinigt wird. Wenn nun andere Abbauteile angenommen würden, hätte dies u.a. Auswirkungen auf die Ammoniak- und Methanemissionen.

Qualität des produzierten Komposts : Die Kompostqualität wurde für alle verglichenen biotechnologischen Verfahren als gleichwertig angenommen. Es sind praktisch keine wissenschaftlich fundierten Vergleichsuntersuchungen unter kontrollierten Bedingungen mit identischen Ausgangsmaterialien zwischen verschiedenen aufbereiteten Komposten vorhanden, welche für diese Untersuchung hätten eingesetzt werden können. Die Meinungen darüber, was ein guter Kompost sei, gehen je nach Standpunkt des Vertreters einer Ansicht weit auseinander. Wie eine Studie der *IEA (1997b)* zeigt, sind in den verschiedenen europäischen Ländern die Anforderungen an die Bestimmung der Kompostqualität sehr unterschiedlich geregelt. Gravierender als die uneinheitliche Regelung ist jedoch die Tatsache, dass wichtige Vorteile eines guten, lebendigen Komposts, wie suppressive Wirkungen im phytopathologischen Bereich oder Strukturaufbau im Boden etc., durch die chemisch/physikalischen Standardmethoden nicht erfasst werden. (Diese beschränken sich auf Fremdstoff-, Nährstoff- und Schwermetallgehalte, ev. Selbsterwärmung und/oder Pflanzenverträglichkeitstest).

Die Studie der *IEA (1997b)* kommt zum Schluss, dass anaerobe Komposte nach einer geeigneten aeroben Nachbehandlung eine bessere Qualität aufweisen würden, als rein aerob behandelte Produkte. Große Kreise von Vertretern der traditionellen Kompostierung sind sich andererseits einer besseren Qualität bei reinen Kompostierverfahren sicher. Hier wurde - unabhängig von allfälligen Pro und Contras - für alle Komposte eine identische Qualität angenommen. Diese Annahme ist insofern zulässig, als die umfangreich vorhandenen analytischen Werte dafür sprechen, dass die Zusammensetzung des Ausgangsmaterials bei sorgfältiger Behandlung einen grösseren Einfluss auf die Qualität des erzeugten Komposts ausübt als die Verfahrenstechnik.

Die organische Substanz im Kompost wurde bei allen verglichenen biotechnologischen Verfahren überhaupt nicht mit Gutschriften bedacht. Unter dieser Prämisse schneiden alle biotechnologischen Verfahren gegenüber der KVA insgesamt deutlich zu schlecht ab, da nur der Gehalt an Makronährstoffen im Kompost als Gutschrift bilanziert wurde. Wie stark diese fehlenden Gutschriften ins Gewicht fallen, bzw. wie gross realistische Gutschriften für suppressive Eigenschaften, für Einlagerung von (unverbrannten) Kohlenstoffverbindungen im Boden, für Verbesserung der Bodenstruktur durch diese refraktären Kohlenstoffverbindungen, für Kompensation des Humusverlusts und für Mikronährstoffe sein müssten, ist zur Zeit noch nicht bekannt. Auf den hohen Wert des Komposts weist auch *Cannon (1997)* in seiner Arbeit über den Zusammenhang zwischen Boden- und Wasserqualität hin: Kompost spielt zusätzlich zu den erwähnten Punkten eine sehr wichtige Rolle als Lieferant von organischer Substanz im Boden zwecks Verbesserung der Wasser- und Nährstoffrückhaltekapazität.

Allgemein kann festgehalten werden, dass bei den Annahmen in der Regel die biotechnologischen Verfahren eher gegenüber der KVA benachteiligt wurden, und dass innerhalb der biotechnologischen Verfahren die Annahmen aus Sicht der Gärvarianten konservativ gewählt wurden. Die gasförmigen Emissionen, Schwermetalle und Transportdistanzen werden in eigenen Unterpunkten diskutiert.

Methanemissionen

Verschiedene Publikationen rapportieren Methanemissionen aus Komposten, welche z.T. deutlich unter den Messwerten der vorliegenden Studie liegen (*Schattner et al., 1995; Marb et al., 1997* oder *Gronauer et al., 1997*). In der Regel liegen in der Literatur die Methanemissionen unter 3% des aus den Mieten emittierten Kohlenstoffs. Andererseits berichtet *Helm (1995)* von 3% Methanemissionen bei der Kompostierung von Stroh, welches gegenüber feucht-nassen Haushaltsabfällen wahrscheinlich weniger zur Bildung anaerober Zonen neigt.

Die hier in der Praxis gemessenen Durchschnittswerte vom Methananteil am emittierten C variieren zwischen 5,1% bei KO (Kleinmieten) bis zu 13,5% im Fall von VG, wo das mit anaeroben Bakterien angereicherte Gärgut unter das frische Rottematerial gemischt wird. Sie liegen damit signifikant höher als bisher rapportierte Werte. Im Unterschied zu in der Literatur beschriebenen Werten wurden in dieser Arbeit auf Praxisanlagen mit der closed-chamber Methode photospektrometrische on-line Messungen vorgenommen, bei welchen das Verhältnis von CO₂ zu Methan bestimmt und dann anhand der definierten C-Emission umgerechnet wurde. Die in der Literatur zitierten Werte beziehen sich entweder auf Messungen im kleineren Massstab unter kontrollierten Bedingungen, wo dank künstlicher Belüftung der Luftstrom und die Konzentrationen zwar gemessen werden konnten, jedoch die Belüftungsverhältnisse wahrscheinlich viel optimaler waren als im Feld. Oder aber: es wurden die Messungen im Feld durchgeführt, wo zwar die Methan-Konzentrationen erfasst werden konnten, dann aber anhand schwierig zu bestimmender Luftdurchsätze hochgerechnet werden mussten (Messen der Querswindgeschwindigkeit über den Mieten etc.).

Gegenüber on-line Messungen mit Infrarotsensoren über den Mieten, wie sie in der Literatur ebenfalls beschrieben werden, scheint die hier angewendete "closed chamber"-Methode zuverlässiger zu sein. Wenn andererseits - wie ebenfalls beschrieben - aus kleinen Messkammern nur punktuelle Proben zur GC-Analyse abgezogen werden, besteht die Möglichkeit, dass keine repräsentativen Proben gezogen werden: Wie bei den Messkampagnen ausnahmslos belegt werden konnte, werden die Methanemissionen - ähnlich wie bei der Verdauung - in kurzen Stößen nach längeren Pausen freigesetzt. Bei punktuellen Messungen besteht die Gefahr, dass eine einzelne Methanemission als "Ausreisser" betrachtet und daher nicht gewertet wird. In der hier verwendeten, relativ großen Messkammer wurden Methanstöße durch das Gasvolumen gepuffert. Die relativ grosse Öffnung erlaubte, einen genügend grossen Mietenbereich abzudecken, um allenfalls bevorzugte Austrittöffnungen auf der Mietenoberfläche möglichst mit einzuschliessen. Die Messdatenerfassung erfolgte in kurzen Intervallen über längere Messperioden.

Im Anhang sind die Durchschnittswerte der Methan/CO₂-Messungen zusammengefasst. Jeder Wert ist ein Mittelwert von minimal 100 bis über 300 Messungen im 20-Sekundentakt. Die Methankonzentrationen werden - neben dem Mietenalter - wahrscheinlich sowohl von den Temperaturverhältnissen als auch von der Abfallzusammensetzung stark beeinflusst: Die Messungen zeigen sowohl starke jahreszeitliche Schwankungen als teilweise auch große Unterschiede zwischen Mieten unterschiedlichen Alters in den relativen und absoluten prozentualen Anteilen. Im Fall eines Biofilters, wo wie im Fall von VG bis zu 40'000 m³ Luft pro Stunde durchgeblasen werden, sind die absoluten Konzentrationen entsprechend klein. Sämtliche Messungen wurden daher für die natürliche CO₂-Konzentration der Luft korrigiert.

Für Daten, welche innerhalb von relativ engen Vertrauensintervallen signifikant sein sollen, sind wegen den grossen Streuungen weitere, umfangreichere Messreihen notwendig. Wie weit die hier ermittelten gewichteten Mittelwerte den realen Mittelwerten nahe kommen, kann nicht abschliessend beurteilt werden. Trotzdem kann festgehalten werden, dass die Methanemissionen der Kompostierung höchstwahrscheinlich deutlich höher einzustufen sind, als bislang angenommen wurde.

Die Methanemissionen verursachen in der Schweiz nach *BUWAL (1998c)* mit 237'770 Tonnen pro Jahr rund 10% der Treibhausgaswirkung. Wenn - wie bei der Optimierungssensitivität vorgeschlagen - die Methanemissionen auf 3% der gasförmig emittierten Kohlenstoffverbindungen reduziert werden könnten, würde die biotechnologische Verwertung von 1 Mio t biogener Abfälle noch rund 1% der schweizerischen Methanemissionen, bzw. 1‰ des Treibhauseffekts ausmachen.

Marb et al. (1997) arbeiteten mit 400 kg Material in Stahlreaktoren. Sie konnten die Bildung von Methan auch bei intensiver Belüftung mit reinem Sauerstoff nur auf rund 60% des Ausgangswerts reduzieren, nicht aber verhindern. *Ketelsen und Cuhls (1999)* beschreiben andererseits, dass in statischen Tafelmieten nach dem Kaminzugverfahren ausgedehnte Mietenbereiche lokalisiert wurden, welche Methangehalte bis zu 22% aufwiesen. Es kann bei heutiger Datenlage als eine Tatsache betrachtet werden, dass auch in sehr sorgfältig bewirtschafteten Mieten zum Teil recht große Methanemissionen nicht verhindert werden können.

Als Begründung für diese Emissionen beim aeroben Abbau könnten die folgenden Überlegungen überdenkenswert sein: Ein aerober Abbau erfordert die drei Phasen "fest" (Abfallpartikel), "flüssig" (Wasserfilm als Lebensraum für die Bakterien) und "gasig" (Sauerstoff, welcher via Wasserfilm von den Mikroorganismen aufgenommen wird). In der Natur findet der aerobe Abbau meist dezentral statt; die Blätter zerfallen in einer dünnen Schicht auf der Wiese unter dem Baum, wo sie vom Regen befeuchtet und vom Wind umspült werden. Überall in der Natur, wo Biomasse zu grösseren Ansammlungen aufgehäuft wird (z.B. in einer Geländesenke oder am Grund eines Teiches, wo organische Fracht eines Baches sedimentiert), verläuft der Abbau anaerob: Dann sind nur noch die beiden Phasen "flüssig" und "fest" notwendig (Biogas, das von Bakterien ausgeschieden wird, ist ein Abbauprodukt und nicht als Ausgangsmaterial für den Abbau nötig, wie der Sauerstoff beim aeroben Abbau). In Komposthaufen von über einem Meter Materialhöhe muss es damit lokal fast zwangsläufig zu anoxischen Zonen und anaeroben Abbau-schritten kommen.

Sofern ein Komposthaufen nicht zwangsbelüftet wird, wird daher verbreitet Material (vorwiegend im thermophilen Temperaturbereich) anaeroben Prozessen unterworfen. Wenn ein Kompost künstlich belüftet wird, wird er sehr rasch im Innern so heiss, dass die mikrobielle Aktivität infolge Hitzestaus zusammenbricht und erst beim nächsten Umsetzen durch Rückimpfung mit Bakterien aus den kühleren Aussenzonen wieder kurz zum Leben erwacht (*Hellmann, 1997*). Wenn zur Kühlung noch stärker belüftet wird, trocknet der Kompost aus (*Marb, 1997*), was die mikrobielle Aktivität ebenfalls einschränkt bzw. zum Erliegen bringt. Zudem ist bei der Kompostierung eine Erhöhung der Reaktionsoberfläche durch feines Zerkleinern nicht möglich, da sonst die Durchlüftung des Materials zusätzlich behindert würde. Aus diesen Gründen scheint der (an sich sehr schnelle) aerobe Abbau deutlich länger zu dauern, als aus biochemisch/thermodynamischer Sicht eigentlich erwartet würde (*Edelmann, 1995; 1996*).

Wenn die beim Kompostieren die zu relativ hohen Haufen aufgestapelte Biomasse möglichst aerob abgebaut werden soll, ist deshalb Zwang notwendig: Für einen guten Rotteverlauf ist zumindest in den ersten Rottephasen ein sehr häufiges, vorzugsweise tägliches Umsetzen von Vorteil (*Helm, 1995*). Gleichzeitig muss der Wassergehalt geregelt werden. Umsetzen und ggf. notwendiges Zwangsbelüften, braucht viel Energie. Dieser hohe Fremdenergieaufwand ist neben den Emissionen zu einem bedeutenden Teil verantwortlich für die Umweltbelastungen in der Ökobilanz der Kompostierung.

Beim Vergleich der Methanmessungen ist bei den einzelnen Verfahren anzumerken, dass die Werte für VO wahrscheinlich eher etwas zu tief sind, da auf den ausgemessenen Mieten bei hohem Strukturmaterial-Anteil der zugefügte Gäranteil sehr deutlich unter den angenommenen 60% lag (daher bessere Durchlüftung). Messungen bei der unterdessen in Betrieb genommenen Grossanlage, welche die prozentualen Annahmen der Studie erfüllt (und wo gleichzeitig auch die Rotteführung verbessert worden ist), wären wünschenswert. Andererseits ist VN wahrscheinlich etwas benachteiligt worden, da in der ausgemessenen Anlage ein Teil des verholzten Materials als Mulch abgegeben wurde; in der Studie wurde dagegen angenommen, der gesamte nicht vergorene Anteil (15%) werde zusammen mit dem abgepressten Gärgut kompostiert, und der ganze Kohlenstoff wurde entsprechend belastet. Dass VG die höchsten Emissionen aufweist ist nicht erstaunlich, da in diesem Fall 60% Frischmaterial vor der Kompostierung mit einer grossen Menge von thermophilen anaeroben Bakterien aus den zugemischten 40% Gärgut angeimpft werden.

Weitere Emissionen in die Luft

Bei den gasförmigen Emissionen der Kompostierung sind zwei Ströme zu berücksichtigen: Der Strom von anorganischen Schadstoffen und jener von organischen Komponenten, welche neben Methan ebenfalls entstehen.

Anorganische Emissionen: Hier trägt Ammoniak am meisten zum Massenstrom und auch zur Umweltbelastung bei. Ammoniak macht nach *Gronauer et al., (1997)* etwa 80% des gesamten Stickstoffverlusts aus. Der Stickstoffverlust liegt nach *Helm, (1995)* in Kleinmieten zu verschiedenen Jahreszeiten im Bereich von 30% des totalen Stickstoffgehalts (TKN). Die untersuchten Mieten entsprachen bzgl. Rottekörper und Umsetzmodus weitgehend der hier ausgemessenen KO. Bei belüfteter und eingehauster Tafelmietenkompostierung wurden kleinere Werte im Bereich von 13% N-Verlust gemessen. Das sehr klimarelevante N_2O machte ungefähr 12% des gesamten Stickstoffverlusts aus, und die H_2S -Emissionen betrugen rund 700 g/t TS (*Gronauer et al., 1997*).

Die hier vorgestellte Ökobilanz stützte sich bei den anorganischen Emissionen - mangels zuverlässiger eigener Daten (s.o.) - auf Literaturwerte, insbesondere auf *Gronauer et al., (1997)*: Bei N_2O und Schwefel wurden die Werte von Gronauer übernommen. Dasselbe gilt für die Reinigungsleistung des Biofilters zur Ammoniakreduktion. Die Emissionswerte von Ammoniak wurden mit 11% des TKN für alle Anlagen auf der konservativen Seite festgelegt. Bei diesen Annahmen würden die Ammoniak-Emissionen - wie beim Methan - bei der Kompostierung von 1 Mio t rund ein Prozent der schweizerischen Ammoniak-Emissionen ausmachen (*BUWAL, 1998a*). Komponenten, wie CO , welche in unbedeutenderen Konzentrationen freigesetzt werden (*Hellebrand, 1996*), wurden nicht berücksichtigt.

NMVOC: (non-methane volatile organic carbon = flüchtige organische Verbindungen excl. Methan): Hier wird im Verlauf der Kompostierung neben Methan ein weites Spektrum von flüchtigen organischen Verbindungen freigesetzt. Es handelt sich um niedermolekulare Verbindungen wie Alkohole, Carbonyl-Verbindungen, Terpene, niedere Fettsäuren, Ester, Äther, organische Schwefelverbindungen, etc. (*Smet et al., 1998*). Diese unter dem Begriff NMVOC zusammengefassten Komponenten werden zusammen mit Methan freigesetzt und sind zusammen mit Ammoniak und Schwefelwasserstoff für die Geruchsemissionen bei der Kompostierung hauptverantwortlich. Bei der mechanisch/biologischen Restmüllbehandlung können nach *Doedens und Cuhls (1999)* ihre Emissionsströme z.T. sogar deutlich grösser sein als jene von Methan (Werte von 5-80% der gasförmigen organischen C-Emission). Sie führen zu negativen Auswirkungen in verschiedenen Wirkungskategorien einer Ökobilanz (*Buwal, 1996a*).

Diese organischen Komponenten wurden infolge sehr unsicherer Datenlage in der hier vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt. Die Möglichkeit kann nicht ganz ausgeschlossen werden, dass einzelne Komponenten ev. die Methanbestimmung beeinflusst haben könnten (cross-sensitivity beim FID; jedoch weniger wahrscheinlich bei der photometrischen Methan-Bestimmung mit dem AIRTOX-Gerät). Die Methan-Belastungen wären dementsprechend etwas geringer; die Umweltbelastung würde sich aber nicht signifikant ändern, da die NMVOC durchschnittlich ein ähnliches Schadenspotential wie Methan aufweisen.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Emissionen in die Luft wahrscheinlich teilweise spürbar grösser sind, als in der Ökobilanz angenommen wurde. Dies trifft ganz speziell zu in zwei Fällen, nämlich: i) bei reinen Kompostierungsprozessen, sowie ii) bei den offenen Verfahren, wo die Abluft ungefiltert an die Umgebung gelangt:

Ad i): Die totalen Emissionen von flüchtigen organischen Komponenten werden bei einer Vergärung (3 Wochen) mit zweiwöchiger Nachrotte gegenüber der reinen Kompostierung um beinahe zwei Drittel reduziert (*Smet et al., 1998*), was einleuchtend ist, wenn man bedenkt, dass diese flüchtigen Verbindungen vor allem in den ersten Abbauphasen gehäuft auftreten. Im Fall der Anaerobie findet der Abbau der leicht abbaubaren Verbindungen jedoch im geschlossenen Reaktor statt, wo NMVOC zu Methan abgebaut oder ggf. bei der Gasnutzung verbrannt wird.

Ad ii): Bei geschlossenen Verfahren werden sowohl der Ammoniak als auch die flüchtigen organischen Verbindungen im Biofilter sehr weitgehend zurückgehalten, was bewirkt, dass die Bilanz umso weniger verschlechtert wird, je grösser der Anteil des Gasstroms ist, der über einen Biofilter gereinigt wird. Nach verschiedensten Quellen ist der Geruch ein guter Indikator für NMVOC und Ammoniak. Geruchsemissionen werden durch den Biofilter weitgehend eliminiert (*Müskens, 1992*).

Was mit dem im Kompost-Biofilter zurückgehaltenen Ammonium passiert, ist allerdings nicht völlig geklärt: Je nach Fahrweise werden wahrscheinlich unterschiedliche Anteile nitrifiziert/denitrifiziert, bzw. in die Biomasse eingebaut und beim Materialwechsel exportiert. Zudem könnten gewisse Anteile u.U. als NO_x entweichen, was die Performance von geschlossenen Anlagen, welche nicht einen Biowäscher mit Nitrifizierung/Denitrifizierung besitzen, etwas verschlechtern könnte (hier nicht bilanziert).

Bei den gasförmigen Emissionen müsste in der Ökobilanz daher vor allem KO (und etwas weniger auch VO) zusätzlich belastet werden. Bei der abgekapselten VN - als dem anderen

Extrem - ist höchstens eine unwesentliche Zusatzbelastung durch organische Verbindungen zu erwarten.

Nährstoffgutschriften

Die Nährstoffgutschrift in der Ökobilanz drückt den Aufwandaus, welcher notwendig ist, um die im Kompost vorhandenen Makronährstoffe in Form von Mineraldünger zu produzieren. Der Aufwand für die Düngerherstellung wurde auf Grund der Zusammensetzung des Produkts Kompost (*Schleiss, 1998* bzw. *1999*) sowie mit den Vorgaben von normierten Ökoinventaren berechnet (*Gaillard et al., 1997*). Es zeigte sich, dass die Produktion von Mineraldünger in praktisch allen Wirkungskategorien unterschiedlich große Belastungen hervorruft, welche in ihrer Gesamtheit sehr stark ins Gewicht fallen (vgl. Abb.48).

In dieser Studie wurde von einer relativ hohen Nutzung von 28% des Stickstoffs (TKN) im Kompost durch die Pflanzen ausgegangen. Nach den Vorschriften der Nährstoffbilanzierung (*LBL, 1996*) wird dem landwirtschaftlichen Betrieb nur 10% des Stickstoffs im Kompost bilanziert, da der grösste Teil in der organischen Substanz gebunden ist. Dies ist bei einem Zeithorizont von einem Jahr sicher sinnvoll. Andererseits kann davon ausgegangen werden, dass mittelfristig im Rahmen der Mineralisierung im Boden weitere Anteile des organisch gebundenen Stickstoffs freigesetzt und pflanzenverfügbar werden. Bei einer Rechnung mit 10% Verfügbarkeit würde sich die N-Gutschrift entsprechend reduzieren.

Überlegungen und Diskussionen, welche erst nach Abschluss der Rechengänge erfolgten, zeigten andererseits, dass die Gutschriften für P - und weniger auch für K - spürbar zu tief angesetzt wurden (*Jungbluth, 1999*). Gleichzeitig schlagen *Chassot* und *Candinas (1998)* vor, eine zusätzliche Belastung bei der Verwendung von Mineraldünger (Ammonsalpeter) zu verrechnen, da der Mineraldünger grössere Emissionen in den Boden verursache.

Insgesamt dürften damit die hier angewendeten Gutschriften nicht zu gross sein. Wenn die übrigen, in dieser Studie nicht quantifizierten Vorteile des Komposts (vgl. oben) auch noch mit berücksichtigt würden, wären die Gutschriften insgesamt sicher deutlich zu klein. Zwischen den einzelnen Verfahren wurden mangels Grundlagendaten keine Unterschiede bei der Gutschrift gemacht (vgl. oben).

Schwermetalle

Der Kompost enthält - in zwar sehr kleinen Mengen - Schwermetalle, welche aus Sicht der Umweltbelastung zu berücksichtigen sind. Auf die unterschiedliche Gewichtung der Schwermetalle der beiden Tools EI und UBP wurde bereits im Resultateteil hingewiesen: UBP weist den Schwermetallbelastungen aus legalistischen Überlegungen eine sehr hohe Bedeutung zu, was bewirkt, dass diese das Gesamtergebn dominieren (vgl. Abb. 50, S.65).

Bei den Schwermetallen sind zwei prinzipiell verschiedene Quellen zu unterscheiden:

- Einerseits wird beim Bau und Betrieb einer Anlage durch die Herstellung von Baustoffen und durch die Nutzung von Fremdenergie eine Grundbelastung an Schwermetallen frei (Abb.44, Sensitivität "a" der biotechnologischen Verfahren).
- Andererseits enthält bereits das biogene Material, welches in einer Anlage zur Behandlung abgeliefert wird, eine gewisse Menge Schwermetalle, welche durch den Abbau der organischen Verbindungen im Verlauf des Abbauprozesses etwas aufkonzentriert wird und anschliessend praktisch vollständig im Kompost verbleibt. Der Schwermetallgehalt des Komposts liegt seit 1991 im Kanton Zürich bei oder (z.T. sehr deutlich) unter der Hälfte des Grenzwerts der eidg. Stoffverordnung (*Schleiss 1999*).

Die erste Schwermetallquelle ist anlagenspezifisch durch den Prozess verursacht und wird auch bei sämtlichen Sensitivitäten immer entsprechend belastet. Bei der zweiten Quelle hingegen sind bei der Belastung einige Überlegungen angebracht:

Der Schwermetallanteil des Rohmaterials, bzw. des Komposts stammt zum grössten Teil aus Ablagerungen, welche aus Luft und Regen in freiem Feld auf Pflanzen deponiert wurden. Nachdem das biogene Material zu Abfall geworden ist, kommt je nach Verfahrenstechnik bei der Verarbeitung noch etwas Abrieb von Maschinen dazu. Zu einem dritten, kleinen Teil sind einzelne Schwermetalle auch als Spurenelemente für das Wachstum der Biomasse erforderlich und bereits im ungestörten natürlichen Kreislauf vorhanden.

Diese drei unterschiedlich grossen Schwermetallströme, welche die Belastung des Komposts ausmachen, unterscheiden sich bezüglich ihrer Herkunft prinzipiell, können jedoch in der Ökobilanz nicht separat ausgewiesen und ggf. unterschiedlich bewertet werden: Der erste, sehr große Anteil stammt von verschiedensten zivilisatorischen Tätigkeiten und wird - hauptsächlich als Deposition aus der Luft - vor der Abfallverwertung in die Biomasse eingetragen. Neben der Ausscheidung von allenfalls vorhandenen metallischen Fremdstoffen im Abfall sind hier durch den Prozess selbst kaum Eingriffsmöglichkeiten gegeben. Der zweite Anteil entstammt hingegen in Form von prozessspezifischem Abrieb von Maschinen (wie Zerkleinerungsaggregaten und Fördereinrichtungen) aus dem Verwertungsprozess selbst. Daten zu diesem prozessspezifischen Anteil sind keine bekannt; er dürfte nach Überschlagsrechnungen jedoch eher unter 10% des diffusen Eintrags via Frischmaterial liegen. Hier besteht die Möglichkeit, durch die Wahl von geeigneten Komponenten gewisse Reduktionen zu erreichen. Der kleine, letzterwähnte Anteil ist natürlicher Bestandteil der Stoffkreisläufe und für das Pflanzenwachstum erforderlich.

Ob die Umwelt und vor allem der Boden die im Kompost beim Abbau leicht aufkonzentrierten, vorwiegend aus der Luftdeposition stammenden Schwermetallmengen noch vertragen kann, kann nicht abschliessend beurteilt werden. Das säurereiche, sehr aggressive Sickerwasser von Kompost enthält sehr wenig Schwermetalle (*Marb et al., 1997*), was darauf hindeutet, dass die

Schwermetalle im Kompost in einer stabilen, schwerlöslichen Form vorliegen. Es sind keine Publikationen bekannt, welche die Löslichkeit von Schwermetallsalzen von aeroben mit jener von anaeroben Komposten vergleichen (Salzbildung im oxidativen, bzw. reduktiven Milieu). Was mit den Schwermetallen im Boden geschieht, scheint noch über weite Strecken unklar zu sein. Zwar sind einige Modelle zum Stofftransport von Schwermetallen vorhanden (*BUWAL, 1992a*); von einem tiefen Verständnis der komplexen Zusammenhänge und Vorgänge in (teilweise völlig unterschiedlichen) Böden scheint man aber noch recht weit entfernt zu sein.

Aus Sicht einer Gesetzgebung mit starren Richtlinien und Grenzwerten ist Kompost ein Produkt, welches mehr Schwermetalle in den Bodeneinbringt, als durch die geernteten Pflanzen entzogen wird. Allerdings spricht man bei den aktuellen Schwermetallgehalten von Kompost und den tiefen Ausbringungsmengen, die heute erlaubt sind, von hundert bis mehreren hundert Jahren, bis die Richtwerte im Boden erreicht würden. Gleichzeitig sind jedoch speziell die Luftdepositionen und auch die (Hof-)Dünger bedeutend wichtigere und grössere Immissionsquellen.

Aus Sicht einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft sind alle Anstrengungen zu unternehmen, um den Schwermetallinput möglichst dem Entzug durch Pflanzen anzugleichen. Der Ansatz dazu müsste aber von einer klassischen Stoffflussanalyse ausgehen. Dann wird ersichtlich, dass der Kompostierungsprozess selbst nur zu einem sehr kleinen Teil für die Immissionen verantwortlich ist. Dies bedeutet, dass mit höchster Priorität die verschiedenen Schwermetallemissionen der zivilisatorischen Tätigkeiten an den Quellen zu bekämpfen sind. Parallel dazu müssen selbstverständlich auch die biotechnologischen Verarbeitungsbetriebe durch geeignete Verfahrenswahl, durch weiter verbesserte Störstoffabtrennung und durch Fördern der Trenndisziplin bei der separaten Abfallerfassung ihren Beitrag zur Schwermetallreduktion leisten.

In diesem Zusammenhang sind auch die Bestrebungen, biogene Abfälle in biologisch abbaubaren Säcken zu entsorgen, auf das Ziel einer möglichst kleinen Schadstofffracht zu untersuchen: Eine Ökobilanz zeigte zwar auf, dass "Biosäcke" unter gewissen Umständen etwas weniger Umweltbelastung verursachen als der traditionelle Kompostkessel; möglicherweise zusätzlich auftretende Schadstoffimmissionen werden dabei jedoch nicht bilanziert (*Estermann, 1998*). Ein überzeugender Nachweis, dass mit, bzw. in den biologisch abbaubaren Säcken keine zusätzlichen Fremdstoffe in den Kompost gelangen, steht zur Zeit noch aus.

Überspitzt formuliert wird bei aktueller Rechtslage, welche nur die Konzentrationen des Inputs berücksichtigt, der Kompost mehrfach belastet: Einerseits durch die Emissionen, welche beim Anlagenbau und -betrieb bewirkt werden und andererseits ein zweites Mal durch diffus in die Biomasse eingetragene Ablagerungen, die ihre Ursache in eben solchen (z.T. bereits belasteten) Emissionen haben oder von der Herstellung¹³ und der Anwendung von Mineraldünger stammen, welche zusätzlich notwendig werden, weil der Kompost zuviel Schwermetalle enthält ...

Wenn dann aus der Belastung des Komposts der Schluss gezogen wird, man würde die Biomasse wegen des Schwermetallgehalts besser verbrennen (*Leible et al., 1997*) (und ergo besser entsprechend mehr Mineraldünger einsetzen), wird das Pferd am Schwanz aufgezäumt: Sinn einer langfristig orientierten Umweltpolitik kann nicht sein, natürliche Kreisläufe aufzubrechen und als "end of pipe"-Massnahme den wertvollen Kompost durch Verbrennung dem natürlichen

2 Schwermetallfreisetzung bei der Mineraldüngerproduktion im Bereich von 30 EI-Einheiten (vgl. Abb. 44); dazu kommen noch Umweltbelastungen in Form von Karzinogenen und diversen anderen Schadstoffen.

Kreislauf zu entziehen, um so eine Schwermetallsenke einzurichten. Ziel einer Kreislaufwirtschaft muss - wie bereits oben festgehalten - sein, das Übel an der Wurzel zu packen: Die Schwermetalle müssen unbedingt an den verschiedenen Emissionsorten, d.h. an den Quellen eingedämmt werden.

Unter anderem aus diesen Überlegungen muss wahrscheinlich den Resultaten von ECOINDICATOR im Vergleich zur UBP-Sensitivität mit 100% Belastung der Schwermetalle im Boden, mehr Gewicht zukommen. In Abbildungen 49/50 wurde bei EI eine Schwermetallauswaschung in einer ähnlichen Grössenordnung gewählt, wie sie bei der KVA für die Auswaschung aus der Schlacke und Filterasche in der Deponie gewählt wurde (dort etwas variierend in Abhängigkeit der einzelnen Elemente). Sensitivitäten von UBP und EI können dem Anhang entnommen werden.

Wenn man die biotechnologischen Verfahren mit der KVA vergleicht, ist anzumerken, dass bei der KVA ein Modell mit einem Ausbaugrad der Rauchgasreinigung gewählt wurde, welcher deutlich besser ist, als jener von einzelnen älteren schweizerischen Verbrennungsanlagen. Das heisst, wenn der biogene Abfall in einer noch nicht dem aktuellen Stand der Technik angepassten KVA verbrannt würde, könnten die Emissionen mit der Abluft im Extremfall um eine bis zwei Zehnerpotenzen höher sein, als hier angenommen wurde (*BUWAL, 1998d*). Entsprechenden Sensitivitäten für die KVA wurden hier nicht gerechnet.

Transportaufwand

Bei der Verwertung biogener Abfälle sind an zwei Stellen Transporte notwendig: Bei der Anlieferung der Abfälle und bei der anschliessenden Ausbringung des Komposts auf das Feld, bzw. der Ablagerung der Schlacke in der Deponie.

Anlieferung der Abfälle: Bei den biotechnologischen Verfahren wurde die praxisnahe Annahme getroffen, dass 60% durch den öffentlichen Sammeldienst separat eingesammelt werde ("Grünabfuhr") und 40% direkt auf der Anlage angeliefert werde (kommunale Grünflächen, Gartenbaubetriebe, Gewerbe etc.). Die Direktanlieferung wurde dem gärtnerischen Prozess alloziert. Der Aufwand für die kommunale Separatsammlung von 6'000 t/a wurde hingegen bilanziert.

Beim Vergleich zwischen den biotechnologischen Verfahren ist der Transportaufwand identisch, da bei identischer Verarbeitungskapazität ein identischer Anlagenstandort angenommen wurde. Es ist hingegen unklar, wieviel grösser beim Vergleich mit der KVA der Aufwand für eine getrennte Einsammlung gegenüber einer einfachen Graubabfuhr ist. Die Meinungen divergieren von praktisch demselben ökologischen Aufwand (*E.Stutz, 1999*) bis zu mehr als 1,5-fachem Aufwand.

Tatsache ist, dass bei der Grüntour wegen der höheren Dichte des Grünmaterials rund 1,5 mal mehr Masse pro Fahrzeug geladen werden kann. Die Grüntour-Fahrzeuge liefern daher in relativ wenig und kürzeren Fahrten das Material von den Quartieren zu den Verwertungsanlagen, welche näher liegen als die KVA mit ihrem grösseren Einzugsgebiet (vgl. Annahmen). Die spezifischen Kosten der Grüngutsammlung liegen denn auch - zumindest im Kanton Zug - in der Praxis tiefer als beim Restmüll (*ZEBA, 1998*). Die Fahrzeuge der Restmüllsammlung sind im Quartier relativ schnell voll (weniger Ladekapazität infolge kleiner Dichte des Restmülls). Ein grösserer Anteil der Betriebszeit fällt auf die Fahrten vom und zum Quartier. Das Fahrzeug kann bei getrennter Sammlung pro Fahrt eine grössere Anzahl Haushalte abdecken, und die Anzahl der relativ langen Fahrten zur KVA werden entsprechend reduziert. Aus Sicht der Fahrten vom Quartier zu den Anlagen ergeben sich dadurch spürbare Einsparungen bei getrennter Einsammlung.

In beiden Fällen muss dieselbe Abfallmenge eingesammelt und (über unterschiedliche Strecken) transportiert werden. Das Aufladen ist nun bei getrennter Sammlung aufwendiger: Bei getrennter Einsammlung laden die Wagen bei kürzeren Anhaltzeiten eine kleinere Menge Material pro Stopp. Was als zusätzlicher Aufwand anfällt, ist die doppelte Befahrung des Quartiers mit der doppelten Anzahl Stopps. Dieser zusätzliche ökologische Aufwand ist wahrscheinlich etwas grösser als die Einsparungen durch die durchschnittlich kürzeren Transportdistanzen.

Einfache Modellrechnungen mit einer Modellregion lassen einen Aufwand abschätzen, der insgesamt spürbar unter 150% des Aufwands für eine einfache Abfuhr liegt. Dabei wurden logistische Massnahmen wie Nachbarschaftstonnen und Grüncontainer für Mehrfamilienhäuser sowie andere Optimierungsmassnahmen nicht berücksichtigt. Hier sind weitere, vertiefte Abklärungen unter Auswertung von vorhandenen Erfahrungen und Daten (*ZEBA, 1998*) bei verbesserter Modellierung wünschenswert.

Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass Modellrechnungen nur beschränkt auf die Realität übertragbar sind, da lokale Gegebenheiten (Siedlungsstruktur im Einzugsgebiet, Lage der

Anlagen, Sammelkonzept, Logistik etc.) einen grossen Einfluss auf die ökologischen Folgen der Einsammlung haben können. Zudem können weitere Faktoren das Resultat beeinflussen: In der Schweiz wird beispielsweise Abfall wegen schlechter Auslastung von einzelnen Verwertungsanlagen und daraus folgender wettbewerbsverzerrender Preispolitik unter Umständen über sehr weite Distanzen transportiert.

Ein gewisser Mehraufwand ist bei der getrennten Sammlung zu erwarten. Da der Mehraufwand jedoch nicht bekannt und gleichzeitig umstritten ist, wurde in der Ökobilanz davon ausgegangen, dass in erster Näherung der Sammelaufwand bei einfacher Sammeltour nicht signifikant kleiner sei als bei getrennter Sammlung. Diese Annahme benachteiligt die KVA um maximal einen Drittel der ökologischen Kosten des Sammelaufwands.

Kompost ausbringen: Der Aufwand zum Ausbringen des Komposts auf das Feld wurde nicht bilanziert. Der Kompost substituiert entweder Mist oder Gülle mit vergleichbarem Ausbringaufwand oder Mineraldünger, welche zwar mit einem kleineren Aufwand auf dem Feld verteilt werden können, jedoch über sehr große Distanzen zum Feld transportiert werden müssen. Wenn man einen vergleichbaren Effekt, wie mit dem Ausbringen von Kompost, erzielen möchte, müsste zudem zusätzlich zum Mineraldünger organische Substanz (Torf- und Erdensubstrate) auf dem Feld ausgebracht werden. Dies würde i.d.R. einen Transportaufwand bedingen, welcher um ein Mehrfaches über jenem vom Kompostwerk zum Feld liegt (vgl. Abschnitt Systemgrenzen). Gleichzeitig wären auch ökologische Kosten beim Torfabbau etc. zu bilanzieren. Daher wurde der Aufwand "Dünger ausbringen" dem Pflanzenbau alloziert.

Bei der KVA wurde der Schlackentransport zur Deponie bilanziert. Die Schlacke ist im Gegensatz zu Kompost ein Abfall, welcher entsorgt werden muss, und nicht ein Rohstoff für einen neuen Prozess. Da die Schlacke im Vergleich zum nassen biogenen Abfall nur noch ein unbedeutendes Gewicht aufweist, ist dieser Aufwand allerdings relativ klein.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die bilanzierten Transporte - wenn überhaupt - die KVA höchstens unwesentlich benachteiligen.

Gesamtleistungen

In dieser Arbeit wurde versucht, nach bestem Wissen und Gewissen Abbaupfade für biogene Abfälle bezüglich ihrer Umwelteinflüsse möglichst umfassend zu vergleichen. Die Verfasser sind sich bewusst, dass das Resultat einer Ökobilanz infolge der vielschichtigen Zusammenhänge und natürlich auch der notwendigen Bewertungsschritte nie ganz genau sein kann. Fehleinschätzungen oder Unterlassungen können nie ganz ausgeschlossen werden: So wurde beispielsweise nach Abschluss der Rechenarbeiten realisiert, dass beim Betrieb die Bilanzierung von Schmiermitteln bei mobilen Maschinen verloren ging oder dass der Aufwand für den Abbruch der Anlagen nur ungenügend bilanziert wurde. (Letzteres würde speziell technisch aufwendige Anlagen wie KVA, KG und VG zusätzlich belasten). Über die ganze Arbeit betrachtet sind jedoch bis dato keine grösseren Unterlassungen, Vereinfachungen oder Fehler bekannt, welche die Aussagen des Gesamtergebnisses grundlegend in Frage stellen würden.

Wesentlich ist die Tatsache, dass - zumindest innerhalb der biotechnologischen Verfahren - bei praktisch allen Sensitivitäten und mit den beiden sehr unterschiedlichen Bewertungstools fast ausnahmslos dasselbe Ranking resultierte - wenn auch mit unterschiedlichen Abständen zwi-

schen den einzelnen Verfahren. Dies zeigt auf, dass die **Resultate stabil sind und nicht als Zufallstreffer gewertet werden dürfen.**

Am besten gegenüber sämtlichen anderen Verfahren schneidet die Vergärung VN ab, wo der grösste Anteil der biogenen Abfälle vergoren wird (vgl. Abb. 48 und 50). Die kombinierten Verfahren VO und VGrangieren - nicht zuletzt dank der Freisetzung von erneuerbarer Energie - immer vor den reinen Kompostiervarianten. Obwohl die offene Kompostierung (KO) stark durch die gasförmigen Emissionen belastet wird, zeigt sie gegenüber einer voll geschlossenen, technisch aufwendigen Anlage (KG) in allen Sensitivitäten eine doch noch etwas tiefere Gesamtbelastung.

Im Vergleich zur KVA sind die kombinierten Verfahren wohl tendenziell als vorteilhaft einzustufen, obwohl sie bei der vollen Belastung der Schwermetalle "in Boden" nach UBP eine höhere Punktzahl erreichen. Die reinen Kompostierverfahren sind je nach Bewertungstool und Sensitivität mit der KVA gleichauf oder zeigen höhere Belastungen (Abb. 50). Nur die reine Vergärung präsentiert sich in den meisten Fällen - zum Teil ganz deutlich - besser als die KVA.

In den vorhergehenden Abschnitten wurde die Zuverlässigkeit und Aussagekraft von allgemeinen Annahmen und Aussagen innerhalb von Wirkungskategorien diskutiert. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die KVA eventuell bei der Abfalleinsammlung etwas benachteiligt und bei der Anlagenentsorgung etwas bevorzugt wurde. Die biotechnologischen Verfahren wurden hingegen gegenüber der KVA insgesamt benachteiligt, da sie spürbar besser abschneiden würden, wenn u.a. die Kompostqualität besser erfasst werden könnte. Innerhalb der biotechnologischen Verfahren sind die Gärvarianten und/oder geschlossenen Verfahren gegenüber den Kompostierverfahren und/oder offenen Varianten allgemein eher benachteiligt worden (vgl. verschiedene Punkte im Diskussionsteil). Gegenüber der KVA wurden die Gärvarianten durch die Annahme, die produzierte Wärme könne nicht genutzt werden, relativ stark benachteiligt. In der Schweiz sind Gäranlagen ähnlich VN in Betrieb, welche die Abwärme ganz oder teilweise nutzen und in einer Bilanz mit den entsprechenden Gutschriften versehen werden müssten (Anlagen Seeland, Rümlang).

Die vorausgegangenen Überlegungen sprechen daher dafür, dass die biotechnologischen Verfahren, und unter ihnen jene mit möglichst hohem Gäranteil, gegenüber der KVA zusätzlichen Boden gutmachen würden. **Die Ökobilanz spricht damit klar für eine biotechnologische Abfallverwertung mit einem möglichst hohen Gäranteil in einer geschlossenen Anlage mit Abluftreinigung.**

Energetischer Vergleich

In der Ökobilanz wurde UCPTE-Strom, d.h. ein durchschnittlicher, europäischer Strommix bilanziert. Der europäische Strommix ist stärker umweltbelastend als der schweizerische Strommix, wo Hydroenergie neben Atomstrom den Hauptteil der Produktion ausmacht. Beim UCPTE-Mix wird beispielsweise durchschnittlich 497g CO₂ pro kWh emittiert, da ein grosser Anteil der Elektrizität mit fossilen Energieträgern thermisch produziert wird. Die (auch entsprechend teurere) Elektrizität setzt damit pro Kilowattstunde höhere CO₂-Emissionen frei als fossile Energieträger bei rein thermischer Nutzung. Beim schweizerischen Durchschnitt kann diese Emission (abhängig von Jahres- und Tageszeiten) rund zehnmal kleiner sein als im europäischen Strommix (*Ménard et al., 1998*).

Frischknecht, 1998b unterscheidet zwischen beschreibender und entscheidungsorientierter Analyse. Die vorliegende Ökobilanz ist der zweiten Kategorie zuzuordnen, welche auf die zukünftige Entscheidungsfindung hin orientiert ist. Das heisst, es ist weniger zu untersuchen und zu beschreiben, woher die Fremdenergie der verglichenen Anlagen zur Zeit der Datenerhebung bezogen wurde, sondern abzuschätzen, welche Auswirkungen der Einsatz der einen oder anderen Technologie in Zukunft haben wird.

Die Globalisierung ist heute auch im Strommarkt eine Tatsache. Es wurde daher mit dem UCPTE-Elektrizitäts-Mix gerechnet: Wenn in Zukunft eine neue Anlage gebaut wird, verursacht diese einen zusätzlichen Strombedarf. In der Schweiz sind dem Ausbau der Wasserkraft nicht zuletzt auch aus Umweltgründen enge Grenzen gesetzt. Ebenfalls sind keine weiteren Atomkraftwerke in Planung. Die Schweiz ist eng in den europäischen Strommarkt eingebunden. Mit der Liberalisierung des Strommarkts wird daher zusätzlich notwendige Energie (möglichst kostengünstig) in umliegenden europäischen Ländern bezogen werden, bzw. es wird allenfalls weniger "sauberer" Schweizer Strom ins Ausland exportiert werden. Wenn andererseits Gäranlagen erneuerbare Elektrizität ins Netz einspeisen, kann dadurch die Erzeugung von umweltbelastender Energie im Ausland reduziert werden. Nutzung und Erzeugung von Strom führen daher so oder so zu einer indirekten Beeinflussung der CO₂- und Umweltbelastung in der Schweiz, indem die ausländische Stromproduktion beeinflusst wird. Derselben Argumentation folgen Müller et al. in einer Arbeit zur Energie- und CO₂-Bilanz im Klärschlamm (*BUWAL, 1998b*).

Weitere Überlegungen zur energetischen Situation wurden bereits im Resultateteil angestellt und dort auch diskutiert. Es kann abschliessend noch ergänzt werden, dass die energetische Situation eine sehr wichtige - wenn nicht oft die wichtigste - Rolle bei der Beurteilung der Umwelteinwirkungen von technischen Prozessen spielt. Ein sehr grosser Teil der Umweltbelastungen wird durch die Nutzung von (nicht-erneuerbarer) Elektrizität verursacht. Trotzdem zeigen die Resultate des energetischen Vergleichs, dass eine rein energetische Betrachtung für eine Beurteilung der gesamten Umwelteinflüsse nicht ausreichend ist (vgl z.B. Abb. 50 mit 51): Ein rein energetischer Vergleich kann zwar erste Anhaltspunkte bezüglich des Umweltrankings geben, kann jedoch nicht die Ausarbeitung einer Ökobilanz ersetzen.

Ökonomischer Vergleich

Biotechnologische Verfahren

Abbildung 58 zeigt die Nettokosten der Behandlung biogener Abfälle für die verschiedenen Verwertungswege. Die biotechnologischen Verfahren wurden bereits früher ökonomisch verglichen (*Edelmann et al.*, 1991 und 1993b). Die spezifischen Verarbeitungskosten für eine offene Kompostierung beliefen sich damals bei 10'000 t/a total auf Fr. 149.-, bzw. ohne Landerwerb bei 3'000 t/a auf Fr. 171.-. Die Gärvariante VN lag im Bereich zwischen 140.- und 150.- Fr/t. Die voll geschlossene Kompostierung kostete durchschnittlich rund 200.- Fr./t.

Unter damaligen ökonomischen Rahmenbedingungen rechnete man mit anderen Zinssätzen; man ging bei der offenen Kompostierung von einem grösseren Landbedarf und Landpreisen von 300.-/m² aus. Die Fläche der Vergärung wurde eher knapp bemessen. Zudem wirkten sich unterschiedliche Abschreibungsdauern bei Kompostierung und Vergärung aus: Man ging von der Annahme aus, dass die aggressive Atmosphäre unter Präsenz von Säuren, Wasser(-dampf) und Sauerstoff bei der Kompostierung zu einer kleineren Lebensdauer des Anlageteils führe (Boxen 15a, Grossmiete 12 a; vgl. dazu auch die Abbildungen 2, 3 und 37). Bei der Vergärung, wo der Abbauschritt ohne Sauerstoffzutritt im geschlossenen Behälter abläuft, rechnete man wegen kleinerer Korrosion mit 16 Jahren Lebensdauer (*Edelmann et al.*, 1993b).

Hier wurde bei allen biotechnologischen Verfahren dieselbe Abschreibungsdauer angewendet, obwohl die oben erwähnte Überlegung - welche die Gärverfahren gegenüber der Kompostierung etwas bevorzugen würde - durchaus vertreten werden könnte. Grundsätzlich können Kostenvergleiche in dieser Art nur modellhaft geführt werden und es ist jeweils Aufgabe der Modellbildner, Annahmen zu treffen, welche Resultate hervorbringen, die möglichst nahe an die realen Kosten zu liegen kommen. Eine abschliessende Aussage über die effektiven Kosten lässt sich erst am jeweiligen Praxisbeispiel unter Berücksichtigung der dort üblichen Rahmenbedingungen erreichen.

M. Auksutat (1999) kommt in einer Arbeit über die Kostenstrukturen von Kompostierung und Verbrennung für eine Tunnelmiete (welche mit der hier untersuchten Kanalrotte KG vergleichbar ist) bei 10'000 t/a auf spezifische Behandlungskosten von rund 200 DM/t. Anlagen mit Wandertafelmieten liegen in derselben Kostenklasse. Die hier erhobene Anlage liegt damit - unter Berücksichtigung der etwas günstigeren Produktionskosten und den deutlich tieferen Personalkosten in Deutschland - mit 230.- Fr/t nur leicht höher. Es wurde bereits weiter oben darauf hingewiesen, dass beim untersuchten Werk eventuell noch gewisse Einsparmöglichkeiten bestanden haben könnten. Eine Anlage mit einer Verarbeitungskapazität von 10'000 t/a wird in Deutschland eher als Kleinanlage betrachtet; Verarbeitungskapazitäten von 20 - 60'000 t/a sind verbreitet anzutreffen, was die reinen Verarbeitungskosten (excl. Transport) deutlich senkt (*ibidem*). Wo hingegen die optimale Grösse unter Berücksichtigung ökologischer Aspekte liegt, wird leider nicht diskutiert. *Widmann (1999)* ermittelte in Deutschland mit höheren Zinssätzen Kosten von DM 194.-/t für die Vergärung von 25'000 t/a.

Schleiss, 2000 untersucht in seiner Dissertation verschiedene Praxisanlagen im Kanton Zürich, z.T. auch mit kleineren Verarbeitungskapazitäten. Die offene Kompostierung liegt ohne Landkosten im Durchschnitt bei 120-125.-Fr/t. Die landwirtschaftliche Feldrandkompostierung im

Nebenerwerb verursacht deutlich höhere Kosten und liegt etwa zwischen KO und KG. Dies deckt sich mit Untersuchungen im Kanton Bern (*Duss, 1995*), wo Kosten von durchschnittlich knapp 200.- Fr/t ermittelt wurden.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die offene Kompostierung mit rund 130 Fr/t etwas günstiger ist als Verfahren mit einem (integrierten) Gärtel, welche Verarbeitungskosten im Bereich um 150 Fr/t verursachen (Abb.58). Die automatisierte, voll geschlossene Kompostierung ist spürbar teurer und liegt normalerweise über 200 Fr/t. Die offene Kompostierung ist zwar betriebswirtschaftlich am kostengünstigsten, kann aber wegen möglicher Geruchsemissionen an verschiedenen Standorten und/oder mit nassen, leicht abbaubaren Fraktionen nicht zum Einsatz kommen.

Aus volkswirtschaftlicher Sicht ist unter Berücksichtigung der ökologischen Folgekosten die Vergärung eindeutig am kostengünstigsten. Wie weit allerdings Fraktionen, die sich leicht dem jeweils sinnvollsten Betriebstyp zuteilen liessen, auch in die entsprechenden Anlagen gelangen, ist zumindest heute noch fraglich; allzu oft spielen ein kurzfristiges (und kurzsichtiges) Rentabilitätsdenken und/oder strategische Überlegungen bei der Wahl eines Entsorgungswegs die entscheidende Rolle.

Wie bereits erwähnt, schützen ausgeklügelte Kostenmodelle und detaillierte Rentabilitätsrechnungen zu Baubeginn nicht vor Überraschungen. Es könnte beispielsweise (mit einer recht hohen Wahrscheinlichkeit) eintreten, dass der Energiepreis in Zukunft deutlich stärker ansteigen wird, als die allgemeine Teuerung. Dies würde die Kostenstruktur zugunsten jener Verfahren verschieben, welche möglichst viel erneuerbare Energie freisetzen.

Kehrichtverbrennung

Unter denselben ökonomischen Randbedingungen, wie bei den biotechnologischen Verfahren, liegen die Verarbeitungskosten von nicht separat gesammeltem Kehricht in der KVA ohne Energieerlös und ohne Kosten für die Einsammlung bei rund 300 Fr/t (Abb. 57). In der Schrift "Kostenstruktur schweizerischer Kehrichtverbrennungsanlagen" (*BUWAL, 1996b*) sind die Kosten von sechs bestehenden Anlagen ermittelt worden. Dabei variieren die Kosten pro verbrannte Tonne von minimal Fr 151.70 bis maximal Fr. 345.40. Diese sechs Anlagen weisen allerdings nicht denselben technischen Entwicklungsstand auf, wie die hier berechnete Anlage.

Böhi und Stahel (1993) beziffern die spezifischen Betriebskosten einer Anlage auf rund 365 Fr/t bei 100'000 t/a Verarbeitungskapazität. *Auksutat (1999)* rechnet unter deutschen Verhältnissen bei einer Verbrennungsanlage für 100'000 t/a mit Rostfeuerung und trocken/nasser Rauchgasreinigung mit spezifischen Behandlungskosten von 305 DM/t. Im Kanton Zürich betrugen die durchschnittlichen KVA-Annahmetarife 1995 rund Fr.315.-/t (schwankend zwischen Fr. 247.- und 386.-/t), wobei die Werke mit Entstickungsanlagen ausgerüstet waren (*AGW, 1996*); diese Anlagen wurden jedoch durch den Bund zwischen 1988 und 1995 mit 20% der Investitionskosten subventioniert. Wenngleich von den Annahmetarifen nicht direkt auf die wirklichen Kosten zurückgeschlossen werden kann, kann doch festgehalten werden, dass die hier erhobenen Kosten von rund 300 Fr/t in einer nach neuestem Stand der Technik ausgerüsteten Anlage sicher nicht zu hoch angesetzt worden sind.

Nach Angaben der Planer (*Garfein, 1998*) kann bei biogenen Abfällen mit einem Erlös aus dem

Energieverkauf von rund 21.- Fr/t gerechnet werden. Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass der Heizwert von nassen biogenen Abfällen nur etwa einem Drittel desjenigen von Gesamtmüll entspricht, ist dieser Betrag eher als hoch einzustufen. Gemäss *BUWAL (1996b)* lag der mittlere Erlös bei Verbrennung von Gesamtmüll bei knapp 36.- Fr/t, wobei in diesem Fall der Erlös auch die Energiemenge, die zum Eigenbedarf benötigt wurde, umfasste. Der Nettoerlös durch externen Wärmeverkauf dürfte für Gesamtmüll bei weniger als der Hälfte gelegen haben. Im Kanton Zürich konnte 1997 84% der im Abfall steckenden Energie nutzbar gemacht werden; es wurde jedoch - vornehmlich aus wirtschaftlichen Gründen - davon nur die Hälfte genutzt. Nur 7% der im Abfall enthaltenen Energie konnte schliesslich extern verkauft werden (*AWEL, 1998*). Heute dürfte leicht mehr verkauft werden, da das Fernheiznetz der Stadt Zürich in Ausbau begriffen ist (*Stadt Zürich, 1999*).

Wie bereits im Resultateteil erwähnt wurde, würde eine zweite Ofenlinie die spezifischen Kosten der KVA nochmals um rund 10% anheben (*Garfein, 1998*). Es kann daher zusammenfassend festgehalten werden, dass die Kosten der Kehrichtverbrennung eher konservativ eingesetzt wurden. Die Kehrichtverbrennung verursacht demzufolge signifikant höhere spezifische Kosten als die biotechnologischen Verfahren.

Ob die tatsächlichen Kosten sich allerdings in den Annahmepreisen voll niederschlagen, ist jedoch in verschiedenen Fällen fraglich. Zumindest zur Zeit, d.h. vor Inkrafttreten des Deponieverbots, besteht in der Schweiz eine Überkapazität für die Verbrennung. In der Studie zur Abfallbewirtschaftung im Kanton Zürich (*AGW, 1996*) wird ernsthaft vorgeschlagen, “den Zürcher KVA vermehrt ausserkantonale Abfälle zuzuführen (z.B. 140'000 t aus den Kantonen Graubünden und Tessin)”¹⁴, um so die spezifischen Behandlungskosten zu senken. Die Annahmepreise werden zudem durch Subventionen verzerrt, welche z.B. in den Kantonen SG, GR, GL und AG durchschnittlich 43% der Investitionskosten ausmachen (*ibidem*). Es scheinen Fälle vorzukommen, wo nach Deckung der Grenzkosten zusätzliche Abfälle zu spürbar tieferen Preisen angenommen werden. Die Gefahr besteht demzufolge real, dass eine ökologisch sinnvolle Bewirtschaftung der biogenen Abfälle durch eine Verzerrung des Wettbewerbs und durch den Zwang zur Auslastung von Verbrennungsanlagen behindert wird. Wenn biogene Abfälle zu sehr günstigen, nicht kostendeckenden Preisen in bestehenden, älteren Anlagen verbrannt werden, ist wahrscheinlich im Vergleich zur vorliegenden Ökobilanz mit deutlich grösseren ökologischen Folgekosten zu rechnen (*BUWAL, 1998d*). Wie weit diese ökologisch fragwürdige Lösung vertretbar ist, wird hier nicht diskutiert.

3 In diesen Fällen ist allein schon die Kantonsgrenze teilweise weit über 100 km von der KVA entfernt, was die Diskussion von Transport- und Einsammeldistanzen zumindest stark relativiert.

Kosten der Einsammlung

Bei einer durch Basler + Partner durchgeführten Studie (*AGW, 1996*) wurde festgestellt, dass die Sammel- und Transportkosten im Kanton Zürich etwa einen Drittel der Entsorgungskosten ausmachen, jedoch sehr stark streuen: sie variierten je nach Gemeinde zwischen Fr. 72.-/t und Fr. 341.-/t. Aktuelle Kehrachtsammelpreise (inkl. Logistikkosten) sind im Leitfaden "Optimierung der Kehrachtlogistik in der Gemeinde" (*AWEL 1998b*) beschrieben: Bis Fr. 150.-/t bestehe "nur" ein mittlerer Handlungsbedarf bezüglich einer Optimierung, bei höheren Kosten ein grosser. Basler + Partner (*AGW, 1996*) sehen die Möglichkeit, die Sammelkosten bei einer konsequenten Optimierung auf durchschnittlich Fr. 87.-/t zu reduzieren. Im Kanton Zürich entsprach 1997 das separat eingesammelte Grüngut 16,9% der Abfallmenge, bzw. 67 kg/Einwohner und Jahr (*AWEL, 1998a*). Leider sind keine Kostenvergleiche für Separateinsammlungen bekannt, welche (unter optimierter Logistik) die Veränderung der Kostenstruktur gegenüber einfacher Einsammlung dokumentieren würden.

In einer Studie von *Arnet et al. (1998)* wurde das Entsorgungssystem der Stadt Zug untersucht: In der Stadt Zug wurden pro Einwohner und Jahr 168,9 kg Grüngut und Küchenabfälle separat eingesammelt. Dazu kamen noch 40,9 kg/Einw.a, welche auf der Anlage "Allmig" (VG) direkt angeliefert wurden, was die separat behandelte Grüngutmenge auf rund 210 kg/Einwohner und Jahr ansteigen liess. Der Kanton Zug besitzt ein sehr weit entwickeltes Recyclingsystem, welches Abfuhr, Quartiersammelstellen und sogenannte "Ökihöfe" kombiniert. Es darf als das am weitesten fortgeschrittene System der Schweiz betrachtet werden. 1997 wurden pro Einwohner und Jahr im Kanton Zug nur noch 142 kg Restmüll im (gebührenpflichtigen) grauen Sack eingesammelt. Der Anteil an Organik betrug im grauen Sack durchschnittlich nur noch 27 kg/Einw.a (*Edelmann, Ilg, 1997*). Ein Vergleich der Kosten des aktuellen Systems mit demjenigen für eine Abfuhr ohne Separierung und bei Verbrennung in der KVA zeigte, dass die Bruttokosten bei heutigem System nur etwa 60% der Kosten betragen, welche ohne Recycling anfallen würden. (Unter Bruttokosten werden die Kosten vor Abzug der Sackgebühr und anderen Erlösen verstanden, *Arnet et al., 1997*). Wie bereits weiter oben im Abschnitt zum Transportaufwand erwähnt wurde, wird in Zug der Zusatzaufwand für die Grünabfuhr als sehr klein betrachtet (*Stutz, 1999*).

Wenn man für einen Kostenvergleich einmal von der Annahme ausgeht, dass eine nicht getrennte Sammlung für rund Fr. 100.-/t bewerkstelligt werden könne und dass bei einer getrennten Sammlung Mehrkosten von Fr. 40.-/t anfallen würden, liegen die Entsorgungskosten via KVA inkl. Erlöse bei knapp 400.-Fr/t (vgl. Abb. 58). Die totalen Kosten der (in vorliegenden Fall etwas teuren) geschlossenen Kompostierung steigen beinahe auf dieselbe Höhe. Sämtliche übrigen biotechnologischen Verfahrenskosten jedoch zwischen 80.- und 120.-Fr/t weniger als die Verbrennung.

Dieser Vergleich ist allerdings sehr grob. Die Kosten hängen - wie aus den vorgängigen Ausführungen ersichtlich wurde - sehr stark ab vom gesamten Abfallbewirtschaftungskonzept (Hol-/Bringsystem etc.), Grösse und Standort der Anlagen und der Optimierung der Einsammellogistik. Es kann jedoch festgehalten werden, dass sowohl die Gärvarianten wie auch die offene Kompostierung auch unter ungünstigen Rahmenbedingungen billiger sind als die Verbrennung in der KVA.

Schlussfolgerungen

Verfahrensvergleich

Wie in den vorangegangenen Unterkapiteln des Diskussionsteils dargelegt wurde, ist sowohl bei den ökologischen als auch bei den ökonomischen Betrachtungen die KVA gegenüber den biotechnologischen Verfahren in der Mehrheit der verglichenen Punkte eher bevorzugt behandelt worden. In der Ökobilanz sprechen zudem mehrere Überlegungen dafür, dass geschlossene und anaerobe Verfahren gegenüber offenen und aeroben Verfahren tendenziell benachteiligt wurden. Die Rangfolgen, welche sich sowohl beim ökologischen als auch beim ökonomischen Vergleich ergeben haben, gewinnen dadurch zusätzlich an Aussagekraft. Folgende Erkenntnisse können zusammenfassend festgehalten werden:

Ökologischer Vergleich:

- Aus dem ökologischen Blickwinkel ist die **voll geschlossene Vergärung** mit Nachrotte VN **das vorteilhafteste Verfahren**. Es folgen kombinierte Verfahren zur Vergärung und Kompostierung; sie sind der reinen Kompostierung oder der Verbrennung der feucht/nassen biogenen Abfälle in der KVA vorzuziehen.
- Die **geschlossene Kompostierung** ist aus Sicht der Umweltbelastung vorwiegend wegen dem hohen (energetischen) Betriebsaufwand **das ungünstigste Verfahren**. Die KVA zeigt - nicht zuletzt wegen der Möglichkeit der Nutzung von erneuerbarer Energie - i.d.R. eine spürbar bessere Gesamtperformance als die voll geschlossene, automatisierte Kompostierung, welche auch aus Sicht der Kosten kaum grosse Vorteile gegenüber der KVA bringt.
- Die **offene Kompostierung** ist aus ökologischer Sicht **mit der KVA vergleichbar** - unter der Einschränkung, dass einerseits die neben Methan auftretenden, flüchtigen Kohlenstoffverbindungen (NMVOC) in der Ökobilanz nicht berücksichtigt worden sind; andererseits wurde aber auch die organische Substanz im Kompost nicht mit Gutschriften bedacht.
- Die gasförmigen **Emissionen von Methan** spielen - neben Ammoniak - bei den biotechnologischen Verfahren eine **sehr gewichtige Rolle**: Die Messreihen auf Praxisanlagen deuten darauf hin, dass die Methanemissionen bei den Kompostierungsschritten spürbar höher sind, als bislang angenommen wurde. Neben der geschlossenen Kompostierung setzen insbesondere auch Gärverfahren, bei welchen nur noch ein relativ kleiner Anteil des Abbaus ausserhalb des Biogasreaktors stattfindet, relativ große Methanmengen frei; diese übertreffen kurzfristig sogar den Treibhauseffekt des biogenen CO₂ der KVA, wo als Folge der vollständigen Verbrennung die doppelte Kohlenstoffmenge als Gas freigesetzt wird.
- Bei den biotechnologischen Verfahren besteht ein grosses **Verbesserungspotential bei den Emissionen in die Luft**: Methanemissionen können verringert werden, indem durch geeignete Rotteführung möglichst rasch für möglichst aerobe Zustände gesorgt wird. Daneben deuten gewisse Beobachtungen darauf hin, dass Methan auch bis zu einem gewissen Grad in einem Biowäscher oder Biofilter abgebaut werden kann.
- Neben den Methanemissionen sorgen vor allem die **Ammoniakemissionen** für hohe Belastungen bei den offenen biotechnologischen Verfahren. Die Ammoniakemissionen können durch abgeschlossene Verfahren mit Biofilter drastisch verkleinert werden.
- Speziell wegen den gasförmigen Emissionen ist die **offene Kompostierung zur Behandlung nass/feuchter, leicht abbaubarer Abfälle nicht zu empfehlen**. Die Emissionen sind nicht nur störend wegen den dabei auftretenden Gerüchen, sondern belasten gleichzeitig auch die

Umwelt relativ stark in verschiedenen Wirkungskategorien.

- Da die in dieser Studie erhobenen Messwerte der Methanemissionen jahreszeitlich und je nach Rottestadium relativ stark streuten, sind **weitere Messkampagnen** notwendig, um statistisch aussagekräftigere Resultate zu erhalten. Dabei sollte auch die Möglichkeit der Methanreduktion im Biofilter wie auch die Emissionen der dezentralen Kompostierung im Hausgarten und im Quartier untersucht werden.
- Vergleichbar sind nur Prozesse, welche Produkte mit zumindest vergleichbaren inhärenten Eigenschaften erzeugen. Bei den biotechnologischen Verfahren ist das Hauptprodukt Kompost. Da in der KVA kein vergleichbares Produkt entsteht, wurde den biotechnologischen Verfahren eine Gutschrift zugeordnet: Diese **Nährstoffgutschrift** umfasste nur den Aufwand, welcher zur Herstellung der Makronährstoffe in Form von Mineraldünger notwendig ist. Allein bei diesem Teilaspekt der Kompostqualität entspricht der aufsummierte Einfluss der Mineraldüngerproduktion, welcher nötig wird, wenn kein Kompost produziert wird, beispielsweise rund einem Drittel der gesamten Umweltbelastung Vergärung mit geschlossener Kompostierung (VG).
- Dem Einfluss der **Kompostqualität** muss daher eine sehr grosse Beachtung geschenkt werden: Neben den Nährstoffgutschriften besteht noch eine ganze Palette von weiteren Vorteilen, welche in der vorliegenden Untersuchung mangels Daten nicht berücksichtigt werden konnten (Kohlenstoffverbindungen, welche eine sehr wichtige Rolle für den Boden spielen; Mikronährstoffe, etc.). Alle diese wichtigen Komponenten gehen bei der Verbrennung in der KVA verloren und führen zu weiteren Umweltbelastungen, wenn sie von aussen substituiert werden müssen.
- Die heutige Betrachtungsweise konzentriert sich auf die im Kompost vorhandenen **Schwermetallkonzentrationen** ohne dabei zu berücksichtigen, dass auch von neuem Schwermetalle freigesetzt werden, wenn als Ersatz für Kompost Mineraldünger hergestellt und eingesetzt, sowie Strukturmaterialien herangeschafft werden müssten. Man kann davon ausgehen, dass aus Sicht einer Stoffflussanalyse die biotechnologischen Verwertungsprozesse selbst nur zu einem kleinen Teil zur Schwermetallfracht des Kompostes beitragen. Ziel einer Kreislaufpolitik muss daher sein, die bedeutenden diffusen Einträge von Schwermetallen in die noch unbehandelten biogenen Abfälle zu reduzieren.

Energetischer Vergleich

- Die **Energiedifferenz** zwischen den beiden Extremen “voll geschlossene Kompostierung” und “Vergärung mit Nachrotte” beträgt unter Berücksichtigung des Primärenergieaufwands über 700 kWh/t (Annahme: europäischer Strommix). Für die Behandlung eines Kilogramms Abfall in der voll geschlossenen Kompostierung ist fast eine halbe Kilowattstunde umweltbelastende (Primär-)Energie notwendig. Die im Abfall chemisch gebundene Sonnenenergie geht dabei als Abwärme verloren.
- Die Bereitstellung der entsprechenden Menge von Makronährstoffen in Form von **Mineraldünger** erfordert beinahe 90 kWh/t, wenn kein Kompost hergestellt wird. Dazu kommt noch der Aufwand (Bereitstellung, Transport etc.), wenn kohlenstoffhaltige Bodenverbesserer in Form von Torf oder Erden auf das Feld gebracht werden müssen.

Ökonomischer Vergleich

- Wenn man die rein betriebswirtschaftlichen Kosten betrachtet, ist die **offene Kompostierung am kostengünstigsten**. Die Abfallbehandlung lässt sich bei spezifischen Kosten von rund 125 Fr/t bewerkstelligen, und auch unter Einschluss des Einsammelaufwands liegen die

Kosten deutlich unter 300 Fr./t. Allerdings können dort nur Grünabfälle mit sehr kleinem Küchenanteil geruchsarm verarbeitet werden. Aus volkswirtschaftlicher Sicht schlagen vor allem die relativ grossen Umweltbelastungen aus den Emissionen in die Luft negativ zu Buche.

- Die **Verbrennung** der feucht/nassen Abfälle in einer KVA ist mit oder ohne Berücksichtigung des Einsammelaufwands **teurer als die biotechnologischen Lösungen**, wenn man von der im vorliegenden Fall teuren voll geschlossenen Kompostierung absieht, die ähnliche Kosten wie die KVA verursachen kann. Die übrigen biotechnologischen Verfahren sind auch unter Berücksichtigung eines höheren Sammelaufwandes um 80-120 Fr/t billiger als die Verbrennung in der KVA.

Fazit: Die vorliegenden Resultate sprechen ganz klar für eine zukünftige biotechnologische Verwertung der biogenen Abfälle bei einem jeweils möglichst hohen Anteil an anaerober Vergärung vorzugsweise in eingehausten Verfahren mit Biofilter.

Zukunftsperspektiven

Umfangreiche, eigene Kehrrecht-Untersuchungen (*Edelmann et al., 1991*) haben gezeigt, dass zu Beginn der neunziger Jahre rund 49% des Hausmülls (exkl. Papier) organischer Natur war. Mehr als ein Viertel des Hausmülls war gut gärbare. Heute wird es prozentual eher mehr sein, da die anderen Fraktionen eher vermeidbar und daher eher rückgängig sind. Aus den Haushalten können jährlich etwa 810'000 t gärbare Abfälle erwartet werden. Dazu kommen knapp 400'000 t Industrie- und Gewerbeabfälle sowie etwa 250'000 t feuchte Abfälle aus der Landschaftspflege. Insgesamt fallen in der Schweiz inkl. Rinden jährlich rund 2,5 Mio Tonnen biogene Abfälle an. Der gärbare Anteil machte dabei mit knapp 1,5 Mio t rund 60% aus (*Edelmann, Engeli, 1992*). Einige klar definierte Fraktionen von vorwiegend gewerblichen Abfällen sind heute Ausgangsmaterialien für neue Produkte; so bestehen beispielsweise sinnvolle Entsorgungswege in die Tierfutterproduktion.

Nach *BUWAL (1997)* wurden 1996 in der Schweiz pro Einwohner 57 kg bzw. 450'700 Tonnen vorwiegend pflanzliche biogene Materialien separat eingesammelt und in (semi-)professionellen Anlagen kompostiert. Heute dürften damit etwa 20% der biogenen Abfälle separat erfasst und biotechnologisch verwertet werden. Der Erfassungsgrad ist je nach Region völlig unterschiedlich: Im Kanton Zürich schwankte er 1997 zwischen 27 kg/Einwohner und Jahr in der Stadt Zürich und 114 kg im Bezirk Affoltern (*AWEL, 1998a*). Wie oben bereits erwähnt worden ist, werden im Kanton Zug inkl. Gewerbe und Direktanlieferer Sammelsergebnisse von über 200 kg/Einw.a erreicht.

Die gesetzlichen Grundlagen für eine ökologisch sinnvolle Abfallbewirtschaftung sind schon weitgehend vorhanden. So soll die separate Erfassung der biogenen Abfälle die Abfallmenge in der Kehrrechtverbrennung reduzieren (Abfallkonzept; *BUWAL, 1992*). Im schweizerischen Energiegesetz wird bereits eingangs festgehalten: *Art.1 Ziele: ² Es [das Energiegesetz] bezweckt: a.) Die Sicherstellung einer wirtschaftlichen und umweltverträglichen Bereitstellung und Verteilung der Energie, b.) Die sparsame und rationelle Energienutzung, c.) Die verstärkte Nutzung von einheimischen und erneuerbaren Energien. (Eidgenossenschaft, 1998).*

Die technische Verordnung über Abfälle (TVA) nimmt allerdings noch nicht zur Kenntnis, dass in allen biogenen Abfällen erneuerbare Sonnenenergie in chemischer Form gespeichert ist, welche nutzbar gemacht werden kann. Sie setzt vielmehr auf die dezentrale Kompostierung und damit auf die Delegation von Verantwortung für die Abfallentsorgung an den einzelnen Bürger: *“Art. 7 Kompostierbare Abfälle: ¹ Die Kantone fördern, insbesondere durch Information und Beratung, das Verwerten von kompostierbaren Abfällen in Garten, Hof und Quartier. ² Soweit solche Abfälle nicht in Garten, Hof oder Quartier verwertet werden können, sorgen die Kantone dafür, dass die Abfälle soweit möglich getrennt gesammelt und verwertet werden.” (Eidgenossenschaft, 1990).*

Wieweit eine dezentrale Kompostierung aus ökologischer Sicht eine sinnvolle Lösung sein kann, ist umstritten. *Rösch (1996)* kommt in einer Studie des Forschungszentrums Karlsruhe zum Schluss, dass die Gartenkompostierung im Verfahrensvergleich mit Flächenkompostierung, professioneller Kompostierung, Vergärung und Verbrennung im Umweltranking den letzten Platz belegt. Neben einer schlechten Klimabilanz schlagen vor allem hohe Nähr- und Schadstofffrachten in den Gartenboden sowie unkontrollierte Abwasserversickerung negativ zu Buche. Zu ähnlichen Schlüssen kommen *Dalemo, Oostra (1997)*: Die Hausgartenkompostierung zeigte im Vergleich zu Mietenkompostierung trotz Zugabe von 30% Sägemehl zur Reduktion von Stickstoffverlusten deutlich höhere Werte bei Treibhauseffekt, Eutrophierung, Versauerung und Stickstoffverlust. Vorteile waren nur bei “human health” auszumachen. Ein Vorteil der Hausgartenkompostierung war allenfalls in sehr dünn besiedelten Gebieten mit grossen Transportdistanzen auszumachen.

Zukunftsweisend sind die Gesetze im Kanton Zürich: Im 1995 ergänzten Zürcher Energiegesetz ist explizit festgehalten: *§12 a. FN7 Kompostierbare Abfälle, die nicht dezentral kompostiert werden können, sind unter Ausschöpfung des Energiepotentials in zentralen Anlagen zu marktfähigen Produkten zu verwerten, soweit dies technisch möglich und wirtschaftlich ist (Kt. Zürich, 1983).* Und das Zürcher Abfallgesetz doppelt noch klarer nach: *§2 ... Verwertbare Abfälle werden in der Regel getrennt gesammelt, dafür geeignete Abfälle vergärt oder dezentral kompostiert. (Kt. Zürich, 1994).*

Die energetische Nutzung der biogenen Abfälle in Vergärungsanlagen ist heute technisch machbar, ökologisch vorteilhaft und ökonomisch durchaus konkurrenzfähig mit anderen biotechnologischen Verfahren, beziehungsweise kostengünstiger als die Verbrennung in der KVA. Für die biotechnologische Verwertung der holzreichen Fraktionen bestehen kostengünstige Lösungen der offenen Kompostierung, bei welchen dann dank der im Vergleich zur vorliegenden Studie günstigeren Abfallzusammensetzung spürbar kleinere Emissionen zu erwarten sind. Zudem können holzreiche Fraktionen der energetischen Verwertung in Schnitzelfeuerungen zugeführt oder gärtnerisch genutzt werden. Für nasse Monochargen und andere leicht abbaubare Abfälle eignet sich in ländlichen Gebieten mit kleiner Bevölkerungsdichte die Co-Vergärung (*Edelmann et al., 1998b*), wo mit sehr kleinem finanziellen Aufwand eine bestehende Biogasanlage oder ein Faulturn einer ARA besser ausgelastet wird. In verschiedenen Regionen ist es möglich, verschiedene Abfallfraktionen (Holz, Laub, industrielle Abfälle) getrennt zu erfassen, wenn sie eine gewisse Mindestmenge überschreiten. Für die getrennten Fraktionen lässt sich in der Regel leichter die sinnvollste Behandlungsart finden. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass heute sowohl bezüglich der Zusammensetzung der Fraktionen als auch bezüglich der Verarbeitungsmengen gute Lösungen vorhanden sind, mit welchen die biogenen Abfälle unter ganz unterschiedlichen regionalen Voraussetzungen biotechnologisch und/oder energetisch

verarbeitet werden können. Mögliche Abfallbewirtschaftungskonzepte wurden bereits andernorts diskutiert (z.B. *Edelmann, 1995*).

Die vorliegenden Resultate sprechen dafür, die TVA dem heutigen Kenntnisstand anzupassen und gleichzeitig mit Nachdruck auf einen nicht nur halbherzigen Vollzug in den Kantonen zu drängen. Dadurch könnte die separat eingesammelte Abfallmenge vor allem in dichter besiedelten Gebieten des Mittellandes ohne weiteres verdreifacht werden. So würden die KVA um rund 1 Mio Tonnen Abfall entlastet. Auf Einsparungen in derselben Grössenordnung kommen auch *Arnet et al., (1998)* indem sie Elemente des Recycling-Systems von Zug auf die schweizerischen Verhältnisse übertragen ("Szenario 4: Zug in Schweiz realistisch"): Die Kehrrichtmenge für die Verbrennung sinkt dabei auf 50% des heutigen Werts, wobei dies erst ein Szenarium mit mittelgrosser Entlastung der KVA ist. EMPA und RYTEC kommen in einem Vorabzug einer Studie (*Zeba, 1999*) zum Schluss, dass die Einführung einer getrennten Erfassung und Verwertung von Grünabfällen und von anderen Wertstoffen kurzfristig zwar eine Verteuerung, langfristig jedoch Kosteneinsparungen bringen werden. Die Kosteneinsparungen beruhen hauptsächlich auf der Reduktion von KVA Kapazitäten.

Verglichen mit dem Ausland ist in der Schweiz wahrscheinlich ein eher überdurchschnittliches Umweltbewusstsein vorhanden. Zur Umwelterziehung hat nicht zuletzt auch die Kompostierung sehr viel beigetragen, da an diesem Beispiel das Kreislaufprinzip sehr anschaulich verdeutlicht werden kann. Heute geht es nun darum, auf diesem Bewusstseinsstand aufzubauen und differenzierend weitere Aspekte, wie erneuerbare Energie, Minimierung von Emissionen, Produktqualität und Stoffflussbetrachtungen in geeigneter Form in die öffentliche Diskussion mit einzubringen. Durch solche bewusstseinsbildende Massnahmen wird der Gesetzgeber unterstützt, in Zukunft die Bevölkerung von jenen Lösungen zu überzeugen, welche - unter Beachtung der ökonomischen Rahmenbedingungen - nachhaltig ökologisch sinnvoll sind.

8

Literaturverzeichnis

- AEBERSOLD A. et al. (1993): *Vergären oder Kompostieren*, Abschlussarbeit Nachdiplomstudium Umweltlehre, Universität Zürich, August 1993.
- AMMANN H. (1997): *Maschinenkosten 1998, Kostenelemente und Entschädigungsansätze für die Benützung von Landmaschinen*, FAT-Bericht Nr. 507, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT), Tänikon.
- ANONYMUS (1997): *Überraschung beim Umweltranking*, ENTSORGA-Magazin, 9/97
- AGW (1996): *Kehrichtbewirtschaftung im Kanton Zürich - Ansätze zur Verbesserung der Wirtschaftlichkeit und Akzeptanz*, Studie von E.Basler und Partner i.A. AWEL, Zürich
- ARBI (1998): *Eigene Datenbank der Resultate von Kompostanalytik für Dritte* (unveröffentlicht)
- ARNET M., SIMON F. BACCINI P (1998) *Entsorgungssystem der Stadt Zug - Analyse und Optimierung nach ökologischen und ökonomischen Kriterien*, Diplomarbeit, Abt. VIII, Umweltingenieure, ETH-Z, Zürich
- ATAL (1997) (Amt für technische Anlagen und Lufthygiene) und AGW (Amt für Gewässerschutz und Wasserbau): *Kompost und Energie aus biogenen Abfällen*, AWEL, Zürich
- AWEL (1998a): *Abfallstatistik des Kantons Zürich 1997*, Statistische Berichte des Kantons Zürich, 2/1998, Zürich
- AWEL (1998b): *Optimierung der Kehrichtlogistik in der Gemeinde*, Leitfaden für die Gemeinden, AWEL, Zürich
- AUKSUTAT M. (1999): *Kostenstrukturen der biologischen, mechanisch-biologischen und thermischen Abfallbehandlung*, in: Wiemer K., Kern M. (Ed.) *Abfall-Wirtschaft*, Proceedings des Kasseler Abfallforums: Bio- und Restabfallbehandlung III, Kassel, Baeza Verlag, Witzenhausen, pp. 103
- BAEHR H.D. (1989): *Thermodynamik*, 7.Auflage, Springer Verlag, Berlin
- BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST e.V. (1994): *Methodenbuch zur Analyse von Kompost*, Verlag Abfall Now e.V., Stuttgart.
- BARTON J. (1997) *Developing BPEO for the organic fraction in municipal solid waste focusing on Incineration, composting and anaerobic digestion processes*, in: Stentiford E. (Ed.) *Orbit 97, organic recovery and biological treatment*, pp. 235
- BUWAL (1992a): *Übersicht über bestehende Stofftransportmodelle zur Analyse von Mobilisierungs- und Auswaschungsprozessen von Schwermetallen im Boden*, Schriftenreihe Umwelt, Nr. 165, BUWAL, Bern
- BUWAL (1992b): *Abfallkonzept für die Schweiz*. Schriftenreihe Umwelt Nr. 173, Abfälle, BUWAL, Bern.
- BUWAL (1996a): *Beurteilungswerte von Luftschadstoffen in Ökobilanzen*, Umweltmaterialien, Nr. 48, BUWAL, Bern
- BUWAL (1996b): *Kostenstruktur schweizerischer Kehrichtverbrennungsanlagen*, Umweltmaterialien Nr. 51, BUWAL, Bern
- BUWAL (1997): *Abfallstatistik 1996*, Umweltmaterialien Abfälle, # 90, BUWAL, Bern
- BUWAL (1998a): *Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit, Ökofaktoren 1997*, Schriftenreihe Umwelt #297, BUWAL, Bern
- BUWAL (1998b): *Energie- und CO₂-Bilanz im Klärschlamm*, Mitteilungen zum Gewässerschutz, BUWAL, Bern
- BUWAL (1998c): *Methanemissionen der schweizerischen Landwirtschaft*, Schriftenreihe Umwelt, # 298, BUWAL, Bern.
- BUWAL (1998d): *Die saubere Kehrichtverbrennung: Mythos oder Realität?* Schriftenreihe Umwelt, # 299, BUWAL, Bern.

- BUXMANN K. (1998): *Behandlung von Allokationsproblemen nach ISO/FDIS 14041*, in Frischknecht R., Hellweg S.: *Ökobilanz-Allokationsmethoden - Vorbereitende Unterlagen zum 7. Diskussionsforum vom 24.6.98 an der ETH, ETH-Z/UNK, IWSBN 3-906734-00-5*, pp.3-10.
- CANNON C. (1997): *Life cycle analysis and sustainability moving beyond the three R's - Reduce, Reuse and Recycle - to P''R'' - Preserve, Purify, Restore and Remediate*, in: Stentiford E. (Ed.) *Orbit 97, organic recovery and biological treatment*, pp. 251
- CHASSOT M. CANDINAS T. (1998): *Ökobilanz verschiedener Entsorgungsmöglichkeiten für Klärschlamm*, gwa 7/98, pp.544
- DALEMO M., SONNESON U., BJORKLUND A., FROSTELL B. et al. (1997): *ORWARE - a simulation Model for organic waste handling systems*, part 1: model description, Swedish University of Agricultural Sciences, Dept. Agricultural Engineering, Uppsala
- DALEMO M., OOSTRA H. (1997): *The ORWARE model: results from a case study in Sweden*, in: Stentiford E. (Ed.) *Orbit 97, organic recovery and biological treatment*, pp. 263
- DOEDENS H., CUHLS C. (1999): *Emissionen bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung - Parameter, Messtechnik und Bewertung*, in: Wiemer K., Kern M. (Ed.) *Abfall-Wirtschaft, Proceedings des Kasseler Abfallforums: Bio- und Restabfallbehandlung III*, Kassel, Baeza Verlag, Witzenhausen, pp 427.
- DUSSF. (1995): *Feldrandkompostierung in Münsigen/Rubigen*, Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft, Kt. Bern, GSA, Juni 1995
- ECOBILAN (1996): *Bilan environnemental du traitement des ordures ménagères par incinération, mise en décharge, compostage et méthanisation*. Document de synthèse, Ecobilan report OM.245 to ADEME, Ecobilan, Paris.
- EDELMANN W., ENGELI H., PFIRTER A., SCHLEISS K., KULL T. et al. (1991): *Vergärung biogener Abfälle aus Haushalt, Industrie und Landschaftspflege*, Schriftenreihe des Bundesamts für Energiewirtschaft # 47, BEW, CH-3003 Bern (108 Seiten)
- EDELMANN W., ENGELI H. (1992): *Potenzial, Verfahrenstechnik und Kosten der Vergärung biogener Abfälle*, in: Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, #51: Kalte Verfahren der Abfallbehandlung, Müllvergärung und Biomüllkompostierung, pp.7-23, Erich Schmidt Verlag Bielefeld.
- EDELMANN W., ENGELI H., GRADENECKER M., KULL T., ULRICH P. (1993a): *Möglichkeiten der Wärmerückgewinnung bei der Kompostierung*, Forschungsprogramm Biomasse, BEW, CH-3003 Bern (41 Seiten)
- EDELMANN W., ENGELI H., MEMBREZ Y. et al., (1993b): *Vergärung von häuslichen Abfällen und Industrieabwässern*, PACER #724.230d, Bundesamt für Konjunkturfragen, 3003 Bern (68 Seiten)
- EDELMANN W. (1995): *Integration der Anaerobtechnik in Gesamtkonzepte der biologischen Abfallbehandlung*, in: Wiemer K., Kern M. (Ed.) *Abfall-Wirtschaft, Proceedings des 7. Kasseler Abfallforums: Biologische Abfallbehandlung*, 25.-27.4.95, Kassel, Baeza Verlag, Witzenhausen, pp 541-570.
- EDELMANN W. (1996a): *Energie, Materie, Umwelt - Konsequenzen für die Behandlung biogener Abfälle*, in: Novellierung der TA-Siedlungsabfall, ICRC Berlin, Feb. 96
- EDELMANN W., ENGELI H. (1996b): *Biogas aus festen Abfällen und Industrieabwässern - Eckdaten für PlanerInnen*, Bundesamt für Konjunkturfragen, PACER, EDMZ, #724.231 D, Bern (148 Seiten)
- EDELMANN W., ILG M. (1997): *Hausmüllsortierungen in Zug, Sortierungen 1997*, Untersuchungen i.A. des ZEBA, CH-6330 Cham.
- EDELMANN W., BROTSCHI H., JOSS A. (1998a): *Kompostier- und Gäranlage "Allmig" - Betriebsergebnisse und Energiebilanz*, Schlussbericht, BFE, CH-3003 Bern (28p.)
- EDELMANN W., ENGELI H., MOSER C. et al., (1998b): *Co-Vergärung von festen und flüssigen Substraten*, Studie i.A. NEFF und Kanton Bern, BFE-ENET, 3003 Bern (93 S.)
- EDELMANN W., ENGELI H., JOSS A. (1999): *Behandlung von Abwässern aus der Vergärung mit der Membrantechnik*, in P. Wilderer (ed.): 28. Abwassertechnisches Seminar, Technische Universität München, 7.12.1999

- EIDGENOSSENSCHAFT (1990): *Technische Verordnung über Abfälle (TVA)*, EDMZ, Bern
- EIDGENOSSENSCHAFT (1998): *Energiegesetz*, EDMZ, Bern
- ESTERMANN R., HOCHULI K. (1995): *Beurteilung der projektierten regionalen Grüngutverwertungsanlagen in der GKLÜ-Region*, Gutachten i.A. Gemeindeverband für Kehrrichtbeseitigung Luzern und Umgebung (unveröffentlicht)
- ESTERMANN R. (1998): *Test von biologisch abbaubaren Werkstoffen für die Grüngutsammlung*, Kompostforum Schweiz, Büro Composto, Olten
- FAL (1997): *Referenzmethoden der eidg. landwirtschaftlichen Forschungsanstalten*, Band 1 bis 4, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Reckenholz, Zürich.
- FBB (1998): *HMT 22N: Mischgutsollwerte für Heissmischteer und seine Zusammensetzung*, Labor FBB, Hinwil
- FANKHAUSER J., MOSER A. (1983): *Eignung von Biogas als Treibstoff für Landwirtschaftstraktoren*, Schriftenreihe #18, Eidg. Forschungsanstalt für Betriebswirtschaft und Landtechnik, FAT, CH-8355 Tänikon
- FRISCHKNECHT R. (1996): *Ökoinventare von Energiesystemen*, ISBN 3-9520661-1-7, ENET, Postfach, Bern dritte, überarbeitete Auflage) (inkl. großer Datenbank auf CD-ROM)
- FRISCHKNECHT R., HELLWEG S. (1998a): *Ökobilanz-Allokationsmethoden: Modelle aus der Kosten- und Produktionstheorie sowie praktische Probleme in der Abfallwirtschaft - Vorbereitende Unterlagen zum 7. Diskussionsforum vom 24.6.98 an der ETH*, ETH-Z, /UNK, IWSBN 3-906734-00-5, pp.3-10.
- FRISCHKNECHT R. (1998b): *Life cycle inventory analysis for decision making: Scope dependent inventory system models and context specific joint product allocation*, Dissertation ETH-Z, #12599, Zürich
- GAILLARD G., CRETZAZ P., HAUSHEER J. (1997): *Umweltinventar der landwirtschaftlichen Inputs im Pflanzenbau*, FAT Bericht # 46, CH-8356 Tänikon
- GARFEIN L. (1998): *Kosten einer Kehrrichtverbrennungsanlage*, TBF AG, Zürich, (unveröffentlichte Planungsunterlagen).
- GOEDKOOP M. (1995): *The Eco-Indicator 95*, Final Report, NOH, National Reuse of Waste Research Programme (NL), Pré-Consultants, Amersfoort (NL), ISBN 90-72130-80-4
- GRONAUER A., HELM M., SCHÖN H. (1997): *Verfahren und Konzepte der Bioabfallkompostierung - Vergleich - Bewertung - Empfehlungen*, Bayerische Landesanstalt für Landtechnik der TU München-Weihenstephan, BayLfL 139 (130 Seiten)
- HELLMANN B., ZELLES L., PALOJÄRVI A., BAI Q. (1997): *Emission of climate relevant trace gases and succession of microbial communities during open windrow composting*, App. and Env. Mikrobiol., March 1997, pp. 1011
- HELLWEG S. (1997): *Ökobilanz von Schweizer Kehrrichtverbrennungsanlagen*, Arbeitspapier 1/97. Laboratorium für Technische Chemie der ETH Zürich.
- HELLWEG S., MÖSSNER S., HUNGERBÜHLER K. (1999): *Life cycle assessment of thermal waste processes*, Proceedings R99, Band II, pp.16, Geneva.
- HELM M. (1995): *Prozessführung bei der Kompostierung von organischen Reststoffen aus Haushalten*, Schrift 371, KTBL, Darmstadt
- HOFSTETTER P., METTIER T., TIETJE O. (1999): *Ansätze zum Vergleich von Umweltbereichen*, ETH UNS, ISBN 3-906734-06-4
- HUMER M., LECHNER P. (1999): *Compost as a landfill cover material for the elimination of methane emissions*, Proceedings Orbit 99, pp. 503
- IEA (1997a): *Life cycle assessment of anaerobic digestion - a literature review*, Final Report, Resource Development Associates, Interner Bericht, Internationale Energieagentur, 24.9.1997 (17p.)
- IEA (1997b): *Development of a protocol for assessing and comparing the quality of aerobic composts and anaerobic digestats*, Final Report, IEA Energy from Solid Waste Task, march 97
- JUNGLUTH N. (2000): *Pers. Mitteilungen*; Vorabzug der Dissertation: *Umweltfolgen des Nahrungsmittleinkaufs - Beurteilung von Produktmerkmalen auf Grundlage einer modularen Ökobilanz*, UNS ETH-Z, (in Erscheinung)

- KALUNDER W. (1998): *Aeste und Baumschnitt als Energieträger*, Merkblatt zu Energie-Innovation des Aktionsprogramms Energie 2000, Infoenergie, Nordwestschweiz, Aarau
- KANTON ZÜRICH (1983): *Energiegesetz*, Zürcher Gesetzessammlung, Loseblattsammlung (LS), Staatskanzlei Zürich, 19.6.83 (mit nachträglichen Ergänzungen, Stand 3.99)
- KANTON ZÜRICH (1994): *Gesetz über die Abfallwirtschaft (Abfallgesetz)*, Zürcher Gesetzessammlung, Loseblattsammlung (LS), Staatskanzlei Zürich, 25.9.1994 (Stand 3.99)
- KEHRES, B. (1991): *Zur Qualität von Kompost aus unterschiedlichen Ausgangsstoffen*. Dissertation, Gesamthochschule Kassel.
- KEHRES B. (1997): "Über einen Kamm", ENTSORGA-Magazin, 9/97
- KETELSEN K., CUHLS C. (1999): *Emissionen bei der mechanisch-biologischen Behandlung von Restabfällen und deren Minimierung bei gekapselten MBA-Systemen*, in: Wiemer K., Kern M. (Ed.) *Abfall-Wirtschaft*, Proceedings des Kasseler Abfallforums: Bio- und Restabfallbehandlung III, Kassel, Baeza Verlag, Witzenhausen, pp 461.
- KROGMANN, U. (1994): *Kompostierung; Grundlagen zur Einsammlung und Behandlung von Bioabfällen unterschiedlicher Zusammensetzung*. Bonn: Economia Verlag.
- LBL (1996): *Gesamtbetrieblicher Nährstoffhaushalt*, Landwirtschaftliche Beratungszentrale Lindau
- MARB C., DIETRICH G., KÖBERNI M., NEUHL C. (1997): *Vergleichende Untersuchungen zur Kompostierung von Bioabfällen in Reaktoren und auf Mieten: Emissionen, Qualität und Schadstoffe*, Müll und Abfall, 10/97
- MEMBREZ Y., GLAUSER M. (1997): *Evaluation environnementale du Degré de Centralisation d'installations de Méthanisation des Déchets organiques au Moyen d'Ecobilans*, BEW, Bern.
- MENARD M., DONES R., GANTHER U. (1998): *Strommix in Ökobilanzen - Auswirkungen der Strommodellwahl für Produkt- und Betriebsökobilanzen*, PSI-Bericht # 98-17, Paul Scherrer Institut, 5232 Villigen (125 Seiten)
- MÜSKENS J. (1992): *Emissionsgeschehen in Behandlungsanlagen für Bio- und Restabfall*, Proceedings Seminar biologische Abfallbehandlung, 3.-5-11.92, D-Oberpfaffenhofen
- POHL C. (1999): *Auch zu präzise ist ungenau*, Dissertation ETH 13019
- PROCHING U. (1997): *Mittelflussrechnung*, 3. Auflage 1997, Verlag SKV, Zürich.
- ROS M. (1998): *Unsicherheit und Fuzziness in ökologischen Bewertungen und Orientierungen zu einer robusten Praxis der Ökobilanzierung*, Diss. ETH Nr. 12726, Zürich.
- RÖSCH C. (1996): *Vergleich stofflicher und energetischer Wege zur Verwertung von Bio- und Grünabfällen - unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse in Baden Württemberg*, Forschungszentrum Karlsruhe, Wiss. Ber. FZKA 5857
- SCHATTNER-SCHMIDT S., HELM M., GRONAUER A., HELLMANN F. & B. (1995): *Kompostierung biogener Abfälle*, Landtechnik, 6/95 pp.364
- SCHLEISS K. (1998): *Kompostier- und Vergärungsanlagen im Kanton Zürich - Jahresbericht 1997*. Zürcher Daten Service 8090 Zürich.
- SCHLEISS K. (1999): *Kompostier- und Vergärungsanlagen im Kanton Zürich - Jahresbericht 1998*. Zürcher Daten Service 8090 Zürich.
- SCHLEISS K., EDELMANN W. (1999): *Ökobilanz von Strom aus der Vergärung*, Studie i.A. der Arbeitsgruppe Ökostrom des Biogas Forums, Biogas Forum, c/o A. Wellinger, Novaenergie, Täni-kon.
- SCHLEISS K. (2000): *Grüngutverwertung in Kanton Zürich aus ökonomischer und ökologischer Sicht*, Dissertation ETH-Z, (in Druck)
- SMET E., VAN LANGENHOVE H., DE BO I. (1998): *The emission of volatile compounds during the aerobic and the combined anaerobic/aerobic composting of biowaste*, Preprint of a paper submitted to Atmospheric Environment.
- STAHEL G, BÖHIP. (1993): *Die Kosten der Abfallbehandlung*, EWI-Symposium "Moderne Methoden der Abfallentsorgung", 17.6.93, Bern, EWI AG, Zürich
- STOV (1986): *Verordnung über umweltgefährdende Stoffe (Stoffverordnung)*, EDMZ, Bern.
- STUTZ E. (1999): *persönliche Mitteilung (nach Erfahrungen des Zweckverbands für die Bewirtschaftung von Abfällen des Kantons Zug)*, Dr. Emil Stutz, Stadtökologe, Zug

- STADT ZÜRICH (1999): *Geschäftsbericht 1998, Entsorgung und Recycling Zürich*, Entsorgung + Recycling, Amtshaus V, 8023 Zürich
- VAN ZANTEN W. (1998): *Composting versus digestion of biowaste*, CADDET Ren. Energy Newsletter, Sept. 1998
- WALLMANN R. (1999): *Ökologische Bewertung der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung und der Müllverbrennung auf Basis von Energie- und Schadgasbilanzen*, Schriftenreihe ANS, Heft 38, ISBN 3-924618-37-2, April 1999
- WHITE P., FRANCKE M., HINDLE P. (1995): *Integrated solid waste management: A life cycle inventory*, Blackie, London
- WIDMANN R. (1999): *Anaerobic Procedures (Fermentation)*, in: Proceedings ORBIT 99, pp.169 ff.
- ZEBA (1998): *Entsorgungssystem der Stadt Zug - Analyse und Optimierung nach ökologischen und ökonomischen Kriterien, Anhang B: Basisdaten*, Zweckverband der Zuger Einwohnergemeinden für die Bewirtschaftung von Abfällen, Cham
- ZEBA (1999): *Verwertung separat gesammelter Kunststoffe und Grünabfälle im Kanton Zug - Beurteilung aus systemdynamischer Sicht*; Entwurf einer Studie durchgeführt durch Ryttec und EMPA, St.Gallen, Zeba, Cham (noch unveröffentlicht)
- ZIMMERMANN P., et.al. (1996): *Ökoinventare von Entsorgungsprozessen: Grundlagen zur Integration der Entsorgung in Ökobilanzen*, ISBN 3-9520661-0-9, ENET, Postfach, Bern

9

Anhang

Grösse der untersuchten Praxisanlagen

		KG	KO	VG	VO	VN
Verarbeitungsmenge 1998	[t]	12'000	6'200	16'800	12'400	9'200
Vergärungsmenge 1998	[t]	0	0	3'880	2'500	9'200
	%	0	0	23	20	100
Vergärungsmenge in diesem Projekt	[t]	0	0	6'000	4'000	8'500
	%	0	0	60	40	85

Tab. 11: Reale Verarbeitungsmengen 1998 der untersuchten Praxisanlagen

Datenerhebung auf den Anlagen

Zur Erstellung der Sachbilanz wurden auf den Praxisanlagen Daten in den nachfolgend genannten Bereichen erhoben. Auf Grund der Daten wurden die Stoffflüsse für Anlagen mit der Verarbeitungskapazität 10'000 t/a berechnet.

Allgemeine Daten

Lage, Inbetriebnahme, Hersteller und Lieferanten etc.

Verarbeitungskapazität der Anlage

Grundriss, offene und überdeckte/eingehauste Flächen der Anlage

Angaben zum Bau: Aushubvolumen, m³ Beton, t Stahl (Qualitäten), t Teer, Mengen und Qualitäten der übrigen Baustoffe (Aluminium, Kupfer, Zink, Holz, PVC, PP, PE, Isolationsmaterial, etc.)

Investitionskosten:

SFr/t Verarbeitungskapazität

Betriebsdaten der Anlage:

Betriebskosten: SFr/t aufgeteilt nach Kapitalkosten, Maschinenkosten, Personalkosten, Abwasserkosten und übrigen Kosten

Effektive Verarbeitungsmengen in den letzten Jahren

Anzahl Mitarbeiter

Energiebedarf (lt Diesel, kWh Elektrizität, etc.)

Energieproduktion: m³ Biogas, Wärme und Strom aus Verbrennung

Wasserverbrauch in m³ Trinkwasser

Abwasserabgabe in m³, Abwasserwerte CSB, BSB, TOC, NH₄⁺, NO₃⁻ etc.

Belüftung der Anlage in m³/h

Luftemissionen (sofern Daten vorhanden)

Gasmessungen

Die Gasmesswerte an den einzelnen Messstellen sind jeweils Durchschnittswerte von je 100-300 Einzelmesspunkten. Die Emissionswerte wurden den einzelnen Stoffflüssen und Anlageteilen zugeordnet: Bei der Kombination von Vergärung mit geschlossener Kompostierung wurde beispielsweise angenommen, dass 40% (4'000 t/a) der Vergärung unterworfen wird. 76% der in der Biogasanlage abgebauten Kohlenstoffverbindungen dieses Anteils verlassen die Anlage nach der Verbrennung im BHKW als CO₂. 24% des Abbaus erfolgt anschliessend bei der gemeinsamen Kompostierung zusammen mit den verbleibenden 6'000 t/a. Es wurde nun angenommen, dass zwei Drittel des aeroben Abbaus in der Halle erfolge. Der dabei freigesetzte Kohlenstoff wurde entsprechend der Messwerte nach den beiden Biofiltern in CO₂ und CH₄ aufgeteilt. Das dritte Drittel des aeroben Abbaus erfolgt gemäss der Annahmen ausserhalb der geschlossenen Halle in der überdeckten, offenen Nachrotte. Hier wurden auf verschiedenen Kompostmieten Messungen vorgenommen und auf Grund eines gewichteten Mittelwerts die Methan- und CO₂-Emissionen bestimmt. Die für die Bereiche Gärteil, Halle und Nachrotte ermittelten Emissionen wurden schliesslich aufsummiert und ergaben die in Tabelle 3 und Abbildung 38 zusammengefasst dargestellten Emissionsverhältnisse.

Zusammenfassung der Messungen: VG (Allmig)

alle CO₂-Werte minus 0,03% natürliches CO₂

	CO ₂ % absolut	CH ₄ % absolut	CO ₂ Anteil relativ	CH ₄ Anteil relativ
Allmig				
09. Dez 97				
Biofilter 1	0.117	0.005	0.957	0.043
Biofilter 2	0.152	0.010	0.938	0.062
Kompost ca. 2 Wochen ausgelagert	6.034	0.029	0.995	0.005
Halle	0.108	0.018	0.861	0.139
30. Mrz 98				
Biofilter 1	0.161	0.059	0.733	0.267
Biofilter 2	0.122	0.053	0.699	0.301
Kompost ca 3 Wochen ausgelagert	1.272	0.080	0.941	0.059
Halle	0.051	0.049	0.513	0.487
03. Jul 98				
Biof. 1, Einlagern	0.146	0.085	0.633	0.367
Biof. 1, Ruhe in Halle	0.129	0.083	0.609	0.391
Biof. 1, Einlagern/Umsetzen von Alter 22d + 32d	0.154	0.080	0.659	0.341
Biofilter 2	0.153	0.072	0.680	0.320
Kompost 3d ausgelagert	10.480	5.160	0.670	0.330
Kompost 2-3 w ausgelagert.	6.848	1.477	0.823	0.177
Kompost 5 w ausgelagert.	7.371	1.195	0.860	0.140
(Mittelwert Halle [nur 2 Messungen])			0.687	0.313)
Mittelwert nach Biofilter (GC und Airtox)			0.803	0.197
gewichteter Mittelwert Kompost (GC und Airtox)			0.815	0.185

Tab. 12: Verhältnis von Kohlendioxid zu Methan bei VG

Zusammenfassung der Messungen : KO (Fehraltdorf)alle CO₂-Werte minus 0,03% natürliches CO₂

	CO₂ % absolut	CH₄% absolut	CO₂ Anteil relativ	CH₄ Anteil relativ
Fehraltdorf				
09.12.97	tech. Probleme: Messwerte nicht zuverlässig			
31.03.98				
Kompost reif, 4 Monate	0.613	0.020	0.968	0.032
Boxe 2 Wochen, belüftet	2.375	0.175	0.932	0.068
Kleinmiete 6 Wochen	0.648	0.058	0.918	0.082
Kleinmiete 11 d	5.404	0.094	0.983	0.017
30.06.98				
Miete A, 5d, 2h nach umsetzen	7.141	0.111	0.985	0.015
Miete A, 5d, 2,5h nach umsetzen	1.603	0.090	0.947	0.053
Miete A, 5d, 5h nach umsetzen	3.212	0.114	0.966	0.034
Miete A2, 5d, 5,5h nach umsetzen	2.744	0.125	0.956	0.044
Miete, 19d, 2d nach umsetzen	0.649	0.067	0.906	0.094
Miete 5w, 5d nach umsetzen	0.103	0.057	0.643	0.357
Gewichteter Durchschnitt (inkl. GC-Messungen Boxen etc.)			0.949	0.051

Tab. 13: Verhältnis von Kohlendioxid zu Methan bei KO**Zusammenfassung aller Messungen: KG (KEWU Krauchthal)****kewu****23.12.97**

Biofilter 2 (GC- Messungen)	0.110	0.001	0.991	0.009
Biofilter 1 (GC-Messungen)	0.090	0.005	0.952	0.048
Biofilter 1	0.392	0.006	0.986	0.014
Biofilter 2	0.472	0.001	0.999	0.001

22.04.98

Biofilter 1	0.279	0.030	0.903	0.097
Biofilter 2	0.212	0.032	0.869	0.131
Halle	0.174	0.041	0.810	0.190

02.07.98

Biofilter 1	0.381	0.075	0.836	0.164
Biofilter 2	0.354	0.071	0.834	0.166
Halle	0.090	0.098	0.480	0.520

Durchschnitt nach Biofilter

(Durchschnitt Halle [nur 2 Stichproben])			0.910	0.090
			0.645	0.355

Tab. 14: Verhältnis von Kohlendioxid zu Methan bei KG

Zusammenfassung aller Messungen: VO (Kefikon/Winterthur)				
alle CO ₂ -Werte minus 0,03% natürliches CO ₂				
	CO₂% absolut	CH₄% absolut	CO₂ Anteile relativ	CH₄ Anteile relativ
ROM				
23.12.97				
Miete 2 Wochen grob	1.134	0.005	0.996	0.004
Miete 5 Wochen gesiebt	6.200	1.538	0.801	0.199
Miete 10d grob	3.313	0.079	0.977	0.023
Miete 2 Wochen grob, GC-Messungen	1.480	0.004	0.997	0.003
Miete 5 Wochen gesiebt, GC-Messungen	7.280	1.271	0.851	0.149
Miete 10d grob, GC	3.340	0.072	0.979	0.021
31.03./1.4.1998				
Biofilter Kefikon	0.587	0.566	0.509	0.491
Kompostmiete gesiebt, 5-6 w	2.656	0.133	0.952	0.048
Kompost grob, 3w	1.237	0.056	0.957	0.043
09.07.98				
Vitarom, alt Frauenfeld	1.400	0.380	0.787	0.213
Miete 1, frisch angesetzt rel. viel Gärgut	4.049	0.264	0.939	0.061
Miete 2 Wochen, 5% Gärgut, A	2.508	0.239	0.913	0.087
Miete 2 Wochen, 5% Gärgut, B	1.421	0.139	0.911	0.089
Frischhaufen vor Vergärung	0.468	0.102	0.821	0.179
Kefikon: Biofilter von Schlammstapelraum und Hal- le	1.244	0.909	0.578	0.422
gewichteter Durchschnitt Komposte			0.905	0.095
Durchschnitt nach Biofilter (Stapelraum)			0.543	0.457

Tab. 15: Verhältnis von Kohlendioxid zu Methan bei VO

Zusammenfassung aller Messungen: VN (Otelfingen)				
alle CO ₂ -Werte minus 0,03% natürliches CO ₂				
	CO₂% absolut	CH₄% absolut	CO₂ Anteile relativ	CH₄ Anteile relativ
Otelfingen				
22.12.97				
Biofilter	0.090	0.007	0.927	0.073
20.04.98				
Biofilter 1	0.038	0.044	0.460	0.540
Biofilter 2	0.083	0.053	0.610	0.390
07.07.98				
Biofilter 1	0.067	0.078	0.462	0.538
Biofilter 2	0.108	0.066	0.620	0.380
Mittelwert (inkl. GC-Messungen)			0.708	0.292

Tab. 16: Verhältnis von Kohlendioxid zu Methan bei VN

Zusätzlich zu den dargestellten Werten wurden jeweils auch GC-Bestimmungen mit berücksichtigt. Die Daten zeigen, dass in Abhängigkeit des Substrats (Anteil an Strukturmaterial etc.) große jahreszeitliche Schwankungen vorkommen können. Die Werte "Halle" bei VG (Tab. 12) sind nur informativ, da die Hallenabluft über die beiden Biowäscher geleitet wird. Da sie aber unter vergleichbaren Bedingungen wie die Biofilterwerte erhoben wurden, kann vermutet werden, dass im Filter eine doch spürbare Methanmenge eliminiert wird. Dieselbe Vermutung ergibt sich auch bei den Kompostbiofiltern von KG (siehe Tab 14). Für einen gewissen Methanabbau sprechen auch die Beobachtungen von *Humer und Lechner, 1999*.

Allgemein muss festgehalten werden, dass die Werte der einzelnen Anlagen zwar sicher einen recht zuverlässigen Trend angeben, dass jedoch zur Erhärtung der Daten und für noch fundiertere Aussagen weitere, umfangreichere Messkampagnen notwendig sind. Dies gilt speziell auch für die Reinigungsleistung der Biofilter, welche nur informativ am Rande erfasst wurde.

Zusammensetzung von Biogas

Es wurde von den in Tabelle 17 dargestellten Annahmen ausgegangen:

		Gewicht	Volumen	Quellen
Methan	%	42.66	67.000	<i>Fankhauser, Moser, 1983</i>
Kohlendioxid	%	56.56	32.300	
Spurengase (v.a. N ₂)	%	0.78	0.700	<i>Edelman, Engeli, 1996b</i>
Dichte [kg/ Nm ³]			1,13	<i>Fankhauser, Moser, 1983</i>
Unterer Heizwert	MJ/Nm ³		24,0	<i>Fankhauser, Moser, 1983</i>
Unterer Heizwert	MJ/kg	21,4		<i>Fankhauser, Moser, 1983</i>
Oberer Heizwert	MJ/kg	23,7		<i>Baehr, 1989</i>
Oberer Heizwert	MJ/ Nm ³		26,6	<i>Baehr, 1989</i>

Tab. 17: Biogas: Angenommene Zusammensetzung und Heizwerte

Grundlage für diese Berechnung ist eine übliche Biogaszusammensetzung von rund zwei Drittel Methan und einem Drittel Kohlendioxid (trockenes Biogas). Weil noch etwas Spurengase vorhanden sind, wird Methan auf 67% eingesetzt, CO₂ jedoch auf 32,3% reduziert. Die Berechnung mit den Molmassen $((0,67 \cdot 16 + 0,323 \cdot 44 + 0,007 \cdot 28) / 22,414)$ ergibt das ein spezifisches Gewicht von 1,121 kg pro m³.

Die Annahme von 100 m³ Biogas pro Tonne Grüngut ist in verschiedenen Quellen als übliche Menge dargestellt (z.B. *Schleiss 1999* für VN, *Edelmann et al., 1998a* für VG). Das ergibt 0,85 Mio. m³ Biogas für VN, 0,6 Mio m³ für VO und 0,4 Mio m³ für VG. Die Gaszusammensetzung wird für die drei Verfahren als identisch angenommen, der H_u wird von W.Schmid AG mit 6 kWh oder mit 21,6 MJ pro m³ angegeben. Von den 24 MJ/Nm³ von *Fankhauser, Moser (1983)* auf ein kg Biogas zurückgerechnet, ergibt sich 21,4 MJ/kg. Zur Berechnung des oberen Heizwertes wird 55,65 MJ/kg Methan eingesetzt. Damit liegt der H_u bei 90% des H_o, wie dies *Zimmermann (1996, Tab.IV.13, S.28)* auch verwendet hat.

Sensitivitäten mit UBP

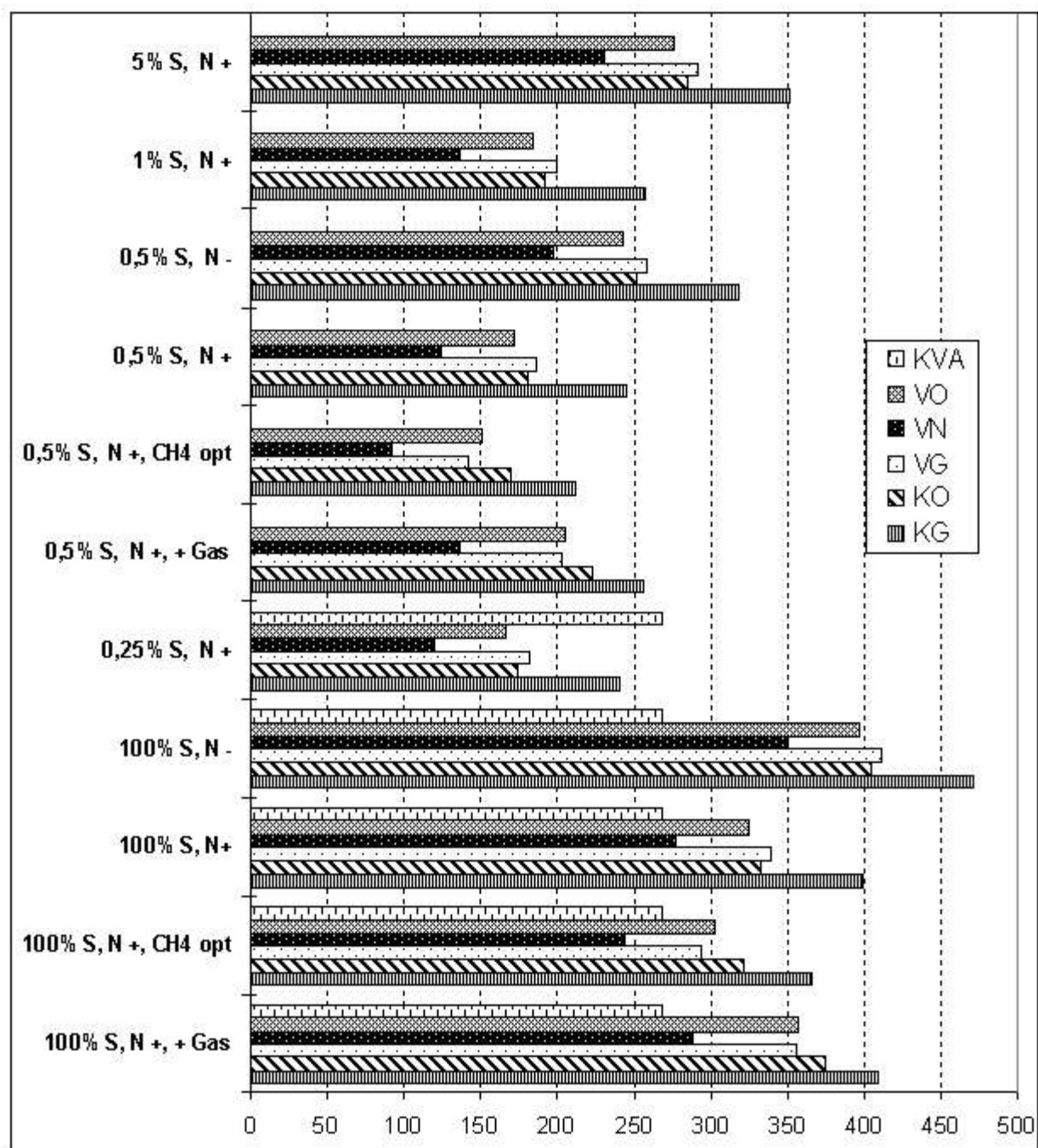


Abb. 60: Gesamtperformances der Verfahren nach UBP unter Darstellung des Einflusses von verschiedenen Sensitivitäten (Nährstoffgutschrift, Optimierung der Methanemissionen, Emission von NH_3 , N_2O und H_2S , Auswaschung von Schwermetallen und Phosphor in Gewässer)

N+/- : mit / ohne Nährstoffgutschrift,

CH₄ opt.: CH₄ auf 3% des abgebauten Kohlenstoffs beschränkt

+/- **Gas:** mit / ohne NH_3 -, N_2O -, H_2S -Emissionen des Komposts

x% **S:** mit x% Bewertung von Schwermetallen und Phosphor aus dem Kompost

Sensitivitäten mit ECOINDICATOR 95+

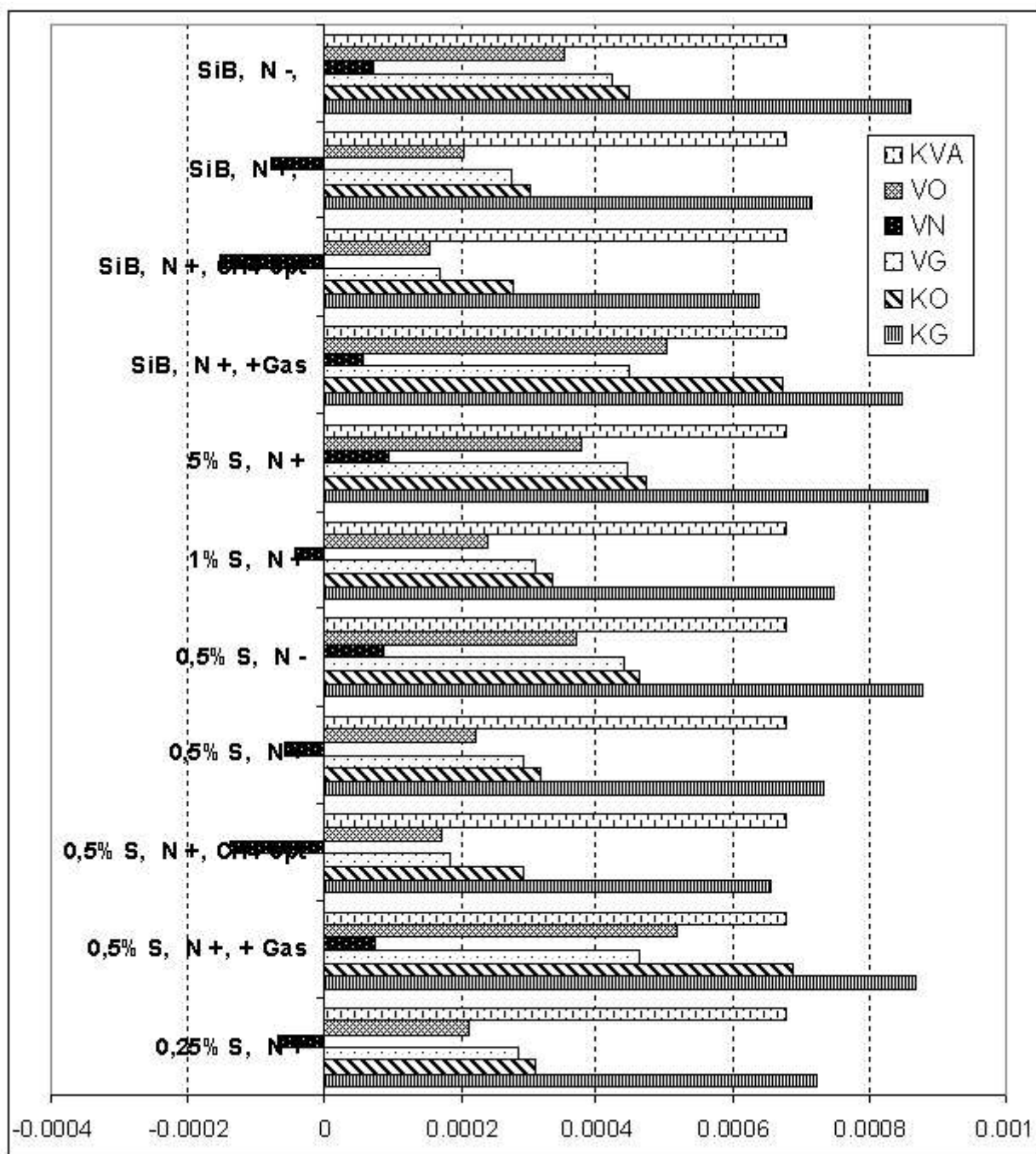


Abb. 61: Gesamtperformances der Verfahren nach ECOINDICATOR unter Darstellung des Einflusses von verschiedenen Sensitivitäten (Nährstoffgutschrift, Optimierung der Methanemissionen, Emission von NH_3 , N_2O und H_2S , Auswaschung von Schwermetallen und Phosphor in Gewässer)
 N+/- : mit / ohne Nährstoffgutschrift,
 CH_4 opt.: CH_4 auf 3% des abgebauten Kohlenstoffs beschränkt
 +/- Gas: mit / ohne NH_3 -, N_2O -, H_2S -Emissionen des Komposts
 x% S: mit x% Bewertung von Schwermetallen und Phosphor aus dem Kompost
 SiB: Schwermetalle im Boden

Auf eine vertieftere Darstellung des sehr umfangreichen Datenmaterials wird hier verzichtet, da die Daten in riesigen Excel-Tabellen vorliegen (z.B. detaillierte Eingabewerte, Inventare, Wirkungsbilanzen, etc.), welche in diesem Rahmen kaum mit einem vertretbaren Platzaufwand übersichtlich dargestellt und kommentiert werden können. Bei allfälligem Bedarf wende man sich daher bitte direkt an die Autoren.

Adresse der Autoren

Dr. Werner Edelmann
arbi
Arbeitsgemeinschaft Bioenergie GmbH
Lättichstr.8, CH-6340 Baar

info@arbi.ch
<http://www.arbi.ch>
Tel.: ++41 41 763'21'21
Fax: ++41 41 763'21'33

Dr. Konrad Schleiss
Umwelt- und Kompostberatung
Eschenweg 4, CH-6340-Baar

k.schleiss@bluewin.ch
Tel.: ++41 41 761'24'32
Fax: ++41 41 761'24'13