

Bewertung von Maßnahmen zur Reduzierung von Kunststoffen in Bioabfällen

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

Doktoringenieurin (Dr.-Ing.)

genehmigt durch die

Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technische Fakultät
(Ingenieurwissenschaftlicher Bereich)
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

von

Frau Simone Otto
geb. am 09.05.1969 in Brehna

Dekan der Fakultät: Prof. Dr. habil. Andreas Langner

Gutachter:

1. Prof. Dr.-Ing. habil. Rainer Schnabel
2. Prof. Dr.-Ing. Heinz Borg
3. Prof. Dr.-Ing. Arnd Urban

Halle (Saale), den 10. Dezember 2004

urn:nbn:de:gbv:3-000007686

[<http://nbn-resolving.de/urn/resolver.pl?urn=nbn%3Ade%3Agbv%3A3-000007686>]

Danksagung

Die vorliegende Arbeit ist während meiner langjährigen Tätigkeit in der Wolfener Recycling GmbH in enger Zusammenarbeit mit den Fachbereichen Ingenieurwissenschaften und Landwirtschaft der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg entstanden.

Herrn Prof. Dr.-Ing. habil. Schnabel danke ich für die Übernahme der Betreuung, für die allseitige Unterstützung sowie die wertvollen Tipps während der Anfertigung der Arbeit. Besonders danke ich auch den Herren Dr. Jank und Dr. Anton für ihr Interesse und ihre Unterstützung.

Allen Mitarbeitern des Instituts für Agrartechnik und Landeskultur, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben, möchte ich herzlich danken. Insbesondere bedanke ich mich bei Frau Wolter für die redaktionelle Unterstützung.

Herrn Eckelmann gilt besonders mein Dank für die Möglichkeit, diese Arbeit anzufertigen und für das Interesse, dass er der Dissertation entgegengebracht hat. Zudem möchte ich mich bei allen Mitarbeitern der Wolfener Recycling GmbH, die bei den Versuchen in der Kompostanlage mitgewirkt haben, herzlich bedanken.

Ich danke den vielen Mitarbeitern des Fachbereichs Ingenieurwissenschaften für ihre Unterstützung bei meinen Versuchen. Insbesondere der Arbeitsgruppe von Prof. Dr. rer. nat. habil. Grellmann, Herrn Dr. Trempler und Roman Jabusch.

Mein Dank gilt auch Frau Heinecke vom Förderkreis Kunststoffe und Umwelt Merseburg e. V. für ihre tatkräftige Unterstützung bei der Durchführung der Versuche.

Einen besonderen Dank möchte ich meinem Mann für seine moralische Unterstützung, seine Zuversicht und seine Geduld mit mir aussprechen.

Inhaltsverzeichnis

I	Einleitung und Literaturübersicht	1
1.	Einleitung	1
2.	Literaturübersicht	4
2.1	Entsorgung biologischer Abfälle	4
2.1.1	Rechtliche Rahmenbedingungen	4
2.1.2	Entsorgungswege biologischer Abfälle	7
2.1.3	Grundlagen der Kompostierung von Bioabfällen	8
2.1.4	Logistik und Verfahrenstechnik der Bioabfallkompostierung	14
2.1.4.1	Bioabfallaufkommen	14
2.1.4.2	Behältersysteme und Sammelfahrzeuge zur Bioabfallfassung	16
2.1.4.3	Aufbereitung der Bioabfälle	18
2.1.4.4	Rotteverfahren	20
2.1.4.5	Zusammensetzung und Vermarktung von Kompost	24
2.2	Biologisch abbaubare Kunststoffe	30
2.2.1	Allgemeines	30
2.2.2	Abbaumechanismen	31
2.3	Grundlagen der Ökobilanzierung	34
2.3.1	Einleitung	34
2.3.2	Geschichte der Ökobilanz	35
2.3.3	Aufbau von Ökobilanzen	36
2.3.3.1	Zieldefinition und Untersuchungsrahmen	37
2.3.3.2	Sachbilanz	37
2.3.3.3	Wirkungsabschätzung	38
2.3.3.4	Auswertung	49
II	Ergebnisse – Publikationen	50
1.	Biologisch abbaubare Abfallbeutel zur Bioabfallsammlung - Untersuchungen zur mechanischen Stabilität	50
2.	Bewertung biologisch abbaubarer Abfallbeutel während der Bioabfallsammlung und Kompostierung	66
3.	Veränderung der Materialeigenschaften und -struktur von biologisch abbaubaren Folien während der Kompostierung	82
4.	Laboruntersuchungen zum biologischen Abbau kompostierbarer Abfallbeutel	94
5.	Ökonomischer Vergleich von Möglichkeiten zur Reduzierung von Kunst- stoffen im Bioabfall am Beispiel einer offenen Mietenkompostierung	106

6.	Ökologischer Vergleich von Möglichkeiten zur Kunststoffreduzierung in Bioabfallkomposten	116
III	Abschließende Bemerkungen	137
1.	Zusammenfassung der Ergebnisse	137
2.	Handlungsbedarf	142
IV	Concluding Remarks	145
1.	Summary	145
2.	Recommendations	149
V	Literaturverzeichnis	151
VI	Anlagen	159

I Einleitung und Literaturübersicht

1. Einleitung

Die Bedeutung der Kompostierung als Bestandteil abfallwirtschaftlicher Planung hat in den vergangenen Jahren stark zugenommen. Bundesweit werden gegenwärtig ca. 8 Mio. t Bio-, Garten- und Parkabfälle getrennt gesammelt und einer Kompostierung bzw. Vergärung zugeführt. Ausgehend von einem mittleren Rotteverlust von ca. 50% sind somit ca. 4 Mio. t Kompost einer ordnungsgemäßen und schadlosen Verwertung zuzuführen.

Aus der Sicht der Abfallwirtschaft sprechen für die Kompostierung von Bioabfällen neben der beachtlichen Volumen- und Gewichtsreduktion des Restabfalls nach Abschöpfung der organischen Masse eine geringere Deponiegasbildung und verminderte Setzungserscheinungen des Deponiekörpers. Der Abbau von organischen Substanzen im Deponiekörper ist für die Bildung von Deponiegas verantwortlich, wodurch klimarelevante Gase (Kohlendioxid, Methan etc.) freigesetzt werden können. Die bei der Zersetzung organischer Stoffe entstehenden Säuren tragen außerdem zur Lösung von Schadstoffen aus dem Deponiegut bei, die dann mit dem Sickerwasser ins Grundwasser gelangen können.

Derzeit und in den vergangenen Jahren trug die separate Erfassung und Kompostierung der Bioabfälle wesentlich dazu bei, organische Stoffe aus Deponien herauszuhalten. Ab dem Jahr 2005 ist aufgrund vorhandener gesetzlicher Regelungen, die im folgenden Kapitel näher erläutert werden, damit zu rechnen, dass der größte Teil der in Haushalten anfallenden Abfälle anstatt einer Deponierung einer Müllverbrennungsanlage zugeführt wird. Nach der geltenden Rechtslage dürfen Bioabfälle derzeit und auch zukünftig nicht in einer Müllverbrennungsanlage beseitigt werden. Für diese Abfälle gilt das Verwertungsgebot, welches z. B. durch die Kompostierung erfüllt werden kann. Auch im Sinne einer Kreislaufwirtschaft erscheint die weitere separate Erfassung und Kompostierung der Bioabfälle weiterhin sinnvoll. Dennoch muss untersucht werden, inwieweit dies ökologisch und ökonomisch sinnvoll ist.

Es muss bedacht werden, dass das letztlich aus Abfall erzeugte Produkt Kompost direkt für die flächenhafte Verbreitung in einem der empfindlichsten Umweltkompartimente, dem Boden, vorgesehen ist. Verunreinigungen dieses Kompartiments durch Schadstoffe sind, wenn überhaupt, nur mit großem technischem und finanziellem Aufwand irreversibel. Die wichtigste Voraussetzung für eine stoffliche Verwertung der Komposte ist daher, dass diese höchste Anforderungen hinsichtlich ihrer Qualität erfüllen.

Ein wesentliches Qualitätskriterium ist neben Nährstoff- und Schadstoffgehalten der Stör- bzw. Fremdstoffanteil. Der Reststörstoffgehalt in Bioabfallkomposten ist immer vom Störstoffgehalt des angelieferten Bioabfalls abhängig. Auch wenn durch verfahrenstechnische Möglichkeiten wie Magnetabscheidung, Windsichtung oder manuelle Vorsortierung eine Vielzahl der Fremdstoffe aus dem Kompost entfernt werden können, ist davon auszugehen, dass immer ein gewisser Reststörstoffgehalt im Bioabfallkompost verbleibt. Deshalb ist die möglichst störstoffarme Erfassung von Bioabfällen aus den Haushalten die Grundvoraussetzung für eine hohe Kompostqualität und damit für die Sicherung der Kompostverwertung. Trotz umfangreicher Bemühungen der Abfallberatung von Kommunen bzw. Gebietskörperschaften lässt die Trennqualität in vielen Fällen zu wünschen übrig. Störstoffgehalte von durchschnittlich 5 Gew.-% (Nassbasis) mit Spitzenwerten von zum Teil > 10 Gew.-% sind in einigen Gemeinden alltäglich [1].

Der Eintrag von Störstoffen findet vorrangig im Haushalt statt. Diese umfassen die gesamte Stoffpalette, die sich auch im Restabfall befindet. Aus hygienischen und ästhetischen Gründen werden von einem Großteil der Bevölkerung zur Sammlung der feuchten Bioabfälle im Haushalt außerdem oft Abfalltüten aus Kunststoff verwendet. Diese Tüten werden in der Regel samt Inhalt in der Biotonne entsorgt. Die Abfalltüten müssen dann in der Kompostanlage entleert und beseitigt werden. In manchen Fällen sind die Kunststofftüten im Bioabfallgemisch vor dem Einbringen in den Rotteprozess nur schwer auffindbar und zu entfernen und verbleiben daher im Rottegemisch. Je nach angewandter Verfahrenstechnik werden die Kunststofftüten während des Rotteprozesses mehr oder minder zerkleinert. Der erzeugte Kompost enthält dann auch nach Absiebung und Windsichtung immer noch einen optisch sichtbaren, wenn auch gewichtsmäßig sehr geringen Anteil an Kunststoffen, der proportional zum anfänglichen Kunststoffgehalt des Bioabfalls ist.

Eine Reduzierung der Kunststoffe in den Bioabfallkomposten lässt sich einerseits durch verfahrenstechnische Maßnahmen, wie z. B. Windsichtung, erzielen. Sinnvoller erscheinen zunächst jedoch Maßnahmen, die den Eintrag der Kunststofftüten im Haushalt verhindern. Eine Möglichkeit wäre hier z. B. der Einsatz biologisch abbaubarer Abfallbeutel (BAK-Abfallbeutel) zur Bioabfallerfassung im Haushalt. In einigen Kommunen werden biologisch abbaubare Abfallsäcke bereits anstelle von Sammeltonnen oder zusätzlich dazu eingesetzt. Gegenüber den Tonnen bieten sie den Vorteil der Transparenz (leichte Kontrolle auf unerwünschte Inhalte) und niedrigere Investitionskosten. Werden die Entsorgungskosten in den Verkaufspreis der Abfallbeutel einbezogen, ist gleichzeitig mit einfachsten Mitteln eine aufwandsproportionale Gebührenerhebung möglich. Neben diesen großvolumigen Abfallsäcken werden auch kleinere Varianten für die Sammlung von Bioabfällen im Haushalt angeboten.

Aussagen, wie weit sich derartige Produkte für die Erfassung der Abfälle und den anschließenden Entsorgungsprozess eignen, liegen nicht in ausreichendem Maße vor. Ziel dieser Arbeit ist es, organisatorische und verfahrenstechnische Möglichkeiten zur Reduzierung von Kunststoffen in Bioabfällen aufzuzeigen und diese im Hinblick auf ihre praxistaugliche, ökonomische und ökologische Sinnfälligkeit zu bewerten. Die Untersuchungen erfolgen am Beispiel einer offenen, unbelüfteten Mietenkompostierung im Landkreis Bitterfeld. Im Mittelpunkt der Betrachtungen stehen einerseits biologisch abbaubare Abfallbeutel. Andererseits sollen verfahrenstechnische Maßnahmen (Windsichtung der Abfälle) beurteilt werden. Im Einzelnen sind folgende Fragen zu beantworten:

- Weisen biologisch abbaubare Abfallbeutel eine hinreichende mechanische Stabilität während der Bioabfallsammlung auf?
- Wie verhalten sich BAK-Abfallbeutel während der Kompostierung?
- Wie verändern sich die Materialeigenschaften und -struktur der BAK-Abfallbeutel während der Kompostierung und gibt es einen Zusammenhang zwischen den mechanischen Eigenschaften und der Abbaubarkeit der BAK-Abfallbeutel?
- Ist die Desintegration der Abfallbeutel während der Kompostierung auf einen biologischen Abbau oder auf andere Prozesse zurückzuführen?
- Wie ist der Einsatz von BAK-Abfallbeuteln als Maßnahme zur Reduzierung von Kunststoffen in Bioabfallkomposten gegenüber verfahrenstechnischen Maßnahmen sowie der Deponierung der Bioabfälle mit dem Restabfall aus ökonomischer Sicht zu bewerten?
- Wie ist der Einsatz biologisch abbaubarer Abfallbeutel in der Bioabfallsammlung und -kompostierung aus ökologischer Sicht im Vergleich zu verfahrenstechnischen Maßnahmen zur Reduzierung von Kunststoffen in Bioabfallkomposten sowie der Beseitigung durch Deponierung bzw. Verbrennung der Bioabfälle zu bewerten?

Die einzelnen Punkte werden nach einem kurzen Literaturüberblick in separaten Kapiteln abschließend behandelt. Dabei werden die verwendeten Materialien und Methoden in den einzelnen Kapiteln aufgeführt. In diesen Kapiteln gibt es außerdem zusätzliche Literaturangaben.

2. Literaturübersicht

2.1 Entsorgung biologischer Abfälle

2.1.1 Rechtliche Rahmenbedingungen

Für die Verwertung von biologischen Abfällen aus der getrennten Sammlung sind im Wesentlichen die nachfolgend aufgeführten rechtlichen Vorschriften zu beachten:

- Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz [2],
- Bioabfallverordnung [3],
- Düngemittelgesetz [4] und darauf beruhende Verordnungen,
- TA Siedlungsabfall [5],
- Bundes-Immissionsschutzgesetz [6],
- Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen (4. BImSchV) [7],
- Ländergesetze, z. B. Abfallgesetz des Landes Sachsen-Anhalt [8].

Die rechtlichen Anforderungen, die an die Verwertung von Bio-, Garten- und Parkabfällen gestellt werden, sind insbesondere in dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG), das am 7. Oktober 1996 in Kraft getreten ist, enthalten. Abfälle sind nach dem KrW-/AbfG alle beweglichen Sachen, deren sich ihr Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss. Man unterscheidet Abfälle zur Verwertung und Abfälle zur Beseitigung.

Das Kreislaufwirtschaftsgesetz begründet eine klare Pflichtenhierarchie und schafft konkrete Anforderungen an die Vermeidung, Verwertung und Beseitigung. Abfälle sind nach § 4 Abs. 1 KrW-/AbfG in erster Linie zu vermeiden, insbesondere durch Verminderung ihrer Menge und Schädlichkeit. Ist eine Vermeidung nicht möglich, sind Abfälle nach § 4 Abs. 1 Nr. 2 KrW-/AbfG ordnungsgemäß und schadlos zu verwerten. Dabei ist eine nach Art und Beschaffenheit des Abfalls hochwertige Verwertung anzustreben. Ordnungsgemäß bedeutet, dass die Verwertung „im Einklang mit den Vorschriften des Gesetzes sowie anderer öffentlich-rechtlicher Vorschriften“ – wie beispielsweise die Schutz- und Vorsorgepflicht nach dem BImSchG – stehen muss. Der Begriff „schadlos“ bezieht sich sowohl auf die Verwertungsart als auch auf das Verwertungsprodukt. So verlangt § 5 Abs. 3 KrW-/AbfG, dass durch die Verwertung keine Beeinträchtigungen des Wohls der Allgemeinheit, insbesondere keine Schadstoffanreicherung im Wertstoffkreislauf erfolgt.

Eine Verwertungspflicht nach § 5 Abs. 4 KrW-/AbfG ist gegeben, soweit dies technisch möglich und wirtschaftlich zumutbar ist. Insbesondere wird damit die Einhaltung des Stands der Technik verlangt. Der Stand der Technik ist in der TA Siedlungsabfall aus dem Jahre 1993 aufgeführt. (Sie spiegelt allerdings den Stand der Technik von 1993 wieder und sollte daher in naher Zukunft überarbeitet werden.) Bezüglich biologisch abbaubarer organischer Abfälle

ist deren sortenreine, getrennte Erfassung, Behandlung und Verwertung vorgeschrieben (Ziffer 5.2 TA Siedlungsabfall).

Die stoffliche Verwertung von Abfällen beinhaltet nach § 4 Abs. 3 KrW-/AbfG die Substitution von Rohstoffen durch das Gewinnen von Stoffen aus Abfällen (sekundäre Rohstoffe) oder die Nutzung der stofflichen Eigenschaften der Abfälle für den ursprünglichen Zweck, mit Ausnahme der unmittelbaren Energiegewinnung. Eine Entsorgungsmaßnahme ist eine stoffliche Verwertung, wenn ihr Hauptzweck nach wirtschaftlicher Betrachtungsweise die Nutzung des Abfalls und nicht die Beseitigung seines Schadstoffpotenzials ist. Bei der wirtschaftlichen Betrachtungsweise ist insbesondere darauf zu achten, ob

- der Anteil an verwertbarem Abfall,
- der wirtschaftliche Wert der letztlich verwerteten Stoffe und
- die Verunreinigungen des Abfalls

es rechtfertigen, die betreffende Maßnahme im Hauptzweck als Verwertungsmaßnahme anzusehen.

Die Verunreinigungen im einzelnen Abfall sind ein Teilkriterium der wirtschaftlichen Betrachtungsweise. Der Begriff der „Verunreinigungen“ ist deshalb zunächst mit Blick auf die Wirtschaftlichkeit der Entsorgungsmaßnahme zu verstehen. Verunreinigungen sind danach alle Inhaltsstoffe des Abfalls, die ihn zur stofflichen Verwertung als weniger geeignet erscheinen lassen und deshalb in der Regel auch die Wirtschaftlichkeit der stofflichen Verwertung beeinträchtigen (z. B. Störstoffe). Auch ökologisch harmlose Verunreinigungen (z. B. Kunststoffe im Bioabfall) können dazu führen, dass eine Entsorgungsmaßnahme bei wirtschaftlicher Betrachtung als Abfallbeseitigung zu qualifizieren ist.

Erst wenn eine Verwertung nicht möglich oder wirtschaftlich nicht durchsetzbar ist, folgt die Pflicht zur umweltverträglichen Beseitigung. Die bekannten Verfahren zum Umgang mit Abfällen werden in zwei Anhängen unter den Oberbegriffen „Verwertung“ und „Beseitigung“ aufgeführt. Dabei wird durch den Gesetzgeber in Anhang IIB die Kompostierung explizit als Verwertungsverfahren aufgeführt.

Nach § 5 Abs. 4 KrW-/AbfG bedarf es weiterhin für den Einsatz verwertbarer Abfälle entweder eines Marktes oder der Schaffung eines Marktes. Komposte treffen als hochwertige Produkte mit einem positiven Image bereits auf einen vorhandenen Markt. Das Verwertungsgebot des Kreislaufwirtschaftsgesetzes für biologische Abfälle wird durch deren Kompostierung bzw. Vergärung voll erfüllt.

Die Bioabfallverordnung beruht auf der Ermächtigungsgrundlage des § 8 KrW-/AbfG und hat die Behandlung von Bioabfällen und Gemischen sowie deren Verwertung auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Böden zum Gegenstand. Bioabfälle im Sinne der Verordnung sind Abfälle tierischer oder pflanzlicher Herkunft zur Verwertung, die durch Mikroorganismen, bodenbürtige Lebewesen oder Enzyme abgebaut werden können. Die Bioabfallverordnung regelt:

- die seuchen- und phytohygienischen Anforderungen an die Behandlung und das Endprodukt,
- die Obergrenzen für Schwermetallgehalte in Bioabfällen und in Böden, auf denen diese verwertet werden sollen,
- weitere Anforderungen an die stofflichen Eigenschaften von Bioabfällen (z. B. Störstoffgehalte),
- Ausbringungsbeschränkungen für Bioabfälle (z. B. auf Dauergrünland),
- die Eignung verschiedener Ausgangsstoffe für die Verwertung auf Flächen sowie die Mischung von Bioabfällen und mineralischen Materialien,
- die Nachweispflichten der Bioabfallbehandler und Verwerter.

Für die Verwertung von biologischen Abfällen sind neben den abfallrechtlichen Rahmenbedingungen auch die düngemittelrechtlichen Vorschriften relevant. Während sich der Anwendungsbereich der Bioabfallverordnung explizit auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden erstreckt, regelt die Düngemittelverordnung (DüMV) [9] generell das gewerbsmäßige Inverkehrbringen von Stoffen nach § 1 Düngemittelgesetz (DüMG), die Bioabfälle enthalten (vgl. § 1 Abs. 3 Satz 2 DüMV). Es erfolgt in der DüMV keine weitere Differenzierung hinsichtlich der Aufbringungsflächen. Die Voraussetzung für das gewerbsmäßige Inverkehrbringen von Bioabfällen und bioabfallhaltigen Gemischen als Stoff im Sinne des § 1 DüMG (Sekundärrohstoffdünger, Bodenhilfsstoffe, Kultursubstrate, Pflanzenhilfsmittel), die für den Einsatz auf anderweitig genutzten Böden, z. B. in Hausgärten, im Landschaftsbau oder auf Rekultivierungsflächen, bestimmt sind, ist die Einhaltung der in der DüMV festgelegten spezifischen Anforderungen. Die Bezugnahme in der DüMV auf die schadstoffseitig festgelegten Regelungen gem. § 8 Abs. 1 und 2 KrW-/AbfG hat zur Folge, dass die in der BioAbfV bestimmten Anforderungen an Seuchen- und Phytohygiene, Schadstoff- und Fremdstoffhöchstgehalte sowie die dort in Anhang 1 enthaltene Liste der Bioabfälle und mineralischen Zuschlagstoffe auch bei der düngemittelrechtlichen Verwendung außerhalb landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzter Böden zu beachten sind. Umgekehrt haben die in der BioAbfV speziell für die Bereiche Landwirtschaft, Gartenbau und Forstwirtschaft getroffenen Regelungen (z. B. zulässige Aufbringungsmengen) außerhalb dieser Anwendungsbereiche keine Gültigkeit.

Weiterhin gilt neben der Düngemittelverordnung auch die Düngeverordnung [10] für Komposte und andere Erzeugnisse aus organischen Stoffen. Die Düngeverordnung enthält für den Anwender Vorgaben über die sogenannte „gute fachliche Praxis“ der Anwendung in der Landwirtschaft.

2.1.2 Entsorgungswege biologischer Abfälle

Abbildung 1 zeigt die zurzeit möglichen Wege der Verwertung und Beseitigung von organischen Abfällen auf.

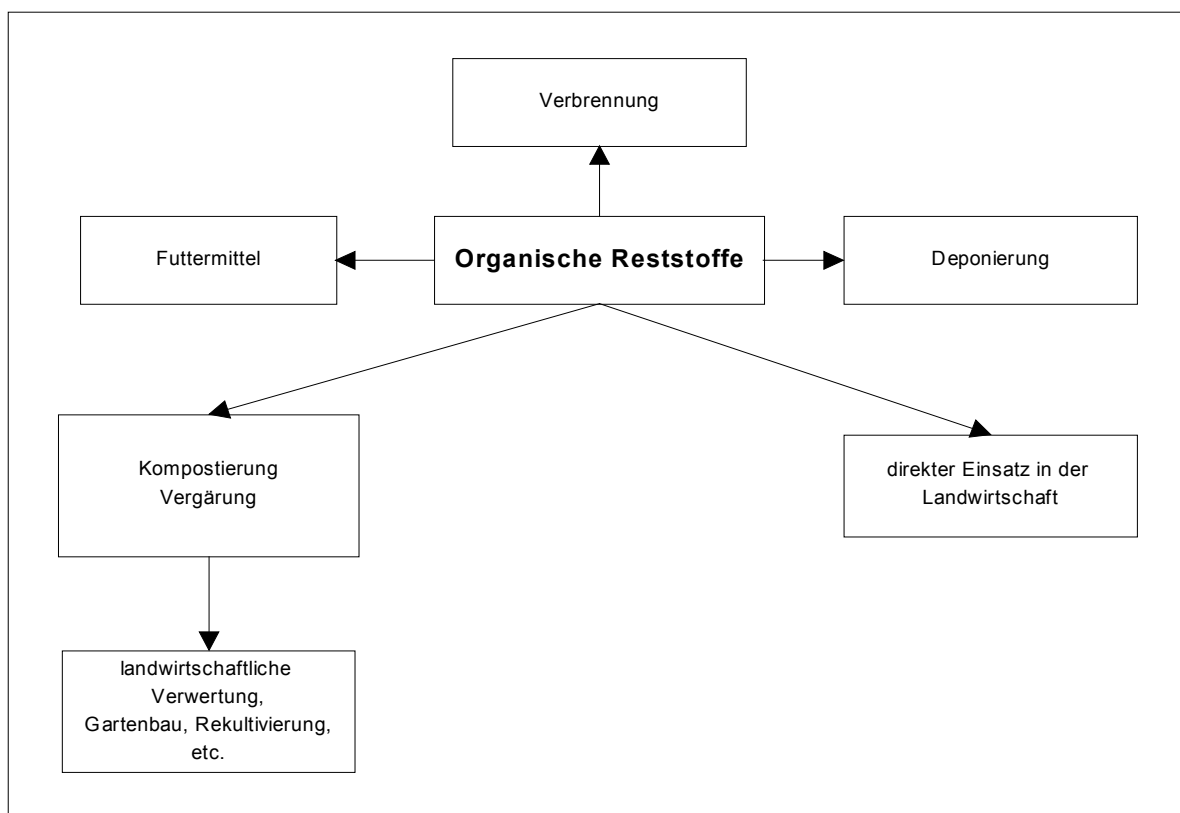


Abbildung 1: Verwertungs- und Beseitigungspfade für organische Abfälle

Gemäß der Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen [11] dürfen ab dem Jahr 2005 nur noch Materialien, deren organischer Anteil in der Trockensubstanz max. 5 Gew.-% beträgt, wie bereits in der TA Siedlungsabfall festgelegt, deponiert werden. Die Deponierung organischer Abfälle ist somit rechtlich nicht mehr zulässig. Die Verbrennung schadstoffbelasteter organischer Reststoffe wie z. B. Klärschlämme wird bereits praktiziert. Für Bioabfälle aus Haushalten, bei denen im Allgemeinen keine quantifizierbare Schadstoffbelastung zu erwarten ist, widerspricht die Verbrennung als Beseitigungs

maßnahme dem Verwertungsgedanken des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (siehe Kapitel 2.1.1, S. 4).

Der direkte Einsatz organischer Reststoffe aus Haushalten in der Landwirtschaft spielt eine eher untergeordnete Rolle. Als Futtermittel sind nur bestimmte Abfallfraktionen wie z. B. Reststoffe aus der Lebensmittelherstellung geeignet. Als Vorstufe für die Verwertung organischer Abfälle bleiben somit die Verfahren der biologischen Behandlung. Mit ihrer Hilfe lassen sich diese Abfälle auf eine wirtschaftliche Art und Weise zu einem neuen Produkt, nämlich Kompost, umsetzen. Zwei grundsätzliche Verfahrenswege zur Herstellung von Kompost können hierbei angeführt werden: die Kompostierung und die Vergärung. Eine Kombination beider Verfahren ist auch möglich.

Bei der Erfassung von Bioabfällen in Haushalten werden aus Hygienegründen oft herkömmliche Plastiktüten verwendet, die dann samt den Bioabfällen in die Biotonnen geworfen werden. Da Plastik bei der Kompostierung nicht abgebaut wird, führt dies zu einer optischen Verunreinigung des erzeugten Kompostes, der sich dadurch nicht vermarkten lässt. Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich primär mit dem Verhalten biologisch abbaubarer Abfallbeutel bei der Sammlung und anschließenden Kompostierung von Bioabfällen. BAK-Abfallbeutel können anstelle herkömmlicher Abfallbeutel aus LDPE zur Abfallerfassung im Haushalt verwendet werden. Sie stellen eine Möglichkeit dar, den Kunststoffgehalt in Komposten zu reduzieren. Die Vergärung soll hier nicht weiter betrachtet werden, da sie gegenüber der Kompostierung in der Bundesrepublik Deutschland eine untergeordnete Rolle spielt.

2.1.3 Grundlagen der Kompostierung von Bioabfällen

Die Kompostierung ist der mikrobielle Abbau der metabolisierbaren organischen Substanz im Bioabfall unter aeroben Bedingungen. Sie hat zum Ziel, ein stabileres Produkt zu erzeugen, das nur noch einem langsamen Ab- oder Umbau unterliegt und als Bodenverbesserer und Düngemittel in den Stoffkreislauf zurückgeführt werden kann. Unter aeroben Bedingungen folgt die Kompostierung dem generalisierten Schema [12]:



Bei der Kompostierung liegt ein heterogenes Substrat in Form fester, unlöslicher Partikel vor. Die wässrige Phase ist limitiert und an die Oberfläche der Substratpartikel gebunden. Die Mikroorganismen wachsen auf der Oberfläche der Substratpartikel in Form von Biofilmen. Der Abbau der organischen Substanz durch die Mikroorganismen erfordert eine komplexe

Folge von Lösungs-, Transport- und Diffusionsvorgängen, die nach [13] wie folgt zusammengefasst werden können:

- Freisetzung und Transport extrazellulärer, hydrolytischer Enzyme zur Substratoberfläche,
- Hydrolyse des polymeren Substrates in niedermolekulare, lösliche Bestandteile,
- Diffusion der gelösten Substrate zur Zelle,
- Transport von Sauerstoff in die Makroporen des Rottegemisches,
- Transport des Sauerstoffs durch die Gas-Flüssigkeits-Grenzschicht,
- Diffusion des Sauerstoffs durch die Flüssigphase,
- Transport des Sauerstoffs in die Zelle,
- aerober Metabolismus in der Zelle.

Im Idealfall wird die leicht abbaubare organische Substanz dabei vollständig zu Kohlendioxid und Wasser umgesetzt, wobei die aus dem mikrobiellen Stoffwechsel freigesetzte Reaktionsenthalpie ΔH_m einen Temperaturanstieg des Rottegemisches bewirkt. Dabei können Temperaturen von 60 bis 80 °C erreicht werden.

Die biochemischen Abbauvorgänge während der Kompostierung werden vor allem durch Mikroorganismen, Nährstoffe, Temperatur, Feuchte, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und das vorhandene Substrat bestimmt.

Bei der Kompostierung wird im Wesentlichen zwischen den Phasen Intensivrotte und Hauptrotte unterschieden. Letztere wird auch Nachrotte genannt. Durch den hohen Gehalt an leicht metabolisierbarer Substanz (z. B. Kohlenhydrate, Fette) im frischen Bioabfall erfolgt zu Beginn der Kompostierung ein rascher Anstieg der mikrobiellen Stoffwechselaktivität und damit der Temperatur. Dieser erste Teil der Kompostierung bis zum Abklingen des Temperaturmaximums wird als Intensivrotte bezeichnet. Die Intensivrotte dauert je nach angewendetem Kompostierverfahren einen Tag bis mehrere Wochen (vgl. Kapitel 2.1.4.4, S. 20 ff.). Hier bedarf es besonderer Aufmerksamkeit in der Prozessführung, um optimale Bedingungen für die Mikroflora im Hinblick auf Temperatur sowie Wasser- und Sauerstoffgehalt zu gewährleisten.

Nach dem Abbau der leicht abbaubaren Fraktion sinkt die Temperatur im Rottegemisch und es erfolgt ein Wechsel der dominierenden Mikroflora, verbunden mit dem verstärkten Abbau höhermolekularer Bestandteile (z. B. Hemizellulose, Zellulose) des Bioabfalls [14]. In der mehrere Wochen bis Monate dauernden Haupt- bzw. Nachrotte erfolgt der Ab- und Umbau schwer verwertbarer Gerüstsubstanzen, wie z. B. der Lignozellulosen. Der entstehende Hu

mus besteht aus aliphatischen und aromatischen Bausteinen mit zahlreichen funktionellen Gruppen und ist aufgrund seiner Struktur ein wichtiger Bestandteil für die Qualität der Bodenstruktur und die Fruchtbarkeit des Bodens [15].

Komposte werden in Kompostrohstoff (Rottegrad I), Frischkompost (Rottegrad II – III) und Fertigkompost (Rottegrad IV – V) unterteilt. Der Rottegrad von Komposten ist ein Indiz dafür, inwieweit die biologisch leichter abbaubare Substanz umgesetzt wurde. Zur Rottegradbestimmung wird ein Selbsterhitzungstest durchgeführt, die erreichte Maximaltemperatur ist für den Rottegrad kennzeichnend [16] (Tabelle 1).

Tabelle 1: Einteilung der Rottegrade entsprechend der Maximaltemperaturen im Selbsterhitzungsversuch nach [16]

Rottegrad	T_{max} (°C)	Produktbezeichnung
I	> 60	Kompostrohstoff
II	50 – 60	Frischkompost
III	40 – 50	Frischkompost
IV	30 – 40	Fertigkompost
V	< 30	Fertigkompost

Im Folgenden werden die Faktoren, die einen wesentlichen Einfluss auf die Abbauprozesse besitzen, beschrieben. Dabei wird insbesondere auf die in den einzelnen Temperaturbereichen vorherrschenden Mikroorganismen, den pH-Wert, Wasser-, Sauerstoff- sowie Nährstoffgehalt eingegangen.

Mikroorganismen und Temperatur

Der optimale Temperaturbereich für einen maximalen Substanzabbau liegt zwischen 45 und 55 °C. Temperaturen über 60 °C führen zu einer Abnahme der mikrobiellen Aktivität und dadurch zu einer Rotteverzögerung [17]. Über 70 °C zeigen nur noch sehr wenige Arten der Gattungen Bacillus, Clostridium sp. und Thermus metabolische Aktivität [18, 19].

Der Hauptabbau der organischen Substanz wird von chemoorganotrophen, aeroben Organismen geleistet. Die dominierenden Mikroorganismen variieren während des Kompostierprozesses in Abhängigkeit von den sich ändernden chemisch-physikalischen Bedingungen. Während der Anfangsphase nimmt die Zahl der thermophilen, heterotrophen, aeroben Bakterien und Pilze bis zum Erreichen des Temperaturmaximums von ca. 60 °C stark zu, wäh

rend die Zahl der mesophilen (maximale Wachstumsraten im Temperaturbereich 20 - 42 °C) Bakterien und Pilze zurückgeht. In dieser Phase werden die leicht abbaubaren Substrate metabolisiert. Der optimale Temperaturbereich für thermophile Pilze und Bakterien liegt bei 45 - 55 °C mit einer maximalen Temperatur von ca. 60 °C [18]. Steigt die Temperatur durch die hohe Stoffwechselaktivität über 60 °C, tritt nach Beffa et al. [20] eine Selbsthemmung der Mikroorganismen auf.

Nach dem Abbau der leicht zugänglichen und metabolisierbaren Substanzen kühlt das Rottegemisch wieder ab und eine gegenläufige Entwicklung der dominierenden Mikroorganismen tritt auf. In diesem fortgeschrittenen Rottestadium nimmt die Zahl der Aktinomyzeten zu. Nach Weppen [19] verläuft ihre Entwicklung langsamer, so dass diese pilzähnliche Strukturen bildenden Bakterien in der frühen Phase der Kompostierung bei hoher Substratkonzentration weniger konkurrenzfähig sind. Des Weiteren beobachteten de Bertoldi et al. [21] die Zunahme zellulolytischer Pilze und Bakterien sowie ligninolytischer Pilze in dieser Rottephase. Diese mesophile Mikroflora im fortgeschrittenen Rottestadium ist für den Abbau der langkettigen Polymere wie Zellulose, Stärke und Pektin verantwortlich. Lignin wird von einer kleinen Gruppe von Pilzen und Aktinomyzeten frühestens einen Monat nach Rottebeginn langsam abgebaut [18]. Nach einer anfänglichen Inhibierung durch die thermophile Phase nimmt die Zahl der Ammonium produzierenden Bakterien stark zu [21]. Nach Spiek et al. [22] ist die Nitrifikation durch Temperaturen über 40 °C ebenfalls eingeschränkt, so dass die Nitrifikationsrate während der Intensivrotte sehr niedrig ist. Die Nitrifikation ist ein strikt aerober, pH- und temperaturbegrenzter Prozess. Er stützt sich auf das Ammonium-N-Angebot. Die Oxidation führt in Gegenwart eines hohen Ammonium-N-Spiegels zur Anreicherung von Nitrat bis zur Stufe des Nitrits [23].

pH-Wert

Der optimale pH-Wert liegt bei der Kompostierung im neutralen Bereich mit gewissen Abweichungen nach der alkalischen bzw. der sauren Seite. Frischmüll weist im Allgemeinen einen neutralen pH-Wert auf. Bei längerer Lagerung in den Vorsortiergefäßen kann der pH-Wert durch eine bereits eingetretene Vorrotte in den schwach sauren Bereich umschlagen. Während des Verlaufs der Rotte wird der pH-Wert durch die Aktivität der Mikroorganismen beeinflusst. Die pH-Werte der Bioabfallkomposte sind in der Regel schwach sauer bis leicht alkalisch (pH 5,5 bis pH 8,5) [24].

Wassergehalt

Ein wesentlicher Faktor für die biochemischen Umsetzungsprozesse im Substrat ist der Wassergehalt. Das Wasser dient als Transportmedium für Nährstoffe und organische Substanzen in die Bakterienzelle. Die durch extrazelluläre enzymatische Vorgänge aufgeschlossenen Nährstoffe können nur in molekular gelöster Form durch die Zellwand in das Innere der Mikroorganismen gelangen. Die Bakterien müssen praktisch mit einem Wasserfilm umgeben sein.

Die optimalen Wassergehalte zu Beginn der aeroben Intensivrotte bewegen sich je nach Struktur und Partikelgröße des zu kompostierenden Abfalls zwischen 40 und 60 Gew.-% bezogen auf die Frischsubstanz [14]. Grünabfälle mit Wassergehalten unter 20 Gew.-% können nicht direkt kompostiert werden, weil die für mikrobiologische Abbauvorgänge notwendige Mindestmenge an Wasser nicht ausreichend ist. Der Wassergehalt sollte bei der Kompostierung zu Rottebeginn nicht über 70 Gew.-% liegen, da ein hoher Wassergehalt zu anaeroben Verhältnissen und verlangsamten Abbauprozessen führen kann.

Durch Zuführung von Prozesswasser oder von trockenen Strukturstoffen kann der Wassergehalt den verfahrensspezifischen Anforderungen angepasst werden. Der Wassergehalt kann sich je nach Rottetemperatur, Umsetz- oder Belüftungsintensität, durch das Eindringen von Niederschlagswasser oder Wasserverdunstung, z. B. durch die mikrobiell erzeugte Wärmeenergie, verändern. Im Innern des Rottekörpers sind aufgrund der höheren Temperaturen die Wassergehalte niedriger als in den Randbereichen, wo ein Teil des im Inneren freigesetzten Wassers kondensiert.

Sauerstoffversorgung

Während der Rotte muss eine ausreichende Sauerstoffversorgung gewährleistet sein. Dabei wird zwischen passiver und aktiver Belüftung unterschieden. Einflussgrößen für die passive Sauerstoffversorgung der Mikroflora sind die mechanische Struktur des Rottegutes, d. h. die Luftgängigkeit des Materials, der Wassergehalt, der Sauerstoffpartialdruck im Porenvolumen sowie der Sauerstofftransport in den Biofilm. Um eine optimale Belüftung des Rottegemisches zu gewährleisten, müssen eine ausreichende Porosität sowie ein ausreichendes freies Luftporenvolumen vorhanden sein. Der Wassergehalt in den Poren verringert das freie Luftporenvolumen des Rottegemisches. Eine zunehmende Porosität und ein zunehmendes freies Luftporenvolumen verringern den Strömungswiderstand und ermöglichen eine bessere Belüftung des Rottegutes. Nach Haugh [13] beträgt das optimale freie Luftporenvolumen (definiert als Verhältnis des freien Gasvolumens in den Poren zum Gesamtvolumen) für die meisten Substrate und Kompostierverfahren rund 30%. Neben dem freien Luftporenvolumen

beeinflusst ein hoher Wassergehalt den Sauerstofftransport in den Biofilm. Der Diffusionskoeffizient von Sauerstoff in Wasser ist etwa um den Faktor 10^4 kleiner als in der Gasphase. Das bedeutet, dass mit zunehmender Dicke des Wasserfilms auf den Substratpartikeln die Diffusionswege länger werden und die Sauerstoffversorgung verringert wird. Für die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen innerhalb der wässrigen Phase ist grundsätzlich ein hoher Sauerstoffgehalt im Porenvolumen vorteilhaft, da der Sauerstofftransport in der flüssigen Phase neben der Temperatur, wie bereits beschrieben, von der Dicke der flüssigen Phase sowie vom Konzentrationsgradienten abhängt. Nach [25] wird von einem ausreichenden Sauerstoffgehalt ausgegangen, wenn dieser zwischen 10 und 18% der Zuluft liegt. Durch eine gute Prozesssteuerung kann dies ohne Schwierigkeiten gewährleistet werden.

Bei der aeroben Abfallbehandlung stehen Luftversorgung und Feuchtigkeitsbedarf in Konkurrenz zueinander. Ein hohes Luftporenvolumen führt auf Dauer zur Austrocknung und damit zum Stillstand der Rotte. Wassergesättigte Poren dagegen versperren den Luftzutritt und lassen das System anaerob werden, was den Abbau verlangsamt. Während der Intensivrottephase ist aufgrund des hohen Sauerstoffbedarfs in der Regel eine Aktivbelüftung erforderlich. Dies kann durch Druck- oder Saugbelüftung erfolgen, wobei darauf geachtet werden muss, dass das Material nicht austrocknet. Neben dem Aspekt der Sauerstoffversorgung ist die Belüftung des Materials auch für den Wärmetransport wichtig. Ein Wärmeaustrag aus dem Prozess erfolgt durch Wärmestrahlung über die Oberfläche des Rottegutes, über Wärmetransport durch die Abluft und durch die Verdunstung und den Austrag von Wasserdampf über die Abluft. Den größten Anteil am Wärmeaustrag hat dabei der Wasserdampf. Nach [17] wurden für einen Laborreaktor Anteile am Wärmeaustrag von 88% über Verdampfung, 10% durch Konvektion der trockenen Luft und 2% über Wärmeleitung ermittelt. Die Wärmeabstrahlung wurde in [17] nicht betrachtet.

Nährstoffversorgung

Um einen optimalen aeroben Abbau zu erzielen, sind diesbezüglich verschiedene Randbedingungen einzuhalten. Neben den organischen Kohlenstoffverbindungen müssen Stickstoff, Phosphor und Kalium sowie Spurenstoffe ausreichend vorhanden sein. Als charakteristische Größe für die Nährstoffversorgung wird das Kohlenstoff:Stickstoff-Verhältnis (C:N-Verhältnis) herangezogen, das zwischen 20:1 bis 40:1 im Ausgangsmaterial der Rotte liegen sollte [26]. In Bioabfällen beträgt das C:N-Verhältnis je nach Zusammensetzung der erfassten Abfälle in der Regel 15:1 bis 30:1 und liegt damit im optimalen Bereich bzw. nur wenig darunter [27]. Höhere C:N-Verhältnisse lassen einen hohen Anteil von schwer abbaubaren Stoffen erwarten und verzögern den Abbauprozess. So werden z. B. ligninreiche Abfälle während der vergleichsweise kurzen Rottedauer in Bioabfallkompostieranlagen kaum angegriffen, da sie nur

unter statisch-aeroben, das Pilzwachstum fördernden Bedingungen, abgebaut werden können. Bei der Kompostierung von Bioabfällen mit höheren Proteingehalten und engen C:N-Verhältnissen unter 17:1 bis 25:1 werden geruchsintensive schwefelorganische Verbindungen und Ammoniak freigesetzt. Bei verminderter Säurebildung durch ein abnehmendes Angebot an leicht abbaubaren Kohlenhydraten und dem damit verknüpften Umschlag des pH-Werts in den neutralen Bereich kann es angesichts der Wärmeentwicklung zur Verflüchtigung des Ammoniaks aus dem Rottekörper kommen. Bei einem hohen Anteil an Küchenabfällen können Konzentrationen von bis zu 600 ppm Ammoniak in der Abluft erreicht werden, die nicht nur ein Geruchsproblem, sondern auch ein ökologisches Gefährdungspotenzial darstellen [28].

2.1.4 Logistik und Verfahrenstechnik der Bioabfallkompostierung

2.1.4.1 Bioabfallaufkommen

Zu den Bioabfällen gehören kompostierbare Küchen- und Gartenabfälle, die in der Regel über zusätzlich bereitgestellte Behälter im Holsystem getrennt erfasst werden.

Prinzipiell sind alle nativ-organischen Abfälle kompostierbar. Bei den Stoffkatalogen für die Bioabfallsammlung werden aber aus hygienisch-ästhetischen Gründen häufig verschiedene Stoffe ausgeschlossen, die Geruchsprobleme (z. B. nasse, strukturarme Abfälle) oder das Auftreten von Ungeziefer fördern können (z. B. Fleisch). Stoffe, die aufgrund von Fremd- und Schadstoffen die Kompostqualität wesentlich beeinträchtigen können, z. B. Staubsaugerbeutel, Asche, behandeltes Holz, Düngemittelreste etc., sind ebenfalls von der Bioabfallfassung ausgeschlossen. Gut geeignet für die Kompostierung sind z. B. Gartenabfälle (Blumen, Laub, Baum- und Strauchschnitt), Obst- und Gemüseabfälle, Tee- und Kaffeesatz, Küchenpapier und ähnliches.

Verschiedene durchgeführte Untersuchungen zum Mengenaufkommen und zur Zusammensetzung organischer Abfälle aus privaten Haushalten zeigen, dass die erfassbare Menge von Bioabfällen im Wesentlichen abhängig ist von

- der Gebiets- und Sozialstruktur des Sammelgebiets,
- der Teilnehmerquote,
- dem Behälter- und Abfuhrsystem sowie
- der Abfall- und Gebührensatzung.

In Wohngebieten mit aufgelockerter, ländlicher Bebauung sind die getrennt erfassbaren organischen Bioabfallmengen aufgrund des höheren Grünflächenanteils mit rd. 100 - 180

kg/E/a wesentlich höher als in verdichteten, städtischen Gebieten, wo das Bioabfallaufkommen zwischen rund 50 und 70 kg/E/a liegt [27, 29].

Das Aufkommen an Gartenabfällen korreliert eng mit der Grundstücks- bzw. Gartengröße und bewegt sich innerhalb einer weiten Spanne von 20 - 250 kg/E/a. Die getrennt erfassbaren Gartenabfallmengen (ohne den auf den Grundstücken verbleibenden Teil) werden auf 20 - 150 kg/E/a bezogen auf den teilnehmenden Einwohner geschätzt [27].

Das Potenzial an Küchenabfällen wird auf 50 - 80 kg/E/a geschätzt, erfassbar sind davon etwa 30 - 70 kg/E/a. Das personenspezifische Aufkommen an Küchenabfall wird vom Verhältnis externer zu häuslicher Nahrungsaufnahme bestimmt. Entscheidenden Einfluss auf die erfassbare Menge an Küchenabfällen haben neben der Anschlussquote auch die Sortieranleitung für Küchenabfälle und die individuelle Trennleistung der Sammelteilnehmer. Eine geringe Erfassungsquote für Küchenabfälle kann auch die Folge mangelnder Trennleistung sein, da die in den Haushalten im Schnitt anfallende Menge an organischen Küchenabfällen mit ca. 190 g pro Einwohner und Tag vergleichsweise gering ist und diese häufig als unbedeutend eingestuft und in den Restabfall geworfen wird [30].

Die Abfallsatzung und Gebührenordnung der Kommunen beeinflussen maßgeblich den Umfang an erfassbaren Bioabfällen. Von besonderer Bedeutung ist, ob die Gebührenregelungen finanzielle Anreize zur Eigenkompostierung geben, oder ob durch Anschluss- und Benutzungszwänge und degressive Abfallgebühren die Anzahl der Eigenkompostierer zurückgeht. Eine kostengünstige Abfuhr mit großzügigen Behältervoluminas führt zu einem überproportionalen Anwachsen des Bioabfallaufkommens, weil dadurch die Sammelleidenchaft gefördert und der Anreiz zur Eigenkompostierung geschmälert wird. Durch ein knappes Angebot an Behälterkapazität, eine progressive Gebührengestaltung sowie eine finanzielle Förderung der Eigenkompostierung kann man das öffentlich zu fassende Bioabfallaufkommen begrenzen. Bei einer ca. um 25% bzw. 50% zurückgehenden Eigenkompostierungsquote kann das Bioabfallaufkommen auf 150 - 180 kg/E/a bei flächendeckender Einführung der Biotonne ansteigen, auch wenn eine Befreiung vom Anschlusszwang möglich ist. Die Einführung einer freiwilligen Bioabfallentsorgung mit mengen- und leistungsabhängigen Banderolen- oder Wertmarken-Gebührensyste-men kann im Gegensatz dazu bewirken, dass die einwohnerbezogene Bioabfallmenge bis auf 34 kg/E/a zurückgeht [31].

2.1.4.2 Behältersysteme und Sammelfahrzeuge zur Bioabfallerfassung

Eine Vielzahl von Systemen und Systemkombinationen zur getrennten Erfassung des Bioabfalls haben in den vergangenen Jahren in der praktischen Anwendung ihre Leistungsfähigkeit unter Beweis gestellt. Je nach Siedlungsstruktur und Art der gewählten Sammlungsmethode kommen Hol- und Bringsysteme oder auch Kombinationen aus beiden zur Anwendung.

Die getrennte Erfassung von Bioabfällen aus Haushalten erfolgt derzeit überwiegend im Holsystem über die Biotonne. Es werden vorrangig Müllgroßbehälter (MGB) mit 80 - 240 l Fassungsvermögen eingesetzt, die sich vom Restabfallbehälter lediglich durch ihre Farbgebung unterscheiden. Unter dem Aspekt der Wirtschaftlichkeit hat sich bei diesem Zwei-Behälter-System (Restabfalltonne/Biotonne) die alternierende 14-tägige Abfuhr je Fraktion durchgesetzt. Eine weitere Möglichkeit der Bioabfallerfassung ist das MEKAM-System. Hier werden zwei Abfallarten (Restabfall und Bioabfall) in getrennten Kammern im gleichen Behälter erfasst. In diesem Behälter befindet sich also eine vertikale Trennwand, ebenso ist auch das Sammelfahrzeug aufgebaut. Dem Vorteil der zeitgleichen Abfuhr von Bioabfall und Restmüll stehen als Nachteile der unterschiedliche Füllungsgrad der Kammern des Sammelfahrzeuges und die erhöhte Gefahr von Fehlwürfen gegenüber. In einigen Kommunen erfolgt die Erfassung der Bio- und Gartenabfälle ausschließlich oder ergänzend über Bioabfallsäcke aus Papier bzw. Plastik. Während die Kunststoffsäcke aussortiert werden müssen, verrotten die Papiersäcke in der Kompostieranlage in der Regel problemlos. Bei sehr feuchten Abfällen durchnässen sie allerdings schnell und können reißen. Für Grünabfälle bietet sich auch die Möglichkeit der Getrennterfassung über ein Bringsystem. Dazu werden an zentralen Plätzen beaufsichtigte Container aufgestellt. Zudem werden auch Straßensammlungen durchgeführt.

Für die separate und teilintegrierte Abfuhr von Bioabfällen werden heute konventionelle Sammelfahrzeuge, d. h. Drehtrommel- bzw. Pressplattenfahrzeuge, eingesetzt. Beim Einsatz von Drehtrommelfahrzeugen treten durch das Rotieren der Trommel während des Sammelvorgangs Scherkräfte auf, die Gebinde im Bioabfall aufreißen. Zusätzlich wird der Kompostrohstoff infolge des Rotationsvorgangs stark homogenisiert, was sich positiv auf den Rottevorgang auswirkt. Bei Bioabfällen mit geringem Strukturanteil (Küchenabfall aus innerstädtischer Bebauung) wirkt sich die Erfassung mit Drehtrommelfahrzeugen nachteilig auf den anschließenden Rotteprozess aus. Hier bewirkt die Rotation eine Zerstörung der sowieso geringen Strukturstoffe [32]. Für die Fremdstoffentnahme vor dem Rotteprozess wirkt sich die Rotation ebenfalls negativ aus. So werden z. B. im Bioabfall vorhandene Plastiktüten zerkleinert und lassen sich nur mit personellem bzw. verfahrenstechnischem Mehraufwand

entfernen. Durch den Rotationsvorgang können auch die Kompostrohmaterialien ineinander verwoben und die darin enthaltenen Fremdstoffe fest eingebunden werden.

Der Einsatz von Pressplattenfahrzeugen garantiert eine schonendere Behandlung des Materials. Das kann bei der Fremdstoffauslese von Vorteil sein. Sehr inhomogene Kompostrohstoffe müssen allerdings dann vor dem Einbringen in den Rotteprozess homogenisiert werden. Beim Pressplattenfahrzeug empfiehlt sich die Installation einer Rückhaltevorrichtung für frei werdendes Presswasser aus sehr feuchten Abfällen (Obstabfälle, Rasenschnitt) unmittelbar an der Abkippkante, um den Austritt des Presswassers zu unterbinden [33].

Das Mehrkammerfahrzeug (MEKAM) entspricht im Hinblick auf die Technik dem Pressplattenfahrzeug. Der Aufbau ist hier aber vertikal bzw. längs geteilt und beide Kammern können unabhängig voneinander befüllt, verdichtet und entleert werden.

Zur Verbesserung der Qualität der Kompostrohstoffe aus der Bioabfallsammlung werden im Allgemeinen vor Entleerung der Biotonne stichprobenartige optische Kontrollen hinsichtlich der enthaltenen Fremdstoffe vom Sammelpersonal durchgeführt. Erkannt werden alle größeren Verunreinigungen, die sich an der Oberfläche befinden. Bei enthaltenen Fremdstoffen wird dann der Abfallerzeuger auf diesen Sachverhalt hingewiesen, meist durch Anbringen eines Kärtchens, die Biotonne muss entweder nachsortiert oder bei der nächsten Restmüllabfuhr entsorgt werden. Neben Sichtkontrollen können fremdstoffbehaftete Biotonnen auch über automatisch arbeitende Detektoren erkannt werden. Im Unterschied zur Sichtkontrolle wird hierbei der gesamte Inhalt der Biotonne untersucht. Die elektronische Überprüfung der Biotonnen muss sich dem Nachweis eines Indikators für Fremdstoffe bedienen, da die Erkennung von reinen Kunststoffen, Textilien, Chemikalien etc. technisch nicht möglich ist. Das auf dem Markt befindliche Detektionssystem der Fa. Maier & Fabris, Tübingen, registriert Eisen- und Nichteisenmetalle. Der eigentliche Detektor des Fremdstofferkennungssystems befindet sich an der Kammschüttung von Sammelfahrzeugen unterhalb der Behälteraufnahme. Die Messung erfolgt während des Anhängens der Biotonne an die Schüttung. Bei Vorhandensein von Fremdstoffen werden optische und akustische Signale angezeigt und bei entsprechender Einstellung am zugehörigen Bordrechner wird die Entleerung der Biotonne durch Blockieren des Schüttungssystems verhindert. Die Detektion erfolgt über die Wirbelstromtechnik. Im Detektor sind Sende- und Empfängerspule sowie eine Elektronik für die Signalauswertung untergebracht. Die Suchempfindlichkeit kann variiert werden. Das Detektionssystem reagiert nur auf metallhaltige Gegenstände. Da sich aber viele Verbraucher dessen nicht bewusst sind, werfen sie auch keine anderen Fremdstoffe in die Biotonnen.

2.1.4.3 Aufbereitung der Bioabfälle

Zur Optimierung des Rotteprozesses sowie der Gewährleistung einer hohen Produktqualität ist die Aufbereitung der Kompostrohstoffe vor Einbringen in den Rotteprozess unerlässlich. Je nach Ausgangsmaterial, Verfahren und Anlagentechnik ist das Material entsprechend zu behandeln. Hierbei stehen zwei Funktionen im Vordergrund:

- Entfernung der vorhandenen Fremdstoffe,
- Optimierung des Bioabfalls für den Rotteprozess.

Fremdstoffe sind im Bioabfall und im Kompost unerwünscht und werden deshalb auch als Störstoffe bezeichnet. Der Eintrag dieser Stoffe findet bei der Sammlung statt, die im Falle von häuslichem Bioabfall über Biotonnen erfolgt. Die Zusammensetzung der Fremdstoffe erstreckt sich über die gesamte Stoffpalette, die sich auch im Restabfall befindet. Beim Eintrag von Fremdstoffen unterscheidet man den Eintrag im Haushalt und den Eintrag am Behälterstandort. Während im Haushalt in der Regel Fehlwürfe von jeweils kleinen Abfallmengen stattfinden, können die Fehlwürfe am Behälterstandort dagegen ganze Restabfallbeutel beinhalten. Die im Haushalt zur getrennten Sammlung von Bioabfall oft verwendeten Kunststoffbeutel stellen einen bedeutenden Anteil der Verunreinigungen dar. Der spätere Anteil an Kunststoffen im Kompost ist proportional abhängig vom ursprünglichen Kunststoffgehalt im Bioabfall. Kunststoffteile stellen zwar gewichtsmäßig eine relativ unbedeutende Verunreinigung im erzeugten Kompost dar, doch kommt ihrer optischen Relevanz große Bedeutung zu. Werden die Plastikteile im Aufbereitungsprozess nicht zu stark zerkleinert (z. B. durch Verwendung langsam laufender Schrauben- bzw. Schneckenmühlen), so ist eine Absonderung durch Windsichtung möglich. Hohlglas (Flaschen, Gläser) kann dem Materialstrom relativ einfach manuell entzogen werden. Wird jedoch im Verfahrensablauf eine Zerkleinerung, insbesondere mit schnell laufenden Aggregaten (z. B. Hammer- oder Prallmühlen) durchgeführt, gestaltet sich die Bruchglasabscheidung bedeutend schwieriger.

Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg wurde an der Universität Tübingen eine Untersuchung über die Zusammensetzung von Bioabfällen im jahreszeitlichen Verlauf durchgeführt. Dabei wurden, je nach städtisch bzw. ländlich geprägtem Sammelgebiet, Fremdstoffgehalte von ca. 1 bis 3 Gew.-% gefunden (Tabelle 2). Fremdstoffe im Bioabfall, insbesondere Metalle, Glas und Kunststoff, wurden in wesentlich größeren Anteilen im städtisch strukturierten Sammelgebiet gefunden. Im ländlichen Bereich sind in erster Linie Kunststoff-Folien für den Fremdstoffeintrag verantwortlich. Der Kunststoffanteil im gesammelten Bioabfall betrug zwischen 0,12 und 0,98 Gew.-%; das entspricht im Durchschnitt ca. 25 Gew.-% des Fremdstoffgehaltes [34].

Tabelle 2: Fremdstoffanteile im Bioabfall in Gew.-% (Nassbasis) [34]

Fraktion	ländlich		städtisch	
	Aug 95	Jan 95	Aug 95	Feb 95
Papier bunt	0,81	0,55	1,41	0,96
Kunststoff	0,35	0,12	0,98	0,77
Glas	0,00	0,00	0,02	0,03
Textilien	0,05	0,00	0,31	0,44
Zigaretten	0,01	0,00	0,03	0,02
Staubsaugerbeutel	0,00	0,00	0,00	0,03
Windeln/Binden	0,00	0,00	0,43	0,01
Metall	0,19	0,10	0,19	0,16
Störstoffe gesamt	1,42	0,77	3,36	2,41

Die Fremdstoffgehalte liegen auf Trockensubstanzbasis wesentlich höher als auf Nasssubstanzbasis, da die meisten Fremdstoffe, wie Glas, Kunststoffe, Metalle geringe Wassergehalte aufweisen. Bei sehr hohem Fremdstoffanteil ist bei allen Verfahren ein arbeitsintensives manuelles Auslesen an Sortierbändern unverzichtbar. Über Fremdstoffe werden zusätzlich organische und anorganische Schadstoffe in das Rottegut eingetragen, die z. B. im Falle von Schwermetallen über Abrasur oder Säureangriff in das Rottegut übergehen [35]. Weiterhin können durch größere Fremdkörper wie Fahrradketten, Metallstangen etc. die maschinellen Ausrüstungen im Kompostwerk stärker beansprucht und damit die Verschleißerscheinungen erhöht werden. Häufig unterschätzt wird, dass durch Fremdstoffe der Anteil an Abfällen zur Beseitigung im Kompostwerk enorm ansteigen kann. Nicht nur die eigentlichen Fremdstoffe müssen beseitigt werden, sondern auch die mitabgeschiedenen Organik- bzw. Kompostanhaftungen. Die Fremdstoffauslese sollte in jedem Fall vor dem eigentlichen Rotteprozess erfolgen, um Fremd- und Schadstoffeinträge in den Kompost auszuschließen oder wenigstens zu minimieren.

Die Materialaufbereitung muss weiterhin eine Auffaserung und Zerkleinerung des Grünabfalls aus Haushalten, Gewerbe, Kommune etc. sowie des Bioabfalls aus Haushalten beinhalten, um den Mikroorganismen eine große Angriffsfläche zum mikrobiellen Aufschluss zu bieten. Zudem soll dadurch eine Durchmischung und Homogenisierung des Rottematerials erreicht werden. Die Zerkleinerung des Rotteausgangsmaterials erfolgt in den häufigsten Fällen durch schnell laufende Hammer- oder Prallmühlen. Hammermühlen arbeiten mit einer Umdrehungszahl von 500 bis 1000 U/min. Dementsprechend hoch ist der Verschleiß der Werkzeuge, insbesondere bei hohen Gehalten an Steinen und Metallen im Bioabfall. Im zu bearbeitenden Material noch enthaltene Kunststoffe werden stark zerkleinert, so dass eine Abtrennung im Nachhinein fast unmöglich ist. In einigen Fällen werden aber auch langsam laufende Aggregate (Schrauben- oder Schneckenmühlen, Rotorscheren) eingesetzt. Rotorscheren und Schraubenmühlen arbeiten mit kleiner Umdrehungszahl, z. B. 20 bis 60 U/min.

Bei langsam laufenden Aggregaten erfolgt eine intensive Vermischung, die Zerkleinerungswirkung kann ebenfalls als relativ gut eingeschätzt werden.

Bei fast allen Kompostierungsverfahren ist ein gewisser Mindeststrukturanteil für einen aeroben Rotteverlauf notwendig, der üblicherweise in Form von gehäckseltem Baum- und Strauchschnitt dem Bioabfall zugegeben wird. Besonders in den Wintermonaten, wenn die Fraktion der Küchenabfälle überwiegt und die Wassergehalte des Rotteausgangsmaterials bis zu 75 Gew.-% (Nassbasis) betragen können, ist eine Strukturzugabe unverzichtbar. In dieser Phase ist auch ein gewisser Papieranteil zur Aufnahme der Feuchte vorteilhaft. Bei zu trockenen Abfällen kann Wasser zugegeben werden.

Die Mischung und Homogenisierung der Abfälle kann beim Aufsetzen der Mieten durch einen Radlader erfolgen. Soll eine größere Effektivität des Mischvorgangs erzielt werden, so können zusätzlich separate Mischaggregate (z. B. Mischtrommeln) eingesetzt werden.

2.1.4.4 Rotteverfahren

Die Unterschiede zwischen den derzeit angewendeten Bioabfallkompostierungsverfahren liegen in der Art und Weise, wie die Intensiv- und die Haupt- bzw. Nachrotte durchgeführt wird. Als Intensivrotte wird derjenige Teil des Behandlungsprozesses bezeichnet, bei dem aus den angelieferten Bioabfällen ein aus human- und phytohygienischer Sicht ausreichend aufbereiteter so genannter Frischkompost erzeugt wird (siehe Tabelle 1, S. 10). Die Intensivrottedauer beträgt je nach angewendeter Verfahrenstechnik zwischen einem Tag und mehreren Wochen (Abbildung 2). Während der Haupt- bzw. Nachrotte, die im Gegensatz zur Intensivrotte mehrere Monate dauern kann, wird der volumen- und wasserreduzierte Frischkompost weiter abgebaut und über Humifizierungsvorgänge stabilisiert. Die Rotte dauert in der Regel von der Abfallanlieferung bis zur Erreichung einer guten Fertigkompostqualität zwischen drei und vier Monaten. Diese Zeitspanne kann verkürzt werden, wenn aufgrund geringer Anforderungen an den Rottegrad Frischkompost abgegeben werden kann. Frischkompost kann jedoch durch die darin enthaltenen Butter-, Propion- oder Essigsäuren die Keimung und das Wachstum empfindlicher Pflanzen hemmen [36].

Die auf dem Markt angebotenen Bioabfallkompostierungsanlagen unterscheiden sich in der Führung der Intensivrotte, die

- dynamisch (Rottetrommel),
- halbdynamisch (Mieten mit regelmäßiger Umsetzung, z. B. Tunnel-/Zeilenkompostierung) oder

- statisch (Boxen-/Container- und Brikollareverfahren)

erfolgen kann (Abbildung 2).

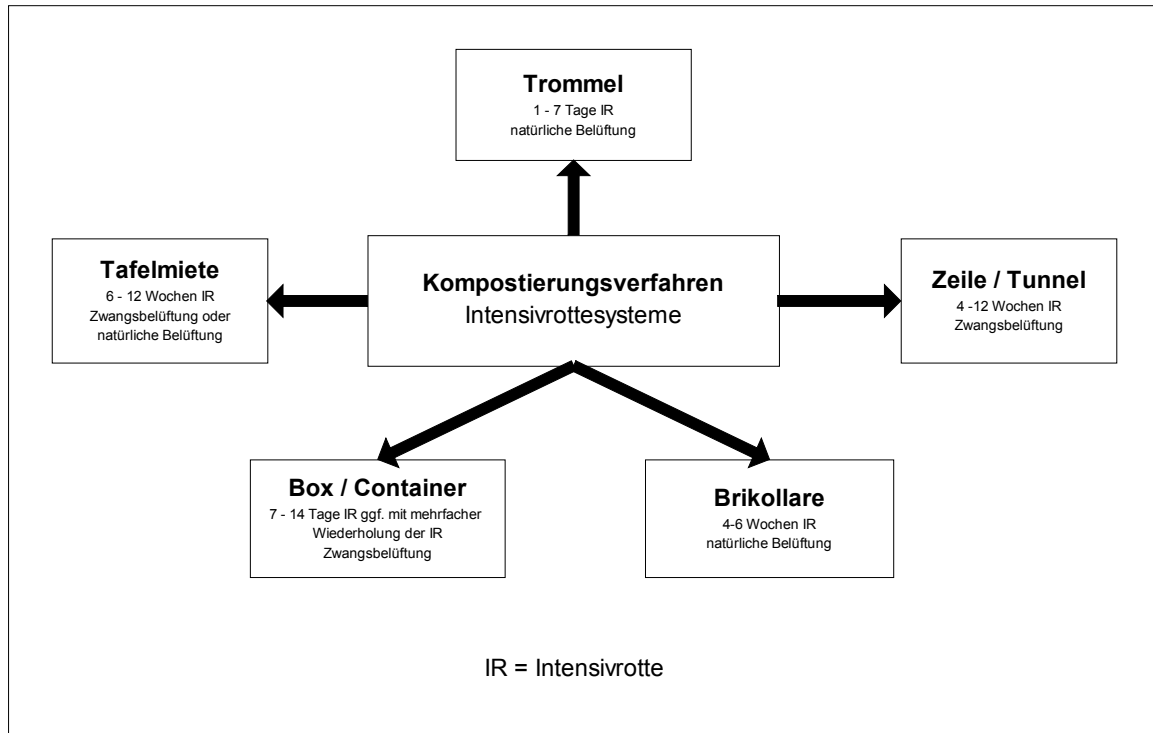


Abbildung 2: Intensivrottesysteme der Bioabfallkompostierung [37]

Bei der dynamischen Kompostierung mit Rottetrommeln werden die vorzerkleinerten Bio- und Grünabfälle homogenisiert und mit Strukturmaterial vermischt. Während der ein bis sieben-tägigen Intensivrotte bei Temperaturen zwischen 45 und 55 °C wird der Bioabfall kontinuierlich bewegt, durch natürliche Belüftung mit Sauerstoff versorgt und die abgeführte Abluft über Biofilter desodoriert. Anschließend erfolgt eine Aussortierung von Fremdstoffen und das Material wird dann in überdachten Trapezmieten der Hauptrotte überlassen. Da die zur Hygienisierung benötigte Temperatur in der Intensivrotte nicht erreicht wird, findet diese demzufolge erst in der Mietenrotte statt. Trommelsysteme mit kurzen Aufenthaltszeiten haben primär die Funktion der optimalen Materialaufbereitung. Die Bedeutung der dynamischen Kompostierung hat, angesichts des hohen Investitionsaufwandes im Vergleich zum erreichten Rottegrad und aufgrund der aus Geruchsgründen dennoch erforderlichen Einhausung der Hauptrotte, in der jüngsten Zeit stark nachgelassen.

Die halbdynamische Mietenkompostierung in offenen oder gekapselten, prozessgesteuerten Anlagen zählt inzwischen zu den am häufigsten angewandten Verfahren zur Bioabfallkom-

postierung. Die offene Mietenkompostierung als aufgeschüttetes Haufwerk ist die Urform der Kompostierung. Für den Rotteverlauf ist ein bestimmtes Abfallvolumen erforderlich, um die Auskühlung der Mieten bei zu großer Mietenoberfläche in Relation zum Volumen möglichst gering zu halten. Offene Mietenkompostierung kann auf einer überdachten oder nicht überdachten Fläche in Form von Dreiecks- oder Trapezmieten belüftet oder unbelüftet erfolgen. Bei unbelüfteten Systemen erfolgt der Sauerstoffeintrag durch Diffusion, Thermik oder manuelles Umsetzen. Die Größe der Mieten richtet sich nach den verwendeten Umsetzaggagaten und nach der Art der Kompostrohstoffe. Die Mietenrotte dauert ca. drei bis sechs Monate. Zu den wesentlichen Vorteilen der offenen Mietenkompostierung gehören ihre sehr kostengünstige Realisierbarkeit sowie das jederzeit mögliche Eingreifen in die Bioprozessführung. Nachteilig ist zu bewerten, dass die offene Lagerung der Mierte keine gezielte Beeinflussung der Temperaturentwicklung zulässt und Geruchsemissionen nicht zu verhindern sind. Der Einsatzbereich der offenen Mietenkompostierung als Rottesystem liegt gegenwärtig bei einer Durchsatzleistung von maximal 3.000 t/a. Ältere Anlagen arbeiten mit einer früher gesetzlich geregelten Durchsatzleistung von maximal 6.500 t/a. Bei größeren Durchsatzmengen werden aus Gründen der Geruchsminimierung sowie der Reduzierung der Rotteflächen gekapselte Rottesysteme eingesetzt. Gekapselte Rottesysteme arbeiten in der Regel prozessgesteuert und vollautomatisch. Die Belüftung der gekapselten Mieten erfolgt häufig durch eine Zwangsbelüftung (Druck- oder Saugbelüftung) sowie zusätzliche Umsetzvorgänge. Die zwangsbelüfteten Mieten werden je nach Konsistenz der Bio- und Grünabfälle in meist wöchentlichen Abständen mit Schaufelrädern oder Schneckenfräswellen aufgelockert oder neu aufgesetzt. Gleichzeitig werden Rottetemperatur, Sauerstoff- und Wassergehalt gemessen und gegebenenfalls optimiert. Da die Umsetzmaschinen lichte Höhen von 6 - 10 m benötigen, die Mieten jedoch je nach Auslastung der Behandlungskapazitäten nur 2,50 - 3,30 m hoch sind, fallen große Abluftmengen an, die zu desodorieren sind. Das in der Halle oder in den Abluftleitungen anfallende Sickerwasser und Kondensat kann teilweise zur Bewässerung des Komposts oder zur Befeuchtung des Biofilters verwendet werden. Der Vorteil der halbdynamischen gekapselten Mietenkompostierung ist, dass durch die prozessgesteuerte vollautomatische Rotteführung vergleichsweise gute Abbaubedingungen geschaffen werden können, ohne die Beschäftigten der keim- und geruchsbelasteten Hallenatmosphäre auszusetzen, da diese in der Halle nicht tätig werden müssen. Zu den größten Nachteilen des Verfahrens gehören die korrosive Hallenluft, die geruchsbeladenen Abluftmengen und der Sickerwasser- und Kondensatüberschuss. Die gegenwärtig betriebenen Anlagen, die Durchsatzkapazitäten zwischen rund 10.000 und 65.700 t/a aufweisen, verarbeiten im Durchschnitt 30.000 t/a [37].

Die Zeilen- sowie die Tunnelkompostierung können als modulare Mietenkompostierung bezeichnet werden. Die Zeilenkompostierung findet in einem geschlossenen Rottegebäude

statt. Es enthält eine automatische Beschickungsanlage, die Rottezeilen mit automatischem Umsetz- und Mischgerät, die Be- und Entlüftung, die Be- und Entwässerung sowie eine automatische Austragsvorrichtung. Bei der Zeilenkompostierung wird das Rottegut in verschiedenen befestigten, nach oben offenen Rottezeilen abgelegt, die durch feste Zwischenwände voneinander getrennt sind. Die zerkleinerten und homogenisierten Rotteausgangs- und Strukturmaterialien werden am Anfang einer Zeile aufgegeben und erreichen durch regelmäßige automatisierte Umsetzvorgänge mit Vorwärtsbewegung deren Ende. Das Rottegut wird über am Boden angebrachte Belüftungszonen mit Sauerstoff versorgt und kann bei Bedarf bewässert werden. Die Abluft wird abgeführt und über Biofilter desodoriert. Die Tunnelkompostierung ist die überdachte Form der Zeilenkompostierung, das heißt sie verschließt die nach oben offenen Zeilen zu einem Tunnel, um so das Abluftvolumen möglichst gering zu halten. Umsetz- und Belüftungstechnik sind analog der Zeilenkompostierung. Die Nachrotte kann gezielt mit der Hallenablufdruck belüftet werden. Dadurch wird das Material getrocknet, stabilisiert und dient gleichzeitig als Biofilter für die Hallenablufdruck. Die Hauptvorteile der Zeilen- und Tunnelkompostierung sind die einfachen Erweiterungsmöglichkeiten und die Option einer getrennten Behandlung verschiedener Abfallchargen [37].

Bei den statischen Boxen- bzw. Containerverfahren, die aufgrund ihres mittleren Fassungsvermögens von 20 bis 60 m³ auch für die Behandlung kleiner Abfallmengen geeignet sind, wird der Rotteverlauf von der Aufbereitung und Mischung der Bioabfälle bestimmt. Der Mindestanteil an strukturreichen Grünabfällen sollte bei 15 Gew.-% (Nassbasis) liegen, um zu verhindern, dass unerwünschte anaerobe Abbauprozesse stattfinden. Bei beiden Verfahren erfolgt die Intensivrotte in einem abgeschlossenen zwangsbelüfteten Raum. Die Belüftung erfolgt über einen gelochten Reaktorboden. Ziel der Intensivrotte ist es, innerhalb von 7 bis 14 Tagen einen möglichst großen Massenabbau zu erzielen und gleichzeitig eine Hygienisierung des Materials sicherzustellen. Nach Durchlaufen der Intensivrotte liegt in der Regel ein Frischkompost vor (Rottegrad I bis II). Zur weiteren Aufbereitung (Rottegrad III bis V) kann der Frischkompost anschließend einer Nachrotte in Form von Dreiecks-/Tafelmieten zugeführt oder erneut in den Bioreaktor verbracht werden.

Der Vorteil dieser Systeme ist, dass über rottespezifische Parameter (Temperatur, CO₂-Gehalt, O₂-Gehalt) der Rotteverlauf überwacht und mittels Belüftungsintensität gesteuert werden kann. Durch das geschlossene System und die entsprechenden Steuerungsmöglichkeiten ist eine gute Kontrolle der Emissionen gegeben. Entstehende Sickerwässer und Kondensate können in den Rotteprozess zurückgegeben bzw. einer geordneten Entsorgung zugeführt werden. Durch die Ablufferfassung und -behandlung können die Geruchsemissionen in diesem Rotteabschnitt minimiert werden. An geruchssensiblen Standorten sind die Boxen und Container von einer zusätzlichen druck- oder saugbelüfteten Halle umgeben,

weil es während der Beschickung und Entleerung der Boxen zu Geruchsfreisetzungen kommen kann. Das Einsatzspektrum der Container- und Boxenkompostierung liegt aufgrund ihrer modular aufgebauten Rotteeinheiten bei einer Durchsatzkapazität von 6.000 - 25.000 t/a. Im Durchschnitt werden in einer solchen Anlage gegenwärtig rund 12.000 t/a je Anlage verarbeitet [37].

Das statische Brikollare-Kompostierungsverfahren stellt eine Sonderform der Kompostierung dar. Bei diesem Verfahren wird der konfektionierte Kompostrohstoff zu 30 kg schweren Formlingen gepresst und auf Paletten in eine Rottehalle verbracht. Die Presskörper haben Wassergehalte von 50 bis maximal 62 Gew.-% (Nassbasis). Durch die speziell entwickelte Verdichtung wird ein Kapillarsystem ausgebildet, das die Sauerstoffzufuhr bis in den Kern der Presslinge gewährleistet. Nach Einbringen der Presslinge in die Rottehalle setzt eine starke Vermehrung und Aktivität der thermophilen Mikroorganismen ein. Es kommt zu einer starken Verpilzung und Erwärmung des Rottegutes auf annähernd 70 °C. Biologischer Abbau und Austrocknung verlaufen simultan und führen nach ca. drei bis sechs Wochen zu einem trockenstabilen, wasserabweisenden Produkt mit ca. 20 Gew.-% Restfeuchte. Der Rotteverlust (Feuchtmasseabbau) beträgt innerhalb dieser Rottezeit ca. 50% und es werden 50% der organischen Substanz abgebaut. Die Entlüftung der Rottehalle erfolgt durch die sich einstellende Thermik über speziell ausgebildete Öffnungen im Firstbereich des Daches. Die Presslinge werden nach der Hauptrotte dekompaktiert, wieder befeuchtet, zu einer Trapezmiete aufgeschichtet und einer mehrwöchigen Nachrotte unterworfen. Zu den wesentlichen Nachteilen des Brikollareverfahrens gehören der hohe technische und energetische Aufwand, der geringe Automatisierungsgrad und die erhöhte Keim- und Geruchsbelastung der Beschäftigten beim Einbringen der Presslinge in die Rottehalle. Von Vorteil ist, dass während der Intensivrotte kein Sickerwasser freigesetzt wird. Aufgrund des hohen Aufwandes zur Brikettierung, Befeuchtung und Dekompaktierung der Bioabfälle gibt es nur wenige Anlagen, die nach dem Brikollareprinzip arbeiten. Dabei handelt es sich ausnahmslos um größere Anlagen, deren Verarbeitungskapazitäten zwischen 20.000 und 30.000 t/a liegen [37].

Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Betrachtungen erfolgen am Beispiel einer offenen, unbelüfteten Mietenkompostierung im Landkreis Bitterfeld. Eine detaillierte Beschreibung der Kompostieranlage ist im 1. Kapitel in Teil II dieser Arbeit enthalten.

2.1.4.5 Zusammensetzung und Vermarktung von Kompost

Kompost findet seine hauptsächliche Verwertung im Garten- und Landschaftsbau sowie in der Landwirtschaft als Bodenverbesserungsmittel zur Erhöhung des Organikgehaltes. Im

Jahr 1999 wurden ca. 4,2 Mio. t Kompost erzeugt [38]. Nach Erhebungen der Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V. stellt sich die derzeitige Absatzstruktur von Komposten wie in Abbildung 3 dar.

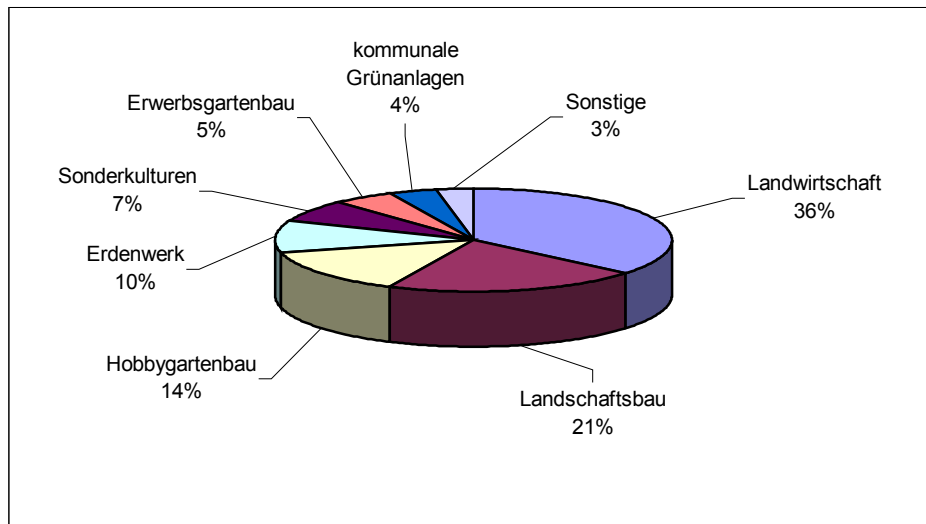


Abbildung 3: Absatzbereiche von Kompost in der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 1999 [38]

Der Wert von Kompost als Bodenverbesserungsmittel oder Substrat wird von seiner Qualität, das heißt von seinem Organik-, Nährstoff- und Salzgehalt sowie seiner Belastung mit organischen Schadstoffen, Schwermetallen und Fremdstoffen bestimmt. Um die Entsorgungssicherheit von Bioabfallkomposten langfristig zu gewährleisten, müssen die erzeugten Kompostprodukte einem Qualitätsstandard entsprechen, der den Anforderungen der Verbraucher im speziellen Anwendungsbereich gerecht wird. Mit dem Ziel, einen Vermarktungsvorteil für qualitativ hochwertige Komposte zu erreichen, wurden bis zum Inkrafttreten der Bioabfallverordnung im Jahr 1997 freiwillige Vereinbarungen zur Begrenzung der Schwermetall- und Fremdstoffgehalte im Kompost getroffen. Das Qualitätssiegel mit dem größten Verbreitungs- und Bekanntheitsgrad ist das von der Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V. verliehene Kennzeichen RAL-GZ 251. Die freiwillige Gütesicherung von Komposten nach den Vorgaben des RAL-Gütezeichens 251 wird durch eine in der BioAbfV festgeschriebene hygienische Prozessprüfung und Hygienekontrolle im Kompost ergänzt.

Qualitätskriterien für Kompost

a) Seuchenhygienische Unbedenklichkeit

Die seuchenhygienische Unbedenklichkeit (Human-, Veterinär- und Phytohygiene) ist ein wesentliches Qualitätskriterium zur Vermarktung von Kompost. Aus seuchenhygienischer

Sicht genügt der Nachweis einer ausreichenden hygienisierenden Wirkung der angewandten Verfahrenstechnik der Kompostierung. Während des Kompostierungsprozesses muss bei der Mietenrotte das Rottegut über einen zusammenhängenden Zeitraum von drei Wochen Temperaturen von $> 55\text{ °C}$ aufweisen. Während dieser thermophilen Phase muss mindestens ein Umsetzungsvorgang des Rottegutes erfolgen [39].

Kompost muss weiterhin praktisch frei von keimfähigen Pflanzensamen sein. Als praktisch frei von keimfähigen Samen kann ein Kompost dann eingestuft werden, wenn der Gehalt an keimfähigen Samen < 2 Samen je Liter Prüfsubstrat beträgt [3].

b) Organikgehalt

Kompost ist in erster Linie ein Humuslieferant, der zum Erhalt oder zur Erneuerung des Humusgehalts auf gärtnerisch und ackerbaulich genutzten Flächen genutzt werden kann. Ein hoher Humusgehalt im Kompost ist ein wertgebender Inhaltsstoff, da er einen günstigen Einfluss auf die Luft- und Wasserführung, die biologische Aktivität und die Sorptionskapazität des Bodens hat.

Der organische Substanzgehalt von Komposten, der von der Zusammensetzung der Kompostausgangsmaterialien, der Rottezeit und den Abbaubedingungen bestimmt wird, kann zwischen 14 und 63% der organischen Trockensubstanz schwanken [40]. Hohe Organikgehalte können auf große Anteile an mikrobiell zersetzbaren Rinden- und Holzabbauprodukten oder eine kurze Rottedauer zurückzuführen sein, da mit zunehmender Rottedauer der Organikgehalt durch die Freisetzung von Kohlenstoff als Kohlendioxid verringert wird. Der Gehalt an organischer Substanz in Kompost, der den Qualitätsanforderungen der Bundesgütegemeinschaft entsprechend mindestens 20% (bezogen auf die TS von Fertigungskomposten) erreichen sollte, beträgt im Durchschnitt ca. 35% [41].

c) Nährstoffgehalt

Bedeutsame Nährstoffe in Komposten sind im wesentlichen Stickstoff, Phosphor und Kalium. Die Stickstoffmengen in Bioabfallkomposten bewegen sich wegen der in Abhängigkeit vom Sammelgebiet und der Jahreszeit schwankenden Stickstoffgehalte der organischen Abfälle zwischen 0,4 und 2,8% der Trockensubstanz [42]. Der Stickstoff im Kompost liegt zum überwiegenden Teil (96,5%) in organisch gebundener Form vor und wird erst während der Mineralisation der organischen Substanz freigesetzt. Von dem organisch gebundenen Stickstoff werden im Anwendungsjahr bei Bioabfallkomposten ca. 9% pflanzenverfügbar [40]. Die Pflanzenverfügbarkeit kann sich in den Folgejahren auf 40% und mehr erhöhen [43].

Die mittleren Phosphatgehalte von Bioabfallkomposten betragen ca. 0,36% Gesamtposphat bzw. 0,82% P_2O_5 in der Trockensubstanz [42]. Der Phosphatanteil des Kompostes ist bereits im Anwendungsjahr gut düngewirksam, da die Pflanzenverfügbarkeit im Durchschnitt 37% beträgt [40]. Der Kaliumgehalt beträgt im Mittel 1,9% K_2O bezogen auf die TS, wovon ca. 83% im Anwendungsjahr pflanzenverfügbar sind. Der Gesamtgehalt an basisch wirksamen Substanzen, dargestellt als CaO, liegt bei Bioabfallkomposten im Durchschnitt bei 8,2% CaO bezogen auf die TS [40]. Der Düngeeffekt von Komposten ist insgesamt als gering zu bewerten. Zur Bodenverbesserung ist vor allem der Gehalt an organischer Substanz von Bedeutung.

d) Salzgehalt

Der Salzgehalt gilt als einer der wesentlichen Bewertungsparameter für die sachgerechte Anwendung von Kompost. Überhöhte Salzgehalte schließen Komposte von der Verwendung als Bestandteil von Substraten für das Pflanzenwachstum weitgehend aus oder führen zu stark reduzierten Anwendungsmengen, da diese bei salzempfindlichen Pflanzen die Nährstoffaufnahme behindern und Wachstums- oder Ertragsdepressionen hervorrufen können.

Der Salzgehalt von Komposten ist abhängig von der Zusammensetzung und vom Alter der organischen Ausgangsmaterialien, vom Abbaugrad der organischen Substanz sowie vom Behandlungsverfahren. Hohe Gehalte an wasserlöslichen Salzen werden nicht, wie vielfach angenommen, über die Fraktion der Küchenabfälle, sondern über junge Grasschnitte und über andere proteinreiche und leicht abbaubare Grünabfälle in den Kompost eingetragen. Komposte aus nicht überdachten Mieten weisen aufgrund der Auswaschungsprozesse geringere Salzgehalte auf als Komposte aus geschlossenen Anlagen. In gekapselten Bioabfallkompostierungsanlagen kommt es durch die Rückführung von Sicker- und Kondenswasser zur Salzanreicherung im Kompost. Die Salzgehalte von Bioabfallkomposten liegen nach Fricke et al. [44] zwischen 2 und 6,3 g/l Frischsubstanz.

e) Schwermetalle

Schwermetalle sind potentielle Schadstoffe. Daher soll aus Gründen der Vorsorge eine Anreicherung von Schwermetallen in Böden vermieden werden. Für den Eintrag von Schwermetallen in Kompost ist insbesondere die Deposition von luftgetragenen Stäuben auf den Pflanzen des Inputmaterials verantwortlich. Die in die Kompostierung eingehenden pflanzlichen Materialien, z. B. Grasschnitt oder Laub, haben große Oberflächen, auf denen sich Staubpartikel und Schadstoffe aus der Luft ablagern können [41].

Tabelle 3 zeigt eine Gegenüberstellung der derzeit geltenden Grenzwerte für Schwermetalle in Komposten nach der Bioabfallverordnung sowie der durchschnittlichen Schwermetallgehalte in Bioabfallkomposten. Die Bioabfallverordnung teilt Komposte entsprechend ihrem Schwermetallgehalt in zwei Kategorien ein. Die jeweilige Kategorie regelt die Höchstmenge die auf Böden aufgebracht werden kann. Die in Bioabfallkomposten gefundenen mittleren durchschnittlichen Gehalte liegen deutlich unter den Grenzwerten. Je nach Schwermetallgehalt, also Kategorie des Kompostes, dürfen innerhalb von drei Jahren maximal 20 t TM/ha Kompost der Kategorie I und maximal 30 t TM/ha der Kategorie II aufgebracht werden.

Tabelle 3: Grenzwerte für Schwermetalle in Komposten nach [3] und Schwermetallgehalte (Mittelwerte) in Bioabfallkomposten nach [41] (Angaben in mg/kg TM)

Element	Grenzwerte für Kompost (BioAbfV)		Schwermetallgehalte in Bioabfallkompost
	Kategorie I	Kategorie II	
Blei	150	100	62,4
Cadmium	1,5	1	0,6
Chrom	100	70	30,2
Kupfer	100	70	46,7
Nickel	50	35	17,6
Quecksilber	1	0,7	0,2
Zink	400	300	212,2

f) Organische Schadstoffe

Die Belastung von Komposten mit den nur langsam abbaubaren polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), polychlorierten Biphenylen (PCB) und polychlorierten Dibenzodioxinen/-furanen (PCDD/F) wird überwiegend von den Rotteausgangsstoffen bestimmt. Die hauptsächliche Eintragsquelle für PAK, PCB und PCDD/F ist ebenso, wie bei den Schwermetallen, die Staubdeposition auf den Pflanzen des Inputmaterials. Die Kontamination mit organischen Schadstoffen liegt in der Regel im Bereich der unvermeidbaren Hintergrundbelastung. Die PAK-Gehalte für Bioabfallkomposte bewegen sich zwischen 0,7 und 1,9 mg/kg TS [45, 46, 47].

Die polychlorierten Biphenyle (PCB) sind wegen ihrer Langlebigkeit und globalen Verteilung trotz der heutigen gesetzlichen Restriktionen bei der Produktion und Anwendung ubiquitär in der Umwelt verteilt und deshalb auch in organischen Abfällen zu finden. Die PCB-Konzentrationen in Bioabfallkomposten unterliegen mit 0,009 bis 0,26 mg/kg TS starken Schwankungen [45, 46, 47]. Die Angaben beziehen sich meist nicht auf alle 230 PCB-Verbindungen, sondern nur auf sechs, mit einem vertretbaren Aufwand analysierbare Einzel

kongenere (Nr. 28, 52, 101, 138, 152 und 180). Langfristig ist mit einer Abnahme der PCB-Belastung der Bioabfallkomposte zu rechnen, da die Einstellung der PCB-Produktion und die Beschränkung des Einsatzes der noch vorhandenen PCB-haltigen Materialien auf den Untertagebergbau zu einer spürbaren Verringerung der PCB-Emissionen führen wird.

Die Belastung organischer Abfälle mit polychlorierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen (PCDD/F) ist auf deren Freisetzung bei chemischen Produktionsprozessen, bei der Metallverarbeitung, der Energieerzeugung und der Abfallverbrennung zurückzuführen. Da die PCDD/F-Belastung der Rotteausgangsstoffe zum großen Teil aus dioxinbehafteten Boden- und Staubpartikeln stammt, gehören das Begleitflächenschnittgut stark frequentierter Straßen und staubbedecktes abgefallenes Laub zu den mit am stärksten dioxinverunreinigten Abfällen. Die Dioxinbelastung wird im Allgemeinen als toxischer Summenwert der anhand ihrer Toxizitätsäquivalente (TE) im Vergleich zur Wirksamkeit des „Sevesodioxins“ (2,3,7,8 TCDD) addierten 210 Einzelverbindungen angegeben. Die mittlere Dioxinbelastung von Bioabfallkomposten liegt im Mittel bei 12 ng TE/kg TS [47, 48]. Grenzwerte für die Dioxinbelastung von Komposten sind in der BRD nicht festgelegt. Im Hinblick auf die in der Klärschlammverordnung [49] geregelte Maximalbelastung von Klärschlämmen zur Aufbringung auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Böden (100 ng TE/kg Schlamm-trockenmasse) liegt die Dioxinbelastung von Bioabfallkomposten im tolerierbaren Bereich.

g) Fremdstoffe

Zu den qualitätsmindernden Bestandteilen in Komposten zählen auch Verunreinigungen durch Fehlwürfe bei der Bioabfallfassung. Verunreinigungen sind artfremde Stoffe, z. B. Kunststoffe, Glas, Metalle. Kompost muss praktisch frei von wahrnehmbaren Verunreinigungen sein. Die Bioabfallverordnung lässt für Komposte einen Gehalt an Fremdstoffen > 2 mm Durchmesser von maximal 0,5 Gew.-% in der Trockensubstanz zu. Bei einem Gehalt kleiner 0,5 Gew.-% ist Kompost weitgehend frei von Fremdstoffen. Ein deutlicher Gehalt an Fremdstoffen wird ab etwa 2 Gew.-% optisch wahrgenommen.

Der Gehalt an Fremdstoffen ist im Wesentlichen vom Rotteausgangsmaterial sowie der Aufbereitungstechnik abhängig. In jedem Fall sollte vor einer Zerkleinerung des Rottematerials eine Fremdstoffauslese erfolgen. Insbesondere zerkleinerte Kunststoffreste von Abfallsammeltüten beeinträchtigen die Kompostqualität und können ganze Chargen zum Abfall zur Beseitigung qualifizieren. Kunststoffteile stellen zwar gewichtsmäßig eine relativ unbedeutende Verunreinigung im Kompost dar, doch kommt ihrer optischen Relevanz große Bedeutung zu. Untersuchungen von am Kompostwerk Bitterfeld angelieferten Bioabfall ergaben einen Fremdstoffgehalt von ca. 1 Gew.-%, wovon etwa ein Viertel auf Plastikfolien entfällt.

Dieser Anteil führt jedoch dazu, dass etwa 12% der Oberfläche der Kompostmieten mit Plastikfolien bedeckt sind. Kunststoffe schlagen sich also optisch überproportional zu ihrem Gewichtsanteil nieder.

Fremdstoffe wirken sich nicht nur aus ästhetischen Gründen negativ bei der Kompostverwertung aus. Nachweislich besitzen Komposte mit hohem Fremdstoffgehalt auch höhere Schadstoffbelastungen, insbesondere einen höheren Gehalt an Schwermetallen [34].

2.2 Biologisch abbaubare Kunststoffe

2.2.1 Allgemeines

Aufgrund ihrer hervorragenden mechanischen und zum Teil auch thermischen Eigenschaften und speziell wegen ihrer Stabilität und Langlebigkeit haben Kunststoffe eine breite Anwendung in vielen Bereichen gefunden. Vor dem Hintergrund zunehmender Probleme der Abfallentsorgung gewinnen biologisch abbaubare Kunststoffe (BAK) immer mehr an Bedeutung. Bereits Ende der siebziger Jahre gab es erste Ansätze Materialien zu entwickeln, die einerseits Verarbeitungs- und Anwendungseigenschaften wie herkömmliche Kunststoffe aufweisen, aber andererseits durch Mikroorganismen abgebaut werden können. Mittlerweile wird ein breites Spektrum an biologisch abbaubaren Kunststoffen angeboten. BAK werden entsprechend ihrer Herstellung in drei Gruppen unterteilt. Es gibt BAK auf der Basis nachwachsender Rohstoffe (z. B. modifizierte Stärke, Cellulose), fermentativ hergestellte (z. B. Polyhydroxyfettsäuren) und synthetische BAK (z. B. Polycaprolacton).

Biologisch abbaubare Kunststoffe sind vor allem dort sinnvoll, wo deren biologische Abbaubarkeit einen speziellen Nutzen aufweist, z. B. bei der separaten Erfassung und Entsorgung von Bioabfall durch Kompostierung, bei kurzlebigen Anwendungen und bei Artikeln, die bei ihrer Nutzung stark verschmutzen. BAK eignen sich für Anwendungen im Verpackungsbereich, im Cateringbereich, für Einwegprodukte für die Landwirtschaft, im Haushalt, Sport und für den Medizinsektor. Im Verpackungsbereich werden sie für Flaschen, Becher, Folien, Luftpolsterfolien, Loose-Fill-Chips, Schalen, Beutel etc. eingesetzt. Für den Cateringbereich werden Teller, Becher und Besteck hergestellt. In der Landwirtschaft werden z. B. Mulchfolien und Pflanzgefäße aus BAK verwendet. Weiterhin werden teilweise Geotextilien eingesetzt, die sich nach einem gewissen Zeitraum zersetzen sollen. Im Medizinbereich finden sich vorrangig Folien (z. B. bei Moorpackungen, Einmalkleidung wie Handschuhe), Einmalartikel wie Spritzen, Spatel etc. sowie Operationsmaterial, Nähfaden, Schrauben, Implantate usw.. Weitere Anwendungen sind Einwegrasierer, Haarbürsten, Fischernetze, Kugelschreiber, Zahnbürsten, Windeln, Filtermaterialien und ähnliches. Den größten Anwendungsbereich für biologisch abbaubare Kunststoffe dürften derzeit Sammelbeutel für Bioab

fälle darstellen [50]. Sie werden in vielen Kommunen anstelle von Sammeltonnen eingesetzt. Eine weitere Variante des Einsatzes der Sammelbeutel ist die Verwendung als Inlett für Sammelgefäße.

Nach Schätzungen der Interessengemeinschaft Biologisch Abbaubare Werkstoffe lag der Verbrauch für Produkte aus biologisch abbaubaren Kunststoffen im Jahr 2001 in der Europäischen Union bei ca. 25.000 bis 30.000 t [51]. Die Produktionskapazitäten für BAK liegen derzeit bei ca. 250.000 t weltweit. Im Jahr 2010 wird mit einer weltweiten Produktionskapazität von ca. 1 Mill. t BAK gerechnet [52].

Ein derzeit mengenmäßig größerer Einsatz wird vor allem durch ökonomische Aspekte behindert. Rohstoffe für Standardkunststoffe kosteten im Jahr 2002 zwischen 0,66 und 1,00 €/kg (PE: 0,72 - 0,89 €/kg, PS: 0,89 - 1,00 €/kg, PVC: 0,66 - 0,70 €/kg, PP: 0,80 - 0,90 €/kg). Biologisch abbaubare Kunststoffe sind da mit Rohstoffpreisen zwischen 3,00 und 5,00 €/kg kaum konkurrenzfähig [53].

Ein weiteres Hindernis ist die ungeklärte Entsorgungslogistik der BAK. Prinzipiell eignen sich BAK, ebenso wie herkömmliche Kunststoffe, für ein werkstoffliches Recycling und eine thermische Verwertung. Sie sollten jedoch aufgrund ihrer fehlenden biologischen Inertheit nicht deponiert werden. BAK sind biologisch abbaubar und damit für den Entsorgungsweg der Kompostierung und/oder Vergärung konzipiert. Bis heute ist in der Bundesrepublik Deutschland für biologisch abbaubare Kunststoffe noch keine flächendeckende separate Erfassung und/oder Sortierung und Entsorgung durch Kompostierung oder Vergärung sichergestellt.

2.2.2 Abbaumechanismen

Der biologische Abbau einer wasserunlöslichen, makromolekularen Substanz stellt sich als komplexer, mehrstufiger Vorgang der Einwirkung von biologisch aktiven Materialien auf spezifische Strukturelemente der Polymere dar [54]. Dabei wird das Makromolekül zunächst durch außerhalb der Zelle vorkommende Enzyme (Exoenzyme) von der Materialoberfläche her in kleinere Bruchstücke gespalten (Primärabbau). Der rein biologische Abbau der BAK stellt eine Oberflächenerosion dar und hängt somit wesentlich von der Oberflächenbeschaffenheit des Kunststoffes ab. Die Bruchstücke können dann in die Zellen aufgenommen und durch intrazelluläre Stoffwechselprozesse weiter metabolisiert werden. Auf eine Reihe von Parametern, die die Abbaubarkeit bzw. die Abbaugeschwindigkeit von BAK beeinflussen, soll nachfolgend eingegangen werden.

Mikroorganismen

Für einen biologisch bedingten Abbau ist das Vorhandensein geeigneter Mikroorganismen und entsprechender Lebensbedingungen unabdingbar. In der Regel bauen bestimmte Organismen nur eine bestimmte Gruppe von BAK ab. Für eine Reihe von BAK-Typen (z. B. Polyhydroxybuttersäure, synthetische Polyester, Celluloseacetat) sind abbauende Mikroorganismen identifiziert worden, die auch im Kompost zu finden sind [54].

Umgebungsbedingungen

Der Bioabbau von Kunststoffen hängt von den Umgebungsparametern ab, die das Wachstum und die Aktivität der Mikroorganismen beeinflussen. Neben der An- bzw. Abwesenheit von Sauerstoff sind hier in erster Linie Feuchtigkeit, Temperatur, pH-Wert, Licht, Redoxpotenzial, Nährstoffangebot sowie Verfügbarkeit alternativer Kohlenstoffquellen zu nennen [55, 56]. Durch abiotische Hydrolyse (pH-Wert, Wassergehalt), Photooxidation (UV-Licht) oder physikalische Desintegration (Temperatur, mechanische Zerkleinerung von Grünabfällen einschließlich Kunststoffen zur Vorbereitung der Kompostierung) kann der nachfolgende Bioabbau durch Vergrößerung der dem mikrobiellen Angriff zugänglichen Polymeroberfläche oder durch Reduzierung des Molekulargewichtes positiv beeinflusst werden [55]. Die Entwicklung der Mikroorganismenpopulation (Artenvielfalt, Mikroorganismenkonzentration, Aktivität und Adaptionfähigkeit) ist in hohem Maße abhängig von den Umgebungsbedingungen [55, 56]. Umgekehrt beeinflussen z. B. der Zerfall der Polymere in kleine Partikel oder die Metabolisierung der Polymere zu wasserlöslichen Produkten die Struktur, den pH-Wert und den Nährstoffgehalt der Umgebung. Mikroorganismen können entweder direkt durch Ausscheidung von Stoffwechselprodukten (z. B. Säuren) oder indirekt durch Sekretion von Enzymen, die die Bildung reaktiver Reagenzien in der Umwelt katalysieren, Änderungen der Umweltbedingungen bewirken [57].

Enzymsysteme

Der Primärabbau von biologisch abbaubaren Kunststoffen erfolgt durch vom Mikroorganismus ausgeschiedene Exoenzyme. Ob diese Enzyme frei in das umgebende Medium exkretiert werden oder vorwiegend membranbeständig sind, hängt vom jeweiligen Organismus ab und ist in vielen Fällen nicht geklärt [54]. Die durch die Enzyme bewirkte Spaltung in kleinere Stücke an der Oberfläche von BAK stellt oft den geschwindigkeitsbestimmenden Schritt des mehrstufigen Abbauprozesses dar [54].

Polymerspezifische Einflussgrößen

Die wesentlichen Faktoren, die die biologische Abbaubarkeit von Polymeren beeinflussen, sind die chemische Struktur, die Stereoregularität, die Kristallinität und die Morphologie des Materials. Des Weiteren beeinflusst die molekulare Masse sowie deren Verteilung, die Porosität, die Hydrophobie, die Glasübergangstemperatur und die Materialverarbeitung das Abbauverhalten [58, 59].

Hochmolekulare technisch genutzte Polymere sind in der Regel einem biologischen Angriff nicht zugänglich, insbesondere wenn deren Hauptkette wie z. B. bei Polyethylen, Polypropylen und Polystyrol aus reinen C-C-Bindungen besteht [60]. Natürliche Polymere wie Proteine, Cellulose und Stärke enthalten demgegenüber Heteroatome (Sauerstoff, Stickstoff) in der Polymerkette, die in biologischen Systemen Angriffspunkte für enzymatische Hydrolysen und Oxidationen bieten. So finden sich unter den als biologisch abbaubar bezeichneten, technisch genutzten Polymeren im Wesentlichen solche, die C-O- oder C-N-Bindungen in der Polymerkette enthalten [61, 62]. Eines der wenigen als bioabbaubar angesehenen Polymere mit reinen C-C-Bindungen in der Hauptkette ist der Polyvinylalkohol (PVOH).

Polymere mit aromatischen Komponenten oder verzweigten Bereichen tendieren zu einer größeren Resistenz gegenüber dem mikrobiellen Angriff als geradkettige, aliphatische Komponenten [60]. Für eine enzymatische Hydrolyse muss die Polymerkette flexibel genug sein, um in das aktive Zentrum des abbauenden Enzyms hineinzupassen. Dies gilt als Erklärung für den leichten biologischen Abbau der flexiblen aliphatischen Polyester, während sich die starren aromatischen Polyester einem biologischen Abbau widersetzen [61].

Während die chemische Struktur und die Zusammensetzung der Polymere die grundsätzliche Bioabbaubarkeit bestimmen, beeinflussen die physikalischen Eigenschaften der Polymere im Wesentlichen die Geschwindigkeit des biologischen Abbaus [61]. Nach [61, 63] lassen sich einige Tendenzen ableiten:

- Sehr niedrige Molmassen der Polymere begünstigen den Abbau.
- Polymere mit niedrigen Schmelzpunkten werden unter vergleichbaren Bedingungen besser abgebaut als solche mit hohen Schmelzpunkten.
- Amorphe Bereiche im Polymer werden schneller angegriffen als kristalline Bereiche.
- Polymere mit hydrophilen Oberflächen werden besser abgebaut als hydrophobe Materialien.
- Die Abbaugeschwindigkeit nimmt mit abnehmender Partikelgröße (= größere Oberfläche) zu.

Als einen weiteren den Abbau beeinflussenden Faktor gilt es die Menge an BAK zu berücksichtigen, die dem Milieu zugeführt wird, in dem der BAK abgebaut werden soll. Untersuchungsergebnisse zeigen, dass für einzelne BAK die Abbaufähigkeit (in Abbaugrad und -geschwindigkeit) mit zunehmender Beimischmenge zum umgebenden Milieu nachlässt, wobei auch ein Zusammenhang mit der Form des BAK (als Pulver, Folie oder Hohlkörper), in der dieser beigemischt wird, besteht [64].

2.3 Grundlagen der Ökobilanzierung

2.3.1 Einleitung

Das gestiegene Bewusstsein über die Bedeutung des Umweltschutzes und möglicher Umweltwirkungen, die mit der Produktion und der Anwendung von Produkten, Dienstleistungen oder Verfahren im Zusammenhang stehen, haben das Interesse an der Entwicklung von Methoden erhöht, die dem besseren Verständnis und der Verringerung dieser Wirkungen dienen.

Die Ökobilanzierung ist eine Bewertungsmethodik für ökologische Einflüsse von Produkten, Dienstleistungen, Verfahren oder Standorten auf die Umwelt. Die Methode der Ökobilanz wurde in den vergangenen Jahren intensiv diskutiert und ist zwischenzeitlich international in verschiedene Normen gefasst worden. Von Bedeutung sind hierbei u. a. Arbeiten der internationalen Wissenschaftsvereinigung SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) und des deutschen NAGUS (Normenausschuss Grundlagen des Umweltschutzes) im DIN.

Die wichtigste Normierung auf dem Gebiet der Ökobilanzen ist die ISO Standardreihe 14040 ff. [65, 66, 67, 68]. Der „Code of Practice“ der SETAC [69] hat inhaltlich stark in die ISO 14040-Reihe hineingewirkt. Der Aufbau einer Ökobilanz nach SETAC, wie er im von ihr herausgegebenen „Code of Practice“ beschrieben ist, unterscheidet sich insofern geringfügig vom vierstufigen Aufbau nach ISO (siehe Kapitel 2.3.3), als die Auswertung nicht als eigenständiger Bestandteil der Ökobilanz, sondern als Unterpunkt der Wirkungsabschätzung gesehen wird.

Die Ökobilanz ist heute ein in der breiten Öffentlichkeit anerkanntes Instrument zur Beschreibung der ökologischen Folgen unternehmerischen Handelns. Als Synonym zum deutschsprachigen Begriff „Ökobilanz“ hat sich im internationalen Sprachraum „Life-Cycle-Assessment“ (LCA) durchgesetzt. Der Begriff „Bilanz“ ist irreführend, weil bei der Ökobilanzierung nicht vom konventionellen Verständnis des Rechnungswesens ausgegangen werden darf, da keine Gegenüberstellung von monetär bewerteten Umweltbeeinträchtigungen als

Aktiva auf der einen Seite und deren Herkunft als Passiva auf der anderen Seite vorgenommen wird. Es erfolgt vielmehr ein Vergleich zwischen Menge und Art von stofflichen Einsatzfaktoren (Input) und ihren Umweltwirkungen (Output) [70]. Dabei werden die Umweltaspekte und potentiellen Umweltwirkungen im Verlauf des Lebensweges eines Produktes beginnend bei der Produktion über die Anwendung bis zur Entsorgung der Reststoffe untersucht. Diese Untersuchungen können sinngemäß auch für Dienstleistungen durchgeführt werden. Die allgemeinen Kategorien der zu berücksichtigenden Umweltwirkungen umfassen die Nutzung von Ressourcen, die menschliche Gesundheit und die ökologischen Wirkungen.

Ökobilanzen sind eine Entscheidungshilfe im Umweltschutz. Sie können von den Herstellern zur Entwicklung von umweltverträglicheren Produkten genutzt werden. Ökobilanzen können weiterhin eine Hilfe für politische Entscheidungsprozesse, wie z. B. in der Diskussion um Einweg- oder Mehrweggetränkeverpackungen bei der Neufassung der Verpackungsverordnung, sein. Sie können aber auch das Marketing von Unternehmen beeinflussen, indem das Unternehmen durch die Ökobilanz seine Produkte bewertet und mit den Ergebnissen wirbt. In den komplexen Entscheidungsprozessen in Staat, Wirtschaft und Gesellschaft können die Ergebnisse einer Ökobilanz nur ein Kriterium für die Entscheidungsfindung sein, da die Ökobilanz einzig aus der Sicht des Umweltschutzes, ohne die Abwägung der ökonomischen und sozialen Auswirkungen, erstellt wird.

2.3.2 Geschichte der Ökobilanz

Ende der 60er Jahre wurden unter der Bezeichnung „Resource and Environmental Profile Analysis“ (REPA) in den USA lebenswegübergreifende Analysen von Produkten durchgeführt [71]. Insbesondere Getränkeverpackungen standen im Mittelpunkt des Interesses. Die ersten Studien wurden vor allem vom Midwest Research Institute und den Franklin Associates für Unternehmen erarbeitet [72]. Diese Studien wurden jedoch nicht veröffentlicht. Auf Initiative der EPA (Environmental Protection Agency), des amerikanischen Umweltbundesamtes, wurde daraufhin eine Studie vergeben, Verpackungsvarianten zu untersuchen und die Methodik weiterzuentwickeln. Nach weiteren Studien beschloss die EPA 1975 jedoch, dass der Ökobilanzansatz zu komplex und nicht praktikabel ist. Der Schwerpunkt verlagerte sich von spezifischen Produkten (z. B. Getränkeverpackungen) zu mehr übergreifenden Themen (Energieflussanalysen industrieller Prozesse, z. B. für die erdölverarbeitende und stahlproduzierende Industrie sowie die Zellstoff- und Papierindustrie). Parallel dazu verschob sich durch die Ölkrise die Aufmerksamkeit auf Fragen der rationellen Energienutzung. Von 1975 bis Anfang der 90er Jahre war in den USA nur ein geringes öffentliches Interesse an

Ökobilanzen vorhanden [71]. Erst zu Beginn der 90er Jahre wurde die ganzheitliche Produktbewertung unter dem Begriff „Life Cycle Assessment“ wieder diskutiert und der erste Workshop der SETAC zu diesem Thema fand im August 1990 in Vermont statt. Die SETAC hat seither eine führende Rolle bei der Diskussion und zahlreiche ihrer Arbeiten, u. a. der „Code of Practice“ [69], prägten die Methodenentwicklung für Ökobilanzen.

Die Entwicklung in Europa verlief ähnlich. Der Verpackungsbereich war am Anfang (und zum Teil noch immer) das bestimmende Thema. Lebenswegübergreifende Analysen hatten in Europa Ende der 80er Jahre ihren Durchbruch [73], obwohl auch schon früher Studien vorlagen, z. B. Arbeiten in der Schweiz vom Bundesamt für Umweltschutz und der Eidgenössischen Materialprüfungs- und -forschungsanstalt, aber auch Studien aus Österreich, England usw. [73, 74]. In den 90er Jahren bestimmten vor allem die niederländischen Arbeiten am Centrum voor Milieukunde in Leiden (CML) die Diskussion und beeinflussten die Arbeiten der SETAC in Europa [75].

In Deutschland wurde der Lebenswegansatz vor allem durch das Konzept der Produktlinienanalyse bekannt. Die Produktlinienanalyse beurteilt zusätzlich zu den ökologischen auch ökonomische und soziale Wirkungen entlang des Lebensweges der Produkte [76]. Die historische Entwicklung und die Aktivitäten im Bereich Ökobilanzen in Deutschland können [77] entnommen werden. Bedeutsame Ökobilanzprojekte wurden vom Umweltbundesamt in den 90er Jahren in den Bereichen Abfallwirtschaft/Kreislaufwirtschaft, Bauen und Wohnen, Anwendung neuer Techniken (z. B. Ökobilanz Rapsöl), Verkehr, Chemieprodukte (z. B. Waschmittel) und im Verpackungsbereich durchgeführt [78, 79].

Die Grundsatzdiskussionen um Ökobilanzen wurden 1998 national und wohl auch international mit der Herausgabe der ISO-Reihe 14040 ff. weitgehend abgeschlossen. Mit der ISO-Reihe 14040 ff. steht der Fachwelt weltweit ein Standard zur Strukturierung und Erstellung von Ökobilanzen zur Verfügung [79].

2.3.3 Aufbau von Ökobilanzen

Das methodische Vorgehen bei einer Ökobilanz ist in international gültigen Normen der Internationalen Normungsorganisation (ISO) festgelegt (ISO 14040 bis ISO 14043), die unverändert in Europäische (EN) und Deutsche (DIN) Normen übernommen wurden. Die DIN EN ISO 14040 beschreibt die allgemeinen Prinzipien und den Untersuchungsrahmen für die Durchführung von Ökobilanzstudien sowie für die Erstellung der Berichte und enthält be

stimmte Mindestanforderungen hierzu. Nach heutigem Stand der Normung muss eine Ökobilanz folgendes enthalten [65]:

- die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens (DIN EN ISO 14041 [66]),
- die Sachbilanz (DIN EN ISO 14041 [66]),
- die Wirkungsabschätzung (DIN EN ISO 14042 [67]),
- die Auswertung der Ergebnisse (DIN EN ISO 14043 [68]).

Zur Durchführung von Ökobilanzstudien gibt es nicht nur eine Methode. Die DIN EN ISO 14040 ff. beinhaltet den Ansatz, keine weltweit für alle Ökobilanzstudien geltenden Methoden vorzuschreiben, sondern standardisiert Arbeitstechniken und vor allem Verfahrensweisen. Insbesondere zur Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen haben sich eine Reihe von Methoden herausgebildet, welche im Kapitel 2.3.3.3 (S. 38) beschrieben werden.

Die Mindestanforderungen an die Bestandteile einer Ökobilanz werden im Folgenden dargestellt.

2.3.3.1 Zieldefinition und Untersuchungsrahmen

Die Zieldefinition als Ausgangspunkt jeder Ökobilanz ist von grundlegender Bedeutung. In der Regel besitzen Ökobilanzergebnisse nur im Zusammenhang mit der jeweiligen Zieldefinition ihre Gültigkeit. Die Zieldefinition besteht im Wesentlichen aus der Dokumentation der Fragen, die im Rahmen der Studie beantwortet werden sollen. Weiterhin werden in der Zieldefinition die Gründe der Durchführung sowie die Zielgruppe, d. h. wem die Ergebnisse der Ökobilanzstudie übermittelt werden sollen, dokumentiert. Diese Entscheidung hat Einfluss auf alle anderen Ökobilanzphasen. Anhand dieser Ziele wird festgelegt, welche Untersuchungsobjekte in welcher Tiefe und Breite untersucht werden sollen, welchen quantifizierten Nutzen die untersuchten Systeme haben und welche Umweltwirkungen Beachtung finden sollen.

2.3.3.2 Sachbilanz

In der Sachbilanz erfolgt die wertungsfreie Erfassung und Berechnung der verschiedenen relevanten eingehenden und abgehenden Stoff- und Energieströme der einzelnen Module oder Prozesse innerhalb des betrachteten Systems über seinen gesamten Lebenszyklus hinweg. Diese In- und Outputs können sich auf die Beanspruchung von zum System gehörenden Ressourcen sowie auf die Emissionen in Luft, Wasser und Boden beziehen. Die Sachbilanz ist konfrontiert mit einer oftmals schwierigen Datenlage. Deshalb besteht hier das

Problem der Qualität, der Repräsentativität und Validität von Daten, vor allem wenn nicht schließbare Datenlücken auftreten.

Ein weiterer Bestandteil der Sachbilanz ist die Datenverrechnung. Im Rahmen der Datenverrechnung ist insbesondere die Frage der Verteilung von Bilanzgrößen (Allokation) von Bedeutung. Verteilungen sind immer dann erforderlich, wenn in einem Prozessschritt oder einer Produktion mehrere Produkte erzeugt werden. Eine Verteilung ist auch dann notwendig, wenn ein Produkt die Systemgrenze überschreitet und den Bilanzraum verlässt. Es gilt nun, die mit der Produktion zusammenhängenden Umweltlasten nach bestimmten Regeln auf die einzelnen Produkte zu verteilen. Eine Verteilung stellt immer eine Form der Bewertung dar. Verteilkriterien können z. B. Masse oder Volumen sein. Diese Kriterien bieten sich bevorzugt bei Produkten an, die sehr ähnlich in ihrer Zusammensetzung sind. Hier werden den einzelnen Produkten entsprechend ihrem massen- bzw. volumenmäßigen Anteil an der Gesamtproduktion die zu verteilenden Input- und Outputströme zugeschrieben. Auch die Berücksichtigung von Recyclingprozessen und deren Integration in die Bilanz erfordert, sobald Recyclat in den betrachteten Bilanzraum eintritt oder diesen verlässt, eine entsprechende Form der Verteilung.

2.3.3.3 Wirkungsabschätzung

Grundlagen

Allein aus den Ergebnissen von Sachbilanzen, die Einzeldaten zu einigen Dutzend verschiedener Umweltaspekte enthalten können, lassen sich keine direkten Schlussfolgerungen beim Umweltvergleich der untersuchten Systeme ziehen. Aus diesem Grund ist bei einer Ökobilanz im Anschluss an die Sachbilanz eine Wirkungsabschätzung vorgesehen. Ziel ist eine auf naturwissenschaftlichen Erkenntnissen beruhende Analyse der tatsächlichen Auswirkungen der im Verlaufe des Lebenszyklus des Untersuchungsobjekts induzierten Stoff- und Energieströme.

In der Norm DIN EN ISO 14042 werden die Phasen der Wirkungsabschätzung in obligatorische und optionale Elemente untergliedert. Diese sind in Tabelle 4 dargestellt.

Tabelle 4: Obligatorische und optionale Elemente der Wirkungsabschätzung nach DIN EN ISO 14042

Obligatorische Elemente	Optionale Elemente
Auswahl der Wirkungskategorien	Normalisierung
Klassifizierung	Ordnung
Charakterisierung	Gewichtung
	Analyse der Datenqualität

Die Wirkungsabschätzung beginnt mit der Auswahl der Wirkungskategorien (Umweltproblemfelder). Wirkungskategorien sind Gruppen von potenziellen Umweltauswirkungen, die durch bestimmte Sachbilanzflüsse jeweils innerhalb bestimmter Schutzgüter wie Luft, Wasser und Boden hervorgerufen werden können. Dabei orientiert sich die Auswahl an der Zieldefinition bzw. der Festlegung des Untersuchungsrahmens. Die gebräuchlichsten Wirkungskategorien sind:

- Ressourcenverbrauch,
- Treibhauseffekt,
- Ozonabbau,
- Photosmogeffect (Photooxidantienbildung),
- Humantoxizität,
- Ökotoxizität,
- Versauerung,
- Eutrophierung,
- Naturraumbeanspruchung (u. a. Flächenbedarf),
- Belästigungen (Lärm, Geruch etc.).

Jede dieser Wirkungskategorien ist durch einen oder mehrere Wirkungsindikatoren charakterisiert. So wird die Wirkungskategorie „Treibhauseffekt“ charakterisiert durch den Wirkungsindikator „Kohlendioxid-Äquivalente“. Die im Rahmen dieser Arbeit relevanten Wirkungskategorien werden in Anlage 1 näher beschrieben.

Der zweite Schritt innerhalb der Wirkungsabschätzung ist die Klassifizierung. Hier werden die einzelnen Sachbilanzdaten entsprechend ihrer Wirkung den einzelnen Kategorien zugeordnet. Beim Beitrag eines Stoffes zu mehreren Kategorien ist dieser bei allen zu berücksichtigen.

Im Rahmen der Charakterisierung wird jedem Stoff innerhalb der betrachteten Kategorie ein Umweltgefährdungspotenzial zugeordnet und dieses der Wirkungskategorie angerechnet. Die potenzielle Wirkung eines Stoffes wird in Bezug zu einer maßgebenden Größe in der betrachteten Kategorie angegeben. So wird z. B. bei der Ermittlung der „Kohlendioxid-Äquivalente“ der Beitrag von Methan zum „Treibhauseffekt“ mit dem Faktor 21 gewichtet, da 1 kg Methan die gleiche Treibhauswirkung wie 21 kg Kohlendioxid besitzt.

Im optionalen Schritt der Normalisierung wird der Beitrag einer Wirkungskategorie in Bezug zum Gesamtbeitrag einer Bezugseinheit (z. B. Land oder Kontinent) gesetzt. Auf diese Weise lässt sich die Relevanz der Beiträge einzelner Produktsysteme zu einer Wirkungskategorie darstellen. Es lässt sich daraus ableiten, zu welchem Umweltproblem das betrachtete Produktsystem relativ am meisten beiträgt. Man erhält jedoch keine Aussage darüber, welche Wirkungskategorie aus ökologischer Sicht wichtiger ist als eine andere.

Innerhalb der Ordnung ist es möglich, Wirkungskategorien in Gruppen (z. B. in lokale, regionale oder globale Wirkungskategorien) zu fassen oder entsprechend einer subjektiven Wertung eine Rangfolge festzulegen. Der Schritt der Ordnung ist nicht als Aggregation zu verstehen.

Ein weiterer optionaler Schritt ist die Gewichtung. Eine Gewichtung zielt auf die Aggregation von Wirkungskategorien ab. Die Gewichtungsschritte beruhen auf Werthaltungen und nicht auf naturwissenschaftlichen Erkenntnissen. Zulässig ist eine Aggregation im Rahmen der Bewertung unter der Voraussetzung, dass die Transparenz und die Aussagekraft der Daten erhalten bleiben. Eine Vollaggregation zu einem Umweltindikator ist für vergleichende Studien nach DIN EN ISO 14040 nicht zulässig.

Obwohl die Analyse der Datenqualität im Rahmen der DIN EN ISO 14042 als optionales Element betrachtet wird, ist diese von grundsätzlicher Bedeutung für das Ergebnis der Ökobilanz. Dabei steht insbesondere die Überprüfung der Vollständigkeit und der Plausibilität im Vordergrund. Nach meiner Meinung sollte die Analyse der Datenqualität ein obligatorisches Element sein, da die Aussagekraft der Ökobilanz mit der Qualität der Daten steht und fällt.

Methoden zur Wirkungsabschätzung

Der methodische und wissenschaftliche Rahmen für die Wirkungsabschätzung befindet sich noch in der Entwicklung. Modelle für die Wirkungskategorien sind unterschiedlich weit entwickelt. Es gibt keine allgemein anerkannten Methoden für eine durchgängige und genaue Zuordnung von Sachbilanzdaten zu spezifischen potenziellen Umweltwirkungen. Die Phase

der Wirkungsabschätzung enthält subjektive Elemente, beispielsweise bei der Auswahl, Modellierung und Beurteilung der Wirkungskategorien.

Von zentraler Bedeutung bei der Wirkungsabschätzung ist die Bewertung der Wichtigkeit der einzelnen Wirkungskategorien untereinander. Die unterschiedlichen Umweltauswirkungen müssen verglichen, abgewogen und nach ihrer Wichtigkeit geordnet werden, um zu vergleichenden Aussagen kommen zu können. Hierbei stellt sich z. B. die Frage, ob der Treibhauseffekt ein größeres Umweltproblem als die Versauerung ist, oder die Überdüngung der Gewässer schädlicher für die Umwelt ist als die Versiegelung der Naturfläche. Aus naturwissenschaftlicher Sicht lassen sich diese Fragen nicht beantworten. Derartige Bewertungen basieren zwar auf fachlichen Grundlagen, Werturteile spielen hier jedoch die Hauptrolle.

Im Folgenden werden wichtige Berechnungsmodelle zur Wirkungsabschätzung mit dem Ziel analysiert, die im Rahmen dieser Arbeit zweckmäßigste Methode zu ermitteln. Diese Modelle können als „Pseudostandards“ angesehen werden und werden bereits seit einigen Jahren in zahlreichen Softwareprogrammen zur Ökobilanzierung eingesetzt. Die Darstellung dieser Methoden erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

a) ABC-Analyse

Bei der ABC-Methode werden die Umwelteinwirkungen über ein ABC-Klassifizierungsschema nach besonders akuter (A), weniger akuter (B) und untergeordneter (C) Belastung eingestuft. Es wird nach verschiedenen Kriterien untersucht (Tabelle 5). Das Gesamturteil wird aus dem Mittelwert der einzelnen Einstufungen gebildet [80, 81].

Tabelle 5: Klassifizierungsschema für die ABC-Analyse

Kriterien	A	B	C
1. Umweltrechtliche/-politische Konsequenzen			
2. Gesellschaftliche Kritik			
3. Gefährdungs-/Störfallpotenzial			
4. Internalisierte Umweltkosten			
5. Negative externe Effekte auf Vor- und Nachstufen			
6. Ressourcen			
Gesamturteil			

Die ABC-Analyse ist vor allem für die innerbetriebliche Entscheidungsfindung konzipiert worden. Eingebettet in ein umfassendes Umweltinformations- und Kontrollsystem, das laufend

ergänzt, korrigiert und fortgeschrieben werden soll, kann diese Herangehensweise für ein Umweltgesichtspunkten gegenüber aufgeschlossenes Management der richtige Weg sein, betriebliche Prozesse ökologisch zu optimieren, da durch die firmeninterne Bewertung und den dadurch ausgelösten Diskussionsprozess Verbesserungsmaßnahmen und ähnliches eher umgesetzt werden können. Die externe Verwendung der Ergebnisse und deren Akzeptanz hängt jedoch stark von der Glaubwürdigkeit des Unternehmens, der Nachvollziehbarkeit und der Übereinstimmung mit der vorgenommenen Bewertung ab. Die Gefahr einer zu positiven Sichtweise bei der Bewertung der unternehmensinternen Kriterien und Werte ist vorhanden.

b) Immissionsgrenzwertmethode (Kritische Volumina)

Die Immissionsgrenzwertmethode, auch als Methode der kritischen Volumina bezeichnet, erlangte durch die vom Schweizer Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) 1984 in Auftrag gegebene und 1990 nach den neuesten ökologischen Erkenntnissen überarbeitete Studie „Ökobilanzen von Packstoffen“ [82] vor allem im schweizer Raum einen hohen Verbreitungsgrad. Als Kriterien zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Produkten dienen die in die Medien Luft und Wasser freigesetzten Schadstoffe, der Gesamtenergieverbrauch und das Deponievolumen für feste Abfälle.

Die Umweltbelastung eines bestimmten Schadstoffes wird durch das Volumen reiner Luft bzw. reinen Wassers beschrieben, das nötig ist, um die betreffende Schadstoffmenge so zu verdünnen, dass die zulässige Höchstkonzentration nicht überschritten wird. Als Grenzwerte in der Luft werden schadstoffspezifische Immissionsgrenzwerte wie z. B. MIK-Werte (maximale Immissionskonzentration) oder ersatzweise technische Richtwerte (VDI-Richtlinien) bzw. auch approximierte MAK-Werte (maximale Arbeitsplatzkonzentration) herangezogen. Die Grenzwerte in Wasser leiten sich aus den rechtlichen Anforderungen über die Abwassereinleitung ab. Die so für jeden Schadstoff ermittelten Teilvolumina werden anschließend zu einem kritischen Volumen Luft bzw. Wasser addiert [82].

Neben den kritischen Volumina in Luft und Wasser gehen noch der anhand eines Energieäquivalenzwertes erfasste Gesamtenergieverbrauch sowie das notwendige Deponievolumen für feste Abfälle in die Bewertung ein. Diese auf die Gewichtseinheit des betrachteten Stoffs bzw. auf eine funktionale Einheit bezogenen umweltlichen Größen können anschließend durch eine verbal-argumentative Schlusseinschätzung einander gegenüber gestellt werden [83].

Grenzwerte sind der zentrale Gedanke dieser Methode. Deshalb ist von zentraler Bedeutung, wer sie festlegt und wie sie gewonnen werden. Da bei Herstellung, Gebrauch und Entsorgung eines Produktes unter Umständen in unterschiedlichen Ländern Emissionen entstehen, stellt sich die Frage, welcher Grenzwert aus welchem Land genommen wird. Gibt es für Deutschland bereits unterschiedliche Regelungen, so wird es noch unüberschaubarer, wenn man Umweltstandards weltweit betrachtet. Die konkrete Belastung wird bei der Immissionsgrenzwertmethode nicht berücksichtigt.

c) Ansatz der ökologischen Knappheit (Stoffflussmethode)

Die Methode der ökologischen Knappheiten entstand im Rahmen einer Studie des schweizer BUWAL und ist als Weiterentwicklung des Modells der kritischen Belastungsmengen zu sehen. Basierend auf der Annahme der „kritischen Mengen“ werden die Grenzwerte nicht volumenspezifisch sondern als Flüsse in Form der maximal erträglichen Jahresfracht eines Schadstoffes mit der Einheit Menge pro Jahr und Fläche der Schweiz zugrunde gelegt. Die einzelnen Umweltbelastungen werden mit dem „Gradmesser ökologischer Knappheit“, genannt Umweltbelastungspunkt (UBP), früher Ökofaktor, beurteilt.

Die Bestimmung der ökologischen Knappheit ist die zentrale Komponente dieser Methode. Dabei ist es wichtig, wer die zulässige Umweltbelastung festlegt und wie sie festgelegt wird. Außerdem spielt es eine Rolle, welche Umwelteinwirkungen überhaupt ausgewählt werden. Nach [84] kann der kritische Fluss, das heißt die maximal zulässige Umweltbelastung, durch gesetzliche Normen und völkerrechtliche Verpflichtungen, durch politische Zielvorgaben mit Konsenscharakter und Aussagen anerkannter Gremien oder Fachleute bestimmt werden.

Die Umweltbelastungspunkte ergeben sich, wie folgt dargestellt, aus der Relation zwischen der Belastbarkeit einer Umweltressource („kritischer Fluss“) und ihrer heutigen Belastungsfracht („tatsächlicher Fluss“). Die Multiplikation mit dem dimensionslosen Faktor c erleichtert die Handhabbarkeit.

$$UBP = \frac{1}{F_K} \cdot \frac{F}{F_K} \cdot c$$

F = tatsächlicher Fluss

F_K = kritischer Fluss

c = 1,0 · 10¹² (für alle UBP)

Am Beispiel von NO_x ergibt sich folgende Rechnung [85]:

$$F = 191,0 \cdot 10^9 \text{ g/a}$$

$$F_k = 67,2 \cdot 10^9 \text{ g/a}$$

$$\text{UBP} = \frac{1}{67,2 \cdot 10^9} \cdot \frac{191,0 \cdot 10^9}{67,2 \cdot 10^9} \cdot 1,0 \cdot 10^{12} = 42,3 \text{ UBP/g/a}$$

Um zu einer Gesamtbewertung zu kommen, werden die Sachbilanzdaten mit den entsprechenden Umweltbelastungspunkten multipliziert und über alle Umweltwirkungen zu einer Kennzahl aufsummiert [85]. Die Aggregation zu einer Kennzahl bei dieser Methode suggeriert eine einfache Antwort auf komplexe Fragen. Die subjektiven Annahmen, die getroffen wurden um zu diesem Ergebnis zu gelangen, bleiben verdeckt.

Eine Übertragung der Faktoren auf andere Länder ist sehr fragwürdig, da bei der Ableitung der Umweltbelastungspunkte auf schweizerische Verhältnisse zurückgegriffen wurde.

d) EPS-System (environmental priority strategy system)

Die Entwicklung des environmental priority strategy system (EPS-System) geht auf die gemeinsamen Bestrebungen des schwedischen Industrieverbandes, des schwedischen Umweltforschungsinstituts (IVL: Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning) und der Volvo Car Company im Jahre 1990 zurück, eine Methodik zu schaffen, die eine eindeutige Vergleichbarkeit verschiedener Produkte hinsichtlich ihrer Umweltauswirkungen anhand eines voll-aggregierten, monetären Indikators ermöglicht.

Im Mittelpunkt der EPS-Methode stehen die vom schwedischen Parlament verabschiedeten fünf „schützenswerten Umweltbereiche“ (safeguard subjects): Artenvielfalt, ökologische Produktion, menschliche Gesundheit, natürliche Ressourcen (stoffliche und energetische) und ästhetische Werte. Die Umweltbelastungen eines Produktes werden für die einzelnen safeguard subjects anhand des Energie- und Rohstoffverbrauchs sowie der Schadstoffemissionen über Umweltbelastungsindizes (environmental impact indices) erfasst.

Für die safeguard subjects menschliche Gesundheit, Artenvielfalt und Ästhetik werden diese Indizes auf Basis der Kosten ermittelt, die die Gesellschaft bereit ist zu bezahlen, um den Umweltschaden rückgängig zu machen bzw. erst gar nicht entstehen zu lassen („willingness to pay“-Ansatz). Der Verbrauch stofflicher Ressourcen wird auf der Grundlage der Wieder

herstellungskosten bewertet, während die energetischen Ressourcen über die zukünftigen Kosten einer nachhaltigeren Energieform angesetzt werden (z. B. Kosten für 1 MJ Rapsöl/MJ Erdöl). Eine Beeinträchtigung der ökologischen Produktion (z. B. entgangene Ernte) wird über die in OECD-Ländern erzielbaren Marktwerte berechnet. Die Störungen aller safe-guard subjects werden dabei in sogenannten „environmental load units“ (ELU) bemessen, wobei ein ELU dem Wert eines Euro entspricht.

Aus der multiplikativen Verknüpfung der Sachbilanzdaten mit den zugehörigen Umweltbelastungsindizes erhält man schließlich die jeweiligen Umweltbelastungswerte (environmental impact values), die summiert die Umweltbelastung des Produkts widerspiegeln [86].

Diese Methode wurde speziell für die Bewertung von Produktökobilanzen entwickelt, um mit Hilfe einer ökologischen Produktgestaltung und -entwicklung eine „nachhaltige Entwicklung“ zu unterstützen. Im deutschsprachigen Raum wurde sie bisher nicht angewendet.

e) Wirkungsorientierte Methode (CML-Ansatz)

Die wirkungsorientierte Methode (CML-Ansatz) wurde am Zentrum für Umweltwissenschaften der niederländischen Universität Leiden (Centrum voor Milieukunde, Leiden) in enger Kooperation mit der SETAC entwickelt [87].

Bei dieser Methode werden zunächst die zu berücksichtigenden Umweltauswirkungen, wie z. B. Humantoxizität, Treibhauseffekt und Ozonabbau, definiert. Dann wird der Beitrag jeder Umwelteinwirkung, z. B. Schadstoffemission, zu jeder einzelnen Umweltauswirkung bestimmt. Dieser Beitrag wird ausgedrückt durch einen Äquivalenzfaktor, mit dem man die jeweilige Umweltauswirkung multipliziert, und so ihren Anteil an den verschiedenen Umweltauswirkungen erhält. Die verschiedenen Umweltauswirkungen werden dann mittels einer qualitativen oder quantitativen Multikriterienanalyse gegenseitig gewichtet [87]. Die Multikriterienanalyse ist die eigentliche Bewertung, wobei unterschiedliche Gewichtungsmethoden herangezogen werden können. Hierzu ein Beispiel:

1 kg Methan (CH_4) besitzt die gleiche Treibhauswirkung wie 21 kg Kohlendioxid (CO_2). Somit werden die Methanemissionen gegenüber dem Kohlendioxid mit dem Faktor 21 gewichtet. Innerhalb der Wirkungskategorie Treibhauseffekt werden die emittierten Mengen der einzelnen Stoffe, multipliziert mit dem jeweiligen Gewichtungsfaktor, summiert und in CO_2 -Äquivalenten ausgedrückt.

Die CML-Methodik entspricht im Aufbau, d. h. Sach-, Wirkungsanalyse und Gesamtbewertung, den Normierungen der ISO-Reihe 14040 ff. Vor allem in den Niederlanden findet die Methode Anwendung und wird fortlaufend entwickelt. Zur Ableitung der in der Multikriterienanalyse verwendeten Gewichtungsfaktoren sind Ansätze benutzt worden, die z. T. sehr speziell auf die niederländische Situation zugeschnitten sind [88]. Die Anwendung dieser Methodik gestaltet sich daher außerhalb der Niederlande nicht ganz unproblematisch.

f) Eco-Indicator 95

Zielsetzung des Eco-Indicators ist es, die Umweltauswirkungen eines Prozesses oder eines Produkts anhand einer vollaggregierten Größe zu beschreiben. Die hierzu entwickelte Methodik geht auf ein gemeinsames Projekt der Beratungsgesellschaft PRé Consultants, der niederländischen Industrie (Philips, NedCar, Océ, Schuurink) und verschiedener Universitäten (Amsterdam, Leiden, Delft) im Rahmen des „National Reuse of Waste Research Programme“ zurück.

Die Methode Eco-Indicator 95 richtet sich nach den Prinzipien der SETAC für Ökobilanzen. Dies bedeutet, dass aus der Sachbilanz zuerst eine Wirkbilanz erstellt wird und mit dieser eine Bewertung durchgeführt wird. Dabei werden die folgenden Wirkungen betrachtet, wobei die hier dargestellte Reihenfolge der Wirkungen keine ökologische Wertigkeit darstellen soll:

- Treibhauseffekt,
- Ozonabbaupotenzial,
- Wintersmog,
- Sommersmog (Ozonbildung),
- Säurebildungspotenzial,
- Eutrophierungspotenzial,
- Schwermetalle,
- Pestizide,
- Karzinogenität (Krebsrisikio).

Die Gewichtung erfolgt aufgrund der weltweit emittierten Stoffe und der für eine nachhaltige Entwicklung notwendigen Reduktion der jeweiligen Stoffe [89]. Die Dimensionen der notwendigen Reduktionen basieren auf dem Bericht „The Environment in Europe“ des niederländischen Instituts für Gesundheit und Umweltschutz [90]. In diesem werden zukünftige Entwicklungen der europäischen anthropogenen Stoffflüsse berechnet. Im Rahmen der Bewertung werden die einzelnen Kategorien derart gewichtet, dass diese auf einer einzigen Skala dargestellt werden können (Vollaggregation). Die Summe der Belastungen in einer

bestimmten Kategorie entspricht immer dem entsprechenden Eco-Indicator. Der Eco-Indicator 95 stellt somit eine Kennzahl der gesamten Umweltbelastungen dar. Je höher der Eco-Indicator ist, desto größer sind die Umwelteinflüsse.

Diese Bewertungsmethodik soll bei der Entwicklungs- und Konstruktionstätigkeit der Ingenieure innerhalb der Unternehmen genutzt werden. Sie ist nicht entwickelt worden für einen öffentlichen Vergleich von Produktalternativen oder für die Vergabe von Umweltzeichen. Hierfür sind nach Aussage der Autoren komplexere Methoden notwendig.

Der Eco-Indicator-Ansatz trennt zwischen Sachbilanz, Wirkungsanalyse und Bewertung und ist explizit für den Bezugsraum Europa entwickelt worden. Die Ermittlung der Gewichtungsfaktoren ist schwer nachzuvollziehen. Auch ist der Versuch, für eine Wirkungskategorie äquivalente Schäden zu definieren, selbst nach Meinung der Autoren ein sehr subjektiver Schritt. Eine Weiterentwicklung dieser Methode ist der Eco-Indicator 99. Die Anzahl der zu betrachtenden Wirkungskategorien wurde hier auf die menschliche Gesundheit, die Ökosystemqualität und den Ressourcenverbrauch reduziert. Der Designer eines Produktes ist damit in der Lage, in kurzer Zeit eine Ökobilanz für sein Produkt zu erstellen.

g) Methode des Umweltbundesamtes, Version '99

Die Methode des deutschen Umweltbundesamtes (UBA) zur Bewertung in Ökobilanzen lehnt sich an die Gliederung in ISO 14040 an. Sie ist durch folgende Charakteristika gekennzeichnet:

- Bewertung auf Grundlage des Vergleichs mindestens zweier Systeme,
- Orientierung an übergeordneten Schutzgütern der Umweltpolitik,
- Orientierung am bestehenden und angestrebten Gesundheits- und Umweltzustand.

Im Rahmen einer Ökobilanz werden die Ergebnisse der Sachbilanz verschiedenen Wirkungskategorien zugeordnet (Klassifizierung). Dabei werden in der Regel folgende Wirkungskategorien berücksichtigt:

- direkte Gesundheitsschädigung,
- direkte Schädigung von Ökosystemen,
- Eutrophierung (aquatisch / terrestrisch),
- Versauerung,
- Naturraumbeanspruchung,
- photochemische Oxidantienbildung / Sommersmog,
- stratosphärischer Ozonabbau,

- Treibhauseffekt,
- Ressourcenbeanspruchung.

Innerhalb der einzelnen Wirkungskategorien werden die Sachbilanzergebnisse mit Hilfe von Charakterisierungsfaktoren zu Indikatorergebnissen (z. B. CO₂-Äquivalente für die Kategorie Treibhauseffekt) aggregiert. In den Schritten Ordnung und Normierung wird die Vergleichbarkeit der Wirkungsindikatorergebnisse unterschiedlicher Wirkungskategorien hergestellt, damit diese einer kategorienübergreifenden Auswertung zugeführt werden können. Dabei wird das Ausmaß der jeweiligen potenziellen Umweltschädigung aufgrund von aussagekräftigen Kriterien beurteilt. Die Wirkungsindikatorergebnisse werden auf der Grundlage dieser Beurteilung untereinander hierarchisiert, indem ihnen eine unterschiedlich hohe ökologische Priorität beigemessen wird. Es gilt:

Eine Wirkungskategorie oder ein bestimmtes Wirkungsindikatorergebnis wird als umso umweltschädigender beurteilt, ihm wird also eine umso höhere Priorität beigemessen,

- je schwerwiegender die potenzielle Gefährdung der ökologischen Schutzgüter in der betreffenden Wirkungskategorie anzusehen ist (unabhängig vom aktuellen Umweltzustand),
- je weiter der derzeitige Umweltzustand in dieser Wirkungskategorie von einem Zustand der ökologischen Nachhaltigkeit oder einem anderen angestrebten Umweltzustand entfernt ist,
- je größer dieses Wirkungsindikatorergebnis in Bezug auf einheitliche Referenzwerte ist, z. B. der Anteil an der jeweiligen Gesamtjahremission in Deutschland.

Die Beurteilung und Bewertung der Wirkungskategorien reicht in einer fünfstufigen Skala von A (höchste Priorität) bis E (niedrigste Priorität). Diese Rangbildung ist kein absolutes Urteil. Wird beispielsweise die Wirkungskategorie „Treibhauseffekt“ auf der Skala unter E eingeordnet, bedeutet dies, dass für das in der Ökobilanz untersuchte Produkt die Wirkungskategorie im Vergleich zu den anderen Wirkungskategorien nachrangig ist. Es besagt nicht, dass der Treibhauseffekt insgesamt ein Problem mit niedriger Priorität ist.

An einzelnen Punkten einer Ökobilanz müssen Annahmen und Schätzungen vorgenommen werden, weil es keine belastbaren Daten gibt. In einer Sensitivitätsanalyse wird nun durch Variationen bei den Berechnungen ermittelt, welche dieser (methodischen oder datenbedingten) Unsicherheiten einen deutlichen Einfluss auf das Ergebnis haben. Bei der Auswertung der Ergebnisse sind die hieraus resultierenden Unschärfen zu berücksichtigen. Außerdem werden in einer Signifikanzanalyse die Umweltbelastungen der in der Ökobilanz

untersuchten Ergebnisse in ein Verhältnis zu der gesamten Umweltsituation oder zu anderen Umweltproblembereichen gesetzt [91].

Der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführte ökologische Vergleich orientiert sich hinsichtlich der Wirkungsabschätzung an der Methode des Umweltbundesamtes. Die Methodik und Vorgehensweise ist in Anlage 1 detailliert beschrieben.

2.3.3.4 Auswertung

Ziele der Auswertung sind die auf den Befunden der bereits abgeschlossenen Phasen der Ökobilanz- oder der Sachbilanzstudie beruhende Ableitung von Schlussfolgerungen, die Erläuterung von Einschränkungen, das Aussprechen von Empfehlungen für die Politik, die Produzenten und andere Beteiligte sowie der transparente Bericht über die Auswertungsergebnisse. Laut ISO-Norm müssen vergleichende Ökobilanzen darüber hinaus einer „kritischen Prüfung“ (critical review) durch unabhängige Experten unterzogen werden.

Die in der 6. Publikation in Teil II dieser Arbeit vorgestellten Ergebnisse stellen im Wesentlichen den für eine Ökobilanz geforderten Bericht über die Auswertungsergebnisse dar. Eine kritische Prüfung in Anlehnung an die DIN ist durch die Gutachter dieser Arbeit erfolgt. Die Bilanzierungen wurden in Anlehnung an die DIN 14040 ff. erstellt und stellen damit eine Ökobilanz nach DIN 14040 ff. im weiteren Sinne dar. Weitere Wirkungskategorien, die im Rahmen dieser Arbeit nicht betrachtet wurden bzw. Prozesse, die aufgrund der festgelegten Systemgrenzen nicht analysiert wurden, können in zukünftig zu erarbeitenden gesamtheitlichen Ökobilanzen und Systemvergleichen vervollständigt werden.

II Ergebnisse - Publikationen

1. Biologisch abbaubare Abfallbeutel zur Bioabfallsammlung Untersuchungen zur mechanischen Stabilität

Dipl.-Ing. Simone Otto; Prof. Dr. Heinz Borg; Prof. Dr.-Ing. habil. Rainer Schnabel;
Dr. oec. Werner Anton; Dr. rer. nat. Manfred Jank

(Abdruck in „Müll und Abfall“, Heft 11, 2000, S. 660 - 666)

Übersicht

Geruchs- und Hygieneprobleme bei der Sammlung von Bioabfällen in Haushalten können jahreszeitlich und bebauungsstrukturabhängig auftreten und die Akzeptanz des Getrennterfassungssystems nachhaltig beeinträchtigen. Die Verwendung von Küchenpapier bzw. Zeitungspapier oder Papiertüten zum besseren Handling der feuchten Abfälle ist ein seit vielen Jahren empfohlenes System. Beim Sammeln und Lagern der Abfälle über einen längeren Zeitraum kann sich jedoch eine zu geringe Nassfestigkeit und das damit verbundene Reißen der Papiertüten als Nachteil erweisen. Dies kann einerseits zu den erwähnten Akzeptanzverlusten führen und andererseits zur Verwendung von herkömmlichen Kunststoffbeuteln zur Bioabfallsammlung, die dann samt dem Bioabfall in die Biotonne geworfen werden. Da solche Kunststoffe bei der Kompostierung nicht abgebaut werden, führt dies zu einer optischen Verunreinigung des erzeugten Kompostes.

Um diese Problematik zu umgehen, stellen biologisch abbaubare Kunststofftüten zur Bioabfallsammlung eine sinnvolle Alternative dar. In der vorliegenden Arbeit wurden mehrere Sorten biologisch abbaubarer Abfallbeutel auf ihre mechanischen Gebrauchseigenschaften untersucht und mit herkömmlichen Kunststoffbeuteln (LDPE) verglichen.

Alle untersuchten Materialien weisen im Vergleich mit LDPE geringere Materialfestigkeiten auf, sind aber wesentlich elastischer. Unter Gewichtsbelastung schnitten einige biologisch abbaubare Abfallbeutel mit einer Haltbarkeit bis zu 13 d deutlich besser ab als LDPE (6 d). Generell scheint die Haltbarkeit der Abfallbeutel während der Abfallsammlung nicht durch ungenügende Materialfestigkeiten, sondern durch Verarbeitungsmängel (Schweißnähte) limitiert zu sein. Bei Gewährleistung der in unseren Untersuchungen gefundenen durchschnittlichen Werte ist eine Verwendung der Biofolien für die Abfallsammlung problemlos möglich. Die Unterschiede zwischen einzelnen Proben der gleichen Sorte waren z. T. jedoch

erheblich. Weitergehende Material- und Verfahrensentwicklungen sind zu empfehlen, um die Homogenität der Materialien zu verbessern.

1. Einleitung

Im Rahmen der getrennten Erfassung von Bioabfällen aus Haushalten fallen jährlich mehrere Millionen Tonnen organischer Rohstoffe an. Ihre Wiederverwertung durch Kompostierung ergibt wertvolles organisches Material, z. B. zur Bodenverbesserung, zur Düngung oder zum Mulchen. Voraussetzung für eine Verwertung der dabei erzeugten Komposte ist jedoch, dass ein Produkt von gleichbleibend hoher Qualität entsteht. Hohe Fremdstoffgehalte, etwa durch Fehlwürfe bei der Bioabfallerfassung im Haushalt eingetragene Kunststoffe oder Glas, können die Verwertung ganzer Kompostchargen erheblich beeinträchtigen.

Zur sauberen und hygienischen Erfassung wird Bioabfall in Haushalten oft in herkömmliche Plastiktüten verpackt und dann samt den Plastiktüten in die Sammeltonnen geworfen. Da Standardkunststoffe, wie Polyethylen, bei der Kompostierung nicht abgebaut werden, führt dies zu einer optischen Verunreinigung des erzeugten Kompostes. Ein solcher Kompost lässt sich nicht vermarkten, auch wenn die stoffliche Qualität der Komposte durch Kunststoffe in der Regel nicht beeinträchtigt wird. Außerdem darf gemäß der Bioabfallverordnung [1] der Fremdstoffgehalt im Kompost 0,5 Gew.-% in der Trockenmasse nicht überschreiten.

Untersuchungen von am Kompostwerk Bitterfeld angelieferten Bioabfall ergaben einen Fremdstoffgehalt von ca. 1 Gew.-%, wovon etwa ein Viertel auf Plastikfolien entfällt. Dieser Anteil führt jedoch dazu, dass etwa 12% der Oberfläche der Kompostmieten mit Plastikfolien bedeckt sind. Kunststoffe schlagen sich also optisch überproportional zu ihrem Gewichtsanteil nieder. Da die Fremdstoffe während der Kompostierung kaum abgebaut werden, wohl aber ein Teil der organischen Substanz im Bioabfall, nimmt der Fremdstoffgehalt im Lauf der Kompostierung zu. In den in Bitterfeld erzeugten Fertigkomposten liegt er letztlich bei > 2 Gew.-%. Um auf < 0,5 Gew.-% zu kommen, muss der Fertigkompost hier bis auf eine Körnung von 0 - 10 mm klassiert werden. Das Überkorn macht etwa 50% des Fertigkompostes aus und wird durch manuelle Sortierung sowie Windsichtung aufbereitet, z. T. aber auch deponiert, da es zu stark mit Folien verunreinigt ist, um vermarktet zu werden. Das ist nicht im Sinne der Kreislaufwirtschaft und zudem mit Kosten bzw. Einnahmeverlusten verbunden.

Biologisch abbaubare Abfallbeutel mit vergleichbaren Eigenschaften wie herkömmliche Kunststofftüten erscheinen als intelligente Lösung des Handlings der Bioabfälle im Haushalt sowie des Kunststoffproblems in Komposten. In einigen Kommunen werden biologisch abbaubare Abfallbeutel bereits anstelle von Sammeltonnen oder zusätzlich dazu eingesetzt.

Gegenüber den Tonnen bieten sie den Vorteil der Transparenz (leichte Kontrolle auf unerwünschte Inhalte) und niedriger Investitionskosten. Werden die Entsorgungskosten in den Verkaufspreis der Säcke einbezogen, ist gleichzeitig mit einfachsten Mitteln eine aufwandsproportionale Gebührenerhebung möglich. Neben diesen großvolumigen Abfallsäcken werden auch kleinere Varianten für die Vorsortierung und Sammlung von Bioabfällen im Haushalt angeboten.

In Anbetracht der teilweise sehr differierenden Preise und möglicher unterschiedlicher Gebrauchseigenschaften (Abbauverhalten, Festigkeiten usw.) der am Markt verfügbaren Bioabfallbeutel sind Kriterien zu ihrer Eignung zu bestimmen. Für den Hersteller sind wiederum praktische Erfahrungen während ihrer Nutzung sowie die sich daraus ergebenden notwendigen Produktverbesserungen und Weiterentwicklungen von großem Interesse.

Biologische Abbaubarkeit und Gebrauchseigenschaften von Biopolymeren können sich manchmal konträr zueinander verhalten. Hohe Kettenlängen (Molekulargewichte) verleihen Kunststoffen gute mechanische Eigenschaften, u. a. hohe Zugfestigkeit, Reißdehnung und einen Schmelzpunkt $>100\text{ °C}$, und führen zu einer guten Hydrolysebeständigkeit. Oft behindert das aber gleichzeitig die Abbaumechanismen. Hydrolytische Effekte sind z. B. ein wesentlicher Faktor beim Abbau von Polyestern und Polyamiden. Dabei diffundieren Wassermoleküle in das Innere des Materials und bewirken Kettenspaltungen. Diese führen dann zu einem raschen Verlust von mechanischen Eigenschaften. Polymere mit kurzen Molekülketten und entsprechend hoher Hydrolyseempfindlichkeit sind in der Regel leichter abbaubar, haben aber schlechtere mechanische Eigenschaften. Standardkunststoffe haben üblicherweise hohe Kettenlängen mit einer entsprechend großen Hydrolysebeständigkeit und sind dadurch schwer abbaubar. Bei Biopolymeren sind die Kettenlängen und die Hydrolysebeständigkeit geringer, wodurch sie leichter abzubauen sind.

Die Kompostierbarkeit von biologisch abbaubaren Abfallbeuteln, wurde bereits in [2] beschrieben. Für die Bewertung der Bioabfallbeutel ist jedoch die biologische Abbaubarkeit während der Kompostierung allein nicht ausreichend. Einzubeziehen sind auch mechanische Festigkeiten, die dem Anforderungsprofil entsprechen. Für die werkstoffliche und verarbeitungstechnische Weiterentwicklung sind darüber hinaus die Zusammenhänge zwischen den mechanischen Kennwerten und dem Abbauverhalten wichtig. Um Hinweise zu ihrer Eignung während der Abfallsammlung zu erhalten, wurden daher die mechanischen Eigenschaften biologisch abbaubarer Abfallbeutel untersucht und mit denen herkömmlicher Abfallbeutel aus Polyethylen (LDPE) verglichen.

2. Materialien und Methoden

Während der Bioabfallsammlung sind Abfallbeutel folgenden Beanspruchungen ausgesetzt:

- Gewichtsbelastung der Bioabfälle und der damit verbundenen Dehnung der Folien beim Anheben des gefüllten Abfallbeutels,
- stoßartige Belastung durch sperrige Gegenstände, z. B. Rosenstiele,
- Flüssigkeitseinwirkung, z. T. mit erhöhter Temperatur.

Zur Beurteilung der Eignung biologisch abbaubarer Abfallbeutel zur Abfallsammlung wurden selbstentworfenen Versuche zur Prüfung der Tragfähigkeit unter Gewichtsbelastung des Abfallbeutels in Anlehnung an die VDI-Richtlinie 4427 [3] durchgeführt, und entsprechend der DIN die Zugeigenschaften, die Schlagzugzähigkeit sowie die Stoßbeanspruchbarkeit der Materialien untersucht. Die Zugeigenschaften einschließlich der Schlagzugzähigkeit geben die Sprödigkeit oder Zähigkeit der Folien an und ermöglichen damit Aussagen darüber, wie hoch die Stabilität der Folien unter Krafteinwirkung (Gewicht der Bioabfälle) ist. Die im Durchstoßversuch ermittelte Schädigungskraft und Schädigungsarbeit charakterisieren das Verhalten der Folien bei Stoßbeanspruchung, z. B. durch längliche Gegenstände mit geringem Querschnitt. Die praxisnahe Überprüfung der Tragfähigkeit der Abfallbeutel gibt deren Verhalten unter Gewichtsbelastung wieder. Eine reißfeste und gegen Stoßbeanspruchung widerstandsfähige Folienqualität führt zur Wasserdichtheit und garantiert somit ein weitgehend sauberes Vorsortiergefäß während der Abfallsammlung sowie einen sicheren Transport des Abfalls nach Entnahme aus dem Vorsortiergefäß zur Biotonne.

2.1 Testmaterialien

In die Untersuchungen wurden vier biologisch abbaubare (Ec, Wa, Na, Ma) und, zum Vergleich, ein LDPE-Abfallbeutel einbezogen (Tabelle 1).

Tabelle 1: Testmaterialien (Abfallbeutel, 10 l Fassungsvermögen)

Folie	Produktname/ Werkstoff	Rohstoff	Foliendicke (μm)
PE		LDPE	10
Ec	Ecoflex	aliphatisch-aromatischer Copolyester	30
Ma	Mater-Bi ZF 03U/A / Wenterra	Stärke, Polycaprolacton	20
Na	Natura-flex / Bioplast GF 102	Stärke, Polycaprolacton	20
Wa	Walocomp	Polyesteramid, Polycaprolacton	40

2.2 Tragfähigkeit unter Gewichtsbelastung

Zur Bestimmung der Tragfähigkeit von Abfallbeuteln wurden zwei Beutel je Sorte (bei Ecoflex sogar vier) mit Wasser gefüllt und in hängendem Zustand bis zum Defekt beobachtet. Dabei wurde von einem maximalen Schüttgewicht des Bioabfalls von $0,6 \text{ t/m}^3$ ausgegangen und die Testbeutel (10 l Fassungsvermögen) mit 6 l Leitungswasser gefüllt. Um eventuell auftretende Einschnitte im oberen Bereich des Beutels durch die dabei verwendete Leine zu vermeiden, wurden diese Partien mit Klebeband ummantelt. Durch diese Verfahrensweise konnte die Situation des Tragens des gefüllten Abfallbeutels praxisnah nachgestellt werden. Die Zeit bis zum Defekt des ersten Beutels wurde als mindestens mögliche Tragfähigkeit unter Gewichtsbelastung registriert, die Zeit bis zum Defekt des zweiten Beutels als maximale Tragfähigkeit. Die Versuche wurden bei einer durchschnittlichen Temperatur von $25 \text{ }^\circ\text{C}$ durchgeführt.

2.3 Zugeigenschaften

Die Zugversuche wurden mittels einer Universal-Materialprüfmaschine mit automatischer Datenerfassung und -verarbeitung der Fa. Instron vom Typ 4507 unter Beachtung der DIN EN ISO 527-1 [4] durchgeführt. Die Zuggeschwindigkeit betrug konstant 50 mm/min . Bei allen Versuchen entsprachen die Umgebungsbedingungen dem Normalklima 23/50-1 nach DIN 50 014 [5], d. h. die Umgebungstemperatur lag bei $23 \text{ }^\circ\text{C}$ bei einer relativen Luftfeuchtigkeit im Bereich von 50%. Die automatische Datenerfassung und -verarbeitung ermöglichte eine direkte Aufzeichnung der jeweiligen Spannungs-Dehnungs-Diagramme. Daraus wurden die Zugfestigkeit, die Dehnung bei Zugfestigkeit und die Bruchdehnung berechnet. Zur Ermittlung der Kennwerte wurden jeweils mindestens 5 Zugversuche durchgeführt.

2.4 Schlagzugzähigkeit

Die Schlagzugzähigkeit der Prüfmaterialien wurde nach DIN EN ISO 8256 [6] bestimmt. Die Prüfungen wurden an einem Pendelschlagwerk der Fa. Zwick vom Typ 5102 durchgeführt. Das Arbeitsvermögen des verwendeten Pendelschlagwerkes betrug 4 J , die Masse des verwendeten Querjochs 31 g . Es wurden Folienkörper mit einer Länge von 75 mm und einer Breite von 4 mm hergestellt. 3 Folienkörper wurden zu einem Probekörper übereinander gelegt und mittels Klebeband an den Enden zusammengehalten. Die Schlagzugzähigkeit ergibt sich aus der für den Bruch des Probekörpers ermittelten Schlagarbeit, bezogen auf die Breite der schmalen Parallelstrecke und der Dicke des Probekörpers. Zur Ermittlung der Kennwerte wurden jeweils zehn Probekörper geprüft.

2.5 Durchstoßfestigkeit

Die Durchstoßfestigkeit der Prüfmaterialien wurde nach DIN 53373 [7] ermittelt. Die Prüfungen wurden mit der Fallprüfmaschine Fraktovis der Fa. Ceast im Normalklima 23/50-1 nach DIN 50 014 durchgeführt. Die Fallgeschwindigkeit des Fallbolzens betrug jeweils 4,4 m/s. Während der Prüfung erfolgte die Aufzeichnung der Kraft-Verformungs-Kurve, aus welcher die Schädigungskraft, die Schädigungsverformung (Durchbiegung), die Schädigungsarbeit und die Durchstoßarbeit bestimmt wurden. Zur Ermittlung der Kennwerte wurden jeweils fünf Probekörper untersucht.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Tragfähigkeit

In Tabelle 2 sind die ermittelten Zeiten, innerhalb denen die mit Wasser gefüllten Abfallbeutel der Gewichtsbelastung standhielten, sowie die Ursachen des Defektes aufgeführt.

Tabelle 2: Tragfähigkeit von Abfallbeuteln

Material	Mindeste Tragfähigkeit		Maximale Tragfähigkeit	
	Zeit	Ursache des Defekts	Zeit	Ursache des Defekts
LDPE	30 min	Schweißnaht	6 d	Schweißnaht
Ecoflex	10 min	Schweißnaht	30 min	Schweißnaht
Mater-Bi	2 d	Schweißnaht	13 d	Materialfestigkeit
Natura-flex	30 min	Schweißnaht	13 d	Materialfestigkeit
Walocomp	8 d	Materialfestigkeit	12 d	Materialfestigkeit

Bei allen Sorten außer Walocomp brach schon nach kurzer Zeit bei wenigstens einem Beutel die Schweißnaht am Boden der Beutel. Das kann entweder an einer besseren Verarbeitung der Walocomp-Beutel liegen, oder daran, dass sie nur Schweißnähte an den Seiten haben, wo die Gewichtsbelastungen geringer sind als am Boden. Dementsprechend zeigten Abfallbeutel aus dem Material Walocomp in diesen Untersuchungen die längste minimale Tragfähigkeit (8 d). Hinsichtlich der maximalen Tragfähigkeit waren Mater-Bi, Natura-flex und Walocomp mit 12 bis 13 d etwa gleichwertig. Die LDPE-Beutel schnitten mit einer Tragfähigkeit von 6 d deutlich schlechter ab. Beutel aus Ecoflex wiesen in diesen Untersuchungen eine maximale Tragfähigkeit von nur 30 Minuten auf und sind damit ohne eine Verbesserung der Schweißnähte für die von uns angenommenen Bedingungen nicht praxistauglich. (Da die ersten zwei Beutel nur eine geringe Tragfähigkeit zeigten, wurde der Versuch wiederholt, führte aber zum gleichen Ergebnis. Insgesamt wurden also vier Ecoflex-Beutel getestet.)

Abgesehen von Walocomp scheint die Tragfähigkeit der anderen untersuchten Abfallbeutel nicht durch ungenügende Materialfestigkeiten sondern durch Verarbeitungsschwächen limitiert zu sein. Bei starker Gewichtsbelastung des Abfallbeutels stellen Schweißnähte am Boden offensichtlich Schwachstellen dar. Der eben beschriebene Test zur Überprüfung der Tragfähigkeit unter Gewichtsbelastung ist allein jedoch unzureichend, da damit keine objektiv messbaren Werte produziert werden.

3.2 Mechanische Kennwerte

Für die folgende Bewertung der mechanischen Kennwerte wurde eine LDPE-Folie als Vergleichsprodukt verwendet. Dadurch kann jedoch nur bedingt die Gebrauchsfähigkeit der Biofolien abgeleitet werden, da synthetische Folien (hier LDPE) möglicherweise bessere als erforderliche Kennwerte besitzen. Für grundsätzliche Einordnungen der unterschiedlichen Biofolien in ein erreichbares oder anzustrebendes Eigenschaftsniveau ergeben sich jedoch ausreichende Auswertungsmöglichkeiten.

3.2.1 Zugeigenschaften

Im Bild 1a sind die in Längs- (l) und Querrichtung (q) gemessenen Zugfestigkeiten der Abfallbeutel dargestellt.

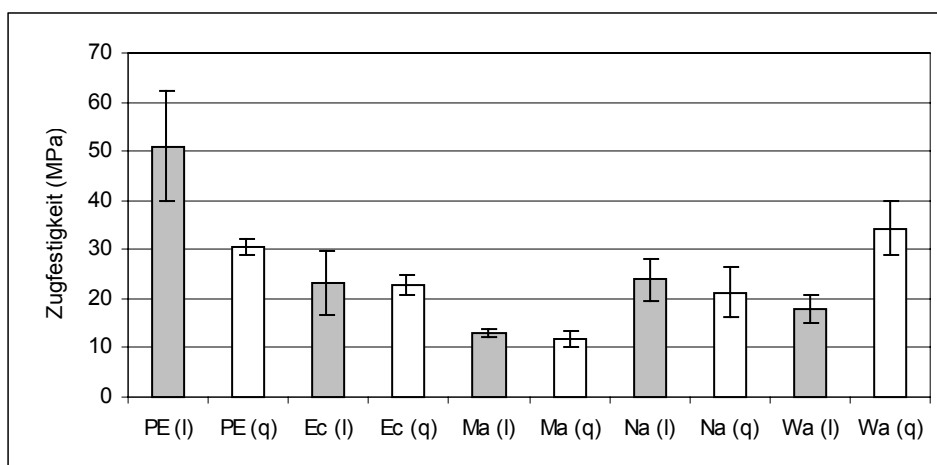


Bild 1a: Zugfestigkeit biologisch abbaubarer Folien im Vergleich zu LDPE (Mittelwert und Standardabweichung für jeweils 5 Proben)

In Längsrichtung liegen die Zugfestigkeiten der biologisch abbaubaren Folien deutlich unter dem Wert für LDPE (51 MPa). Natura-flex (23 MPa) und Ecoflex (22 MPa) erreichen dabei

noch die höchsten Werte, Walocomp liegt mit 18 MPa etwas darunter, während Mater-Bi mit 13 MPa den deutlich niedrigsten Wert zeigt.

In Querrichtung sind die Zugfestigkeiten der Folien aus dem Werkstoff Walocomp (34 MPa) vergleichbar mit LDPE (31 MPa). Die Werte für Ecoflex (23 MPa) und Natura-flex (21 MPa) bewegen sich in Querrichtung auf einem annähernd gleichen Level. Mater-Bi weist auch hier die geringsten Zugfestigkeiten in Querrichtung auf (12 MPa).

In Längsrichtung erreichen die Zugfestigkeiten der biologisch abbaubaren Abfalltüten damit nur 25 bis 43% des Wertes von LDPE, während in Querrichtung Walocomp 113% des Wertes für LDPE erreicht, die anderen Folien aber wieder nur 23 bis 42%.

Beim synthetischen Polymer LDPE beträgt der Unterschied der in Längs- und Querrichtung vorliegenden Zugfestigkeit ca. 20 MPa. Diese Größenordnung wird auch bei Walocomp (bei geringerem absolutem Wert) erreicht. Bei den anderen Biopolymeren sind diese Unterschiede jedoch geringfügig. Die ermittelten Kennwerte beziehen sich auf die Längs- und Querrichtung der vorliegenden Abfallbeutel. Die Längsrichtung der Abfallbeutel entspricht der Herstellungsrichtung, außer bei Walocomp, wo das Material bei der Verarbeitung relativ zur Herstellungsrichtung um 90° gedreht wurde. Hier entspricht also die Querrichtung der Beutel der Längsrichtung der Folienherstellung. Das erklärt, warum bei diesem Material die Zugfestigkeit in Querrichtung größer war als in Längsrichtung.

Die Zugfestigkeit ist ein Maß für die Stabilität unter Krafteinwirkung, d. h. in welchem Umfang der daraus hergestellte Abfallbeutel gewichtsmäßig mit Abfall belastet werden kann, bevor er reißt. Je höher die Zugfestigkeit, desto tragfähiger ist der Beutel. Alle untersuchten biologisch abbaubaren Folien weisen im Vergleich zum Standardkunststoff LDPE insgesamt geringere Zugfestigkeiten und damit verbunden geringere Tragfähigkeiten auf.

In Bild 1b ist die Dehnung bei Zugfestigkeit der biologisch abbaubaren Folien im Vergleich zu LDPE-Folie dargestellt.

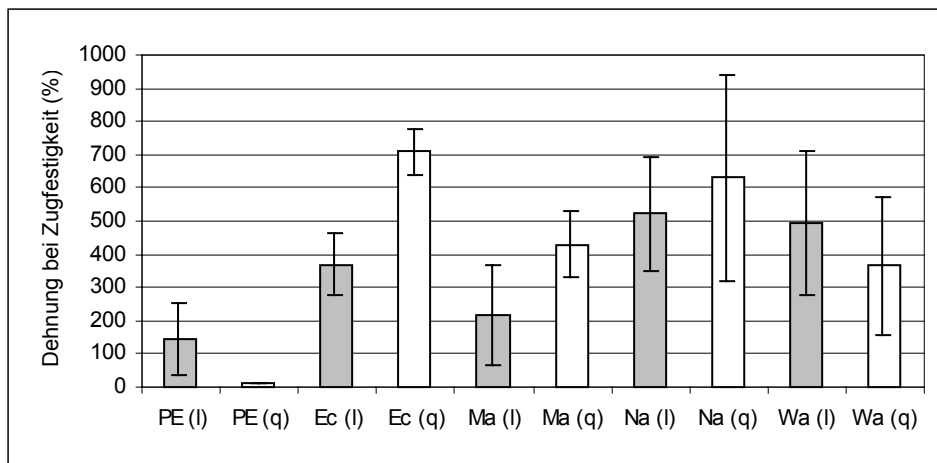


Bild 1b: Dehnung bei Zugfestigkeit biologisch abbaubarer Folien im Vergleich zu LDPE (Mittelwert und Standardabweichung für jeweils 5 Proben)

Die Dehnung bei Zugfestigkeit der biologisch abbaubaren Folien bewegt sich in Längsrichtung zwischen 218% (Mater-Bi) und 523% (Natura-flex). Ecoflex zeigte einen Wert von 370%, Walocomp 494%. Bei Berücksichtigung der hohen Standardabweichungen weisen Natura-flex und Walocomp in Längsrichtung ein de facto vergleichbares Dehnungsverhalten auf. Alle ermittelten Kennwerte liegen deutlich über dem Wert von LDPE (144%).

In Querrichtung wurden für Walocomp 366%, für Mater-Bi 430%, für Natura-flex 631% und für Ecoflex 708% gemessen. Aufgrund der erheblichen Standardabweichungen sind Natura-flex mit Ecoflex sowie Walocomp mit Mater-Bi bezüglich ihrer Dehnung bei Zugfestigkeit in Querrichtung vergleichbar. Auch in Querrichtung ist die Dehnung bei Zugfestigkeit für alle biologisch abbaubaren Folien wesentlich größer als für LDPE, die mit 11% sogar entscheidend geringer als in Längsrichtung ist.

Die Dehnungswerte bei Zugfestigkeit der biologisch abbaubaren Folien sind in Längsrichtung um das 1,5fache bis 3,6fache und in Querrichtung sogar um das 33fache bis 64fache höher als die Dehnung bei Zugfestigkeit von LDPE.

In Bild 1c ist die Bruchdehnung der biologisch abbaubaren Folien im Vergleich mit LDPE dargestellt.

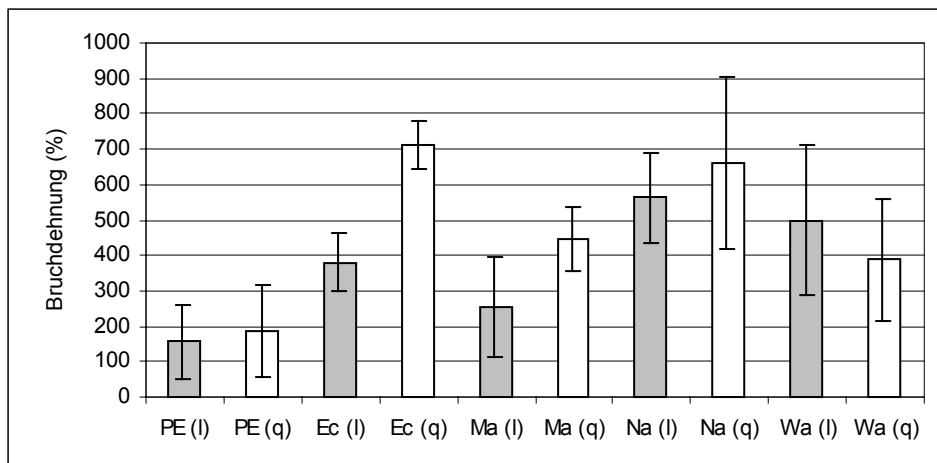


Bild 1c: Bruchdehnung biologisch abbaubarer Folien im Vergleich zu LDPE (Mittelwert und Standardabweichung für jeweils 5 Proben)

Die Bruchdehnungswerte der untersuchten biologisch abbaubaren Folien betragen in Längsrichtung 564% für Natura-flex, 500% für Walocomp, 380% für Ecoflex und 254% für Mater-Bi. In Anbetracht der erheblichen Standardabweichungen weisen Natura-flex und Walocomp in Längsrichtung ein vergleichbares Bruchdehnungsverhalten auf. Die in Längsrichtung vorliegenden Bruchdehnungswerte der biologisch abbaubaren Folien sind jedoch alle größer als bei PE (157%), nämlich um das 1,6 bis 3,6 fache. In Querrichtung wurden die höchsten Werte für Ecoflex (712%) gemessen, gefolgt von Natura-flex (660%), Mater-Bi (447%) und Walocomp (388%). Unter Berücksichtigung der ermittelten Standardabweichungen sind Natura-flex mit Ecoflex sowie Mater-Bi mit Walocomp hinsichtlich ihres Bruchdehnungsverhaltens in Querrichtung vergleichbar. Auch die Bruchdehnungen in Querrichtung liegen alle über dem Wert für LDPE (186%). Sie sind um das 2,1 bis 3,8fache größer.

Bei allen hier untersuchten Folien gibt es also klare Unterschiede in der Bruchdehnung in Längs- und Querrichtung des Abfallbeutels. Bei Walocomp ist sie höher in der Längsrichtung (wegen der Drehung um 90° relativ zur Herstellungsrichtung), bei Ecoflex, Natura-flex, Mater-Bi und auch LDPE in der Querrichtung.

Die Ergebnisse für die Bruchdehnung decken sich fast genau mit denen für die Dehnung bei Zugfestigkeit, außer dass letztere für LDPE in Querrichtung sehr gering war. Im Allgemeinen ist bei Folien die Dehnung umso höher, je geringer die Zugfestigkeit ist. Dieser Zusammenhang ist tendenziell auch für diese Daten zu erkennen.

Auffallend ist die große Streubreite der ermittelten Kennwerte innerhalb der einzelnen Materialien. Dementsprechend sind die Standardabweichungen sehr hoch. In Anbetracht dessen

sollten die festgestellten Unterschiede zwischen den Biofolien nicht überbewertet werden. Es gab deutliche Differenzen zwischen gleichen Materialien. Ursache dafür sind vermutlich Materialinhomogenitäten, welche sich u. a. bei der Folienherstellung durch mangelnde Mischbarkeit des Matrixpolymers mit anderen biologisch abbaubaren Polymeren, Füllstoffen, Additiven etc. einstellen können. Solche Stoffe werden eingemischt, um beispielsweise die mechanischen Eigenschaften und die Wasserbeständigkeit von Stärkematerialien zu verbessern (z. B. durch Polycaprolacton). Außerdem kann der Preis vergleichsweise teurer Werkstoffe durch das Zumischen von preiswerteren Komponenten oft verringert werden, ohne nennenswerte Einbußen bei den Materialeigenschaften. Diese Vorgehensweise ist in der Kunststofftechnik sehr gebräuchlich.

Bei Gewährleistung der in unseren Untersuchungen gefundenen durchschnittlichen Werte ist eine Verwendung der Biofolien für die Abfallsammlung problemlos möglich. Weitergehende Material- und Verfahrensentwicklungen sind jedoch zu empfehlen.

3.2.2 Schlagzugzähigkeit

Die ermittelte Schlagzugzähigkeit der untersuchten biologisch abbaubaren Folien im Vergleich mit LDPE ist in Bild 2 dargestellt.

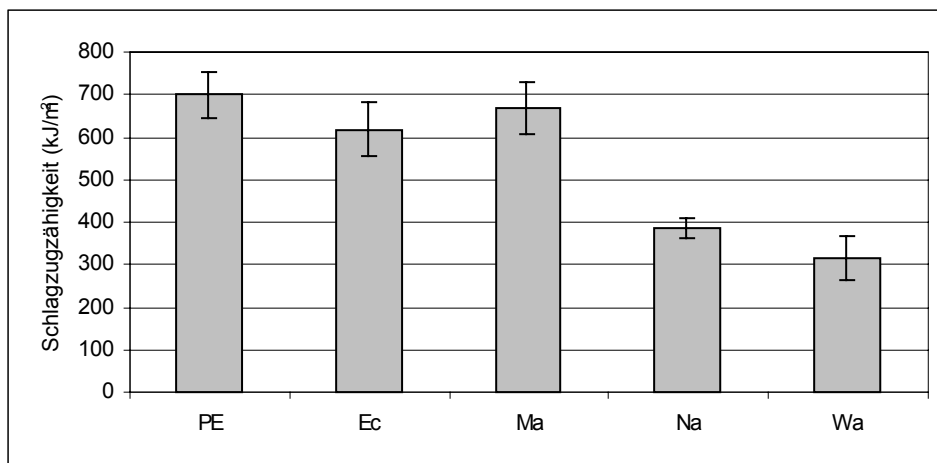


Bild 2: Schlagzugzähigkeit biologisch abbaubarer Folien im Vergleich mit LDPE (Mittelwert und Standardabweichung für jeweils 10 Proben)

Die ermittelten Schlagzugzähigkeiten liegen für Mater-Bi bei 668 kJ/m^2 und für Ecoflex bei 610 kJ/m^2 . Diese Werte sind mit denen für LDPE (699 kJ/m^2) vergleichbar. Für die Folien Natura-flex und Walocomp beträgt die Schlagzugzähigkeit 385 kJ/m^2 bzw. 314 kJ/m^2 .

Die Schlagzugzähigkeit einer Folie ist ein Maß für ihre Sprödigkeit oder Zähigkeit. Je höher die Schlagzugzähigkeit, desto elastischer verhalten sich die Abfallbeutel beim Gebrauch.

3.2.3 Durchstoßfestigkeit

Die Schädigungsarbeit wurde aus der während des Durchstoßversuches aufgezeichneten Kraft-Verformungs-Kurve bestimmt und ist in Bild 3 dargestellt. Unter der Schädigungsarbeit versteht man die bis zum ersten Anriss der Probe (Schädigungspunkt) verbrauchte Energie. Erfahrungsgemäß zeigt die ermittelte Schädigungsarbeit die beste Korrelation zu Praxisversuchen (z. B. Transportversuche, Abwurfversuche).

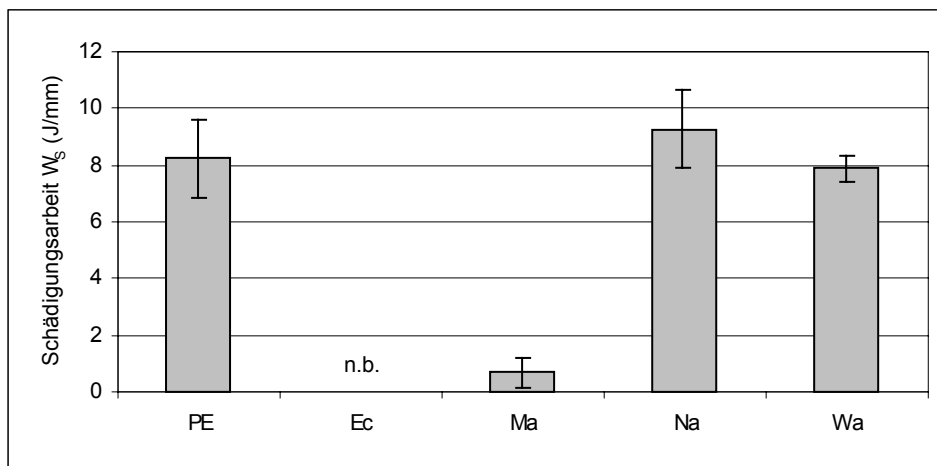


Bild 3: Schädigungsarbeit beim Durchstoßversuch (Mittelwert und Standardabweichung für jeweils 5 Proben)

Die ermittelte Schädigungsarbeit für Natura-flex beträgt 9,25 J/mm und liegt geringfügig über der von LDPE (8,24 J/mm). Für die Folie Walocomp wurde eine Schädigungsarbeit von 7,88 J/mm, also ein ähnlicher Wert wie für LDPE, registriert. Der Wert für Mater-Bi liegt mit 0,68 J/mm erheblich darunter.

Bei den Materialien Natura-flex, Walocomp, Mater-Bi und LDPE kam es während des Versuchs zum stetigen Anstieg der Kraft und beim Riss (Durchstoß) der Folie zum plötzlichen Kraftabfall. Das Reißen bzw. der Kraftabfall muss auftreten, damit der Versuch ausgewertet werden kann. Wenn die Folie nicht zum Zerreißen kommt, d. h., wenn sie „durchgezogen“ wird, kann kein Steilabfall der Kraft registriert werden. Bei solchen Proben kann die Schädigungsarbeit nicht ermittelt werden. Das war hier bei Ecoflex der Fall.

Als weitere Kenngröße zur Beurteilung des Verhaltens der untersuchten Folien bei Stoßbeanspruchung ist in Bild 4 die ermittelte Schädigungskraft dargestellt. Sie ist die im Schädigungspunkt vom Durchstoßkörper auf die Folie ausgeübte Kraft.

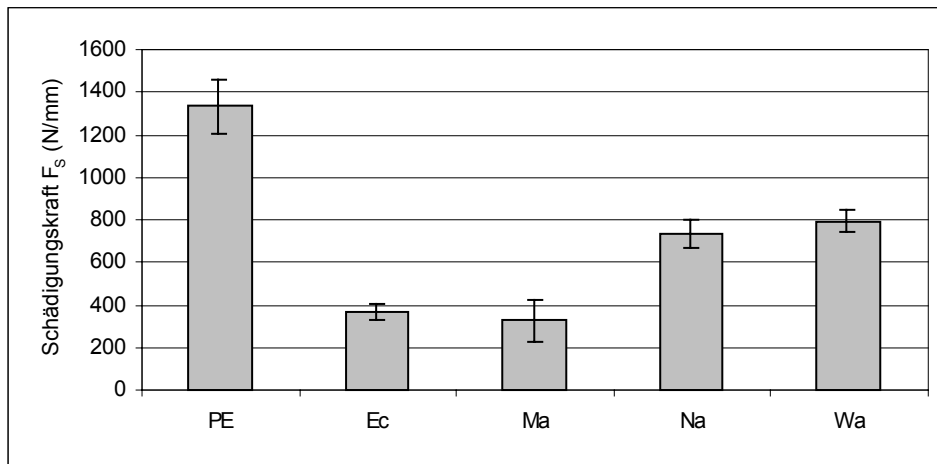


Bild 4: Schädigungskraft beim Durchstoßversuch (Mittelwert und Standardabweichung für jeweils 5 Proben)

Die beim Durchstoßversuch ermittelte Schädigungskraft beträgt für Walocomp 792 N/mm und bei Natura-flex 736 N/mm. Die Werte sind vergleichbar. Ecoflex weist mit 367 N/mm eine geringfügig höhere Schädigungsarbeit beim Durchstoßversuch auf als Mater-Bi (325 N/mm), aber unter Berücksichtigung der Standardabweichung sind die Kennwerte gleich. Beide Materialien schnitten hier deutlich schlechter ab als Walocomp und Naturaflex. Die notwendige Schädigungskraft für alle biologisch abbaubaren Folien ist jedoch wesentlich geringer als die für LDPE (1333 N/mm). Sie halten nur 24 bis 59% der Schädigungskraft von LDPE stand.

Die ermittelte Schädigungsarbeit und Schädigungskraft beim Durchstoßversuch charakterisieren den Widerstand des Materials gegenüber Stoßbeanspruchung. Je höher die für den Durchstoß des Materials benötigte Durchstoßkraft bzw. -arbeit ist, desto widerstandsfähiger sind die Folien gegenüber sperrigen Materialien, wie z. B. Rosenstielen.

Die Schädigungsverformung und die Durchstoßarbeit der untersuchten Folien werden hier nicht näher betrachtet, da sie keine zusätzlichen Erkenntnisse hinsichtlich der Stoßbeanspruchung liefern.

4. Zusammenfassung und Ausblick

Eine relative Einstufung der hier ermittelten Werte ist in Tabelle 3 gegeben. Das Material mit dem jeweils höchsten Wert bzw. ihm vergleichbare Werte wurden mit einer 5 gekennzeichnet, sehr viel geringere Werte mit einer 1. Bei den Zugeigenschaften wurde nur die Längsrichtung der Beutel bewertet, da in dieser die größten Belastungen zu erwarten sind (Herausheben aus dem Sammelgefäß). Außerdem wurden die Dehnung bei Zugfestigkeit und die Bruchdehnung zusammengefasst, da sie sich gleich verhielten. Die Tabelle verdeutlicht sowohl die Unterschiede der Biopolymere zum synthetischen Polymer LDPE als auch Differenzierungen zwischen den Biopolymeren.

Tabelle 3: Relative Einstufung der hier ermittelten Kennwerte für biologisch abbaubare Abfallbeutel und herkömmliche Abfallbeutel aus LDPE

Material	Tragfähigkeit	Zugeigenschaften			Durchstoßfestigkeit	
		Zugfestigkeit	Dehnung	Schlagzugzähigkeit	Schädigungsarbeit	Schädigungskraft
LDPE	3	5	2	5	5	5
Ecoflex	n. b.	3	4	5	n. b.	2
Mater-Bi	5	1	3	5	1	2
Natura-flex	5	3	5	3	5	3
Walocomp	5	2	5	3	5	3

5 = höchster Wert oder ähnlich dem höchsten Wert, 1 = sehr viel geringer als der höchste Wert, n. b. = nicht bestimmbar

Alle untersuchten biologisch abbaubaren Abfallbeutel weisen im Vergleich zu LDPE verminderte Zugfestigkeiten auf. Die Gewichtsbelastung, der sie standhalten können, ist daher geringer. Gegenüber LDPE haben sie jedoch eine höhere Elastizität (Dehnung bei Zugfestigkeit, Bruchdehnung). Das ist grundsätzlich positiv zu bewerten, da die Abfallbeutel dann im gefüllten Zustand wesentlich dehnbarer als LDPE-Beutel sind.

Bei schlagartiger Zugbeanspruchung (Schlagzugzähigkeit) ist das Verhalten von Mater-Bi und Ecoflex mit dem von LDPE vergleichbar. Natura-flex und Walocomp hingegen zeigen einen geringeren Widerstand gegenüber einer solchen Beanspruchung.

Gegenüber der Stoßbeanspruchung durch längliche Gegenstände mit geringem Querschnitt (Schädigungsarbeit bzw. -kraft) weisen Natura-flex und Walocomp vergleichbare Eigenschaften wie herkömmliche LDPE-Folie auf. Mater-Bi und Ecoflex sind gegen eine derartige Beanspruchung wesentlich empfindlicher.

Charakteristisch für die untersuchten Biofolien sind sehr unterschiedliche mechanische Kennwerte innerhalb und zwischen den Biopolymeren sowie eine sehr breite Streuung der Kennwerte. Da es sich bei den untersuchten Materialien um Biopolymerblends bzw. gefüllte

Biopolymere handelt, liegen die Ursachen unseres Erachtens weniger in den Eigenschaften des die Matrixstruktur bestimmenden Biopolymers, sondern im vorliegenden Homogenitätsgrad der Materialien. Damit sollten für die Gewährleistung stabilerer und gleichbleibenderer Qualitäten vor allem weiterführende Untersuchungen zu den Füllstoffen, dem Füllgrad, der Homogenität der Blends und Füllstoffkomponenten in ihrer Wirkung auf die Eigenschaften durchgeführt werden. Eine größere Bedeutung könnte dabei auch die Modifizierung von Verarbeitungsverfahren haben, die den spezifischen Bedingungen der Biopolymere anzupassen sind.

Aus den Untersuchungen zur praktischen Tragfähigkeit wird deutlich, dass die getesteten Abfallbeutel die Anforderungen hinsichtlich der Materialfestigkeit der Folien unter Gewichtsbelastung erfüllen, trotz der geringeren mechanischen Kennwerte im Vergleich zu LDPE. Mater-Bi und Natura-flex wiesen mit bis zu 13 d Haltbarkeit sogar die höchste Tragfähigkeit unter Gewichtsbelastung und übertrafen damit deutlich die Tragfähigkeit der verwendeten LDPE-Abfallbeutel (6 d). Der Defekt einzelner Abfallbeutel aus diesen Materialien sowie aus dem Material Ecoflex nach z. T. wenigen Minuten ist generell nicht auf ungenügende Materialeigenschaften der Folien zurückzuführen, sondern auf Verarbeitungsmängel. Eindeutige Schwachstellen aller untersuchten Varianten, außer denen aus dem Material Walocomp mit Schweißnähten an den Seiten, waren ungenügende Schweißverbindungen am Boden des Abfallbeutels. Die Überprüfung und Änderung der Verarbeitungstechnologie durch einen Verzicht auf Schweißnähte am Boden des Abfallbeutels wird den Herstellern empfohlen. Ansonsten genügen die wesentlichen Materialeigenschaften der Folien den Einsatzbedingungen, wie die durchgeführten Untersuchungen zeigen.

Eine eindeutige Beziehung zwischen den mechanischen Eigenschaften der hier untersuchten Abfallbeutel aus Biopolymeren und ihrer Abbaubarkeit, die in [2] beschrieben ist, konnte nicht festgestellt werden. Es besteht auf jeden Fall noch Forschungsbedarf, um einen guten Kompromiss zwischen Verarbeitungs- und Gebrauchseigenschaften einerseits und biologischer Abbaubarkeit andererseits zu erzielen.

Literaturverzeichnis

- [1] Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (BioAbfV) vom 28.09.1998. BGBl. I, S. 2955 ff.
- [2] Otto, S., Borg, H., Jank, M., Schnabel, R., Anton, W.: Bewertung biologisch abbaubarer Abfallbeutel während der Bioabfallsammlung und Kompostierung. Müll und Abfall, 32 (2000), 469-475

- [3] VDI 4427: Vorgehensweise zur Auswahl biologisch abbaubarer Verpackungsmaterialien. Beuth Verlag, Berlin, 1999
- [4] DIN EN ISO 527-1: Kunststoffe - Bestimmung der Zugeigenschaften - Teil 1: Allgemeine Grundsätze. Beuth Verlag, Berlin, 1996
- [5] DIN 50 014: Klimate und ihre technische Anwendung; Normalklimate. Beuth Verlag, Berlin, 1985
- [6] DIN EN ISO 8256: Kunststoffe - Bestimmung der Schlagzugzähigkeit. Beuth Verlag, Berlin, 1997
- [7] DIN 53373: Prüfung von Kunststoff-Folien; Durchstoßversuch mit elektronischer Messwerterfassung. Beuth Verlag, Berlin, 1970

2. Bewertung biologisch abbaubarer Abfallbeutel während der Bioabfallsammlung und Kompostierung

Dipl.-Ing. Simone Otto; Prof. Dr. Heinz Borg; Dr. rer. nat. Manfred Jank;
Prof. Dr.-Ing. habil. Rainer Schnabel; Dr. oec. Werner Anton

(Abdruck in „Müll und Abfall“, Heft 8, 2000, S. 469 - 475)

Übersicht

Aus Hygienegründen wird Bioabfall in Haushalten oft in herkömmlichen Plastiktüten gesammelt und dann samt den Plastiktüten in die Bioabfallcontainer geworfen. Da solches Plastik bei der Kompostierung nicht abgebaut wird, führt dies zu einer optischen Verunreinigung des erzeugten Kompostes.

Eine Möglichkeit dieses Problem zu umgehen ist, biologisch abbaubare Kunststofftüten (BAK) für die Bioabfallsammlung in Haushalten bereitzustellen. In der vorliegenden Arbeit wurden mehrere Sorten von BAK auf ihre Reißfestigkeit und Wasserdurchlässigkeit bei der Abfallsammlung und ihre Abbaubarkeit in einer offenen Mietenkompostierung untersucht.

Mit Bioabfall gefüllte BAK waren mindestens 4 Tage, einige bis zu 8 Tagen wasserdicht. Nach 9 bis 14 Tagen zerrissen die gefüllten Beutel beim Anheben. Diese Unterschiede sind z. T. auf das Ausgangsmaterial zurückzuführen aber auch auf Schwachstellen an den Schweißnähten.

Je nach Material waren die BAK im Regelfall nach 1 bis 12 Wochen in der Miete nicht mehr aufzufinden. Bei einigen Materialien konnten nach 16 Wochen Rotte aber noch Reste von vorher geknüllten Folien gefunden werden.

1. Einleitung

Die Erfassung und Verwertung von Bioabfällen als Bodenverbesserer und Düngemittel ist in der Bundesrepublik Deutschland in den letzten Jahren deutlich angestiegen und hat sich zu einer tragenden Säule der Kreislaufwirtschaft entwickelt. Jährlich werden 5 bis 6 Mio. t Bioabfälle, insbesondere Küchenabfälle und Grünschnitt, eingesammelt und kompostiert.

Seit mehreren Jahren gibt es Bestrebungen, die Getrennterfassung von Abfällen im Haushaltsbereich und die Akzeptanz der Getrenntsammlung von Küchen- und Gartenabfällen zu steigern. Geruchs- und Hygieneprobleme sowie Fliegenbefall der Bioabfälle können jahreszeitlich und bebauungsstrukturabhängig bedingt auftreten und die Akzeptanz des Getrennterfassungssystems nachhaltig beeinträchtigen.

Die Verwendung von Küchenpapier bzw. Zeitungspapier oder Papiertüten zum besseren Handling der feuchten Abfälle ist ein seit vielen Jahren empfohlenes System. Ein Nachteil beim Sammeln und Lagern der Abfälle über einen längeren Zeitraum kann jedoch die geringe Nassfestigkeit und das damit verbundene Reißen der Tüten sein. Dies kann einerseits zu den erwähnten Akzeptanzverlusten und andererseits zu der Verwendung von herkömmlichen Kunststoffbeuteln zur Bioabfallsammlung führen, die dann samt den Beuteln in die Bioabfallcontainer geworfen werden. Diese Beutel werden bei der Kompostierung nicht abgebaut. Kunststoffe im Bioabfall sind somit Fremdstoffe, die die optische Qualität der daraus hergestellten Komposte schon bei geringen Gewichtsanteilen so stark beeinträchtigen, dass sie nicht mehr vermarktet werden können. Im Hinblick darauf lässt die Bioabfallverordnung [1] in Komposten einen Fremdstoffanteil von maximal 0,5 Gew.-% in der Trockenmasse zu. Im Landkreis Bitterfeld besteht derzeit die Situation, dass Fertigkomposte bis auf eine Körnung von 0-10 mm klassiert werden müssen. Größere Chargen, ca. 50 % des erzeugten Fertigkompostes, sind in Anbetracht ihres hohen Kunststoffgehaltes (Folien) mit weit über 0,5 Gew.-% in der Trockenmasse nicht ohne zusätzliche verfahrenstechnische Maßnahmen vermarktungsfähig. Die stoffliche Qualität der Komposte wird durch Kunststoffe in der Regel nicht beeinträchtigt.

Neue Entwicklungen von Abfallbeuteln aus biologisch abbaubaren Kunststoffen drängen zunehmend auf den Markt. Kompostierbare Abfallbeutel mit vergleichbaren Eigenschaften wie herkömmliche Kunststofftüten erscheinen als intelligente Lösung des Handlings der Bioabfälle im Haushalt sowie des Kunststoffproblems in Komposten.

Zur Überprüfung der Gebrauchseigenschaften von kompostierbaren Abfallbeuteln aus biologisch abbaubaren Kunststoffen sowie deren Verhalten bei der Kompostierung wurden im

Landkreis Bitterfeld umfangreiche Versuche durchgeführt. Unter praxisnahen Bedingungen wurde zunächst die maximal mögliche Verweildauer der Bioabfälle im Abfallbeutel sowie deren Auswirkungen auf die Haltbarkeit der Abfallbeutel untersucht. In diese „Standzeitversuche“ wurden auch Papiertüten einbezogen, um Hinweise zu deren praktischer Eignung während der Abfallsammlung zu erhalten.

Die untersuchten Kunststoffbeutel sind von der DIN CERTCO gemäß DIN V 54900 „Prüfung der Kompostierbarkeit von polymeren Werkstoffen“ zertifiziert. Allerdings wird in diesem Zertifizierungsprogramm erst nach einer Rottezeit von 10 bis 15 Wochen abgeprüft, ob der Abbaugrad des biologisch abbaubaren Werkstoffs $\geq 90\%$ ist. Die Prüfung ist gültig, wenn mindestens Fertigungskompost mit Rottegrad IV erzeugt wurde. Außerdem erfolgt die Prüfung nach DIN V 54900 unter den Standardbedingungen eines optimierten Kompostierungsprozesses im Technikum und auf einer Praxisanlage mit kontrollierten Rottekonditionen [2]. Optimale Rottebedingungen sind aber in der Praxis nicht immer gewährleistet.

Es stellt sich weiterhin die Frage, ob die Verwendung dieser Abfallbeutel für die Erzeugung von Frischkompost (Rottegrad II - III) Qualitätseinbußen hervorrufen kann. Als Frischkompost wird ein Rottegut mit höheren Gehalten an leicht abbaubarer Substanz bezeichnet, welches noch zur Rotte fähig ist oder sich noch in intensiver Rotte befindet. Frischkompost findet vorrangig in den Bereichen Rekultivierung, Landwirtschaft und Weinbau Anwendung. Für seine Erzeugung wird weniger Platz und Zeit gebraucht, so dass er billiger hergestellt werden kann als Fertigungskompost.

Aus diesen Gründen wurden in Anlehnung an die DIN V 54900 unter den spezifischen Bedingungen einer offenen, unbelüfteten Mietenkompostierung umfangreiche Untersuchungen bezüglich der Desintegration (Kompostierbarkeit) von biologisch abbaubaren Kunststoffbeuteln während der Rotte durchgeführt. Die Kompostierbarkeit von Papier ist in der Vergangenheit vielfach nachgewiesen worden, deshalb wird in diesem Rahmen nicht weiter darauf eingegangen.

2. Materialien und Methoden

2.1. Testmaterialien

In die Untersuchungen zur Überprüfung der Gebrauchseigenschaften (Reißfestigkeit und Wasserdurchlässigkeit) und der Kompostierbarkeit wurden die in Tabelle 1 aufgeführten biologisch abbaubaren Kunststofftüten einbezogen.

Tabelle 1: Untersuchte biologisch abbaubare Kunststofftüten zur Bioabfallsammlung

Folie	Produktname / Werkstoff	Rohstoff	Foliendicke (mm)	Eingesetzte Größe
1	Ecoflex	aliphatisch-aromatischer Copolyester	0,025	ca. 10 l
2	Walocomp	Polyesteramid, Polycaprolacton	0,025	ca. 10 l
3	Natura-flex / Bioplast GF 102	Stärke, Polycaprolacton	0,025	ca. 10 l
4	Mater-Bi ZF 03U/A / Wenterra	Stärke, Polycaprolacton	0,025	ca. 10 l

Die in Tabelle 2 aufgeführten Abfalltüten aus Papier wurden unter praxisnahen Verhältnissen ausschließlich hinsichtlich Reißfestigkeit und Wasserdurchlässigkeit während der Abfallsammlung getestet.

Tabelle 2: Untersuchte Papiertüten zur Bioabfallsammlung

Papier	Produkt	Material	Ausführung	Eingesetzte Größe
1	Sekundärkraftsackpapier	100% Altfaser, Kraft Avana Liscio Estensibile WS 25% (nassfest), 70 bzw. 90 g/qm	2 Lagen mit Standbodenblatt	ca. 12 l
2	Kraftsackpapier	Spezial-Recyclingpapier	einlagig, Faltenbeutel, Falzboden	10 l
3	Semi-Clupack	100% Recyclingpapier, Kraft Avana Liscio Estensibile 25% (nassfest), 95 g/qm	einlagig, Faltenbeutel, Falzboden	ca. 15 l
4	Kraftsackpapier	100% Recyclingpapier, Nassfestigkeit ca. 20%, 110 g/qm	einlagig, Faltenbeutel, Falzboden,	10 l

2.2. Gebrauchseigenschaften während der Bioabfallsammlung

Die Abfalltüten wurden in Sammelbehälter mit einem Volumen von 10 l eingelegt und zu annähernd zwei Dritteln gefüllt. Das Gewicht der gefüllten Abfalltüten betrug 2 kg.

Für die Befüllung der Abfalltüten wurde Standardbioabfall (Äpfel, Apfelsinen, Kartoffeln, Weintrauben, Paprika, Möhren, Tomaten, Radieschen, Kaffeefilter) in gleichen Anteilen verwendet. Es wurden jeweils drei Versuchsgefäße pro untersuchter Abfalltütenart angesetzt und bei 15 °C gelagert. Die Abfalltüten wurden einmal täglich aus dem Behältnis entnommen und hinsichtlich Reißfestigkeit, biologischer Zersetzung und Wasserdurchlässigkeit visuell beurteilt. Die Versuchsdauer betrug 21 Tage. Die Kunststofftüten Mater-Bi, Naturaflex und Ecoflex wurden außerdem in einem Parallelversuch bei 25 °C hinsichtlich des Einflusses der Lagertemperatur auf die Haltbarkeit beurteilt. Dieser Versuch wurde nach 13 Tagen wegen Madenbefall abgebrochen.

2.3. Untersuchungen zur Kompostierbarkeit

2.3.1 Bioabfallbehandlung im Landkreis Bitterfeld

Im Landkreis Bitterfeld wurde 1995 flächendeckend das System der braunen Biotonne zur getrennten Erfassung der nativ organischen Fraktion des Restabfalls eingeführt. Die Kompostierung der Bioabfälle erfolgt in zwei Kompostierungsanlagen. Beide Anlagen arbeiten nach dem Prinzip der offenen, unbelüfteten Mietenrotte und haben eine Durchsatzkapazität von je 6.500 t/a. Die nutzbare Anlagenfläche beträgt jeweils ca. 8.000 m² und wurde nach wasserwirtschaftlichen Erfordernissen hergerichtet. Der Anlageninput setzt sich im Mittel aus 85 Gew.-% Bioabfall und 15 Gew.-% Grünabfall zusammen.

Vor dem Aufsetzen der Inputstoffe zu Mieten erfolgt eine manuelle Vorsortierung des Bioabfalls und die Zerkleinerung des Grünabfalls. Bioabfall und Grünabfall werden mit dem Radlader gemischt. Anschließend wird das gemischte Material zu ca. 1,80 m hohen, unbelüfteten Dreiecksmieten aufgesetzt. Das Aufsetzen der Mieten erfolgt in zwei Schritten:

1. Aufsetzen eines ca. 0,2 m hohen und 4 m breiten Strukturbetts (gehäckselter Gartenabfall) als Mietenbasis.
2. Aufsetzen der restlichen Dreiecksmiete mit Bioabfall/Grünabfallmischung bis zu einer Höhe von 1,80 m.

Die Mieten werden in den ersten vier Wochen Rottezeit wöchentlich, dann in 14-tägigem Abstand mit einem Dreiecksmietenumsetzgerät gewendet. Zur Rottesteuerung wird einmal täglich die Temperatur im Kern sowie am Rand der Miete mit einem Digital-Sekundenthermometer ermittelt. Die Außentemperatur (Tagesmitteltemperatur) wird über eine Wetterstation erfasst. Nach ca. vier Monaten ist die Rotte abgeschlossen (Fertigkompost mit Rottegrad IV bis V) und das Rottegut wird mit einer Trommelsiebmaschine auf 0 - 10 mm abgeseibt.

2.3.2. Versuchsdurchführung

Standardbioabfall wurde mit einem Schredder zerkleinert und über eine Trommelsiebmaschine auf ca. 40 mm abgeseibt. Die zu untersuchenden biologisch abbaubaren Kunststofftüten wurden mit dem aufbereiteten Bioabfall gemischt und in Probesäcke verbracht. Die Probesäcke bestanden aus unverrottbarem Polyester. Die Maschenweite betrug 1 mm, die Abmaße der Probesäcke 50 x 50 cm, das Füllvolumen der Probesäcke ca. 8 l. In die Probesäcke wurden 4 kg Bioabfall gemischt mit 20 g Testmaterial eingebracht.

Die Testmaterialien wurden in zwei Varianten in die Probesäcke eingebracht. Ein Teil der Probesäcke wurde mit auf ca. 100 cm² (10 x 10 cm) zerkleinerten Folienstücken gefüllt. Diese wurden einzeln von Hand flach in den Bioabfall eingelegt. Der andere Teil der Probesäcke wurde mit auf ca. 1000 cm² (32 x 32 cm) zerkleinerten Folienstücken gefüllt. Diese wurden jedoch in zerknülltem Zustand dem Bioabfall beigegeben.

Für jeden Untersuchungszeitpunkt wurden für jedes Testmaterial zwei Probesäcke mit Folien in geknülltem Zustand und zwei Probesäcke mit Folien in flach eingelegtem Zustand sowie zwei Referenzproben unbeaufschlagter Bioabfall hergestellt.

Vor Einbau der gefüllten Probesäcke in die Bioabfallmiete wurde jeder Probesack zwecks späterer eindeutiger Identifikation markiert. Die einzelnen Probesäcke wurden dann in die frisch aufgeschüttete Bioabfallmiete eingelegt. Vor anstehenden Umsetzungsvorgängen wurden die Probesäcke ausgebaut. Zur Simulation von Umsetzprozessen wurden die Probesäcke gewalkt. Beim folgenden Probeneinbau wurde beachtet, dass die charakteristischen Zonen einer Mietenrotte (Kern- und Randzone) bei jedem Umsetzungsvorgang wechselnd durchlaufen wurden.

Zur Bestimmung der notwendigen Zeitpunkte für die Probenahme wurde ein Vorversuch zur Desintegration in der offenen Mietenkompostierung mit den Kunststoffen Ecoflex, Natura-flex und Mater-Bi durchgeführt. Die Probenahme erfolgte im Vorversuch und im Hauptversuch in Anlehnung an das „Methodenhandbuch zur Analyse von Kompost“ der Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V. (BGK) [3]. Untersucht wurden zu Versuchsbeginn (A), während des Versuchs (W) und am Versuchsende (E) die in Tabelle 3 aufgeführten Parameter.

Tabelle 3: Zusammenstellung der untersuchten Parameter

Parameter / Kennwerte	Methodik	A	W	E
Glühverlust, -rückstand (Bioabfall) [Gew.-% TS]	BGK	x	x	x
pH (Bioabfall)	BGK	x	x	x
Wassergehalt (Bioabfall) [Gew.-% FS]	BGK	x	x	x
Visuelle Bonitur der Testmaterialien	DIN 54900	x	x	x
Gravimetrische Bestimmung des Restpolymeranteils [g]			x	x
Fremdstoffgehalt (Bioabfall-Folien-Gemisch) [Gew.-% TS]	BGK			x

TS = Trockensubstanz; FS = Feuchtsubstanz

Zu Versuchsbeginn und bei denen im Versuchsverlauf sowie am Ende des Versuches ausgebauten Probesäcken mit Bioabfall-Folien-Gemisch wurden über visuelle Bonitur die nachfolgend beschriebenen Parameter erfasst:

- Größenverteilung,
- Auffindbarkeit,
- Verfärbungen,
- Konsistenz,
- Materialerosion (Löcher, Gänge etc.) und lokale Auflösungserscheinungen sowie
- Spuren mikrobieller Besiedelung der verbliebenen Partikel der Folien.

Bei allen entnommenen Probesäcken mit Bioabfall-Folien-Gemisch wurde der Restpolymergehalt bestimmt. Die Proben wurden dazu auf einem Labortisch ausgebreitet und sorgfältig auf vorhandene Folien durchgesehen und aussortiert. Größere Teile (Kluten) wurden zerdrückt. Die aussortierten Partikel des Testmaterials wurden unter fließendem Wasser über einem Sieb mit 2 mm Maschenweite vorsichtig gereinigt, der im Siebboden verbliebene und gereinigte Anteil des Testmaterials wurde bei 40 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und gewogen.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Gebrauchseigenschaften von Abfallbeuteln

Bild 1 zeigt die Ergebnisse der Überprüfung des Durchsickerungsverhaltens der untersuchten Abfalltüten. Der Endpunkt der Balken gibt den Zeitpunkt an, an dem die Tüten beim Herausheben aus den Abfalleimern durchsickert waren. Bis dahin war eine Behälterreinigung nach der Entleerung nicht erforderlich. In allen Fällen trat zunächst eine Durchsickerung auf, bevor die gefüllten Abfallbeutel beim Hochheben rissen.

Alle untersuchten Abfallbeutel aus biologisch abbaubaren Kunststoffen wiesen bis zum vierten Tag nach der Befüllung mit Bioabfällen unabhängig von der Lagertemperatur unveränderte Gebrauchseigenschaften auf. Bei 15 °C konnte für Walocomp die Wasserundurchlässigkeit bis zum 8. Tag, bei Mater-Bi bis zum 6. Tag nach Versuchsbeginn nachgewiesen werden. Bei 25 °C waren es für Mater-Bi sogar 7 Tage. Die Varianten Natura-flex und Ecoflex waren bei einer Lagertemperatur von 15 °C bis vier Tage und bei einer Lagertemperatur von 25 °C bis sieben Tage nach ihrer Befüllung wasserundurchlässig. Die geringere Haltbarkeit dieser Materialien bei 15 °C ist nicht eindeutig zu erklären. Generell scheint aber die Standfestigkeit der Tüten aus diesen Materialien durch Materialmängel (lokale Schwachstellen an den Schweißnähten) limitiert zu sein.

Beim Herausheben aus dem Abfalleimer zerrissen die Abfallbeutel aus Mater-Bi und Ecoflex

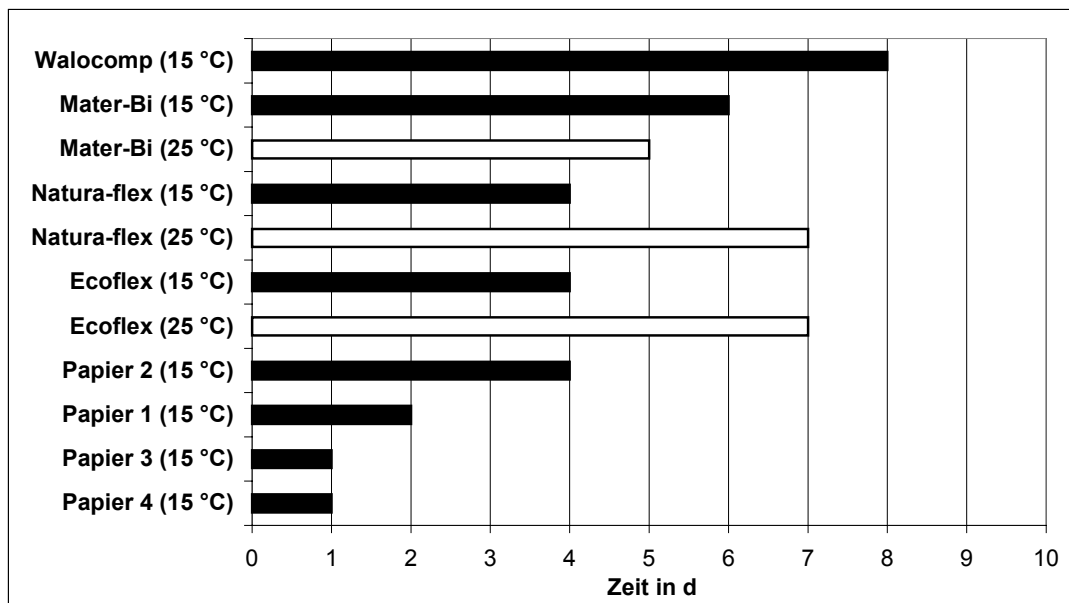


Bild 1: Zeitpunkt bis zum Durchsickern der Abfalltüten bei zwei Lagertemperaturen

nach 9 Tagen, die Abfallbeutel der Sorte Natura-flex nach 11 Tagen, die der Sorte Walocomp nach 14 Tagen Lagerzeit.

Bei den verwendeten Papiertüten wurde eine verhältnismäßig schnelle Durchfeuchtung beobachtet. Trotz der Durchfeuchtung konnte insbesondere bei den Papiertüten 1 und 3 aus dem Material Kraft Avana Liscio (25% nassfest) eine hohe Stabilität über einen langen Zeitraum (21 d) verzeichnet werden. Die Papiertüten 2 und 4 rissen nach 7 Tagen. Da alle untersuchten Papiertüten jedoch bereits nach 1 bis 4 Tagen durchsickert wurden, ist ihre Gebrauchsfähigkeit zur Bioabfallsammlung über einen Zeitraum von mehreren Tagen stark eingeschränkt.

Die Reißfestigkeit und Wasserundurchlässigkeit der untersuchten Abfallbeutel während des Sammelprozesses ist von der Art der eingefüllten Abfälle und den Lagerbedingungen abhängig. Sehr feuchte Abfälle führen zu einem schnellen Durchsickern der Papiertüten und können die Hygiene und Sauberkeit im Sammelgefäß sowie die Reißfestigkeit beeinträchtigen. Höhere Lagertemperaturen können die maximal mögliche Lagerzeit verringern, insbesondere bei Materialien auf Stärkebasis, die relativ temperaturempfindlich sind. Rein temperaturbedingte Unterschiede in der Haltbarkeit konnten hier wegen der Schwachstellen in den Schweißnähten einiger Materialien nicht eindeutig nachgewiesen werden.

3.2. Kompostierbarkeit der Abfallbeutel aus biologisch abbaubaren Kunststoffen

3.2.1 Vorversuch zur Überprüfung der Desintegration

Die erste Probenahme erfolgte im Vorversuch nach drei Wochen, die weiteren Probenahmen jeweils vier Wochen später. Bei Wassergehalten von zeitweise nur 25 Gew.-% waren im Vorversuch ungünstige Rottebedingungen zu verzeichnen.

Visuelle Bonitur der Testmaterialien

Bei allen ausgebauten Probesäcken wurde der Abbau der Testmaterialien während der Kompostierung über eine visuelle Bonitur beschrieben. In Bild 2 ist der Grad der visuellen Auffindbarkeit zum jeweiligen Untersuchungszeitpunkt dargestellt. Der Grad der visuellen Auffindbarkeit der Testmaterialien ist dabei wie folgt definiert:

Stufe 0: nicht auffindbar

Stufe 1: sehr schlechte Auffindbarkeit, sehr kleine Fragmente bzw. Folien im Rottematerial eingeschlossen

Stufe 2: schlechte Auffindbarkeit, überwiegend kleine Fragmente

Stufe 3: gute Auffindbarkeit, überwiegend kompakte, größere Teile

Stufe 4: sehr gute Auffindbarkeit, Urzustand bzw. Größenstruktur weitgehend erhalten.

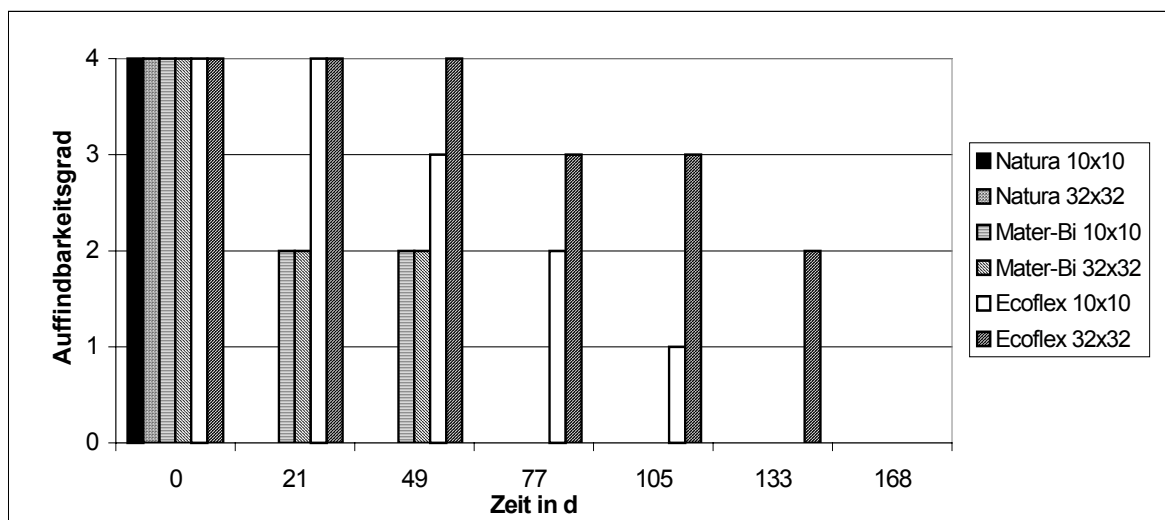


Bild 2: Visuelle Auffindbarkeit der Folien während der Kompostierung im Vorversuch

Die Folien aus dem Material Natura-flex waren in beiden Varianten (flach eingelegt und eingeknüllt) nach 21 Tagen nicht mehr auffindbar. Das zweite Produkt auf Stärkebasis (Mater-Bi) war in beiden Varianten nach 77 Tagen visuell nicht mehr nachweisbar. Bei den Folien

aus dem Werkstoff Ecoflex war die Größenstruktur der eingebrachten Folien nach 21 Tagen Rottezeit bei beiden Varianten weitgehend erhalten. Im weiteren Verlauf war bei beiden Varianten eine deutliche Zerkleinerung und Abnahme der Stabilität der Folien zu beobachten. In Folge ihrer Brüchigkeit waren nach 105 Tagen Rottedauer nur noch kleine Fragmente dieser Folie nachzuweisen. Die flach eingelegten Folien des Werkstoffes Ecoflex waren nach 133 Tagen Rottedauer optisch nicht mehr auffindbar, die eingeknüllte Variante war nach 168 Tagen Rottedauer desintegriert.

3.2.2 Hauptversuch zur Überprüfung der Kompostierbarkeit

Im Hauptversuch wurden die Abstände der Probenahme wesentlich verringert, um detaillierte Hinweise zur Desintegrationszeit der eingesetzten biologisch abbaubaren Abfalltüten zu erhalten. So wurde die Probenahme in den ersten vier Wochen Rottedauer wöchentlich und dann im 14-tägigen Abstand durchgeführt.

Temperatur

Der Temperaturverlauf im Mietenkörper zeigte eine hohe Rotteintensität (Bild 3). Erwartungsgemäß wiesen die Kerntemperaturen höhere Werte als die Randtemperaturen auf. Die Mietentemperatur betrug zum Versuchsende noch $> 50\text{ °C}$, die Rottevorgänge waren also noch nicht abgeschlossen.

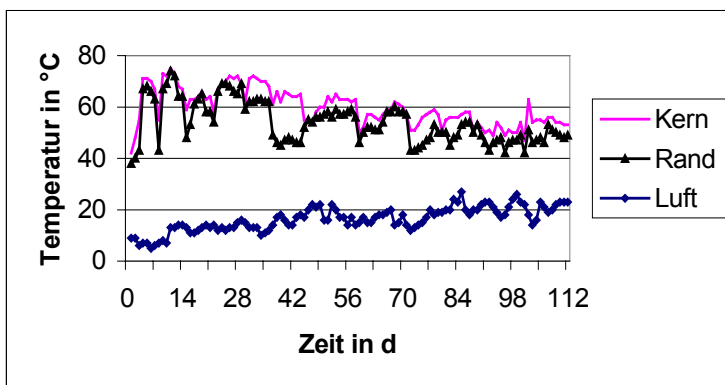


Bild 3: Temperaturverlauf in Rand- und Kernzone der Versuchsmiete

Wassergehalt

Der Wassergehalt des Bioabfalls zu Versuchsbeginn, während des Versuches sowie am Versuchsende ist in Bild 4 dargestellt. Die Wassergehalte wurden anhand von Mischproben

aus den Referenzprobesäcken bestimmt. Der Wassergehalt des Bioabfalls lag zu Versuchsbeginn mit ca. 45 Gew.-% (Nassbasis) im optimalen Bereich. Im weiteren Verlauf des Versuches wurden Wassergehalte zwischen 18 Gew.-% und 40 Gew.-% erfasst. Trotz Zuführung von Wasser während der Umsetzprozesse waren zu niedrige Wassergehalte während des Rotteverlaufes zu verzeichnen, welche sich negativ auf den Stoffumsatz auswirken.

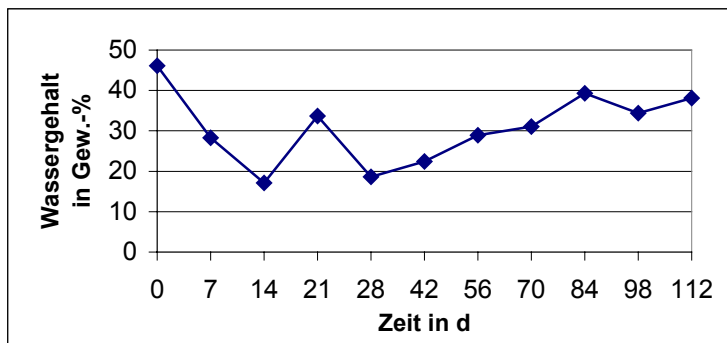


Bild 4: Verlauf der Wassergehalte des Bioabfalls

Glühverlust

Der Anteil der organischen Trockensubstanz (oTS) wurde anhand von Mischproben aus den Referenzprobesäcken als Glühverlust bestimmt (Bild 5). Die ermittelten Glühverluste während der Rottedauer unterlagen einigen Schwankungen, die einen ungleichmäßigen Abbau der organischen Substanz während der Kompostierung belegen.

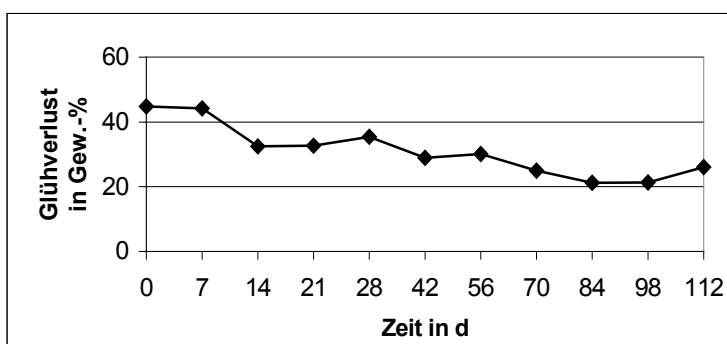


Bild 5: Verlauf des Glühverlusts des Bioabfalls

pH-Wert

Die pH-Werte wurden anhand von Mischproben aus den Referenzprobesäcken aus dem Eluat des Probengutes bestimmt (Bild 6). Die Rotte verlief überwiegend im neutralen bis schwach basischen Milieu.

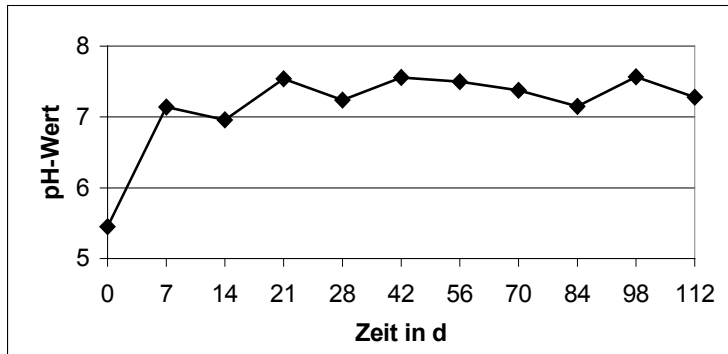


Bild 6: Verlauf des pH-Wertes des Bioabfalls

Visuelle Bonitur der Testmaterialien

In Bild 7 ist der Grad der visuellen Auffindbarkeit zum jeweiligen Untersuchungszeitpunkt im Hauptversuch dargestellt.

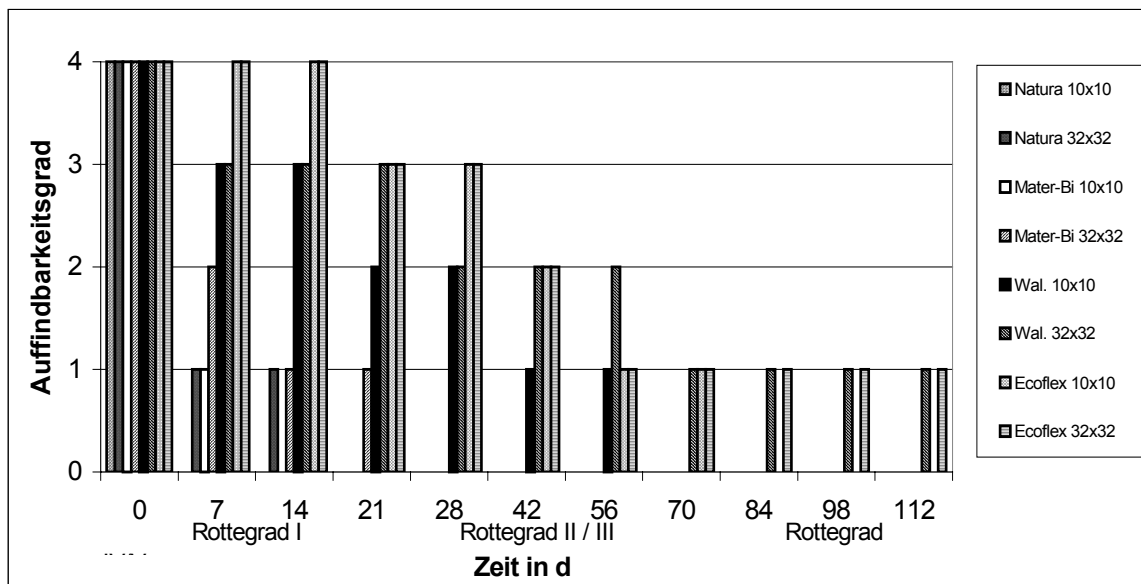


Bild 7: Visuelle Auffindbarkeit der Folien während der Kompostierung im Hauptversuch

Bei beiden Stärkematerialien (Natura-flex, Mater-Bi) konnte ein „Zusammenschmelzen“ der in den Kompostierungsprozess eingebrachten Teile beobachtet werden. Diese Materialien sind aufgrund ihrer Zusammensetzung (Stärke/PCL) sehr temperaturempfindlich und waren bereits nach kurzer Rottedauer (im flach eingelegten Zustand nach 7 bzw. 14 d, im geknüllten Zustand nach 21 bzw. 28 d) visuell nicht mehr auffindbar.

Die Folie Walocomp verlor während der Rottedauer stark an Festigkeit, die flach eingelegte Variante zerfiel in Kleinstteilchen. Der Zerfall der Folien erleichterte den biologischen Angriff auf das Material. In der eingeknüllten Variante konnte das Zusammenschmelzen der Folie zu kompakten Teilchen beobachtet werden. Ein stetiger Festigkeitsabfall sowie der Abbau des Materials während der Rottedauer konnte verzeichnet werden. Die Desintegration von Walocomp im flach eingelegten Zustand war nach 70 Tagen Rottedauer abgeschlossen, d. h. sie konnte visuell nicht mehr nachgewiesen werden.

Die Folie Ecoflex zeigte einen deutlichen Festigkeitsabfall mit zunehmender Rottedauer und zerfiel mit der Zeit zu Kleinstteilen. Die flach eingelegte Variante konnte nach 84 Tagen Rottedauer visuell nicht mehr nachgewiesen werden.

Die Folien Ecoflex und Walocomp in eingeknüllter Variante waren zum Versuchsende z. T. noch auffindbar, wenn auch nur nach intensiven Durchsuchen der Proben, da die Probekörper vollständig mit Kompostmaterial umschlossen waren. Ungenügende Rottebedingungen können eine Ursache für die unvollständige Desintegration der Folien sein. Bei Wassergehalten von nur 20 Gew.-% kam die Rotte zeitweise zum Erliegen.

Die Ergebnisse des Vorversuches für die Materialien Ecoflex, Natura-flex und Mater-Bi wurden im Wesentlichen bestätigt.

Gravimetrische Bestimmung des Restpolymeranteils

Bei allen Probesäcken mit Bioabfall-Folien-Gemisch erfolgte während des Versuchsablaufs und am Versuchsende die gravimetrische Bestimmung des Restpolymergehaltes (Bild 8). Der Verlauf der Masseabnahme der untersuchten Folien entspricht den Ergebnissen der Untersuchungen zur visuellen Auffindbarkeit und wird daher hier nicht weiter beschrieben.

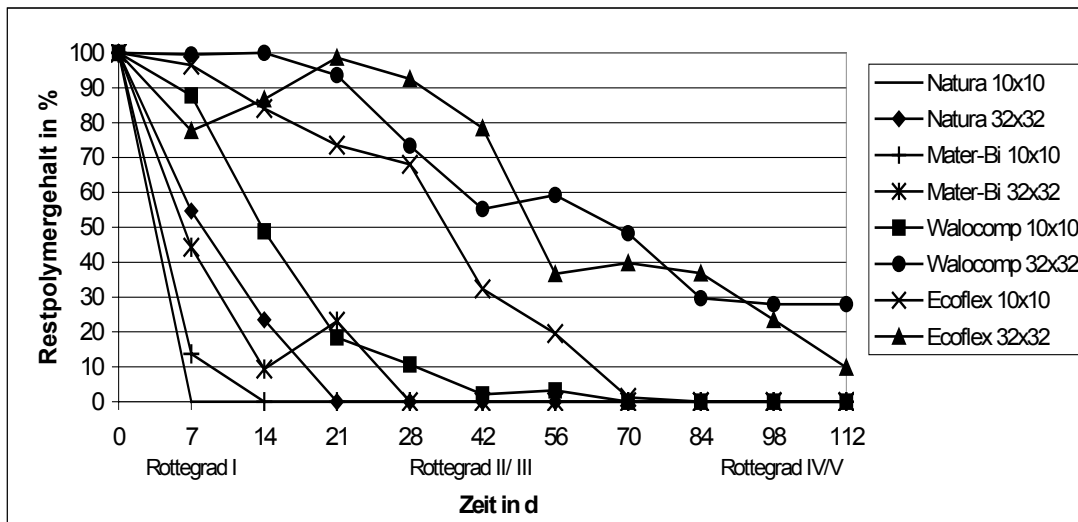


Bild 8: Restpolymergehalt während der Kompostierung

Fremdstoffgehalte

Alle Bioabfall-Folien-Gemische wurden nach einer Rottedauer von 16 Wochen (Versuchsende) einer Fremdstoffkontrolle nach dem Methodenhandbuch zur Analyse von Kompost der Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V. durch ein anerkanntes Prüflabor unterzogen. Dabei wurde bei allen untersuchten Proben keine Überschreitung des gemäß Bioabfallverordnung zulässigen Grenzwertes für Fremdstoffgehalte in Kompostproben von 0,5 Gew.-% Fremdstoffe in der Trockenmasse festgestellt.

4. Zusammenfassung und Ausblick

Bei den hier vorgestellten Untersuchungen hinsichtlich Gebrauchseigenschaften und Kompostierbarkeit von ausgewählten Abfallbeuteln zur Bioabfallsammlung wurden folgende Ergebnisse erzielt:

Grundsätzlich sind Abfallbeutel aus Papier oder biologisch abbaubaren Kunststoffen in der Praxis verwendbar. Sie verbessern die Sauberkeit der Sammelgefäße im Haushalt während der Abfallsammlung. Bei der Erfassung sehr feuchter Abfälle sowie nicht täglicher Entsorgung sind in der Regel Abfallbeutel aus biologisch abbaubaren Kunststoffen zu bevorzugen, da Wasser schon in kurzer Zeit durch die Papiertüten sickern und die Sammelbehälter verunreinigen kann.

Feuchte Bioabfälle, insbesondere Speisereste, sollten aus hygienischen Gründen nur maximal drei bis vier Tage im Abfalleimer verweilen und dann in der Biotonne entsorgt werden. Aufgrund zu erwartender Unterschiede im Sammelverhalten der Bevölkerung wird jedoch

eine Haltbarkeit von mindestens sechs bis sieben Tagen empfohlen. Keine der hier getesteten Papiertüten und nicht alle der untersuchten biologisch abbaubaren Kunststofftüten erfüllen dieses Kriterium. Diesbezüglich besteht seitens der Hersteller noch Handlungsbedarf. Bei den Materialien Ecoflex und Natura-flex waren bei einem Teil der untersuchten Abfallbeutel Schwachstellen in den Schweißnähten am Boden zu verzeichnen. Hier wären durch qualitätssichernde Maßnahmen während des Verarbeitungsprozesses bei den Folienherstellern deutliche Steigerungen hinsichtlich der Haltbarkeit der Abfallbeutel zu erwarten. Das Einfüllen heißer Abfälle führt bei Mater-Bi und Natura-flex zum Defekt der Abfallbeutel, da diese Materialien sehr temperaturempfindlich sind. Gemäß vorliegender Herstellerangaben wird an diesem Problem bereits intensiv gearbeitet, so dass in Kürze hinsichtlich der Temperaturbeständigkeit dieser Materialien entscheidende Verbesserungen zu erwarten sind. Die Variante Walocomp wies mit acht Tagen Verweildauer der Abfälle im Abfallbeutel ohne Verschmutzung des Vorsortiergefäßes die höchste Reißfestigkeit und Wasserundurchlässigkeit von den getesteten Materialien auf.

Unter den Bedingungen einer offenen, unbelüfteten Mietenkompostierung im Praxisbetrieb konnte die Desintegration aller untersuchten Testmaterialien aus biologisch abbaubaren Kunststoffen in der flach eingelegten Variante innerhalb der praxisüblichen Rottedauer zur Erzeugung von Fertigkompost uneingeschränkt nachgewiesen werden. Die Ergebnisse zeigten jedoch, dass unter ungünstigen Rottebedingungen bei den Folien Walocomp und Ecoflex im eingeknüllten Zustand keine vollständige Desintegration während der praxisüblichen Rottezeit erfolgt. In der Praxis muss immer mit nicht-optimalen Rottebedingungen gerechnet werden. Durch eine Optimierung der Rottebedingungen sowie eine Materialaufbereitung durch Zerkleinerung (Schaffen größerer Angriffsflächen für Mikroorganismen) kann der biologische Abbau dieser Materialien beschleunigt werden. Letzteres wäre allerdings mit Kosten verbunden.

Bei der Erzeugung von Frischkompost ist es unter ungünstigen Rotteverhältnissen also möglich, dass die Verwendung von Walocomp oder Ecoflex zu (optischen) Qualitätseinbußen führen kann. Die Materialien Natura-flex und Mater-Bi können dagegen ohne Bedenken mit den Bioabfällen zur Erzeugung von Frischkompost in den Kompostierungsprozess eingebracht werden. Die Desintegration der beiden Stärkematerialien konnte in diesen Untersuchungen auch unter ungünstigen Rottebedingungen in geknüllter und flach eingelegter Variante innerhalb weniger Tage nachgewiesen werden.

Eine Fremdstoffbelastung durch die Verwendung biologisch abbaubarer Abfallbeutel ist nicht zu erwarten. Die Verwertung der erzeugten Komposte wird in keiner Weise eingeschränkt.

Es muss abschließend noch darauf hingewiesen werden, dass die hier angewendeten Untersuchungsmethoden nur zeigen, ob ein Stoff rein visuell noch nachgewiesen werden kann. Sie ermöglichen keine Aussagen dazu, ob die Desintegration auf biologischen Abbau oder andere Prozesse zurückzuführen ist.

Literaturverzeichnis

- [1] Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (BioAbfV) vom 28.09.1998. BGBl. I, S. 2955 ff.
- [2] DIN V 54900: Prüfung der Kompostierbarkeit von Kunststoffen. Beuth Verlag, Berlin, 1998
- [3] Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V.: Methodenhandbuch Analyse von Kompost. Verlag Abfall Now e. V., Stuttgart, 1998

3. Veränderung der Materialeigenschaften und -struktur von biologisch abbaubaren Folien während der Kompostierung

Dipl.-Ing. Simone Otto; Prof. Dr. Heinz Borg; Dr. rer. nat. Manfred Jank;
Prof. Dr.-Ing. habil. Rainer Schnabel

(Abdruck in „Müll und Abfall“, Heft 8, 2001, S. 480 - 484)

Übersicht

Biologisch abbaubare Kunststoffe (BAK) haben in den letzten Jahren ein verstärktes Interesse gefunden, da man diese prinzipiell, sobald sie zum Abfall geworden sind, biologisch über die Kompostierung verwerten kann. BAK sind deshalb für den Einsatz in Bereichen prädestiniert, in denen Kurzlebigkeit und Verschmutzung durch organische Substanzen (z. B. Lebensmittelreste) während des Gebrauchs dominieren, wie u. a. in der Abfallsammlung im Haushalt, der Landwirtschaft und einigen Bereichen der Verpackungsindustrie. Abfallbeutel aus biologisch abbaubaren Kunststoffen sind eine besonders sinnvolle Variante zur Optimierung der Bioabfallsammlung im Haushalt, da ihr Einsatz den Reinigungsaufwand des Vorsortiergefäßes reduziert und sie gleichzeitig mit dem Abfall entsorgt werden können.

Seitens der Abfallwirtschaft wird der Einsatz der neuartigen Produkte aufgrund des Kunststoffcharakters noch kritisch beobachtet. Bei der Kompostierung muss sichergestellt werden, dass diese Materialien unter den realen Bedingungen in Kompostierungsanlagen vollständig und rückstandsfrei abgebaut werden, damit die Qualität der erzeugten Komposte optisch und chemisch nicht beeinträchtigt wird. Wissenschaftliche Untersuchungen haben bereits gute Gebrauchseigenschaften von biologisch abbaubaren Abfallbeuteln sowie ihre Kompostierbarkeit (Desintegration) innerhalb der praxisüblichen Rottedauer belegt. Die Desintegrationszeiten der untersuchten Arten von Abfallbeuteln variierten dabei allerdings stark. Diese Untersuchungen ermöglichen jedoch keine Aussagen zu den Abbaumechanismen dieser neuen Werkstoffgeneration.

Um nähere Kenntnisse dazu zu gewinnen, wurden die Zugeigenschaften sowie die mikroskopisch und röntgenologisch erfassbaren Strukturveränderungen von Folien der Sorte Ecoflex nach unterschiedlichen Rottezeiten in einer offenen, unbelüfteten Miete untersucht. Schon nach kurzer Rottezeit wiesen die Folien erheblich verringerte Zugfestigkeiten gegenüber der Neuware auf, selbst wenn sie noch gut erhalten aussahen. Mit zunehmender Rottedauer nahmen die Werte weiter ab. Die mikroskopischen und röntgenologischen Untersu

chungen zeigten einen ungleichmäßigen Abbau der Folien an der Oberfläche, was auf einen unterschiedlich schnellen Abbau der verschiedenen Bestandteile der Folie hindeutet. Nach fortgeschrittener Rottedauer gab es auch Hinweise auf eine Verringerung der Kettenlänge. Beide Faktoren führen zu einer Abnahme der Zugfestigkeit, welche die schon nach kurzer Rottedauer unter dem Mikroskop erkennbaren Mikrorisse erklärt. Die Mikrorisse gingen später in Makrorisse über. Letztlich war eine Auflösung der Materialstruktur zu erkennen.

1. Einleitung

Biologisch abbaubare Kunststoffe (BAK) stellen im Vergleich zu den klassischen Kunststoffen eine relativ junge Werkstoffgeneration dar und sind insbesondere für Anwendungen mit geringer Nutzungsdauer gedacht. Entfällt die primäre Nutzfunktion nach dem Gebrauch, sollen sie durch Kompostierung oder Vergärung in geschlossenen, naturnahen Kreisläufen einer Wiederverwendung zugeführt werden.

BAK können nach unterschiedlichsten Technologien sowohl aus nachwachsenden (erneuerbaren) Rohstoffen tierischen oder pflanzlichen Ursprungs als auch aus fossilen, nicht erneuerbaren Rohstoffen hergestellt werden. Die Abbaubarkeit von Kunststoffen ist abhängig von den chemischen und physikalischen Strukturen und nicht von der Rohstoffherkunft. Bis zu einer bestimmten Schichtdicke erfolgt der biologische Abbau so schnell, dass eine Zersetzung während praxisüblicher Rottezeiten in Kompostieranlagen - im Regelfall 6 bis 10 Wochen - gewährleistet ist. In diesen Fällen wird ein Kunststoff als "kompostierbar" bezeichnet. Der Nachweis der Kompostierbarkeit wird in Deutschland zum gegenwärtigen Zeitpunkt über die in der DIN V 54900 beschriebenen Standardmethoden geführt. Untersucht werden neben der chemischen Zusammensetzung des Werkstoffs und der biologischen Abbaubarkeit unter Laborbedingungen auch die Kompostierbarkeit im Routinebetrieb von Kompostierungsanlagen sowie die Verwertungseignung des erzeugten Kompostes [1].

Den größten Anwendungsbereich für biologisch abbaubare Kunststoffe dürften derzeit Sammelbeutel für Bioabfälle darstellen [2]. Mehrere Arten biologisch abbaubarer Abfallbeutel zur hygienischen Erfassung von Bioabfällen im Haushaltsbereich wurden bereits hinsichtlich ihrer Gebrauchseigenschaften sowie ihrer Kompostierbarkeit unter den Bedingungen der offenen, unbelüfteten Mietenrotte untersucht [3]. Die Kompostierbarkeit wurde dabei nur auf rein visueller Basis überprüft. Die Desintegration der einzelnen Materialien innerhalb der praxisüblichen Rottedauer konnte damit nachgewiesen werden, aber Aussagen darüber, worauf sie genau zurückzuführen ist, waren nicht möglich. Um nähere Erkenntnisse zum Abbauverhalten zu gewinnen, wurden Untersuchungen zur Veränderung mechanischer, mikroskopi

scher und röntgenologischer Eigenschaften von biologisch abbaubaren Folien während der Kompostierung durchgeführt, die Rückschlüsse auf Veränderungen der Materialeigenschaften und -struktur erlauben.

2. Material und Methoden

Um Veränderungen der Materialeigenschaften und -struktur in Abhängigkeit von der Rotte-dauer charakterisieren zu können, muss das zu untersuchende Material über einen hinrei-chend langen Zeitraum in der Miete auffindbar sein, d. h. es darf nicht zu schnell abgebaut werden. In den bereits an anderer Stelle beschriebenen Versuchen wurden für verschiedene Arten biologisch abbaubarer Abfallbeutel sehr unterschiedliche Desintegrationszeiten beobachtet [3]. Einige Materialien waren bereits nach zwei Wochen nicht mehr auffindbar und daher für die hier vorgesehenen Untersuchungen nicht geeignet. Ecoflex, ein neuartiger bio-logisch abbaubarer Copolyester, gehörte zu den Materialien, die relativ langsam abgebaut wurden. Es war auch nach über 10 Wochen noch auffindbar und wurde deshalb für die Un-tersuchungen hier ausgewählt.

Das Material wurde unter den spezifischen Bedingungen einer offenen, unbelüfteten Mieten-kompostierung getestet. Dazu wurden jeweils 20 g Material mit 4 kg Bioabfall gemischt und in Probesäcke gefüllt. Die Probesäcke bestanden aus unverrottbarem Polyester mit 1 mm Maschenweite und Abmaßen von 50 x 50 cm, woraus ein Füllvolumen von ca. 8 l resultiert.

Die Abfallbeutel (Folien) wurden in zwei Varianten in die Probesäcke eingebracht. Ein Teil der Probesäcke wurde mit auf ca. 100 cm² (10 x 10 cm) zerkleinerten Folienstücken gefüllt, die einzeln von Hand flach in den Bioabfall eingelegt wurden. Der andere Teil der Probesäk-ke wurde mit auf ca. 1000 cm² (32 x 32 cm) zerkleinerten Folienstücken gefüllt, die jedoch in zerknülltem Zustand dem Bioabfall beigegeben wurden.

Die einzelnen Probesäcke wurden dann in eine frisch aufgeschüttete Bioabfallmiete einge-legt. Die Miete wurde in den ersten vier Wochen wöchentlich, dann in 14-tägigem Abstand mit einem Dreiecksmietenumsetzgerät gewendet. Vor den Umsetzvorgängen wurden die Probesäcke ausgebaut. Die Anzahl der Probesäcke wurde so bemessen, dass für eine ma-ximale Versuchsdauer von 18 Wochen zu jedem Umsetztermin je zwei Probesäcke mit flach eingelegten und mit geknüllten Folien für Laboruntersuchungen entnommen werden konn-ten. Die darin noch auffindbaren Folien wurden aussortiert und zunächst visuell hinsichtlich ihres Schädigungsgrades beurteilt. Danach wurden sie gereinigt und bei 40 °C bis zur Ge-wichtskonstanz getrocknet.

Nach der Reinigung und Trocknung wurden die Zugeigenschaften der Folien bestimmt, die noch soweit intakt waren, dass eine Herstellung von Probekörpern möglich war. Die Zugeigenschaften wurden nach verschiedenen Rottezeiten bestimmt, um Kenntnisse über die zeitliche Veränderung der mechanischen Eigenschaften während des Rotteverlaufs zu erhalten. Die Zugversuche wurden mittels einer Universal-Materialprüfmaschine mit automatischer Datenerfassung und -verarbeitung der Fa. Instron vom Typ 4507 unter Beachtung der DIN EN ISO 527-1 [4] durchgeführt. Dabei wurden Prüfkörper mit einer Länge von 100,47 mm und einer Breite von 15,02 mm verwendet. Die Zuggeschwindigkeit betrug konstant 50 mm/min. Die automatische Datenerfassung und -verarbeitung ermöglichte eine direkte Aufzeichnung der jeweiligen Spannungs-Dehnungs-Diagramme.

Weiterhin wurde die Materialstruktur der Folien im Polarisationsmikroskop betrachtet und fotografisch festgehalten. Diese Untersuchungen wurden mit augenscheinlich intakten Folien durchgeführt, um Erkenntnisse hinsichtlich struktureller Materialveränderungen (Materialerosion, Kettenspaltung etc.) in Abhängigkeit von der Rottedauer zu gewinnen. Die mikroskopischen Aufnahmen erfolgten mittels eines Polarisationsmikroskops vom Typ Jenapol. Die Proben wurden vor der Betrachtung in Silikonöl eingelegt, wodurch eine gute Haftung der Folien auf dem Objektträger gewährleistet wird. Im Polarisationsmikroskop befindet sich die Probe zwischen gekreuzten Linearpolarisatoren. Das linear polarisierte Licht wird durch die Probe in zwei senkrecht zueinander polarisierte Lichtstrahlen gespalten, die die Probe mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten durchqueren. Durch den zweiten Polarisator werden sie wieder auf eine gemeinsame Schwingungsebene zurückgeführt. Aufgrund von Interferenz kommt es zur Ausbildung von charakteristischen Farben, die von der Probendicke und der Größe der optischen Anisotropie (Doppelbrechung) abhängen und durch Defekte in der Struktur verändert werden.

Die Röntgenuntersuchungen wurden durchgeführt, um mögliche Veränderungen amorpher und kristalliner Anteile zu erkennen. Dazu wurden die Folien fein gemahlen. Durch die Rasterelektronenmikroskopie wurden die physikalischen Strukturveränderungen im makroskopischen Bereich (an der Oberfläche der Folien) erfasst.

3. Ergebnisse

3.1 Mechanische Eigenschaften

Bild 1 zeigt die Veränderung der Zugfestigkeit von Ecoflex (in der flach eingelegten Variante) im Vergleich zum Ausgangsmaterial nach 7, 14 und 21 d Rottedauer. Danach war eine Fertigung von Probekörpern aufgrund der starken Materialschädigungen als Folge der Kompostierung nicht mehr möglich.

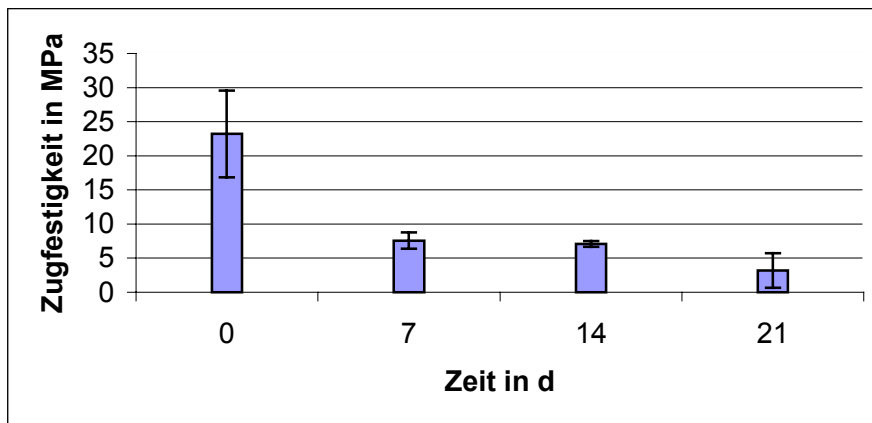


Bild 1: Veränderung der Zugfestigkeit von Ecoflex (flach eingelegte Variante) während der Kompostierung (Mittelwerte und Standardabweichungen für jeweils 5 Proben)

Die Zugfestigkeit des Materials Ecoflex betrug vor der Kompostierung 23,2 MPa. Nach 7 d Rottedauer in flach eingelegter Form fiel die Zugfestigkeit dieses Materials auf 7,6 MPa. Das sind nur noch 33% der Zugfestigkeit des Ausgangsmaterials. Nach 14 d Rottedauer wurden nur geringfügige Veränderungen in der Zugfestigkeit (7,1 MPa) gegenüber dem Material nach 7 d Rottedauer festgestellt. Nach 21 d Rottedauer war das Material Ecoflex in flach eingelegter Variante durch mikrobielle Einwirkungen soweit geschädigt, dass der Zugfestigkeitskennwert nur noch 14% des Ausgangsmaterials betrug (3,2 MPa).

In Bild 2 sind die gemessenen Zugfestigkeiten von Ecoflex in geknüllter Form vor der Kompostierung sowie nach 14 und 21 d Rottedauer dargestellt. (Aus technischen Gründen konnten hier nach 7 Tagen Rottedauer keine Zugversuche durchgeführt werden.) Auch in der geknüllten Variante war eine Fertigung von Probekörpern aufgrund starker Zersetzung des Materials im Verlauf der Kompostierung nur bis 21 d Rottedauer möglich.

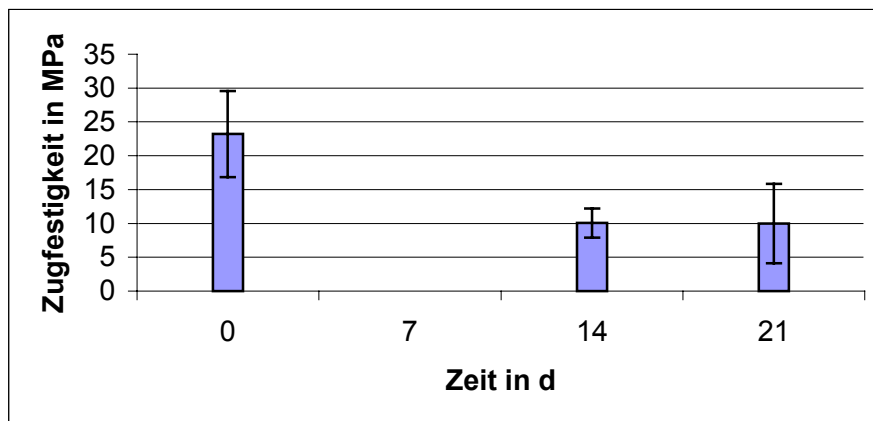


Bild 2: Veränderung der Zugfestigkeit von Ecoflex (geknüllte Variante) während der Kompostierung (Mittelwerte und Standardabweichungen für jeweils 5 Proben)

In geknüllter Form betrug die Zugfestigkeit von Ecoflex nach 14 d Rottedauer 10,1 MPa, nach 21 d Rottedauer 10,0 MPa. Die Zugfestigkeit wurde also auf ca. 43% des Ausgangsmaterials reduziert.

Wenn die Folien geknüllt sind, steht den Mikroorganismen eine geringere Angriffsfläche zur Verfügung, da Teilflächen der geknüllten Folien nicht in direkten Kontakt mit den Bioabfällen stehen. Der Abbau verläuft dann langsamer. Das erklärt die geringere Abnahme der mechanischen Festigkeit der Folien im geknüllten Zustand gegenüber den flach eingelegten Folien während der Kompostierung.

Die Unterschiede des Abbauverhaltens der Folien in Abhängigkeit von der eingebrachten Form (flach eingelegt bzw. geknüllt) konnten auch visuell festgestellt werden. Die Größe der flach eingelegten Folien blieb bis zu 14 d Rottedauer weitgehend erhalten, obwohl die Ränder schon partiell zerschissen und Fraßspuren erkennbar waren. Im weiteren Verlauf der Kompostierung nahm die Größe der eingebrachten Folien zunehmend ab. So wurden nach 42 d Rottedauer überwiegend kleine Fragmente von ca. 2 mm² sowie einige größere Teile bis etwa 6 cm² mit sehr weicher Konsistenz gefunden. Nach 84 d Rottedauer war das in den Kompostierungsprozess eingebrachte Material optisch nicht mehr auffindbar. Bereits nach 7 d Rottedauer konnte ein Festigkeitsabfall des Materials auch manuell bemerkt werden, da die Folien nun wesentlich leichter zu zerreißen waren. Im weiteren Verlauf der Kompostierung nahm die manuell feststellbare Festigkeit der Folien weiter ab.

Im eingeknüllten Zustand konnten ebenfalls schon nach 7 d Rottedauer Fraßspuren beobachtet werden. Die Ränder der eingebrachten Folien waren brüchig und leicht zerreißen. Die Größe der Folien blieb jedoch bis 21 d Rottedauer weitgehend erhalten. Zu diesem Zeit

punkt war auch erstmals ein Festigkeitsabfall der Folien manuell feststellbar. Im weiteren Verlauf der Kompostierung wurden die auffindbaren Folienreste ebenso wie die manuell feststellbare Materialfestigkeit immer kleiner. Nach 56 d Rottedauer wurden z. B. überwiegend kleine Fragmente in der Größenordnung von 1 mm^2 sowie einzelne Teile bis ca. 5 cm^2 Größe gefunden. Nach 112 d war das Material nur noch in kleinsten Fragmenten auffindbar, die eine sehr weiche Konsistenz besaßen und bei Berührung zerfielen. Der Versuch wurde daher zu diesem Zeitpunkt beendet. Die relativ lange Auffindbarkeit der in den Kompostierungsprozess eingebrachten Folien kann unter Umständen auf nicht optimale Rottebedingungen zurückgeführt werden. Hier sind insbesondere die zeitweise vorgefundenen Wassergehalte von nur 20 Gew.-% (Nassbasis) anzuführen [3]. Optimal wären hier Wassergehalte von etwa 40 bis 60 Gew.-% gewesen.

3.2 Lichtmikroskopie

Die lichtmikroskopischen Untersuchungen der Folien nach verschiedenen Rottezeiten wurden durchgeführt, um detaillierte Erkenntnisse zu mikrostrukturellen Veränderungen der Folien zu erhalten. Der Nachweis von Veränderungen innerhalb der Materialstruktur (Spaltung der Polymerketten, Materialabbau) in Abhängigkeit von der Rottedauer ist mit dieser Untersuchungsmethode prinzipiell möglich. Erkennbar sind diese Veränderungen der Materialstruktur einerseits durch Farbveränderungen der Proben, andererseits durch Defekte in der Struktur (Rissbildungen). Die Farben, welche die Proben im Polarisationsmikroskop ausbilden, sind abhängig von der Dicke der Proben sowie von der Größe der optischen Anisotropie (Doppelbrechung). Doppelbrechende Objekte leuchten hell bzw. vielfarbig auf.

Vor dem Einbringen in den Kompostierungsprozess wies die Folie unter dem Polarisationsmikroskop eine gleichmäßige Struktur auf. Bereits nach 14 d Rottedauer durchzogen feine Mikrorisse die flach eingelegte Folie (Bild 3). Sie dokumentieren eine mechanische Schädigung des Materials, die die Ursache für die zu diesem Zeitpunkt bereits stark verringerte Zugfestigkeit im Vergleich zu dem Wert vor der Kompostierung (Bild 1) ist. Nach 28 d Rottedauer traten neben den zahlreichen Mikrorissen auch Makrorisse auf. Dabei handelte es sich um lange und relativ breite Risse, die netzartig über große Bereiche verliefen (Bild 4) und letztlich zum Zerfall der Folie (Materialtrennung) führten.

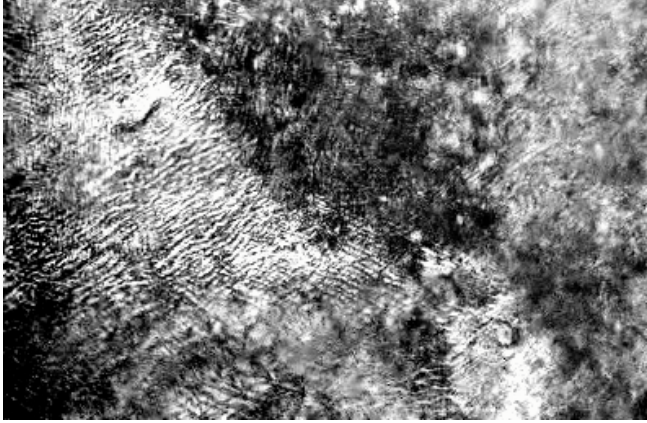


Bild 3: Lichtmikroskopische Aufnahme von Ecoflex (flach eingelegt) nach 14 d Rottedauer, 1 cm = 10 μ m

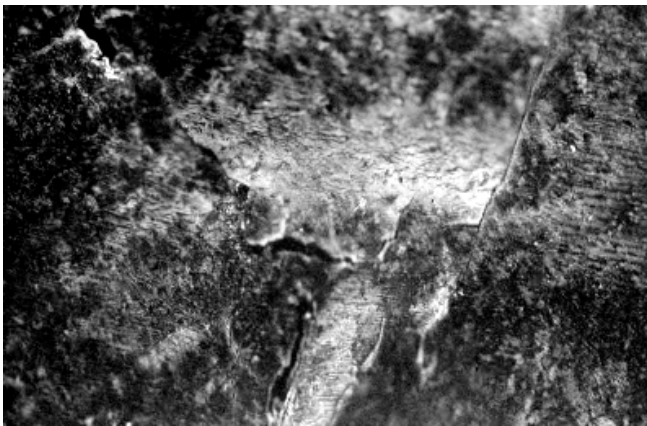


Bild 4: Lichtmikroskopische Aufnahme von Ecoflex (flach eingelegt) nach 28 d Rottedauer, 1 cm = 10 μ m

Verstärkt dunkle Bereiche, teilweise kreisförmig und über größere Bereiche angeordnet, zeigten sich nach 70 d Rottedauer (Bild 5). Das bedeutet, dass sich die Doppelbrechung des Lichtes reduziert hatte, was auf eine Verringerung der Kettenlänge und Anisotropie schließen lässt. Die Folie löste sich innerhalb dieser Bereiche in sehr kleine Partikel auf, es erfolgte die Zersetzung des Materials.

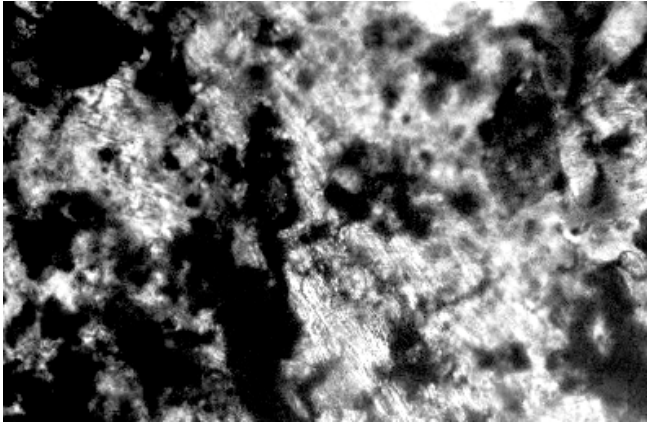


Bild 5: Lichtmikroskopische Aufnahme von Ecoflex (flach eingelegt) nach 70 d Rottedauer, 1 cm = 10 μ m

In der eingeknüllten Variante konnten bereits nach 14 d Rottedauer lichtmikroskopisch neben zahlreichen Mikrorissen einzelne Makrorisse registriert werden. Diese lassen sich durch eine mögliche mechanische Vorschädigung der Folien beim Einknüllen des Materials erklären. Hier könnten weiterführende Untersuchungen mit dem Dehtisch zu fundierten Aussagen führen. Außer diesen nach relativ kurzer Rottezeit beobachteten Makrorissen konnten die oben beschriebenen Strukturveränderungen der flach eingelegten Folien während der Rottedauer im Wesentlichen auch bei der eingeknüllten Variante festgestellt werden.

In den durchgeführten lichtmikroskopischen Untersuchungen der Folien ließen sich Farbveränderungen sowie Defekte in der Struktur der Proben nach verschiedenen Rottezeiten nachweisen. Die aufgetretenen Risse stellen eine Veränderung in der Materialstruktur dar und sind Ausdruck für die mechanische Schwächung des Materials. Mit steigender Rottedauer war eine Zunahme der Rissbildung zu beobachten, die letztlich zum Zerfall (Desintegration) der Folien führte. Die Veränderung der mechanischen Eigenschaften während der Kompostierung, analytisch belegt durch die Abnahme der Zugfestigkeit, konnte hier optisch bestätigt werden.

Wie schon erwähnt, ist die Brechung des Lichtes von der Dicke der zu untersuchenden Probe abhängig. Da zu den verschiedenen Untersuchungszeitpunkten jeweils eine andere Probe lichtmikroskopisch untersucht wurde und die Foliendicken auch bei der Neuware z. T. sehr unterschiedlich waren, dürfen die hier beobachteten farblichen Veränderungen der Proben nicht überbewertet werden. Um die lichtmikroskopisch beobachtbaren Farbveränderungen während der Kompostierung eindeutig beurteilen zu können, wäre es erforderlich gewesen, ein und dieselbe Probe über den gesamten Rottezeitraum zu betrachten. Außerdem gab es hier Probleme mit der Probenaufbereitung, die zu Farbveränderungen führen kann

ten. Die Proben wurden unter fließendem Wasser über einem Sieb gereinigt. Mit fortschreitender Rottedauer zeigte das Material jedoch eine zunehmend weichere Konsistenz und zerfiel leicht zu kleinen Fragmenten. Unter diesen Bedingungen war die Reinigung sehr schwierig, so dass Anhaftungen von Fremdpartikeln (z. B. Sandkörner, Kompost) an den Folienresten nicht vollständig auszuschließen waren. Diese können sich aber auf die optischen Eigenschaften der Prüfkörper auswirken.

3.3 Röntgenbeugungsdiagramme und Rasterelektronenmikroskopie

Die Ergebnisse der Röntgenuntersuchungen sind nur wenig aussagefähig. Einerseits fehlen Vergleichsangaben zu den amorphen und kristallinen Bestandteilen und andererseits waren nur geringfügige Veränderungen nach den untersuchten Rottezeiten (bis zu 3 Monate) erkennbar. Außerdem wurde nur optisch auffindbare Folie analysiert, so dass Aussagen über physikalische bzw. chemische Veränderungen während des Abbauprozesses nur begrenzt möglich sind.

Ergebnisse aus der Rasterelektronenmikroskopie, die an der Originalfolie, nach 1 Woche, 8 und 14 Wochen Rottezeit durchgeführt wurden, lassen vermuten, dass die kristallinen Bestandteile langsamer abgebaut werden. Nach 8 Wochen waren fadenförmige Stränge erkennbar, die nach 14 Wochen deutlich herausgebildet waren. Da es sich bei dieser Folie um ein Copolymer handelt, könnte diese makroskopische Strukturveränderung an der Oberfläche auf den unterschiedlich schnellen Abbau der einzelnen Polymere zurückzuführen sein. (Anmerkung: darauf wird in Kapitel 4 noch einmal eingegangen.)

4. Diskussion

Um weiterführende Erkenntnisse hinsichtlich der Abbaumechanismen biologisch abbaubarer Kunststoffe während der Kompostierung zu gewinnen, wurden die Zugeigenschaften, die mikroskopisch und röntgenologisch erfassbaren Strukturveränderungen von Folien der Sorte Ecoflex nach unterschiedlichen Rottezeiten untersucht. Dabei wurden folgende Ergebnisse erzielt:

Der Abbauprozess an der Oberfläche der Folien verläuft nicht gleichmäßig, da die Bestandteile der Folien unterschiedlich schnell abgebaut werden. Veränderungen der Materialeigenschaften, die zu einer Verringerung der mechanischen Kennwerte führen, traten schon bei Folien auf, die visuell noch unversehrt erschienen. Bereits nach 7 d Rottedauer zeigte sich in der flach eingelegten Variante ein Abfall der Zugfestigkeit um 67% im Vergleich zum Ausgangsmaterial. Mit zunehmender Rottedauer nahm die Zugfestigkeit stetig ab. Im Vergleich

zur flach eingelegten Variante verringerte sich die Zugfestigkeit des geknüllten Materials während der Rottedauer weniger drastisch, weil den Mikroorganismen durch den geknüllten Zustand eine geringere Angriffsfläche zur Verfügung steht und der Abbau dann langsamer verläuft. Die abnehmende Zugfestigkeit mit zunehmender Rottedauer konnte bei Ausbau und der anschließenden Aufbereitung der Proben auch manuell festgestellt werden.

Die Zusammenhänge zwischen dem Abbau der Folien und der daraus resultierenden Veränderungen der mechanischen Kennwerte konnten nur bedingt geklärt werden. Das lag u. a. auch daran, dass es sich bei den untersuchten Folien um Copolymere handelte. Inwieweit ein schnellerer Abbau einzelner Komponenten oder ein Kettenabbau die Veränderung der mechanischen Kennwerte verursachte, konnte nicht eindeutig geklärt werden und bedarf weiterer Untersuchungen. Die erhebliche Reduzierung der Zugwerte nach kurzer Rottezeit (1 Woche) und die Rissbildungen (Mikro- und Makrorisse) lassen vermuten, dass beide Prozesse (schnellerer Abbau einzelner Komponenten und Kettenabbau) gleichzeitig verlaufen, aber mit unterschiedlicher Intensität. Die Verringerung der Zugfestigkeit eines Kunststoffes während der Kompostierung kann aber auch allein durch den selektiven Abbau von organischen Additiven (Weichmachern, Stabilisatoren etc.) verursacht werden, ohne dass eine mikrobielle Spaltung der Polymerhauptkette erfolgt sein muss.

Die hier verwendeten Verfahren sind für weiterführende Untersuchungen der chemisch-physikalischen Strukturen unterschiedlich gut geeignet. Die Röntgenbeugungsdiagramme waren wenig aussagefähig. Hinsichtlich des Nachweises struktureller Veränderungen der Folien während der Kompostierung hat sich die Rasterelektronenmikroskopie als geeignete Methode erwiesen. Eine mikrostrukturelle Analyse der Folien auf einen während der Kompostierung stattfindenden Kettenabbau ist unter dem Polarisationsmikroskop prinzipiell möglich. Veränderungen der Materialstruktur zeigen sich u. a. in Farbveränderungen des Materials. Im Verlauf der Rotte waren hier Farbveränderungen erkennbar, jedoch nicht eindeutig auswertbar. Zum einen hatten die einzelnen Proben unterschiedliche Schichtdicken, weil bereits die Neuware unterschiedliche Dicken aufwies. Zum anderen konnten die Proben wegen der im Verlauf der Rottedauer zunehmenden Destrukturierung der Folien nicht gründlich genug gereinigt werden, um Anhaftungen von Fremdmaterial, insbesondere organischer Substanzen, auszuschließen. Beides beeinflusst die Lichtbrechung und damit die Farbe der Probekörper. Strukturveränderungen der biologisch abbaubaren Folien nach verschiedenen Rottezeiten ließen sich jedoch eindeutig anhand der unter dem Mikroskop erkennbaren Mikrorisse und der nach fortschreitender Rottedauer auch auftretenden Makrorisse belegen. Ob eine biochemische Umsetzung des Materials stattgefunden hat, ist anhand der durchgeführten Untersuchungen nicht zu beantworten.

Literaturverzeichnis

- [1] DIN V 54900: Prüfung der Kompostierbarkeit von Kunststoffen. Beuth Verlag, Berlin, 1998

- [2] Schroeter, J.: Biologisch abbaubare Werkstoffe (BAW). Tagungsband zur Fachtagung "Biologisch abbaubare Werkstoffe". Süddeutsches Kunststoffzentrum, Würzburg, 2000

- [3] Otto, S., Borg, H., Jank, M., Schnabel, R., Anton, W.: Bewertung biologisch abbaubarer Abfallbeutel während der Bioabfallsammlung und Kompostierung. Müll und Abfall, 32 (2000), 469-475

- [4] DIN EN ISO 527-1: Kunststoffe - Bestimmung der Zugeigenschaften - Teil 1: Allgemeine Grundsätze. Beuth Verlag, Berlin, 1996

4. Laboruntersuchungen zum biologischen Abbau kompostierbarer Abfallbeutel

Dipl.-Ing. Simone Otto; Prof. Dr. Heinz Borg; Dr. rer. nat. Manfred Jank;
Prof. Dr.-Ing. habil. Rainer Schnabel; Dipl.-Ing. Roman Jabusch

(Abdruck in „Müll und Abfall“, Heft 9, 2003, S. 484 - 488)

Übersicht

Zur hygienischen Erfassung von Bioabfällen in Haushalten empfiehlt sich die Auskleidung des Vorsortiergefäßes mit Abfallbeuteln aus biologisch abbaubaren (kompostierbaren) Kunststoffen. Diese können nach der Befüllung samt Inhalt in der Biotonne entsorgt werden, da sie im folgenden Kompostierungsprozess zusammen mit dem Bioabfall biologisch abgebaut werden. Bei herkömmlichen Plastikbeuteln ist das nicht der Fall, was zu einer optischen Verunreinigung des Rottegutes durch Plastikreste führt, das deshalb nicht mehr vermarktet werden kann.

Aus Gründen der Produktqualität und Verwertungseignung der Komposte gilt es sicher zu stellen, dass ein biologischer Abbau der verwendeten kompostierbaren Abfallbeutel erfolgt und nicht nur eine chemische und physikalische Zersetzung in nicht mehr sichtbare, aber nicht biologisch abbaubare Kleinteile. Im Praxisbetrieb kann in Kompostieranlagen lediglich die Desintegration eines Abfallbeutels festgestellt werden, aber nicht ob dies biologisch oder rein chemisch-physikalisch geschah. In dieser Arbeit wurde deshalb die biologische Abbaubarkeit vier ausgewählter, im Handel erhältlicher kompostierbarer Abfallbeuteltypen untersucht.

Für alle betrachteten Typen konnte ein biologischer Abbau nachwiesen werden. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes von 42 Tagen verlief dieser jedoch für die einzelnen Typen mit unterschiedlicher Geschwindigkeit, so dass bei Versuchsende verschiedene Abbaugrade (25 bis 76%) erreicht wurden. Das ist auf die unterschiedliche Materialzusammensetzung der Abfallbeutel zurückzuführen. Die hier untersuchten sowie die meisten anderen kompostierbaren Abfallbeuteltypen enthalten neben (oft mehreren) Polymeren auch andere Stoffe, die zugefügt werden, um u. a. die Verarbeitung und mechanische Stabilität der Folien zu verbessern. Diese „Zusätze“ können die biologische Abbaubarkeit der Abfallbeutel beeinflussen.

Um praxistauglich zu sein, müssen kompostierbare Abfallbeutel einerseits gut abbaubar sein und andererseits ihren Einsatz im Vorsortiergefäß (typischerweise ≤ 7 Tage) ohne Verlust der mechanischen Stabilität überdauern. Bei den hier nach dieser Zeit ermittelten Abbaugraden von 2 bis 11% kann das als gegeben angenommen werden.

Im Respirometer wurden alle Abfallbeuteltypen langsamer abgebaut als in unseren früheren Versuchen in Kompostmieten unter Praxisbedingungen. Es ergab sich auch eine andere Einstufung der Abfallbeuteltypen bezüglich ihrer Abbaubarkeit. Die Ergebnisse aus Respirometerversuchen lassen sich also nicht direkt auf Kompostmieten übertragen und umgekehrt.

1. Einleitung

Geruchs- und Hygieneprobleme können die Erfassung von Bioabfall insbesondere in Wohngebieten mit verdichteter Bebauungsstruktur beeinträchtigen. Zur besseren Handhabung der feuchten Abfälle ist die Auskleidung des Vorsortiergefäßes mit Zeitungspapier ein seit vielen Jahren empfohlenes System, findet jedoch aufgrund der relativ unsauberer Anwendung nur beschränkt statt. Dies führt einerseits zu einem Akzeptanzverlust des Systems der Bioabfallererfassung und andererseits zur Verwendung herkömmlicher Kunststoffbeutel zur Auskleidung, die dann häufig mit den Abfällen in die Biotonne geworfen werden. Da diese Beutel im folgenden Kompostierungsprozess nicht biologisch abgebaut werden können, kommt es zu einer optischen Verunreinigung des Rottegutes durch Plastikreste, das deshalb nicht mehr vermarktet werden kann. Neuere Entwicklungen auf dem Gebiet von biologisch abbaubaren Kunststoffen (BAK) ermöglichen die Herstellung von kompostierbaren Abfallbeuteln. Werden solche Beutel im Vorsortiergefäß verwendet, können sie problemlos samt Inhalt in der Biotonne entsorgt werden.

Mehrere Typen dieser kompostierbaren Abfallbeutel wurden bereits hinsichtlich ihrer Gebrauchseigenschaften sowie ihrer Kompostierbarkeit unter den Bedingungen der offenen, unbelüfteten Mietenkompostierung untersucht [1, 2, 3]. Bezüglich der Haltbarkeit während der Abfallsammlung wurden deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Typen festgestellt. Diese konnten z. T. auf das Material aber auch auf Schwachstellen an den Nähten zurückgeführt werden. Unter den Bedingungen der offenen, unbelüfteten Mietenkompostierung im Praxisbetrieb konnte die Desintegration aller eingebrachten Abfallbeutel innerhalb der praxisüblichen Rottedauer zur Erzeugung von Fertigungskompost uneingeschränkt nachgewiesen werden. Bezüglich des Desintegrationsverhaltens gab es jedoch in diesen Untersuchungen ebenfalls gravierende Unterschiede zwischen den getesteten Abfallbeuteltypen.

Insbesondere ungünstige Rottebedingungen (z. B. zu niedrige Wassergehalte) wirkten sich auf die Desintegration einiger Typen nachteilig aus.

In den bisher von uns durchgeführten Untersuchungen zu den Gebrauchseigenschaften und der Kompostierbarkeit biologisch abbaubarer Abfallbeutel blieben einige Aspekte ungeklärt. Zum einen kann nicht ausgeschlossen werden, dass solche Abfallbeutel im Vorsortiergefäß zeitweise guten Bedingungen für einen biologischen Abbau ausgesetzt sind. Dies kann sich auf ihre mechanische Stabilität (Reißen beim Herausheben aus dem Vorsortiergefäß) auswirken. Zum anderen konnte in den Versuchen unter Praxisbedingungen lediglich die Desintegration der Materialien nachgewiesen werden. Diese Untersuchungen ermöglichten jedoch keine Aussagen dazu, ob die Desintegration auf einen biologischen Abbau oder andere Prozesse zurückzuführen ist. Aus Gründen der Produktqualität und Verwertungseignung der Komposte gilt es sicher zu stellen, dass ein biologischer Abbau der verwendeten kompostierbaren Abfallbeutel erfolgt und nicht nur eine chemische und physikalische Zersetzung in nicht mehr sichtbare, aber nicht biologisch abbaubare Kleinteile. Aus diesen Gründen wurden in Respirometern im Labor Versuche zur biologischen Abbaubarkeit ausgewählter, im Handel erhältlicher kompostierbarer Abfallbeuteltypen durchgeführt.

2. Material und Methoden

In die Untersuchungen zur Messung des biologischen Abbaus im Respirometer wurden hier vier Typen biologisch abbaubarer Abfallbeutel einbezogen (Tabelle 1).

Tabelle 1: Verwendete Abfallbeuteltypen

Produktname	Abkürzung hier	Rohstoff	Dichte (g/cm ³)	Folien-dicke (µm)	spezifische Oberfläche* (cm ² /g)
Ecoflex	Ec	aliphatisch-aromatischer Copolyester	1,26	30	530
Mater-Bi ZF 03U/A Wenterra	Ma	Stärke, Polycaprolacton	1,28	20	790
Natura-flex / Bioplast GF 102	Na	Stärke, Polycaprolacton	1,10	20	910
Walocomp	Wa	Polyesteramid, Polycaprolacton	1,07	40	480

*berechnet auf Basis von 1 cm² großen Folienteilchen

Die Laborversuche wurden in Anlehnung an Teil 2 der DIN V 54900 „Prüfung der Kompostierbarkeit von polymeren Werkstoffen“ [4] durchgeführt. Diese DIN beschäftigt sich mit der

Bestimmung der vollständigen biologischen Abbaubarkeit von polymeren Werkstoffen unter aeroben Bedingungen. Dabei kann der polymere Werkstoff einerseits in ein synthetisches Medium eingebracht werden, das mit mikrobiellen Mischpopulationen aus Kompost, Erde oder Klärschlamm angeimpft ist (Inoculum), andererseits kann der biologische Abbau der polymeren Werkstoffe innerhalb von ausgereiftem Kompost verfolgt werden. Für die eigenen Versuche wurde ein synthetisches aquatisches Medium gewählt, in dem das zugefügte Polymermaterial die einzige Kohlenstoffquelle darstellte. Das Medium wurde gut mit Sauerstoff versorgt, um jederzeit aerobe Bedingungen sicherzustellen. Der Abbau wurde über den durch die mikrobiellen Stoffwechselprozesse hervorgerufenen Sauerstoffverbrauch bzw. die Kohlendioxidproduktion charakterisiert.

Die Untersuchungen wurden in Respirimetern vom Typ BSBdigi (Selutec GmbH, Mössingen) durchgeführt, in denen der Sauerstoffbedarf bzw. die Kohlendioxidproduktion als Funktion der Zeit verfolgt werden können. Ein solches Respirometer besteht aus einem Reaktionsgefäß mit jeweils einem CO₂-Absorptionsbehälter im Kopfraum, einem elektrochemischen Sauerstofferzeuger, einem Schaltmanometer und einer Datenerfassungseinheit. Zum Atmosphärendruck bildet das Respirometer ein abgeschlossenes System. Das Ganze ist in einem Klimaschrank untergebracht, so dass bei konstanter Temperatur getestet werden kann. Im Sauerstofferzeuger wird Kupfersulfat als Elektrolyt verwendet. Die Probe wird im Reaktionsgefäß durch einen Rührer intensiv durchmischt, so dass stets Sauerstoff bis zur Sättigung aufgenommen werden kann. Das beim Abbau entstehende Kohlendioxid wird vom Absorber (KOH) gebunden. Durch den Sauerstoffverbrauch und die CO₂-Absorption entsteht ein Unterdruck im Reaktionsgefäß, der über das Flüssigkeitsmanometer mit Kontaktgeber die elektrolytische Sauerstofferzeugung steuert.

Je Abfallbeuteltyp (Folientyp) wurden zwei Prüfgefäße parallel angesetzt und mit ca. 100 mg genau 1 cm² großer Folienteilchen befüllt, die aus den vier Beuteltypen ausgestanzt wurden. Da die Folien-Einwaage bei der Berechnung des Abbaugrades Berücksichtigung findet, wurde auf eine identische Einwaage in allen Reaktionsgefäßen verzichtet. Wegen der unterschiedlichen Dicke und Dichte der Folien unterscheiden sich die 1 cm² großen Teilchen in ihrer Masse und spezifischen Oberfläche (vgl. Tabelle 1). Die Anzahl der Folienteilchen im Respirometer war für jeden Beuteltyp verschieden. Um den biologischen Sauerstoffbedarf des Versuchsmediums mit Inoculum bestimmen zu können (im Folgenden Blindwerte genannt), wurden zwei Reaktionsgefäße mitgeführt, die kein Probenmaterial sondern nur Medium plus Inoculum enthielten. Das Testvolumen der Reaktionsgefäße betrug 250 ml und die Versuchsdauer 42 Tage. Die Messung des Sauerstoffverbrauchs und der Kohlendioxidproduktion sowie die Erfassung der Temperatur im Reaktionsgefäß erfolgte kontinuierlich.

Auf Basis des Sauerstoffverbrauchs errechnet sich der prozentuale biologische Abbau nach Gleichung (1):

$$X_{O_2} = B_{Sp} / B_{Th} * 100 \quad (1)$$

X_{O_2} = über den Sauerstoffverbrauch berechneter biologischer Abbau (%),

B_{Sp} = spezifischer biologischer Sauerstoffverbrauch (mg O_2 /mg Prüfsubstanz), d. h. die Sauerstoffmenge, die bis zu einem Zeitpunkt t je mg Prüfsubstanz verbraucht wurde,

B_{Th} = theoretischer Sauerstoffverbrauch (mg O_2 /mg Prüfsubstanz), d. h. die Sauerstoffmenge die nötig ist, um 1 mg der Prüfsubstanz zu oxidieren (abzubauen).

B_{Th} wurde gemäß DIN 38409 [5] über den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) bestimmt. Der CSB ist ein Maß für die Summe aller organischen Stoffe im aquatischen Medium, einschließlich der schwer abbaubaren. B_{Sp} wurde mit Gleichung (2) berechnet:

$$B_{Sp} = (B_t - B_{bt}) / m_E \quad (2)$$

B_t = biologischer Sauerstoffverbrauch zur Zeit t in Behältern, die Prüfmaterial enthalten (mg O_2 /L Mediumvolumen),

B_{bt} = Blindwert, also biologischer Sauerstoffverbrauch zur Zeit t in Behältern, die kein Prüfmaterial enthalten (mg O_2 /L Mediumvolumen),

m_E = im Medium eingesetzte Masse an Prüfmaterial (mg Prüfmaterial/L Mediumvolumen).

Neben dem biologischen Sauerstoffverbrauch wurde die Kohlendioxidproduktion in den einzelnen Reaktionsgefäßen erfasst. Beide Parameter liefern ein voneinander unabhängiges Maß für den biologischen Abbau der Testmaterialien bzw. des Versuchsmediums mit Inoculum (Blindwert) und somit eine höhere Sicherheit der Messergebnisse. Dabei wird davon ausgegangen, dass 1 mol Sauerstoffverbrauch 1 mol Kohlendioxidproduktion entspricht.

Das verwendete Respirometer ermöglicht die Bestimmung der Summe des gelösten Kohlendioxids in der Lauge über die Erfassung der Leitfähigkeit. Die Abhängigkeit der Änderung der Leitfähigkeit von der CO_2 -Absorption wurde in [6] für Kalilauge hinreichend untersucht. Auf diese Daten wurde im Rahmen dieser Untersuchungen zurückgegriffen.

Aus der Kohlendioxidproduktion errechnet sich der prozentuale biologische Abbau nach Gleichung (3):

$$X_{CO_2} = B_{Sp, LF} / B_{Th} * 100 \quad (3)$$

X_{CO_2} = über die Kohlendioxidproduktion berechneter biologischer Abbau (%),

$B_{Sp, LF}$ = über die Kohlendioxidproduktion (Leitfähigkeit) berechneter spezifischer biologischer Sauerstoffverbrauch (mg O_2 /mg Prüfsubstanz).

$B_{Sp, LF}$ wurde mit Gleichung (4) berechnet:

$$B_{Sp, LF} = f * [(LF_t - LF_{t0}) - (LF_{bt} - LF_{b0})] * M / V / m_E \quad (4)$$

f = Kalibrierungsfaktor nach [6] = 0,2 mmol/(mS/cm),

LF_t = Leitfähigkeit zur Zeit t in Behältern, die Prüfmateriale enthalten (mS/cm),

LF_{t0} = Leitfähigkeit zu Versuchsbeginn in Behältern, die Prüfmateriale enthalten (mS/cm),

LF_{bt} = Leitfähigkeit zur Zeit t in der Blindprüfung (mS/cm),

LF_{b0} = Leitfähigkeit zu Versuchsbeginn in der Blindprüfung (mS/cm),

M = Molmasse von O_2 (32 mg/mmol); es wird davon ausgegangen, dass 1 mol CO_2 -Produktion gleich 1 mol O_2 -Verbrauch entspricht und der Abbau sich auf den theoretischen Sauerstoffbedarf bezieht,

V = Mediumvolumen (L).

3. Ergebnisse

Die Ermittlung der Kohlendioxidproduktion diente in unseren Untersuchungen nur zur Bestätigung der Ergebnisse aus dem Sauerstoffverbrauch. Da beide Parameter den gleichen Verlauf zeigten, werden die Ergebnisse im Folgenden lediglich anhand des Sauerstoffverbrauchs dargestellt.

In Bild 1 ist der biologische Abbau der untersuchten Folien im Respirometer über einen Zeitraum von 42 Tagen aufgetragen. Dargestellt ist jeweils der Mittelwert aus zwei Versuchen, außer bei Natura-flex, wo aufgrund von Undichtigkeiten im System, welche die Werte stark verfälschten, ein Versuch nicht in die Bewertung einbezogen werden konnte. Innerhalb des Versuchszeitraumes konnten Walocomp und Mater-Bi zu 76% bzw. 60% abgebaut werden. Im Unterschied dazu wurden Natura-flex und Ecoflex nur zu 25% abgebaut. Am Ende der Versuchsdauer wurden bei Natura-flex und Ecoflex noch weitgehend erhaltene Folienteilchen gefunden. Bei den Versuchsansätzen mit Walocomp und Mater-Bi waren keine Folienteilchen mehr nachweisbar, am Boden der Gefäße wurden lediglich Polymerreste in kolloidaler Form gefunden.

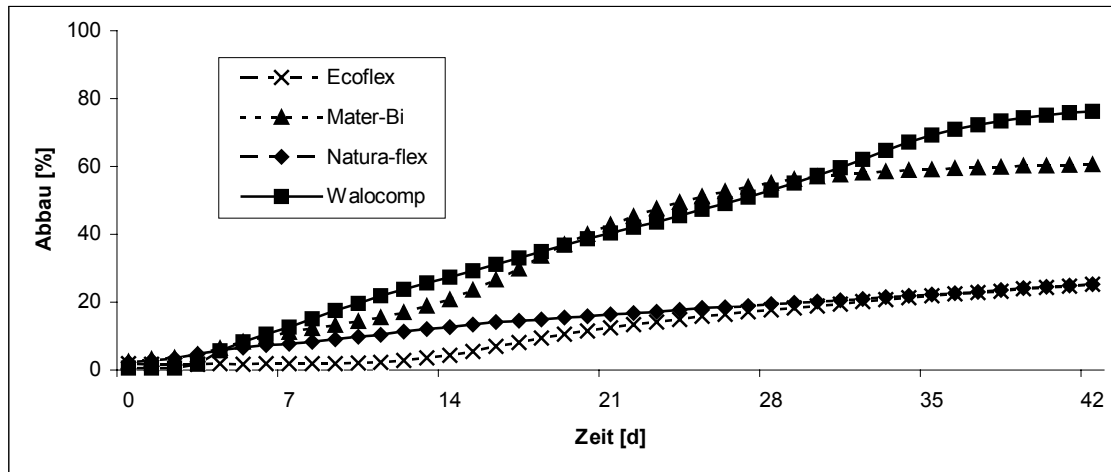


Bild 1: Verlauf des biologischen Abbaus verschiedener Folientypen im Respirometer über 42 Tage, bestimmt anhand des Sauerstoffverbrauchs

Tabelle 2 zeigt die mittleren Abbaugeschwindigkeiten (anhand des Sauerstoffverbrauchs) in unterschiedlichen Phasen des Abbauprozesses. In der gleichen Phase sind die Abbaugeschwindigkeiten der untersuchten Folientypen zum Teil sehr unterschiedlich. Bei Walocomp ist die Abbaugeschwindigkeit in den drei dargestellten Zeiträumen annähernd gleich, während sie bei den drei anderen Typen variiert. Letzteres kann zumindest teilweise auf die inhomogene Zusammensetzung der Materialien zurückgeführt werden (siehe unten).

Tabelle 2: Abbaugeschwindigkeiten verschiedener Folientypen im Respirometer in 3 definierten Zeiträumen, bestimmt anhand des Sauerstoffverbrauchs

Zeitraum	Abbaugeschwindigkeiten [$\mu\text{g}/(\text{l h})$]			
	Ecoflex	Mater-Bi	Natura-flex	Walocomp
0.-7. Tag	9,13	20,14	17,54	24,07
8.-30. Tag	10,43	22,41	7,84	24,79
31.-42. Tag	7,60	4,68	5,95	23,59

Neben den Stoffeigenschaften beeinflusst auch die für die Mikroorganismen zugängliche Oberfläche die Abbaugeschwindigkeit der Polymere. Bei sonst gleichen Bedingungen geht der Abbau in der Regel um so schneller, je größer die spezifische Oberfläche ist. (Hierbei gilt es zu berücksichtigen, dass sich diese während des Abbaus vergrößert.) In Bild 2 ist der auf die spezifische Oberfläche der Folienteilchen im Ausgangszustand bezogene Sauerstoffverbrauch beim biologischen Abbau dargestellt, so dass der Kurvenverlauf ausschließlich von der Zusammensetzung der Folien abhängt. Aus dieser Darstellungsform ist ersichtlich, dass Walocomp im Vergleich zu den drei anderen Folientypen deutlich schneller abbaubar ist, obwohl es die kleinste spezifische Oberfläche hat. Demnach kommt der Materialzusammen

setzung hier eine größere Bedeutung zu. Ein Einfluss der spezifischen Oberfläche auf den Abbau ist bei den drei anderen Folientypen ebenfalls nicht zu erkennen.

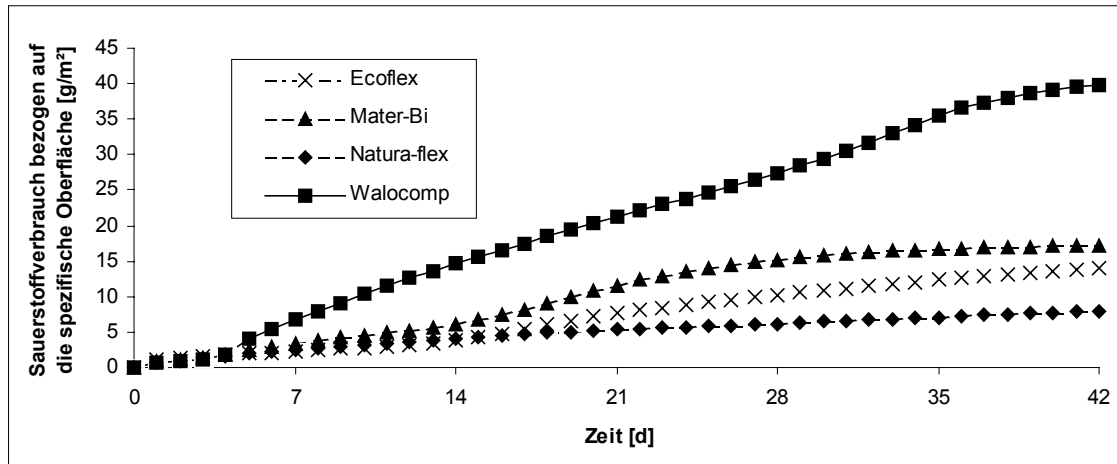


Bild 2: Verlauf des biologischen Abbaus verschiedener Folientypen im Respirometer über 42 Tage, bestimmt anhand des auf die spezifische Oberfläche im Ausgangszustand bezogenen Sauerstoffverbrauchs

Da in der Praxis davon ausgegangen werden muss, dass die Bioabfälle bis zu ca. 7 Tagen im Abfallbeutel gelagert werden, bevor sie in die Biotonne geworfen werden, ist in Bild 3 das Abbauverhalten während der ersten 7 Versuchstage dargestellt. Die ermittelten Abbaugrade von durchschnittlich ca. 2 bis 11% sind gering, so dass dadurch die mechanische Stabilität der Abfallbeutel wahrscheinlich nur unwesentlich beeinträchtigt wird.

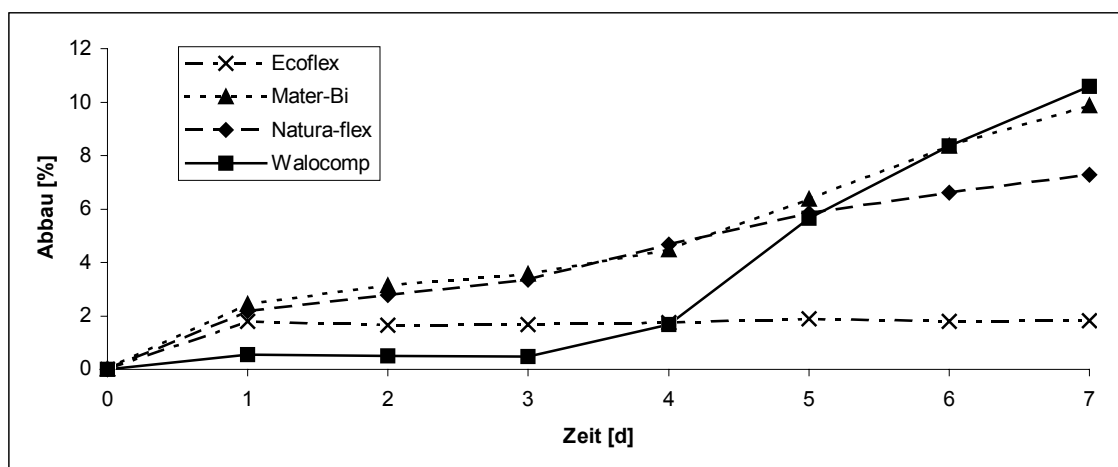


Bild 3: Verlauf des biologischen Abbaus verschiedener Folientypen im Respirometer über die ersten 7 Versuchstage, bestimmt anhand des Sauerstoffverbrauchs

Bezüglich des Abbauverhaltens gilt es zu berücksichtigen, dass die kommerziell angebotenen kompostierbaren Abfallbeutel nicht aus „Reinmaterialien“ bestehen. Um die Materialeigenschaften (z. B. Verarbeitbarkeit, mechanische Stabilität) zu verbessern, bestehen die Folien in der Regel aus ein oder mehreren Polymeren und Zusatzkomponenten. Es handelt sich also um sogenannte Blends. Zur Überprüfung dieser Einflüsse auf die Abbaubarkeit erfolgte ein Vergleich mit publizierten Ergebnissen [6] für die innerhalb einer definierten Zeit erreichten Abbaugrade von „Reinmaterialien“ unter vergleichbaren Bedingungen. Bild 4 stellt den nach 12,5 Tagen erzielten Abbaugrad bei Folienteilchen aus reinem Polycaprolacton (PCL) dem der Folienteilchen aus den Stärke-Polycaprolacton-Blends Mater-Bi und Natura-flex gegenüber. Bei den Blends ist mit 16,3% (Mater-Bi) bzw. 10,9% (Natura-flex) ein deutlich verzögerter Abbau gegenüber dem Reinpolymer (38,6%) zu beobachten. Auf den ersten Blick könnte man den langsameren Abbau auf die Mischung mit Stärke zurückführen. Dagegen spricht, dass auch Stärke biologisch schnell abgebaut wird. Vermutlich sind es die Zusatzstoffe, die den biologischen Abbau verzögern.

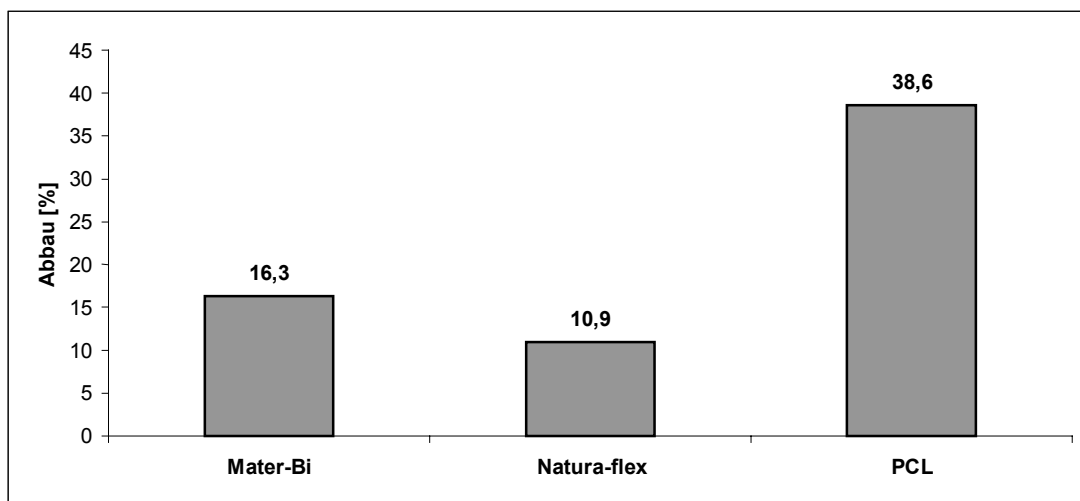


Bild 4: Biologischer Abbaugrad von Folienteilchen aus Polycaprolacton-Blends (Mater-Bi, Natura-flex) und reinem Polycaprolacton (PCL) im Respirometer nach 12,5 Tagen (Daten für PCL aus [6])

4. Diskussion

Die Untersuchungen wurden mit dem Ziel durchgeführt, Erkenntnisse zum biologischen Abbau von kompostierbaren Abfallbeuteln zu gewinnen. Einerseits sollte im Ergebnis dieser Untersuchungen eindeutig geklärt werden, ob ihr „Verschwinden“ im Prozess der Kompostierung auf einen Abbau oder nur auf eine chemisch-physikalische Desintegration zurückzuführen ist. Andererseits sollten Hinweise auf die Abbaubarkeit und somit der mechanischen Stabilität in der Phase der Nutzung erhalten werden.

In den in [1] beschriebenen Untersuchungen zur mechanischen Stabilität wurden die vier Abfallbeuteltypen mit einer definierten Menge Wasser gefüllt und aufgehängt. Die Abfallbeutel des Typs Ecoflex hielten der Gewichtsbelastung nur maximal 30 Minuten stand. Das war jedoch eindeutig durch mangelhafte Schweißnähte am Boden der Abfallbeutel begründet. Aussagen zur Belastbarkeit des eigentlichen Materials konnten somit nicht getroffen werden. Dagegen trat bei Walocomp, Natura-flex und Mater-Bi ein Defekt erst nach 12 bis 13 Tagen auf. In Bezug auf die Materialfestigkeit übertreffen diese drei Typen also die während der Abfallsammlung erforderliche Mindesthaltbarkeit von sieben Tagen. Die hier ermittelten Ergebnisse legen nahe, dass diese durch biologischen Abbau nicht nennenswert beeinträchtigt wird.

Über die gesamte Versuchsdauer von 42 Tagen betrachtet, lassen die Daten die Vermutung zu, dass im Respirometer und demzufolge auch unter „Kompostbedingungen“ der biologische Abbau nur unvollständig abläuft. Ausschlaggebend hierfür sind wahrscheinlich nicht die Stoffeigenschaften der „reinen“ Ausgangspolymere, sondern in den Folien vorhandene Zusatzkomponenten. Über diese Zusatzkomponenten liegen keine Informationen vor. Sie werden hinzugefügt, um u. a. die Verarbeitbarkeit der Polymere zu Folien und die mechanische Stabilität der Abfallbeutel zu verbessern. Sie wirken sich offensichtlich aber negativ auf die biologische Abbaubarkeit aus. Bei der Entwicklung neuer Folien sollte deshalb verstärkt auf die Abbaueigenschaften der Zusatzkomponenten geachtet werden.

In den in [1] beschriebenen Versuchen im Routinebetrieb einer Kompostieranlage wurden die vier hier untersuchten Folientypen in den Kompost eingebracht und ihre visuelle Auffindbarkeit sowie der Restpolymergehalt bis zum Verschwinden des Materials in regelmäßigen Abständen bestimmt. Natura-flex war in diesen Untersuchungen nach 7, Mater-Bi nach 14, Walocomp nach 70 und Ecoflex nach 84 Tagen visuell nicht mehr auffindbar. Stellt man die Ergebnisse aus [1] denen aus den hier vorgestellten Versuchen zum biologischen Abbau im Respirometer gegenüber, so wird deutlich, dass der Abbau in den beiden Versuchsansätzen erheblich voneinander abweicht (Bild 5). Im Kompost ging er bei allen Materialien schneller voran und war dementsprechend nach 42 Tagen auch weiter fortgeschritten. Die Elimination (optisch) nahm dort in der Reihenfolge Natura-flex > Mater-Bi > Walocomp > Ecoflex zu. Im Respirometer dagegen war sie Walocomp > Mater-Bi > Natura-flex > Ecoflex.

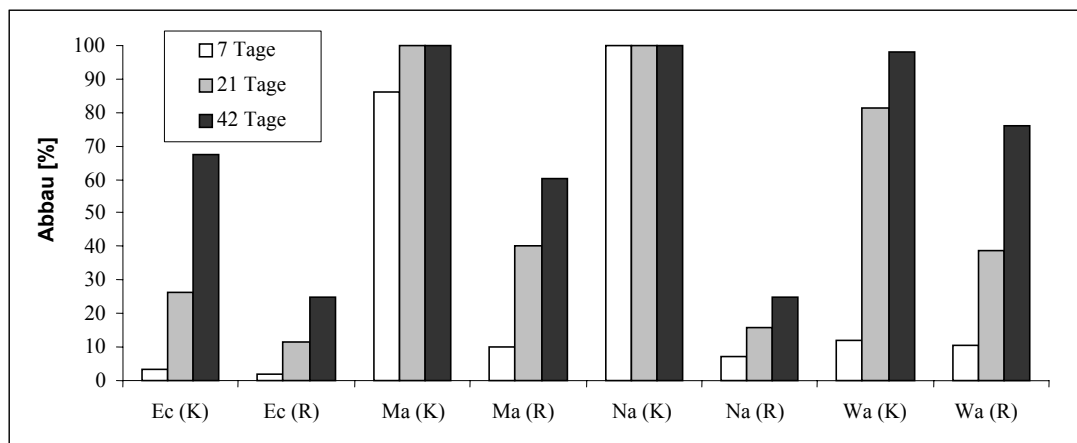


Bild 5: Abbaugrad verschiedener Folientypen in Kompostmieten (K) und Respirometern (R) nach 7, 21 und 42 Tagen

Die Ergebnisse aus den Abbauprüfungen im Respirometer im Labor lassen sich demnach nicht eindeutig auf Praxisbedingungen in Kompostmieten übertragen und umgekehrt. In den Laborversuchen wurden gute Bedingungen für einen biologischen Abbau geschaffen, der dann nachweislich auch stattfand. In den Kompostmieten waren solche Bedingungen nicht immer vorhanden (z. B. zu geringe Wassergehalte). Dass die Testmaterialien dort dennoch (und sogar schneller als im Labor) abgebaut wurden, ist daher wohl hauptsächlich auf chemische und physikalische Prozesse zurückzuführen. Man sollte diesen Vorgang deshalb auch nicht als Abbau sondern als Desintegration bezeichnen.

Als Fazit bleibt, dass Abfallbeuteltypen, die biologisch gut abbaubar sind, im Praxisbetrieb einer Kompostieranlage nicht unbedingt besser desintegriert werden als solche, die weniger gut biologisch abbaubar sind. Ersteren ist dennoch der Vorzug zu geben, da sie letztlich abgebaut werden, wenn vielleicht auch erst dort, wo der erzeugte Kompost zum Einsatz kommt. Durch eine entsprechende Auswahl der Materialien, insbesondere der Zusatzstoffe, können die Hersteller zur Verbesserung der biologischen Abbaubarkeit von Abfallbeuteln beitragen. Die mechanische Stabilität während des Gebrauchs im Vorsortiergefäß muss dabei aber gewährleistet bleiben.

Literaturverzeichnis

- [1] Otto, S., Borg, H., Jank, M., Schnabel, R., Anton, W.: Bewertung biologisch abbaubarer Abfallbeutel während der Bioabfallsammlung und Kompostierung. Müll und Abfall, 32 (2000), 469-475

- [2] Otto, S., Borg, H., Schnabel, R., Anton, W., Jank, M.: Biologisch abbaubare Abfallbeutel zur Bioabfallsammlung - Untersuchungen zur mechanischen Stabilität. Müll und Abfall, 32 (2000), 660-666
- [3] Otto, S., Borg, H., Schnabel, R., Anton, W., Jank, M.: Veränderung der Materialeigenschaften und –struktur von biologisch abbaubaren Folien während der Kompostierung. Müll und Abfall, 33 (2001), 480-484
- [4] DIN V 54900-2: Prüfung der Kompostierbarkeit von Kunststoffen. Teil 2. Prüfung auf vollständige biologische Abbaubarkeit von Kunststoffen in Laborversuchen. Beuth Verlag, Berlin, 1998
- [5] DIN 38409-41: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H). Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) im Bereich über 15 mg/l. Beuth Verlag, Berlin, 1980
- [6] Schäfer, A.: Beurteilung der biologischen Abbaubarkeit unter aeroben Bedingungen über Sauerstoffverbrauch, Kohlenstoffdioxidproduktion und Kohlenstoffbilanz. Erich-Schmidt-Verlag, Bielefeld, 1999

5. Ökonomischer Vergleich von Möglichkeiten zur Reduzierung von Kunststoffen im Bioabfall am Beispiel einer offenen Mietenkompostierung

Dipl.-Ing. Simone Otto; Prof. Dr. Heinz Borg; Dr. rer. nat. Manfred Jank;
Prof. Dr.-Ing. habil. Rainer Schnabel

(Abdruck in „Müll und Abfall“, Heft 1, 2002, S. 16 - 21)

Übersicht

Aus Hygienegründen wird Bioabfall in Haushalten oft in Plastiktüten gesammelt und dann samt den Plastiktüten in die Bioabfallcontainer geworfen. Da Plastik bei der Kompostierung nicht abgebaut wird, führt dies zu einer optischen Verunreinigung des erzeugten Kompostes.

Eine Möglichkeit dieses Problem zu umgehen ist, biologisch abbaubare Plastiktüten für die Bioabfallsammlung bereitzustellen. Alternativ sind verfahrenstechnische Maßnahmen zur Ausschleusung der Kunststoffe aus dem Rottegut, z. B. durch Windsichtung, möglich.

In der vorliegenden Arbeit wurde am Beispiel einer offenen, unbelüfteten Mietenkompostierung die Kostensituation für die beiden genannten Varianten im Vergleich zum derzeit praktizierten Verfahren untersucht. In Anbetracht der zukünftig steigenden Entsorgungskosten für Restabfälle, spätestens im Jahr 2005, wurde weiterhin eine Kalkulation des damit zu erwartenden Behandlungspreises für Bioabfall durchgeführt.

Durch den Einsatz biologisch abbaubarer Abfallbeutel zur Bioabfallsammlung wären unter den definierten Randbedingungen gegenwärtig und in Zukunft die höchsten Kosteneinsparungen gegenüber dem Verfahren mit Windsichtung des Rottegutes sowie dem derzeit praktizierten Verfahren zu erwarten. Dabei wird davon ausgegangen, dass die Kosten für die biologisch abbaubaren Abfallbeutel direkt vom Abfallerzeuger getragen werden und nicht im Behandlungspreis enthalten sind. Bei der Einbeziehung der Kosten der Abfallbeutel in den Behandlungspreis wäre aus ökonomischer Sicht dem Verfahren mit Windsichtung des Rottegutes der Vorzug zu geben. Allerdings dürfen bei einer abschließenden Beurteilung andere wichtige Faktoren, wie z. B. die mögliche Einsparung von Sammeltonnen, nicht unberücksichtigt bleiben.

1. Einleitung

Bioabfälle aus Haushalten sind ein wertvoller Rohstoff. In entsprechenden Anlagen können sie zu einem Kompost verarbeitet werden, der im Landschafts-, im Gartenbau und in der Landwirtschaft zur Verbesserung der Bodeneigenschaften eingesetzt werden kann. Die Erfassung und Verwertung von Bioabfällen ist in der BRD in den letzten Jahren deutlich angestiegen und hat sich zu einer tragenden Säule der Kreislaufwirtschaft entwickelt. Jährlich werden 5 bis 6 Mio. t Bioabfälle, insbesondere Küchenabfälle und Grünschnitt, eingesammelt und zu Kompost verarbeitet.

Zur sauberen Erfassung wird Bioabfall in Haushalten oft in herkömmliche Plastiktüten verpackt und dann samt diesen in die Sammeltonnen geworfen. Da Standardkunststoffe, wie z. B. Polyethylen, bei der Kompostierung nicht abgebaut werden, führt dies zu einer optischen Verunreinigung des erzeugten Kompostes. Ein solcher Kompost lässt sich nicht vermarkten, auch wenn die stoffliche Qualität durch Kunststoffe in der Regel nicht beeinträchtigt wird.

Im Kompostwerk Bitterfeld ergaben Untersuchungen der angelieferten Bioabfälle einen Fremdstoffgehalt (hauptsächlich Kunststoffe, Glas, Metalle, Verbundstoffe, Steine) von 0,8 - 2 Gew.-% (Nassbasis), wovon etwa ein Viertel auf Plastiktüten entfiel. Trotz dieses geringen Gewichtsanteils sind etwa 12% der Oberfläche der Mieten mit Plastiktüten bzw. Teilen davon bedeckt. Sie schlagen sich also optisch überproportional zu ihrem Gewichtsanteil nieder.

Durch mechanische Beanspruchungen während der Umsetzungsvorgänge im Verlauf der Rotte werden die in den Mieten befindlichen Plastiktüten stark zerkleinert. Um die Plastiktütenreste nach Abschluss der Kompostierung soweit aus dem Rottegut zu entfernen, dass ein vermarktbarer Kompost entsteht, muss es in Bitterfeld auf eine Körnung von 0-10 mm klassiert werden. Dabei fallen rund 50% des Rottegutes als Überkorn an, worin noch erhebliche Anteile kompostierbaren Materials enthalten sind. Um die sonstigen Störstoffe ausreichend zu entfernen, würde eine Klassierung auf 0-25 mm ausreichen, wobei rund 30% Überkorn anfallen würden, das nur noch relativ geringe Mengen kompostierbaren Materials enthält.

Es gibt verschiedene Möglichkeiten, das Problem mit den Plastiktüten zu lösen: Zum einen kann man den augenblicklichen Zustand beibehalten und in Kauf nehmen, dass ein erheblicher Teil des Rottegutes nicht absetzbar ist und daher letztlich deponiert werden muss. Zum anderen können die Plastiktüten(reste) durch eine Windsichtung des Überkorns entfernt werden, nachdem das Rottegut auf 0-25 mm klassiert wurde. Eine weitere Alternative ist die Sammlung der Bioabfälle im Haushalt in biologisch abbaubaren Abfallbeuteln, die dann mit dem Bioabfall in die Sammeltonnen geworfen werden können. Die Eignung solcher Beutel für die Bioabfallsammlung wurde bereits in [1] und [2] nachgewiesen.

Im Folgenden werden die Kosten für diese drei Varianten unter den Bedingungen der Kompostieranlage Bitterfeld ermittelt und miteinander verglichen. Dabei wird kurz auf ihre Vor- und Nachteile eingegangen. Die Entsorgungskosten werden nach dem 1. Juni 2005 mit Inkrafttreten der Ablagerungsverordnung [3] steigen, da danach die zurzeit noch nutzbaren preisgünstigen alten Deponien nicht mehr zur Verfügung stehen. Daher werden die Varianten bei den Entsorgungskosten heute und im Jahr 2005 betrachtet.

2. Beschreibung der Kompostieranlage Bitterfeld

Die Kompostieranlage im Landkreis Bitterfeld wurde 1995 in Betrieb genommen und arbeitet nach dem Prinzip der offenen, unbelüfteten Mietenrotte. Die jährliche Behandlungskapazität beträgt 6.500 t organische Abfälle, die sich im Mittel aus 85 Gew.-% Bioabfällen und 15 Gew.-% Grünabfällen zusammensetzen. Die nutzbare Anlagenfläche beträgt 0,8 ha. Die Anlage ist in die Bereiche Abfallannahme, Aufbereitung, biologische Behandlung (Rotte) und Endaufbereitung (Klassierung) gegliedert.

Bei der Aufbereitung der Bioabfälle erfolgt zunächst manuell eine Entnahme solcher Fremdstoffe, die per Hand leicht greifbar sind. Während des Aufsetzens der Mieten werden gegebenenfalls weitere Fremdstoffe per Hand entnommen. Die Menge der manuell erfassten Fremdstoffe betrug im Jahr 2000, bezogen auf den Input der Kompostieranlage, 2,3 Gew.-%. Die Grünabfälle, die in der Regel keine Fremdstoffe enthalten, werden mit einem Schredder bis auf eine Materialgröße < 80 mm zerkleinert. Bioabfälle und Grünabfälle werden dann mit einem Radlader in einem Volumenverhältnis von 3 : 1 gemischt. Das entspricht dem o. g. Gewichtsverhältnis von 85 : 15.

Die gemischten organischen Abfälle werden im Rottebereich zu ca. 1,80 m hohen, unbelüfteten Dreiecksmieten aufgesetzt. Das Aufsetzen der Mieten erfolgt in zwei Schritten:

1. Aufsetzen eines ca. 0,2 m hohen und 4 m breiten Strukturbetts aus zerkleinertem Grünabfall als Mietenbasis.
2. Aufsetzen der restlichen Dreiecksmiete mit einem Bioabfall-Grünabfall-Gemisch bis zu einer Höhe von 1,80 m.

Die Mieten werden in sieben- bis vierzehntägigem Abstand mit einem Dreiecksmietenumsetzgerät gewendet. Zur Rottesteuerung wird einmal täglich die Temperatur im Kern, am Rand und in der Basis mit einem Digital-Sekundenthermometer ermittelt. Die Rottedauer bis zur Erzeugung von Fertigungskompost beträgt ca. vier Monate.

Am Ende der Rottedauer wird das Rottegut mit einer Trommelsiebmaschine auf 0 - 10 mm abgesiebt. Der erzeugte Kompost wird vor allem in der Rekultivierung von devastierten Flächen (z. B. alte Braunkohlentagebaue), im Hobbygartenbau sowie zur kommerziellen Herstellung von Blumenerden eingesetzt. Die Fraktion > 10 mm (Überkorn) enthält noch erhebliche Anteile kompostierbaren Materials und wird daher, je nach Verunreinigungsgrad, wieder der Rotte zugeführt oder deponiert. Daher wird letztlich nicht das gesamte Überkorn (ca. 50% des Siebinputs) sondern nur ein Teil davon deponiert. Im Jahr 2000 betrug die Menge der deponierten Siebreste 924 t. Das waren 14,2 Gew.-% des Inputs der Kompostieranlage von 6.500 t.

3. Kosten für die Kompostieranlage und den Umgang mit Plastiktüten

Alle im Folgenden genannten Kosten beziehen sich auf das Jahr 2000.

3.1. Investitionskosten

Die Investitionskosten setzen sich aus den Bauteilkosten sowie den Anschaffungskosten für die mobile Behandlungstechnik zusammen. Die Bauteilkosten enthalten die Positionen für die Herstellung der Anlagenfläche sowie der Sickerwassererfassung. Die mobile Behandlungstechnik umfasst einen Radlader, einen Zerkleinerer, ein Umsetzgerät sowie eine Siebanlage. Die mobile Behandlungstechnik mit Ausnahme des Radladers, wird in einer weiteren Kompostieranlage genutzt. Aus diesem Grund werden für diese Technik nur 50% des Anschaffungswertes berücksichtigt. In der Variante "Windsichtung" wird ein Windsichter mit Eisenabscheider und Steinfalle (Abtrennung der Steine durch Schwerkraft) ebenfalls zu 50% betrachtet.

3.2. Behandlungskosten

3.2.1. Fixe Kosten

Die fixen Betriebskosten werden als fremdfinanzierte Annuitätendarlehen von den baulichen und maschinellen Investitionen abgeleitet. Die Verzinsung des geliehenen Kapitals wird mit 8% angesetzt und die Kreditlaufdauer der Nutzungsdauer des Bauteils bzw. der jeweiligen Maschine gleichgesetzt. Für das Bauteil wird ein Abschreibungszeitraum von 15 Jahren, für die Maschinen von 5 Jahren angesetzt. Die Kosten für Reparatur, Wartung und Unterhalt (RWU) werden für das Bauteil mit 1%, für die verschleißintensiven Maschinen (Zerkleinerer, Umsetzgerät) mit 5,5%, und für die anderen Maschinen (Radlader, Siebanlage) mit 3,5% des Anschaffungswertes veranschlagt. Die Personalkosten werden mit 50.000 DM pro Arbeitskraft und Jahr berücksichtigt. Zurzeit sind in der Kompostieranlage vier Arbeitskräfte be

schäftigt. Als Sachkosten (Arbeitskleidung, Kleingeräte u. ä.) werden 2.000 DM/a angesetzt. Die Geschäftskosten von 13.480 DM/a setzen sich aus Telefon, Büromaterial und Repräsentationskosten sowie Kosten für Messtechnik und die Analyse von Kompostproben zusammen. Für Maßnahmen im Bereich Öffentlichkeitsarbeit werden 10.000 DM pro Jahr veranschlagt. Aufwendungen für die Gütesicherung von 4.035 DM/a ergeben sich aus Mitgliedsbeiträgen zur Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V.. Die jährlichen Kosten für Steuern und Versicherung werden aufgrund vorhandener Steuerbescheide und Versicherungsverträge in Ansatz gebracht. Weiterhin geht die Pacht in die Kalkulation ein, zurzeit 4.770 DM/a. Alle Aufwendungen beziehen sich auf das Jahr 2000. Es handelt sich hierbei um real im Kompostierwerk Bitterfeld entstandene und belegbare Kosten.

In der Variante "Windsichtung" werden die Kosten für Reparatur, Wartung und Unterhalt des Gerätes pro Jahr auf 3,5% des Anschaffungswertes geschätzt. Diese Schätzung beruht auf Erfahrungen anderer Betreiber solcher Geräte. Die Kosten für Steuern und Versicherung des Windsichters pro Jahr werden in Höhe von 0,5% des Anschaffungswertes berücksichtigt. In Anbetracht des erhöhten Aufwandes an Reparatur, Wartung und Unterhalt wird in dieser Variante mit zusätzlichen Personalkosten von 12.500 DM/a gerechnet. Der personelle Aufwand für den Betrieb des Windsichters ist vernachlässigbar, da das Überkorn, welches bei der Absiebung entsteht, von der Siebmaschine direkt in den Windsichter gefördert wird.

In der Variante mit biologisch abbaubaren Abfallbeuteln wird von einem verminderten Sortieraufwand der Bioabfälle ausgegangen. Dadurch werden Einsparungen an Personalkosten in Höhe von 25.000 DM/a erwartet.

3.2.2. Variable Kosten

Die Verbrauchskosten enthalten die Aufwendungen für Wasser, Abwasser, elektrische Energie sowie Treibstoff. Die Kosten für Dieseldieselkraftstoff sind im Jahr 2000 mit 1,38 DM/l und in den Szenarien 2005 mit 1,60 DM/l angesetzt.

Die Entsorgungskosten für Fremd- und Störstoffe betragen derzeit 76,56 DM/t. Für das Jahr 2005 wurden Entsorgungskosten von 200 DM/t unterstellt. Diese Kosten entsprechen den mittleren Behandlungskosten für Restabfall in einer noch zu errichtenden Müllverbrennungsanlage in der Region. Dieser Entsorgungspreis wurde im Rahmen der Aktivitäten des Abfallzweckverbandes Anhalt-Mitte, zu dem auch der Landkreis Bitterfeld gehört, ermittelt und auf Plausibilität geprüft.

In der Variante mit Windsichtung des Rottegutes wurde die Menge der anfallenden Fremd

stoffe, einschließlich der im Bioabfall enthaltenen Folien, aus der Vorsortierung des Bioabfalls als konstant auf derzeitigem Niveau angenommen. Weiterhin wurde von einer Verringerung der derzeitig anfallenden Siebreste um 70 Gew.-% ausgegangen. Diese Annahmen beruhen auf eigenen Erfahrungswerten aus praktischen Untersuchungen mit einer Windsichteranlage. Eine 100%-ige Entfernung der Folien durch Windsichtung des Überkorns ist nicht möglich. Nach Herstellerangaben und eigenen Untersuchungen kann erwartet werden, dass 80 bis 90% der enthaltenen Folien durch Sichtung entfernt werden. Die im gesichteten Material verbleibenden Folienanteile sind aber gering, so dass es der Rotte mehrmals wieder zugeführt werden kann und erst nach entsprechender Aufkonzentration von Fremdstoffen deponiert werden muss.

Auch in der Variante mit biologisch abbaubaren Abfallbeuteln wurde davon ausgegangen, dass die Menge der anfallenden Fremdstoffe aus der Vorsortierung des Bioabfalls auf dem heutigen Niveau bleibt, jedoch verringert um 80% der augenblicklichen Mengen an Plastiktüten. Damit wird also unterstellt, dass 80% der Haushalte, die zurzeit herkömmliche Kunststoffbeutel verwenden, biologisch abbaubare Abfallbeutel zur Erfassung ihrer Bioabfälle nutzen. Weiterhin wurde hier eine Reduktion der Siebreste um 80 Gew.-% im Vergleich zur derzeitigen Situation angenommen. Die im Vergleich zur Variante "Windsichtung" höhere Reduktion beruht darauf, dass beim Einsatz biologisch abbaubarer Abfallbeutel erheblich weniger herkömmliche Plastiktüten im angelieferten Bioabfall enthalten sein würden.

Die Höhe der Erlöse, die durch den Verkauf von Kompost erreicht werden können, ist abhängig von der Kompostqualität, der Abnahmeart und -menge, dem Verhältnis von Kompostproduktion zu Kompostnachfrage und der Akzeptanz der Verbraucher. Im Jahr 2000 konnten im Landkreis Bitterfeld Erlöse zwischen 0 DM/t und 11,50 DM/t Fertigkompost erzielt werden. In Anbetracht der Zunahme der Kompostmengen durch die Einführung einer flächendeckenden Bioabfallkompostierung in weiteren Regionen der BRD und den Schwierigkeiten, im gleichen Tempo neue Absatzpotenziale für Kompost und Kompostprodukte zu erschließen, droht mittel- bis langfristig ein Preisverfall mit der Folge, dass selbst in denjenigen Anwendungsgebieten, in denen heute noch Erlöse erzielbar sind, dies in Zukunft nicht mehr der Fall sein dürfte. Da bereits zum heutigen Zeitpunkt der überwiegende Teil der erzeugten Komposte zum symbolischen Preis von 1,00 DM/t abgegeben wird und diese Erlöse im Vergleich zu den Behandlungskosten vernachlässigbar sind, wird die Vermarktung in allen Szenarien kostenneutral betrachtet.

In den Szenarien der Kompostierung unter der Verwendung biologisch abbaubarer Abfallbeutel wurde im Jahr 2000 ein Stückpreis von 0,16 DM pro Abfallbeutel kalkuliert, der Bedarf wurde mit 30 Stück pro Jahr und Person angesetzt. Der angenommene Bedarf an Abfall

beuteln beruht auf eigenen Erfahrungswerten. Dabei wurde berücksichtigt, dass der Bedarf an Abfallbeuteln nicht proportional mit der Anzahl der im Haushalt lebenden Personen wächst. In der Erwartung steigender Produktionskapazitäten für biologisch abbaubare Kunststoffe und der damit verbundenen Verringerung der Produktionskosten wird für 2005 mit einem Stückpreis von ca. 0,10 DM pro Sammelbeutel gerechnet.

4. Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Analyse der Kosten für die verschiedenen Möglichkeiten des Umgangs mit Plastiktüten im Bioabfall unter den beschriebenen Randbedingungen sind in Tabelle 1 dargestellt. Zum Vergleich wurden auch noch die Kosten für eine Deponierung aller Bioabfälle statt einer Kompostierung in die Tabelle aufgenommen.

Eine Deponierung aller Bioabfälle wäre im Landkreis Bitterfeld in Anbetracht der freien Deponiekapazitäten und der günstigen Deponierungskosten auf der vorhandenen nicht TASI-gerechten Deponie die wirtschaftlichste Lösung (76,56 DM/t), aber abfallrechtlich nicht zulässig oder zumindest sehr zweifelhaft. Auf jeden Fall ist es die ökologisch bedenklichste Variante der Entsorgung von Bioabfällen. (Anmerkung: Im Verlauf der weiteren Untersuchungen zeigte sich, dass das objektiv nicht unbedingt der Fall ist; siehe Kapitel 6.) Die Zersetzung von organischen Substanzen in Deponiekörpern ist für die Bildung von Deponiegas verantwortlich, wodurch klimarelevante Gase (Kohlendioxid, Methan) freigesetzt werden. Bei der Zersetzung entstehende Säuren tragen außerdem zur Lösung von Schadstoffen aus dem Deponiegut bei, die dann mit dem Sickerwasser in das Grundwasser gelangen können.

Aus diesen Gründen verlangte die TA Siedlungsabfall [4] Maßnahmen zur Reduzierung des organischen Anteils im Restmüll bis zum 1.6.1999, worauf letztlich auch der o. g. starke Anstieg in der Sammlung und Wiederverwertung von Bioabfällen zurückzuführen ist. Weiterhin werden in der TA Siedlungsabfall bzw. mit Inkrafttreten der Ablagerungsverordnung ab 01. Juni 2005 sehr hohe Anforderungen an Deponien sowie die Qualität der abzulagernden Abfälle gestellt. Die Kosten für eine Deponierung von Bioabfällen oder ihre Beseitigung in Müllverbrennungsanlagen werden dadurch in Bitterfeld auf voraussichtlich 200,00 DM/t steigen und sind damit auch ökonomisch nicht mehr vertretbar.

Tabelle 1: Investitions- und Behandlungskosten von Bioabfall bei verschiedenen Möglichkeiten des Umgangs mit Plastiktüten im Rottegut unter den Bedingungen der Kompostieranlage Bitterfeld (Behandlungskapazität 6.500 t/a Frischmasse [FM])

		Jahr 2000				Jahr 2005			
		Deponierung	Konventionell	Windsichtung	Abfallbeutel	Deponierung	Konventionell	Windsichtung	Abfallbeutel
Investitionskosten									
Baukosten	DM		415.250,00	415.250,00	415.250,00		415.250,00	415.250,00	415.250,00
Maschinenkosten konvent.	DM		490.750,00	490.750,00	490.750,00		490.750,00	490.750,00	490.750,00
Zusatzkosten Windsichter	DM		0,00	75.475,00	0,00		0,00	75.475,00	0,00
Spez. Investitionsbedarf	DM/t/a		139,38	151,00	139,38		139,38	151,00	139,38
Behandlungskosten									
Fixe Kosten									
Kapitaldienst	DM/a		171.418,00	190.321,00	171.418,00		171.418,00	190.321,00	171.418,00
RWU	DM/a		25.494,00	28.135,00	25.494,00		25.494,00	28.135,00	25.494,00
Steuern, Versicherung	DM/a		28.856,00	29.233,38	28.856,00		28.856,00	29.233,38	28.856,00
Pacht	DM/a		4.770,00	4.770,00	4.770,00		4.770,00	4.770,00	4.770,00
Personalkosten	DM/a		200.000,00	212.500,00	175.000,00		200.000,00	212.500,00	175.000,00
Sachkosten	DM/a		2.000,00	2.000,00	2.000,00		2.000,00	2.000,00	2.000,00
Geschäftskosten	DM/a		13.480,00	13.480,00	13.480,00		13.480,00	13.480,00	13.480,00
Öffentlichkeitsarbeit	DM/a		10.000,00	10.000,00	10.000,00		10.000,00	10.000,00	10.000,00
Gütesicherung	DM/a		4.035,00	4.035,00	4.035,00		4.035,00	4.035,00	4.035,00
Variable Kosten									
Verbrauchskosten	DM/a		45.387,00	49.522,00	45.387,00		51.265,50	56.065,50	51.265,50
Reststoffentsorgung	DM/a		82.148,00	32.615,00	25.494,00		213.000,00	84.600,00	66.600,00
Erlöse	DM/a		0,00	0,00	0,00		0,00	0,00	0,00
Spez. Betriebskosten	DM/t FM	76,56	90,40	88,71	77,84	200,00	111,43	97,71	85,06
Spezifische Betriebskosten unter Einbeziehung biologisch abbaubarer Abfallbeutel									
BAK-Abfallbeutel *	DM/EW/a		0,00	0,00	4,80		0,00	0,00	3,00
BAK-Abfallbeutel *	DM/a		0,00	0,00	243.854,40		0,00	0,00	152.409,00
BAK-Abfallbeutel *	DM/t		0,00	0,00	37,52		0,00	0,00	23,45
Spez. Betriebskosten	DM/t FM	76,56	90,40	88,71	115,36	200,00	111,43	97,71	108,51

* BAK = Biologisch abbaubare Kunststoffe

Mit der zurzeit praktizierten manuellen Aussortierung von Plastiktüten betragen die Behandlungskosten für die Kompostierung von Bioabfällen 90,40 DM/t. Sie liegen damit geringfügig höher als für die Variante mit Windsichtung (88,71 DM/t). Neben dem Kapitaldienst und den Personalkosten beeinflussen die Kosten für die Reststoffentsorgung den Behandlungspreis entscheidend. In Anbetracht steigender Entsorgungskosten ist bei der augenblicklich betriebenen Variante ab 2005 unter Beachtung der getroffenen Annahmen mit einer Kostensteigerung auf 111,43 DM/t zu rechnen. Damit liegt sie dann deutlich über den Kosten für eine Windsichtung (97,71 DM/t).

Die Kompostierung des Bioabfalls mit anschließender Windsichtung des Rottegutes würde unter den vorgegebenen Bedingungen mit derzeit 88,71 DM/t nur zu geringen Kosteneinsparungen gegenüber der augenblicklichen Verfahrensweise führen. Allerdings würden weniger Siebreste deponiert und mehr Kompost erzeugt werden. Im Sinne der Kreislaufwirtschaft ist daher der Variante mit Windsichtung der Vorzug zu geben. Mit dem Anstieg der Entsorgungskosten ab 2005 ist sie auch ökonomisch deutlich günstiger.

Durch den Einsatz biologisch abbaubarer Abfallbeutel zur Sammlung von Bioabfällen in Haushalten wäre heute eine Reduzierung der Behandlungskosten auf 77,84 DM/t möglich. Das ergibt sich durch Einsparungen bei der Restabfallentsorgung und den Personalkosten im Vergleich zur momentanen Praxis. Nach 2005 würden die Behandlungskosten für diese Variante auf 85,06 DM/t steigen, der Preisvorteil gegenüber der konventionellen Variante würde sich aber vergrößern. Auch im Vergleich zur Windsichtung ist die Variante mit biologisch abbaubaren Abfallbeuteln in beiden Szenarien günstiger.

In den eben getroffenen Aussagen sind die Kosten für die biologisch abbaubaren Abfallbeutel allerdings noch nicht berücksichtigt. Sie würden heute ca. 4,80 DM/a und Einwohner und 2005 in Erwartung einer steigenden Produktion von biologisch abbaubaren Kunststoffen und damit geringeren Produktionskosten ca. 3,00 DM/a und Einwohner betragen. Diese Mehraufwendungen je Einwohner können je nach Abfallanfall und damit dem Bedarf an Abfallbeuteln differieren. Werden diese Kosten direkt von den Einwohnern getragen, gelten die o. g. Aussagen. Rechnet man sie jedoch mit in den Behandlungspreis hinein, ergeben sich Gesamtkosten von heute 115,36 DM/t bzw. 108,51 DM/t im Jahr 2005. Sie liegen dann deutlich über den Kosten für eine Windsichtung.

Bei beiden Varianten erfolgt eine Reduzierung des Restabfalls. Das ist ein ökologischer Vorteil gegenüber dem derzeit praktizierten Verfahren. Allein deshalb sollte das gegenwärtige System baldmöglichst umgestellt werden. Bei der Windsichtung sind auch die Kosten geringer, vor allem ab 2005. Dennoch sollte die Variante mit den biologisch abbaubaren Ab

fallbeuteln nicht sofort verworfen werden.

In einigen Kommunen werden solche Abfallbeutel zur Sammlung von Bioabfällen in Haushalten bereits eingesetzt. Werden die Entsorgungskosten in den Verkaufspreis der Säcke einbezogen, ist gleichzeitig mit einfachsten Mitteln eine aufwandsproportionale Gebührenerhebung möglich. Zum Teil werden biologisch abbaubare Abfallbeutel auch anstelle von Abfalltonnen eingesetzt. Gegenüber Tonnen bieten sie den Vorteil niedrigerer Investitionskosten und einer leichteren Kontrolle auf unerwünschte Inhalte. Diese Faktoren sind vor einer endgültigen Auswahl einer Variante noch zu berücksichtigen.

Die Entsorgungskosten der bei der Kompostierung anfallenden Restabfälle haben einen wesentlichen Einfluss auf den Behandlungspreis des Bioabfalls. Für die Zeit nach 2005 wurden sie mit 200 DM/t kalkuliert. Wenn die Kosten auf 250 DM/t steigen, aber auch wenn sie nur auf 150 DM/t steigen, behalten die eben getroffenen Aussagen in Bezug auf die Wirtschaftlichkeit der untersuchten Varianten ihre qualitative Gültigkeit.

Literaturverzeichnis

- [1] Otto, S., Borg, H., Jank, M., Schnabel, R., Anton, W.: Bewertung biologisch abbaubarer Abfallbeutel während der Bioabfallsammlung und Kompostierung. Müll und Abfall, 32 (2000), 469-475
- [2] Otto, S., Borg, H., Schnabel, R., Anton, W., Jank, M.: Biologisch abbaubare Abfallbeutel zur Bioabfallsammlung - Untersuchungen zur mechanischen Stabilität. Müll und Abfall, 32 (2000), 660-666
- [3] Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Ablagerungsverordnung - AbfAbIV) vom 20.02.2001, BGBl. I S. 305
- [4] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Dritte allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall). Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen. Bundesanzeiger Nr. 99a, 1993

6. Ökologischer Vergleich von Möglichkeiten zur Kunststoffreduzierung in Bioabfallkomposten

Simone Otto; Prof. Dr. Heinz Borg; Prof. Dr.-Ing. habil. Rainer Schnabel;
Dr. rer. nat. Manfred Jank

(Abdruck in „Müll und Abfall“, Heft 6, 2004, S. 267-275)

Übersicht

Zur hygienischen Bioabfallerfassung im Haushalt werden oft herkömmliche Plastiktüten benutzt, die dann mit dem Bioabfall in die Biotonne geworfen werden. Da sie während des Kompostierungsprozesses nicht abgebaut werden, enthält der erzeugte Fertigkompost Plastikreste. Die stoffliche Qualität des Kompostes wird durch Plastik in der Regel nicht beeinträchtigt, aber derartig verunreinigte Komposte sind aus optischen Gründen nicht vermarktbare. Zur Reduzierung des Kunststoffgehaltes in Bioabfallkomposten gibt es verschiedene Möglichkeiten. Zum einen ist der Einsatz biologisch abbaubarer Abfallbeutel statt herkömmlicher Plastiktüten eine Variante. Eine andere Variante zur Lösung dieses Problems ist die Entfernung der Plastikreste aus dem Rottematerial durch Windsichtung.

Das gestiegene Bewusstsein der Bevölkerung über die Bedeutung des Umweltschutzes und möglicher Umweltwirkungen, die mit der Produktion und der Anwendung von Produkten, Dienstleistungen oder Verfahren im Zusammenhang stehen, lassen verstärkt hinterfragen, welche der verschiedenen Möglichkeiten zur Lösung eines Problems die ökologisch sinnvollste ist. In der vorliegenden Arbeit wurde am Beispiel einer offenen, unbelüfteten Mietenkompostierung im Landkreis Bitterfeld die ökologische Sinnfälligkeit des Einsatzes biologisch abbaubarer Abfallbeutel und der Windsichtung zur Kunststoffreduzierung in Komposten anhand von Ökobilanzen vergleichend untersucht. Weiterhin wurde betrachtet, ob die separate Bioabfallerfassung mit anschließender Kompostierung ökologisch überhaupt sinnvoll ist, oder ob eine gemeinsame Erfassung mit dem Restabfall und anschließende Deponierung bzw. Restabfallverbrennung gewählt werden sollte. Dazu wurde auch die derzeitige Vorgehensweise bei der Sammlung und Kompostierung der Bioabfälle beurteilt.

Unter den im Rahmen dieser Arbeit definierten Randbedingungen (siehe auch [4]) sind sowohl die Sammlung des Bioabfalls mit biologisch abbaubaren Abfallbeuteln als auch die Windsichtung der mit Plastikresten verunreinigten kompostierten Bioabfälle ökologisch vorteilhafter als die derzeitige Form der Kompostierung. Die Windsichtung erweist sich dabei als

die bessere der beiden Varianten. Selbst die gemeinsame Erfassung der Bioabfälle mit dem Restabfall und die anschließende gemeinsame Deponierung bzw. Restabfallverbrennung sind ökologisch sinnvoller als die zurzeit betriebene Kompostierung. Die Deponierung der Bioabfälle mit dem Restabfall ist hier sogar ökologischer als die Bioabfallsammlung mit biologisch abbaubaren Abfallbeuteln, jedoch schlechter als die Windsichtung der kompostierten Bioabfälle. Als ökologisch günstigste Variante erwies sich unter definierten Randbedingungen die gemeinsame Erfassung der Bioabfälle mit dem Restabfall und die anschließende Verbrennung in einer Müllverbrennungsanlage nach dem Stand der Technik. Sie ist jedoch (ebenso wie die Deponierung) abfallrechtlich nicht zulässig.

1. Einleitung

Zur sauberen Erfassung von Bioabfall in Haushalten werden die Vorsortiergefäße oft mit herkömmlichen Plastiktüten ausgekleidet, die dann mit dem darin enthaltenen Bioabfall in die Sammeltonnen geworfen werden. Da Standardkunststoffe, z. B. Polyethylen, bei der Kompostierung nicht abgebaut werden, führt dies zu einer „optischen“ Verunreinigung des erzeugten Kompostes. Ein solcher Kompost lässt sich nicht vermarkten, auch wenn die stoffliche Qualität durch Kunststoffe in der Regel nicht beeinträchtigt wird. Eine Möglichkeit dieses Problem zu umgehen ist, biologisch abbaubare Plastiktüten für die Bioabfallsammlung im Haushalt bereitzustellen. Diese können nach der Befüllung samt Inhalt in die Biotonne geworfen werden, da sie im folgenden Kompostierungsprozess zusammen mit dem Bioabfall biologisch abgebaut werden. Alternativ sind verfahrenstechnische Maßnahmen zur Ausschleusung der herkömmlichen Kunststoffe aus dem Rottematerial möglich, z. B. Windsichtung.

Hinsichtlich der Gebrauchseigenschaften, der Kompostierbarkeit sowie den Kosten des Einsatzes biologisch abbaubarer Abfallbeutel wurden bereits umfangreiche Untersuchungen durchgeführt [1 - 4]. Sie ergaben, dass solche Beutel die notwendige Stabilität für den Einsatz in Vorsortiergefäßen haben, während der Kompostierung des Bioabfalls abgebaut werden und daher grundsätzlich zur Bioabfallsammlung im Haushalt geeignet sind. Allerdings ist ihr Einsatz letztlich teurer als die Abtrennung herkömmlicher Kunststoffe aus dem Rottegut durch Windsichtung [4].

In dieser Arbeit wird nun am Beispiel einer offenen, unbelüfteten Mietenkompostierung unter Anwendung von Instrumenten einer Ökobilanz die ökologische Sinnfälligkeit des Einsatzes von biologisch abbaubaren Abfallbeuteln oder Windsichtung als Möglichkeit der Reduzierung herkömmlicher Kunststoffe in Bioabfallkomposten untersucht. Die Sinnfälligkeit ist dann gegeben, wenn die genannten Maßnahmen gegenüber der augenblicklich betriebenen Erfas-

sung und Aufbereitung der Bioabfälle, die in [4] ausführlich beschrieben ist, ökologische Vorteile bringen. Um das zu prüfen, wurde für die augenblickliche Verfahrensweise ebenfalls eine Ökobilanz erstellt und in die Betrachtungen mit einbezogen.

Seit einiger Zeit wird immer häufiger hinterfragt, in wieweit die Bioabfallsammlung überhaupt ökologisch sinnvoll ist. Daher wurde auch die gemeinsame Erfassung und Beseitigung der Bioabfälle aus Haushalten mit dem übrigen Hausmüll in einer Ökobilanz betrachtet. Hierzu wurde zum einen die Entsorgung auf der bestehenden Deponie im Betrachtungsgebiet zu Grunde gelegt, auf der bisher und in der absehbaren Zukunft alle nicht verwertbaren Reststoffe aus der Kompostierung abgelagert wurden bzw. werden. Obwohl diese Deponie schon 1984 eingerichtet wurde und daher in verschiedenen Punkten nicht den Anforderungen der TA Siedlungsabfall entspricht (keine Basisabdichtung mit Sickerwasserfassung, keine Deponiegasfassung), soll sie eventuell noch über das Jahr 2005 hinaus betrieben werden. Zum anderen wurde von einer Müllverbrennung ausgegangen, da diese nach 2005 vermutlich die dominierende Form der Abfallbeseitigung sein wird. Die Beseitigung von Bioabfällen durch Deponierung bzw. Müllverbrennung ist rechtlich nicht zulässig. Diese Entsorgungsoptionen wurden jedoch aus wissenschaftlichem Interesse hier mit betrachtet.

Die vorliegende Arbeit stellt einen ökologischen Vergleich verschiedener Entsorgungsoptionen für Bioabfälle dar. Umweltauswirkungen bzw. Prozesse die in Anbetracht der festgelegten Systemgrenzen hier nicht betrachtet wurden, können in zukünftig zu erarbeitenden gesamtheitlichen Ökobilanzen und Systemvergleichen betrachtet werden und die Bilanzierung somit vervollständigen.

2. Material und Methoden

Allgemeine Vorgehensweise

Wie in der Einleitung schon erwähnt, werden in den Betrachtungen fünf Varianten untersucht und miteinander verglichen, für die im Folgenden auch die in Klammern aufgeführten Kürzel verwendet werden:

- augenblicklich betriebene Erfassung und Aufbereitung der Bioabfälle in einer offenen, unbelüfteten Mietenkompostierung und Entsorgung der nicht verwertbaren Reststoffe auf einer Deponie ohne Basisabdichtung mit Sickerwasserfassung und ohne Deponiegasfassung (KON)
- wie die zuerst genannte Variante, aber mit einer zusätzlichen Aufbereitungsstufe des fertigen Rottegutes: nach der Absiebung in die Fraktion 0 - 10 mm gelangen die An

teile > 10 mm direkt in einen Windsichter zur Abtrennung der Leichtstoffe, insbesondere der Folienreste (WIND)

- Erfassung der Bioabfälle im Haushalt mit biologisch abbaubaren Abfallbeuteln, die dann zusammen mit dem Bioabfall in offenen, unbelüfteten Mieten kompostiert werden; Entsorgung der nicht verwertbaren Reststoffe auf einer Deponie ohne Basisabdichtung mit Sickerwasserfassung und ohne Deponiegasfassung (BAK)
- gemeinsame Sammlung der Bioabfälle aus Haushalten mit dem sonstigen Hausmüll und anschließende Entsorgung ohne jegliche Vorbehandlung auf einer Deponie ohne Basisabdichtung mit Sickerwasserfassung und ohne Deponiegasfassung (DEP)
- gemeinsame Sammlung der Bioabfälle aus Haushalten mit dem sonstigen Hausmüll, die dann einer Müllverbrennungsanlage nach dem Stand der Technik zugeführt werden; so weit wie möglich werden die Reststoffe aus der Anlage verwertet, ansonsten in Anlagen nach dem Stand der Technik deponiert (MVA).

Das methodische Vorgehen des hier vorgestellten ökologischen Vergleichs orientiert sich im Wesentlichen an der international gültigen Normenreihe DIN EN ISO 14040 ff. [5 - 8]. Die Wirkungsabschätzung und Bewertung erfolgt in Anlehnung an die Methode des deutschen Umweltbundesamtes [9], da diese Methodik normenkonform mit der DIN EN ISO 14040 ff. ist und in verschiedenen Ökobilanzen des Umweltbundesamtes (z. B. graphische Papiere, Getränkeverpackungen, Verwertungswege für Altöl) bereits breite Anerkennung gefunden hat.

Bei dieser Methode werden im Rahmen der Auswertung den einzelnen Wirkungskategorien, die weiter unten aufgeführt sind, nach definierten Bedingungen ökologische Prioritäten in einer fünfstufigen Skala (sehr groß bis sehr gering) zugeordnet. In der Literatur gibt es keine Anhaltspunkte dafür, wieviel höher z. B. eine große ökologische Priorität im Vergleich zu einer mittleren ökologischen Priorität zu bewerten ist. Für die Arbeit hier wurde daher angenommen, dass jede Prioritätsstufe um den Faktor 2 höher zu bewerten ist als die nächst niedrigere. Demnach sind z. B. 20% Mehrbelastung sehr hoher ökologischer Priorität gleichbedeutend mit 40% Mehrbelastung hoher ökologischer Priorität, 80% Mehrbelastung mittlerer ökologischer Priorität, 160% Mehrbelastung geringer ökologischer Priorität und 320% Mehrbelastung sehr geringer ökologischer Priorität.

Als Vergleichsgröße in der Ökobilanz dienen hier 1.000 kg Standardbioabfall aus Haushalten. Die Bilanzierung bezieht sich auf das Jahr 2000 und das Gebiet des Landkreises Bitterfeld. Als Grundlage für die Bilanzierung wurde eine offene, unbelüftete Mietenkompostierung mit einer jährlichen Durchsatzkapazität von 6.500 t/a gewählt, die zurzeit im Landkreis Bitterfeld praktiziert wird. Die Bilanzierung umfasst die Systembereiche Erfassung der Bioab

fälle, deren Kompostierung, die Verwertung der Komposte sowie die Beseitigung der Reststoffe auf einer Deponie ohne Basisabdichtung mit Sickerwasserfassung und ohne Deponiegasfassung. Sie erfolgt mit GEMIS (Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme) [10], einem Instrument (Computerprogramm) zur Umweltanalyse von Energie-, Transport- und Stoffsystemen. GEMIS umfasst Umweltdaten für den kompletten Lebensweg von einzelnen Produkten und Prozessen von der Primärenergie- und Rohstoffgewinnung über die Nutzung bis zur Entsorgung der Reststoffe und bezieht die Hilfsenergien und den Materialaufwand zur Herstellung von Anlagen und Transportsystemen ein.

Bei einer Ökobilanz nach der UBA-Methode werden in der Regel folgende Wirkungskategorien berücksichtigt:

- direkte Gesundheitsschädigung,
- direkte Schädigung von Ökosystemen,
- Eutrophierung (aquatisch / terrestrisch),
- Versauerung,
- Naturraumbeanspruchung,
- photochemische Oxidantienbildung / Sommersmog,
- stratosphärischer Ozonabbau,
- Treibhauseffekt,
- Ressourcenbeanspruchung.

Im Rahmen dieser Arbeit sind aber nur vier der aufgeführten Wirkungskategorien von Bedeutung. Es handelt sich dabei um die Kategorien „Treibhauseffekt“, „Photooxidantienbildung“, „Versauerung“ und „Eutrophierung“.

Im Folgenden werden die einzelnen Bilanzen für die Varianten KON, WIND und BAK vorgestellt. Die ökologischen Kenndaten der Variante DEP sind in [10] beschrieben und werden daher hier nicht explizit dargestellt. Eine Ökobilanz für eine MVA wurde bereits von Wallmann [11] erstellt. Daher erfolgen in den Bilanzen auch keine detaillierten Aussagen zu dieser Variante.

Materialbilanz

Im Rahmen der Materialbilanz wurden alle relevanten stofflichen Aufwendungen der Untersuchungsvarianten erfasst. Die Daten beruhen auf den Angaben des Betreibers der Kompostieranlage sowie auf Angaben der Hersteller der Anlagen und Geräte. Die spezifischen Materialaufwendungen je Tonne verarbeiteten Abfall wurden unter Verwendung der be

triebswirtschaftlichen Abschreibungsdauer der baulichen und maschinellen Anlagen und Geräte ermittelt. Die mobile Behandlungstechnik umfasst einen Radlader, einen Zerkleinerer, ein Umsetzgerät sowie eine Siebanlage. In der Variante WIND wurde neben der konventionellen Behandlungstechnik ein Windsichter mit Eisenabscheider und Steinfaller balanziert. Die mobile Behandlungstechnik, mit Ausnahme des Radladers, wird in einer weiteren Kompostieranlage genutzt. Aus diesem Grund werden für diese Technik nur 50% der materiellen Herstellungsaufwendungen berücksichtigt.

Im Bereich der Abfallerfassung im Haushalt wird davon ausgegangen, dass der Abfall in der Regel in einem Vorsortiergefäß (10 l-Behälter) erfasst und anschließend in der Biotonne entsorgt wird. Die Aufwendungen für Vorsortiergefäße und Biotonnen entfallen in den Varianten DEP und MVA.

Zur Sammlung der Bioabfälle in den Haushalten werden im Vorsortiergefäß zurzeit meist LDPE-Beutel benutzt. Anhand der durch den Betreiber der Kompostanlage ermittelten LDPE-Folienanteile in den erfassten Bioabfällen wurde geschätzt, dass pro Person und Jahr 37 Abfallbeutel aus LDPE zur Bioabfallerfassung verwendet werden. Das nutzbare Volumen der LDPE-Abfallbeutel wird mit 10 l angesetzt. Das Gewicht eines Abfallbeutels dieser Größe beträgt durchschnittlich 4,93 g (eigene Gewichtsbestimmung). In den Varianten KON und WIND wurden 37 LDPE-Beutel pro Person und Jahr angesetzt.

In der Variante BAK wird angenommen, dass nur rund 80% der zurzeit anfallenden LDPE-Abfallbeutel durch biologisch abbaubare Abfallbeutel ersetzt werden. Dadurch wird berücksichtigt, dass nicht jeder Haushalt abbaubare Beutel zur Bioabfallerfassung nutzen würde. Es werden hier somit pro Person und Jahr 30 biologisch abbaubare und 7 LDPE-Beutel angesetzt.

Es gibt mehrere Typen biologisch abbaubarer Abfallbeutel. In vorangegangenen Untersuchungen [1 - 3] schnitten Beutel des Typs "Mater-Bi", Linie Z, insgesamt am besten ab und wurden deshalb für die Ökobilanzierung hier herangezogen. Sie bestehen aus einem Blend aus Polycaprolacton, Maisstärke und einigen Additiven. Detaillierte Angaben zur Herstellung dieses Kunststoffes wurden vom Hersteller aus Gründen der Geheimhaltung nicht gegeben. Daher wurde bei der ökologischen Wirkungsabschätzung für die Herstellung, Verarbeitung und Entsorgung von Abfallbeuteln aus Mater-Bi auf die Daten einer schweizer Studie [12] zurückgegriffen. Die bilanzierten Mater-Bi Beutel besitzen ein nutzbares Volumen von 10 l und haben ein durchschnittliches Gewicht von 10,61 g (eigene Gewichtsbestimmung).

Die im Kompostwerk eingesetzten Maschinen und Geräte bestehen im Wesentlichen aus Stahl. Für Stahlverschleiß wird analog zur ökonomischen Bilanzierung in [4] ein 3,5- bis 5,5-prozentiger Zuschlag pro Jahr angesetzt, bei verschleißintensiven Maschinen (Zerkleinerer, Umsetzgerät) 5,5%, bei anderen Maschinen und Geräten (Radlader, Siebanlage, Windsichter, LKW) 3,5%. Für den Bauteil wurden pro Jahr 1% der Gesamtaufwendungen an Materialien (Kies, Beton B25, Beton) zur Reparatur, Wartung und Unterhaltung berücksichtigt.

Die spezifischen Materialaufwendungen je Tonne zu behandelndem Abfall zur Herstellung der Anlagen, Geräte und Hilfsmittel in den Varianten KON, WIND und BAK sind in Tabelle 1 aufgeführt. Materialien wie z. B. Holz und Glas sind hier mengenmäßig und vom ökologischen Gefährdungspotenzial her nicht relevant und werden daher vernachlässigt.

Tabelle 1: Materialaufwand zur Herstellung der Anlagen, Geräte und Hilfsmittel in den Varianten KON, WIND und BAK

Material	Variante		
	KON	WIND	BAK
	(kg/Mg Anlageninput)		
Polypropylen (PP)	3,89	3,89	3,89
LDPE	1,43	1,43	0,27
Mater-Bi	0	0	2,49
Kies	33,60	33,60	33,60
Beton B 25	30,31	30,31	30,31
Beton	0,33	0,33	0,33
Spanplatten	0,05	0,05	0,05
Steinwolle	0,03	0,03	0,03
Stahlblech	0,84	0,92	0,84
Gummi	0,003	0,003	0,003

Betriebsmittelbilanz

Im Rahmen der Betriebsmittelbilanz werden die Aufwendungen an Dieselkraftstoff für die mobile Behandlungstechnik (Radlader, Zerkleinerer, Umsetzgerät, Siebanlage und Windsichter) sowie Elektrizität berücksichtigt. Der für Dieselmotoren erforderliche Energieaufwand liegt für die Varianten KON und BAK bei 154 MJ je Tonne zu behandelnder Abfall und entspricht 4,08 l Dieselkraftstoff. Für die Variante WIND werden 171,41 MJ/t Anlageninput (4,54 l/t) benötigt. Elektrizität wird ausschließlich für die Versorgung des Sozialgebäudes eingesetzt. Bei Bezug auf den Durchsatz der Kompostieranlage beträgt der Stromverbrauch 0,66 kWh je Tonne zu behandelnder Abfall.

Bilanzierung der Abluftemissionen

Die Bilanzierung der Abluftemissionen bezieht sich auf die während der Kompostierung entstehenden Emissionen. Emissionen bei der Herstellung der Anlagen und Geräte werden im Rahmen der Materialbilanz erfasst. Die Abluftemissionen bei der Entsorgung der Reststoffe sind in der Reststoffbilanz, die Emissionen bei Transporten in der Transportbilanz enthalten. In [13] sind die Ergebnisse umfangreicher Emissionsmessungen beim Abbau von biogenem Material in offenen Kompostieranlagen dargestellt. Diese wurden bei der Bilanzierung der Abluftemissionen während der Kompostierung einbezogen (Tabelle 2).

Tabelle 2: Relevante Abluftemissionen bei der Kompostierung von biogenem Material in offenen Mietenkompostieranlagen nach [13]

Stoff	Emission (kg/Mg Anlageninput)
CH ₄	5,48
CO ₂	280,95
NH ₃	0,528
N ₂ O	0,1516
H ₂ S	0,2856

Reststoffbilanz

Im Rahmen der Reststoffbilanz werden die Abfälle zur Beseitigung (Fremd- und Störstoffe) sowie die Stoffe zur Verwertung (Kompost) erfasst. Die Beseitigung der Abfälle aus der Vorsortierung sowie die Siebreste aus der Klassierung erfolgt auf einer Deponie einfacher Art (ohne Sickerwasser- und Deponiegasfassung). Die Restabfallmenge je Tonne verarbeitetem Bioabfall beträgt in der Variante KON 165 kg. Davon sind 23 kg manuell erfasste Fremdstoffe und 142 kg Siebreste.

In der Variante WIND wurde die Menge der anfallenden Abfälle, einschließlich der im Bioabfall enthaltenen Folien, aus der Vorsortierung des Bioabfalls als konstant auf derzeitigem Niveau angenommen. Eine 100%-ige Entfernung der Folien durch Windsichtung des Überkorns ist nicht möglich. Nach Herstellerangaben und Untersuchungen des Betreibers der Kompostieranlage beim Betrieb einer Windsichteranlage kann erwartet werden, dass 80 bis 90% der enthaltenen Folien durch Windsichtung entfernt werden. Die im gesichteten Material verbleibenden Folienanteile sind aber gering, so dass es der Rotte mehrmals wieder zugeführt werden kann und erst nach entsprechender Aufkonzentration deponiert werden muss. Unter Berücksichtigung dieser Materialströme ergaben Untersuchungen des Betreibers der Kompostieranlage, dass sich die Menge der Siebreste um ca. 70 Gew.-% gegenüber dem

derzeitigen Niveau verringert. Von diesen Erfahrungswerten wurde in der Variante WIND ausgegangen und eine Restabfallmenge von 66 kg je Tonne verarbeitetem Bioabfall unterstellt.

In der Variante BAK wird davon ausgegangen, dass die Menge der anfallenden Fremdstoffe aus der Vorsortierung des Bioabfalls auf dem heutigen Niveau bleibt, jedoch verringert um 80% der augenblicklichen Mengen an Plastiktüten. Weiterhin wurde hier eine Reduktion der Siebreste um 80 Gew.% im Vergleich zur derzeitigen Situation angenommen. Die im Vergleich zur Variante WIND höhere Reduktion beruht darauf, dass beim Einsatz biologisch abbaubarer Abfallbeutel schon erheblich weniger herkömmliche Plastiktüten im angelieferten Bioabfall enthalten sein würden. Die Restabfallmenge zur Beseitigung wird deshalb in dieser Variante mit 51 kg je Tonne verarbeitetem Bioabfall veranschlagt.

Nach Angaben des Betreibers der Kompostieranlage wurden im Jahr 2000 (Variante KON) 415 kg Kompost je Tonne (Mg) angelieferten Bioabfall einer Verwertung zugeführt. Unter Berücksichtigung der Reduzierung der anfallenden Fremdstoffe, insbesondere Plastiktüten, wurde in der Variante WIND eine Kompostproduktion von 461 kg/Mg und in der Variante BAK von 477 kg/Mg angesetzt.

Durch den Einsatz von Kompost, z. B. im Pflanzenbau oder zur Rekultivierung, können mineralische Düngemittel reduziert bzw. eingespart werden. In der Bilanzierung werden diese Einsparungen als Gutschriften erfasst. Tabelle 3 enthält die wertgebenden Inhaltsstoffe des im Landkreis Bitterfeld erzeugten Kompostes [14].

Tabelle 3: Wertgebende Inhaltsstoffe von Kompost nach [14]

Stoff	Menge (kg/Mg Frischmasse)
Stickstoff als N_{gesamt} ; $N_{\text{löslich}}$ ¹⁾	6,4 ; 0,5
Phosphat als P_2O_5	4,3
Kalium als K_2O	6,2
Basisch wirksame Stoffe als CaO	27,4
Organische Substanz	151,0

¹⁾ $N_{\text{löslich}}$ = löslicher, pflanzenverfügbare N-Gehalt (Summe aus NO_3-N und NH_4-N)

Die in der Variante WIND durch Abscheidung anfallenden Fe-Metalle sowie die abgetrennten Steine bleiben in dieser Bilanzierung unberücksichtigt, da sie mengenmäßig vernachlässigbar sind.

Transportbilanz

Im Rahmen dieser Bilanz sind grundsätzlich die Transporte zur Herstellung der Anlagenfläche (Kies, Beton) sowie die Transporte im Rahmen der Kompostverwertung zu berücksichtigen. Die Aufwendungen für den Transport des Abfalls sind in vier der fünf Varianten auf jeden Fall identisch, da sich die Kompostieranlage und die Restabfalldeponie im Betrachtungsgebiet am gleichen Standort befinden. Es wird davon ausgegangen, dass die MVA ebenfalls dort errichtet werden wird. Aus diesem Grund wird der Transport des Abfalls von den Haushalten zur Verwertungs- bzw. Beseitigungsanlage hier nicht explizit betrachtet. Die während des Herstellungsprozesses der Fahrzeuge sowie Anlagen, Geräte und Materialien anfallenden Transporte sind bereits im Rahmen der Materialbilanz erfasst.

Für die Herstellung der (Kompost-)Anlagenfläche wurden 3.244 t Kies und 2.926 t Beton über eine Entfernung von 20 km mit einem LKW (zulässiges Gesamtgewicht 28 t, Nutzlast 14 t) transportiert. Die Abwassersammelschächte (insgesamt 32,1 t Beton) wurden über eine Entfernung von 45 km mit einem LKW (zulässiges Gesamtgewicht 28 t, Nutzlast 14 t) transportiert. Der in den Varianten 1 bis 3 erzeugte Kompost wird im Mittel über eine Entfernung von 20 km mit einem LKW (zulässiges Gesamtgewicht 28 t, Nutzlast 14 t) zum Verwertungs-ort transportiert.

3. Ergebnisse

Die Ergebnisse des ökologischen Vergleichs der einzelnen Varianten werden nachfolgend zusammengefasst in Wirkungskategorien dargestellt. Bei der Darstellung der Wirkungskategorien wird die ökologische Priorität der Wirkungskategorien in den einzelnen Variantenvergleichen durch unterschiedliche Schattierungen der Balken berücksichtigt (nach Darstellungsmethode in [5]). Wirkungskategorien mit sehr großer ökologischer Bedeutung sind in den folgenden Abbildungen schwarz, mit großer Bedeutung dunkelgrau, mit mittlerer Bedeutung hellgrau und mit geringer Bedeutung weiß dargestellt. Die Kategorie „sehr geringe ökologische Bedeutung“ kam hier nicht vor. Da die prozentualen Mehrbelastungen in den verschiedenen Vergleichen zum Teil sehr unterschiedlich waren, ist der Maßstab der Balkenlänge zwischen den Abbildungen nicht identisch, er ist es jedoch innerhalb einer Abbildung.

Vergleich der Varianten KON und WIND

Bild 1 zeigt den wirkungsbezogenen Vergleich dieser beiden Varianten. Demnach führt die Variante KON in den Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Photooxidantienbildung und Eutrophierung zu stärkeren Belastungen gegenüber der Variante WIND. Unter Berücksichti

gung der bei der Berechnung aufgetretenen Unschärfen sind hinsichtlich der Wirkungskategorie Versauerung zwischen beiden Varianten keine Unterschiede zu verzeichnen. Das Hinzufügen einer Windsichtung zur augenblicklich praktizierten Variante der Kompostierung ist also mit eindeutigen ökologischen Vorteilen verbunden.

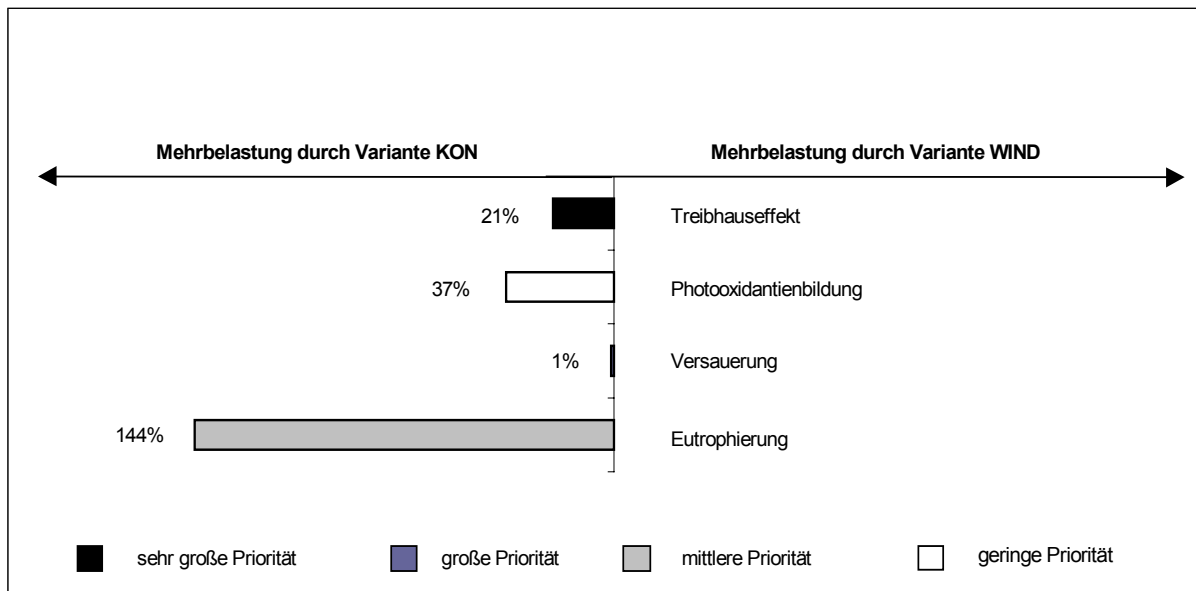


Bild 1: Vergleich der Varianten KON und WIND

Der höhere Treibhauseffekt, die stärkere Photooxidantienbildung sowie die größere Eutrophierung der Variante KON werden im Wesentlichen durch die größere zu deponierende Abfallmenge gegenüber der Variante WIND verursacht.

Vergleich der Varianten KON und BAK

Der in Bild 2 dargestellte Vergleich der Wirkungskategorien der Variante KON und der Variante BAK zeigt, dass die derzeit praktizierte Variante in fast allen untersuchten Wirkungskategorien zu stärkeren Belastungen führt. Lediglich in der Wirkungskategorie Versauerung sind in Anbetracht der vorhandenen Unschärfen in den Berechnungen keine Unterschiede zu verzeichnen. Die schlechtere Bilanz der Variante KON in drei anderen Kategorien ist jeweils auf die höhere zu deponierende Abfallmenge zurückzuführen. Insgesamt kann festgestellt werden, dass die Variante BAK aus ökologischer Sicht der bisher praktizierten Form der Kompostierung vorzuziehen ist.

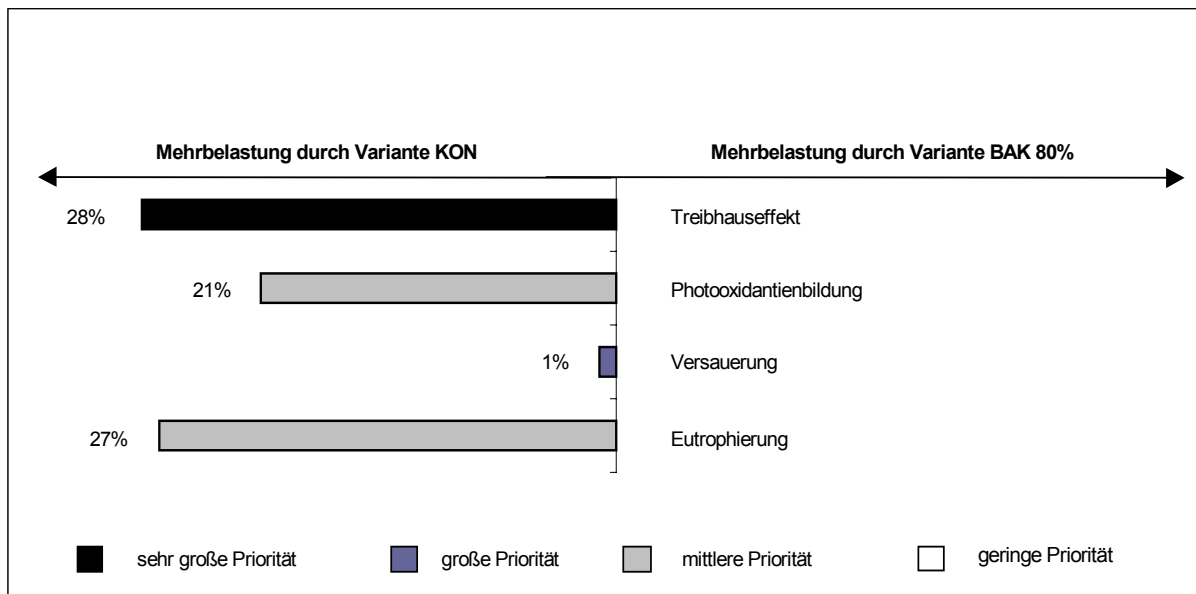


Bild 2: Vergleich der Varianten KON und BAK, wenn 80% der Haushalte biologisch abbaubare Abfallbeutel zur Bioabfallsammlung verwenden

Vergleich der Varianten WIND und BAK

Die bisherigen Betrachtungen haben gezeigt, dass die Varianten WIND und BAK aus ökologischer Sicht besser sind, als die bisher betriebene Erfassung und Kompostierung der Bioabfälle. Nun stellt sich die Frage, welche dieser beiden Varianten ökologisch vorteilhafter ist.

Bild 3 zeigt den ökologischen Vergleich zwischen den Varianten WIND und BAK. Die dargestellten Wirkungskategorien beider Varianten lassen auf den ersten Blick kein eindeutiges Votum zu. Bei beiden Varianten sind Wirkungskategorien vorhanden, in denen im Vergleich zu der anderen Variante höhere Gesamtbelastungen bilanziert wurden. Wegen der höheren zu deponierenden Abfallmenge zeigt die Variante WIND ökologische Mehrbelastungen beim Treibhauseffekt. Es sind zwar nur 6%, aber diese Wirkungskategorie hat hier eine sehr große ökologische Priorität. Durch die Emissionen bei der Herstellung der Abfallbeutel führt die Variante BAK zu einer stärkeren Bildung von Photooxidantien (13%) sowie einer vermehrten Eutrophierung (92%). Beide Wirkungskategorien haben hier aber nur eine mittlere ökologische Priorität. Die Wirkungskategorie Versauerung ist in beiden Varianten in Anbetracht vorhandener Unschärfen bei den Berechnungen als gleichwertig zu betrachten.

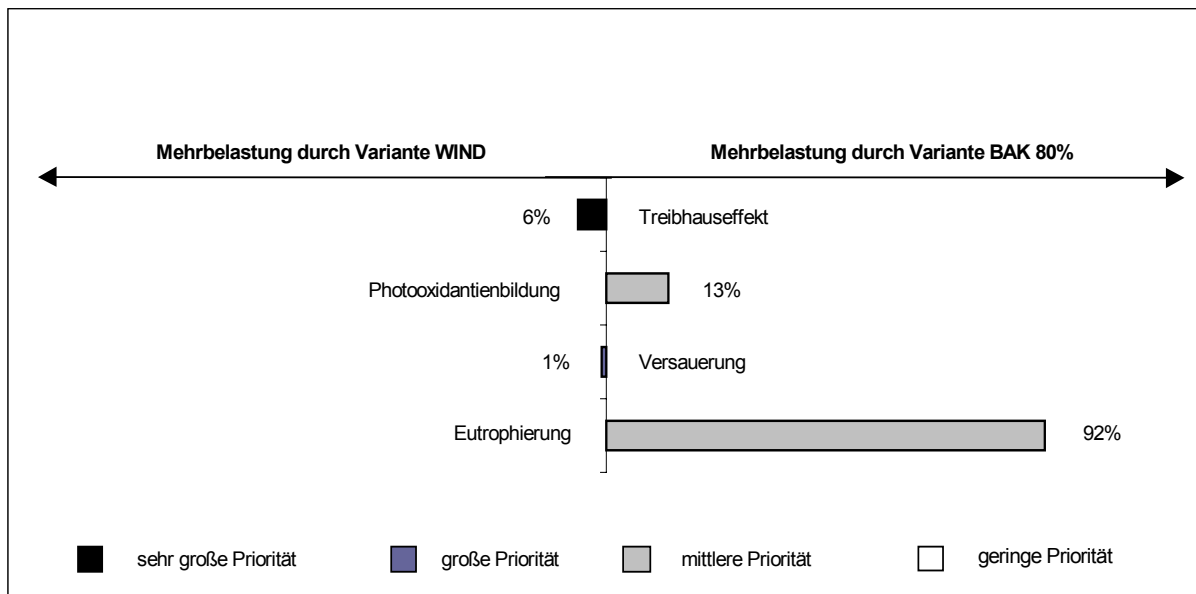


Bild 3: Vergleich der Varianten WIND und BAK, wenn 80% der Haushalte biologisch abbaubare Abfallbeutel zur Bioabfallsammlung verwenden

Da die Wirkungskategorien Photooxidantienbildung und Eutrophierung hier die gleiche ökologische Priorität aufweisen, lassen sie sich addieren. Damit stehen 6% Mehrbelastung sehr großer ökologischer Priorität durch die Variante WIND 105% Mehrbelastung mittlerer ökologischer Priorität durch die Variante BAK gegenüber. Nach den Ausführungen zur allgemeinen Vorgehensweise wird hier eine sehr große ökologische Priorität viermal höher bewertet als eine mittlere. Demnach stehen den 105% Mehrbelastung durch die Variante BAK also 24% Mehrbelastung durch die Variante WIND gegenüber. Das bedeutet, dass die Variante WIND ökologisch insgesamt besser ist als die Variante BAK.

Ein wesentlicher und variabler Faktor in der Ökobilanz der BAK-Variante ist der Anteil der Haushalte, der biologisch abbaubare Abfallbeutel verwendet. Er ist von verschiedenen Faktoren abhängig, z. B. dem vorhandenen Umweltbewusstsein und den Kosten für die Beutel. Wie eben gezeigt, ist bei einem Anteil von 80% die Variante WIND ökologisch im Vorteil. Um zu prüfen, ob sich das bei einem höheren Anteil ändert, wurde der Vergleich noch für einen Anteil von 100% durchgeführt (Bild 4), obwohl er in der Praxis nicht zu erreichen ist.

Die Wirkungsbilanzen in Bild 4 ähneln denen in Bild 3. Auch hier weist die BAK-Variante in der Wirkungskategorie Treibhauseffekt ökologische Vorteile gegenüber der Variante WIND auf (8%). Diesen Vorteilen stehen die um 12% höhere Photooxidantienbildung und die 98% stärkere Eutrophierung gegenüber. In der Wirkungskategorie Versauerung sind zwischen beiden Varianten keine relevanten Unterschiede zu verzeichnen.

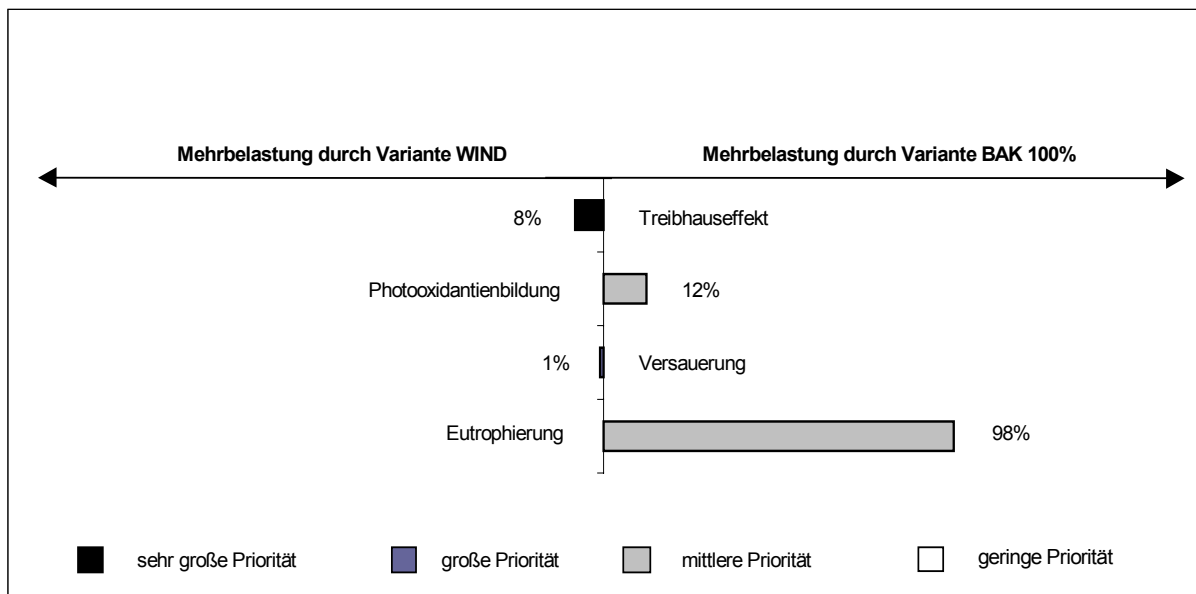


Bild 4: Vergleich der Varianten WIND und BAK, wenn 100% der Haushalte biologisch abbaubare Abfallbeutel zur Bioabfallsammlung verwenden

Die Wirkungskategorien Photooxidantienbildung und Eutrophierung haben die gleiche ökologische Priorität und lassen sich somit direkt addieren. Damit stehen 110% Mehrbelastung mittlerer ökologischer Priorität durch die Variante BAK 8% Mehrbelastung sehr großer ökologischer Priorität durch die Variante WIND gegenüber. Letztere entspricht 32% Mehrbelastung mittlerer Priorität. Damit ergibt sich auch unter diesen Bedingungen ein ökologischer Vorteil der Variante WIND gegenüber der Variante BAK.

Wie schon im ersten Vergleich, ist die Ursache für die Mehrbelastung an Treibhausgasen in der Variante WIND auf die größere zu deponierende Abfallmenge zurückzuführen. Die höheren Beiträge der BAK-Variante zur Photooxidantienbildung und zur Eutrophierung entstehen durch die Emissionen bei der Herstellung der Abfallbeutel.

Vergleich der Varianten KON und DEP

Die Ergebnisse des Vergleichs der Varianten KON und DEP sind in Bild 5 zusammengefasst. Demnach ist die Variante KON in den Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Photooxidantienbildung und Eutrophierung eindeutig im Vorteil. Dagegen schneidet die Variante DEP in der Wirkungskategorie Versauerung besser ab.

Aufgrund der gleichen ökologischen Priorität kann die Mehrbelastung der Variante KON in der Wirkungskategorie Versauerung mit der Mehrbelastung der Variante DEP in der Wirkungskategorie Eutrophierung direkt verrechnet werden. Damit ergibt sich eine Mehrbelas-

tung mittlerer ökologischer Priorität durch die Variante KON von 769%. Gegen die Deponierung sprechen immer noch der 80% höhere Treibhauseffekt (große ökologische Priorität) und die 193% höhere Photooxidantienbildung (geringe ökologische Priorität). Gemäß den in der allgemeinen Vorgehensweise genannten Faktoren entspricht das 160% bzw. 97% Mehrbelastung mittlerer Priorität. Die additive Mehrbelastung von 257% ist geringer als die 769% Mehrbelastung der Variante KON. Demnach ist es ökologischer die Bioabfälle aus Haushalten zusammen mit den anderen dort anfallen Abfällen einzusammeln und auf einer einfachen Deponie zu entsorgen als sie in der augenblicklich betriebenen Weise zu erfassen und zu kompostieren.

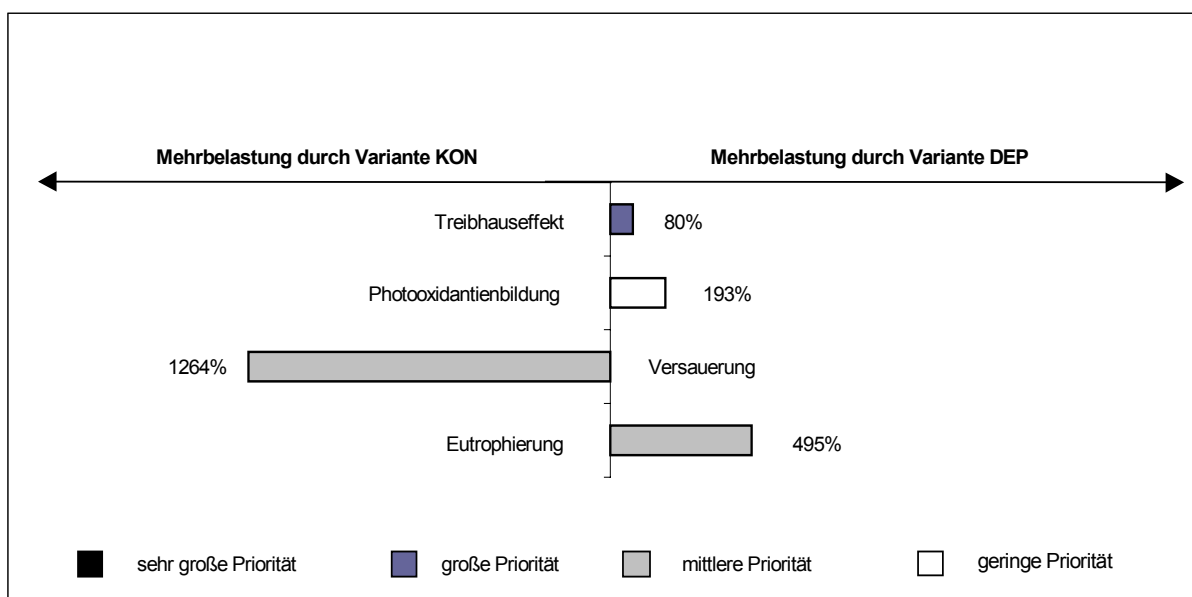


Bild 5: Vergleich der Varianten KON und DEP

Der höhere Treibhauseffekt, die stärkere Photooxidantienbildung sowie die größere Eutrophierung der Variante DEP ist auf die Ablagerung der unbehandelten Abfälle auf einer Deponie einfachen Standards (ohne Sickerwasser- und Deponiegasfassung) zurückzuführen. Das höhere Potenzial zur Versauerung in der Variante KON beruht auf den freiwerdenden Emissionen, insbesondere Ammoniak und Schwefelwasserstoff, während der Kompostierung.

Vergleich der Varianten BAK 80% und DEP

Bild 6 zeigt, dass mit Ausnahme der Kategorie Versauerung die Variante BAK gegenüber der Variante DEP jeweils im Vorteil ist. Die Mehrbelastung in der Wirkungskategorie Versaeue

rung kann mit der Mehrbelastung der Variante DEP in der Wirkungskategorie Eutrophierung wegen der gleichen ökologischen Priorität direkt verrechnet werden. Damit verringert sich die Mehrbelastung der Variante BAK auf 592% mittlerer Priorität. Gegen die Deponierung sprechen immer noch der 130% höhere Treibhauseffekt und die 257% stärkere Photooxidantienbildung. Das entspricht 260% bzw. 129% Mehrbelastung mittlerer Priorität. Die additive Mehrbelastung von 389% ist geringer als die 592% Mehrbelastung durch die Variante BAK. Das bedeutet, dass die Deponierung auch im Vergleich zum Einsatz biologisch abbaubarer Abfallbeutel die ökologisch sinnvollere Variante darstellt.

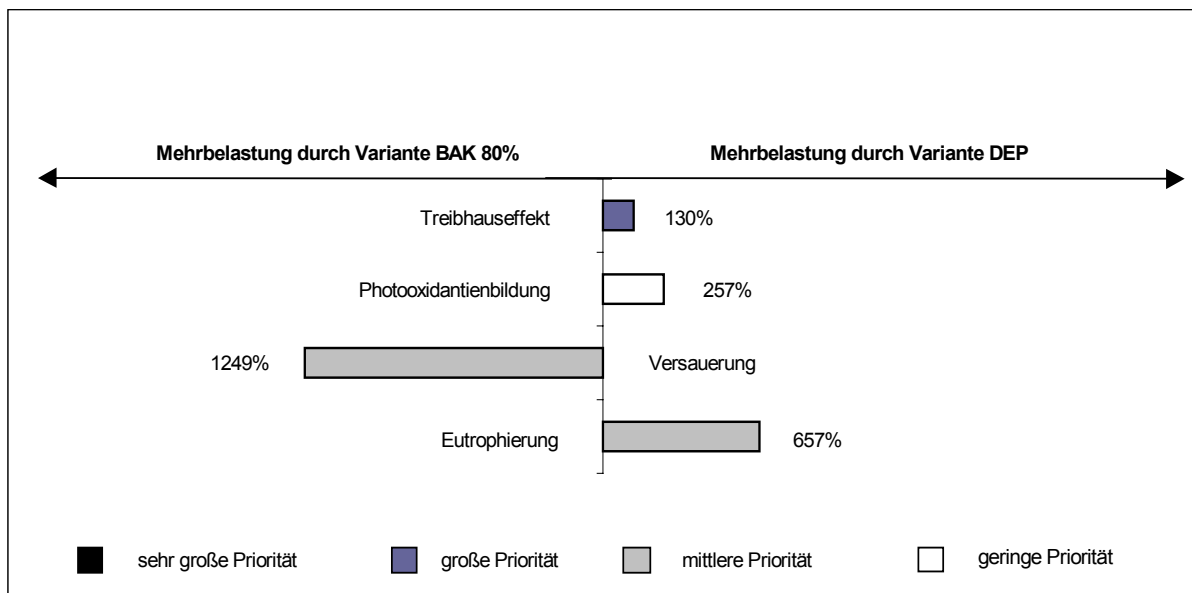


Bild 6: Vergleich der Varianten BAK 80% und DEP

Die Nachteile der Variante DEP in den Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Photooxidantienbildung und Eutrophierung entstehen wieder durch die Ablagerung der unbehandelten Abfälle auf einer Deponie einfachen Standards (ohne Sickerwasser- und Deponiegasfassung) und die dadurch bedingten unkontrollierten Emissionen. Das schlechtere Abschneiden der Variante BAK in der Kategorie Versauerung ist wieder auf die bei der Kompostierung freiwerdenden Emissionen, insbesondere Ammoniak und Schwefelwasserstoff, zurückzuführen.

Vergleich der Varianten Wind und DEP

Die Variante DEP weist in den Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Photooxidantienbildung und Eutrophierung höhere Belastungen gegenüber der Variante WIND auf (Bild 7). In der

Wirkungskategorie Versauerung ist hingegen eine Mehrbelastung durch die Variante WIND zu verzeichnen. Diese kann direkt mit der Mehrbelastung der Variante DEP in der Wirkungskategorie Eutrophierung verrechnet werden, da beide Kategorien die gleiche ökologische Priorität haben. Damit bleibt für die Variante DEP eine Mehrbelastung von 100% stehen, zu der noch die Mehrbelastungen in den Kategorien Treibhauseffekt und Photooxidantienbildung gezählt werden müssen. Sie steht gegenüber der Variante WIND somit insgesamt schlechter da.

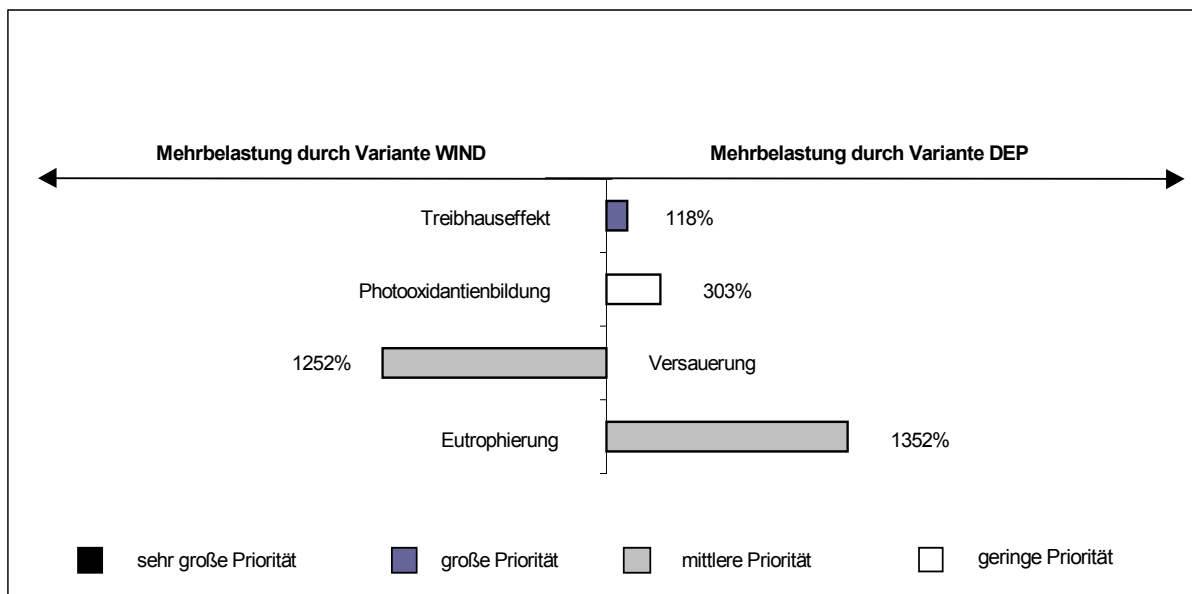


Bild 7: Vergleich der Varianten Wind und DEP

Die Mehrbelastung der Variante DEP hat hier die selben Ursachen wie in den beiden vorangegangenen Vergleichen. Das höhere Potenzial zur Versauerung in der Variante WIND beruht auf den freiwerdenden Emissionen während der Kompostierung, insbesondere Ammoniak und Schwefelwasserstoff.

Vergleich der Varianten WIND und MVA

Da die Variante WIND sich nach den bisherigen Betrachtungen als die ökologisch sinnvollste Vorgehensweise im Umgang mit Bioabfällen aus Haushalten erwies, wurde sie abschließend noch mit der Variante MVA verglichen (Bild 8).

In den Wirkungskategorien Treibhauseffekt, Photooxidantienbildung und Versauerung ergeben sich für die Variante WIND Mehrbelastungen von 803%, 24305% und 466%. Umgerechnet auf mittlere Priorität entspricht das 1606%, 12152 und 466%, was in der Summe 14224%

ergibt. Dagegen weist die Variante MVA 2184% Mehrbelastung in der Wirkungskategorie Eutrophierung auf, die hier eine mittlere ökologische Priorität hat. Die Variante MVA hat somit insgesamt die günstigere Ökobilanz.

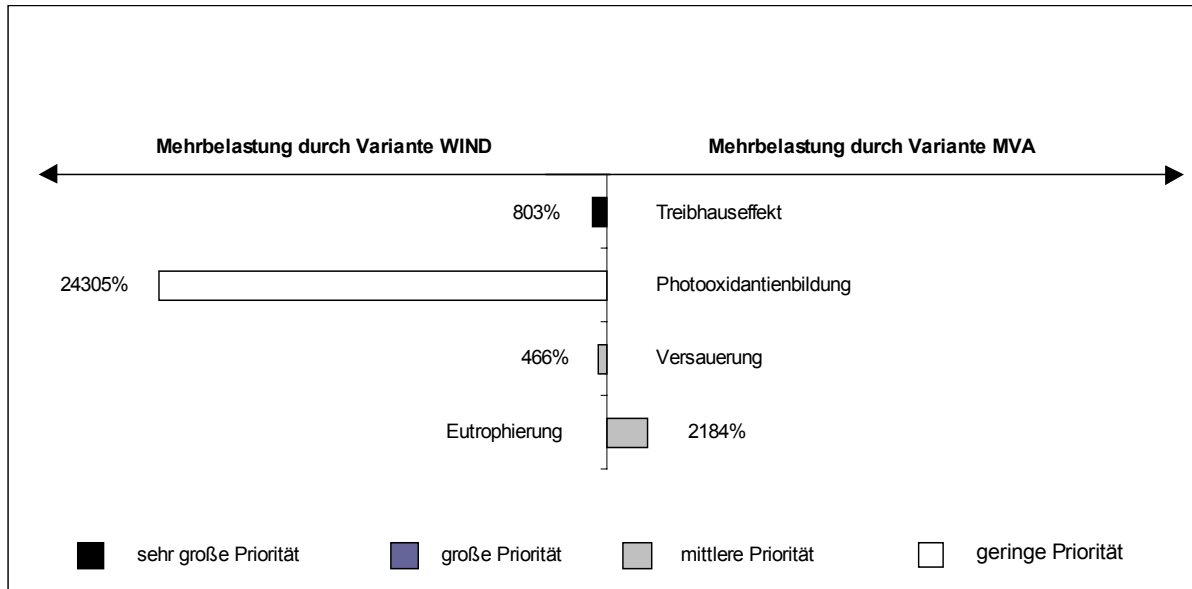


Bild 8: Vergleich der Varianten Wind und MVA

Die Mehrbelastung an Treibhausgasen, die höhere Photooxidantienbildung sowie das größere Versauerungspotenzial in der Variante WIND sind vorrangig auf die bei der Kompostierung freiwerdenden Emissionen zurückzuführen. Zum höheren Versauerungspotenzial in der Variante WIND tragen weiterhin die bei der Herstellung sowie beim Betrieb der Kompostanlage entstehenden Emissionen bei. Der höhere Beitrag zur Eutrophierung in der Variante MVA ergibt sich aus den während der Verbrennung frei werdenden Emissionen.

4. Gesamteinschätzung

Unter den hier vorgegebenen Randbedingungen ergaben die angestellten Vergleiche bezüglich der ökologischen Wertigkeit folgende Reihenfolge:

$$\text{MVA} > \text{WIND} > \text{DEP} > \text{BAK} > \text{KON}$$

Demnach ist sowohl die Sammlung des Bioabfalls im Haushalt in biologisch abbaubaren Abfallbeuteln (BAK) als auch eine Windsichtung der kompostierten Bioabfälle (WIND) ökologischer vorteilhafter als die augenblicklich betriebene Erfassung und Aufbereitung der Bioabfälle (KON). Dabei ist die Windsichtung die bessere der beiden Varianten. Sie ist auch ökonomischer [4].

Hier weist sogar die Sammlung und Deponierung der Bioabfälle mit dem sonstigen Hausmüll eine bessere Ökobilanz auf als die augenblickliche Verfahrensweise. Die Deponierung war außerdem etwas ökologischer als die Variante BAK, aber deutlich schlechter als die Variante WIND. Daraus kann man ableiten, dass die getrennte Sammlung und Behandlung von Bioabfällen nicht in jedem Fall ökologisch sinnvoll ist. Diese Schlußfolgerung ergibt sich auch aus dem Vergleich der Varianten WIND und MVA, im dem letztere besser abschneidet.

Nach der augenblicklichen Rechtslage ist eine Deponierung von Bioabfällen nicht zulässig. Geschähe dies auf einer Deponie, die den Anforderungen der TA Siedlungsabfall [15] entspricht, wäre es außerdem die teuerste Lösung [4]. Ähnlich hohe Kosten verursacht auch die Müllverbrennung. Bei Nutzung der zurzeit im Landkreis Bitterfeld betriebenen einfachen Deponie wäre die Variante DEP allerdings die billigste aller betrachteten Varianten [4].

(Anmerkung: In dieser Arbeit wurde eine Deponie betrachtet, die nicht die Anforderungen der TA Siedlungsabfall erfüllt. Würde die Beseitigung der Bioabfälle auf einer TASI-gerechten Deponie erfolgen, so ist ein noch größerer ökologischer Vorteil zu erwarten. So zeigt [11] in seiner Arbeit, dass die mechanisch biologische Restabfallbehandlung mit anschließender Deponierung des Abfalls auf einer TASI-gerechten Deponie ökologisch höherwertiger ist, als die Restabfallverbrennung in einer MVA nach dem Stand der Technik. Die Entsorgung der Bioabfälle auf einer Deponie, die den Anforderungen der TASI entspricht, wurde in der vorliegenden Arbeit nicht betrachtet, da eine solche Deponie im Landkreis Bitterfeld nicht geplant ist.)

Für den Landkreis Bitterfeld bedeuten diese Ergebnisse, dass die seinerzeit gewählte und bis heute praktizierte Vorgehensweise der Sammlung und Kompostierung der Bioabfälle aus Haushalten nicht die ökologisch sinnvollste ist. Die Situation kann relativ einfach und schnell verbessert werden, wenn man das fertige Rottegut > 10 mm zur Abtrennung der Folienreste noch einem Windsichter zuführt. Dadurch wird die nicht vermarktbare und daher letztlich als Abfall zu deponierende Kompostmenge reduziert.

Wenn dem Landkreis zu einem späteren Zeitpunkt eine Müllverbrennungsanlage zur Verfügung steht, wäre es aus ökologischer Sicht noch günstiger die Bioabfälle aus Haushalten gemeinsam mit den übrigen anfallenden Abfällen dort zu entsorgen. Aller Voraussicht nach wird diese Variante aber auch erheblich teurer sein als die augenblickliche Form der Kompostierung mit einer zusätzlichen Windsichtung.

Wägt man ökologische und ökonomische Aspekte gegeneinander ab, so ist die Variante WIND für den Landkreis Bitterfeld insgesamt die günstigste der hier betrachteten Lösungen.

Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass es noch vorteilhaftere Optionen gibt. Daher sollte man noch andere Verfahren der Bioabfallbehandlung (z. B. eine eingehauste Kompostierung) dahingehend prüfen.

In den obigen Betrachtungen wurde angenommen, dass jede Prioritätsstufe um den Faktor 2 höher zu bewerten ist als die nächst niedrigere. Andere Werte sind aber auch denkbar. Grundsätzlich kann sich die Wahl dieses Faktors auf das Ergebnis auswirken. Hier wäre die Variante BAK besser gewesen als die Variante WIND, wenn er etwa 18 bzw. 12 betragen hätte. Der erste Wert gilt, wenn 80%, der zweite wenn 100% der Haushalte biologisch abbaubare Abfallbeutel verwenden würden. Ebenso hätte sich bei einem Faktor von ca. 10 die Variante KON als ökologisch sinnvoller erwiesen als die Variante DEP, und bei einem Faktor von rund 5 die Variante BAK sinnvoller als die Variante DEP. Diese Werte sind nach unserer Meinung zu hoch, so dass die oben genannten Ergebnisse Bestand haben. In den in diesem Abschnitt nicht genannten Vergleichen hat der Wert des Faktors keinen Einfluss auf die Ergebnisse.

Es liegt im Wesen der oben verwendeten Methode der Ökobilanzierung, dass die Ergebnisse nur für den jeweils betrachteten Fall und die dabei zugrunde gelegten Annahmen gelten. Eine direkte Übertragung auf andere Verhältnisse ist nicht möglich. Die hier vorgestellten Ergebnisse legen aber nahe, auch an anderen Orten anhand von Ökobilanzen zu prüfen, ob der jeweils praktizierte Umgang mit Bioabfällen der ökologisch sinnvollste ist.

Literaturverzeichnis

- [1] Otto, S., Borg, H., Jank, M., Schnabel, R., Anton, W.: Bewertung biologisch abbaubarer Abfallbeutel während der Bioabfallsammlung und Kompostierung. Müll und Abfall, 32 (2000), 469-475
- [2] Otto, S., Borg, H., Schnabel, R., Anton, W., Jank, M.: Biologisch abbaubare Abfallbeutel - Untersuchungen zur mechanischen Stabilität. Müll und Abfall, 32 (2000), 660-666
- [3] Otto, S., Borg, H., Schnabel, R., Anton, W., Jank, M.: Veränderung der Materialeigenschaften und -struktur von biologisch abbaubaren Folien während der Kompostierung. Müll und Abfall, 33 (2001), 480-484
- [4] Otto, S., Borg, H., Jank, M., Schnabel, R.: Ökonomischer Vergleich von Möglichkeiten zur Reduzierung von Kunststoffen im Bioabfall am Beispiel einer offenen Mietenkompostierung. Müll und Abfall, 34 (2002), 16-21

- [5] DIN EN ISO 14040: Umweltmanagement. Ökobilanz. Prinzipien und allgemeine Anforderungen. Beuth Verlag, Berlin, 1997
- [6] DIN EN ISO 14041: Umweltmanagement. Ökobilanz. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz. Beuth Verlag, Berlin, 1998
- [7] DIN EN ISO 14042: Umweltmanagement. Ökobilanz. Wirkungsabschätzung. Beuth Verlag, Berlin, 2000
- [8] DIN EN ISO 14043: Umweltmanagement. Ökobilanz. Auswertung. Beuth Verlag, Berlin, 2000
- [9] UBA (Umweltbundesamt): Bewertung in Ökobilanzen. UBA-Texte 92/99, Berlin, 1999
- [10] GEMIS (Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme): EDV-Software zur Umweltanalyse von Energie-, Transport- und Stoffsystemen, Version 4.07. Öko-Institut Darmstadt und Universität GH Kassel, im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, Darmstadt, 2001
- [11] Wallmann, R.: Ökologische Bewertung der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung und der Müllverbrennung auf Basis von Energie- und Schadgasbilanzen. Dissertation der Universität Gesamthochschule Kassel. Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) e. V., Heft 38, 2. Auflage. Mettmann, 1999
- [12] Estermann, R., Schwarzwälder B.: Ökobilanzierung von Sammelsystemen für Grünabfälle. In: Estermann, R.: Test von Säcken aus biologisch abbaubaren Werkstoffen für die Grünabfallsammlung. Selbstverlag, Olten, 1998
- [13] Edelmann, W., Schleiss, K.: Ökologischer, energetischer und ökonomischer Vergleich von Vergärung, Kompostierung und Verbrennung fester biogener Abfallstoffe. Arbeitsgemeinschaft Bioenergie und Umwelt- und Kompostberatung Schleiss, Selbstverlag, Baar, 2001
- [14] Kompostieranlage Bitterfeld: Fremdüberwachungszeugnis 2000. Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V., Köln, 2000
- [15] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Dritte allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall). Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen. Bundesanzeiger Nr. 99a, 1993

III Abschließende Bemerkungen

1. Zusammenfassung der Ergebnisse

Aus Hygienegründen wird Bioabfall in Haushalten oft in herkömmlichen Plastiktüten gesammelt und dann samt den Plastiktüten in die Bioabfallcontainer geworfen. Da solches Plastik bei der Kompostierung nicht abgebaut wird, führt dies zu einer optischen Verunreinigung des erzeugten Kompostes. Kunststoffe in den Bioabfällen können die daraus hergestellten Komposte schon bei geringen Gewichtsanteilen optisch so stark beeinträchtigen, dass sie nicht mehr vermarktet werden können. Eine Möglichkeit dieses Problem zu umgehen ist, biologisch abbaubare Plastiktüten für die Bioabfallsammlung bereitzustellen. Alternativ sind verfahrenstechnische Maßnahmen zur Ausschleusung der Kunststoffe aus dem Rottegut, z. B. durch Windsichtung, möglich.

Ziel dieser Arbeit war es, organisatorische und verfahrenstechnische Möglichkeiten zur Reduzierung von Kunststoffen in Bioabfällen aufzuzeigen und diese im Hinblick auf ihre praxistaugliche, ökonomische und ökologische Sinnfälligkeit zu bewerten. Die Untersuchungen erfolgten am Beispiel einer offenen, unbelüfteten Mietenkompostierung im Landkreis Bitterfeld. Im Mittelpunkt der Betrachtungen standen einerseits biologisch abbaubare Abfallbeutel. Andererseits sollte die Windsichtung der Abfälle hinsichtlich der genannten Kriterien beurteilt werden. Dabei galt es insbesondere zu klären, ob BAK-Abfallbeutel während der Bioabfallsammlung eine hinreichende mechanische Stabilität aufweisen. Des Weiteren sollten Kenntnisse hinsichtlich der Abbaubarkeit der Abfallbeutel im Praxisbetrieb einer Kompostieranlage gewonnen werden. In begleitenden Laboruntersuchungen wurde geprüft, ob der Abbau biologisch oder nur chemisch und physikalisch von statten geht. Weiterhin wurde die ökonomische und ökologische Sinnfälligkeit von BAK-Abfallbeuteln bzw. Windsichtung im Vergleich zur augenblicklichen Sammlung und Kompostierung der Bioabfälle und zu weiteren Entsorgungsoptionen (Deponierung, Müllverbrennung) untersucht.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden vier kommerziell verfügbare BAK-Abfallbeuteltypen getestet. Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse enthalten keine detaillierten Aussagen zu den einzelnen Materialien, sondern behandeln die Problematik materialübergreifend. Diese Vorgehensweise wurde gewählt, da die Ergebnisse im Wesentlichen nicht materialabhängig waren.

Zur Untersuchung der mechanischen Stabilität der BAK-Abfallbeutel bei der Bioabfallsammlung im Haushalt wurden diese mit Bioabfall befüllt und mehrere Tage in einem Sammelbehälter gelagert. Die Abfallbeutel wurden täglich aus dem Behältnis entnommen und hinsicht

lich Reißfestigkeit, biologischer Zersetzung und Wasserdurchlässigkeit visuell beurteilt. In diese Untersuchungen wurden auch kommerziell verfügbare Papiertüten zur Bioabfallsammlung im Haushalt einbezogen. Die mit Bioabfall gefüllten BAK-Abfallbeutel waren mindestens 4 Tage, einige bis zu 8 Tagen wasserdicht. Danach begann Flüssigkeit aus ihnen auszutreten. Nach 9 bis 14 Tagen zerrissen die gefüllten Beutel beim Anheben. Diese Unterschiede sind z. T. auf das Ausgangsmaterial zurückzuführen, aber auch auf Schwachstellen an den Schweißnähten, an denen Leckagen und Risse bevorzugt auftraten. Bei den verwendeten Papiertüten wurde je nach Sorte bereits nach 1 bis 4 Tagen eine Durchfeuchtung beobachtet. Trotz dieser Durchfeuchtung blieben einige der getesteten Papiertüten über einen langen Zeitraum (21 d) reißfest.

In weitergehenden Versuchen zur Beurteilung der Tragfähigkeit unter Gewichtsbelastung wurden BAK-Abfallbeutel mit Wasser gefüllt und in hängendem Zustand bis zum Defekt beobachtet. In die Untersuchungen wurden auch herkömmliche Kunststoffbeutel aus LDPE einbezogen. Durch diese Verfahrensweise konnte die Situation des Tragens des gefüllten Abfallbeutels praxisnah nachgestellt werden. Unter Gewichtsbelastung schnitten die BAK-Abfallbeutel mit einer Haltbarkeit bis zu 13 Tagen deutlich besser ab als LDPE (6 d). Die Ausnahme war ein BAK-Beuteltyp, bei dem immer schon nach wenigen Minuten die Schweißnähte brachen. Aussagen zur Materialfestigkeit dieses Beuteltyps konnten daher nicht gemacht werden.

Um weitere Hinweise zur Eignung von BAK-Abfallbeuteln (Folien) zur Abfallsammlung zu erhalten, wurden die mechanischen Eigenschaften (Zugeigenschaften, Schlagzugzähigkeit, Stoßbeanspruchbarkeit) der Folien untersucht und mit denen herkömmlicher Abfallbeutel aus Polyethylen (LDPE) verglichen. Alle untersuchten Materialien weisen im Vergleich mit LDPE geringere Materialfestigkeiten auf, sind aber wesentlich elastischer. Die Unterschiede zwischen einzelnen Proben der gleichen Sorte waren zum Teil jedoch erheblich. Weitergehende Material- und Verfahrensentwicklungen sind zu empfehlen, um die Homogenität der Materialien zu verbessern. Bei Gewährleistung der in den Untersuchungen gefundenen mittleren mechanischen Kennwerten ist die Verwendung der BAK-Folien für die Abfallsammlung problemlos möglich. Generell scheint die Haltbarkeit der Abfallbeutel während der Abfallsammlung nicht durch ungenügende Materialfestigkeiten, sondern durch Verarbeitungsmängel an den Schweißnähten limitiert zu sein.

Die BAK-Abfallbeutel wurden in einer offenen, unbelüfteten Mietenkompostierung bezüglich ihrer Desintegration (Kompostierbarkeit) während der praxisüblichen Rottezeit (ca. 16 Wochen) untersucht. Die verschiedenen Beuteltypen wurden dazu in flach eingelegter und in geknüllter Variante in den Kompostierungsprozess eingebracht. Je nach Material waren die

BAK in flach eingelegter Variante nach 1 bis 12 Wochen in der Miete nicht mehr aufzufinden. In geknüllter Form waren je nach BAK-Sorte die Folien bestenfalls nach drei Wochen nicht mehr auffindbar. Bei einigen Materialien konnten nach 16 Wochen Rotte aber noch Reste von vorher geknüllten Folien gefunden werden. In geknüllter Form liegt den Mikroorganismen eine geringere Angriffsfläche der Folien vor. Aus diesem Grund konnten in der geknüllten Variante Folienreste über einen längeren Zeitraum aufgefunden werden. Nicht optimale Rottebedingungen (z. B. die sehr niedrigen Wassergehalte, die während der Versuche zeitweise in den Kompostmieten auftraten) können eine weitere Ursache für die unvollständige Desintegration der Folien sein. Durch eine Verbesserung der Rottebedingungen sowie eine Materialaufbereitung durch Zerkleinerung (Schaffen größerer Angriffsflächen für Mikroorganismen) kann der biologische Abbau dieser Materialien beschleunigt werden. Die Ergebnisse zeigen auch, dass es bei der Erzeugung von Frischkompost in Anbetracht der kürzeren Rottedauer im Vergleich zum Fertigungskompost zu (optischen) Qualitätseinbußen kommen kann, da dann gegebenenfalls noch Folienreste auffindbar sein können.

Die eben beschriebenen Untersuchungen zur Desintegration können nur zeigen, ob ein Stoff rein visuell noch nachgewiesen werden kann. Sie ermöglichen keine Aussagen über die Vorgänge bei der Desintegration. Aus diesem Grund wurden die mikroskopisch und röntgenologisch erfassbaren Strukturveränderungen bei einem BAK-Folientyp nach unterschiedlichen Rottezeiten in einer offenen, unbelüfteten Miete untersucht. Die Ergebnisse zeigten einen ungleichmäßigen Abbau der Folien an der Oberfläche, was auf einen unterschiedlich schnellen Abbau der verschiedenen Bestandteile der Folie hindeutet. Nach fortgeschrittener Rottedauer gab es auch Hinweise auf eine Verringerung der Kettenlänge. Beide Faktoren führen zu einer Abnahme der Zugfestigkeit, welche die schon nach kurzer Rottedauer unter dem Mikroskop erkennbaren Mikrorisse erklärt. Die Mikrorisse gingen später in Makrorisse über. Letztlich war eine Auflösung der Materialstruktur zu erkennen. Parallel zu den mikroskopischen und röntgenologischen Untersuchungen wurde auch die Zugfestigkeit geprüft. Schon nach kurzer Rottezeit (1 Woche) wiesen die Folien erheblich verringerte Zugfestigkeiten gegenüber der Neuware auf, selbst wenn sie noch gut erhalten aussahen. Mit zunehmender Rottedauer nahmen die Werte weiter ab.

Aus Gründen der Produktqualität und Verwertungseignung der Komposte gilt es sicher zu stellen, dass ein biologischer Abbau der verwendeten kompostierbaren Abfallbeutel erfolgt und nicht nur eine chemische und physikalische Zersetzung in nicht mehr sichtbare, aber nicht biologisch abbaubare Kleinteile. Mit den bisher beschriebenen Untersuchungen konnte das nicht geklärt werden. Aus diesem Grund wurden Abbauuntersuchungen im Respirometer durchgeführt. Für alle betrachteten Folientypen konnte ein biologischer Abbau nachgewiesen werden. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes von 42 Tagen verlief dieser jedoch für die

einzelnen Typen mit unterschiedlicher Geschwindigkeit, so dass bei Versuchsende verschiedene Abbaugrade (25 bis 76%) erreicht wurden.

Um praxistauglich zu sein, müssen kompostierbare Abfallbeutel einerseits gut abbaubar sein und andererseits ihren Einsatz im Vorsortiergefäß (typischerweise ≤ 7 Tage) ohne Verlust der mechanischen Stabilität überdauern. Bei den hier nach dieser Zeit ermittelten Abbaugraden von 2 bis 11% kann das als gegeben angenommen werden.

Im Respirometer wurden alle Abfallbeuteltypen langsamer abgebaut als in den Versuchen in Kompostmieten unter Praxisbedingungen. Es ergab sich auch eine andere Einstufung der Abfallbeuteltypen bezüglich ihrer Abbaubarkeit. Die Ergebnisse aus Respirometerversuchen lassen sich also nicht direkt auf Kompostmieten übertragen und umgekehrt.

Bezüglich des Abbauverhaltens gilt es zu berücksichtigen, dass die kommerziell angebotenen kompostierbaren Abfallbeutel nicht aus „Reinmaterialien“ bestehen. Um die Materialeigenschaften (z. B. Verarbeitbarkeit, mechanische Stabilität) zu verbessern, bestehen die Folien in der Regel aus ein oder mehreren Polymeren und Zusatzkomponenten. Es handelt sich also um sogenannte Blends. Zur Überprüfung der Einflüsse solcher Mischungen auf die Abbaubarkeit erfolgte ein Vergleich mit publizierten Ergebnissen [100] für die innerhalb einer definierten Zeit erreichten Abbaugrade von „Reinmaterialien“ unter vergleichbaren Bedingungen. Im gleichen Zeitraum wurden die BAK-Blends je nach Sorte im Vergleich zum Reinmaterial nur zu etwa einem Drittel abgebaut. Die untersuchten Blends enthalten als Hauptbestandteil Stärke. Auf den ersten Blick könnte man den langsameren Abbau auf die Mischung mit Stärke zurückführen. Dagegen spricht jedoch, dass auch Stärke biologisch schnell abgebaut wird. Vermutlich sind es die Zusatzstoffe, die den biologischen Abbau verzögern.

Die oben vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass biologisch abbaubare Abfallbeutel im Hinblick auf ihre Gebrauchseigenschaften und ihre Abbaubarkeit grundsätzlich zum Erfassen der Bioabfälle im Haushalt geeignet sind. In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, in welchem Umfang sich der Einsatz biologisch abbaubarer Abfallbeutel auf den Entsorgungspreis der Bioabfälle auswirkt. Aus diesem Grund wurde am Beispiel einer offenen, unbelüfteten Mietenkompostierung die Kostensituation für den Einsatz biologisch abbaubarer Abfallbeutel im Vergleich zum derzeit praktizierten Verfahren, diesem Verfahren mit zusätzlicher Windsichtung des Rottegutes sowie der Deponierung der Bioabfälle untersucht. Da aufgrund gesetzlicher Regelungen die Entsorgungskosten für Restabfälle in naher Zukunft steigen, wurde weiterhin eine Kalkulation des dann zu erwartenden Behandlungspreises für Bioabfall durchgeführt.

Eine Deponierung aller Bioabfälle wäre derzeit im Landkreis Bitterfeld in Anbetracht der freien Deponiekapazitäten und der günstigen Deponierungskosten auf der vorhandenen nicht TASI-gerechten Deponie die wirtschaftlichste Lösung, aber abfallrechtlich nicht zulässig. In Anbetracht der geltenden gesetzlichen Regelungen wird der Preis für eine Deponierung zukünftig erheblich steigen und diese Lösung wäre damit auch aus ökonomischer Sicht nicht mehr vertretbar. Die Kosten für die derzeit praktizierte Kompostierung liegen gegenwärtig und zukünftig über denen der Variante mit Windsichtung. Die Variante mit BAK-Abfallbeuteln ist aus ökonomischer Sicht gegenwärtig und zukünftig günstiger als die derzeit praktizierte Kompostierung und die Variante mit Windsichtung. Dabei wird jedoch davon ausgegangen, dass die Kosten für die biologisch abbaubaren Abfallbeutel direkt vom Abfallerzeuger getragen werden und nicht im Behandlungspreis enthalten sind. Bei der Einbeziehung der Kosten der Abfallbeutel in den Behandlungspreis wäre aus ökonomischer Sicht dem Verfahren mit Windsichtung des Rottegutes der Vorzug zu geben. Allerdings dürfen bei einer abschließenden Beurteilung andere wichtige Faktoren bei der Verwendung von BAK-Abfallbeuteln, wie z. B. die mögliche Einsparung von Sammeltonnen, nicht unberücksichtigt bleiben.

Das gestiegene Bewusstsein der Bevölkerung über die Bedeutung des Umweltschutzes und möglicher Umweltwirkungen, die mit der Produktion und der Anwendung von Produkten, Dienstleistungen oder Verfahren im Zusammenhang stehen, lassen verstärkt hinterfragen, welche der verschiedenen Möglichkeiten zur Lösung eines Problems die ökologisch sinnvollste ist. In der vorliegenden Arbeit wurde am Beispiel einer offenen Mietenkompostierung die ökologische Sinnfälligkeit des Einsatzes biologisch abbaubarer Abfallbeutel (Variante BAK) und der Windsichtung (Variante WIND) zur Kunststoffreduzierung in Komposten anhand von Ökobilanzen vergleichend untersucht. Weiterhin wurde betrachtet, ob die separate Bioabfallfassung mit anschließender Kompostierung ökologisch überhaupt sinnvoll ist, oder ob eine gemeinsame Erfassung mit dem Restabfall und anschließende Deponierung (Variante DEP) bzw. Restabfallverbrennung (Variante MVA) gewählt werden sollte. Die Beseitigung von Bioabfällen durch Deponierung bzw. Müllverbrennung ist rechtlich nicht zulässig. Diese Entsorgungsoptionen wurden jedoch aus wissenschaftlichem Interesse mit betrachtet. Die derzeitige Vorgehensweise bei der Bioabfallsammlung und Kompostierung (Variante KON) wurde ebenfalls beurteilt.

Unter den hier vorgegebenen Randbedingungen ergaben die angestellten Vergleiche bezüglich der ökologischen Wertigkeit folgende Reihenfolge:

MVA > WIND > DEP > BAK > KON

Demnach sind sowohl die Sammlung des Bioabfalls mit biologisch abbaubaren Abfallbeuteln als auch die Windsichtung der mit Plastikresten verunreinigten kompostierten Bioabfälle

ökologisch vorteilhafter als der derzeitige Umgang mit den Bioabfällen. Die Windsichtung erweist sich dabei als die bessere der beiden Varianten. Selbst die gemeinsame Erfassung der Bioabfälle mit dem Restabfall und die anschließende gemeinsame Deponierung ist ökologisch sinnvoller als die zurzeit betriebene Form der Bioabfallsammlung und Kompostierung. Die Deponierung der Bioabfälle mit dem Restabfall ist hier sogar ökologischer als die Bioabfallsammlung mit biologisch abbaubaren Abfallbeuteln, jedoch schlechter als die Windsichtung der kompostierten Bioabfälle. Als ökologisch günstigste Variante erwies sich unter den hier definierten Randbedingungen die gemeinsame Erfassung der Bioabfälle mit dem Restabfall und die anschließende Beseitigung in einer Müllverbrennungsanlage nach dem Stand der Technik. Diese Variante wäre allerdings auch die teuerste im Umgang mit Bioabfällen und zudem rechtlich nicht zulässig.

2. Handlungsbedarf

In dieser Arbeit wurden die Verwendung von BAK-Abfallbeuteln sowie die Windsichtung zur Reduzierung von Kunststoffen in Bioabfällen im Hinblick auf ihre praxistaugliche, ökonomische und ökologische Sinnfälligkeit untersucht. Dabei ergab sich folgender Handlungsbedarf:

Abfallbeutel aus biologisch abbaubaren Kunststoffen sind in der Praxis grundsätzlich verwendbar. Sie verbessern die Sauberkeit der Sammelgefäße im Haushalt während der Abfallsammlung. Bezüglich der Haltbarkeit über einen empfohlenen Zeitraum von mindestens sechs bis sieben Tagen gibt es seitens der Hersteller jedoch noch einiges zu tun. Die Materialien erscheinen für die Abfallsammlung über den genannten Zeitraum grundsätzlich geeignet. Jedoch sind hinsichtlich der Schweißnähte Verbesserungen erforderlich, da diese bei Gewichtsbelastung zum Teil schon nach kurzer Zeit brachen. Insbesondere bei Abfallbeuteltypen, bei denen sich die Schweißnähte am Boden des Beutels befinden, sind durch qualitätssichernde Maßnahmen während des Herstellungsprozesses deutliche Steigerungen hinsichtlich der Haltbarkeit der Abfallbeutel zu erwarten.

Charakteristisch für die untersuchten biologisch abbaubaren Folien sind sehr unterschiedliche mechanische Kennwerte innerhalb und zwischen den Biopolymeren sowie eine sehr breite Streuung der Kennwerte. Da es sich bei den untersuchten Materialien um Biopolymerblends bzw. gefüllte Biopolymere handelt, liegen die Ursachen offensichtlich weniger in den Eigenschaften des die Matrixstruktur bestimmenden Biopolymers, sondern im vorliegenden Homogenitätsgrad der Materialien. Daher sollten für die Gewährleistung stabilerer und gleichbleibenderer Qualitäten vor allem weiterführende Untersuchungen zu den Füllstoffen, dem Füllgrad, der Homogenität der Blends und Füllstoffkomponenten in ihrer Wirkung auf die Eigenschaften durchgeführt werden. Eine größere Bedeutung könnte dabei auch die Modifi

zierung von Verarbeitungsverfahren haben, die den spezifischen Bedingungen der Biopolymere anzupassen sind.

Bei der Überprüfung der Kompostierbarkeit von BAK-Abfallbeuteln in einer offenen, unbelüfteten Mietenkompostierung wurde festgestellt, dass diese grundsätzlich abbaubar sind. Bei einigen Materialien kann unter ungünstigen Rottebedingungen die Desintegration der Abfallbeutel während der praxisüblichen Rottedauer aber unvollständig sein. Dies könnte insbesondere bei der Erzeugung von Frischkompost zu (optischen) Qualitätseinbußen führen. Daher wird dem Kompostanlagenbetreiber empfohlen, während der Kompostierung optimale Rottebedingungen, insbesondere hinsichtlich des Wassergehaltes, einzustellen. Zur Beschleunigung des biologischen Abbaus der BAK-Abfallbeutel sollte vor der Kompostierung eine Zerkleinerung (Schaffung größerer Angriffsflächen für die Mikroorganismen) des Materials erfolgen.

Die Ergebnisse der Laboruntersuchungen zum biologischen Abbau von BAK-Abfallbeuteln lassen die Vermutung zu, dass der biologische Abbau im Respirometer und demzufolge auch unter „Kompostbedingungen“ nur unvollständig abläuft. Ausschlaggebend hierfür sind wahrscheinlich nicht die Eigenschaften der „reinen“ Ausgangspolymere, sondern in den Folien vorhandene Zusatzkomponenten. Bei der Entwicklung neuer Folien sollte daher verstärkt auf die Abbaueigenschaften der Zusatzkomponenten geachtet werden.

Weiterhin konnte gezeigt werden, dass Abfallbeuteltypen, die biologisch gut abbaubar sind, im Praxisbetrieb einer Kompostieranlage nicht unbedingt besser desintegriert werden als solche, die weniger gut biologisch abbaubar sind. Ersteren ist dennoch der Vorzug zu geben, da sie letztlich abgebaut werden, wenn vielleicht auch erst dort, wo der erzeugte Kompost zum Einsatz kommt.

Aus ökonomischer Sicht ist die Variante mit BAK-Abfallbeuteln gegenwärtig und zukünftig günstiger als die derzeit praktizierte Kompostierung und die Variante mit Windsichtung. Dabei wird davon ausgegangen, dass der Abfallerzeuger die Kosten für die BAK-Abfallbeutel direkt trägt. Werden die Kosten für die BAK-Abfallbeutel mit in den Behandlungspreis einbezogen, so ist aus wirtschaftlichen Gründen dem Verfahren mit Windsichtung des Rottegutes der Vorzug zu geben. Aus ökonomischen Gründen wird dem Kompostanlagenbetreiber empfohlen, zu prüfen, inwieweit der Einsatz biologisch abbaubarer Abfallbeutel im Landkreis Bitterfeld praktikabel erscheint. Ist eine Umlage der Kosten für die BAK-Abfallbeutel auf den Abfallerzeuger nicht möglich, sollte zukünftig eine Windsichtung des Rottegutes erfolgen.

Die Ergebnisse des ökologischen Vergleichs von Möglichkeiten zur Kunststoffreduzierung in Bioabfällen zeigen, dass die getrennte Sammlung und Behandlung von Bioabfällen nicht in jedem Fall sinnvoll ist. Für den Landkreis Bitterfeld ergab sich, dass die seinerzeit gewählte und bis heute praktizierte Vorgehensweise der Sammlung und Kompostierung der Bioabfälle aus Haushalten nicht die ökologisch sinnvollste ist. Die Situation kann relativ einfach und schnell verbessert werden, wenn man das fertige Rottegut > 10 mm zur Abtrennung der Folienreste noch einem Windsichter zuführt. Dadurch wird die nicht vermarktbar und daher letztlich als Abfall zu deponierende Kompostmenge reduziert. Wenn dem Landkreis zu einem späteren Zeitpunkt eine Müllverbrennungsanlage zur Verfügung steht, wäre es aus ökologischer Sicht noch günstiger die Bioabfälle aus Haushalten gemeinsam mit den übrigen anfallenden Abfällen dort zu entsorgen. Aller Voraussicht nach wird diese Variante aber auch erheblich teurer sein als die augenblickliche Form der Kompostierung mit einer zusätzlichen Windsichtung. Sie ist außerdem rechtlich unzulässig.

Wägt man ökologische und ökonomische Aspekte gegeneinander ab, so ist das Verfahren mit Windsichtung für den Landkreis Bitterfeld insgesamt die günstigste der hier betrachteten Lösungen. Daher sollte der Kompostanlagenbetreiber baldmöglichst eine Windsichtung des Rottegutes durchführen. Zukünftig sollte man jedoch noch andere Verfahren der Bioabfallbehandlung (z. B. eine eingehauste Kompostierung) dahingehend prüfen. Die hier vorgestellten Ergebnisse legen nahe, auch an anderen Orten anhand von Ökobilanzen zu prüfen, ob der jeweils praktizierte Umgang mit Bioabfällen der ökologisch sinnvollste ist.

IV Concluding Remarks

1. Summary

For reasons of hygiene, organic waste in households is often collected in customary plastic bags and then thrown into the collection bins inside these bags. Since ordinary plastic does not disintegrate during composting, it visibly taints the compost produced. Even small amounts of plastic by weight lead to so much tainting that the compost cannot be marketed. One possibility to avoid this problem is the use of waste bags made of biodegradable plastic (bdp). Alternatively, there are technical measures to remove plastic residue from the compost such as wind-sifting.

The aim of this thesis was to evaluate the practicability and the economic and ecological cost of using biodegradable plastic bags (bdpb's) in the collection of organic waste in households or wind-sifting of compost as a way to reduce the amount of plastic residue in compost. A composting plant in Bitterfeld, which operates with open, naturally aerated compost heaps, was taken as an example for the investigations here. It was analysed, if the mechanical stability of bdpb's is sufficient for collecting organic waste in households. Also, their disintegration in compost heaps under routine operating conditions was followed. Furthermore, in concurrent laboratory experiments it was studied, whether disintegration is due to biological or just chemical and physical processes. Finally, the economic and ecological sense of using bdpb's or wind-sifting was compared to the present mode of collecting and composting organic waste, to direct disposal in landfills and to incineration.

Four commercially available bdpb's were tested. Since the results presented below were largely independent of the type of bdpb, it is not mentioned.

To investigate the mechanical stability of the bdpb's during the collection of organic waste in households, they were filled with such waste and left standing for several days in a household waste bin. The bags were lifted up daily to visually check for leaks, tears and other signs of degradation. In these trials commercially available paper bags for the collection of organic waste were included, too. The filled bdpb's were water-tight for at least 4 and up to 8 days, before they began to leak. After 9 to 14 days the bdpb's tore when lifted. These differences were partly due to the bdp-material itself, but also due to weaknesses at the seams of the bags, where leaks or tears occurred most frequently. The paper bags began to leak after 1 to 4 days. Despite this, some paper bags did not tear until 21 days after the start of the trials.

In additional tests of the mechanical stability the bdpb's were filled with water and then hung from a clothesline to simulate carrying them to a collection bin. Some customary LDPE-plastic bags were included in these tests. The bdpb's lasted up to 13 days before breaking, while the LDPE-bags lasted only 6 days. However, one type of bdpb always tore at the seams after only a few minutes. Hence, nothing can be said about the mechanical stability of this bag material itself.

Lastly the tensile strength, toughness and impact resistance of the bdp's was examined and compared to that of waste bags made of LDPE. All tested bdp's had a lower mechanical strength than LDPE, but were more elastic. However, the differences between samples of the same material were large. The manufacturers need to improve the homogeneity of the bdp's, but if the mean value of the mechanical properties found here is achieved, the examined bdpb's are all strong enough for the collection of organic waste in households. Generally the stability of the bdpb's seemed to be limited more by weak seams than by insufficient material strength.

The disintegration of the bdp's was studied under normal operating conditions in open, naturally aerated compost heaps over a 16-week period, which is the typical rotting time at the Bitterfeld compost plant. Samples of the four bdp-types were placed in the heaps in two variants: flat and crumpled. Depending on the type, the bdp's had completely disappeared after 1 to 12 weeks in the flat variant. In the crumpled variant it took at least 3 weeks and in some cases bdp-remains could still be found after 16 weeks. If crumpled, the bdp's expose less surface area for micro-organisms to attack and therefore decompose more slowly. Sub-optimal rotting conditions (e. g. the at times very low water contents in the compost heaps here) may be another reason for the incomplete disintegration of the bdp's. Improving rotting conditions and shredding the bdpb's (and thus increasing their surface area) will speed up their biological decomposition. The results also point out that producing "fresh compost" may be a problem, since due to the shorter rotting time some bdp's may not disintegrate completely, leading to visual tainting.

The disintegration studies just described can only show, how long bdp-material can be visibly discerned. They do not permit any statement about the processes causing disintegration. For that reason changes in the structure of one bdp-type after various length of times in a compost heap were examined using a polarising microscope and x-ray analysis. The results show an uneven decay at the surface, which indicates a different decomposition rate of the various components of the bdp-material. After rotting was well progressed, there were signs of a reduction in the lengths of the polymer chains. Both factors lead to a decrease in tensile

strength and explain the micro-fissures already visible under the microscope after a short period of rotting. The micro-fissures later became macro-fissures and in the end a disintegration of the material's structure was apparent. Parallel to the microscope and x-ray studies the tensile strength of the bdp-material was tested. After just 1 week in the compost heap its tensile strength was greatly reduced compared to that of the new material, even though it appeared intact to the naked eye. With increasing time in the heap, the tensile strength decreased further.

For reasons of compost quality and hence its potential uses, it must be ascertained that a biological decomposition of the bdp's takes place and not merely a chemical or physical disintegration into invisible, but not biodegradable micro-particles. Since the experiments described so far revealed little about the disintegration processes, the biodegradation of the four bdp's was studied in respirometers in the laboratory. Biodegradation was observed in all four bdp-types, but at a different rate. Depending on bdp-type, 25 to 76% of the input material had disappeared at the end of the 42-day study period.

To be suitable for practical use, bdpb's must decompose easily, but also be mechanically stable for up to 7 days while being used for the collection of a household's organic waste. Judging from the little biodegradation observed over this time period in the aforementioned respirometer studies (2 to 11%), a bdpb's mechanical strength is unlikely to be severely reduced by biodegradation during seven day of household use.

In the respirometers all bdp-types decayed slower than in the compost heaps under normal operating conditions. The ranking of the bdp-types with respect to their degradability was different, too. This means that results from respirometers cannot be directly applied to compost heaps and vice versa.

With regard to degradation it must be considered that commercially available bdp's are not pure materials. To improve their characteristics (i. e. formability, mechanical stability), they are usually blends of one or more polymers plus additives. To assess the influence of blending on degradation, a comparison was made of the above data with data from the literature on the degradation of pure materials under comparable conditions and after the same time period. Depending on bdp-type, the degradation of blended materials was only 30% of that of pure materials. The main blending material in the bdp's looked at here was starch. Hence, one may deduce that the slower decomposition is due to starch. However, this is unlikely, since starch is quickly decomposed biologically. Therefore, it is probably the additives which delay biodegradation.

The above results show that in principle bdpb's are suited for the collection of organic waste in households as far as their mechanical properties and their degradability is concerned. To check how the use of bdpb's affects the price of the composting of organic waste, the cost of using bdpb's was compared to the present mode of operation, to this mode plus wind-sifting of the compost and to the direct disposal of organic waste in a sanitary landfill. Due to new regulations the disposal cost will rise in the future. Hence, a second set of comparisons was made on the basis of future disposal cost.

Direct disposal of organic waste in a landfill would currently be the cheapest solution under Bitterfeld conditions (lots of available space at the local landfill and, since it does not have TASI-standard, low rates). However, this is legally not permitted. In light of rising disposal cost caused by new regulations, it would also be uneconomical in the future. The cost for the current mode of composting are now and in the future above those introducing wind-sifting. The use of bdpb's is now and in the future cheaper than the current mode and cheaper than wind-sifting, too. However, this is only the case, if the cost of the bdpb's are directly borne by the waste producers and not by the compost plant. In the latter case wind-sifting is economically preferable. For a final decision other important factors arising from the use of bdpb's, e. g. savings in collection bins, must be considered.

The awareness of the population of the importance of environmental protection and possible environmental effects arising from the production and use of products, services or procedures is increasing. This ever more often leads to the question, which of the various solutions to a problem is best ecologically. To answer it here, the method of life cycle assessment was applied to investigate the ecological sense of using bdpb's (BAK) or wind-sifting (WIND). In addition, it was assessed, if the separate collection of organic waste and its subsequent composting makes ecological sense at all, or whether its collection together with other household wastes and their direct disposal in a landfill (DEP) or incineration (MVA) should be chosen. The latter two options are legally not permitted, but were looked out of scientific interest. The present way of composting organic waste was judged, too. In the life cycle assessment here, composting was assumed to take place in open, naturally aerated compost heaps under the conditions of the Bitterfeld compost plant.

Under the conditions assumed here, the following ecological ranking emerged:

MVA > WIND > DEP > BAK > KON

This means that both the collection of organic waste in households using bdpb's and the wind-sifting of compost soiled with pieces of plastic bags is ecologically better than the present mode of operation. Even the collection of a household's organic waste together with

its other wastes and their subsequent disposal in a landfill is ecologically sounder than the present mode. The former was better than the use of bdpb's, too, but worse than wind-sifting. The ecologically best variant turned out to be the combined collection of organic and other wastes and their subsequent incineration in a state-of-the-art plant. However, this would also be the most expensive option, besides being legally not permitted.

2. Recommendations

In this thesis the practicability, economic and ecological sense of using bdpb's or wind-sifting as a way of reducing plastic residue in organic waste were investigated. As a result the following actions are recommended.

Waste bags made of bdp's are basically suited for collecting organic waste in households. Their use improves the cleanliness of household waste bins. However, the manufactures need to improve the bag's stability during the 6 to 7 days they may be in use. The seams of the bags need to be worked at in particular, because that is where most of the failures occurred. Especially in bags, where the seams are at the bottom, major improvements in the durability can be expected by a work-over.

The investigated bdp-types showed very different mechanical properties as well as a large variation in these properties within a bdp-type. As they are made of bio-polymer blends or filled bio-polymers, the reasons for the variation lie less in the polymer matrix than in the inhomogeneous composition of the materials. To obtain a more consistent quality, the effect of the fill components, the degree of filling and the homogeneity of the blends on mechanical properties should be investigated. The manufacturing process may be of some importance here in that it needs to be adjusted to the specific requirements of bio-polymers.

It was shown that bdpb's can decompose in open compost heaps under field conditions. However, some bdp's may not completely do so, if the composting conditions are less than optimal. This may lead to (optical) quality problems, if one wants to produce "fresh compost". Therefore it is recommended to the operator of the compost plant to work towards optimal composting conditions, especially with regard to the water content in the compost heaps. To accelerate the biodegradation of the bdpb's the material should be shredded before composting (more surface area for micro-organisms to attack).

The results of the laboratory experiments about biodegradation of the bdp's suggest that it is incomplete in the respirometer and, hence, most likely in the compost heaps, too. The cause for this lies probably not in the properties of the pure polymers, but in the additives in the

bdp's. In the development of new bdp-materials more attention should therefore be paid to the degradability of the additives.

Furthermore, it was shown that bdp's, which do biodegrade well, do not necessarily disintegrate better in a compost plant under normal operating conditions than bdp's which biodegrade less well. Nevertheless, the former should be chosen, because they will eventually biodegrade, even if this only happens at the site where the compost will be finally used.

From an economic point of view the use of bdpb's is now and in future cheaper than the present mode of operation or this mode plus wind-sifting of the compost produced. However, this is only the case, if the cost of the bags are borne by the waste producer. If they are included in the treatment price for organic waste in the compost plant, the present mode plus wind-sifting is the most economical method. For economic reasons it is recommended to the operator of the compost plant in Bitterfeld to check the practicability of introducing bdpb's in the county. If the cost of the bags cannot be rolled over to the waste producer, wind-sifting should be introduced in the near future.

The results of the ecological comparison of ways to reduce plastic residue in compost revealed that the separate collection and treatment of organic waste does not always make ecological sense. For Bitterfeld county the chosen method of collecting and composting organic wastes from households is not the most ecologic solution. The present mode of operation can be improved quickly, if the produced compost > 10 mm in diameter is subjected to wind-sifting for the removal of plastic residue. This reduces the amount of unmarketable compost and thus the amount of compost to be disposed of as waste. If the county has access to an incinerator in the future, it would be the most ecological solution to dispose of the organic household waste there, together with other household wastes. However, this would most likely be the most expensive solution, too. In addition, it is legally not permitted.

Taking economic and ecological arguments into account, the present mode of operation with the addition of wind-sifting of the compost produced is the best of the options looked at here. Consequently, the compost plant operator should introduce wind-sifting of the compost produced as soon as possible. In the future other ways of treating organic waste (e. g. covered composting) should be analysed with respect to their economic and ecological sensibility. The results presented here suggest that in other counties, too, it should be checked if the respective chosen way of handling organic waste is the most ecological solution.

V Literaturverzeichnis

- [1] Grashey, S.; Helm, M.; Weggemann, S.: Ursachen für schlechte Trennqualitäten am Beispiel der Bioabfallsammlung. Abfallwirtschaftsjournal, 10 (1997), 38-41
- [2] Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz - KrW-/AbfG vom 27.09.1994. BGBl. I, S. 2705 ff.
- [3] Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (BioAbfV) vom 28.09.1998. BGBl. I, S. 2955 ff.
- [4] Düngemittelgesetz vom 15.11.1977. BGBl. I, S. 2134 ff.
- [5] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Dritte allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall). Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen. Bundesanzeiger Nr. 99a, 1993
- [6] Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen, durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz - BImSchG). Fassung vom 14.05.1990, zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 27.07.2001. BGBl. I, S. 1950 ff.
- [7] Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (4. BImSchV - Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen). Fassung vom 14.03.1997. BGBl. I, S. 504 ff.
- [8] Abfallgesetz des Landes-Sachsen-Anhalt (AbfG LSA) vom 10.3.1998. GVBl. I, S. 112 ff.
- [9] Düngemittelverordnung (DüngeMV) vom 04.08.1999. BGBl. I, S. 1758 ff.
- [10] Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüngeVO) vom 26.01.1996. BGBl. I, S. 118 ff.
- [11] Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung - AbfAbIV) vom 20.02.2001. BGBl. I, S. 305 ff.
- [12] Finstein, M. S.; Miller, F. C.; Strom, P. F.: Monitoring and evaluating composting process performance. Journal of the Water Pollution Control Federation, 58 (1986), 272-278

- [13] Haugh, R. T.: The practical handbook of compost engineering. CRC Press, Boca Raton, Florida, 1993
- [14] Krogmann, U.: Kompostierung. Hamburger Berichte 7. Economica Verlag, Bonn, 1994
- [15] Senesi, N.; Brunetti, G.: Chemical and physico-chemical parameters for quality of humic substances produced during composting. In: de Bertoldi, M.; Sequi, P.; Lemmes, B.; Papi, T. (eds.): The science of composting. Blackie Academic & Professional, London, 1996
- [16] Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA): Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost (LAGA-Merkblatt M10), Stand 15.02.1995
- [17] Finstein, M. S.; Miller, F. C.; Strom, P. F.; MacGregor, S. T.; Psarianos, K. M.: Composting ecosystem management for waste treatment. *Biotechnology*, 6 (1983), 347-353
- [18] de Bertoldi, M.; Rutili, A.; Civilini, M.: The biology of composting: a review. *Waste Management & Research*, 1 (1983), 157-176
- [19] Weppen, P.: Determining compost maturity using DEWAR-vessel-evaluation of analytical properties. *Compost Science and Utilization*, 1 (2002), 6-16
- [20] Beffa, T.; Blanc, M.; Marilley, L.; Lott Fischer, J.; Lyon, P.-F.; Aragno, M.: Taxonomic and metabolic microbial diversity during composting. In: de Bertoldi, M.; Sequi, P.; Lemmes, B.; Papi, T. (eds.): The science of composting. Blackie Academic & Professional, London, 1996
- [21] de Bertoldi, M.; Rutili, A.; Citterio, B.; Civilini, M.: Composting management: a new process control through O₂-feedback. *Waste Management & Research*, 6 (1988), 239-259
- [22] Spiek, E.; Bock, E.: Taxonomische, physiologische und ökologische Vielfalt nitrifizierender Bakterien. *Biospektrum*, 4 (1998), 25-31
- [23] Thaer, R.; Ahlers, R.; Grabbe, K.: Behandlung von Rinderflüssigmist, 1. Teil: Behandlung in aeroben Verfahren mit erhöhten Temperaturen. *Berichte über die Landwirtschaft*, 192 (1975), 836-881
- [24] Ministerium für Umwelt und Verkehr des Landes Baden-Württemberg: Hohe Kompostqualität ist möglich. Begleituntersuchungen zum Kompostierungserlass des Landes Baden-Württemberg: Räumliche und zeitliche Variabilität der Inhaltsstoffe von Komposten. [online], URL: <http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/bofaweb/berichte/rb2/rb214.html>, Stand Dezember 1997, [Download 12.02.04]

- [25] Suler, D. J.; Finstein, M. S.: Effect of temperature, aeration and moisture on CO₂ formation in bench-scale, continuously thermophilic composting of solid waste. *Applied and Environmental Microbiology*, 33 (1977), 345-350
- [26] Grabbe, K: Grundlagen der Bioprozessführung bei der Kompostierung biogener Reststoffe und ihre Relevanz zur Herstellung reproduzierbarer Kompostqualitäten. In: Wiemer, K. (Hrsg.): *Biologische Abfallbehandlung*. Baeza-Verlag, Witzenhausen, 1996
- [27] Gallenkemper, B.; Doedens, H.: Getrennte Sammlung von Wertstoffen des Hausmülls. *Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis*, Band 65, 2. Auflage. Erich-Schmidt-Verlag, Berlin, 1994
- [28] Pöhle, H.; Mietke, H.; Kliche, R.: Zusammenhang zwischen mikrobieller Besiedelung und Geruchsemissionen bei der Bioabfallkompostierung. *BMFT-Statusseminar „Neue Techniken der Kompostierung“*, Tagungsband (1993), 153-169
- [29] Hangen, H. O.: Kompostproduktion heute und in Zukunft. 47. Informationsgespräch „Sicherung des Kompostabsatzes durch Qualität“. *Schriftenreihe des ANS e. V. Bad Kreuznach*, 24 (1993), 15-27
- [30] Rösch, C.: Vergleich stofflicher und energetischer Wege zur Verwertung von Bio- und Grünabfällen unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse in Baden-Württemberg. *Wissenschaftliche Berichte FZKA 5857*, Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, 1996
- [31] Scheffold, K.: Bioabfall - eine relevante Gebührengroße. *Müll und Abfall*, 27 (1995), 217-224
- [32] Fricke, K.; Nießen, H.; Vogtmann, H.; Hangen, H.O.: Die Bioabfallsammlung und Kompostierung in der Bundesrepublik Deutschland. *Schriftenreihe des ANS e. V. Bad Kreuznach*, Heft 20, 2. Auflage. 1992
- [33] Fricke, K.; Turk, T.; Vogtmann, H.: *Grundlagen der Kompostierung*. EF-Verlag, Berlin, 1990
- [34] Krauss, P.; Krauß, T.; Wilke, M.: *Bioabfallkompostierung*, Heft 46. Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Eigenverlag, Stuttgart, 1996
- [35] Gronauer, A.; Helm, M.: Bioabfallkompostierung - ein Verfahrens- und Konzeptvergleich unter ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten. *Abfallwirtschaftsjournal*, 11 (1996), 35-40
- [36] de Vleeschauer, D.; Verdonck, O.; van Assche, P.: Phytotoxicity of refuse compost. *Biocycle*, 1 (1981), 44-46

- [37] Wiemer, K.; Kern, M.: Verfahrenstechnik der Bioabfallkompostierung. Baeza Verlag, Witzenhausen, 1992
- [38] UBA (Umweltbundesamt): Daten zur Umwelt - Der Zustand in Deutschland 2000. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 2000
- [39] Kehres, B., Vogtmann, H.: Qualitätskriterien und Güterichtlinien für Kompost aus organischen Abfallstoffen. In: Thome-Kozmiensky, K. (Hrsg.): Grundlagen der Kompostierung. EF-Verlag, Berlin, 1990
- [40] Kehres, B.: Zur Qualität von Kompost aus unterschiedlichen Ausgangsstoffen. Dissertation am Fachbereich Landwirtschaft der Gesamthochschule Kassel, 1990
- [41] Kehres, B.: Qualität von Kompost aus Bio-, Garten- und Parkabfällen. In: Bidlingmaier, W., (Hrsg.): Biologische Abfallverwertung. Ulmer Verlag, Stuttgart, 2000
- [42] Wintzer, D., Leible, L., Rösch, Ch., Bräutigam, R., Fürniß, B., Sardemann, G.: Wege zur umweltverträglichen Verwertung organischer Abfälle. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 97. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1996
- [43] Fricke, K., Grundlagen zur Bioabfallkompostierung. Verlag Die Werkstatt, Göttingen, 1988
- [44] Fricke, K., Turk, T., Vogtmann, H.: Grundlagen der Kompostierung. EF-Verlag, Berlin, 1990
- [45] Krauss, P., Hagenmaier, H., Benz, T., Hohl, J., Hummler, M., Kohrherr, U., Kummer, V., Mayer, J., Weberruss, U.: Organische Schadstoffe im Kompost. 59. Abfalltechnisches Kolloquium Stuttgart, 1991
- [46] Fricke, K., Vogtmann, H., Jager, J., Wilken, M.: Organische Schadstoffe in Bioabfallkomposten. Müll und Abfall, 21 (1989), 472-481
- [47] Kummer, V.: Entsorgung o. k. – Getreide o. k.? Schadstoffbelastungen von Komposten. Rhino-Fachkongress Bioabfallmanagement '93 (1993), Tagungsband, 235-242
- [48] Vogtmann, H., Fricke, K., Fuchshofen, W., Gottschall, R.: Kompostqualität und Anwendung. In: Neue Techniken zur Kompostierung. BMFT-Statusseminar, Tagungsband (1993), 3-24
- [49] Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15. April 1992. BGBl. I, S. 912 ff.
- [50] Schroeter, J.: Biologisch abbaubare Werkstoffe (BAW). Tagungsband zur Fachtagung „Biologisch abbaubare Werkstoffe“. Süddeutsches Kunststoffzentrum, Würzburg, 2000

- [51] Interessengemeinschaft biologisch abbaubare Werkstoffe (IBAW): Vielseitig anwendbar - dynamisch wachsend. [online], URL: http://www.ibaw.org/deu/seiten/markt_allgemein.html, zuletzt geändert: 08.07.2003, [Download 08.08.2003]
- [52] Interessengemeinschaft biologisch abbaubare Werkstoffe (IBAW): Produktionskapazitäten. [online], URL: http://www.ibaw.org/deu/seiten/typen_frameset.html, zuletzt geändert: 08.07.2003, [Download 08.08.2003]
- [53] Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V.: Biologisch abbaubare Werkstoffe. [online], URL: <http://www.fnr.de/veroff/BAW-Broschuere.pdf>, [Download 08.08.2003]
- [54] Witt, U., Müller, R.-J., Klein, J.: Biologisch abbaubare Polymere - Status und Perspektiven. Franz-Patatzentrum, Braunschweig, 1997
- [55] Palmisano, A. C., Pettigrew, C. A.: Biodegradability of plastics. *Bioscience*, 42 (1992), 680-685
- [56] Augusta, J., Müller, R. J., Widdecke, H.: Biologisch abbaubare Kunststoffe: Testverfahren und Beurteilungskriterien. *Chemie Ingenieur Technik*, 64 (1992), 410-415
- [57] Lenz, R. W.: Biodegradable polymers. *Advances in Polymer Science*, 107 (1993), 1-140
- [58] Mayer, J., Kaplan, D. L.: Biodegradable Materials and packaging - environmental test methods and needs. In: Ching, C., Kaplan, D., Thomas, E. (eds.): *Bacterial polyesters and their biodegradation*. Technomic Publishing AG, Basel, 233-245
- [59] Brandl, H., Bachofen, R., Mayer, J., Wintermantel, E.: Degradation and applications of polyhydroxyalkanoates. *Canadian Journal of Microbiology*, 41, (1995), Supplement 1, 143-153
- [60] Aminabhavi, T. M., Balundgi, R. H., Cassidy, P. E.: A review on biodegradable plastics. *Polymer - Plastics Technology and Engineering* 29 (1990), 235-262
- [61] Huang, S. J.: Biodegradation. In: Allen, G., Bevington, J. C. (eds.): *Comprehensive polymer science: the synthesis, characterization, reactions and applications of polymers*. Pergamon Press, Oxford, 1989, 597-606
- [62] Kawai, F.: Breakdown of plastics and polymers by microorganisms. *Advances in Biochemical Engineering*, 52 (1995), 151-194
- [63] Tokiwa, Y., Suzuki, T.: Hydrolysis of polyesters by *Rhizopus delemar* lipase. *Agricultural and Biological Chemistry*, 42 (1978), 1071-1072
- [64] Streff, L.: Entwicklung von Testverfahren für biologisch abbaubare Werkstoffe. Studienreihe Abfall Now, Band 17. Abfall Now e. V., Stuttgart, 1998

- [65] DIN EN ISO 14040: Umweltmanagement. Ökobilanz. Prinzipien und allgemeine Anforderungen. Beuth Verlag, Berlin, 1997
- [66] DIN EN ISO 14041: Umweltmanagement. Ökobilanz. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz. Beuth Verlag, Berlin, 1998
- [67] DIN EN ISO 14042: Umweltmanagement. Ökobilanz. Wirkungsabschätzung. Beuth Verlag, Berlin, 2000
- [68] DIN EN ISO 14043: Umweltmanagement. Ökobilanz. Auswertung. Beuth Verlag, Berlin, 2000
- [69] Consoli, F.: Guidelines for life-cycle assessment: a „code of practice“. SETAC, Pensacola, 1993
- [70] Geiger, C.: Durchführung einer Ökobilanz - praktischer Wegweiser. In: Beck, M.: Ökobilanzierung im betrieblichen Management. Vogel-Verlag, Würzburg, 1993
- [71] Hunt, R. G.; Franklin, W.: LCA - how it came about. Personal reflections on the origin and the development of LCA in the USA. International Journal of Life Cycle Assessment, 1 (1996), 4-7
- [72] Curran, M. A. : Environmental life-cycle assessment. McGraw-Hill-Verlag, New York, 1996
- [73] Klöpffer, W.: Life cycle assessment. From the beginning to the current state. Environmental Science & Pollution Research, 4 (1997), 223-228
- [74] Fink, P.: LCA History: how it came about. The roots of LCA in Switzerland - continuous learning by doing. International Journal of Life Cycle Assessment, 3 (1997), 131-134
- [75] Gabathuler, H.: LCA History. Centrum voor Milieukunde Leiden (CML). The CML-Story. How environmental sciences entered the debate on LCA. International Journal of Life Cycle Assessment, 4 (1997), 187-194
- [76] Projektgruppe Ökologische Wirtschaft: Produktlinienanalyse: Bedürfnisse, Produkte und ihre Folgen. Kölner Volksblatt Verlag, Köln, 1987
- [77] Grotz, S.; Rubik, F.: Bibliographie zum Thema Produktbilanzen. Schriftenreihe des Instituts für Ökologische Wirtschaftsforschung, Berlin, 1995
- [78] UBA (Umweltbundesamt): Materialien zu Ökobilanzen und Lebensweganalysen - Aktivitäten und Initiativen des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 26/97, Berlin, 1997

- [79] UBA (Umweltbundesamt): Ökobilanzen und produktbezogene Umweltpolitik. Vortrag von Prof. Dr. Andreas Troge, Präsident des Umweltbundesamtes, auf der Tagung „Ökobilanzen und Produktverantwortung“, Berlin, 05.07.2000
- [80] BMU (Bundesministerium für Umwelt und Reaktorsicherheit); UBA (Umweltbundesamt): Handbuch Umweltcontrolling. Vahlen-Verlag, München, 1995
- [81] Stahlmann, V.: Ziel und Inhalt ökologischer Rechnungslegung - vom Teil zum Ganzen. In: Beck, M. (Hrsg.): Ökobilanzierung im betrieblichen Management. Vogel-Verlag, Würzburg, 1993
- [82] BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft): Ökobilanz von Packstoffen. Schriftenreihe Umweltschutz, Nr. 132. Bern, 1991
- [83] Giegrich, J.; Mampel, U.; Duscha, M.; Zazcyk, R.; Osorio-Peters, S.; Schmidt, P.: Bilanzbewertung in produktbezogenen Ökobilanzen. UBA-Forschungsbericht 95-034, Berlin, 1995
- [84] Braunschweig, A.; Müller-Wenk, R.: Ökobilanzen für Unternehmen: eine Wegleitung für die Praxis. Hauptverlag, Bern, 1993
- [85] BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft): Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung. Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 133, Bern, 1990
- [86] Steen, B.; Ryding, S.-O.: The EPS enviro-accounting method. IVL-Report B1080, Göteborg, 1992
- [87] Heijungs, R.; Guinee, J. B.; Huppes, G.; Udo de Haes, H. A.; Wegener Sleeswijk, A.; Ansems, A. A. M.; Eggels, P. G.; van Duin, R.; de Goede, H. P.: Environmental life cycle assessment of products, guide and backgrounds. University Leiden, Centre of Environmental Science, 1992
- [88] Stahl, B.: Methodenvergleich und Methodenentwicklung zur Lösung der Bewertungsproblematik in produktbezogenen Ökobilanzen. Dissertation am Fachbereich Produktionstechnik der Universität Bremen, 1998
- [89] Goedkoop, M.: The eco-indicator 95. Novem-Verlag, Amersfoort, 1995
- [90] RIVM (National Institute of public health and environmental protection): The environment in Europe: a global perspective. Report 481505001, Bilthoven, 1992
- [91] UBA (Umweltbundesamt): Bewertung in Ökobilanzen. UBA-Texte 92/99, Berlin, 1999
- [92] GEMIS (Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme). EDV-Software zur Weltanalyse von Energie-, Transport- und Stoffsystemen, Version 4.07. Öko-Institut

- Darmstadt und Universität Gesamthochschule Kassel, im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, Darmstadt, 2001
- [93] Baumbach, G.: Luftreinhaltung, 3. Auflage. Springer Verlag, Heidelberg, 1992
- [94] UBA (Umweltbundesamt): Ökobilanz für Getränkeverpackungen. UBA-Texte 52/95, Berlin, 1995
- [95] Edelmann, W., Schleiss, K.: Ökologischer, energetischer und ökonomischer Vergleich von Vergärung, Kompostierung und Verbrennung fester biogener Abfallstoffe. Arbeitsgemeinschaft Bioenergie und Umwelt- und Kompostberatung Schleiss, Selbstverlag, Baar, 2001
- [96] Estermann, R., Schwarzwälder B.: Ökobilanzierung von Sammelsystemen für Grünabfälle. In: Kompostforum Schweiz (Hrsg.): Test von Säcken aus biologisch abbaubaren Werkstoffen für die Grünabfallsammlung. Selbstverlag, Olten, 1998
- [97] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC): Climate change 1995 - the science of climate change. Contribution of Working Group 1 to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, 1996
- [98] UBA (Umweltbundesamt): Daten zur Umwelt - Zustand der Umwelt in Deutschland 2000. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 2000
- [99] Wallmann, R.: Ökologische Bewertung der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung und der Müllverbrennung auf Basis von Energie- und Schadgasbilanzen. Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) e. V., Heft 38, 2. Auflage. Mettmann, 1999
- [100] Schäfer, A.: Beurteilung der biologischen Abbaubarkeit unter aeroben Bedingungen über Sauerstoffverbrauch, Kohlenstoffdioxidproduktion und Kohlenstoffbilanz. Erich-Schmidt-Verlag, Bielefeld, 1999

Anlage 1

Methodische Vorgehensweise bei der Durchführung des ökologischen Vergleichs

1. Allgemeines

Das methodische Vorgehen des in dieser Arbeit durchgeführten ökologischen Vergleichs orientiert sich im Wesentlichen an der international gültigen Normenreihe DIN EN ISO 14040 ff. [65 - 68] und besteht aus den Arbeitsschritten Bilanzierungsziel und -rahmen, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Bilanzbewertung. Die Wirkungsabschätzung und Bewertung erfolgt in Anlehnung an die Methode des deutschen Umweltbundesamtes [91], da diese Methodik normenkonform mit der DIN EN ISO 14040 ff. ist und in verschiedenen Ökobilanzen des Umweltbundesamtes (Graphische Papiere, Getränkeverpackungen, Verwertungswege für Altöl) bereits breite Anerkennung gefunden hat.

2. Sachbilanz

In der Sachbilanz werden die kumulierten Energie- und Emissionsdaten der zu vergleichenden Varianten aufgeführt. Die Berechnung erfolgt mit GEMIS (Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme) [92], einem Instrument (Computerprogramm) zur Umweltanalyse von Energie-, Transport- und Stoffsystemen. Das Computerprogramm wurde vom Öko-Institut Darmstadt und der Universität Kassel mit Förderung durch das Land Hessen entwickelt und ist frei über das Internet verfügbar. GEMIS umfasst Umweltdaten für den kompletten Lebensweg von einzelnen Produkten und Prozessen von der Primärenergie- und Rohstoffgewinnung über die Nutzung bis zur Entsorgung der Reststoffe und bezieht die Hilfsenergien und den Materialaufwand zur Herstellung von Anlagen und Transportsystemen ein. GEMIS aggregiert die Daten vorgelagerter Systeme nach dem Verfahren der Prozesskettenanalyse zu so genannten „kumulierten Aufwendungen“, wobei alle zuordenbaren vorgelagerten Prozessschritte zur Erstellung eines Produktes oder einer Dienstleistung berücksichtigt werden und eine ganzheitliche Bilanzierung ermöglicht wird. Die Herleitung der Daten ist vollständig nachvollziehbar, da zu allen Daten Metainformationen (Informationen über Herkunft, Qualität, Ortsbezug etc.) vorliegen.

Die kumulierten Emissionsdaten der im Rahmen dieser Arbeit betrachteten Produkte und Prozesse sind in Anlage A dargestellt. Die Materialaufwendungen für die Varianten KON, WIND und BAK sind in Anlage B aufgeführt. Wie bereits in Kapitel 6 in Teil II dieser Arbeit beschrieben, wurden die ökologischen Kenndaten der Variante DEP dem Computerprogramm GEMIS und der Variante MVA Wallmann [99] entnommen. In Anlage C sind die Ergebnisse der Sachbilanz der Varianten KON, WIND, BAK und DEP dargestellt. Anlage D enthält die Ergebnisse der Sachbilanz der Variante MVA.

3. Wirkungsabschätzung

3.1 Allgemeines

Im Rahmen der Wirkungsabschätzung werden die Daten der Sachbilanz wirkungsspezifischen Gruppen (Wirkungskategorien, z. B. Treibhauseffekt) zugeordnet, wobei Mehrfachzuordnungen möglich sind. Mit Hilfe von Leitindikatoren (z. B. CO₂ für den Treibhauseffekt) und entsprechenden Äquivalenzfaktoren (z. B. Faktor 21 für Methan zur Umrechnung auf CO₂-Äquivalente) werden die in der Regel unterschiedlich stark wirksamen Parameter der verschiedenen Wirkungskategorien zusammengefasst und für die sich anschließende Bilanzbewertung vergleichbar gestaltet.

Die in Ökobilanzen des Umweltbundesamtes in der Regel zu berücksichtigenden Wirkungskategorien sind im 6. Kapitel in Teil II dieser Arbeit dargestellt. Im folgenden Kapitel 3.2 werden die im Rahmen dieser Arbeit relevanten Wirkungskategorien beschrieben. Dabei handelt es sich um vier von den neun Wirkungskategorien, die derzeit in der Regel in den Ökobilanzen des Umweltbundesamtes berücksichtigt werden. Die Wirkungskategorien „direkte Gesundheitsschädigung“, „direkte Schädigung von Ökosystemen“, „Naturraumbeanspruchung“, „stratosphärischer Ozonabbau“ und „Ressourcenbeanspruchung“ werden im Rahmen dieser Arbeit nicht behandelt, da die untersuchten Prozesse keine bedeutenden Beiträge bezüglich dieser Wirkungskategorien liefern. So ist z. B. eine direkte Gesundheitsschädigung nicht zu erwarten, da in den untersuchten Prozessen in nur unbedeutendem Umfang mit toxischen Chemikalien umgegangen wird. Dies gilt ebenso für die Wirkungskategorie „direkte Schädigung von Ökosystemen“. Eine wesentliche Änderung der Flächennutzung, z. B. durch Flächenversiegelung und damit verbundene Schädigungen des Ökosystems, tritt durch die untersuchten Varianten nicht auf. Für den „stratosphärischen Ozonabbau“ sind anthropogene Emissionen von chlorhaltigen Fluorchlorkohlenwasserstoffen (FCKW) und chlor- und bromhaltigen Halonen verantwortlich. Weltweit dürfen in den Industriestaaten seit dem 1. Januar 1996 keine vollhalogenierten FCKW mehr produziert werden. Aus diesem Grund können die Emissionen aus den untersuchten Prozessen als unbedeutend eingestuft werden und die Wirkungskategorie „stratosphärischer Ozonabbau“ muss im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter betrachtet werden. Die Wirkungskategorie „Ressourcenbeanspruchung“ erfasst die Entnahme beziehungsweise die Nutzung von Rohstoffen aus der natürlichen Umwelt. Die untersuchten Prozesse sind mit relativ geringen Rohstoffaufwendungen verbunden, so dass hier diese Wirkungskategorie nicht weiter betrachtet wird.

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der Varianten KON, WIND, BAK und DEP sind in der Anlage E enthalten. Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der Variante MVA sind in Anlage F dargestellt.

3.2 Beschreibung der Wirkungskategorien

3.2.1 Treibhauseffekt

Unter dem Treibhauseffekt versteht man die Erwärmung der Erdatmosphäre, die mit der beeinträchtigten Wärmeabstrahlung in den Weltraum verbunden ist. Kohlendioxid, Wasserdampf, Aerosole und Spurengase (z. B. FCKW und Distickstoffoxid) lassen die in die Erdatmosphäre eintretende kurzwellige Sonnenstrahlung (UV-Strahlung) weitgehend ungehindert passieren. Beim Auftreten auf die Erdoberfläche wird diese Strahlung in Wärme und langwellige Wärmestrahlung (Infrarotstrahlung) umgewandelt. Die von der Erde kommende Infrarotstrahlung wird hauptsächlich von den oben genannten Gasen in der Atmosphäre absorbiert und dann zum Teil wieder auf die Erdoberfläche zurückgestrahlt. Dies führt zu einem Temperaturanstieg auf der Erdoberfläche.

Diskutiert und zunehmend als problematisch angesehen wird der sogenannte anthropogene Anteil am Treibhauseffekt. Zu den aus menschlichen Aktivitäten freigesetzten Treibhausgasen gehören beispielsweise Kohlendioxid, Methan und FCKWs. Die Folgen eines Temperaturanstiegs auf der Erdoberfläche sind nicht vollständig abschätzbar. Genannt werden ein verstärktes Abschmelzen der polaren Eiskappen verbunden mit einer Anhebung der Meeresspiegel und eine veränderte Niederschlagsverteilung mit einer Verschiebung der Vegetationszonen. Unbestritten ist nach [93] ein human induzierter tendenzieller Anstieg der Oberflächentemperatur der Erde um ca. 1 °C / 100 Jahre.

Als wesentliche Verursacher für den anthropogenen Treibhauseffekt werden die direkt wirksamen Gase Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Distickstoffoxid (N₂O) sowie die indirekt zum Treibhauseffekt beitragenden Verbindungen NMVOC (non-methane volatile organic compounds = flüchtige organische Kohlenstoffverbindungen ohne Methan), Stickoxide (NO_x) und Kohlenmonoxid (CO) berücksichtigt. Aufgrund ihrer unterschiedlich hohen Wirksamkeit werden die Treibhausgase mit Hilfe von Äquivalenzfaktoren zu CO₂-Äquivalenten aggregiert. Die Äquivalenzfaktoren der für den Treibhauseffekt relevanten Verbindungen sind in Anlage G-1 aufgeführt. In der Wirkungsabschätzung werden die Summen der einzelnen Verbindungen (aus der Sachbilanz) mit den Äquivalenzfaktoren multipliziert und als CO₂-Äquivalente ausgewiesen.

3.2.2 Photooxidantienbildung

Unter dem Einfluss von Sonnenlicht können aus Stickoxiden und Kohlenwasserstoffen Photooxidantien (z. B. Ozon) gebildet werden. Photooxidantien sind wesentliche Bestandteile des so genannten Sommersmog und führen schon bei sehr geringen Konzentrationen zu Schleimhautreizungen und Funktionsbeeinträchtigungen der Lunge beim Menschen sowie

zu Schädigungen an Pflanzen und Materialien [94]. In Anbetracht ihrer unterschiedlichen Wirksamkeit werden die Photooxidantienvorläufer mit Wichtungsfaktoren in Äthylen-Äquivalente umgerechnet. In Anlage G-2 sind die Äthylen-Äquivalenzfaktoren zur Berechnung der Photooxidantienbildung dargestellt. In der Wirkungsabschätzung werden die Massen der einzelnen Verbindungen aus der Sachbilanz mit den Äquivalenzfaktoren multipliziert und als Äthylen-Äquivalente dargestellt.

3.2.3 Versauerung

Mit zunehmendem Waldsterben ist die Versauerung mehr und mehr in den Blickpunkt der Öffentlichkeit gerückt. Verschiedene chemische Verbindungen tragen durch die Fähigkeit, Protonen abzuspalten bzw. in der Atmosphäre gegebenenfalls nach Oxidation und Reaktion mit Wasser in Säuren überzugehen, zur Versauerung von Gewässern und Böden bei. Als saurer Regen gelangen diese Säuren in den Boden, wo sie die Löslichkeit toxischer Schwermetalle erhöhen können und durch dadurch verursachte Wurzelschäden einen negativen Einfluss auf Pflanzen ausüben.

Zur Beschreibung der versauernden Wirkung von Stoffen wird deren Säurebildungspotenzial (Fähigkeit zur Bildung von H_3O^+ -Ionen) berechnet und auf das Säurebildungspotenzial von SO_2 als Referenzsubstanz bezogen. Die in [87] ermittelten SO_2 -Äquivalenzfaktoren sind in Anlage G-3 aufgeführt. In der vorliegenden Arbeit werden die Massen der einzelnen Verbindungen aus der Sachbilanz mit den Äquivalenzfaktoren multipliziert und als SO_2 -Äquivalente dargestellt.

3.2.4 Eutrophierung

Der Effekt der Eutrophierung umfasst den Eintrag von mineralischen Nährstoffen in Böden und Gewässer. Bei aquatischen Ökosystemen hat dies zunächst einen Anstieg der Biomasseproduktion zur Folge, kann aber später, wenn aufgrund des hohen Sauerstoffbedarfs der im Wasser enthaltenen Biomasse Sauerstoffknappheit entsteht, zu einem Absterben des Gewässers bzw. der in ihm enthaltenen Biomasse führen. Bei terrestrischen Ökosystemen führt ein verstärkter Nährstoffeintrag auch zu einer Verschiebung des Artengleichgewichts, die im Allgemeinen mit einer Verringerung der Artenvielfalt verbunden ist.

Die Referenzsubstanz zur Berechnung des Eutrophierungspotenzials ist Phosphat (PO_4^{3-}). Die wichtigste Luftschadstoffgruppe in Bezug auf die Wirkungskategorie Eutrophierung ist Stickoxid (NO_x), gefolgt von Ammoniak (NH_3). Die relativen Eutrophierungspotenziale der einzelnen Stoffe werden errechnet, indem deren Fähigkeit zur Biomassebildung beizutragen

auf die Fähigkeit der Referenzsubstanz PO_4^{3-} Biomasse zu bilden, bezogen wird. Aufgrund der Überlegung, dass das Vorkommen eines Elementes bei Vorhandensein aller anderen Elemente der begrenzende Parameter bei der Biomassebildung ist, wird als Maß für die Fähigkeit der Biomassebildung der Anteil des jeweiligen Stoffes an einer durchschnittlichen Biomassezusammensetzung $\text{C}_{106}\text{H}_{263}\text{O}_{110}\text{N}_{16}\text{P}$ angesetzt.

Eine Liste der eutrophierend wirkenden Schadstoffe und der zugehörigen relativen Wirkungspotenziale ist in Anhang G-4 dargestellt. In der vorliegenden Arbeit werden die Massen der einzelnen Verbindungen aus der Sachbilanz mit den Äquivalenzfaktoren multipliziert und als PO_4^{3-} -Äquivalente dargestellt.

4. Normierung und Ordnung der Wirkungskategorien

Das Ziel hier ist die Herstellung der Vergleichbarkeit der Wirkungsindikatorergebnisse unterschiedlicher Wirkungskategorien, damit diese einer kategorienübergreifenden Auswertung zugeführt werden können. Die Normierung und Ordnung der Wirkungskategorien erfolgt in Anlehnung an die Methode des deutschen Umweltbundesamtes.

Im Rahmen der Normierung und Ordnung werden die Indikatorergebnisse jeder Wirkungskategorie im Hinblick auf jedes der drei Kriterien „ökologische Gefährdung“, „Abstand zum angestrebten Umweltzustand“ (distance-to-target) und „spezifischer Beitrag“ beurteilt. Die Beurteilung führt zu einer Rangbildung gemäß einer im Rahmen dieser Methode festgelegten fünfstufigen ordinalen Skala von A (höchste Priorität) bis E (niedrigste Priorität). Dabei bedeutet eine Einstufung in die niedrigste Priorität E jedoch nicht, dass das betreffende Umweltproblem absolut gesehen als gering eingeschätzt wird, sondern dass es hier gegenüber den anderen betrachteten Wirkungskategorien als nachrangig eingestuft wird.

Während für die Kriterien „ökologische Gefährdung“ und „distance-to-target“ die Rangbildung der Wirkungskategorien unabhängig von einer konkreten Ökobilanz erfolgt, bezieht sich der „spezifische Beitrag“ auf die Indikatorergebnisse einer konkreten Ökobilanz und ist deshalb für jede Ökobilanz neu zu ermitteln [91].

4.1 Ökologische Gefährdung

Mit Hilfe des Kriteriums „ökologische Gefährdung“ kann eine Wirkungskategorie danach beurteilt werden, wie schwerwiegend die mit ihr verbundenen potentiellen Schäden für die ökologischen Schutzgüter zu beurteilen sind. Dabei gilt:

- Tiefgreifende Wirkungen sowie das Betroffensein höherer Hierarchieebenen (z. B. wird ein Wald einer höheren Hierarchieebene zugeordnet als ein Baum) werden als schwerwiegender angesehen.
- Irreversible Wirkungen werden als schwerwiegender angesehen.
- Weiträumig auftretende Wirkungen werden als schwerwiegender angesehen.
- Größere Unsicherheit wird als schwerwiegender angesehen.

Die vom Umweltbundesamt bis auf weiteres festgelegte Rangbildung der Wirkungskategorien bezüglich ihrer ökologischen Gefährdung ist in Tabelle 1 dargestellt. Die Rangbildung beruht auf dem derzeitigen Stand des Wissens sowie der Werthaltung des Umweltbundesamtes.

Tabelle 1: Rangbildung der Wirkungskategorien bezüglich ihrer „ökologischen Gefährdung“ und ihrer „distance-to-target“ nach [91]

Wirkungskategorie	ökologische Gefährdung ¹⁾	distance-to-target ¹⁾
Direkte Humantoxizität	2)	2)
Direkte Schädigung von Ökosystemen	2)	2)
Aquatische Eutrophierung	B	C
Terrestrische Eutrophierung	B	B
Versauerung	B	B
Naturraumbeanspruchung	A	B
Photochemische Oxidantienbildung / Sommersmog	D	B
Stratosphärischer Ozonabbau	A	D
Treibhauseffekt	A	A
Ressourcenbeanspruchung	C	B

- 1) A = höchste Priorität
 B = hohe Priorität
 C = mittlere Priorität
 D = niedrige Priorität
 E = z. Zt. nicht vergeben

- 2) Für diese Wirkungskategorien existiert derzeit kein methodisches Konzept zur Charakterisierung, deshalb können sie auch nicht hierarchisiert werden.

4.2 Distance-to-target (Abstand zum angestrebten Umweltzustand)

Die Beurteilung der Wirkungskategorien aufgrund des Vergleichs zwischen dem augenblicklichen Umweltzustand und dem jeweils angestrebten Umweltzustand wird mit dem Kriterium „distance-to-target“ beurteilt. Der angestrebte Umweltzustand ergibt sich aus internationalen Verpflichtungen, wie z. B. das 1997 in Kyoto beschlossene Protokoll zum Schutz des Klimas [91].

Eine Wirkungskategorie wird um so höher hierarchisiert, je größer die negative Abweichung des aktuellen vom angestrebten Umweltzustand in dieser Wirkungskategorie eingeschätzt wird, je wahrscheinlicher also das Eintreffen der unter „ökologische Gefährdung“ beschriebenen potenziellen Schadwirkung wird.

Die vom Umweltbundesamt festgelegte Rangbildung der Wirkungskategorien bezüglich ihrer distance-to-target ist ebenfalls in Tabelle 1 dargestellt. Der Vollständigkeit halber ist die Rangbildung aller vom Umweltbundesamt vorgeschlagenen und nicht nur der im Rahmen dieser Arbeit verwendeten Wirkungskategorien (siehe Teil II, Kapitel 6) dargestellt. Die Rangordnung beruht wiederum auf dem derzeitigen Stand des Wissen sowie der Werthaltung des Umweltbundesamtes.

4.3 Spezifische Beiträge (Normierung)

Die Methode der „spezifischen Beiträge“ beruht darauf, dass die für jede Wirkungskategorie pro funktioneller Einheit ermittelten Umweltwirkungen in Relation zu der pro Jahr in Deutschland gemessenen Gesamtbelastung dieser Wirkungskategorie (siehe Anlage H-1 bis H-4) dargestellt werden. Zur Verdeutlichung der umweltspezifischen Auswirkungen der Abfallbehandlung in Deutschland sowie zur besseren Zahlenhandhabbarkeit wird als funktionelle Einheit das gesamte deutsche Bioabfallaufkommen, das 1999 kompostiert wurde, gewählt (siehe Anlage H-5). Die auf die Behandlung von 1.000 kg Bioabfall bezogenen Ergebnisse der Wirkungsabschätzung werden dabei auf die relevante Bioabfallmenge des Jahres 1999 hochgerechnet, wobei unterstellt wurde, dass die gesamte Bioabfallmenge nach dem Verfahren der jeweiligen Untersuchungsvariante behandelt wurde. Die Anteile an den Gesamtemissionen der Bundesrepublik Deutschland (Industrie, Verkehr, Hausbrand, etc.) stellen die spezifischen Beiträge der Varianten dar.

Bei der Rangbildung der Ergebnisse der betrachteten Wirkungskategorien sind jedoch nicht die absoluten spezifischen Beiträge der einzelnen Wirkungskategorien von Bedeutung, sondern ihre relative Größe beim Vergleich der Wirkungskategorien untereinander. Die berechneten spezifischen Beiträge werden linear, gemessen am jeweils größten berechneten Wert, in fünf Klassen wie folgt unterteilt:

- A: 80 - 100% des Maximalwertes
- B: 60 - 80% des Maximalwertes
- C: 40 - 60% des Maximalwertes
- D: 20 - 40% des Maximalwertes
- E: 0 - 20% des Maximalwertes

Beim direkten Vergleich zweier Untersuchungsvarianten werden die spezifischen Beiträge für beide Varianten berechnet. Zur Rangbildung der Wirkungskategorien untereinander (Einteilung einer Wirkungskategorie in eine der oben genannten Klassen) wird dann der jeweils geringere Wert von beiden herangezogen. In begründeten Einzelfällen kann von der beschriebenen linearen Unterteilung abgewichen werden. Dies erscheint z. B. angemessen, wenn der spezifische Beitrag einer Wirkungskategorie die Werte der anderen Wirkungskategorien erheblich übersteigt, so dass bei einer linearen Unterteilung alle übrigen Kategorien in die Klasse „sehr gering“ fallen würden. Auf der anderen Seite könnte eine Wirkungskategorie, deren spezifischer Beitrag erheblich unter denen der übrigen liegt, als unerheblich eingeschätzt und von der weiteren Betrachtung ausgeschlossen werden [91].

Die Ergebnisse der Normierung und Ordnung der Wirkungskategorien sind in Anlage I dargestellt.

5. Analyse der Datenqualität

Methodengemäß wurde die Bilanzierung weitestgehend mit spezifischen Daten der Kompostieranlage Bitterfeld durchgeführt. Waren solche Daten nicht verfügbar, wurden ersatzweise Abschätzungen unter Einbeziehung der Erfahrungswerte des Anlagenbetreibers getroffen. Dies gilt z. B. für Restabfallmengen in den Varianten mit Windsichtung bzw. biologisch abbaubaren Abfallbeuteln. Die Ergebnisse lassen sich somit nicht ohne Einschränkungen auf andere Kompostieranlagen übertragen.

Die verwendeten Emissionsdaten sind dem GEMIS entnommen. Darin sind detaillierte Quellenangaben zu finden. Im GEMIS wurde bereits eine Bewertung der Qualität der Daten vorgenommen. Diese reicht von „vorläufiger Datenqualität“, das heißt die Daten bedürfen noch weiterer Prüfung und sollten noch nicht für Vergleiche herangezogen werden, bis „sehr guter Datenqualität“. Daten von sehr guter Qualität sind validierte Daten; das bedeutet, die Daten stammen aus einer primären Quelle (z. B. Messungen) und sind durch Dritte geprüft. In der vorliegenden Arbeit wurden auch Daten mit vorläufiger Datenqualität (z. B. für die Herstellung von Spanplatten) einbezogen, da die Angaben im GEMIS sehr plausibel und vollständig nachvollziehbar waren.

Die Abluftemissionen bei der Kompostierung wurden [95] entnommen. Hierbei handelt es sich um Messergebnisse beim Abbau von biogenem Material in offenen Kompostieranlagen.

Bei der Darstellung der ökologischen Auswirkungen des Einsatzes biologisch abbaubarer Abfallbeutel (Herstellung, Nutzung, Entsorgung) wurde auf eine Studie [96] zurückgegriffen,

die im Auftrag des Kompostforums Schweiz erstellt wurde (siehe Anlage J). Hierbei handelt es sich um bereits zu Wirkungsäquivalenten aggregierte Daten. Einzeldaten waren aus Datenschutzgründen vom Hersteller der biologisch abbaubaren Abfallbeutel nicht zu erfahren. Die in [96] dargestellten Daten konnten verwendet werden, da im Bereich der Herstellung, Verwendung und Entsorgung der Abfallbeutel keine gravierenden Unterschiede im Vergleich zu den schweizerischen Verhältnissen zu erwarten sind.

6. Auswertung

6.1 Zusammenführung der Wirkungsindikatorergebnisse

Im Rahmen der Auswertung erfolgt die Zusammenführung der Ergebnisse der Sach- und Wirkbilanz sowie die Einschätzung über die Aussagekraft der Ergebnisse.

Die Zusammenführung der Wirkungsindikatorergebnisse erfolgt auf der Grundlage eines direkten Vergleichs zweier Untersuchungsvarianten. Dabei wird für jede Wirkungskategorie die Mehrbelastung derjenigen Variante berechnet, die das jeweils höhere Indikatorergebnis aufweist:

$$\% \text{ Mehrbelastung}_i = \frac{IE_{i, \max} - IE_{i, \min}}{IE_{i, \min}} \cdot 100$$

IE_i = Indikatorergebnisse in der Wirkungskategorie i ,
min., max. = kleinerer, größerer der beiden verglichenen Werte.

Für jede Wirkungskategorie mit den jeweiligen Wirkungsindikatoren wird hier die im direkten Vergleich zweier Untersuchungsvarianten errechnete Mehrbelastung als Balken in einem T-Diagramm abgebildet. Die Ausrichtung der einzelnen Balken zeigt an, welche der verglichenen Untersuchungsvarianten in welcher Wirkungskategorie ein jeweils höheres Indikatorergebnis aufweist, also von welchem der beiden Varianten eine höhere potenzielle Umweltbelastung in dieser Wirkungskategorie ausgeht. Die Darstellung lässt dagegen nicht erkennen, wie hoch die absoluten Beträge der Indikatorergebnisse sind und wie die Wirkungskategorien bezüglich ihrer „ökologischen Gefährdung“ und ihrer „distance-to-target“ beurteilt werden. Aus diesem Grund erfolgt eine gleichgewichtige Zusammenführung der Einzelbeurteilungen zu den Kriterien „ökologische Gefährdung“, „distance-to-target“ und „spezifischer Beitrag“ (von A bis E) für jede Wirkungskategorie. Das auf diesem Weg erhaltene kombinierte Beurteilungskriterium wird als „ökologische Priorität“ bezeichnet. Die ökologische Priorität einer

Wirkungskategorie wird gemäß einer fünfstufigen Skala (sehr groß, groß, mittel, gering und sehr gering) verbal ausgedrückt.

Das Schema zur gleichgewichtigen Zusammenführung der Kriterien „ökologische Gefährdung“, „distance-to-target“ und „spezifischer Beitrag“ zur „ökologischen Priorität“ ist in Anlage K-1 dargestellt. Jedes Indikatorergebnis einer Untersuchungsvariante und jeder Balken eines vergleichenden T-Diagramms erhält auf diese Weise eine verbale Beurteilung seiner „ökologischen Priorität“. Diese wird graphisch durch unterschiedlich dunkle Grautöne der Balken dargestellt.

Eine abschließende Zusammenfassung aller im Vergleich zweier Untersuchungsvarianten ermittelten Indikatorergebnisse erfolgt durch gegenseitige Abwägung der jeweiligen Mehrbelastungen beider Untersuchungsvarianten. Dabei werden die im T-Diagramm gegenüberstehenden Balken mit ähnlichem Betrag und gleicher ökologischer Priorität (gleiche Grautönung der Balken) als gleichwertig betrachtet und gegeneinander aufgewogen.

Die Ergebnisse der Zusammenführung der Wirkungsindikatorergebnisse sind in Anlage L dargestellt.

7. Sensitivitätsanalyse

Die Sensitivitätsanalyse dient zur Prüfung, in welchem Umfang Veränderungen verschiedener Annahmen die Ergebnisse des ökologischen Vergleichs beeinflussen. Ausgewählte Parameter werden gegenüber den definierten Grundlagen der Bilanzierung variiert und die Auswirkungen auf die Ergebnisse bewertet.

Das Ergebnis einer Ökobilanz hängt im Wesentlichen von den Eingabeparametern ab. Aus diesem Grund müsste man im Rahmen der Sensitivitätsbetrachtungen jeden Eingabeparameter einzeln verändern und dabei alle anderen Parameter beibehalten und dann dessen Auswirkungen auf das Ergebnis der Bilanzierung untersuchen. Da man jedoch davon ausgehen kann, dass die Daten aus dem GEMIS bereits hinreichend überprüft wurden, soll in dieser Arbeit nur untersucht werden, in welcher Weise sich die Variation der Menge der verwendeten BAK-Abfallbeutel auf das Ergebnis auswirkt. Wie bereits in Kapitel 6 in Teil II beschrieben, wurde im Hauptszenario davon ausgegangen, dass 80% der derzeit verwendeten herkömmlichen Abfallbeutel durch biologisch abbaubare Abfallbeutel ersetzt werden. Ein wesentlicher und auch unkalkulierbarer Faktor in diesen ökologischen Betrachtungen ist jedoch die Anzahl der zum Einsatz kommenden biologisch abbaubaren Abfallbeutel. Die Verwendung biologisch abbaubarer Abfallbeutel ist von verschiedenen Faktoren, z. B. Art

der Bereitstellung, Kosten, Umweltbewusstsein etc. abhängig. Aus diesem Grund wird in der Sensitivitätsanalyse der Einfluss einer Erhöhung (100%) bzw. Reduzierung (50%) der Anzahl der eingesetzten biologisch abbaubaren Abfallbeutel zur Erfassung der Bioabfälle untersucht.

Die Ergebnisse der Sachbilanz der Sensitivitätsanalyse können Anlage M entnommen werden. Anlage N enthält die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der Sensitivitätsanalyse. In Anlage O ist die Normierung und Ordnung der Wirkungskategorien dargestellt. Anlage P zeigt die Zusammenführung der Wirkungsindikatorergebnisse der Sensitivitätsanalyse.

Da die Variante mit Windsichtung schon im Vergleich mit der Variante mit 80% BAK-Abfallbeuteln ökologisch günstiger abschnitt, wurden die Ergebnisse des Vergleichs mit der Variante mit 50% BAK-Abfallbeuteln in Kapitel 6 in Teil II dieser Arbeit nicht dargestellt. Sie können den eben genannten Anlagen entnommen werden.

8. Gesamteinschätzung

Im Rahmen der Gesamteinschätzung werden alle ergebnisrelevanten Informationen aus der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung zu Schlussfolgerungen und Empfehlungen im Hinblick auf die in der Zieldefinition beschriebene Fragestellung zusammengefasst.

Anlage A

Kumulierte Emissionsdaten

Tabelle A-1: Kumulierte Emissionsdaten für Baumaterialien und sonstige Materialien nach [92]

Substanz	Einheit	Kies	Beton B25	Beton	Spanplatte	Steinwolle	Gummi	Stahlblech	PP	LDPE
CO ₂	g/kg	11,07	129,88	171,09	242,10	971,61	3,29 E+3	1,86 E+3	4.013,50	1.934,00
CH ₄	g/kg	19,71 E-3	152,97 E-3	196,48 E-3	1,09	5,43	7,58	10,13	19,99	8,08
N ₂ O	g/kg	427,08 E-6	3,20 E-3	4,13 E-3	35,30 E-3	12,08 E-3	182,97 E-3	22,90 E-3	60,00 E-6	150,00 E-6
CO	g/kg	15,95 E-3	59,50 E-3	72,68 E-3	1,30	71,53	1,93	28,51	2,35	1,55
CF ₄	g/kg	160,45 E-9	714,74 E-9	872,68 E-9	3,93 E-6	5,82 E-6	43,02 E-6	9,50 E-6	k. A.	k. A.
C ₂ F ₆	g/kg	20,16 E-9	89,83 E-9	109,68 E-9	494,28 E-9	731,62 E-9	5,41 E-6	1,19 E-6	k. A.	k. A.
NMVOC	g/kg	1,67 E-3	14,88 E-3	18,12 E-3	480,49 E-3	865,69 E-3	5,91	1,00	3,17	7,15
SO _x	g/kg	11,81 E-3	44,28 E-3	53,56 E-3	399,12 E-3	2,21	6,15	3,12	27,07	12,6
NO _x	g/kg	67,54 E-3	340,07 E-3	433,33 E-3	1,34	1,25	8,84	3,99	27,34	11,94
HCl	g/kg	185,02 E-6	904,95 E-6	1,11 E-3	5,22 E-3	25,42 E-3	31,54 E-3	7,44 E-3	254,00 E-3	110,00 E-3
HF	g/kg	12,62 E-6	51,06 E-6	61,17 E-6	343,16 E-6	3,47 E-3	3,53 E-3	395,43 E-6	14,51 E-3	5,74 E-3
NH ₃	g/kg	100,60 E-9	25,88 E-6	29,57 E-6	81,73 E-6	2,10 E-6	1,51 E-3	70,64 E-6	k. A.	k. A.
H ₂ S	g/kg	6,44 E-9	18,25 E-9	20,52 E-9	3,00 E-6	-183,30 E-9	2,07 E-6	1,71 E-6	1,60 E-3	2,66 E-3
N	g/kg	3,07 E-9	9,56 E-9	11,42 E-9	23,37 E-9	108,17 E-9	3,77 E-6	217,43 E-9	33,36 E-3	20,60 E-3
P	g/kg	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	3,45 E-3	5,09 E-3
CSB	g/kg	758,89 E-6	5,38 E-3	6,13 E-3	47,87 E-3	16,41	423,60 E-3	34,46	193,00 E-3	789,00 E-3

Anlage A

Kumulierte Emissionsdaten

Tabelle A-2: Kumulierte Emissionsdaten für Düngemittel und Reststoffe nach [92]

	Einheit	N-Dünger	P-Dünger	K-Dünger	Ca-Dünger	Reststoff ¹⁾
CO ₂	g/kg	1,75 E+3	3,79 E+3	77,95	1,06 E+3	224,09 ²⁾
CH ₄	g/kg	2,86	11,85	202,18 E-3	981,76 E-3	48,41
N ₂ O	g/kg	12,04	140,51 E-3	2,09 E-3	10,05 E-3	393,94 E-6
CO	g/kg	484,76 E-3	2,34	48,40 E-3	23,32	27,04 E-3
CF ₄	g/kg	-48,51 E-9	14,01 E-6	755,13 E-9	613,97 E-9	3,33 E-9
C ₂ F ₆	g/kg	-6,10 E-9	1,76 E-6	94,91 E-9	77,16 E-9	418,7 E-12
NMVOC	g/kg	114,81 E-3	221,84 E-3	6,25 E-3	34,58 E-3	2,55 E-3
SO _x	g/kg	-500,36 E-3	46,38	19,66 E-3	79,70 E-3	15,614 E-3
NO _x	g/kg	9,72	18,77	96,16 E-3	626,63 E-3	120,93 E-3
HCl	g/kg	-54,87 E-3	1,61	862,56 E-6	1,15 E-3	808,00 E-6
HF	g/kg	-1,76 E-3	170,32 E-3	58,46 E-6	73,48 E-6	12,63 E-6
NH ₃	g/kg	218,89 E-3	122,48 E-6	46,71 E-9	656,37 E-9	182,91 E-9
H ₂ S	g/kg	27,209 E-6	-2,29 E-6	670,24 E-9	2,45 E-6	1,37 E-9
N	g/kg	-719,7 E-12	602,43 E-9	391,30 E-12	10,32 E-9	110,00 E-3
CSB	g/kg	199,06 E-3	50,91 E-3	7,41 E-3	24,72 E-3	295,76 E-3

1) Angaben je t behandelter Reststoff; Deponierung ohne Deponiegasfassung, ohne Sickerwasserfassung u. -reinigung

2) direkte CO₂-Emissionen von 214 g/kg Abfallinput aus nachwachsenden Rohstoffen enthalten

Anlage A

Kumulierte Emissionsdaten

Tabelle A-3: Kumulierte Emissionsdaten für Transporte nach [92]

	Einheit	Güter
CO₂	g/tkm	141,57
CH₄	g/tkm	163,48
N₂O	g/tkm	4,35 E-3
CO	g/tkm	385,16 E-3
CF₄	g/tkm	40,32 E-9
C₂F₆	g/tkm	5,07 E-9
NMVOC	g/tkm	206,10 E-3
SO_x	g/tkm	221,74 E-3
NO_x	g/tkm	1,30
HCl	g/tkm	410,96 E-6
HF	g/tkm	33,80 E-6
NH₃	g/tkm	608,73 E-6
H₂S	g/tkm	16,05 E-9
N	g/tkm	81,73 E-9
CSB	g/tkm	99,16 E-3

Anlage A

Kumulierte Emissionsdaten

Tabelle A-4: Kumulierte Emissionsdaten für den Betrieb von Arbeitsmaschinen nach [92]

	Einheit	Arbeitsmaschinen
CO₂	g/MJ	85,75
CH₄	g/MJ	86,77 E-3
N₂O	g/MJ	3,35 E-3
CO	g/MJ	230,68 E-3
CF₄	g/MJ	8,54 E-9
C₂F₆	g/MJ	1,07 E-9
NMVOC	g/MJ	21,78 E-3
SO_x	g/MJ	133,27 E-3
NO_x	g/MJ	1,04
HCl	g/MJ	261,93 E-6
HF	g/MJ	21,14 E-6
NH₃	g/MJ	1,56 E-6
H₂S	g/MJ	11,05 E-9
N	g/MJ	50,00 E-9
CSB	g/MJ	5,45 E-3

Anlage A

Kumulierte Emissionsdaten

Tabelle A-5: Kumulierte Emissionsdaten für das Verfahren zur Strombereitstellung nach [92]

	Einheit	Gaskraftwerk ¹⁾
CO ₂	g/MJ	111,61
CH ₄	g/MJ	301,82 E-3
N ₂ O	g/MJ	5,04 E-3
CO	g/MJ	113,91 E-3
CF ₄	g/MJ	13,10 E-9
C ₂ F ₆	g/MJ	1,65 E-9
NM VOC	g/MJ	13,21 E-3
SO _x	g/MJ	4,30 E-3
NO _x	g/MJ	209,04 E-3
HCl	g/MJ	153,20 E-6
HF	g/MJ	11,63 E-6
NH ₃	g/MJ	47,90 E-9
H ₂ S	g/MJ	1,43 E-6
N	g/MJ	187,38 E-12
CSB	g/MJ	15,45 E-3

1) gasbefeuertes Gas- und Dampfturbinenkraftwerk in Ostdeutschland; es wird angenommen, dass 1/3 der Leistung aus der Dampfturbine stammt

Anlage B

Materialbilanz der Varianten KON, WIND und BAK

Tabelle B-1: Materialaufwendungen der Varianten KON, WIND und BAK

	Material	Gesamtaufwendungen (Mg)			Aufwendungen je Nutzungsjahr (Mg/a) ¹⁾		
		KON	WIND	BAK	KON	WIND	BAK
Vorsortiergefäß (11.103 Stck)	Polypropylen	6,66	6,66	6,66	1,33	1,33	1,33
Biotonne (11.103 Stck)	Polypropylen	119,91	119,91	119,91	23,98	23,98	23,98
Abfallbeutel (konventionell) ²⁾	LDPE	-	-	-	9,27	9,27	1,75
Abfallbeutel (biolog. abbaubar)	Mater-Bi	-	-	-	0	0	16,17
Betonfläche	Kies	3.244	3.244	3.244	218,43	218,43	218,43
	Beton B 25	2.926	2.926	2.926	197,02	197,02	197,02
Abwassererfassung	Beton	32,10	32,10	32,10	2,16	2,16	2,16
Sozialgebäude	Spanplatten	4,79	4,79	4,79	0,32	0,32	0,32
	Steinwolle	3,15	3,15	3,15	0,21	0,21	0,21
	Stahlblech	2,35	2,35	2,35	0,16	0,16	0,16
1 Radlader	Stahlblech	12,30	12,30	12,30	2,55	2,55	2,55
0,5 Zerkleinerer	Stahlblech	4,00	4,00	4,00	0,84	0,84	0,84
0,5 Umsetzgerät	Stahlblech	4,25	4,25	4,25	0,90	0,90	0,90
0,5 Siebmaschine	Stahlblech	5,00	5,00	5,00	1,04	1,04	1,04
	Gummi	0,10	0,10	0,10	0,02	0,02	0,02
0,5 Windsichter	Stahlblech	0	2,50	0	0	0,52	0

1) Nutzungsdauer = Abschreibungszeitraum; Bauteil 15 Jahre; Maschinen, Fahrzeuge, Sammelbehältnisse 5 Jahre, Verschleiß enthalten

2) 4,93 g/Stck.; 50.803 Personen

Anlage C

Ergebnisse der Sachbilanz der Varianten KON, WIND, BAK und DEP

Tabelle C-1: Sachbilanz „Kohlendioxid (CO₂)“ (Angaben in g CO₂/Mg Bioabfall)

g CO ₂ /Mg Bioabfall	KON	WIND	BAK ¹⁾	DEP
Lastschriften				
1. Herstellung				
a) PP	1,56E+04	1,56E+04	1,56E+04	
b) LDPE-Abfallbeutel	2,77E+03	2,77E+03	5,22E+02	2,77E+03
c) Kies	3,72E+02	3,72E+02	3,72E+02	
d) Beton B 25	3,94E+03	3,94E+03	3,94E+03	
e) Beton	5,65E+01	5,65E+01	5,65E+01	
f) Spanplatten	1,21E+01	1,21E+01	1,21E+01	
g) Steinwolle	2,91E+01	2,91E+01	2,91E+01	
h) Stahlblech	1,56E+03	1,71E+03	1,56E+03	
i) Gummi	9,87E+00	9,87E+00	9,87E+00	
Summe Herstellung	2,44E+04	2,45E+04	2,21E+04	2,77E+03
2. Betriebsmittel				
a) Dieselkraftstoff	1,32E+04	1,47E+04	1,32E+04	
b) Elektrizität	2,01E+01	2,01E+01	2,01E+01	
3. Prozessemissionen				
	2,81E+05	2,81E+05	2,81E+05	
4. Restabfall				
	3,70E+04	1,48E+04	1,14E+04	2,24E+05
5. Transporte				
a) Herstellung der Anlage	1,80E+02	1,80E+02	1,80E+02	
b) Kompostverwertung	1,18E+03	1,31E+03	1,35E+03	
Summe Lastschriften	3,57E+05	3,36E+05	3,29E+05	2,27E+05
Gutschriften				
1. Kompostverwertung				
a) N-Dünger	4,66E+03	5,16E+03	5,34E+03	
b) P-Dünger	6,75E+03	7,50E+03	7,77E+03	
c) K-Dünger	2,00E+02	2,23E+02	2,31E+02	
d) Ca-Dünger	1,21E+04	1,34E+04	1,39E+04	
Summe Gutschriften	2,37E+04	2,63E+04	2,72E+04	
Nettosumme	3,33E+05	3,10E+05	3,02E+05	2,27E+05

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage C

Ergebnisse der Sachbilanz der Varianten KON, WIND, BAK und DEP

Tabelle C-2: Sachbilanz „Methan (CH₄)“ (Angaben in g CH₄/Mg Bioabfall)

g CH ₄ /Mg Bioabfall	KON	WIND	BAK ¹⁾	DEP
Lastschriften				
1. Herstellung				
a) PP	7,78E+01	7,78E+01	7,78E+01	
b) LDPE-Abfallbeutel	1,16E+01	1,16E+01	2,18E+00	1,16E+01
c) Kies	6,62E-01	6,62E-01	6,62E-01	
d) Beton B 25	4,64E+00	4,64E+00	4,64E+00	
e) Beton	6,48E-02	6,48E-02	6,48E-02	
f) Spanplatten	5,45E-02	5,45E-02	5,45E-02	
g) Steinwolle	1,63E-01	1,63E-01	1,63E-01	
h) Stahlblech	8,51E+00	9,32E+00	8,51E+00	
i) Gummi	2,27E-02	2,27E-02	2,27E-02	
Summe Herstellung	1,03E+02	1,04E+02	9,41E+01	
2. Betriebsmittel				
a) Dieselkraftstoff	1,34E+01	1,49E+01	1,34E+01	
b) Elektrizität	5,43E-02	5,43E-02	5,43E-02	
3. Prozessemissionen				
4. Restabfall	7,99E+03	3,20E+03	2,47E+03	4,84E+04
5. Transporte				
a) Herstellung der Anlage	2,08E+02	2,08E+02	2,08E+02	
b) Kompostverwertung	1,36E+03	1,51E+03	1,56E+03	
Summe Lastschriften	1,51E+04	1,05E+04	9,82E+03	4,84E+04
Gutschriften				
1. Kompostverwertung				
a) N-Dünger	7,61E+00	8,44E+00	8,72E+00	
b) P-Dünger	2,11E+01	2,35E+01	2,43E+01	
c) K-Dünger	5,20E-01	5,78E-01	5,98E-01	
d) Ca-Dünger	1,12E+01	1,24E+01	1,28E+01	
Summe Gutschriften	4,04E+01	4,49E+01	4,64E+01	
Nettosumme	1,51E+04	1,05E+04	9,77E+03	4,84E+04

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage C

Ergebnisse der Sachbilanz der Varianten KON, WIND, BAK und DEP

Tabelle C-3: Sachbilanz „Lachgas (N₂O)“ (Angaben in g N₂O/Mg Bioabfall)

g N ₂ O/Mg Bioabfall	KON	WIND	BAK ¹⁾	DEP
Lastschriften				
1. Herstellung				
a) PP	2,33E-04	2,33E-04	2,33E-04	
b) LDPE-Abfallbeutel	2,15E-04	2,15E-04	4,05E-05	2,15E-04
c) Kies	1,43E-02	1,43E-02	1,43E-02	
d) Beton B 25	9,70E-02	9,70E-02	9,70E-02	
e) Beton	1,36E-03	1,36E-03	1,36E-03	
f) Spanplatten	1,77E-03	1,77E-03	1,77E-03	
g) Steinwolle	3,62E-04	3,62E-04	3,62E-04	
h) Stahlblech	1,92E-02	2,11E-02	1,92E-02	
i) Gummi	5,49E-04	5,49E-04	5,49E-04	
Summe Herstellung	1,35E-01	1,37E-01	1,35E-01	
2. Betriebsmittel				
a) Dieselkraftstoff	5,16E-01	5,74E-01	5,16E-01	
b) Elektrizität	9,07E-04	9,07E-04	9,07E-04	
3. Prozessemissionen				
4. Restabfall	6,50E-02	2,60E-02	2,01E-02	3,94E-01
5. Transporte				
a) Herstellung der Anlage	5,52E-03	5,52E-03	5,52E-03	
b) Kompostverwertung	3,61E-02	4,01E-02	4,15E-02	
Summe Lastschriften	1,52E+02	1,52E+02	1,52E+02	3,94E-01
Gutschriften				
1. Kompostverwertung				
a) N-Dünger	3,20E+01	3,55E+01	3,67E+01	
b) P-Dünger	2,50E-01	2,78E-01	2,88E-01	
c) K-Dünger	5,37E-03	5,98E-03	6,19E-03	
d) Ca-Dünger	1,14E-01	1,27E-01	1,31E-01	
Summe Gutschriften	3,24E+01	3,59E+01	3,71E+01	
Nettosumme	1,20E+02	1,16E+02	1,15E+02	3,94E-01

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage C

Ergebnisse der Sachbilanz der Varianten KON, WIND, BAK und DEP

Tabelle C-4: Sachbilanz „Kohlenmonoxid (CO)“ (Angaben in g CO/Mg Bioabfall)

g CO/Mg Bioabfall	KON	WIND	BAK ¹⁾	DEP
Lastschriften				
1. Herstellung				
a) PP	9,14E+00	9,14E+00	9,14E+00	
b) LDPE-Abfallbeutel	2,22E+00	2,22E+00	4,19E-01	2,22E+00
c) Kies	5,36E-01	5,36E-01	5,36E-01	
d) Beton B 25	1,80E+00	1,80E+00	1,80E+00	
e) Beton	2,40E-02	2,40E-02	2,40E-02	
f) Spanplatten	6,50E-02	6,50E-02	6,50E-02	
g) Steinwolle	2,15E+00	2,15E+00	2,15E+00	
h) Stahlblech	2,39E+01	2,62E+01	2,39E+01	
i) Gummi	5,79E-03	5,79E-03	5,79E-03	
Summe Herstellung	3,99E+01	4,22E+01	3,81E+01	
2. Betriebsmittel				
a) Dieselkraftstoff	3,55E+01	3,95E+01	3,55E+01	
b) Elektrizität	2,05E-02	2,05E-02	2,05E-02	
3. Prozessemissionen				
	k. A.	k. A.	k. A.	
4. Restabfall				
	4,46E+00	1,78E+00	1,38E+00	2,70E+01
5. Transporte				
a) Herstellung der Anlage	4,89E-01	4,89E-01	4,89E-01	
b) Kompostverwertung	3,20E+00	3,55E+00	3,67E+00	
Summe Lastschriften	8,36E+01	8,75E+01	7,92E+01	2,93E+01
Gutschriften				
1. Kompostverwertung				
a) N-Dünger	1,29E+00	1,43E+00	1,48E+00	
b) P-Dünger	4,17E+00	4,63E+00	4,80E+00	
c) K-Dünger	1,24E-01	1,38E-01	1,43E-01	
d) Ca-Dünger	2,65E+02	2,95E+02	3,05E+02	
Summe Gutschriften	2,71E+02	3,01E+02	3,11E+02	
Nettosumme	-1,87E+02	-2,13E+02	2,32E+02	2,93E+01

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage C

Ergebnisse der Sachbilanz der Varianten KON, WIND, BAK und DEP

Tabelle C-5: Sachbilanz „Perfluormethan (CF₄)“ (Angaben in g CF₄/Mg Bioabfall)

g CF ₄ /Mg Bioabfall	KON	WIND	BAK ¹⁾	DEP
Lastschriften				
1. Herstellung				
a) PP	k. A.	k. A.	k. A.	
b) LDPE-Abfallbeutel	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
c) Kies	5,39E-06	5,39E-06	5,39E-06	
d) Beton B 25	2,17E-05	2,17E-05	2,17E-05	
e) Beton	2,88E-07	2,88E-07	2,88E-07	
f) Spanplatten	1,97E-07	1,97E-07	1,97E-07	
g) Steinwolle	1,75E-07	1,75E-07	1,75E-07	
h) Stahlblech	7,98E-06	8,74E-06	7,98E-06	
i) Gummi	1,29E-07	1,29E-07	1,29E-07	
Summe Herstellung	3,58E-05	3,66E-05	3,58E-05	
2. Betriebsmittel				
a) Dieselkraftstoff	1,31E-06	1,46E-06	1,31E-06	
b) Elektrizität	2,36E-09	2,36E-09	2,36E-09	
3. Prozessemissionen				
	k. A.	k. A.	k. A.	
4. Restabfall				
	5,49E-07	2,20E-07	1,70E-07	3,33E-06
5. Transporte				
a) Herstellung der Anlage	5,12E-08	5,12E-08	5,12E-08	
b) Kompostverwertung	3,35E-07	3,72E-07	3,85E-07	
Summe Lastschriften	3,81E-05	3,87E-05	3,77E-05	3,33E-06
Gutschriften				
1. Kompostverwertung				
a) N-Dünger	-1,29E-07	-1,43E-07	-1,48E-07	
b) P-Dünger	2,49E-05	2,77E-05	2,87E-05	
c) K-Dünger	1,94E-06	2,16E-06	2,24E-06	
d) Ca-Dünger	6,98E-06	7,75E-06	8,02E-06	
Summe Gutschriften	3,37E-05	3,75E-05	3,88E-05	
Nettosumme	4,40E-06	1,20E-06	-1,10E-06	3,33E-06

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage C

Ergebnisse der Sachbilanz der Varianten KON, WIND, BAK und DEP

Tabelle C-6: Sachbilanz „Perfluoraethan (C₂F₆)“ (Angaben in g C₂F₆/Mg Bioabfall)

g C ₂ F ₆ /Mg Bioabfall	KON	WIND	BAK ¹⁾	DEP
Lastschriften				
1. Herstellung				
a) PP	k. A.	k. A.	k. A.	
b) LDPE-Abfallbeutel	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
c) Kies	6,77E-07	6,77E-07	6,77E-07	
d) Beton B 25	2,72E-06	2,72E-06	2,72E-06	
e) Beton	3,62E-08	3,62E-08	3,62E-08	
f) Spanplatten	2,47E-08	2,47E-08	2,47E-08	
g) Steinwolle	2,19E-08	2,19E-08	2,19E-08	
h) Stahlblech	1,00E-06	1,09E-06	1,00E-06	
i) Gummi	1,62E-08	1,62E-08	1,62E-08	
Summe Herstellung	4,50E-06	4,59E-06	4,50E-06	
2. Betriebsmittel				
a) Dieselkraftstoff	1,65E-07	1,83E-07	1,65E-07	
b) Elektrizität	2,97E-10	2,97E-10	2,97E-10	
3. Prozessemissionen				
	k. A.	k. A.	k. A.	
4. Restabfall				
	6,91E-08	2,76E-08	2,14E-08	4,19E-07
5. Transporte				
a) Herstellung der Anlage	6,44E-09	6,44E-09	6,44E-09	
b) Kompostverwertung	4,21E-08	4,67E-08	4,84E-08	
Summe Lastschriften	4,78E-06	4,86E-06	4,74E-06	4,19E-07
Gutschriften				
1. Kompostverwertung				
a) N-Dünger	-1,62E-08	-1,80E-08	-1,86E-08	
b) P-Dünger	3,13E-06	3,48E-06	3,61E-06	
c) K-Dünger	2,44E-07	2,71E-07	2,81E-07	
d) Ca-Dünger	8,77E-07	9,75E-07	1,01E-06	
Summe Gutschriften	4,24E-06	4,71E-06	4,88E-06	
Nettosumme	5,40E-07	1,50E-07	-1,40E-07	4,19E-07

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage C

Ergebnisse der Sachbilanz der Varianten KON, WIND, BAK und DEP

Tabelle C-7: Sachbilanz „NMVOC“ (Angaben in g NMVOC/Mg Bioabfall)

g NMVOC/Mg Bioabfall	KON	WIND	BAK ¹⁾	DEP
Lastschriften				
1. Herstellung				
a) PP	1,23E+01	1,23E+01	1,23E+01	
b) LDPE-Abfallbeutel	1,02E+01	1,02E+01	1,93E+00	1,02E+01
c) Kies	5,61E-02	5,61E-02	5,61E-02	
d) Beton B 25	4,51E-01	4,51E-01	4,51E-01	
e) Beton	5,98E-03	5,98E-03	5,98E-03	
f) Spanplatten	2,40E-02	2,40E-02	2,40E-02	
g) Steinwolle	2,60E-02	2,60E-02	2,60E-02	
h) Stahlblech	8,40E-01	9,20E-01	8,40E-01	
i) Gummi	1,77E-02	1,77E-02	1,77E-02	
Summe Herstellung	2,40E+01	2,41E+01	1,57E+01	
2. Betriebsmittel				
a) Dieselkraftstoff	3,35E+00	3,73E+00	3,35E+00	
b) Elektrizität	2,38E-03	2,38E-03	2,38E-03	
3. Prozessemissionen				
	k. A.	k. A.	k. A.	
4. Restabfall				
	4,21E-01	1,68E-01	1,30E-01	2,55E+00
5. Transporte				
a) Herstellung der Anlage	2,62E-01	2,62E-01	2,62E-01	
b) Kompostverwertung	1,71E+00	1,90E+00	1,97E+00	
Summe Lastschriften	2,97E+01	3,01E+01	2,14E+01	1,28E+01
Gutschriften				
1. Kompostverwertung				
a) N-Dünger	3,05E-01	3,39E-01	3,50E-01	
b) P-Dünger	3,95E-01	4,39E-01	4,55E-01	
c) K-Dünger	1,61E-02	1,79E-02	1,85E-02	
d) Ca-Dünger	3,93E-01	4,37E-01	4,52E-01	
Summe Gutschriften	1,11E+00	1,23E+00	1,28E+00	
Nettosumme	2,86E+01	2,89E+01	2,01E+01	1,28E+01

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage C

Ergebnisse der Sachbilanz der Varianten KON, WIND, BAK und DEP

Tabelle C-8: Sachbilanz „Schwefeloxide (SO_x)“ (Angaben in g SO_x/Mg Bioabfall)

g SO _x /Mg Bioabfall	KON	WIND	BAK ¹⁾	DEP
Lastschriften				
1. Herstellung				
a) PP	1,05E+02	1,05E+02	1,05E+02	
b) LDPE-Abfallbeutel	1,80E+01	1,80E+01	3,40E+00	1,80E+01
c) Kies	3,97E-01	3,97E-01	3,97E-01	
d) Beton B 25	1,34E+00	1,34E+00	1,34E+00	
e) Beton	1,77E-02	1,77E-02	1,77E-02	
f) Spanplatten	2,00E-02	2,00E-02	2,00E-02	
g) Steinwolle	6,63E-02	6,63E-02	6,63E-02	
h) Stahlblech	2,62E+00	2,87E+00	2,62E+00	
i) Gummi	1,85E-02	1,85E-02	1,85E-02	
Summe Herstellung	1,28E+02	1,28E+02	1,13E+02	
2. Betriebsmittel				
a) Dieselkraftstoff	2,05E+01	2,28E+01	2,05E+01	
b) Elektrizität	7,74E-04	7,74E-04	7,74E-04	
3. Prozessemissionen				
	k. A.	k. A.	k. A.	
4. Restabfall				
	2,58E+00	1,03E+00	7,96E-01	1,56E+01
5. Transporte				
a) Herstellung der Anlage	2,82E-01	2,82E-01	2,82E-01	
b) Kompostverwertung	1,84E+00	2,04E+00	2,12E+00	
Summe Lastschriften	1,53E+02	1,54E+02	1,37E+02	3,36E+01
Gutschriften				
1. Kompostverwertung				
a) N-Dünger	-1,33E+00	-1,48E+00	-1,53E+00	
b) P-Dünger	8,26E+01	9,18E+01	9,51E+01	
c) K-Dünger	5,05E-02	5,62E-02	5,82E-02	
d) Ca-Dünger	9,06E-01	1,01E+00	1,04E+00	
Summe Gutschriften	8,22E+01	9,14E+01	9,47E+01	
Nettosumme	9,18E+01	8,56E+01	6,23E+01	3,36E+01

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage C

Ergebnisse der Sachbilanz der Varianten KON, WIND, BAK und DEP

Tabelle C-9: Sachbilanz „Stickoxide (NO_x)“ (Angaben in g NO_x/Mg Bioabfall)

g NO _x /Mg Bioabfall	KON	WIND	BAK ¹⁾	DEP
Lastschriften				
1. Herstellung				
a) PP	1,06E+02	1,06E+02	1,06E+02	
b) LDPE-Abfallbeutel	1,71E+01	1,71E+01	3,22E+00	1,71E+01
c) Kies	2,27E+00	2,27E+00	2,27E+00	
d) Beton B 25	1,03E+01	1,03E+01	1,03E+01	
e) Beton	1,43E-01	1,43E-01	1,43E-01	
f) Spanplatten	6,70E-02	6,70E-02	6,70E-02	
g) Steinwolle	3,75E-02	3,75E-02	3,75E-02	
h) Stahlblech	3,35E+00	3,67E+00	3,35E+00	
i) Gummi	2,65E-02	2,65E-02	2,65E-02	
Summe Herstellung	1,40E+02	1,40E+02	1,26E+02	
2. Betriebsmittel				
a) Dieselkraftstoff	1,60E+02	1,78E+02	1,60E+02	
b) Elektrizität	3,76E-02	3,76E-02	3,76E-02	
3. Prozessemissionen				
	k. A.	k. A.	k. A.	
4. Restabfall				
	2,00E+01	7,98E+00	6,17E+00	1,21E+02
5. Transporte				
a) Herstellung der Anlage	1,65E+00	1,65E+00	1,65E+00	
b) Kompostverwertung	1,08E+01	1,20E+01	1,24E+01	
Summe Lastschriften	3,32E+02	3,40E+02	3,06E+02	1,38E+02
Gutschriften				
1. Kompostverwertung				
a) N-Dünger	2,59E+01	2,87E+01	2,96E+01	
b) P-Dünger	3,34E+01	3,72E+01	3,85E+01	
c) K-Dünger	2,47E-01	2,75E-01	2,85E-01	
d) Ca-Dünger	7,12E+00	7,91E+00	8,19E+00	
Summe Gutschriften	6,66E+01	7,40E+01	7,66E+01	
Nettosumme	2,65E+02	2,66E+02	2,29E+02	1,38E+02

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage C

Ergebnisse der Sachbilanz der Varianten KON, WIND, BAK und DEP

Tabelle C-10: Sachbilanz „Chlorwasserstoff (HCl)“ (Angaben in g HCl/Mg Bioabfall)

g HCl/Mg Bioabfall	KON	WIND	BAK ¹⁾	DEP
Lastschriften				
1. Herstellung				
a) PP	9,88E-01	9,88E-01	9,88E-01	
b) LDPE-Abfallbeutel	1,57E-01	1,57E-01	2,97E-02	1,57E-01
c) Kies	6,22E-03	6,22E-03	6,22E-03	
d) Beton B 25	2,74E-02	2,74E-02	2,74E-02	
e) Beton	3,66E-04	3,66E-04	3,66E-04	
f) Spanplatten	2,61E-04	2,61E-04	2,61E-04	
g) Steinwolle	7,63E-04	7,63E-04	7,63E-04	
h) Stahlblech	6,25E-03	6,84E-03	6,25E-03	
i) Gummi	9,46E-05	9,46E-05	9,46E-05	
Summe Herstellung	1,19E+00	1,19E+00	1,06E+00	
2. Betriebsmittel				
a) Dieselkraftstoff	4,03E-02	4,49E-02	4,03E-02	
b) Elektrizität	2,76E-05	2,76E-05	2,76E-05	
3. Prozessemissionen				
	k. A.	k. A.	k. A.	
4. Restabfall				
	1,33E-01	5,33E-02	4,12E-02	8,08E-01
5. Transporte				
a) Herstellung der Anlage	5,22E-04	5,22E-04	5,22E-04	
b) Kompostverwertung	3,41E-03	3,79E-03	3,92E-03	
Summe Lastschriften	1,36E+00	1,29E+00	1,15E+00	9,65E-01
Gutschriften				
1. Kompostverwertung				
a) N-Dünger	-1,46E-01	-1,62E-01	-1,67E-01	
b) P-Dünger	2,87E+00	3,19E+00	3,30E+00	
c) K-Dünger	2,22E-03	2,47E-03	2,55E-03	
d) Ca-Dünger	1,31E-02	1,45E-02	1,50E-02	
Summe Gutschriften	2,74E+00	3,04E+00	3,15E+00	
Nettosumme	-1,38E+00	-1,75E+00	-2,00E+00	9,65E-01

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage C

Ergebnisse der Sachbilanz der Varianten KON, WIND, BAK und DEP

Tabelle C-11: Sachbilanz „Fluorwasserstoff (HF)“ (Angaben in g HF/Mg Bioabfall)

g HF/Mg Bioabfall	KON	WIND	BAK ¹⁾	DEP
Lastschriften				
1. Herstellung				
a) PP	5,64E-02	5,64E-02	5,64E-02	
b) LDPE-Abfallbeutel	8,21E-03	8,21E-03	1,55E-03	8,21E-03
c) Kies	4,24E-04	4,24E-04	4,24E-04	
d) Beton B 25	1,55E-03	1,55E-03	1,55E-03	
e) Beton	2,02E-05	2,02E-05	2,02E-05	
f) Spanplatten	1,72E-05	1,72E-05	1,72E-05	
g) Steinwolle	1,04E-04	1,04E-04	1,04E-04	
h) Stahlblech	3,32E-04	3,64E-04	3,32E-04	
i) Gummi	1,06E-05	1,06E-05	1,06E-05	
Summe Herstellung	6,71E-02	6,71E-02	6,04E-02	
2. Betriebsmittel				
a) Dieselkraftstoff	3,25E-03	3,62E-03	3,25E-03	
b) Elektrizität	2,09E-06	2,09E-06	2,09E-06	
3. Prozessemissionen				
	k. A.	k. A.	k. A.	
4. Restabfall				
	2,08E-03	8,34E-04	6,44E-04	1,26E-02
5. Transporte				
a) Herstellung der Anlage	4,29E-05	4,29E-05	4,29E-05	
b) Kompostverwertung	2,81E-04	3,12E-04	3,22E-04	
Summe Lastschriften	7,28E-02	7,19E-02	6,47E-02	2,08E-02
Gutschriften				
1. Kompostverwertung				
a) N-Dünger	-4,68E-03	-5,19E-03	-5,37E-03	
b) P-Dünger	3,03E-01	3,37E-01	3,49E-01	
c) K-Dünger	1,50E-04	1,67E-04	1,73E-04	
d) Ca-Dünger	8,35E-04	9,28E-04	9,60E-04	
Summe Gutschriften	2,99E-01	3,33E-01	3,45E-01	
Nettosumme	-2,26E-01	-2,61E-01	-2,80E-01	2,08E-02

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage C

Ergebnisse der Sachbilanz der Varianten KON, WIND, BAK und DEP

Tabelle C-12: Sachbilanz „Ammoniak (NH₃)“ (Angaben in g NH₃/Mg Bioabfall)

g NH ₃ /Mg Bioabfall	KON	WIND	BAK ¹⁾	DEP
Lastschriften				
1. Herstellung				
a) PP	k. A.	k. A.	k. A.	
b) LDPE-Abfallbeutel	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
c) Kies	3,38E-06	3,38E-06	3,38E-06	
d) Beton B 25	7,84E-04	7,84E-04	7,84E-04	
e) Beton	9,76E-06	9,76E-06	9,76E-06	
f) Spanplatten	4,09E-06	4,09E-06	4,09E-06	
g) Steinwolle	6,30E-08	6,30E-08	6,30E-08	
h) Stahlblech	5,93E-05	6,50E-05	5,93E-05	
i) Gummi	4,53E-06	4,53E-06	4,53E-06	
Summe Herstellung	8,66E-04	8,71E-04	8,66E-04	
2. Betriebsmittel				
a) Dieselkraftstoff	2,40E-04	2,67E-04	2,40E-04	
b) Elektrizität	8,62E-09	8,62E-09	8,62E-09	
3. Prozessemissionen				
4. Restabfall	3,02E-05	1,21E-05	9,33E-06	1,83E-04
5. Transporte				
a) Herstellung der Anlage	7,73E-04	7,73E-04	7,73E-04	
b) Kompostverwertung	5,05E-03	5,61E-03	5,81E-03	
Summe Lastschriften	5,28E+02	5,28E+02	5,28E+02	1,83E-04
Gutschriften				
1. Kompostverwertung				
a) N-Dünger	5,82E-01	6,46E-01	6,68E-01	
b) P-Dünger	2,18E-04	2,43E-04	2,51E-04	
c) K-Dünger	1,20E-07	1,34E-07	1,38E-07	
d) Ca-Dünger	7,46E-06	8,29E-06	8,58E-06	
Summe Gutschriften	5,82E-01	6,46E-01	6,68E-01	
Nettosumme	5,27E+02	5,27E+02	5,27E+02	1,83E-4

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage C

Ergebnisse der Sachbilanz der Varianten KON, WIND, BAK und DEP

Tabelle C-13: Sachbilanz „Schwefelwasserstoff (H₂S)“ (Angaben in g H₂S/Mg Bioabfall)

g H ₂ S/Mg Bioabfall	KON	WIND	BAK ¹⁾	DEP
Lastschriften				
1. Herstellung				
a) PP	6,22E-03	6,22E-03	6,22E-03	
b) LDPE-Abfallbeutel	3,80E-03	3,80E-03	7,18E-04	3,80E-03
c) Kies	2,16E-07	2,16E-07	2,16E-07	
d) Beton B 25	5,53E-07	5,53E-07	5,53E-07	
e) Beton	6,77E-09	6,77E-09	6,77E-09	
f) Spanplatten	1,50E-07	1,50E-07	1,50E-07	
g) Steinwolle	-5,50E-09	-5,50E-09	-5,50E-09	
h) Stahlblech	1,44E-06	1,57E-06	1,44E-06	
i) Gummi	6,21E-09	6,21E-09	6,21E-09	
Summe Herstellung	1,00E-02	1,00E-02	6,94E-03	
2. Betriebsmittel				
a) Dieselkraftstoff	1,70E-06	1,89E-06	1,70E-06	
b) Elektrizität	2,57E-07	2,57E-07	2,57E-07	
3. Prozessemissionen				
4. Restabfall	2,26E-07	9,04E-08	6,99E-08	1,37E-06
5. Transporte				
a) Herstellung der Anlage	2,04E-08	2,04E-08	2,04E-08	
b) Kompostverwertung	1,33E-07	1,48E-07	1,53E-07	
Summe Lastschriften	2,86E+02	2,86E+02	2,86E+02	3,81E-03
Gutschriften				
1. Kompostverwertung				
a) N-Dünger	7,24E-05	8,03E-05	8,30E-05	
b) P-Dünger	-4,08E-06	-4,53E-06	-4,69E-06	
c) K-Dünger	1,72E-06	1,92E-06	1,98E-06	
d) Ca-Dünger	2,79E-05	3,09E-05	3,20E-05	
Summe Gutschriften	9,79E-05	1,09E-04	1,12E-04	
Nettosumme	2,86E+02	2,86E+02	2,86E+02	3,81E-03

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage C

Ergebnisse der Sachbilanz der Varianten KON, WIND, BAK und DEP

Tabelle C-14: Sachbilanz „Stickstoff (N)“ (Angaben in g N/Mg Bioabfall)

g N/Mg Bioabfall	KON	WIND	BAK ¹⁾	DEP
Lastschriften				
1. Herstellung				
a) PP	1,30E-01	1,30E-01	1,30E-01	
b) LDPE-Abfallbeutel	2,95E-02	2,95E-02	5,56E-03	2,95E-02
c) Kies	1,03E-07	1,03E-07	1,03E-07	
d) Beton B 25	2,90E-07	2,90E-07	2,90E-07	
e) Beton	3,77E-09	3,77E-09	3,77E-09	
f) Spanplatten	1,17E-09	1,17E-09	1,17E-09	
g) Steinwolle	3,25E-09	3,25E-09	3,25E-09	
h) Stahlblech	1,83E-07	2,00E-07	1,83E-07	
i) Gummi	1,13E-08	1,13E-08	1,13E-08	
Summe Herstellung	1,59E-01	1,59E-01	1,35E-01	
2. Betriebsmittel				
a) Dieselkraftstoff	7,71E-06	8,56E-06	7,71E-06	
b) Elektrizität	3,37E-11	3,37E-11	3,37E-11	
3. Prozessemissionen				
	k. A.	k. A.	k. A.	
4. Restabfall				
	1,82E+01	7,26E+00	5,61E+00	1,10E+02
5. Transporte				
a) Herstellung der Anlage	1,04E-07	1,04E-07	1,04E-07	
b) Kompostverwertung	6,78E-07	7,54E-07	7,80E-07	
Summe Lastschriften	1,83E+01	7,42E+00	5,75E+00	1,10E+02
Gutschriften				
1. Kompostverwertung				
a) N-Dünger	-1,91E-09	-2,12E-09	-2,20E-09	
b) P-Dünger	1,07E-06	1,19E-06	1,23E-06	
c) K-Dünger	1,01E-09	1,12E-09	1,16E-09	
d) Ca-Dünger	1,17E-07	1,30E-07	1,35E-07	
Summe Gutschriften	1,19E-06	1,32E-06	1,37E-06	
Nettosumme	1,83E+01	7,42E+00	5,75E+00	1,10E+02

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage C

Ergebnisse der Sachbilanz der Varianten KON, WIND, BAK und DEP

Tabelle C-15: Sachbilanz „Phosphor (P)“ (Angaben in g P/Mg Bioabfall)

g P/Mg Bioabfall	KON	WIND	BAK ¹⁾	DEP
Lastschriften				
1. Herstellung				
a) PP	1,34E-02	1,34E-02	1,34E-02	
b) LDPE-Abfallbeutel	7,28E-03	7,28E-03	1,37E-03	7,28E-03
c) Kies	k. A.	k. A.	k. A.	
d) Beton B 25	k. A.	k. A.	k. A.	
e) Beton	k. A.	k. A.	k. A.	
f) Spanplatten	k. A.	k. A.	k. A.	
g) Steinwolle	k. A.	k. A.	k. A.	
h) Stahlblech	k. A.	k. A.	k. A.	
i) Gummi	k. A.	k. A.	k. A.	
Summe Herstellung	2,07E-02	2,07E-02	1,48E-02	7,28E-03
2. Betriebsmittel				
a) Dieselkraftstoff	k. A.	k. A.	k. A.	
b) Elektrizität	k. A.	k. A.	k. A.	
3. Prozessemissionen				
4. Restabfall				
5. Transporte				
a) Herstellung der Anlage	k. A.	k. A.	k. A.	
b) Kompostverwertung	k. A.	k. A.	k. A.	
Summe Lastschriften	2,07E-02	2,07E-02	1,48E-02	7,28E-03
Gutschriften				
1. Kompostverwertung				
a) N-Dünger	k. A.	k. A.	k. A.	
b) P-Dünger	k. A.	k. A.	k. A.	
c) K-Dünger	k. A.	k. A.	k. A.	
d) Ca-Dünger	k. A.	k. A.	k. A.	
Summe Gutschriften	-	-	-	
Nettosumme	2,07E-02	2,07E-02	1,48E-02	7,28E-03

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage D

Ergebnisse der Sachbilanz der Variante MVA

Tabelle D: Sachbilanzen „Kohlendioxid (CO₂)“ (Angaben in g CO₂/Mg Abfall), „Methan (CH₄)“ (Angaben in g CH₄/Mg Abfall), „Lachgas (N₂O)“ (Angaben in g N₂O/Mg Abfall), „Kohlenmonoxid (CO)“ (Angaben in g CO/Mg Abfall), „NMVOC“ (Angaben in g NMVOC/Mg Abfall), „Schwefeloxide (SO_x)“ (Angaben in g SO_x/Mg Abfall), „Stickoxide (NO_x)“ (Angaben in g NO_x/Mg Abfall), „Chlorwasserstoff (HCl)“ (Angaben in g HCl/Mg Abfall), „Fluorwasserstoff (HF)“ (Angaben in g HF/Mg Abfall) und „Ammoniak (NH₃)“ (Angaben in g NH₃/Mg Abfall) nach [99]

Standard-MVA	g CO ₂ /Mg Abfall	g CH ₄ /Mg Abfall	g N ₂ O/Mg Abfall	g CO/Mg Abfall	g NMVOC/Mg Abfall	g SO _x /Mg Abfall	g NO _x /Mg Abfall	g HCl/Mg Abfall	g HF/Mg Abfall	g NH ₃ /Mg Abfall
Lastschriften										
Herstellung der LDPE-Abfallbeutel	2,77E+03	1,16E+01	2,15E-04	2,22E+00	1,02E+01	1,80E+01	1,71E+01	1,57E-01	8,21E-03	k. A.
Herstellung der Anlagen	1,04E+04	4,11E+01	2,00E-01	1,09E+02	2,69E+00	1,37E+01	3,20E+01	9,00E-02	1,00E-02	k. A.
Betrieblicher Aufwand	9,82E+03	1,29E+02	1,70E-01	9,82E+01	1,94E+00	5,75E+00	1,10E+01	1,30E-01	1,00E-02	k. A.
Prozess-Emissionen	2,94E+05	k. A.	k. A.	5,50E+01	k. A.	1,10E+02	6,60E+02	1,65E+00	2,70E-01	1,37E+00
Schlackeaufbereitung	4,93E+03	1,17E+01	1,90E-01	2,82E+00	7,00E-01	3,20E+00	7,02E+00	1,50E-01	1,00E-02	k. A.
Transport	3,18E+03	6,25E+00	1,90E-01	6,46E+00	2,07E+00	2,42E+00	1,62E+01	4,00E-02	k. A.	k. A.
Summe Lastschriften	3,25E+05	1,99E+02	7,50E-01	2,73E+02	1,76E+01	1,53E+02	7,43E+02	2,22E+00	3,08E-01	1,37E+00
Gutschriften										
Fe-Metall-Verwertung	2,56E+04	1,96E+02	6,00E-02	3,30E+02	3,12E+00	6,55E+01	7,22E+01	-1,90E-01	-1,00E-02	k. A.
Wärmenutzung	8,15E+04	2,69E+02	3,08E+00	1,64E+01	3,75E+00	5,34E+01	-4,11E+00	1,81E+00	1,20E-01	k. A.
Stromnutzung	1,49E+05	1,61E+02	3,87E+00	3,17E+01	2,66E+00	1,10E+02	1,18E+02	4,11E+00	2,40E-01	k. A.
Summe Gutschriften	2,56E+05	6,27E+02	7,01E+00	3,78E+02	9,53E+00	2,29E+02	1,86E+02	5,73E+00	3,50E-01	0,00E+00
Nettosumme	6,90E+04	-4,28E+02	-6,26E+00	-1,05E+02	8,07E+00	-7,60E+01	5,57E+02	-3,51E+00	4,20E-02	1,37E+00

Anlage E

Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der Varianten KON, WIND, BAK und DEP

Tabelle E-1: Wirkungsabschätzung „Treibhauseffekt“ (Angaben in kg CO₂-Äquivalente/Mg Bioabfall)

kg CO ₂ -Äqu./Mg Bioabfall	KON	WIND	BAK	DEP
Lastschriften				
1. Herstellung	2,81E+01	2,82E+01	2,54E+01	3,27E+00
2. Betriebsmittel	1,51E+01	1,68E+01	1,51E+01	
3. Prozessemissionen	4,43E+02	4,43E+02	4,43E+02	
4. Restabfall	2,05E+02	8,21E+01	6,33E+01	1,24E+03
5. Transporte	3,43E+01	3,76E+01	3,89E+01	
6. BAK-Abfallbeutel			2,96E+00	
Summe Lastschriften	7,26E+02	6,08E+02	5,86E+02	1,24E+03
Gutschriften				
1. Kompostverwertung	3,60E+01	3,99E+01	4,12E+01	
Summe Gutschriften (Dünger)	3,60E+01	3,99E+01	4,12E+01	
Nettosumme	6,90E+02	5,68E+02	5,38E+02	1,24E+03

Tabelle E-2: Wirkungsabschätzung „Photooxidantienbildung“ (Angaben in g Ethylen-Äquivalente/Mg Bioabfall)

g Ethylen-Äqu./Mg Bioabfall	KON	WIND	BAK	DEP
Lastschriften				
1. Herstellung	1,07E+01	1,08E+01	7,19E+00	4,32E+00
2. Betriebsmittel	1,49E+00	1,66E+00	1,49E+00	
3. Prozessemissionen	3,84E+01	3,84E+01	3,84E+01	
4. Restabfall	5,61E+01	2,25E+01	1,73E+01	3,40E+02
5. Transporte	1,18E+01	1,29E+01	1,33E+01	
6. BAK-Abfallbeutel			1,98E+01	
Summe Lastschriften	1,18E+02	8,63E+01	9,75E+01	3,44E+02
Gutschriften				
1. Kompostverwertung	7,45E-01	8,26E-01	8,57E-01	
Summe Gutschriften (Dünger)	7,45E-01	8,26E-01	8,57E-01	
Nettosumme	1,17E+02	8,55E+01	9,66E+01	3,44E+02

Anlage E

Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der Varianten KON, WIND, BAK und DEP

Tabelle E-3: Wirkungsabschätzung „Versauerung“ (Angaben in g SO₂-Äquivalente/Mg Bioabfall)

g SO ₂ -Äqu./Mg Bioabfall	KON	WIND	BAK	DEP
Lastschriften				
1. Herstellung	2,27E+02	2,27E+02	2,02E+02	3,01E+01
2. Betriebsmittel	1,33E+02	1,47E+02	1,33E+02	
3. Prozessemissionen	1,53E+03	1,53E+03	1,53E+03	
4. Restabfall	1,67E+01	6,66E+00	5,15E+00	1,01E+02
5. Transporte	1,08E+01	1,19E+01	1,23E+01	
6. BAK-Abfallbeutel			3,34E+01	
Summe Lastschriften	1,92E+03	1,92E+03	1,92E+03	1,31E+02
Gutschriften				
1. Kompostverwertung	1,33E+02	1,48E+02	1,53E+02	
Summe Gutschriften (Dünger)	1,33E+02	1,48E+02	1,53E+02	
Nettosumme	1,79E+03	1,77E+03	1,77E+03	1,31E+02

Tabelle E-4: Wirkungsabschätzung „Eutrophierung“ (Angaben in g PO₄³⁻-Äquivalente/Mg Bioabfall)

g PO ₄ ³⁻ -Äqu./Mg Bioabfall	KON	WIND	BAK	DEP
Lastschriften				
1. Herstellung	1,30E-01	1,30E-01	1,02E-01	3,47E-02
2. Betriebsmittel	3,24E-06	3,60E-06	3,24E-06	
3. Prozessemissionen	k. A.	k. A.	k. A.	
4. Restabfall	7,64E+00	3,05E+00	2,36E+00	4,62E+01
5. Transporte	3,28E-07	3,60E-07	3,71E-07	
6. BAK-Abfallbeutel			3,65E+00	
Summe Lastschriften	7,77E+00	3,18E+00	6,11E+00	4,62E+01
Gutschriften				
1. Kompostverwertung	5,00E-07	5,54E-07	5,75E-07	
Summe Gutschriften (Dünger)	5,00E-07	5,54E-07	5,75E-07	
Nettosumme	7,77E+00	3,18E+00	6,11E+00	4,62E+01

Anlage F

Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der Variante MVA

Tabelle F: Wirkungsabschätzungen „Treibhauseffekt“ (Angaben in kg CO₂-Äquivalente/Mg Abfall), „Photooxidantienbildung“ (Angaben in g Ethylen-Äquivalente/Mg Abfall), „Versauerung“ (Angaben in g SO₂-Äquivalente/Mg Abfall) und „Eutrophierung“ (Angaben in g PO₄³⁻-Äquivalente/Mg Abfall)

Standard-MVA	kg CO ₂ -Äqu./Mg Abfall	g Ethylen-Äqu./Mg Abfall	g SO ₂ -Äqu./Mg Abfall	g PO ₄ ³⁻ -Äqu./Mg Abfall
Lastschriften				
Herstellung der LDPE-Abfallbeutel	3,27E+00	4,32E+00	3,01E+01	2,22E+00
Herstellung der Anlagen	1,19E+01	1,41E+00	3,61E+01	4,16E+00
Betrieblicher Aufwand	1,30E+01	1,71E+00	1,36E+01	1,44E+00
Prozess-Emissionen	3,00E+02	0,00E+00	5,76E+02	8,63E+01
Schlackeaufbereitung	5,31E+00	3,70E-01	8,26E+00	9,10E-01
Transport	3,55E+00	9,00E-01	1,38E+01	2,11E+00
Summe Lastschriften	3,37E+02	8,71E+00	6,78E+02	9,71E+01
Gutschriften				
Fe-Metall-Verwertung	3,14E+01	2,67E+00	1,16E+02	9,38E+00
Wärmenutzung	8,81E+01	3,45E+00	5,23E+01	-5,30E-01
Stromnutzung	1,54E+02	2,24E+00	1,97E+02	1,54E+01
	2,74E+02			
Summe Gutschriften	2,74E+02	8,36E+00	3,65E+02	2,42E+01
Nettosumme	6,30E+01	3,50E-01	3,13E+02	7,29E+01

Anlage G

Äquivalenzfaktoren zur Wirkungsbilanzierung

Tabelle G-1: CO₂-Äquivalenzfaktoren zur Berechnung der Beiträge zum Treibhauseffekt nach [97]

Substanz	CO₂-Äquivalenzfaktor (Betrachtungszeitraum 100 Jahre)
Kohlendioxid (CO ₂) ¹⁾	1
Methan (CH ₄) ¹⁾	21
Lachgas (N ₂ O) ¹⁾	310
Kohlenmonoxid (CO) ¹⁾	3
Stickoxide (NO _x) ¹⁾	8
NMVOC ¹⁾	11
Perfluormethan (CF ₄) ²⁾	6300
Perfluorethan (C ₂ F ₆) ²⁾	12500

1) nach [87]

2) nach [97]

Tabelle G-2: Ethylen-Äquivalenzfaktoren zur Berechnung der Beiträge zur Photooxidantienbildung nach [87], zitiert in [94]

Substanz	Ethylen-Äquivalenzfaktor
Methan (CH ₄)	0,007
NMVOC	0,416

Tabelle G-3: SO₂-Äquivalenzfaktoren zur Berechnung der Beiträge zur Versauerung nach [87], zitiert in [94]

Substanz	SO₂-Äquivalenzfaktor
Schwefeloxide (SO _x)	1,00
Stickoxide (NO _x)	0,70
Chlorwasserstoffe (HCl)	0,88
Fluorwasserstoffe (HF)	1,60
Ammoniak (NH ₃)	1,88
Schwefelwasserstoff (H ₂ S)	1,88

Anlage G

Äquivalenzfaktoren zur Wirkungsbilanzierung

Tabelle G-4: PO_4^{3-} -Äquivalenzfaktoren zur Berechnung der Beiträge zur Eutrophierung nach [87], zitiert in [94]

Substanz	PO_4^{3-} -Äquivalenzfaktor
Phosphat (PO_4^{3-})	1,00
Phosphor (P)	3,06
Stickoxide (NO_x)	0,13
Ammoniak (NH_3)	0,35
Stickstoff (N)	0,42
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) ¹⁾	0,022

1) Mit dem chemischen Sauerstoffbedarf, einem Parameter zur Quantifizierung der organischen Verbindungen in Wasserproben, wird hier der Eintrag von Kohlenstoff in Gewässer erfasst und der potenzielle Beitrag zur Eutrophierung berücksichtigt.

Anlage H

Emissionsdaten der Bundesrepublik Deutschland

Tabelle H-1: Emissionen treibhausrelevanter Gase in Deutschland 1999

Emissionen	CO ₂ -Äquivalenzfaktoren (100 Jahre) (kg CO ₂ /kg)	Gesamtemission BRD 1999 (in Mg) ³⁾	CO ₂ -Äquivalente BRD 1999 (Mg)
CO ₂	1 ¹⁾	859.000.000	895.000.000
CH ₄	21 ¹⁾	3.271.000	68.691.000
N ₂ O	310 ¹⁾	141.000	43.710.000
CO	3 ¹⁾	4.952.000	14.856.000
NO _x	8 ¹⁾	1.637.000	13.096.000
NMVOG	11 ¹⁾	1.651.000	18.161.000
CF ₄	6.300 ²⁾	k. A.	-
C ₂ F ₆	12.500 ²⁾	k. A.	-
Summe Gesamt	-	-	1.017.514.000

1) nach [87]

2) nach [97]

3) nach [98]

Tabelle H-2: Emissionen von Vorläufersubstanzen zur Photooxidantienbildung in Deutschland 1999

Emissionen	Ethylen-Äquivalenzfaktoren (kg Ethylen/kg) ¹⁾	Gesamtemission BRD 1999 (in Mg) ²⁾	Ethylen-Äquivalente BRD 1999 (Mg)
CH ₄	0,007	3.271.000	22.897
NMVOG	0,416	1.651.000	686.816
Summe Gesamt	-	-	709.713

1) nach [87]

2) nach [98]

Anlage H

Emissionsdaten der Bundesrepublik Deutschland

Tabelle H-3: Versauerung in Deutschland 1999

Emissionen	SO ₂ -Äquivalenzfaktoren (kg SO ₂ /kg) ¹⁾	Gesamtemission BRD 1999 (in Mg) ²⁾	SO ₂ -Äquivalente BRD 1999 (Mg)
SO _x	1,00	831.000	831.000
NO _x	0,70	1.637.000	1.145.900
HCl	0,88	0 ³⁾	0
HF	1,60	0 ³⁾	0
NH ₃	1,88	624.000	1.173.120
H ₂ S	1,88	k. A.	-
Summe Gesamt	-	-	3.150.020

1) nach [87]

2) nach [98]

3) keine Daten vorhanden; es ist von einem relativ geringen Beitrag auszugehen

Tabelle H-4: Eutrophierung in Deutschland 1997

Emissionen	PO ₄ ³⁻ -Äquivalenzfaktoren (kg PO ₄ ³⁻ /kg) ¹⁾	Gesamtemission BRD 1997 (in Mg) ²⁾	PO ₄ ³⁻ -Äquivalente BRD 1997 (Mg)
P _{ges}	3,06	37.000	113.220
N _{ges}	0,42	820.000	344.400
Summe Gesamt	-	-	457.620

1) nach [87]

2) nach [98]; im Bereich der eutrophierend wirkenden Stoffe existieren nur Angaben zu den Wasserinhaltsstoffen Stickstoff (N_{ges}) und Phosphor (P_{ges}). Der spezifische Beitrag wird daher in der Bilanz nur auf diese beiden Stoffe bezogen berechnet.

Tabelle H-5: Kompostierte Bioabfälle in Deutschland 1999

Kompostierte Bioabfälle	Aufkommen in Deutschland Mio. Mg 1999 ¹⁾
aus Haushaltungen und angeschlossenen Gewerbe einschließlich Garten- und Parkabfälle	7,5

1) nach [98]

Anlage I

Normierung und Ordnung der Wirkungskategorien (siehe Anlage 1)

Tabelle I-1: Vergleich der Varianten KON und WIND

Wirkungskategorie	spezifischer Beitrag			ökologische Gefährdung	distance-to-target
	KON	WIND	verbal		
Treibhauseffekt	5,09E-03	4,19E-03	A	A	A
Photooxidantienbildung	1,24E-03	9,03E-04	E	D	B
Versauerung	4,25E-03	4,22E-03	A	B	B
Eutrophierung	1,27E-04	5,21E-05	E	B	C

Tabelle I 2: Vergleich der Varianten KON und BAK

Wirkungskategorie	spezifischer Beitrag			ökologische Gefährdung	distance-to-target
	KON	BAK	verbal		
Treibhauseffekt	5,09E-03	3,97E-03	B	A	A
Photooxidantienbildung	1,24E-03	1,02E-03	D	D	B
Versauerung	4,25E-03	4,21E-03	A	B	B
Eutrophierung	1,27E-04	1,00E-04	E	B	C

Tabelle I-3: Vergleich der Varianten WIND und BAK

Wirkungskategorie	spezifischer Beitrag			ökologische Gefährdung	distance-to-target
	WIND	BAK	verbal		
Treibhauseffekt	4,19E-03	3,97E-03	A	A	A
Photooxidantienbildung	9,03E-04	1,02E-03	D	D	B
Versauerung	4,22E-03	4,21E-03	A	B	B
Eutrophierung	5,21E-05	1,00E-04	E	B	C

Anlage I

Normierung und Ordnung der Wirkungskategorien (siehe Anlage 1)

Tabelle I-4: Vergleich der Varianten KON und DEP

Wirkungskategorie	spezifischer Beitrag			ökologische Gefährdung	distance-to-target
	KON	DEP	verbal		
Treibhauseffekt	5,09E-03	9,14E-03	C	A	A
Photooxidantienbildung	1,24E-03	3,64E-03	E	D	B
Versauerung	4,25E-03	3,12E-04	E	B	B
Eutrophierung	1,27E-04	7,57E-04	E	B	C

Tabelle I-5: Vergleich der Varianten DEP und BAK

Wirkungskategorie	spezifischer Beitrag			ökologische Gefährdung	distance-to-target
	DEP	BAK	verbal		
Treibhauseffekt	9,14E-03	3,97E-03	C	A	A
Photooxidantienbildung	3,64E-03	1,02E-03	E	D	B
Versauerung	3,12E-04	4,21E-03	E	B	B
Eutrophierung	7,57E-04	1,00E-04	E	B	C

Tabelle I-6: Vergleich der Varianten DEP und WIND

Wirkungskategorie	spezifischer Beitrag			ökologische Gefährdung	distance-to-target
	DEP	WIND	verbal		
Treibhauseffekt	9,14E-03	4,19E-03	C	A	A
Photooxidantienbildung	3,64E-03	9,03E-04	E	D	B
Versauerung	3,12E-04	4,22E-03	E	B	B
Eutrophierung	7,57E-04	5,21E-05	E	B	C

Anlage I

Normierung und Ordnung der Wirkungskategorien (siehe Anlage 1)

Tabelle I-7: Vergleich der Varianten WIND und MVA

Wirkungskategorie	spezifischer Beitrag			ökologische Gefährdung	distance-to-target
	WIND	MVA	verbal		
Treibhauseffekt	4,19E-03	4,64E-04	E	A	A
Photooxidantienbildung	9,03E-04	3,70E-06	E	D	B
Versauerung	4,22E-03	7,45E-04	E	B	B
Eutrophierung	5,21E-05	1,19E-03	E	B	C

Anlage J

Wirkungsabschätzung des Einsatzes von BAK-Abfallbeuteln

Tabelle J-1: Wirkungsabschätzung des Einsatzes von 1.000 biologisch abbaubaren Abfallbeuteln in Anlehnung an [96]

	Herstellung	Transport (Granulat, Abfallbeutel)	Kompostierung (ohne Bioabfall)
Treibhauseffekt (kg CO ₂ -Äquivalente)	1,07E+01	1,68E+00	2,04E-01
Photooxidantienbildung (kg Ethylen-Äquivalente)	6,71E-02	1,67E-02	4,00E-04
Versauerung (kg SO ₂ -Äquivalente)	1,27E-01	1,46E-02	2,10E-04
Eutrophierung (kg PO ₄ ³⁻ -Äquivalente)	1,33E-02	2,20 E-03	1,00E-05

Anlage K

Ermittlung der ökologischen Priorität einer Wirkungskategorie

Tabelle K-1: Zusammenfassung der Einzelbeurteilungen der Kriterien „ökologische Gefährdung“, „distance-to-target“ und „spezifischer Beitrag“ zum Beurteilungskriterium „ökologische Priorität“ nach [91]

Verbale Einzelbeurteilungen der Kriterien			ökologische Priorität
ökologische Gefährdung	distance-to-target	spezifischer Beitrag	
A	A	A	sehr groß
B	A	A	sehr groß
C	A	A	groß
D	A	A	groß
E	A	A	groß
B	B	A	groß
C	B	A	groß
D	B	A	groß
E	B	A	mittel
C	C	A	groß
D	C	A	mittel
E	C	A	mittel
D	D	A	mittel
E	D	A	mittel
E	E	A	gering
B	B	B	groß
C	B	B	groß
D	B	B	mittel
E	B	B	mittel
C	C	B	mittel
D	C	B	mittel
E	C	B	mittel
D	D	B	mittel
E	D	B	gering
E	E	B	gering
C	C	C	mittel
D	C	C	mittel
E	C	C	gering
D	D	C	gering
E	D	C	gering
E	E	C	gering
D	D	D	gering
E	D	D	gering
E	E	D	sehr gering
E	E	E	sehr gering

Anlage L

Zusammenführung der Wirkungsindikatorergebnisse

Tabelle L-1: Vergleich der Varianten KON und WIND

Wirkungskategorie	Mehrbelastung in %		ökologische Priorität
	KON	WIND	
Treibhauseffekt	21		sehr groß
Photooxidantienbildung	37		gering
Versauerung	1		groß
Eutrophierung	144		mittel

Tabelle L-2: Vergleich der Varianten KON und BAK

Wirkungskategorie	Mehrbelastung in %		ökologische Priorität
	KON	BAK	
Treibhauseffekt	28		sehr groß
Photooxidantienbildung	21		mittel
Versauerung	1		groß
Eutrophierung	27		mittel

Tabelle L-3: Vergleich der Varianten WIND und BAK

Wirkungskategorie	Mehrbelastung in %		ökologische Priorität
	WIND	BAK	
Treibhauseffekt	6		sehr groß
Photooxidantienbildung		13	mittel
Versauerung	1		groß
Eutrophierung		92	mittel

Anlage L

Zusammenführung der Wirkungsindikatorergebnisse

Tabelle L-4: Vergleich der Varianten KON und DEP

Wirkungskategorie	Mehrbelastung in %		ökologische Priorität
	KON	DEP	
Treibhauseffekt		80	groß
Photooxidantienbildung		193	gering
Versauerung	1264		mittel
Eutrophierung		495	mittel

Tabelle L-5: Vergleich der Varianten DEP und BAK

Wirkungskategorie	Mehrbelastung in %		ökologische Priorität
	DEP	BAK	
Treibhauseffekt	130		groß
Photooxidantienbildung	257		gering
Versauerung		1249	mittel
Eutrophierung	657		mittel

Tabelle L-6: Vergleich der Varianten DEP und WIND

Wirkungskategorie	Mehrbelastung in %		ökologische Priorität
	DEP	WIND	
Treibhauseffekt	118		groß
Photooxidantienbildung	303		gering
Versauerung		1252	mittel
Eutrophierung	1352		mittel

Anlage L

Zusammenführung der Wirkungsindikatorergebnisse

Tabelle L-7: Vergleich der Varianten WIND und MVA

Wirkungskategorie	Mehrbelastung in %		ökologische Priorität
	WIND	MVA	
Treibhauseffekt	803		groß
Photooxidantienbildung	24305		gering
Versauerung	466		mittel
Eutrophierung		2184	mittel

Anlage M

Sensitivitätsanalyse - Ergebnisse der Sachbilanz¹⁾ der Varianten BAK 80%, BAK 100% und BAK 50%

Tabelle M-1: Sachbilanz „Kohlendioxid (CO₂)“ (Angaben in g CO₂/Mg Bioabfall)

g CO ₂ /Mg Bioabfall	BAK 80%	BAK 100%	BAK 50%
Lastschriften			
1. Herstellung			
a) PP	1,56E+04	1,56E+04	1,56E+04
b) LDPE	5,22E+02	0	1,38E+03
c) Kies	3,72E+02	3,72E+02	3,72E+02
d) Beton B 25	3,94E+03	3,94E+03	3,94E+03
e) Beton	5,65E+01	5,65E+01	5,65E+01
f) Spanplatten	1,21E+01	1,21E+01	1,21E+01
g) Steinwolle	2,91E+01	2,91E+01	2,91E+01
h) Stahlblech	1,56E+03	1,56E+03	1,56E+03
i) Gummi	9,87E+00	9,87E+00	9,87E+00
Summe Herstellung	2,21E+04	2,16E+04	2,30E+04
2. Betriebsmittel			
a) Dieselkraftstoff	1,32E+04	1,32E+04	1,32E+04
b) Elektrizität	2,01E+01	2,01E+01	2,01E+01
3. Prozessemissionen	2,81E+05	2,81E+05	2,81E+05
4. Restabfall	1,14E+04	8,29E+03	2,11E+04
5. Transporte			
a) Herstellung der Anlage	1,80E+02	1,80E+02	1,80E+02
b) Kompostverwertung	1,35E+03	1,39E+03	1,29E+03
Summe Lastschriften	3,29E+05	3,26E+05	3,40E+05
Gutschriften			
1. Kompostverwertung			
a) N-Dünger	5,34E+03	5,51E+03	5,08E+03
b) P-Dünger	7,77E+03	8,02E+03	7,40E+03
c) K-Dünger	2,31E+02	2,38E+02	2,19E+02
d) Ca-Dünger	1,39E+04	1,43E+04	1,32E+04
Summe Gutschriften	2,72E+04	2,81E+04	2,59E+04
Nettosumme	3,02E+05	2,98E+05	3,14E+05

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage M

Sensitivitätsanalyse - Ergebnisse der Sachbilanz¹⁾ der Varianten BAK 80%, BAK 100% und BAK 50%

Tabelle M-2: Sachbilanz „Methan (CH₄)“ (Angaben in g CH₄/Mg Bioabfall)

g CH ₄ /Mg Bioabfall	BAK 80%	BAK 100%	BAK 50%
Lastschriften			
1. Herstellung			
a) PP	7,78E+01	7,78E+01	7,78E+01
b) LDPE	2,18E+00	0	5,76E+00
c) Kies	6,62E-01	6,62E-01	6,62E-01
d) Beton B 25	4,64E+00	4,64E+00	4,64E+00
e) Beton	6,48E-02	6,48E-02	6,48E-02
f) Spanplatten	5,45E-02	5,45E-02	5,45E-02
g) Steinwolle	1,63E-01	1,63E-01	1,63E-01
h) Stahlblech	8,51E+00	8,51E+00	8,51E+00
i) Gummi	2,27E-02	2,27E-02	2,27E-02
Summe Herstellung	9,41E+01	9,19E+01	9,76E+01
2. Betriebsmittel			
a) Dieselkraftstoff	1,34E+01	1,34E+01	1,34E+01
b) Elektrizität	5,43E-02	5,43E-02	5,43E-02
3. Prozessemissionen			
	5,48E+03	5,48E+03	5,48E+03
4. Restabfall			
	2,47E+03	1,79E+03	4,55E+03
5. Transporte			
a) Herstellung der Anlage	2,08E+02	2,08E+02	2,08E+02
b) Kompostverwertung	1,56E+03	1,61E+03	1,48E+03
Summe Lastschriften	9,82E+03	9,19E+03	1,03E+04
Gutschriften			
1. Kompostverwertung			
a) N-Dünger	8,72E+00	9,00E+00	8,31E+00
b) P-Dünger	2,43E+01	2,51E+01	2,31E+01
c) K-Dünger	5,98E-01	6,17E-01	5,69E-01
d) Ca-Dünger	1,28E+01	1,32E+01	1,22E+01
Summe Gutschriften	4,64E+01	4,79E+01	4,42E+01
Nettosumme	9,77E+03	9,14E+03	1,03E+04

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage M

Sensitivitätsanalyse - Ergebnisse der Sachbilanz¹⁾ der Varianten BAK 80%, BAK 100% und BAK 50%

Tabelle M-3: Sachbilanz „Lachgas (N₂O)“ (Angaben in g N₂O/Mg Bioabfall)

g N ₂ O/Mg Bioabfall	BAK 80%	BAK 100%	BAK 50%
Lastschriften			
1. Herstellung			
a) PP	2,33E-04	2,33E-04	2,33E-04
b) LDPE	4,05E-05	0,00E+00	1,07E-04
c) Kies	1,43E-02	1,43E-02	1,43E-02
d) Beton B 25	9,70E-02	9,70E-02	9,70E-02
e) Beton	1,36E-03	1,36E-03	1,36E-03
f) Spanplatten	1,77E-03	1,77E-03	1,77E-03
g) Steinwolle	3,62E-04	3,62E-04	3,62E-04
h) Stahlblech	1,92E-02	1,92E-02	1,92E-02
i) Gummi	5,49E-04	5,49E-04	5,49E-04
Summe Herstellung	1,35E-01	1,35E-01	1,35E-01
2. Betriebsmittel			
a) Dieselkraftstoff	5,52E-03	5,52E-03	5,52E-03
b) Elektrizität	4,15E-02	4,15E-02	4,15E-02
3. Prozessemissionen			
	1,52E+02	1,52E+02	1,52E+02
4. Restabfall			
	2,01E-02	1,46E-02	3,70E-02
5. Transporte			
a) Herstellung der Anlage	5,52E-03	5,52E-03	5,52E-03
b) Kompostverwertung	4,15E-02	4,28E-02	3,95E-02
Summe Lastschriften	1,52E+02	1,52E+02	1,52E+02
Gutschriften			
1. Kompostverwertung			
a) N-Dünger	3,67E+01	3,79E+01	3,50E+01
b) P-Dünger	2,88E-01	2,97E-01	2,74E-01
c) K-Dünger	6,19E-03	6,38E-03	5,88E-03
d) Ca-Dünger	1,31E-01	1,35E-01	1,25E-01
Summe Gutschriften	3,71E+01	3,84E+01	3,54E+01
Nettosumme	1,15E+02	1,14E+02	1,17E+02

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage M

Sensitivitätsanalyse - Ergebnisse der Sachbilanz¹⁾ der Varianten BAK 80%, BAK 100% und BAK 50%

Tabelle M-4: Sachbilanz „Kohlenmonoxid (CO)“ (Angaben in g CO/Mg Bioabfall)

g CO/Mg Bioabfall	BAK 80%	BAK 100%	BAK 50%
Lastschriften			
1. Herstellung			
a) PP	9,14E+00	9,14E+00	9,14E+00
b) LDPE	4,19E-01	0,00E+00	1,10E+00
c) Kies	5,36E-01	5,36E-01	5,36E-01
d) Beton B 25	1,80E+00	1,80E+00	1,80E+00
e) Beton	2,40E-02	2,40E-02	2,40E-02
f) Spanplatten	6,50E-02	6,50E-02	6,50E-02
g) Steinwolle	2,15E+00	2,15E+00	2,15E+00
h) Stahlblech	2,39E+01	2,39E+01	2,39E+01
i) Gummi	5,79E-03	5,79E-03	5,79E-03
Summe Herstellung	3,81E+01	3,77E+01	3,88E+01
2. Betriebsmittel			
a) Dieselkraftstoff	3,55E+01	3,55E+01	3,55E+01
b) Elektrizität	2,05E-02	2,05E-02	2,05E-02
3. Prozessemissionen			
	k. A.	k. A.	k. A.
4. Restabfall			
	1,38E+00	1,00E+00	2,54E+00
5. Transporte			
a) Herstellung der Anlage	4,89E-01	4,89E-01	4,89E-01
b) Kompostverwertung	3,67E+00	3,79E+00	3,50E+00
Summe Lastschriften	7,92E+01	7,85E+01	8,08E+01
Gutschriften			
1. Kompostverwertung			
a) N-Dünger	1,48E+00	1,53E+00	1,41E+00
b) P-Dünger	4,80E+00	4,95E+00	4,57E+00
c) K-Dünger	1,43E-01	1,48E-01	1,36E-01
d) Ca-Dünger	3,05E+02	3,14E+02	2,90E+02
Summe Gutschriften	3,11E+02	3,21E+02	2,96E+02
Nettosumme	-2,32E+02	-2,43E+02	-2,15E+02

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage M

Sensitivitätsanalyse - Ergebnisse der Sachbilanz¹⁾ der Varianten BAK 80%, BAK 100% und BAK 50%

Tabelle M-5: Sachbilanz „Perfluormethan (CF₄)“ (Angaben in g CF₄/Mg Bioabfall)

g CF ₄ /Mg Bioabfall	BAK 80%	BAK 100%	BAK 50%
Lastschriften			
1. Herstellung			
a) PP	k. A.	k. A.	k. A.
b) LDPE	k. A.	k. A.	k. A.
c) Kies	5,39E-06	5,39E-06	5,39E-06
d) Beton B 25	2,17E-05	2,17E-05	2,17E-05
e) Beton	2,88E-07	2,88E-07	2,88E-07
f) Spanplatten	1,97E-07	1,97E-07	1,97E-07
g) Steinwolle	1,75E-07	1,75E-07	1,75E-07
h) Stahlblech	7,98E-06	7,98E-06	7,98E-06
i) Gummi	1,29E-07	1,29E-07	1,29E-07
Summe Herstellung	3,58E-05	3,58E-05	3,58E-05
2. Betriebsmittel			
a) Dieselkraftstoff	1,31E-06	1,31E-06	1,31E-06
b) Elektrizität	2,36E-09	2,36E-09	2,36E-09
3. Prozessemissionen			
	k. A.	k. A.	k. A.
4. Restabfall			
	1,70E-07	1,23E-07	3,13E-07
5. Transporte			
a) Herstellung der Anlage	5,12E-08	5,12E-08	5,12E-08
b) Kompostverwertung	3,85E-07	3,97E-07	3,66E-07
Summe Lastschriften	3,77E-05	3,77E-05	3,79E-05
Gutschriften			
1. Kompostverwertung			
a) N-Dünger	-1,48E-07	-1,53E-07	-1,41E-07
b) P-Dünger	2,87E-05	2,96E-05	2,74E-05
c) K-Dünger	2,24E-06	2,30E-06	2,13E-06
d) Ca-Dünger	8,02E-06	8,28E-06	7,64E-06
Summe Gutschriften	3,88E-05	4,01E-05	3,70E-05
Nettosumme	-1,10E-06	-2,40E-06	9,00E-07

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage M

Sensitivitätsanalyse - Ergebnisse der Sachbilanz¹⁾ der Varianten BAK 80%, BAK 100% und BAK 50%

Tabelle M-6: Sachbilanz „Perfluoraethan (C₂F₆)“ (Angaben in g C₂F₆/Mg Bioabfall)

g C ₂ F ₆ /Mg Bioabfall	BAK 80%	BAK 100%	BAK 50%
Lastschriften			
1. Herstellung			
a) PP	k. A.	k. A.	k. A.
b) LDPE	k. A.	k. A.	k. A.
c) Kies	6,77E-07	6,77E-07	6,77E-07
d) Beton B 25	2,72E-06	2,72E-06	2,72E-06
e) Beton	3,62E-08	3,62E-08	3,62E-08
f) Spanplatten	2,47E-08	2,47E-08	2,47E-08
g) Steinwolle	2,19E-08	2,19E-08	2,19E-08
h) Stahlblech	1,00E-06	1,00E-06	1,00E-06
i) Gummi	1,62E-08	1,62E-08	1,62E-08
Summe Herstellung	4,50E-06	4,50E-06	4,50E-06
2. Betriebsmittel			
a) Dieselkraftstoff	1,65E-07	1,65E-07	1,65E-07
b) Elektrizität	2,97E-10	2,97E-10	2,97E-10
3. Prozessemissionen			
	k. A.	k. A.	k. A.
4. Restabfall			
	2,14E-08	1,55E-08	3,94E-08
5. Transporte			
a) Herstellung der Anlage	6,44E-09	6,44E-09	6,44E-09
b) Kompostverwertung	4,84E-08	4,99E-08	4,60E-08
Summe Lastschriften	4,74E-06	4,74E-06	4,76E-06
Gutschriften			
1. Kompostverwertung			
a) N-Dünger	-1,86E-08	-1,92E-08	-1,77E-08
b) P-Dünger	3,61E-06	3,72E-06	3,44E-06
c) K-Dünger	2,81E-07	2,90E-07	2,67E-07
d) Ca-Dünger	1,01E-06	1,04E-06	9,60E-07
Summe Gutschriften	4,88E-06	5,03E-06	4,65E-06
Nettosumme	-1,40E-07	-2,90E-07	1,10E-07

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage M

Sensitivitätsanalyse - Ergebnisse der Sachbilanz¹⁾ der Varianten BAK 80%, BAK 100% und BAK 50%

Tabelle M-7: Sachbilanz „NMVOC“ (Angaben in g NMVOC/Mg Bioabfall)

g NMVOC/Mg Bioabfall	BAK 80%	BAK 100%	BAK 50%
Lastschriften			
1. Herstellung			
a) PP	1,23E+01	1,23E+01	1,23E+01
b) LDPE	1,93E+00	0,00E+00	5,10E+00
c) Kies	5,61E-02	5,61E-02	5,61E-02
d) Beton B 25	4,51E-01	4,51E-01	4,51E-01
e) Beton	5,98E-03	5,98E-03	5,98E-03
f) Spanplatten	2,40E-02	2,40E-02	2,40E-02
g) Steinwolle	2,60E-02	2,60E-02	2,60E-02
h) Stahlblech	8,40E-01	8,40E-01	8,40E-01
i) Gummi	1,77E-02	1,77E-02	1,77E-02
Summe Herstellung	1,57E+01	1,38E+01	1,88E+01
2. Betriebsmittel			
a) Dieselkraftstoff	3,35E+00	3,35E+00	3,35E+00
b) Elektrizität	2,38E-03	2,38E-03	2,38E-03
3. Prozessemissionen			
	k. A.	k. A.	k. A.
4. Restabfall			
	1,30E-01	9,44E-02	2,40E-01
5. Transporte			
a) Herstellung der Anlage	2,62E-01	2,62E-01	2,62E-01
b) Kompostverwertung	1,97E+00	2,03E+00	1,87E+00
Summe Lastschriften	2,14E+01	1,95E+01	2,46E+01
Gutschriften			
1. Kompostverwertung			
a) N-Dünger	3,50E-01	3,62E-01	3,34E-01
b) P-Dünger	4,55E-01	4,69E-01	4,33E-01
c) K-Dünger	1,85E-02	1,91E-02	1,76E-02
d) Ca-Dünger	4,52E-01	4,66E-01	4,30E-01
Summe Gutschriften	1,28E+00	1,32E+00	1,21E+00
Nettosumme	2,01E+01	1,82E+01	2,34E+01

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage M

Sensitivitätsanalyse - Ergebnisse der Sachbilanz¹⁾ der Varianten BAK 80%, BAK 100% und BAK 50%

Tabelle M-8: Sachbilanz „Schwefeloxide (SO_x)“ (Angaben in g SO_x/Mg Bioabfall)

g SO _x /Mg Bioabfall	BAK 80%	BAK 100%	BAK 50%
Lastschriften			
1. Herstellung			
a) PP	1,05E+02	1,05E+02	1,05E+02
b) LDPE	3,40E+00	0,00E+00	8,97E+00
c) Kies	3,97E-01	3,97E-01	3,97E-01
d) Beton B 25	1,34E+00	1,34E+00	1,34E+00
e) Beton	1,77E-02	1,77E-02	1,77E-02
f) Spanplatten	2,00E-02	2,00E-02	2,00E-02
g) Steinwolle	6,63E-02	6,63E-02	6,63E-02
h) Stahlblech	2,62E+00	2,62E+00	2,62E+00
i) Gummi	1,85E-02	1,85E-02	1,85E-02
Summe Herstellung	1,13E+02	1,10E+02	1,19E+02
2. Betriebsmittel			
a) Dieselkraftstoff	2,05E+01	2,05E+01	2,05E+01
b) Elektrizität	7,74E-04	7,74E-04	7,74E-04
3. Prozessemissionen			
	k. A.	k. A.	k. A.
4. Restabfall			
	7,96E-01	5,78E-01	1,47E+00
5. Transporte			
a) Herstellung der Anlage	2,82E-01	2,82E-01	2,82E-01
b) Kompostverwertung	2,12E+00	2,18E+00	2,01E+00
Summe Lastschriften	1,37E+02	1,33E+02	1,43E+02
Gutschriften			
1. Kompostverwertung			
a) N-Dünger	-1,53E+00	-1,58E+00	-1,45E+00
b) P-Dünger	9,51E+01	9,81E+01	9,05E+01
c) K-Dünger	5,82E-02	6,00E-02	5,53E-02
d) Ca-Dünger	1,04E+00	1,07E+00	9,91E-01
Summe Gutschriften	9,47E+01	9,77E+01	9,01E+01
Nettosumme	4,23E+01	3,53E+01	5,29E+01

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage M

Sensitivitätsanalyse - Ergebnisse der Sachbilanz¹⁾ der Varianten BAK 80%, BAK 100% und BAK 50%

Tabelle M-9: Sachbilanz „Stickoxide (NO_x)“ (Angaben in g NO_x/Mg Bioabfall)

g NO _x /Mg Bioabfall	BAK 80%	BAK 100%	BAK 50%
Lastschriften			
1. Herstellung			
a) PP	1,06E+02	1,06E+02	1,06E+02
b) LDPE	3,22E+00	0,00E+00	8,50E+00
c) Kies	2,27E+00	2,27E+00	2,27E+00
d) Beton B 25	1,03E+01	1,03E+01	1,03E+01
e) Beton	1,43E-01	1,43E-01	1,43E-01
f) Spanplatten	6,70E-02	6,70E-02	6,70E-02
g) Steinwolle	3,75E-02	3,75E-02	3,75E-02
h) Stahlblech	3,35E+00	3,35E+00	3,35E+00
i) Gummi	2,65E-02	2,65E-02	2,65E-02
Summe Herstellung	1,26E+02	1,23E+02	1,31E+02
2. Betriebsmittel			
a) Dieselkraftstoff	1,60E+02	1,60E+02	1,60E+02
b) Elektrizität	3,76E-02	3,76E-02	3,76E-02
3. Prozessemissionen			
	k. A.	k. A.	k. A.
4. Restabfall			
	6,17E+00	4,47E+00	1,14E+01
5. Transporte			
a) Herstellung der Anlage	1,65E+00	1,65E+00	1,65E+00
b) Kompostverwertung	1,24E+01	1,28E+01	1,18E+01
Summe Lastschriften	3,06E+02	3,02E+02	3,16E+02
Gutschriften			
1. Kompostverwertung			
a) N-Dünger	2,96E+01	3,06E+01	2,82E+01
b) P-Dünger	3,85E+01	3,97E+01	3,66E+01
c) K-Dünger	2,85E-01	2,93E-01	2,71E-01
d) Ca-Dünger	8,19E+00	8,45E+00	7,80E+00
Summe Gutschriften	7,66E+01	7,91E+01	7,30E+01
Nettosumme	2,29E+02	2,23E+02	2,43E+02

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage M

Sensitivitätsanalyse - Ergebnisse der Sachbilanz¹⁾ der Varianten BAK 80%, BAK 100% und BAK 50%

Tabelle M-10: Sachbilanz „Chlorwasserstoff (HCl)“ (Angaben in g HCl/Mg Bioabfall)

g HCl/Mg Bioabfall	BAK 80%	BAK 100%	BAK 50%
Lastschriften			
1. Herstellung			
a) PP	9,88E-01	9,88E-01	9,88E-01
b) LDPE	2,97E-02	0,00E+00	7,84E-02
c) Kies	6,22E-03	6,22E-03	6,22E-03
d) Beton B 25	2,74E-02	2,74E-02	2,74E-02
e) Beton	3,66E-04	3,66E-04	3,66E-04
f) Spanplatten	2,61E-04	2,61E-04	2,61E-04
g) Steinwolle	7,63E-04	7,63E-04	7,63E-04
h) Stahlblech	6,25E-03	6,25E-03	6,25E-03
i) Gummi	9,46E-05	9,46E-05	9,46E-05
Summe Herstellung	1,06E+00	1,03E+00	1,11E+00
2. Betriebsmittel			
a) Dieselkraftstoff	4,03E-02	4,03E-02	4,03E-02
b) Elektrizität	2,76E-05	2,76E-05	2,76E-05
3. Prozessemissionen			
	k. A.	k. A.	k. A.
4. Restabfall			
	4,12E-02	2,99E-02	7,60E-02
5. Transporte			
a) Herstellung der Anlage	5,22E-04	5,22E-04	5,22E-04
b) Kompostverwertung	3,92E-03	4,04E-03	3,73E-03
Summe Lastschriften	1,15E+00	1,10E+00	1,23E+00
Gutschriften			
1. Kompostverwertung			
a) N-Dünger	-1,67E-01	-1,73E-01	-1,59E-01
b) P-Dünger	3,30E+00	3,41E+00	3,14E+00
c) K-Dünger	2,55E-03	2,63E-03	2,43E-03
d) Ca-Dünger	1,50E-02	1,55E-02	1,43E-02
Summe Gutschriften	3,15E+00	3,25E+00	3,00E+00
Nettosumme	-2,00E+00	-2,15E+00	-1,77E+00

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage M

Sensitivitätsanalyse - Ergebnisse der Sachbilanz¹⁾ der Varianten BAK 80%, BAK 100% und BAK 50%

Tabelle M-11: Sachbilanz „Fluorwasserstoff (HF)“ (Angaben in g HF/Mg Bioabfall)

g HF/Mg Bioabfall	BAK 80%	BAK 100%	BAK 50%
Lastschriften			
1. Herstellung			
a) PP	5,64E-02	5,64E-02	5,64E-02
b) LDPE	1,55E-03	0,00E+00	4,09E-03
c) Kies	4,24E-04	4,24E-04	4,24E-04
d) Beton B 25	1,55E-03	1,55E-03	1,55E-03
e) Beton	2,02E-05	2,02E-05	2,02E-05
f) Spanplatten	1,72E-05	1,72E-05	1,72E-05
g) Steinwolle	1,04E-04	1,04E-04	1,04E-04
h) Stahlblech	3,32E-04	3,32E-04	3,32E-04
i) Gummi	1,06E-05	1,06E-05	1,06E-05
Summe Herstellung	6,04E-02	5,89E-02	6,30E-02
2. Betriebsmittel			
a) Dieselkraftstoff	3,25E-03	3,25E-03	3,25E-03
b) Elektrizität	2,09E-06	2,09E-06	2,09E-06
3. Prozessemissionen			
	k. A.	k. A.	k. A.
4. Restabfall			
	6,44E-04	4,67E-04	1,19E-03
5. Transporte			
a) Herstellung der Anlage	4,29E-05	4,29E-05	4,29E-05
b) Kompostverwertung	3,22E-04	3,33E-04	3,07E-04
Summe Lastschriften	6,47E-02	6,30E-02	6,78E-02
Gutschriften			
1. Kompostverwertung			
a) N-Dünger	-5,37E-03	-5,54E-03	-5,11E-03
b) P-Dünger	3,49E-01	3,60E-01	3,32E-01
c) K-Dünger	1,73E-04	1,78E-04	1,65E-04
d) Ca-Dünger	9,60E-04	9,91E-04	9,14E-04
Summe Gutschriften	3,45E-01	3,56E-01	3,28E-01
Nettosumme	-2,80E-01	-2,93E-01	-2,60E-01

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage M

Sensitivitätsanalyse - Ergebnisse der Sachbilanz¹⁾ der Varianten BAK 80%, BAK 100% und BAK 50%

Tabelle M-12: Sachbilanz „Ammoniak (NH₃)“ (Angaben in g NH₃/Mg Bioabfall)

g NH ₃ /Mg Bioabfall	BAK 80%	BAK 100%	BAK 50%
Lastschriften			
1. Herstellung			
a) PP	k. A.	k. A.	k. A.
b) LDPE	k. A.	k. A.	k. A.
c) Kies	3,38E-06	3,38E-06	3,38E-06
d) Beton B 25	7,84E-04	7,84E-04	7,84E-04
e) Beton	9,76E-06	9,76E-06	9,76E-06
f) Spanplatten	4,09E-06	4,09E-06	4,09E-06
g) Steinwolle	6,30E-08	6,30E-08	6,30E-08
h) Stahlblech	5,93E-05	5,93E-05	5,93E-05
i) Gummi	4,53E-06	4,53E-06	4,53E-06
Summe Herstellung	8,66E-04	8,66E-04	8,66E-04
2. Betriebsmittel			
a) Dieselkraftstoff	2,40E-04	2,40E-04	2,40E-04
b) Elektrizität	8,62E-09	8,62E-09	8,62E-09
3. Prozessemissionen			
	5,28E+02	5,28E+02	5,28E+02
4. Restabfall			
	9,33E-06	6,77E-06	1,72E-05
5. Transporte			
a) Herstellung der Anlage	7,73E-04	7,73E-04	7,73E-04
b) Kompostverwertung	5,81E-03	5,99E-03	5,53E-03
Summe Lastschriften	5,28E+02	5,28E+02	5,28E+02
Gutschriften			
1. Kompostverwertung			
a) N-Dünger	6,68E-01	6,89E-01	6,36E-01
b) P-Dünger	2,51E-04	2,59E-04	2,39E-04
c) K-Dünger	1,38E-07	1,42E-07	1,31E-07
d) Ca-Dünger	8,58E-06	8,85E-06	8,16E-06
Summe Gutschriften	6,68E-01	6,90E-01	6,36E-01
Nettosumme	5,27E+02	5,27E+02	5,27E+02

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage M

Sensitivitätsanalyse - Ergebnisse der Sachbilanz¹⁾ der Varianten BAK 80%, BAK 100% und BAK 50%

Tabelle M-13: Sachbilanz „Schwefelwasserstoff (H₂S)“ (Angaben in g H₂S/Mg Bioabfall)

g H ₂ S/Mg Bioabfall	BAK 80%	BAK 100%	BAK 50%
Lastschriften			
1. Herstellung			
a) PP	6,22E-03	6,22E-03	6,22E-03
b) LDPE	7,18E-04	0,00E+00	1,89E-03
c) Kies	2,16E-07	2,16E-07	2,16E-07
d) Beton B 25	5,53E-07	5,53E-07	5,53E-07
e) Beton	6,77E-09	6,77E-09	6,77E-09
f) Spanplatten	1,50E-07	1,50E-07	1,50E-07
g) Steinwolle	-5,50E-09	-5,50E-09	-5,50E-09
h) Stahlblech	1,44E-06	1,44E-06	1,44E-06
i) Gummi	6,21E-09	6,21E-09	6,21E-09
Summe Herstellung	6,94E-03	6,23E-03	8,12E-03
2. Betriebsmittel			
a) Dieselkraftstoff	1,70E-06	1,70E-06	1,70E-06
b) Elektrizität	2,57E-07	2,57E-07	2,57E-07
3. Prozessemissionen			
	2,86E+02	2,86E+02	2,86E+02
4. Restabfall			
	6,99E-08	5,07E-08	1,29E-07
5. Transporte			
a) Herstellung der Anlage	2,04E-08	2,04E-08	2,04E-08
b) Kompostverwertung	1,53E-07	1,58E-07	1,46E-07
Summe Lastschriften	2,86E+02	2,86E+02	2,86E+02
Gutschriften			
1. Kompostverwertung			
a) N-Dünger	8,30E-05	8,57E-05	7,91E-05
b) P-Dünger	-4,69E-06	-4,84E-06	-4,47E-06
c) K-Dünger	1,98E-06	2,04E-06	1,89E-06
d) Ca-Dünger	3,20E-05	3,30E-05	3,05E-05
Summe Gutschriften	1,12E-04	1,16E-04	1,07E-04
Nettosumme	2,86E+02	2,86E+02	2,86E+02

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage M

Sensitivitätsanalyse - Ergebnisse der Sachbilanz¹⁾ der Varianten BAK 80%, BAK 100% und BAK 50%

Tabelle M-14: Sachbilanz „Stickstoff (N)“ (Angaben in g N/Mg Bioabfall)

g N/Mg Bioabfall	BAK 80%	BAK 100%	BAK 50%
Lastschriften			
1. Herstellung			
a) PP	1,30E-01	1,30E-01	1,30E-01
b) LDPE	5,56E-03	0,00E+00	1,47E-02
c) Kies	1,03E-07	1,03E-07	1,03E-07
d) Beton B 25	2,90E-07	2,90E-07	2,90E-07
e) Beton	3,77E-09	3,77E-09	3,77E-09
f) Spanplatten	1,17E-09	1,17E-09	1,17E-09
g) Steinwolle	3,25E-09	3,25E-09	3,25E-09
h) Stahlblech	1,83E-07	1,83E-07	1,83E-07
i) Gummi	1,13E-08	1,13E-08	1,13E-08
Summe Herstellung	1,35E-01	1,30E-01	1,44E-01
2. Betriebsmittel			
a) Dieselkraftstoff	7,71E-06	7,71E-06	7,71E-06
b) Elektrizität	3,37E-11	3,37E-11	3,37E-11
3. Prozessemissionen			
	k. A.	k. A.	k. A.
4. Restabfall			
	5,61E+00	4,07E+00	1,03E+01
5. Transporte			
a) Herstellung der Anlage	1,04E-07	1,04E-07	1,04E-07
b) Kompostverwertung	7,80E-07	8,04E-07	7,42E-07
Summe Lastschriften	5,75E+00	4,20E+00	1,05E+01
Gutschriften			
1. Kompostverwertung			
a) N-Dünger	-2,20E-09	-2,27E-09	-2,09E-09
b) P-Dünger	1,23E-06	1,27E-06	1,18E-06
c) K-Dünger	1,16E-09	1,19E-09	1,10E-09
d) Ca-Dünger	1,35E-07	1,39E-07	1,28E-07
Summe Gutschriften	1,36E-06	1,41E-06	1,30E-06
Nettosumme	5,75E+00	4,20E+00	1,05E+00

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage M

Sensitivitätsanalyse - Ergebnisse der Sachbilanz¹⁾ der Varianten BAK 80%, BAK 100% und BAK 50%

Tabelle M-15: Sachbilanz „Phosphor (P)“ (Angaben in g P/Mg Bioabfall)

g P/Mg Bioabfall	BAK 80%	BAK 100%	BAK 50%
Lastschriften			
1. Herstellung			
a) PP	1,34E-02	1,34E-02	1,34E-02
b) LDPE	1,37E-03	0,00E+00	3,63E-03
c) Kies	k. A.	k. A.	k. A.
d) Beton B 25	k. A.	k. A.	k. A.
e) Beton	k. A.	k. A.	k. A.
f) Spanplatten	k. A.	k. A.	k. A.
g) Steinwolle	k. A.	k. A.	k. A.
h) Stahlblech	k. A.	k. A.	k. A.
i) Gummi	k. A.	k. A.	k. A.
Summe Herstellung	1,48E-02	1,34E-02	1,70E-02
2. Betriebsmittel			
a) Dieselkraftstoff	k. A.	k. A.	k. A.
b) Elektrizität	k. A.	k. A.	k. A.
3. Prozessemissionen			
4. Restabfall			
5. Transporte			
a) Herstellung der Anlage	k. A.	k. A.	k. A.
b) Kompostverwertung	k. A.	k. A.	k. A.
Summe Lastschriften	1,48E-02	1,34E-02	1,70E-02
Gutschriften			
1. Kompostverwertung			
a) N-Dünger	k. A.	k. A.	k. A.
b) P-Dünger	k. A.	k. A.	k. A.
c) K-Dünger	k. A.	k. A.	k. A.
d) Ca-Dünger	k. A.	k. A.	k. A.
Summe Gutschriften	k. A.	k. A.	k. A.
Nettosumme	1,48E-02	1,34E-02	1,70E-02

1) ohne Herstellung, Transport und Kompostierung der BAK-Abfallbeutel (siehe Anlage J)

Anlage N

Sensitivitätsanalyse - Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der Varianten BAK 80%, BAK 100% und BAK 50%

Tabelle N-1: Wirkungsabschätzung „Treibhauseffekt“ (Angaben in kg CO₂-Äquivalente/Mg Bioabfall)

kg CO ₂ -Äqu./Mg Bioabfall	BAK 80%	BAK 100%	BAK 50%
Lastschriften			
1. Herstellung	2,54E+01	2,48E+01	2,65E+01
2. Betriebsmittel	1,51E+01	1,51E+01	1,51E+01
3. Prozessemissionen	4,43E+02	4,43E+02	4,43E+02
4. Restabfall	6,33E+01	4,59E+01	1,17E+02
5. Transporte	3,89E+01	3,99E+01	3,17E+01
6. BAK-Abfallbeutel	2,96E+00	3,65E+00	1,82E+00
Summe Lastschriften	5,86E+02	5,69E+02	6,39E+02
Gutschriften			
1. Kompostverwertung	4,12E+01	4,26E+01	3,93E+01
Summe Gutschriften (Dünger)	4,12E+01	4,26E+01	3,93E+01
Nettosumme	5,45E+02	5,26E+02	6,00E+02

Tabelle N-2: Wirkungsabschätzung „Photooxidantienbildung“ (Angaben in g Ethylen-Äquivalente/Mg Bioabfall)

g Ethylen-Äqu./Mg Bioabfall	BAK 80%	BAK 100%	BAK 50%
Lastschriften			
1. Herstellung	7,19E+00	6,38E+00	8,50E+00
2. Betriebsmittel	1,49E+00	1,49E+00	1,49E+00
3. Prozessemissionen	3,84E+01	3,84E+01	3,84E+01
4. Restabfall	1,73E+01	1,26E+01	3,19E+01
5. Transporte	1,33E+01	1,37E+01	1,27E+01
6. BAK-Abfallbeutel	1,98E+01	2,44E+01	1,22E+01
Summe Lastschriften	9,75E+01	9,68E+01	1,05E+02
Gutschriften			
1. Kompostverwertung	8,57E-01	8,84E-01	8,13E-01
Summe Gutschriften (Dünger)	8,57E-01	8,84E-01	8,13E-01
Nettosumme	9,66E+01	9,60E+01	1,04E+02

Anlage N

Sensitivitätsanalyse - Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der Varianten BAK 80%, BAK 100% und BAK 50%

Tabelle N-3: Wirkungsabschätzung „Versauerung“ (Angaben in g SO₂-Äquivalente/
Mg Bioabfall)

g SO ₂ -Äqu./Mg Bioabfall	BAK 80%	BAK 100%	BAK 50%
Lastschriften			
1. Herstellung	2,02E+02	1,97E+02	2,12E+02
2. Betriebsmittel	1,33E+02	1,33E+02	1,33E+02
3. Prozessemissionen	1,53E+03	1,53E+03	1,53E+03
4. Restabfall	5,15E+00	3,73E+00	9,52E+00
5. Transporte	1,23E+01	1,26E+01	1,17E+01
6. BAK-Abfallbeutel	3,34E+01	4,11E+01	2,06E+01
Summe Lastschriften	1,92E+03	1,92E+03	1,92E+03
Gutschriften			
1. Kompostverwertung	1,53E+02	1,58E+02	1,46E+02
Summe Gutschriften (Dünger)	1,53E+02	1,58E+02	1,46E+02
Nettosumme	1,77E+03	1,76E+03	1,77E+03

Tabelle N-4: Wirkungsabschätzung „Eutrophierung“ (Angaben in g PO₄³⁻-Äquivalente/
Mg Bioabfall)

g PO ₄ ³⁻ -Äqu./Mg Bioabfall	BAK 80%	BAK 100%	BAK 50%
Lastschriften			
1. Herstellung	1,02E-01	9,56E-02	1,13E-01
2. Betriebsmittel	3,24E-06	3,24E-06	3,24E-06
3. Prozessemissionen	k. A.	k. A.	k. A.
4. Restabfall	2,36E+00	1,71E+00	4,33E+00
5. Transporte	3,71E-07	3,81E-07	3,55E-07
6. BAK-Abfallbeutel	3,65E+00	4,50E+00	2,25E+00
Summe Lastschriften	6,11E+00	6,30E+00	6,69E+00
Gutschriften			
1. Kompostverwertung	5,75E-07	5,92E-07	5,46E-07
Summe Gutschriften (Dünger)	5,75E-07	5,92E-07	5,46E-07
Nettosumme	6,11E+00	6,30E+00	6,69E+00

Anlage O

Sensitivitätsanalyse - Normierung und Ordnung der Wirkungskategorien (siehe Anlage) 1

Tabelle O-1: Vergleich der Varianten WIND und BAK 100%

Wirkungskategorie	spezifischer Beitrag			ökologische Gefährdung	distance-to-target
	WIND	BAK 100%	verbal		
Treibhauseffekt	4,19E-03	3,88E-3	A	A	A
Photooxidantienbildung	9,03E-04	1,01E-3	D	D	B
Versauerung	4,22E-03	4,19E-3	A	B	B
Eutrophierung	5,21E-05	1,03E-4	E	B	C

Tabelle O-2: Vergleich der Varianten WIND und BAK 50%

Wirkungskategorie	spezifischer Beitrag			ökologische Gefährdung	distance-to-target
	WIND	BAK 50%	verbal		
Treibhauseffekt	4,19E-03	4,42E-3	A	A	A
Photooxidantienbildung	9,03E-04	1,10E-3	D	D	B
Versauerung	4,22E-03	4,21E-3	A	B	B
Eutrophierung	5,21E-05	1,10E-4	E	B	C

Anlage P

Sensitivitätsanalyse - Zusammenführung der Wirkungsindikatorergebnisse

Tabelle P-1: Vergleich der Varianten WIND und BAK 100%

Wirkungskategorie	Mehrbelastung in %		ökologische Priorität
	WIND	BAK 100%	
Treibhauseffekt	8		sehr groß
Photooxidantienbildung		12	mittel
Versauerung	1		groß
Eutrophierung		98	mittel

Tabelle P-2: Vergleich der Varianten WIND und BAK 50%

Wirkungskategorie	Mehrbelastung in %		ökologische Priorität
	WIND	BAK 50%	
Treibhauseffekt		5	sehr groß
Photooxidantienbildung		22	mittel
Versauerung	-	-	groß
Eutrophierung		111	mittel

Simone Otto
Mühlstr. 9b
06774 Plodda

Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere hiermit, dass ich die vorliegende Arbeit zum Thema:

Bewertung von Maßnahmen zur Reduzierung von Kunststoffen in Bioabfällen

selbständig und nur mit den angegebenen Hilfsmitteln angefertigt und alle Stellen, die mit dem Wortlaut oder dem Sinne nach anderen Werken entnommen sind, durch Angabe der Quellen kenntlich gemacht habe.

Halle (Saale), den 14.05.2004

LEBENS LAUF

Name: Simone Otto
Geburtsdatum: 09.05.1969
Geburtsort: Brehna
Staatsangehörigkeit: deutsch
Familienstand: verheiratet, 1 Kind

Schulbildung:

09/75 – 08/85 Polytechnische Oberschule Friedersdorf
09/85 – 08/88 Berufsschule des VEB Filmfabrik Wolfen
Abschluss: Facharbeiter für chemische Produktion,
Hochschulreife

Studium

09/88 – 04/93 Studium der Verfahrenstechnik an der Technischen Hochschule Köthen
Diplomarbeit am Institut Fresenius Sachsen GmbH, Dresden
Thema: Möglichkeiten der Anwendung des „prozessintegrierten Umweltschutzes“ in Schwerpunktbetrieben des Lausitzer Braunkohlenreviers unter besonderer Berücksichtigung der Abwasserlastreduzierung
Abschluss: Diplom-Ingenieur

Berufspraxis

06/93 – 05/01 Abteilungsleiter Kompostierung/Baustoffrecycling und Qualitätsmanagementbeauftragter bei der Wolfener Recycling GmbH, Wolfen
06/01 – 07/03 Regierungsgewerbereferendarin am Staatlichen Amt für Arbeitsschutz Paderborn, abgeschlossen mit der 1. Staatsprüfung
seit 19.07.2003 Regierungsgewerberätin z. A. am Staatlichen Amt für Arbeitsschutz Siegen

14.05.2004