

Aus dem
Institut für Tierhygiene und Öffentliches Veterinärwesen
der Veterinärmedizinischen Fakultät der Universität Leipzig

**Untersuchungen zu Pilzsporenemissionen aus Biofiltern großtechnischer
Kompostieranlagen und aus Modellbiofilteranlagen**

Inaugural-Dissertation
zur Erlangung des Grades eines
Doctor medicinae veterinariae (Dr. med. vet.)
durch die Veterinärmedizinische Fakultät
der Universität Leipzig

eingereicht von
Claudia Huwe-Klug
aus Potsdam

Leipzig, 2001

Mit Genehmigung der Veterinärmedizinischen Fakultät der Universität Leipzig

Dekan: Prof. Dr. Jürgen Gropp

Betreuer: Prof. Dr. Armin Bergmann

Gutachter: Prof. Dr. Armin Bergmann, Institut für Tierhygiene und Öffentliches
Veterinärwesen,
Veterinärmedizinische Fakultät der Universität Leipzig

Prof. Dr.-Ing. Werner Bidlingmaier, Professur Abfallwirtschaft,
Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar

Prof. Dr. Karsten Fehlhaber, Institut für Lebensmittelhygiene,
Veterinärmedizinische Fakultät der Universität Leipzig

Tag der Verteidigung: 28. Januar 2002

INHALTSVERZEICHNIS

	<u>Seite</u>	
1.	EINLEITUNG UND ZIELSTELLUNG	1
2.	LITERATUR	2
2.1	Kompostierung	2
2.1.1	Definition	2
2.1.2	Verfahren	2
2.1.3	Mikroorganismen bei der Kompostierung	2
2.1.3.1	Einfluß der Rottephasen auf die Mikroorganismen	2
2.1.3.2	Vorkommen von Schimmelpilzen während der Rotte	3
2.1.4	Hygienische Aspekte der Kompostierung	4
2.2	Emissionen bei der Kompostierung	5
2.2.1	Geruchsemissionen	5
2.2.2	Keimemissionen	5
2.2.2.1	Einflußfaktoren auf Vorkommen und Verbreitung luftgetragener Keime	5
2.2.2.2	Meßmethoden zur Keimzahlbestimmung der Luft	8
2.2.2.3	Bedeutung der Keimemissionen aus Kompostierwerken für Mensch und Tier	10
2.2.2.4	Emission von Bakterien	13
2.2.2.5	Emission von Aktinomyzeten	15
2.2.2.6	Emission von Viren	17
2.2.2.7	Emission von Pilzen	18
2.3	Biofilter	21
2.3.1	Wirkungsweise von Biofiltern	21
2.3.2	Besiedlungsstruktur von Biofiltern	22
2.3.3	Keimemissionen aus Biofiltern	23
3.	EIGENE UNTERSUCHUNGEN	24
3.1	Material und Methoden	24
3.1.1	Beschreibung der untersuchten Kompostieranlagen	24
3.1.2	Beschreibung der Modellversuchsanlagen	25
3.1.2.1	Modellversuchsanlage A	25
3.1.2.2	Modellversuchsanlage B	26
3.1.3	Probenahmegeräte und eingesetzte Sammelmedien	26
3.1.3.1	Luftkeimsammler RCS Plus	26
3.1.3.2	Luftkeimsammler SAS Super 90	26
3.1.3.3	Burkard Recording Air Sampler	27
3.1.3.4	Andersen-Kaskaden-Impaktor	27
3.1.4	Probenahme	27
3.1.5.1	Kompostieranlagen	27
3.1.4.2	Modellversuchsanlage A	28
3.1.4.3	Modellversuchsanlage B	28
3.1.5	Probenumfang	28
3.1.5.1	Kompostieranlagen	28
3.1.5.2	Modellversuchsanlagen	29
3.1.6	Probenaufarbeitung	29

3.1.6.1	Bebrütung	30
3.1.6.2	Quantitative und qualitative Bestimmung	30
3.1.7	Biostatistische Auswertung	31
3.2	Ergebnisse	32
3.2.1	Pilze in der Biofilterrohluft und -reinluft großtechnischer Kompostieranlagen	32
3.2.1.1	Kompostieranlage I	32
3.2.1.2	Kompostieranlage II	34
3.2.1.3	Kompostieranlage III	37
3.2.1.4	Kompostieranlage IV	39
3.2.2	Einfluß von Arbeitsaktivitäten im Kompostierbereich auf Pilzemissionen aus einem Biofilter	40
3.2.3	Pilze in der Biofilterrohluft und -reinluft der Modellversuchsanlage A	44
3.2.3.1	Versuch 1: Filterzusammensetzung aus 50 Vol. % Gaskoks und 50 Vol. % Kompost	44
3.2.3.2	Versuch 2: Filterzusammensetzung aus 70 Vol. % Gaskoks und 30 Vol. % Kompost	48
3.2.4	Pilze in der Biofilterrohluft und -reinluft der Modellversuchsanlage B	51
3.2.4.1	Untersuchungen an einem Biofilter aus Rindenmulch	51
3.2.4.1.1	Pilzemission bei feuchtem Biofiltermaterial	51
3.2.4.1.2	Eigenemission des feuchten Biofiltermaterials	57
3.2.4.1.3	Pilzemission bei trockenem Biofiltermaterial	58
3.2.4.1.4	Eigenemission des trockenen Biofiltermaterials	62
3.2.4.2	Untersuchungen an einem Biofilter aus Wurzelholz	63
3.2.4.2.1	Pilzemission bei feuchtem Biofiltermaterial	63
3.2.4.2.2	Eigenemission des feuchten Biofiltermaterials	68
3.2.4.2.3	Pilzemission bei trockenem Biofiltermaterial	69
3.2.4.2.4	Eigenemission des trockenen Biofiltermaterials	73
4.	DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN	75
5.	ZUSAMMENFASSUNG	91
5.1	Summary	93
6.	LITERATURVERZEICHNIS	95

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

a.B.	außer Betrieb
Abb.	Abbildung
ABPA	Allergische Bronchopulmonale Aspergillose
ADM	Aspergillus-Differential-Medium
A-I	Andersen-Kaskaden-Impaktor
Aus	Ausgang
B	Befüllung
BHT-Koks	Braunkohlenhochtemperaturkoks
Burkard-LKS	Burkard Recording Air Sampler
EAA	Exogene Allergische Alveolitis
Ein	Eingang
Fa.	Firma
GKZ	Gesamtkeimzahl
Hrsg.	Herausgeber
i.B.	in Betrieb
KBE	Koloniebildende Einheiten
lg	Logarithmus
M	Meßpunkt
MEA	Malzextrakt-Agar
MMI	Mucous Membrane Irritation
Np	Nullprobe
OA	Oxgall-Agar
ODTS	Organic Dust Toxic Syndrome
Perz.	Perzentil
RBA	Rosa-Bengal-Agar
RCS-LKS	Luftkeimsammler Reuter Centrifugal Sampler Plus
r.F.	relative Luftfeuchtigkeit
SAS-LKS	Luftkeimsammler Surface Air Sampler Super 90
Sgeschw.	Strömungsgeschwindigkeit
spp.	Spezies (Plural)
Tab.	Tabelle
TCID	Tissue culture infectious dose
Temp.	Temperatur
TRBA	Technische Regeln Biologische Arbeitsstoffe
TS	Trockensubstanz
v.a.	vor allem
Vol. %	Volumenprozent
Windgeschw.	Windgeschwindigkeit
zit.	zitiert

Pilzspezies:

A.spp.	Aspergillus spp.
A.c.	A. candidus
A.ch.	A. chevalieri
A.f.	A. fumigatus
A.fisch.	A. fischeri
A.fl.	A. flavus-Gruppe
A.j.	A. janus
A.n.	A. nidulans <i>EIDAM</i> Winter
A.n.a.	A. nidulans acristatus
A.n.l.	A. nidulans var. latus
A.ng.	A. niger
A.nv.	A. niveus
A.p.	A. penicilloides
A.r.	A. racemosus
A.syd.	A. sydowii
A.t.	A. terreus
A.u.	A. ustus
A.v.	A. versicolor
A.w.	A. wentii
Alt.spp.	Alternaria spp.
Alt.a.	Alt. alternata
Botr.spp.	Botrytis spp.
C.a.	Cladophora arxii
Ch.spp.	Chaetomium spp.
Cl.spp.	Cladosporium spp.
Cy.spp.	Cylindrocarpon spp.
D.spp.	Doratomyces spp.
F.spp.	Fusarium spp.
F.s.	F. solanii
G.spp.	Geotrichum spp.
H.spp.	Hormographiella spp.
H.a.	H. aspergillata
Hyp.spp.	Hypomyces spp.
Hyp.c.	Hyp. chrysospermum
M.c.	Mucor circinelloides
Mon.spp.	Monilia spp.
Mon.s.	Mon. sitophila
P.spp.	Penicillium spp.
Paec.spp.	Paecilomyces spp.
Paec.v.	Paec. variotii
Ps. boydii	Pseudallescheria boydii
Rm.p.	Rhizomucor pusillus
Sc.spp.	Scopulariopsis spp.
Tr.spp.	Trichoderma spp.
U	nicht identifizierte/unbekannte Spezies
V.spp.	Veronae spp.
Vert.spp.	Verticillium spp.

1. Einleitung und Zielstellung

Die Abfallwirtschaft hat sich in den letzten Jahren zu einem zentralen Handlungsfeld in der Umweltpolitik entwickelt. Neben der Abfallvermeidung liegt ein Schwerpunkt auf der Schließung von Kreisläufen zur Abfallreduzierung (TÖPFER 1993). Nativ-organische Abfälle bilden mit über 30 Gewichtsprozent den Hauptteil des Hausmülls (ANONYM 1994a). Sowohl qualitativ als auch quantitativ stellt die organische Fraktion somit das größte Potential der wiederverwertbaren Abfälle dar (FRANSSEN und WIEBE 1991). Mit der Einführung der Getrenntsammlung von Bioabfällen 1985/86 wird diese Fraktion einem sinnvollen, umweltfreundlichen Wiederverwertungsprozeß, der großtechnischen Kompostierung, zugeführt. Handelte es sich ursprünglich um kleinere Projekte, so entstehen mit der flächendeckenden Einführung der Getrenntsammlung immer neue und größere Kompostieranlagen. In der Bundesrepublik Deutschland existieren zur Zeit ca. 480 solcher Anlagen (BIDLINGMAIER 1999). Diese Entwicklung führt bei der hohen Besiedlungsdichte jedoch auch zwangsläufig zu Einwendungen aus der Anliegerbevölkerung. Besonders werden Lärm- und Geruchsbelästigungen beklagt. Daneben verunsicherte in jüngster Zeit auch die Diskussion über starke Keimemissionen aus Biomüll Beschäftigte und Anrainer (ZAISS und GROBELNY 1996). Luftanalysen an Arbeitsplätzen von Abfallverwertungsanlagen ergaben einen Zusammenhang zwischen gesundheitlichen Störungen bei Arbeitnehmern und der vorgefundenen hohen Konzentration von Luftkeimen (MALMROS 1994). Neben Bakterien - einschließlich Aktinomyzeten - spielen Schimmelpilze als potentielle Krankheitserreger bei Mensch und Tier eine zunehmende Rolle. Jahreszeitliche Schwankungen, arbeitstechnische und topographische Faktoren sowie die Vielzahl von Kompostierverfahren und emittierenden Quellen erschweren eine genaue Erfassung der Gesamtkeimsituation in und um Kompostieranlagen. Schwierig gestaltet sich somit auch die Einschätzung einer möglichen Ausbreitung gesundheitlich relevanter Keime und die Gefährdung von Mensch und Tier in der Umgebung von Kompostieranlagen.

Zur Geruchs- und Staubemissionsminderung werden zunehmend materialbewegende Arbeitsschritte in geschlossene Hallen verlagert und Biofilter zur Luftreinigung eingesetzt. Über das Keimrückhaltevermögen dieser Biofilter oder - da sie selbst einer organischen Zersetzung unterliegen - über eine eventuelle Eigenemission liegen nur wenige Untersuchungen vor, die aber für die Einschätzung von Keimemissionen aus Kompostieranlagen erforderlich sind. Besonders hinsichtlich der Emission von Pilzen, auf deren Bedeutung als Krankheitserreger zunehmend verwiesen wird, besteht noch Untersuchungsbedarf.

Gegenstand dieser Arbeit war es daher, Emissionen medizinisch relevanter Schimmelpilze aus Biofiltersystemen großtechnischer Kompostieranlagen und aus Modellversuchsanlagen zu erfassen, um die daraus resultierende gesundheitliche Gefährdung von Angestellten und Anrainern objektiv abzuschätzen. Ferner sollte die Wirksamkeit von Biofiltersystemen bezüglich der Reduzierung der Pilzemission ermittelt werden. Weiterhin galt es, arbeitstechnische Einflüsse auf das Emissionsverhalten am Biofilter sowie den Einfluß von Biofiltermaterial, Materialfeuchte und Temperatur des Kompostierungsprozesses auf die quantitative und qualitative Pilzemission zu untersuchen.

2. LITERATUR

2.1 Kompostierung

2.1.1 Definition

Unter Kompostierung versteht man die aerobe, mikrobielle, exotherme Verrottung der organischen Substanz von Siedlungsabfällen (KNOLL 1986). Dieser natürliche Zersetzungsprozeß wird biotechnologisch ausgenutzt und läuft unter möglichst kontrollierten und optimierten Bedingungen ab (KROGMANN 1994). Mikroorganismen bauen die organische Substanz bei Anwesenheit von Sauerstoff hauptsächlich zu Kohlendioxid, Wasser und Salzen ab. Huminsäuren entstehen (KROGMANN 1988). Das Endprodukt Kompost findet u.a. als Bodenverbesserer in der Land- und Forstwirtschaft sowie im Gartenbau, zur Bodenbedeckung im Bereich der Landschaftsgestaltung, als Erosionsschutz sowie als Biofiltermaterial Verwendung (KUTZNER und JÄGER 1994).

Mit der Einführung der Getrennsammlung organischer Haus- und Gartenabfälle, dem sogenannten Bioabfall (KROGMANN 1988, FRICKE et al. 1992), werden ca. 30 % des Hausmülls (LAHL 1991, ANONYM 1994a) großtechnisch biologisch verwertet. Dies trägt entscheidend zur Restmüllverringerung bei (GRONAUER und HELM 1996).

2.1.2 Verfahren

Die Kompostierung als gesamttechnischer Prozeß läßt sich in drei wesentliche Verfahrensabläufe unterteilen:

1. Anlieferung und Materialaufbereitung,
2. Rotte (Intensiv- und Nachrotte),
3. Konfektionierung, Vermarktung (KERN 1992).

Nach der Konzeptionierung der Intensivrotte können die Kompostierungsverfahren in sieben Grundsysteme eingeteilt werden (HANGEN und FEIDNER 1993): Mieten- (offene oder gekapselte), Boxen- oder Zellen-, Container-, Zeilen- oder Tunnel-, Trommel-, Turm- sowie Preßling- oder Brikollarekompostierung. Die einzelnen Verfahren unterscheiden sich hauptsächlich in der Dauer der Intensivrotte, der somit erreichten Kompostreife sowie in den Steuerungselementen (Belüften, Umsetzen und Bewässern) (KERN 1994). Weiterhin ist eine Einteilung in statische, quasidynamische und dynamische Verfahren gebräuchlich (BIDLINGMAIER 1999).

2.1.3 Mikroorganismen bei der Kompostierung

2.1.3.1 Einfluß der Rottephasen auf die Mikroorganismen

Voraussetzungen für den Ablauf eines optimalen Rotteprozesses, also der Zersetzung des organischen Materials durch Mikroben (GLATHE et al. 1985), sind die ausreichende Versorgung mit Sauerstoff und, da Mikroorganismen ihre Nahrung nur in gelöster Form aufnehmen können, mit Wasser (BIDLINGMAIER 1983). Der Gesamtverlauf der Rotte wird daneben auch von den Inhaltsstoffen des Ausgangsmaterials (C:N-Verhältnis), deren Abbaubarkeit, dem pH-Wert und der Besiedlung des Ausgangsmaterials mit Mikroorganismen bestimmt (KUTZNER und JÄGER 1994, BÖHM 1995). Der Gehalt an Mikroorganismen beträgt im Mittel zwischen 10^8 - 10^9 KBE/g Bioabfall (GÖTLICH und BARDTKE 1991, JUNGWIRTH 1996). Nach GLATHE et al. (1985) spielen von den beteiligten Mikroorganismen Bakterien die Hauptrolle bei den Zersetzungsprozessen. Durch die spontane mikrobielle Abbautätigkeit wird Energie in Form von Wärme freigesetzt, die zu einer Selbsterhitzung des Rottematerials (Intensivrotte) führt (BIDLINGMAIER 1983). nach dem Temperaturverlauf, der zusammen mit dem Substratangebot entscheidend die Variabilität des Artenspektrums beeinflusst (RESZ et al. 1977, GLATHE et al. 1985, KUTZNER und JÄGER 1994), kann die

Rotte in verschiedene Phasen unterteilt werden (GOTTSCHALL 1988). In einer kurzen Anfangsphase (LAG-Phase) verwerten mesophile Mikroorganismen leicht abbaubare Substanzen, in einer zweiten Phase mit einem relativen Temperaturmaximum bauen vorwiegend thermotolerante und thermophile Bakterien - einschließlich Aktinomyzeten - sowie Pilze Zellulose, Hemizellulose und Lignin ab (STROM 1985a und b, GOTTSCHALL 1988). Die dritte Phase der Rotte, die je nach Strategie der Kompostierung über Tage bis Wochen dauern kann, wird günstigerweise bei einem Temperaturplateau von 60-65 °C gehalten, um noch einen mikrobiellen Abbau zu gewährleisten (KUTZNER und JÄGER 1994). In der letzten Phase nimmt die mikrobielle Tätigkeit durch Substraterschöpfung ab. Es kommt zu einer Abkühlung mit Neubesiedlung überwiegend mesophiler Mikroorganismen. Zudem treten Makroorganismen z.B. Würmer und Milben auf (KNOLL 1986, GOTTSCHALL 1988).

2.1.3.2 Vorkommen von Schimmelpilzen während der Rotte

Hauptmerkmale der Schimmelpilze

Schimmelpilze (Fadenpilze) ist eine allgemein gebräuchliche Sammelbezeichnung für verschiedene systematischen Gruppen zugehörige Pilze, die Substrate mit einem sichtbaren "Schimmel" überziehen können (STÖCKER und DIETRICH 1986). Dem Begriff Schimmelpilze werden die Klassen Zygomycetes, Ascomycetes und Deuteromycetes (Fungi imperfecti) mit gemeinsamen ökologischen und kulturmorphologischen Eigenschaften zugeordnet (KIELSTEIN 1993, REISS 1998). In vielen Bereichen wird die Systematik noch diskutiert, so daß die Taxonomie verschiedenen Einteilungsprinzipien unterliegen kann (SEELIGER und HEYMER 1981). Schimmelpilze besitzen größere Zellen als Bakterien und einen vom Zytoplasma abgegrenzten Zellkern. Der Vegetationskörper besteht aus Fäden bzw. Hyphen, die in ihrer Gesamtheit als Mycel bezeichnet werden (JELKE und KREISEL 1993). Die Vermehrung verläuft über einen Generationswechsel mit einer generativen (geschlechtlichen) und einer vegetativen (ungeschlechtlichen) Phase. In beiden Phasen werden Sporen gebildet, die der Überdauerung, Erhaltung bzw. Fortpflanzung der Art dienen. So zählen z.B. zu den Mitosporen (vegetativ) die Konidiosporen, die Chlamydosporen und die Sporangiosporen (Sporozysten), zu den Meiosporen (generativ) die Ascosporen der Ascomyceten (SEELIGER und HEYMER 1981, WEBER und ARNOLD 1993). Sporen sind relativ widerstandsfähig gegenüber Trockenheit, Wärme, Kälte und Nährstoffmangel (GLATHE et al. 1985, WEBER und ARNOLD 1993). Durch Verbreitung der Sporen über die Luft können sich Pilze bei genügend hoher Feuchtigkeit und passendem Substratangebot verbreiten und rasch vermehren (DASCHNER et al. 1995). Schimmelpilze kommen überall, auch in der vom Menschen unbeeinflussten Umwelt vor (DASCHNER et al. 1995, ZAISS und Grobelny 1996).

Schimmelpilze bei der Kompostierung

Hohe Konzentrationen an Schimmelpilzen findet man im Bioabfall, bei dessen Zersetzungsprozeß sie bedeutsam sind (GLATHE et al. 1985, GÖTTLICH 1994, ZAISS und GROBELNY 1996). Im ungetrennten Haus- und Biomüll konnten STREIB et al. (1989) 10^8 KBE/g an Schimmelpilzen und Hefen nach siebentägiger Lagerung nachweisen. VON KLOPOTEK (1962) zählte durchschnittlich $1,54 \times 10^6$ KBE mesophile und $2,7 \times 10^3$ KBE thermotolerante und thermophile Pilze pro Gramm Rohmüll. Eine große Variabilität an Schimmelpilzen besteht in Abhängigkeit des Ausgangsmaterials und der Probenahmestelle (EASTWOOD 1952, VON KLOPOTEK 1962, ENDERLEIN 1996). Mit einsetzender Erwärmung kommt es bis 37 °C zu einer Vermehrung der mesophilen Pilze mit raschem Artenwechsel. Die thermophilen Pilze vermehren sich dagegen nach den Untersuchungen VON KLOPOTEK (1962) sowie von KANE und

MULLINS (1973) im Verlauf der Kompostierung nicht. Ihre Anzahl sinkt mit steigender Temperatur und pH-Wert-Erhöpfung ins alkalische Milieu (VON KLOPOTEK 1962). Bei einer Temperatur von über 67 °C können keine Pilze mehr nachgewiesen werden (EASTWOOD 1952, VON KLOPOTEK 1962). Mit Absinken der Maximaltemperaturen unter 60 °C besiedeln zunächst mesophile Pilze das hygienisierte Material neu (VON KLOPOTEK 1962, MILLNER et al. 1977). Im Fertigungskompost liegt die Zahl der mesophilen Pilze unter der des Ausgangsmaterials (VON KLOPOTEK 1962). ASSMANN (1992) stellte beim Fertigungskompost eine Pilzzahl von $5,9 \times 10^4$ KBE/g TS (Trockensubstanz) fest, die um ca. zwei Zehnerpotenzen unter der des Bioabfalls bzw. des Kompostes während der Rotte lag. Die thermophilen Pilze treten besonders in den Randzonen des Fertigungskompostes stärker als im Rohmaterial auf (VON KLOPOTEK 1962, KANE und MULLINS 1973). Bei anderen Untersuchungen liegen die Gesamtpilzzahlen wieder im Ausgangsbereich (MILLNER et al. 1977, ENDERLEIN 1996). Der medizinisch bedeutsame *Aspergillus (A.) fumigatus* kann während der gesamten Rottezeit nachgewiesen werden (KANE und MULLINS 1973, MILLNER et al. 1977, ASSMANN 1992, STRAATSMA et al. 1994).

2.1.4 Hygienische Aspekte der Kompostierung

Aufgabe der Kompostierung ist die Erzeugung eines vollständig hygienisierten, pflanzenverträglichen, schadstoffarmen und qualitativ hochwertigen Kompostes (KNOLL 1986, KEHRES 1991). Die erzeugten Komposte haben die Anforderungen der Bioabfallverordnung (ANONYM 1998c) zu erfüllen. Von Komposten dürfen keine direkten oder indirekten gesundheitlichen Gefahren durch Krankheitserreger für Mensch, Tier oder Pflanze ausgehen (KNOLL 1986). Neben eines schwer zu definierenden Spektrums an Saprophyten (BÖHM 1995) gelangt auch eine große Variabilität von obligat oder fakultativ pathogenen Krankheitserregern (GÖTTSCHING 1972, MAYR 1979, MÖSE und RHEINTHALER 1985, DE BERTOLDI et al. 1988, PETERS 1992, ROTH 1994, BÖHM 1995, STRAUCH 1996, STALDER und BÜNGER 1996) z.B. über kontaminierte Lebensmittel, Heim- und Kleintierfäkalien, Falscheinwürfe (Windeln), Blumentopferde sowie Papiertaschentücher in den Bioabfall. Besondere Bedeutung haben epidemiologisch relevante Keime wie Fäkalindikatoren, pathogene Keime wie Salmonellen, Shigellen oder auch thermophile Aktinomyzeten und fakultativ pathogene Pilzsporen wie *Aspergillus fumigatus* (GÖTTLICH und BARDTKE 1991) sowie verschiedene Viren (MAYR 1979). In Kompostieranlagen stellen sie ein besonderes Risiko bei der Handhabung der angelieferten Abfälle dar (STALDER und BÜNGER 1996).

Bedeutung besitzen die im Bioabfall vorkommenden Krankheitserreger auch für damit in Kontakt tretende Tiere (KNOLL 1975, STRAUCH 1994). Infizierte Tiere wie Nager, Insekten und Vögel sind als Zwischenträger von Krankheiten bedeutsam (STRAUCH 1964). Weiterhin kann eine Erregerausbreitung über die Medien Wasser und Luft erfolgen. Empfehlungen über eine räumliche Distanz zu Standorten landwirtschaftlicher Nutztierhaltung von mindestens 300 m und zur Abdeckung des Rottematerials in Kompostmieten bis zum Abschluß der Hygienisierung mit einer 10 cm dicken, speiseabfallfreien Materialschicht bestehen. Keimemittierende Bereiche sollten eingehaust werden (STRAUCH 1994).

Bei sachgemäßer Durchführung der Kompostierung werden eventuelle pathogene, nicht sporenbildende Erreger abgetötet (KNOLL 1986, KERN und PHILIPP 1994, KUTZNER und JÄGER 1994, STALDER und BÜNGER 1996). Temperaturen von 55-65 °C über mehrere Tage, antagonistische Wechselwirkungen mit der autochthonen Kompostmikroflora und den Stoffwechselprodukten (DE BERTOLDI et al. 1988, KUTZNER und JÄGER 1994) führen zum sogenannten Selbsthygienisierungseffekt (GLATHE et al. 1985, SCHERER 1993) des Kompostmaterials. Der langsame Temperaturanstieg regt auch Sporenbildner zur Auskeimung an, wodurch ihre vegetativen Formen vernichtet werden können (GLATHE et al. 1985). In der Literatur finden sich unterschiedliche Angaben über Höhe und Dauer der Temperatureinwirkung, die zu einer Hygienisierung des Kompostmaterials führen (ASSMANN 1992, MENKE 1994). Entscheidend ist, daß

alle Kompostbereiche in den Hygienisierungsprozeß einbezogen werden, was durch regelmäßiges Umsetzen realisierbar ist (STRAUCH 1994). Rekontaminationen durch falschen Umgang mit dem hygienisierten Material müssen verhindert werden (KERN und PHILIPP 1994).

Neben der Primärkontamination des Bioabfalls ist aus hygienischer Sicht auch die Massenentwicklung verschiedener Bakterien, Aktinomyzeten und Pilze während der Rotte bedeutsam, die bei einer massiven Freisetzung entsprechende Infektionskrankheiten bzw. Allergien auslösen können (LACEY 1990, STALDER und BÜNGER 1996). Da diese Massenentwicklung für den Rotteprozeß notwendig ist, muß hier auf eine Geringhaltung der Aerosolbildung geachtet werden (KUTZNER und JÄGER 1994).

2.2 Emissionen bei der Kompostierung

2.2.1 Geruchsemissionen

Bei der Kompostierung entstehen durch Abbauprozesse neben Emissionen in flüssiger Phase (GRONAUER und HELM 1996) eine Vielzahl gasförmiger Komponenten organischer und anorganischer Herkunft (EITNER 1984, PÖHLE 1994). Diese Gase wirken als Geruchsstoffe bzw. gehören zur Gruppe der sogenannten Treibhausgase (GRONAUER und HELM 1996).

Die verschiedenen Stoffklassen angehörenden Geruchsstoffe (JAGER 1989, PÖHLE 1994) können zu einer individuell verschieden empfundenen Geruchsbelästigung führen, wobei die Toleranzgrenze in den letzten Jahren rapide gesunken ist (JAGER 1989). Die bei der Kompostierung freigesetzten Gerüche bedeuten eine anhaltende Belästigung der Anlieger, ohne jedoch direkte gesundheitliche Schäden hervorzurufen (FISCHER 1992, KOBELT 1996a). Sozialmedizinische Untersuchungen in der Umgebung einer Mülldeponie weisen jedoch eine deutliche Verminderung der Lebensqualität und Erholungsfunktion des Wohnbereiches sowie einen Zusammenhang verschiedener psychosozialer und -somatischer Beschwerden mit dem Geruchsaufkommen nach (HÖRTNAGL et al. 1996). Geruchsemissionen stellen somit ein wesentliches Standortkriterium dar (RUF 1994). Zu den Hauptquellen der Geruchsentstehung zählen Arbeiten im Freigelände, der Rotteprozeß und der Annahmehbereich (JAGER 1989, KOBELT 1996a). Die Ausbreitung der Geruchsstoffe aus Kompostieranlagen als bodennahe Flächenquelle (RUF 1994) vollzieht sich vor allem als Verdünnungsvorgang in der Horizontalen, so daß besonders bei ungünstigen Wetterverhältnissen (Bodeninversionen) hohe Konzentrationen in der Umgebung auftreten (KOBELT 1996a). Eine vollständige Vermeidung von Geruchsemissionen bei der Kompostierung ist unrealistisch (RUF 1994).

Maßnahmen zur Emissionsminderung umfassen die sogenannten Primärmaßnahmen - die Vermeidung und Verminderung von Gerüchen durch Prozeßoptimierung (ANONYM 1994a, RUF 1994). Sensible Standorte bzw. große Durchsatzmengen erfordern eine kontrollierte Abluftfassung und -desodorierung mit Hilfe von Wäschern und Filtern als sogenannte Sekundärmaßnahmen (ANONYM 1994a, RUF 1994, KOBELT 1996a). Hierzu ist eine Voll- oder Teilkapselung geruchsintensiver Verfahrensbereiche notwendig (ANONYM 1994a, RUF 1994).

2.2.2 Keimemissionen

2.2.2.1 Einflußfaktoren auf Vorkommen und Verbreitung luftgetragener Keime

Der Biomüll enthält eine Vielzahl von Mikroorganismen, die sich schon in den Sammelbehältern explosionsartig vermehren und dabei organisches Material zersetzen (KUTZNER und KEMPF 1994, JAGER et al. 1996). Die sich verändernden Substrat- und Milieubedingungen bewirken eine ständig wechselnde Variabilität der Spezies vom Beginn des mikrobiellen Abbaus bis zum Fertigprodukt Kompost. Neben Bakterien - darunter Aktinomyzeten - sind Pilze maßgeblich an den Abbauprozessen beteiligt (GLATHE et al. 1985). An verschiedenen, materialbewegenden Punkten des Arbeitsablaufes in Kompostieranlagen tritt

eine erhebliche Freisetzung dieser Mikroorganismen oder deren Partikel auf. Von besonderer Bedeutung ist die aerogene Verfrachtung von Keimen als sogenannte Bioaerosole in die Umwelt (JUNGWIRTH 1996).

In der Literatur finden sich verschiedene Bezeichnungen für den Begriff luftgetragene Keime. In der vorliegenden Arbeit soll im weiteren als quantitative Bezeichnung der Begriff koloniebildende Einheit (KBE) verwendet werden, die auf eine Anzuchtbarkeit von luftgetragenen Mikroorganismen auf festen Nährböden verweist (GÖTTLICH und BARDTKE 1991).

Die Luft stellt für die Mikroorganismen lediglich ein Transportmedium, jedoch kein Biotop dar (HILBIG 1972, RÜDEN et al. 1978). Nur wenige Mikroorganismen kommen im freien Zustand in der Atmosphäre vor. Der Hauptteil aggregiert zu Clustern, haftet an Substraten z.B. an Staubpartikeln oder wird von Flüssigkeitstropfen aufgenommen (MÜLLER et al. 1977, ABDU 1979, ECKRICH et al. 1996).

Zur Kennzeichnung der **Überlebensfähigkeit von Luftkeimen** wird die Absterbekonstante oder die Halbwertszeit genutzt (HILLIGER 1991). Mit Erhöhung der Halbwertszeit steigt das Infektionsrisiko für den Wirtsorganismus (ECKRICH et al. 1996). Die meisten Mikroorganismen, besonders aber die pathogenen, sind den atmosphärischen Lebensbedingungen nicht gewachsen und sterben relativ schnell ab (ZAISS 1994).

Die Tenazität der Keime wird im wesentlichen durch klimatische Faktoren, die Zusammensetzung der Atmosphäre und die Anwesenheit toxischer Bestandteile in der Luft bestimmt (FANNIN 1981, ZAISS 1994, ECKRICH et al. 1996). Die Wirkung dieser Umweltfaktoren wird nach ANDERSON und COX (1967) jedoch entscheidend durch Keimspezies und Stamm beeinflusst, die im Laufe der Evolution spezifische Überlebensstrukturen und -mechanismen wie die Fähigkeit zur Sporenbildung entsprechend den Bedingungen des natürlichen Habitats entwickelt haben (AL-DAGAL und FUNG 1990, ECKRICH et al. 1996). Weiterhin bestimmen das Wachstumsmedium, das metabolische Wachstumsstadium zum Zeitpunkt des Übergangs in den luftgetragenen Zustand und die Verweildauer in der Aerosolphase die Tenazität (ANDERSON und COX 1967). Die Überlebensfähigkeit ist von einer Vielzahl synergistischer und antagonistischer Faktoren geprägt (RÜDEN et al. 1978). Den wichtigsten Einfluß auf die Tenazität luftgetragener Mikroorganismen haben nach EHRlich et al. (1970) relative Luftfeuchte und Temperatur, deren Wirkungen jedoch stark keimartspezifisch sind und somit eine große Varianz zeigen.

In der Literatur finden sich zum Teil (z.T.) sehr widersprüchliche Angaben besonders über den Einfluß der **Luftfeuchte** (ANDERSON und COX 1967, DINTER und MÜLLER 1984, ZAISS 1994). Als allgemeiner Reaktionsmechanismus kann bei geringer Feuchte eine flavin-vermittelte Zerstörung der freien Radikale und somit eine verminderte Überlebensrate auftreten. Mittlere Feuchte kann zu Streßinstabilität und einer erhöhten Todesrate durch Kohlenmonoxid und Schwefeldioxid führen, wobei die bakterizide Ozonwirkung gering ist. Bei einer hohen Feuchte sind dagegen diese Ozoneffekte sehr groß, jedoch die Empfindlichkeit gegenüber Kohlenmonoxid und Schwefeldioxid gering. Die sRNA-Synthese kann unterbrochen sein (ECKRICH et al. 1996).

Der Einfluß der Luftfeuchte kann jedoch nicht getrennt von anderen meteorologischen Parametern, die sich überlagern, d.h. aufheben oder summieren können, betrachtet werden (RÜDEN et al. 1978). Besonders die **Temperatur** muß Berücksichtigung finden. So geben JARNYCH (1976) sowie MÜLLER und DINTER (1986) eine erhöhte Absterberate luftgetragener Mikroorganismen in trockener und warmer Luft an. Auch nach ANDERSON und COX (1967) sowie EHRlich et al. (1970) steigt die Absterberate mikrobieller Aerosole mit zunehmender Temperatur an. RÜDEN et al. (1978) und STEUER (1986) fanden dagegen eine positive Beziehung zwischen Temperatur und Keimgehalt der Luft besonders bei der Pilzfraktion. DINTER und MÜLLER (1984) sowie MANCINELLI und SHULLS (1978) konnten keinen separaten Einfluß der Klimakomponenten Temperatur und relative Luftfeuchte auf die aerogene Lebensdauer der Mikroorganismen ermitteln. Besonders die Pilzkonzentrationen schwankten ohne mögliche Zuordnung zu den meteorologischen Parametern und mit z.T. großer Abweichung vom Bakterienverhalten (RÜDEN et al.

1978). Nach REISS (1998) ist der Sporengehalt der Luft jedoch bei hoher Temperatur und niedriger relativer Luftfeuchte erhöht, da Sporen relativ widerstandsfähig gegenüber Trockenheit, Wärme und Kälte sind (GLATHE et al. 1985).

Bei Regen und Schnee sinken nach BOVALLIUS et al. (1978) die Keimgehalte der Luft um 45 % des Durchschnitts.

Entscheidenden Einfluß auf die Absterberate besitzt die **Entwässerung** der mikrobiellen Zelle, wobei der kritische Bereich bei einem Wassergehalt von 20-30 % liegt (BATEMAN et al. 1961). Durch Austrocknung der Zelle erhöht sich die Salzkonzentration mit nachfolgender Denaturierung mikrobieller Eiweiße. Der Flüssigkeitsverlust führt auch zu einer fehlenden Ausschleusung von Zellstoffwechselprodukten und somit zur Autointoxikation (JARNYCH 1976).

Eine weitere wichtige Einflußgröße auf die Tenazität luftgetragener Mikroorganismen stellt die **Sonnenstrahlung** dar. Eine hohe Sonnenintensität bewirkt ein vermehrtes Absterben der Keime (RÜDEN et al. 1978, ECKRICH et al. 1996). Besonders die UV-Strahlen besitzen infolge der Dimerisierung der DNA eine bakterizide Wirkung (ECKRICH et al. 1996).

Luftinhaltsstoffe wie Na^+ , NH_4^+ , SO_4^- , NO_3^- -Ionen, Kohlenmonoxid und Ozon in immissionsbelasteten Gebieten besitzen keimschädigende Wirkungen (RÜDEN et al. 1978, ECKRICH et al. 1996).

Die Gesamtheit der in der Außenluft auf die Mikroorganismen einwirkenden Einflüsse wird als **“Open-Air-Faktor”** bezeichnet (SPROCKHOFF 1979). Er ist in verschiedenen Gebieten unterschiedlich zusammengesetzt und unterliegt tages- und jahreszeitlichen Schwankungen (ADAMS 1964, DE GROOT 1968, LARSEN 1981, BEAUMONT et al. 1985). So wiesen BOVALLIUS et al. (1978) sowie JONES und COOKSON (1983) im Sommer und Herbst die signifikant höchsten KBE/m³ nach. BEAUMONT et al. (1985) schreibt den saisonalen Wetterlagen einen größeren Einfluß auf die Pilzsporenkonzentration in der Luft als den aktuellen Wetterverhältnissen zu. Diesen jahreszeitlichen Unterschied in der Pilzsporenbelastung bestätigen auch Untersuchungen von SENKPIEL und OHGKE (1992). GREGORY (1973) betont die unterschiedlich ausgeprägte Saisonalität von Pilzgattungen. So zeigen nach seinen Untersuchungen Cladosporium und Alternaria ein stark saisonales Auftreten im Gegensatz zu Penicillium. BEAUMONT et al. (1985) wiesen im Sommerhalbjahr überwiegend Cladosporium und Botrytis, im Winterhalbjahr Aspergillus und Penicillium in der Luft nach.

Keime können über unterschiedliche Entfernungen in die Umwelt verfrachtet werden (PLATZ 1979). Die **Ausbreitung der Keime** ausgehend von einer bestimmten Quelle ist abhängig von der Emissionshöhe, der Beschaffenheit des Aerosols, den herrschenden Windverhältnissen und topografischen Gegebenheiten (PLATZ 1979, ZAISS 1994, ECKRICH et al. 1996, ZAISS und GROBELNY 1996). Sie wird begrenzt vom Sedimentationsverhalten, der biologischen Lebensfähigkeit der Keime und dem Einfluß von Milieufaktoren (MÜLLER et al. 1977, RÜDEN et al. 1978, ECKRICH et al. 1996). Die Ausbreitungsdistanz nimmt mit zunehmender Größe und Dichte des Aerosols (>20 µm) ab, da Sedimentation und Deposition verstärkt auftreten. Feinstaubfraktionen verteilen sich nahezu wie Gase in der Atmosphäre (ECKRICH et al. 1996, ZAISS und GROBELNY 1996). Diffusionsmodelle beschreiben die Verteilung luftgetragener Keime. Topografische Gegebenheiten, Bebauung und Vegetation können durch Veränderung des Windfeldes abweichende Verfrachtungen bewirken (MÜLLER et al. 1978, HILLIGER 1991). Nach MÜLLER et al. (1978) erreicht die Keimkonzentration in einem bestimmten Abstand von der Quelle ein Maximum, wobei dieses weniger von der Windgeschwindigkeit als vielmehr von der Emissionshöhe abhängt. So wiesen sie bei einer **Emissionshöhe** von 3 m ein Maximum in 12 m Entfernung zur Quelle, dagegen bei gleichen Windverhältnissen (austauscharme, nächtliche Wetterlage) und einer Emissionshöhe von 10 m ein Maximum bei 200 m nach. Einflüsse von Sedimentation und Resistenz der Keime gestalten sich nach den Untersuchungen von MÜLLER et al. (1978) bei hohen Windgeschwindigkeiten wesentlich geringer als bei niedrigen. Mit zunehmender Emissionshöhe nehmen diese Einflüsse dagegen zu.

Die Angaben zum Einfluß der **Windgeschwindigkeit** auf die Ausbreitungsdistanz von Luftkeimen schwanken in der Literatur. Einheitliche, vergleichbare Ergebnisse sind nur unter konstanten Versuchsbedingungen zu erzielen, was auf Grund der Komplexität einflußnehmender Faktoren sehr schwierig ist. Nach AHMED et al. (1984) wächst die Reichweite um ca. 25 m bei einer Erhöhung der Windgeschwindigkeit um 1 m/s. ZAISS (1994) stellte jedoch auch fest, daß Messungen bei einer nur geringfügigen Abweichung von der Hauptausbreitungsrichtung schon zu stark differierenden Ergebnissen führen. ECKRICH et al. (1996) wiesen eine Abhängigkeit der Ausbreitungsdistanz von Quellstärke und meteorologischen Bedingungen nach.

Tab.1: Literaturbeispiele (zit. nach ZAISS 1994) zur Ausbreitung luftgetragener Keime in Windrichtung in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit (Windgeschw.)

Literatur	Windgeschw. (m/s)	Keimspektrum	Ausbreitungsdistanz (m)
ADAMS und SPENDLOVE (1970)	2-6	koliforme Bakterien	1200
ZAISS (1994)	<1	koliforme Bakterien	100
	1-2	koliforme Bakterien	125
WANNER (1975)	<2	bakterielles Aerosol	50
	>2	bakterielles Aerosol	100
BOCKO und MEKS-BERMECHA (1959)	0,5	bakterielles Aerosol	70
	1	bakterielles Aerosol	120
	5	bakterielles Aerosol	160

Gegen die Windrichtung werden nach ZAISS (1994) kaum Keime transportiert. Dem widersprechen Messungen von DICKGIESSER und MERSCH-SUNDERMANN (1988), die erhöhte Luftkeimkonzentrationen sowohl luv- als auch leeseitig der emittierenden Quelle in Abhängigkeit der Windgeschwindigkeit feststellten. BURGE und MILLNER (1980) stellten generell höhere Keimverfrachtungen in Windrichtung als in Gegenwindrichtung fest. Nach ZAISS und GROBELNY (1996) nehmen luvseitig klimatische Faktoren kaum Einfluß auf die insgesamt geringere Keimkonzentration.

2.2.2.2 Meßmethoden zur Keimzahlbestimmung der Luft

Zahlreiche Geräte zur Keimzahlbestimmung stehen dem Hygieniker zur Verfügung (VOGT 1990). Tabelle 2 gibt einen Überblick über häufig angewandte Meßmethoden, ihre Vor- und Nachteile.

Tab. 2: Häufig angewandte Meßmethoden für Luftkeime (Zusammenstellung nach verschiedenen Quellen)

Meßmethode	Funktionsprinzip	Vorteile	Nachteile
Sedimentation	Sedimentation von Keimen infolge Schwerkraft und Masse auf Kulturplatten	einfache Anwendung	-Ergebnisbeeinflussung durch Luftturbulenzen -keine Aussage zu Luftkeimkonzentrationen -nur für geringes Raumvolumen geeignet -nur Erfassung sedimentierender Keime

Fortsetzung Tab. 2

Meßmethode	Funktionsprinzip	Vorteile	Nachteile
Filtration	<ul style="list-style-type: none"> -Ansaugen von Luft durch Filter unter Abscheidung der Keime -direkte oder indirekte Kultivierung (Auflegen auf Nährböden oder Ablösung der Keime in einer Lösung) =Sartorius MD 8	<ul style="list-style-type: none"> -Erfassung geringster bis sehr hoher Keimzahlen -einfache Bedienung -Bearbeitung verschiedener Aufgabenstellungen möglich -Messung hoher Luftvolumen -isokinetische Probenahme 	<ul style="list-style-type: none"> -Beschädigung der Keime beim Besaugen -Austrocknung der Aerosolpartikel -lange Meßzeiten -Auflösung der Gelatinefilter bei hoher Luftfeuchte und Temperatur -Schädigung von Keimen beim Aufbereiten -unvollständige Ablösung der Keime vom Filter
Trägheitsabscheidung -Impingement	Trägheitsabscheidung von Keimen in einer Flüssigkeit	<ul style="list-style-type: none"> -Bearbeitung verschiedener Aufgabenstellungen möglich -Erfassung subletal geschädigter Keime und geringer Keimkonzentrationen 	<ul style="list-style-type: none"> -lange Meßzeiten -Temperaturempfindlichkeit -überhöhte Meßwerte durch Aufbrechen von Keimaggregaten -osmotischer Schock möglich -Zerbrechlichkeit der Geräte -hoher Arbeitsaufwand
-Impaktion	<ul style="list-style-type: none"> -Ansaugen von Luft durch Schlitze oder Löcher -Trägheitsabscheidung von Keimen auf feste Nährböden =Andersen-Sammler	<ul style="list-style-type: none"> -Fraktionierung des Aerosols in Größenklassen durch 6 Impaktorstufen -Aussagen über Retention im Atmungstrakt möglich -geringe Streuung und gute Wiederholbarkeit der Meßwerte 	<ul style="list-style-type: none"> -hoher Zeit- und Materialaufwand -Bearbeitung spezieller Aufgabenstellungen -Aufbrechen von Keimaggregaten -Austrocknung von Keimen -Überbelegung -lange Meßzeiten
	=Burkard-Sammler	<ul style="list-style-type: none"> -genaue Erfassung geringer Keimkonzentrationen <math><10^6\text{KBE/m}^3\text{Luft}</math> -einfache Handhabung -kostengünstig 	<ul style="list-style-type: none"> -Überbelegung -lange Meßzeiten -oft unhandlich
	=SAS-LKS	<ul style="list-style-type: none"> -kurze Meßzeiten -leichte Handhabung -geringes Gewicht und Energieverbrauch, Eignung für Feldversuche 	<ul style="list-style-type: none"> -Überbelegung -oft keine saubere Trennung einzelner Kolonien -elektrostatische Anziehung der Keime durch Plastik-Agar-Platten
	Flügelrad-Trägheitsabscheidung durch Wirkung der Zentrifugalkraft =RCS-LKS	<ul style="list-style-type: none"> -hohe Effizienz bei größeren Partikeln >math>>5\mu\text{m}</math> -siehe SAS-LKS 	<ul style="list-style-type: none"> -weniger geeignet für Partikel <math><4\mu\text{m}</math> -siehe SAS-LKS

Die Ergebnisse von Luftkeimuntersuchungen unterscheiden sich in Abhängigkeit des gewählten Gerätes oft erheblich, so daß Vergleiche nur schwer zu ziehen sind (VOGT 1990, BÖHM 1995). Neben der selektiven Wirkung des Sammelverfahrens für bestimmte Keimgruppen spielt bei der Beurteilung der Meßwerte auch die weitere Bearbeitung der Proben (Bebrütungstemperatur und -zeit, verwendete Nährmedien, Aufbewahrung bis zur Bearbeitung) eine entscheidende Rolle (KLEIN und WETZLER 1981). Auch unterliegen Luftkeimkonzentrationen innerhalb kürzester Zeit, z.B. infolge menschlicher Aktivitäten, Schwankungen, die bei Vergleichs- oder Wiederholungsmessungen zu Differenzen führen können (NEVALAINEN et al. 1992, BUTTNER und STETZENBACH 1993, BLOMQUIST und ANDERSSON 1994). Folgende Einflußfaktoren auf die Ergebnisse lufthygienischer Untersuchungen sind zu benennen (WILDFÜHR und MITTELSTÄDT 1978, ANONYM 1995a):

- Partikelkonzentration und -verteilung im Raum
- Partikelgröße, -dichte, -masse
- Aerosolzusammensetzung, chemische und physikalische Eigenschaften des Aerosols
- Luftbewegung bzw. Ansauggeschwindigkeit
- Probenahmenvolumen, Durchflußrate
- Lage der Ansaugöffnung
- Partikelaufrall, -austritt
- Aggregataufbrechung.

Nach GARVERT und KICK (1979) sind 10 % Unterschied zwischen den Meßergebnissen verschiedener Luftkeimsammler zu akzeptieren.

Verschiedene Standardisierungsmethoden für Meßverfahren biologischer Agenzien sind derzeit in Diskussion und Erprobung (KÄMPFER und WEISSENFELS 1997).

2.2.2.3 Bedeutung der Keimemissionen aus Kompostierwerken für Mensch und Tier

In Kompostierwerken treten bei allen, besonders aber bei materialbewegenden Arbeitsschritten erhebliche mikrobielle Emissionen insbesondere von Bakterien, einschließlich Aktinomyzeten, Pilzen und Viren auf (CLARK et al. 1983, GÖTTLICH und BARDTKE 1991, BÖHM 1995, STALDER und BÜNGER 1996, STRAUCH 1996), die zu einer Exposition des Personals und zur gesundheitlichen Gefährdung von Anliegern führen können (JAGER et al. 1994, ECKRICH et al. 1996, ZAISS und GROBELNY 1996). Hohe Luftkeimkonzentrationen werden bei der Anlieferung, der manuellen Sortierung, der Materialaufbereitung, beim Einlagern und Bearbeiten (Umsetzen, Absieben), Verladen und Transport sowie bei der Reinigung der Anlage gemessen (ASSMANN 1992, JAGER et al. 1994, BÖHM 1995).

Eine **Aufnahme der Keime** erfolgt hauptsächlich über die Atemwege, wobei v.a. Partikel unter 2 µm Durchmesser bis in die Alveolen gelangen (KÄMPFER und WEISSENFELS 1997). Weiterhin kann eine orale oder - besonders bei Verletzungen - dermale Infektion erfolgen (KALNOWSKI et al. 1982, BITTIGHOFER 1994, RÜDEN et al. 1994, JAGER et al. 1996). Auch kommt eine Übertragung von Mikroorganismen aus dem Müll mittels biologischer Vektoren in Betracht (KALNOWSKI et al. 1982).

Allgemein wird zwischen obligat- und fakultativ-pathogenen Erregern unterschieden. **Obligat-pathogene Keime** führen bei entsprechender Erregerdosis grundsätzlich zu einer spezifischen Erkrankung. Sie stellen ein besonderes Risiko bei der Handhabung des kontaminierten Ausgangsmaterials dar (RÜDEN et al. 1994, STALDER und BÜNGER 1996). Bei einer sachgemäß durchgeführten Kompostierung werden die obligat-pathogenen Keime jedoch abgetötet (BITTON et al. 1980, STALDER und BÜNGER 1996).

Während der Kompostierung kommt es zu einer verfahrensbedingten und unvermeidlichen Vermehrung besonders von meso- und thermophilen Mikroorganismen (STALDER und BÜNGER 1996). Diese in der Regel **fakultativ-pathogenen Keime** können über einen langen Zeitraum vorhanden sein, von einem

Individuum getragen und ausgeschieden werden, ohne daß der Betreffende erkrankt. Ist allerdings die Abwehr geschwächt (Tabelle 3), kann dieser fakultativ-pathogene Erreger eine Erkrankung auslösen (RÜDEN et al. 1994, JUNGWIRTH 1996, STALDER und BÜNGER 1996).

Tab. 3: Prädisponierende Erkrankungen und Funktionsstörungen mit immunsuppressiver Wirkung
(BITTIGHOFER 1994, BALTER 1996, STALDER und BÜNGER 1996)

Organtransplantationen, Operationen

HIV-Infektion

Anämie, Leukämie und andere Erkrankungen mit Funktionsstörungen von Knochenmark und retikuloendotheliales System

Autoimmunerkrankungen

Lungen-, Leber-, Nierenerkrankungen (dialysepflichtig), endokrine Störungen

Einnahme von systemischen Kortikosteroiden, Zytostatika und Antibiotika (Superinfektion)

Einnahme von Immunsuppressiva

Bestrahlungstherapie

Alkoholismus, Rauschgiftsucht

Folgende Krankheitsformen werden dabei unterschieden (RYLANDER 1986, GÖTTLICH und BARDTKE 1991, BITTIGHOFER 1994, MILLNER et al. 1994, JAGER et al. 1996, STALDER und BÜNGER 1996):

1. Infektionserkrankungen:

- Atemwegserkrankungen (Atemwegsinfekte, Pneumonien, Aspergillose)
- Hauterkrankungen (Abszesse, Panaritium, Phlegmone, Pyodermie)
- Erkrankungen des Gastrointestinaltraktes (Durchfallerkrankungen, Soor),

2. **Toxische Erkrankungen** hervorgerufen v.a. durch Endotoxine, eventuell auch durch Mykotoxine mit grippeähnlicher Symptomatik sowie

3. v.a. durch Pilze und Aktinomyzeten ausgelöste **allergische Erkrankungen** .

Bei den Allergien treten folgende Formen auf (GÖTTLICH und BARDTKE 1991, BITTIGHOFER 1994, STALDER und BÜNGER 1996):

- **Typ-I-Allergie** (IgE-vermittelt)

Die Allergie vom Soforttyp führt bei bereits Sensibilisierten nach erneutem Allergenkontakt zu sofortigen Reaktionen wie Konjunktivitis, Rhinitis oder Asthma bronchiale. Neben der individuellen Disposition und Konstitution bestimmen Expositionshäufigkeit, Dauer sowie Beschaffenheit und Konzentration des Allergens in der Atemluft das Erkrankungsrisiko. Neben Pollen, Hausstaubmilben und Tierhaaren zählen Schimmelpilze der Gattungen *Alternaria*, *Penicillium*, *Aspergillus* und *Cladosporium* zu den häufigsten Aeroallergenen beim Menschen (GÖTTLICH und BARDTKE 1991, HIRSCH et al. 1995). Partikel größer als 10 µm führen in der Regel infolge Ablagerung im Nasen-Rachen-Kehlkopf-Bereich zu heuschnupfenartigen Symptomen, Partikel mit 5-10 µm und Depositionsmaximum in den Bronchien zu asthmaartigen Beschwerden (RING 1988).

- **Typ-III-Allergie** (IgG-vermittelt)

Zur Immunkomplex- oder Arthus-Typ-Allergie zählt die **Exogen Allergische Alveolitis (EAA)**, der lange, wiederholte Expositionen von Allergenen hoher Konzentrationen vorangehen. Verantwortlich zeigen sich vor allem alveolengängige Partikel verschiedener Mikroorganismen, ferner Tierproteine, Antigene pflanzlichen Ursprungs, Holzstäube und chemische Verbindungen (SENNEKAMP 1984, LACEY 1990, VON WICHERT 1992). Die Symptome treten zeitlich verzögert (nach 6-8 Stunden) in Form von Husten, Fieber und Atemnot auf. Nach mehrmaligen Rezidiven können irreversible Schäden, z.B. eine progressive, interstitielle Lungenfibrose mit Belastungsdyspnoe, entstehen (STALDER und BÜNGER 1996). Je nach Ursache oder beruflicher Exposition bezeichnet man die EAA u.a. auch als Farmer-, Holzarbeiter-,

Vogelzüchter-, Malzarbeiter-, Obstbauern-, Pilzarbeiterlunge oder Befeuchterfieber (CHANNELL et al. 1969, HUUSKONEN et al. 1984, KROIDL et al. 1986, LACEY 1990, YOSHIDA et al. 1990, MALMBERG et al. 1993, KIRSTEN et al. 1994, BUSCHHAUSEN-DENKER 1996). Typische Symptome der Farmerlunge wurden auch bei Pferden und Rindern beobachtet (SIEPELMAYER 1982, SORENSON et al. 1992). Sind thermophile Aktinomyzeten oder Pilzsporen für die Entstehung der EAA verantwortlich, so gelten nach RYLANDER (1986) Konzentrationen von $>10^8$ KBE/m³ Luft als sensibilisierend bzw. nach LACEY (1981) Konzentrationen von $>10^6$ KBE/m³ bei bereits Sensibilisierten als allergieauslösend.

Die mögliche Korrelation von hohen Keimkonzentrationen in der Luft von Kompostierwerken und Symptomen bei Arbeitern gilt nur in wenigen Fällen als gesichert (FORSTER et al. 1989, RÜDEN et al. 1994, JAGER et al. 1995). So berichten beispielsweise LUNDHOLM und RYLANDER (1980), MALMROS et al. (1992), MALMROS (1994) sowie CLARK et al. (1984) über das Auftreten von **berufsbedingten Erkrankungen** bei Müllarbeitern. Das breite und variierende Spektrum fakultativ-pathogener Mikroorganismen und deren erhebliche Konzentrationsschwankungen an einem Ort erschweren die arbeitsmedizinischen Untersuchungen (JAGER et al. 1994). Des weiteren führt nicht ein einzelner Faktor an den jeweiligen Arbeitsplätzen zur gesundheitlichen Belastung, sondern die "toxische Gesamtsituation" aus Staub, diversen Mikroorganismusspezies, Endotoxinen, Glukanen oder reizenden bzw. sensibilisierenden Abbauprodukten organischen Materials wie Terpenen (RÜDEN et al. 1994). Zur Klärung von Dosis-Wirkungsbeziehungen bedarf es der Kenntnisse über die toxische Gesamtsituation, die spezifischen Keimeigenschaften, die Höhe und Dauer der Exposition einerseits und über den individuellen Immunstatus und die Empfindlichkeit andererseits (GÖTTLICH 1994, JAGER et al. 1996).

Nach MILLNER et al. (1994) besteht allgemein kein **Erkrankungsrisiko** für Kontaktpersonen mit intakter Abwehr. Hingegen unterliegen immunsupprimierte, allergisch veranlagte Individuen und Asthmatiker einem erhöhten Risiko. Nach derzeitigem Forschungsstand können keine definierten Schwellenwerte für die Auslösung von Erkrankungen besonders von Allergien genannt werden, da die Spannbreite auslösender Faktoren zu breit und die individuelle Einflußnahme zu variabel ist (BARDTKE 1994, MILLNER et al. 1994, STRAUCH 1996). **Grenzwerte** werden somit kontrovers diskutiert. Auch hinsichtlich der Probleme bei den Meßstrategien sind sie wissenschaftlich nicht ausreichend zu begründen (STALDER und BÜNGER 1996). So geben die Konzentrationen in KBE/m³ nur die Zahl lebender also infektiöser Keime an, ohne jedoch die toxische oder allergische Wirkung zu berücksichtigen, die auch von nicht mehr vermehrungsfähigen Mikroorganismen ausgehen kann (STALDER und BÜNGER 1996). Als vorläufiger Orientierungswert für die Überprüfung von Luftfiltern gilt eine Lebendkeimzahl $< 10^4$ KBE/m³ sowie ein Endotoxingehalt unter 0,1 µg/m³ (ANONYM 1995b).

Besondere Bedeutung kommt den **arbeitsmedizinischen Voruntersuchungen** von Beschäftigten in Kompostierwerken zu, wie sie z.B. im Erlaß des Niedersächsischen Sozialministeriums "Anforderungen an sichere Arbeitsplätze in Wertstoffsortieranlagen" (ANONYM 1994b) empfohlen werden. Maßnahmen des **Arbeitsschutzes** setzen das Gefährdungsrisiko herab (GÖTTLICH 1994, GRÜNER 1994, SCHMIDT 1994, BUSCHHAUSEN-DENKER 1996, JUNGWIRTH 1996).

Über die **Gefährdung von Anliegern** durch Keimemissionen liegen keine konkreten Untersuchungsergebnisse vor. Ein Zusammenhang zwischen Erkrankungen bei Anliegern und der Emission aus Kompostierwerken ist aufgrund der Vielzahl emittierender Quellen nach derzeitigem Wissensstand nicht feststellbar (BÖHM 1995, STALDER und BÜNGER 1996, STRAUCH 1996). Studien in den USA (BURGE und MILLNER 1980) wiesen jedoch verstärkt auftretende Hauterkrankungen, Durchfälle und Atembeschwerden bei Anwohnern einer Abwasseraufbereitungsanlage nach.

Die Vielfalt einflußnehmender Faktoren auf die Bioaerosolausbreitung läßt die Angaben über Keimbelastungen in der **Umgebung** von Kompostieranlagen deutlich divergieren (DIEHL und HOFMANN 1996). So bestimmten ECKRICH et al. (1996) am Biofilter einer Kompostieranlage $5-8 \times 10^3$ KBE/m³ Luft an

Gesamtbakterien bzw. $0,9,4 \times 10^3$ KBE/m³ Luft an Pilzen, in einem Abstand von 40 m in Windrichtung noch $1,7-3,7 \times 10^3$ KBE/m³ Luft an Gesamtbakterien bzw. $0-0,2 \times 10^3$ KBE/m³ Luft an Pilzen. ZAISS und GROBELNY (1996) erfaßten im Anlagenbereich durchschnittlich $1,9 \times 10^3$ KBE/m³ Luft an Bakterien bzw. $2,3 \times 10^2$ KBE/m³ an Pilzen, leeseitig nach einem Kilometer 96 KBE/m³ Luft an Bakterien bzw. 15 KBE/m³ Luft an Pilzen. Dagegen konnte OSTROWSKI (1996) am Biofilter durchschnittlich 4×10^4 KBE/m³ Luft an Bakterien sowie 6×10^4 KBE/m³ Luft an Pilzen (Bebrütung bei 37 °C) feststellen und nach 2 km noch Konzentrationen an Bakterien von 7×10^3 KBE/m³ Luft sowie an Pilzen (37 °C) von 7×10^2 KBE/m³ Luft nachweisen.

Abstandsempfehlungen für den Bau von Kompostieranlagen liegen bei z.B. 500 m (nicht in Hauptwindrichtung) (KNOLL 1986) bzw. 300 m (STRAUCH 1994) Entfernung zur nächsten Ortschaft. Jedoch konnten SZYDEK und HAINES (1995) auch in 500 m Entfernung eine vielfache Mehrbelastung durch Luftkeime gegenüber normaler Außenluft feststellen. Nach DIEHL und HOFMANN (1996) basieren bereits existierende Abstandsregelungen i.d.R. auf olfaktorischen Ausbreitungswerten. Generell sollten Kompostieranlagen in ausreichendem Abstand zu Wohnanlagen und landwirtschaftlichen Produktionsstätten gebaut werden. Besonders sensible Einrichtungen wie Krankenhäuser und Kindergärten sollten sich nicht in unmittelbarer Umgebung befinden (STRAUCH 1994).

2.2.2.4 Emission von Bakterien

Bakteriengehalte der Luft sind an verschiedenen Orten unterschiedlich hoch (Tabelle 4).

Tab. 4: Durchschnittliches Vorkommen von Bakterien in der Luft unterschiedlich belasteter Bereiche

Keimquelle	Bakteriengehalt (KBE/m ³ Luft)	Literatur
bewaldete, unbewohnte Gegend	10^1-10^2	RÜDEN et al. 1978
Stadt	$10^2-4 \times 10^3$	BOVALLIUS et al. 1978
Innenraum	$2 \times 10^2-5 \times 10^2$	ANONYM 1975
OP-Saal	$2 \times 10^2-5 \times 10^2$	ANONYM 1975
Farmland	10^3	BOVALLIUS et al. 1978
Tierställe: Hühnerstall	10^5	CLARK et al. 1983
Schweinstall	10^5-10^7	CROOK et al. 1989
Wertstoffsortieranlage	10^3	JAGER et al. 1995
Mülldeponie	10^3	SCHMIDT und PHILIPP 1994
Müllumladestation	10^3-10^6	KALNOWSKI et al. 1982
-Umgebung bis 870 m	10^1-10^3	
Müllverbrennungsanlage	10^3-10^5	LEMBKE et al. 1981
Kläranlage	10^3	MARTHI und LIGHTHART 1990

Zu den **gesundheitlich bedeutsamen Bakterien** zählen die gramnegativen Enterobakterien, so die Gattungen Salmonella und Klebsiella sowie Escherichia coli (RÜDEN et al. 1994). RYLANDER et al. (1982) stufen eine Konzentration gramnegativer Bakterien über 1000 KBE/m³ Luft als gesundheitsgefährdend ein. In den Kompostierwerken treten besonders bei Arbeitsvorgängen, die mit einer erheblichen Freisetzung von Staub und Aerosolen verbunden sind, hohe Bakterienkonzentrationen in der Luft auf (Tabelle 5).

Tab. 5: Vorkommen von Bakterien in Kompostieranlagen

Meßort	Gesamtbakterien (KBE/m ³ Luft)	gramnegative Stäbchen (KBE/m ³ Luft)	Literatur
Anlieferung	10 ⁴ 10 ⁴ -10 ⁵	10 ² 10 ³ >2,8x10 ⁴	FACK und PHILIPP 1994 SCHMIDT und PHILIPP 1994 LUNDHOLM und RYLANDER 1980
Handsortierung	10 ⁴ -10 ⁵	10 ⁴	SCHMIDT und PHILIPP 1994
Absiebung	10 ³ -10 ⁴ 10 ² -10 ⁴	10 ³ 10 ¹	SCHMIDT und PHILIPP 1994 ASSMANN 1992
Schreddern	10 ⁴		JAGER et al. 1994
Rottehalle	10 ³ 10 ³	10 ² 10 ²	JAGER et al. 1994 NERSTING et al. 1991
Mietenbereich	10 ³ -10 ⁴	10 ²	SCHMIDT und PHILIPP 1994
Umsetzen	10 ⁵ 10 ² -10 ⁵ 10 ⁴	10 ⁰ 10 ⁰ 10 ¹	NERSTING et al. 1991 ASSMANN 1992 FACK und PHILIPP 1994
Anlieferung	10 ¹ -10 ⁴	10 ⁰ -10 ¹	ASSMANN 1992
Werksgelände	10 ²	nicht nachweisbar	SCHMIDT und PHILIPP 1994

Die in den Kompostierwerken gemessenen Konzentrationen sind z.T. erheblich höher als die in normaler Umgebungsluft, hingegen nicht erhöht gegenüber Keimgehalten von z.B. Müllverbrennungsanlagen bzw. landwirtschaftlichen Produktionsstätten. Die zahlreichen, in der Literatur vorliegenden Meßergebnisse lassen sich jedoch nur schwer vergleichen und interpretieren, da die Untersuchungsbedingungen und die Sammelmethode stark variieren.

In der Tabelle 6 sind **Grenzwertvorschläge** für maximal zulässige Keimbelastungen am Arbeitsplatz aufgeführt. Bislang gibt es weder international noch national gesetzliche Festlegungen über zulässige Keimbelastungen am Arbeitsplatz (JAGER et al. 1995). Die EG-Richtlinie 90/679/EWG "Schutz der Arbeitnehmer gegen Gefährdung durch biologische Arbeitsstoffe bei der Arbeit" sieht ebenfalls keine Grenzwerte, sondern nur die Risikosenkung am Arbeitsplatz vor (ANONYM 1990a). Als erstes Bundesland verabschiedete Niedersachsen einen Erlaß zu "Anforderungen an sichere Arbeitsplätze in Wertstoffsortieranlagen" (ANONYM 1994b), der einen technischen Überwachungswert für Gesamtkeime von 10000 KBE/m³ Luft festsetzt.

Tab. 6: Grenzwertvorschläge für zulässige Keimbelastungen am Arbeitsplatz

Gesamtbakterien (KBE/m ³ Luft)	gramnegative Bakterien (KBE/m ³ Luft)	Literatur
1,0x10 ⁴ /5,0x10 ³	1,0x10 ³	RYLANDER 1992*
10 ⁴		MOREY et al. 1984**
5,0x10 ³		SWEDISH TUC 1980*
10,0x10 ³	1,0x10 ³	ANONYM 1990b
5-10x10 ³	1,0x10 ³	SIGSGAARD et al. 1990***

*zit. nach MALMROS et al. 1992

** zit. nach SCHMIDT und PHILIPP 1994

***zit. nach MILLNER et al. 1994

Vergleicht man die empfohlenen Werte mit den in Kompostwerken gemessenen Luftkeimen, so werden diese in einigen Arbeitsbereichen deutlich überschritten. Eine gesundheitliche Gefährdung des Personals und von Anliegern kann daher nicht ausgeschlossen werden (PHILIPP et al. 1994).

Für die Auslösung von Infektionskrankheiten durch Bakterien sind insbesondere deren **Toxine** verantwortlich (RÜDEN et al. 1994). Die als Stoffwechselprodukte während der aktiven Wachstumsphase

ausgeschiedenen **Ektotoxine** zeichnen sich durch eine akute Antigenität und eine streng spezifische Wirksamkeit (z.B. Botulismus, Tetanus, Diphtherie) aus. Hingegen bewirken die hitzestabilen **Endotoxine** weitgehend unspezifische und vielschichtige Reaktionen, die nach RYLANDER et al. (1994) auf einer Stimulation der T-Zellen mit Induktion einer Monozyteninfiltration beruhen. Die Endotoxine gelten als Bestandteile der Zellwand insbesondere gramnegativer Bakterien und werden bei deren Zerfall freigesetzt (SCHIMMEL und BATHKE 1991, MILLNER et al. 1994, RÜDEN et al. 1994). Nach Inhalation können sie akute bis chronisch granulomatöse Atemwegsentzündungen auslösen (RÖLLINGHOFF 1994, RÜDEN et al. 1994). Endotoxine gelten als wichtigste Auslöser des **“Organic Dust Toxic Syndrome”** (ODTS, toxische Pneumonie). Das ODTS äußert sich wenige Stunden nach dem Kontakt in febriler Erkrankung mit grippeähnlichen Symptomen, Husten, Kurzatmigkeit und Müdigkeit (DO PICO 1986, RYLANDER et al. 1990, STALDER und BÜNGER 1996). Neben den Endotoxinen werden in geringerem Maße auch andere im Staub enthaltene Komponenten wie Pilze (Mykotoxine, Enzyme, Antigene), Insekten (Milben) und Chemikalien (Pestizide) für die Auslösung der ODTS verantwortlich gemacht (HOLT 1990). In der Tabelle 7 sind Endotoxinschwellenwerte mit ausgelösten Krankheitsbildern aufgeführt.

Tab. 7: Endotoxinschwellenwerte und ausgelöste Krankheitsbilder (entommen aus MILLNER et al. 1994)

Endotoxinschwellenwerte ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ Luft)	ausgelöstes Krankheitsbild
1-2	Organic Dust Toxic Syndrome
0,1-0,2	Chronische Bronchitis
0,02-0,05	Mucous Membrane Irritation

Wiederholter Endotoxinkontakt kann Wochen später zu Schleimhautreizungen (MMI, **Mucous Membrane Irritation**) mit Entzündung der Augen, Nase, des Rachen und zu Bronchiokonstriktionen führen (RICHERSON 1990). Bei einer kontinuierlichen, jahrelangen Schleimhautreizung in Verbindung mit relativ hohen Endotoxinkonzentrationen oder anderen auslösenden Faktoren ist die Entstehung einer **chronischen Bronchitis** möglich (MILLNER et al. 1994). JACOBS (1989) stellte keine Reaktion bei einer Endotoxinexposition von unter $10 \text{ ng}/\text{m}^3$, hingegen signifikante Reaktionen bei über $50 \text{ ng}/\text{m}^3$ fest. RYLANDER et al. (1985) wiesen keine Reaktionen unter $33 \text{ ng}/\text{m}^3$ nach. RYLANDER (1992) sowie das Rheinland-pfälzische Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht (ANONYM 1994c) schlagen einen Grenzwert für Endotoxine von $0,1-0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Luft vor. Der Dänische Arbeitsumweltdienst (ANONYM 1990b) und das Niedersächsische Sozialministerium (ANONYM 1994b) geben $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Luft (technischer Überwachungswert) vor. Ein alleiniger Zusammenhang zwischen hohen Endotoxinkonzentrationen und auftretenden Krankheitserscheinungen wird jedoch von einigen Autoren bezweifelt (RASK-ANDERSEN et al. 1989).

2.2.2.5 Emission von Aktinomyzeten

Zur Gruppe der Aktinomyzeten zählen die am stärksten filamentbildenden Bakterien (SELBITZ 1992). Ihr Sporendurchmesser liegt bei ca. $0,5-1,5 \mu\text{m}$ (VAN DEN BOGART et al. 1993, DASCHNER et al. 1995). Aufgrund der Fähigkeit insbesondere hochmolekulare, organische Stoffe abzubauen, sind die Aktinomyzeten für biologische Behandlungsverfahren besonders interessant (MILLNER 1982, DASCHNER et al. 1995). Bei den hygienisch/medizinisch-relevanten Aktinomyzeten werden zwei Erregertypen bzw. Krankheitsbilder unterschieden (SELBITZ 1992, KUTZNER und KEMPF 1994, SCHAAL 1994, STALDER 1994a).

a) Zu den **Infektionskrankheiten** zählen die auf endogener Basis ausgelösten nicht kontagiösen Aktinomykosen, die durch das Eindringen von natürlich auf der Schleimhaut vorkommenden Erregern bei Läsionen entstehen sowie die exogen ausgelösten Nocardiosen durch Infektion mit Spezies der Gattung *Nocardia* besonders bei immunsuppremierten Individuen.

Weiterhin konnten häufig *Streptomyces* spp. aus klinischen Proben isoliert werden (KUTZNER und KEMPF 1994). Abgesehen von den *Streptomyces* spp. gehören die medizinisch-relevanten Aktinomyzeten nicht zu den typischen Abfall- und Kompostorganismen, so daß diesbezüglich ein Gesundheitsrisiko für Müllwerker als sehr gering einzustufen ist (KUTZNER und KEMPF 1994).

b) **Allergien** sind als Gefährdungsschwerpunkt anzusehen (MILLNER et al. 1980, STALDER 1994a). Mehrere Aktinomyzetenpezies verursachen die sogenannte EAA. Besonders thermophile Spezies werden für deren Auslösung verantwortlich gemacht (KUTZNER und KEMPF 1994), nur in geringem Maß dagegen der thermotolerante *Streptomyces albus* (KAGEN et al. 1981).

Während des Kompostierprozesses kommt es zu einer massiven Vermehrung thermotoleranter bzw. thermophiler Aktinomyzeten (MILLNER 1982, KUTZNER und KEMPF 1994). MILLNER (1982) sowie KUTZNER und KEMPF (1994) isolierten aus Müllkompost bzw. Klärschlammkompost bis zu 10^8 KBE/m³ an thermophilen Aktinomyzeten. Bei Materialbewegung kommt es zu einer massiven Freisetzung von Sporen ins Aerosol. Die Tabelle 8 gibt eine Übersicht über Aktinomyzetengehalte in Aerosolen verschiedener landwirtschaftlicher und müllverarbeitender Bereiche.

Tab. 8: Vorkommen von Aktinomyzeten in landwirtschaftlichen und müllverarbeitenden Bereichen

Keimquelle	thermophile Aktinomyzeten (KBE/m ³ Luft)	Literatur
Schweinestall	0-10 ² 10 ³	BAEKBO 1990 TRAVERS et al. 1988*
Kuhstall	10 ⁵	KOTIMAA et al. 1987*
Scheune (verpilztes Heu)	10 ⁹	LACEY und LACEY 1964*
Klärschlammkompostwerk	10 ⁴	MILLNER et al. 1980
Hausmüllkompostwerk (Verarbeitung)	10 ⁷	LACEY et al. 1990*
Biokompostwerk (Anlieferung)	8,9x10 ⁴	KUTZNER und KEMPF 1994
Stadtzentrum (Maximum)	11	KUTZNER und KEMPF 1994
Schulhof	3	MILLNER et al. 1994

* zit. nach KUTZNER und KEMPF 1994

MOREY et al. (1986) sowie RYLANDER (1992) betrachten einen Aktinomyzetengehalt von 10^4 KBE/m³ Luft als Schwellenwert, der keimreduzierende Maßnahmen erfordert. Die für die Auslösung der EAA benannten Konzentrationen von 10^6 - 10^{10} KBE/m³ an Aktinomyzeten- und Pilzsporen (LACEY 1981, RYLANDER 1986) werden jedoch selten erreicht. Eine Gesundheitsbelastung durch Aktinomyzeten ist aber nicht auszuschließen, da sowohl Langzeitstudien fehlen als auch andere krankheitsauslösende Faktoren bei der Entstehung allergischer Erkrankungen mitwirken (KUTZNER und KEMPF 1994).

2.2.2.6 Emission von Viren

Virale Krankheitserreger gelangen hauptsächlich über Lebensmittel, tierische oder menschliche Ausscheidungen besonders klinisch erkrankter oder inapparent infizierter Individuen in den Bioabfall (KAPIKIAN et al. 1982, STRAUCH 1996). Folgende Viren wurden in Küchenabfällen bzw. im Bioabfall nachgewiesen (MAYR 1979, BÖHM 1995, STRAUCH 1996):

<i>Adeno-Viren</i>	<i>Caliciviren</i>	<i>Coronaviren</i>	<i>COXSackie-Viren</i>
<i>ECHO-Viren</i>	<i>Enteroviren</i>	<i>Hepatitis-A-Viren</i>	<i>Herpes-simplex-Viren</i>
<i>Influenzaviren</i>	<i>Orthomyxoviren</i>	<i>Paramyxoviren</i>	<i>Parvoviren</i>
<i>Pestiviren</i>	<i>Picornaviren</i>	<i>Poliomyelitis-Viren</i>	<i>Reoviren</i>
<i>Retroviren</i>	<i>Rhinoviren</i>	<i>Rotaviren</i>	

In der Veterinär- und Humanhygiene ist die **Verbreitung viraler Infektionserreger** epidemiologisch bedeutsam. Verschiedene Untersuchungen belegen die aerogene Ausbreitung viraler Erreger (HERDLITSCHKA 1980, GLOSTER et al. 1982, SATTAR und IJAZ 1987). Viren verhalten sich aufgrund ihrer geringen Größe von 20 bis 300 nm im luftgetragenen Zustand wie inerte Gase (LUTZ 1983). Die Verfrachtungsentfernung hängt analog anderer Mikroorganismen von ihrer Bindung an Feststoffaerosole, Flüssigkeitsaerosole bzw. an belebte Vektoren ab. Die Ausbreitung virushaltiger Stäube ist infolge einer relativ hohen Sinkgeschwindigkeit von ca. 45 cm/min geringer als die Ausbreitung virushaltiger Flüssigkeitsaerosole mit einer Sinkgeschwindigkeit von 1,2 cm/min (KAA DEN 1985). Bei zusätzlich optimalen meteorologischen Bedingungen, wie einer relativen Luftfeuchte zwischen 60-80 % und Temperaturen von 20-25 °C, können infektiöse Viren mehrere Kilometer transportiert werden und am Ort der Verfrachtung zu Neuausbrüchen führen (DIMMICK und AKERS 1967, GLOSTER et al. 1982, KAA DEN 1985).

Nur wenige Untersuchungen liegen über das Vorkommen von **Viren in der Luft von Abfallbeseitigungs- und Verwertungsanlagen** vor. TELTSCH und KATZENELSON (1978) berichteten über die Bildung von Virusaerosolen bei der Abwasserregnung. PFIRRMANN (1994) sowie PFIRRMANN und VANDEN BOSSCHE (1994) untersuchten das Vorkommen von virushaltigen Aerosolen in verschiedenen Abfallbehandlungsanlagen. Sie konnten im Anlieferbereich einer Kompostanlage einen Titer von $7,11 \times 10^2$ TCID₅₀/m³ Luft (Tissue culture infectious dose) an Enteroviren und im gleichen Bereich Herpes-simplex-Viren (cytopathischer Effekt positiv) nachweisen. Das Vorkommen von luftgetragenen Enteroviren weist auf eine fäkale Verunreinigung der Abfälle hin (FEACHEM et al. 1981). Der Nachweis von Herpes-simplex-Viren, die auch aus Ausscheidungen des Atmungsstraktes infizierten Personals stammen können (PHILIPP et al. 1994), stand im Zusammenhang mit hohen Staubemissionen. Die Wahrscheinlichkeit einer viralen Infektion hängt von der Korrelation zwischen Virus und der Wirtsimmunität ab, so daß allgemein keine Rückschlüsse bezüglich der Gesundheitsgefährdung zu ziehen sind (PFIRRMANN und VANDEN BOSSCHE 1994, PHILIPP et al. 1994). Das Heranziehen von Enteroviren als Indikatorviren zur Abschätzung des viralen Infektionsdruckes bei der Abfallbehandlung analog zum Ab- und Trinkwasserbereich wird empfohlen (PFIRRMANN und VANDEN BOSSCHE 1994).

2.2.2.7 Emission von Pilzen

In der medizinisch-mykologischen Praxis ist eine von der Systematik relativ unabhängige Pilzeinteilung in Dermatophyten, Schimmelpilze, Hefen und dimorphe Pilze gebräuchlich (KIELSTEIN 1993). Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich speziell mit dem Vorkommen und der medizinischen Bedeutung von Schimmelpilzen. Vereinfachend wird jedoch der Begriff Pilze verwendet. Der Anteil keimfähiger, quantitativ nachweisbarer Pilzpartikel in der Luft wird in der vorliegenden Arbeit als Pilzsporenkonzentration in KBE/m³ Luft angegeben.

Das natürliche Reservoir für Schimmelpilze bilden Erdboden, Holz, Nahrungs- und Futtermittel. Nur selten kontaminieren sie Schleimhaut oder Körperoberfläche von Warmblütern (KIELSTEIN 1993). Der Übergang zwischen Saprophyt und Parasit ist oftmals fließend (DART und STRETTON 1980). Durch Verbreitung von Sporen über die Luft können sich die Pilze unter günstigen Bedingungen rasch ausbreiten und vermehren (DASCHNER et al. 1995). Die Tabelle 9 gibt einen Überblick über Pilzsporenkonzentrationen in unterschiedlichen Bereichen.

Tab. 9: Pilzsporenkonzentrationen in unterschiedlichen Bereichen (Durchschnittswerte)

Keimquelle	Pilze (KBE/m ³ Luft)	Literatur
Stadt - Sommerhalbjahr - Winterhalbjahr	1,0x10 ² 4,0x10 ¹	SENKPIEL und OHGKE 1992
Innenräume - Sommerhalbjahr - Winterhalbjahr	1,3x10 ² 2,5x10 ²	SENKPIEL und OHGKE 1992
Obstlagerhaus - Sommer	10 ⁸	KROIDL et al. 1986
Labor-Mykologie	10 ² -10 ³	GEMEINHARDT und WALLENSTEIN 1986
Schweinestall	3,0x10 ⁴	BAEKBO 1990
Geflügelstall -A. fumigatus in Einstreu und Staub	10 ² 10 ⁴ -10 ⁷	CLARK et al. 1983 VISSIENNON 1999
Pferdestall	10 ⁶	VISSIENNON et al. 2000
Getreidesilos	10 ⁷ -10 ⁹	LACEY 1981
Zuckerraffinerie	10 ² -10 ⁶	JENSEN et al. 1993
Mülldeponie/Rampe	10 ² -10 ³	BRITZIUS 1982
Wertstoffsortieranlage/Anlieferung	10 ³ -10 ⁴	GÖTTLICH 1994
Hausmüllverbrennungsanlage	10 ⁴ -10 ⁵	GÖTTLICH 1994

Bioabfall enthält eine Vielzahl von Pilzspezies, deren Spektrum in Abhängigkeit von Ausgangsmaterial, Milieu und Temperatur variiert (EASTWOOD 1952, VON KLOPOTEK 1962, KANE und MULLINS 1973, MILLNER et al. 1977, STREIB et al. 1989, ASSMANN 1992, STAIB 1992, GÖTTLICH 1994). Luftbewegung und mechanische Bewegungen setzen massiv Pilzsporen frei (GEDEK 1980, LACEY 1990). So konnten MILLNER et al. (1980), PASSMAN (1983) sowie JAGER et al. (1994) eine Konzentrationsbeeinflussung der Umgebungsluft durch Aktivitäten im Kompostierbereich feststellen. Die ermittelten **Pilzsporenkonzentrationen** liegen im Bereich von 10³-10⁶ KBE/m³ Luft (POHJOLA et al. 1977, NERSTING et al. 1991, ASSMANN 1992, GÖTTLICH 1994, FACK et al. 1998). Im Vergleich zu den üblichen Werten in der Außenluft und in Häusern sind die Pilzgehalte, besonders der Anteil thermotoleranter und thermophiler Pilze, deutlich höher (MISHRA et al. 1992, GÖTTLICH 1994). BIDLINGMAIER et al. (1996) stellten eine Abhängigkeit der Pilzsporenkonzentrationen von der Standzeit der Biomülltonnen fest. So wiesen sie beim Abkippen des Biomülls nach zweiwöchiger Sammlung bis zu 10⁷ KBE/m³ Luft an mesophilen und 10⁶ KBE/m³ Luft an thermophilen Pilzen, nach einwöchiger bis zu

10^4 KBE/m³ Luft an Pilzen mit deutlich geringerem Anteil an thermophilen Spezies nach. *Aspergillus niger* und *Cladosporium* spp. traten nur nach zweiwöchiger Sammlung auf.

Nach MILLNER et al. (1980) ist die **Verbreitung von Sporen** durch Wind wesentlich geringer als durch mechanische Bearbeitung des Materials, so daß besonders in geschlossenen Räumen oder in direkter Umgebung verpilzter Substrate mit hohen Pilzkonzentrationen zu rechnen ist. Dies belegen Vergleichsuntersuchungen verschiedener Anlagentypen (ASSMANN 1992, GÖTTLICH 1994, ZAISS und GROBELNY 1996). So traten beim Offen-Mieten-Verfahren geringere Pilzsporenkonzentrationen auf als bei Kompostierverfahren mit gekapselten Bereichen (Tabelle 10).

Tab. 10: Pilzsporenkonzentrationen in der Luft verschiedener Anlagentypen (ASSMANN 1992, GÖTTLICH 1994, ZAISS und GROBELNY 1996)

Kompostierverfahren	Pilzsporenkonzentrationen (KBE/m ³ Luft)			
	Anlieferung	Umsetzen	Radladerkabine (Umsetzen)	Außenluft (Umsetzen)
Offen-Mieten-Verfahren	10^1-10^4	10^2-10^4	10^4	10^4-10^5
Trommel-, Box-, Hallenkompostierung	10^5-10^6	10^6-10^7	$10^4->10^6$	10^3-10^9

Die **Ausbreitung von Pilzen** erfolgt über Verbreitungseinheiten, die als Diasporen bezeichnet werden. Als Diasporen fungieren hauptsächlich unbewegliche Sporen, z.B. Konidien, aber auch Mycelfragmente und Sklerotien (DÖRFELT 1993). Nach FISAR et al. (1990) sind luftgetragene Pilze nur selten an unbelebte Partikel angeheftet, andere Autoren geben Bindungen an Staubpartikeln bzw. Tröpfchensuspensionen als üblich an (HARTMANN 1980, WIEGAND 1991). Häufig ist die Bildung von Aggregaten von zwei oder mehr Sporen bei hoher Luftfeuchtigkeit (BLOMQUIST 1994). Nach BLOMQUIST (1994) sowie nach LAFLAMME und MILLER (1992) können Sporen Größen von 1-100 µm erreichen. Zwischen den Pilzgehalten im Biomaterial und der Luft konnte ASSMANN (1992) im Gegensatz zu BEFFA et al. (1994) keine eindeutigen Korrelationen erkennen. GÖTTLICH (1994) wies während der Temperaturanstiegsphase der Rotte vorrangig mesophile Pilze in der Luft nach, hingegen nach Erreichen der Rottehöchsttemperatur von 75°C bis zur 11. Woche überwiegend thermophile Pilze. BRITZIUS (1982) konnte keine eindeutigen Aussagen über Veränderung der aerogenen Pilzkonzentration über eine Entfernung von 1000 m zu einer Mülldeponie treffen. Jedoch war ein deutlicher Abfall bis 100 m feststellbar. Nach Untersuchungen von POHJOLA et al. (1977), MILLNER et al. (1994) sowie ZAISS und GROBELNY (1996) nimmt die Pilzsporenkonzentration der Luft mit der Entfernung zu Kompostieranlagen kontinuierlich ab, so daß bei 100-300 m keine signifikanten Unterschiede zu Nullproben feststellbar sind. ZAISS und GROBELNY (1996) bestimmten von den isolierten Gesamtpilzen in Anlagenumgebung 42 % als thermophile *Aspergillen*, dagegen auf dem Werksgelände 63 %. Bei Meßorten mit einem Abstand von über 200 m zur Keimquelle ist im bewachsenen Gelände nach BÖHM (1995) jedoch keine eindeutige Zuordnung der gemessenen Werte möglich. Waldgebiete besitzen nach RÜDEN et al. (1978) eine starke Filterwirkung. Geographische Hindernisse wie Randdämme und Schonungen begünstigen eine Keimsedimentation im Windschatten (ASSMANN 1992).

Pilzbelastete Aerosole können eine gesundheitliche Gefährdung für Mensch und Tier darstellen. STAIB (1982a) unterscheidet folgende **Expositionsmöglichkeiten**: die berufliche Exposition (Arbeiten mit pilzhaltigem Material), die akzidentielle Exposition (bautechnische Mängel, Lebensmittel, Schmutz) und die konstante, unauffällige Exposition (Blumentopferde, Futter und Fäkalien von Haustieren). Nach **Erkrankungsformen** und -ursachen werden Mykosen, Mykotoxikosen und mykogene Allergien unterschieden.

Mykosen entstehen durch das aktive Eindringen des Pilzes in das Wirtsgewebe. Mechanische und enzymatische Zerstörung von Körperzellen führen zu Läsionen bis zur Funktionsuntüchtigkeit des befallenen Organs (PETZOLDT und KIRCHHOFF 1986, KIELSTEIN 1993). Schimmelpilze können Infektionen der Haut und Anhangsorgane (Dermatomykosen) oder der inneren Organe (Endo- oder systemische Mykosen) auslösen. Von besonderem medizinischen Interesse sind Spezies der Gattungen *Aspergillus*, *Mucor*, *Absidia* und *Rhizopus* (KIELSTEIN 1993, GÖTTLICH 1994). Typische Eintrittspforten stellen das äußere Ohr, die Nasenschleimhaut und die Atmungsorgane dar, von denen die Ausbreitung über das innere Ohr, ZNS und die Hirnhäute bzw. über das Blut erfolgen kann (MILLNER et al. 1994). Aufgrund ihrer relativ gering ausgeprägten Virulenz verursachen Schimmelpilze meist nur bei prädisponierten Personen infektiöse Erkrankungen (GEDEK 1980, STAIB 1982a und 1985, LUKASSOWITZ 1990, KIELSTEIN 1993, DE HOOG und GUARRO 1994, MILLNER et al. 1994, STALDER und BÜNGER 1996). Auch unter den Bedingungen der intensiven Tierhaltung kann sich ein hoher mykogener Infektionsdruck aufbauen, der besonders durch den intensiven Einsatz von Antibiotika zu pilzbedingten Erkrankungen führt (KIELSTEIN 1993). Welche Sporenmenge eine Infektion auslöst, ist weitgehend unbekannt. Epidemiologische Studien geben äußerst niedrige Sporenzahlen in der Luft von >1 KBE/m³ bei prädisponierten Personen an (BARNES und ROGERS 1989, ARNOW et al. 1991).

Bei den **Mykotoxikosen** handelt es sich um Intoxikationen durch giftige Stoffwechselprodukte von Schimmelpilzen, die in Futter- und Nahrungsmitteln gebildet werden (KIELSTEIN 1993). Mykotoxine können hepato-, zyto-, immunotoxisch, mutagen, karzinogen und teratogen wirken (CIEGLER et al. 1981, SAMSON 1992). Die Aufnahme erfolgt hauptsächlich alimentär (STALDER 1994a). Über die gesundheitliche Bedeutung von Mykotoxinen in der Luft liegen nur wenige gesicherte Kenntnisse vor (LACEY 1990, GÖTTLICH 1994). Verschiedene Untersuchungen belegen jedoch die inhalative Intoxikation durch mykotoxinhaltige Sporen und Mycelfragmente (EMANUEL et al. 1975, LAND et al. 1987, AUTRUP et al. 1991, FLANNIGAN und MILLER 1994). Ein Zusammenhang von Mykotoxinen und Entstehung des Organic Dust Toxic Syndrome (ODTS) wird diskutiert (LACEY und CROOK 1988, SORENSON 1990). Die Menge Erkrankungssymptome auslösender Mykotoxine ist umstritten (SORENSON et al. 1986, MALMBERG 1991).

Schimmelpilzsporen enthalten auch das biologisch aktive **β -1,3-glukan** - ein Zellwandbestandteil von Sporen und Hyphen (FLANNIGAN und MILLER 1994). Das Glukan verringert nach inhalativer Aufnahme die Zahl der Alveolarmakrophagen und der Lymphozyten sowie die Phagozytose (FOGELMARK et al. 1992, RYLANDER et al. 1992) und kann zu entzündlichen und granulomatösen Reaktionen der Lunge führen (RYLANDER et al. 1994).

Mykogene Allergien betreffen im allgemeinen den Respirationstrakt (HELBLING et al. 1994). **Allergien vom Soforttyp** (Typ I) werden vor allem durch die Außenluftpilze *Cladosporium*, *Alternaria* und andere Schwärzepilze ausgelöst (WILKEN-JENSEN und GRAVESEN 1984). Als Schwellenwerte zur Auslösung allergischer Reaktionen werden für *Alternaria* 100 Sporen/m³ Luft (GRAVESEN 1979) und für *Cladosporium* 3000 Sporen/m³ Luft (BAGNI et al. 1977) genannt.

Die **allergische bronchopulmonale Aspergillose** (ABPA) bildet sich nach meist langjährigem Asthma bronchiale und einer Typ-1-Allergie infolge niedriger *Aspergillus*-Exposition aus (STALDER 1994a). Sie stellt ein Mischbild aus Aspergillose sowie einer Kombination von IgE- und IgG-vermittelter Allergie bei Atopikern dar (SENNEKAMP und BERGMANN 1987, LACEY 1990, HIRSCH et al. 1995). KRAMER et al. (1989) berichten über einen Fall von ABPA ausgelöst durch *Aspergillus fumigatus* bei einem Anwohner einer Kompostieranlage (Entfernung 76 m).

Beim Umgang mit organischem Material ist besonders die **Allergie vom verzögerten Typ** (Typ III) bedeutsam. Für die Auslösung der Exogen Allergischen Alveolitis werden vor allem Sporen von Ascomycetes (Schlauchpilze) verantwortlich gemacht (HELBLING et al. 1994). Auch Sporen der

Zygomycetes (Jochpilze), insbesondere der Gattungen *Rhizopus* und *Mucor*, wird eine allergologische Wirkung beigemessen (SRIDHARA et al. 1990, HELBLING et al. 1994). Über allergische Erkrankungen durch Umgang mit pilzbelastetem Biomüll berichten u.a. LUNDHOLM und RYLANDER (1980), VINCKEN und ROELS (1984), CLARK (1986) sowie MALMROS et al. (1992).

Derzeit fehlen noch Erkenntnisse darüber, inwieweit eine erhöhte Exposition der meist ubiquitär vorkommenden Pilze auf das **Allergie- und Asthmarisiko** wirkt (BEFFA et al. 1994). Neben der Quantität der Allergen-Exposition muß vor allem auch die Dauer der Einwirkung (GEMEINHARDT und WALLENSTEIN 1986) und die immunologische Situation der exponierten Personen (GÖTTLICH et al. 1994) Berücksichtigung finden. Nach RYLANDER (1994) können Grenzkonzentrationen nur für entzündliche Effekte angegeben werden. So liegen die Grenzkonzentrationen an Schimmelpilzen für Atemwegsentzündungen bei 10^5 KBE/m³ bzw. für toxische Pneumonitis bei 10^7 KBE/m³ Luft. RYLANDER (1994) hält das Risiko einer EAA für gering, wenn der Schwellenwert für Atemwegsentzündungen nicht überschritten wird.

A. fumigatus gilt als Verursacher aller drei Erkrankungsformen (GÖTTLICH et al. 1994). Nach REISS (1998) besitzt er unter den Schimmelpilzen mit Abstand die höchste pathogene Potenz, die in seinen physiologischen Eigenschaften, so in einem hohen Temperaturoptimum (37-43 °C), einem weiten pH-Bereich (3,7-7,8) für vegetatives Wachstum, in der Toleranz für anaerobe Bedingungen, in einer hohen Wachstumsrate bei Körpertemperatur, in der geringen Größe der Konidiosporen sowie in der Produktion keratinolytischer, proteolytischer, lipolytischer Enzyme und toxischer Metaboliten begründet liegt (STAIB 1980, HACKER et al. 1995). Er wird als potentieller Risikofaktor bei der biologischen Abfallbehandlung angesehen (MARSH et al. 1979, STAIB 1992).

2.3 Biofilter

Infolge der zunehmenden Sensibilisierung der Bevölkerung gegenüber Geruchsbelästigungen aus Kompostieranlagen hat die Geruchsbeseitigung einen besonderen Stellenwert erhalten (KOBELT 1996b). Die allgemein gebräuchlichen Verfahren zur Eliminierung von Gerüchen werden eingeteilt in **nichtbiologische Verfahren** mit Absorptions- und Adsorptionsprozessen, Oxidations- und Kondensationsverfahren (KRILL und MENIG 1994) sowie in **biologische Verfahren**, bei denen Schadstoffe durch Mikroorganismen in wäßriger Phase abgebaut werden. Dazu zählen Biowäscher, Bioreaktoren und Biofilter (KRILL und MENIG 1994, STEGMANN et al. 1994). Die Abluft von Kompostierwerken weist relativ geringe Schadstoffkonzentrationen, aber stark geruchsintensive Emissionen auf (GUST et al. 1979). Aufgrund ihres meist organischen Ursprungs sind sie sehr gut biochemischen Abbauprozessen im Biofilter zugänglich (ANONYM 1994a). Optimal dimensionierte Biofilter bringen bei ordnungsgemäßen Betrieb eine Eliminationsleistung >90 % (RUF 1994, ANONYM 1994a). Derzeit gebräuchliche Konstruktionsmöglichkeiten stellen Flächen-, Hoch-, Etagen-, Container- und Turmfilter dar (ROOS und FISCHER 1989).

2.3.1 Wirkungsweise von Biofiltern

Die Funktion des Biofilters beruht im wesentlichen auf der Ausfilterung (Sorption) und der Beseitigung der belästigenden Stoffe durch mikrobiellen Abbau (GUST et al. 1979, ANONYM 1991a, BARDTKE et al. 1992, EITNER 1996). Die Mikroorganismen sind auf einem Träger angesiedelt. Typische Trägermaterialien stellen Komposte, Rindenprodukte, Fasertorf und Heidekraut, aber auch andere Materialien mit großer innerer Oberfläche und Mikroorganismenbesatz wie Lava und Blähton dar (ANONYM 1991a, EITNER

1996). Günstig erweisen sich Mischungen der genannten Materialien und der Einsatz von Strukturmaterial wie Holzhäcksel und Strauchwerk zur Senkung des Strömungswiderstandes (KOBELT 1996b). Für den mikrobiellen Abbau muß das Material eine ausreichende Feuchte von 30-60 % besitzen (ANONYM 1991a, STEGMANN et al. 1994). Gegen Austrocknung werden Befeuchter vorgeschaltet, die die Rohluft auf >95 % relative Luftfeuchte bringen (HÜGLE und MANNEBECK 1993, STEGMANN et al. 1994). Als kritisch ist die Temperaturerhöhung infolge der Abbautätigkeit zu betrachten, die zu Trockenzonen führen kann (PLAS et al. 1994).

Die Luft, in der Literatur hier als Rohgas (ANONYM 1991a) oder - wie in der vorliegenden Arbeit - als Rohluft (KALNOWSKI et al. 1982, OTTENGRAF und KONINGS 1991, JAGER et al. 1994) bezeichnet, durchströmt das Filtermaterial mit einer Geschwindigkeit von ca. 1-10 cm/s (GUST et al. 1979). Nach Diffusion der Schadstoffmoleküle von der Gasphase in die wäßrige Umgebung der Mikroorganismen und Sorptionsprozessen der Abluftinhaltsstoffe an der Phasengrenzfläche findet der mikrobielle, enzymatische Stoffumsatz organischer und anorganischer Verbindungen statt (GUST et al. 1979, GIESE 1995). Dabei verwerten autotrophe Bakterien hauptsächlich anorganische und heterotrophe Mikroorganismen organische Verbindungen (STEINMÜLLER et al. 1979, KOBELT 1995). Pilze bauen vor allem einfache organische Verbindungen über die β -Oxidation ab (DOELLE 1975). Das gereinigte Abgas (Reingas oder Reinluft) strömt von der Filteroberfläche frei ab (GUST et al. 1979).

2.3.2 Besiedlungsstruktur von Biofiltern

Abluftreinigung setzt aerobe Mikroorganismen voraus, die vor allem den mesophilen Temperaturbereich bevorzugen (HÜGLE und MANNEBECK 1993). Nach BARDTKE (1990) bestimmt die Temperatur der Abluft das Vorherrschen mesophiler oder thermophiler Mikroorganismen im Filterbett. Nur wenige Untersuchungen liegen zur Analyse der Keimflora von Biofiltermaterialien vor. Art und Struktur des Biofiltermaterials besitzen einen entscheidenden Einfluß auf die Keimbesiedlung und die Wirksamkeit (SABO 1991). So fand EITNER (1984) im Vergleich zu Torf bei Kompost deutlich höhere Keimzahlen von 10^9 KBE/g TS an aeroben Bakterien und 10^7 KBE/g TS Aktinomyzeten. Pilze lagen mit 10^4 KBE/g TS z.T. etwas niedriger als im pH-günstigeren Torf. Ähnliche Größenordnungen stellten LÜTZKE et al. (1983) fest. GIESE (1995) wies in traditionellen Filtermaterialien wie Heidekraut-Torf- und Kompost-Hobelspäne-Gemisch Gesamtkeimzahlen von 10^6 - 10^7 KBE/g Filtermaterial nach. Bei Braunkohle und Braunkohlenhochtemperaturkoks (BHT-Koks) konnten diese Keimzahlen erst nach Animpfen erzielt werden; zudem wiesen diese Materialien ein sehr begrenztes Keimspektrum - vor allem Bazillen - auf. Bei allen von GIESE (1995) untersuchten Filtermaterialien veränderte sich die Gesamtkeimzahl über den Versuchszeitraum nicht wesentlich. LIPSKI und ALTENDORF (1993) sowie BENDINGER (1992) stellten veränderte Mikroorganismenpopulationen in Abhängigkeit der Abluftzusammensetzung und -art fest. So überwogen bei Tropfkörperabluft mit Alkylsulfiden gramnegative Bakterien, dagegen bei Rohgasfilterdurchströmung mit Karbonylverbindungen grampositive Bakterien. Nach HIPPCHEM (1985), EITNER (1984) und RIENECK (1992) sind in traditionellen Filtermaterialien ursprünglich besonders koryneforme Bakterien, Bazillen, Pseudomonaden und Aktinomyzeten sowie Hefen und Schimmelpilze neben wenigen spezialisierten Keimen wie Nitrifikanten vorhanden.

KLATTE (1990) ermittelte tendenziell eine Abnahme der Keimzahlen mit zunehmender Tiefe des Filterbettes, die er auf die zunehmende pH-Wert-Erhöhung zurückführte. Dagegen konnte GIESE (1995) keine deutlichen Keimzahlunterschiede zwischen den Entnahmestellen des Filterbettes feststellen.

Nach RIENECK (1992) ist bei der Keimzahlbewertung, die inhomogene Mikroorganismenverteilung im Material zu berücksichtigen.

2.3.3 Keimemissionen aus Biofiltern

Nur sehr wenige Untersuchungen liegen zu Fragen des Keimrückhaltevermögens von Biofiltern bzw. - da es sich um organisches, verrottendes Material handelt - über die Freisetzung der jeweiligen Keimflora als sogenannte Sekundäraerosole vor (BÖHM 1995).

So führten ECKRICH et al. (1996) Messungen in einer Kompostieranlage auf einem Biofilter und in 25 bzw. 40 m Entfernung von diesem außerhalb der Betriebszeit durch. Sie stellten eine Abnahme der Gesamtbakterienzahl von durchschnittlich 7×10^3 KBE/m³ Luft auf dem Biofilter auf ca. 3×10^3 KBE/m³ Luft in 40 m Entfernung in Windrichtung fest. Bei den Pilzen war keine deutliche Abnahme bei Betrachtung der Medianwerte, jedoch bei Betrachtung der Keimkonzentrationsverteilung mit zunehmender Distanz zur Quelle erkennbar. Gramnegative Bakterien lagen hauptsächlich unter der Nachweisgrenze von 35 KBE/m³ Luft.

GÖTTLICH und BARDTKE (1991) sehen Emissionsschwankungen bezüglich von Pilzsporen im Zusammenhang mit der Filterbeschaffenheit. So zeigten vergleichende Messungen besonders hohe Pilzsporenemissionen bis zu 4×10^5 KBE/m³ Luft über extrem trockenen Zonen.

JAGER et al. (1994) fanden bei einem Kompostfilter in einer Kompostieranlage eine gute Abscheideleistung hinsichtlich gramnegativer Stäbchen und Schimmelpilze, wobei die Maximal- und Medianwerte der Reinluft im Bereich normaler Außenluft lagen. Die Gesamtbakterienkonzentration war nach ihren Untersuchungen in der gereinigten Filterluft gegenüber der Außenluft erhöht, jedoch niedriger als in der Rohluft.

KALNOWSKI et al. (1982) beschrieben in einer Müllumladestation eine Reduktion von Bakterien und Hyphenpilzen von durchschnittlich 10^5 KBE/m³ Rohluft auf 10^3 KBE/m³ Reinluft. Hinsichtlich des Auftretens von *Penicillium* spp. und Schwärzepilzen fanden sie eine deutliche Dominanz der *Penicillium* spp. im Anlagenbereich sowie in der Biofilterroh- und -reinluft, dagegen umgekehrte Verhältnisse außerhalb der Anlage. Sie schließen u.a. daraus, daß in die Umgebung keine Immission stattfand.

OTTENGRAF und KONINGS (1991) untersuchten Biofiltermaterialien in verschiedenen Einsatzbereichen mit unterschiedlichen Keimbelastungen. Hinsichtlich der Bakterien lag die Reinluftkonzentration zwischen 10^3 und 10^4 KBE/m³ Luft, wobei besonders homogene Biofiltermaterialien wie Kompost-Polyesterol-Gemische insgesamt niedrigere Emissionsraten als inhomogene Materialien wie strukturierter Kompost und Torf-Heidekraut-Gemisch aufwiesen. In den untersuchten Müllverbrennungsanlagen trat eine deutliche Reduzierung der Bakterienkonzentrationen in der Reinluft gegenüber der hochkontaminierten Rohluft auf, während in den Anlagen mit gering belasteter Rohluft die Reinluftwerte die Rohluftwerte übertrafen. Die Autoren schlußfolgern daraus, daß Biofilter auch Keime freisetzen können. Hinsichtlich der Pilzsporenemission konnten sie weder einen Zusammenhang zur Materialbeschaffenheit noch zur Rohluftbelastung finden. Die Anzahl emittierter Pilzsporen war mit 10^1 - 10^3 KBE/m³ Luft im Gegensatz zu den Bakterienkonzentrationen gering. OTTENGRAF und KONINGS (1991) konnten weiterhin in Verlaufsuntersuchungen abnehmende Keimkonzentrationen in der Reinluft eines Laborbiofilters bei zunehmender Durchströmungsgeschwindigkeit feststellen - als Beweis für das Keimrückhaltevermögen des Biofilters, was durch Versuche mit sterilen Biofiltermaterial bestätigt wurde.

Nach Untersuchungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Hochschule Aachen (ANONYM 1986) zur Abscheideleistung von neuinstallierten Kompostfiltern in Kläranlagen erhöhte sich die Reinluftkonzentration an Gesamtkeimen gegenüber der Rohluftkonzentration um durchschnittlich eine Zehnerpotenz. Nach einer Standzeit von etwa einem halben Jahr stellte sich ein annäherndes Gleichgewicht bezüglich der Keimbelastung in der Zu- und Abluft ein. Weder in der Roh- noch in der Reinluft konnten Salmonellen oder koliforme Keime nachgewiesen werden, obwohl sie während der ersten sechs Betriebsmonate aus den Kompostmaterialien isoliert wurden. Hinsichtlich der Pilze wurden annähernd gleiche Konzentrationen in der Roh- und Reinluft ermittelt. In der Umgebungsluft der Anlage waren im

Abstand von 20 m in Windrichtung vom Biofilter gegenüber normaler Außenluft keine signifikant erhöhten Pilzkeimzahlen nachweisbar.

3. EIGENE UNTERSUCHUNGEN

Ausgehend von der Zielstellung dieser Arbeit, Emissionen medizinisch relevanter Schimmelpilze aus Biofiltersystemen großtechnischer Kompostieranlagen und aus Modellversuchsanlagen zu erfassen, ergaben sich folgende Aufgabenstellungen:

- Quantitative Erfassung und Differenzierung von homoiothermen Pilzen in der Roh- und Reinluft von Biofiltersystemen großtechnischer Kompostieranlagen,
- Einschätzung der gesundheitlichen Relevanz emittierter Pilmengen und -spezies,
- Erfassung arbeitstechnischer Einflüsse auf das Emissionsverhalten,
- Untersuchung des Einflusses von Biofiltermaterial, Materialfeuchte und Kompostierungsprozeß auf die quantitative und qualitative Pilzemission in Modellversuchen,
- Untersuchung zur Wirksamkeit von Biofiltersystemen bezüglich der Reduzierung der Pilzemission.

Um eine bessere Vergleichbarkeit mit bisherigen Untersuchungen auf dem Sektor der Abfallwirtschaft ziehen zu können, wurden in einigen Versuchsreihen auch die aeroben Bakterien und Hefen erfaßt und als Gesamtkeimzahlen (GKZ) ausgewiesen. Der Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit lag jedoch in der Betrachtung der Pilzemissionen.

3.1 Material und Methoden

Zur Realisierung der gestellten Aufgaben wurden Untersuchungen in ausgewählten Kompostieranlagen und in zwei Modellversuchsanlagen durchgeführt.

3.1.1 Beschreibung der untersuchten Kompostieranlagen

Es wurden nach Jahreskapazität, Kompostierverfahren und Biofilterart vier repräsentative Anlagen in Deutschland ausgewählt (Tabelle 11).

Die Biofilter wiesen in allen Anlagen äußerlich einen guten Pflegezustand auf (kein Pflanzenbewuchs, keine erkennbare Rißbildung). Die berechneten Filterbettbelastungen von durchschnittlich $100 \text{ m}^3/\text{m}^3\text{h}$ in den Kompostieranlagen II und III sowie von $120\text{-}190 \text{ m}^3/\text{m}^3\text{h}$ in der Kompostieranlage I stellen eine geeignete und übliche Belastung dar. In der Kompostieranlage IV wurden im Meßzeitraum lediglich Filterbettbelastungen von $60\text{-}80 \text{ m}^3/\text{m}^3\text{h}$ erreicht, wobei die Anlieferungs- und Aufbereitungshalle (einschließlich Störstoffsartierung) tagsüber saugbelüftet, der Rotteturm nachts druckbelüftet wird.

Tab. 11: Charakteristika der untersuchten Kompostieranlagen

Anlage	I	II	III	IV
Inbetriebnahme	1994	1991	1995	1995
Kompostierverfahren	Tunnel	Brikollare	freie Trapezmieten	Rotteturm
Input in t/Jahr	65000	30000	30000	20000
Kompostiergut	städtischer Biomüll, Gartenabfälle, Baum-, Grünverschnitt			
Intensivrotte (Wochen)	2	4-6	7	2
Nachrotte (Wochen)	6-8	nach Struktur, Verwendung	7	nach Struktur, Verwendung
Luftwäscher	ja	ja	ja	nein
Biofiltervolumen in m ³	95	220	155	415
Filtermaterialien	Dreifachschichtung Wurzelholz und angerottetes Kompostmaterial	aufgefasertes Wurzelholz auf Bongossi- Holzspaltenboden	Wurzelholz mit Rindenabdeckung	Wurzelholz mit Obstbaumverschnitt
Filteralter (Jahre)	1	2	1	1
Zusammensetzung der Rohluft	Abluft aus Anlieferung, Aufbereitung, Rotte	Abluft aus Anlieferung, Aufbereitung	Abluft aus Rotte	Abluft aus Anlieferung, Aufbereitung, (Rotte)
Lage der Anlage	freies Feld, 1,5 km nordöstlich von Ortschaft	Wiesen, angrenzend Wald, Mülldeponie, Kläranlage, 1,5 km nordöstlich von Ortschaft im Tal (Sattelbildung)	freies Feld, angrenzend Wald und Feriensiedlung, 1,5 km südlich von Ortschaft	freies Feld, 0,5 km nördlich von Ortschaft
Untersuchungszeitraum	Juli/ August, Oktober	November	Oktober	Oktober

3.1.2 Beschreibung der Modellversuchsanlagen

3.1.2.1 Modellversuchsanlage A

Es sollten in einem Modellversuch an dem vom Institut für Tierhygiene und Öffentliches Veterinärwesen entwickelten Biofilter zur Testung von Koks-Kompost-Gemischen als Biofiltermaterial die Pilzsporenemissionen untersucht werden. Dazu wurde die zur Realisierung des Forschungsvorhabens entwickelte Biofilterkonstruktion, bestehend aus einer zylindrischen Glassäule (Innendurchmesser 40 cm, Höhe 2,50 m, Filterbettvolumen 0,25 m³, Filterbettbelastung 10-80 m³/m³ h), verwendet. Als Filterbettmaterialien fanden die Komponenten Gaskoks (40-60 mm Korngröße) und Kompost des Reifegrades V (Korngröße <6 mm) aus der Verarbeitung von Bioabfall und geschreddertem Holz Anwendung:

Versuch 1: 50 Vol.% Gaskoks, 50 Vol.% Kompost,

Versuch 2: 70 Vol.% Gaskoks, 30 Vol.% Kompost.

Der Biofilter wurde mit der Abluft aus einem Containerkompostierungsprozeß beschickt. Die Befüllung des 3 m³ fassenden Kompostierbehälters mit Bioabfall der Stadt Leipzig und Strukturmaterial erfolgte im 7 bis 14tägigen Rhythmus. Das Kompostiergut wurde mit 3-6 m³/h saugbelüftet. Die Kompostabluft wurde dem Biofilter über ein Rohrleitungssystem von oben zugeführt. Im Versuch 1 erfolgte eine Tropfbefeuchtung von oben, im Versuch 2 zusätzlich zur Tropfbefeuchtung eine Sprühbefeuchtung der Rohluft, wobei die Meßstelle zur Erfassung der Pilzgehalte vor der Sprüheinrichtung lag. Mit Hilfe des Meßcomputers Therm

5500 (Fa. Ahlborn, Holzkirchen) wurden kontinuierlich Temperatur und relative Luftfeuchte in der Roh- und Reinluft erfaßt.

3.1.2.2 Modellversuchsanlage B

Untersuchungen zum Einfluß von Biofiltermaterial, Materialfeuchte und Kompostierungsverlauf auf die Pilzsporenemission sowie zur Eigenemission verschiedener Filtermaterialien wurden an einer thermoisolierten Modellcontainerkompostieranlage (Fa. Cryo Anlagenbau GmbH, Wilnsdorf) durchgeführt. Die Befüllung des druckbeständigen Edelstahlbehälters (200 l) mit Doppelmantel und wärmeisoliertem Deckel erfolgte im 7 bis 14 tägigen Rhythmus mit Bioabfall der Stadt Leipzig und Hobelspänen im Gemisch. Bei kontinuierlicher Belüftung (Luftdurchsatz 1 m³/h) wurde die Kompostabluft über ein Rohrleitungssystem einer zylindrischen Glasbiofiltersäule (Füllhöhe 1,10 m, Durchmesser 0,15 m, Filterbettbelastung 62 m³/m³h) von oben zugeführt. Als Filtermaterialien dienten Rindenmulch sowie Wurzelholz. Für die Untersuchungen der Emission bei feuchtem Filterbett war keine zusätzliche Befeuchtungseinrichtung notwendig. Für die Simulation von Emissionsverhältnissen bei trockenem Filterbett wurde die Rohluft zum Auskondensieren durch zwei Waschflaschen geleitet, die in einem eisgekühlten Wasserbett standen. Zur Untersuchung der Eigenemission der einzelnen Filtermaterialien wurde zwischen Kompressor und Biofilter ein bakterienfreier Filter (Capsule T9, Porendurchmesser 0,2 µm, 0,2 m² Filterfläche, Fa. Sartorius) zwischengeschaltet. Temperaturmessungen im Rottegutkern erfolgten mittels eines Stechthermometers. Die Luftzuführung unterlag der Regulation eines Rota-Regelsystems.

3.1.3 Probenahmegeräte und eingesetzte Sammelmedien

In den Kompostieranlagen sowie in der Modellversuchsanlage A wurden die Luftkeimsammelgeräte RCS Plus (Fa. Biotest, Dreieich), SAS Super 90 (Fa. Zinsser Analytic GmbH, Frankfurt) sowie in der Modellversuchsanlage A zusätzlich ein Burkard Recording Air Sampler (Burkard Manufacturing, Rickmansworth, England) verwendet. In der Modellversuchsanlage B kam aufgrund des geringen Luftdurchsatzes und der damit nur eingeschränkt ansaugbaren Luftmenge ein sechsstufiger Andersen-Kaskaden-Impaktor (Wissenschaftlicher Gerätebau, Universität Leipzig) zum Einsatz.

3.1.3.1 Luftkeimsammler RCS Plus (Reuter Centrifugal Sampler)

Der batteriebetriebene Luftkeimsammler RCS Plus arbeitet nach dem Impaktionsprinzip (Zentrifugation). Der Luftstrom tritt durch kreisförmige Öffnungen im Sammelkopf in den Rotor mit einem Luftkeimindikator ein, wird an dem agarbeschichteten Folienstreifen vorbeigeführt (Aufschleudern der luftgetragenen Pilzbestandteile) und tritt auf der Kopfrückseite aus. Das Sammelvolumen beträgt 50 l/min. Für dieses Gerät wurden die vom Hersteller vertriebenen Nährmedienfolienstreifen mit Rosa-Bengal-Agar und Streptomycinzusatz (Luftkeimindikator HS, Fa. Biotest, Dreieich) zum Nachweis von Schimmelpilzen verwendet.

3.1.3.2 Luftkeimsammler SAS Super 90 (Surface Air Sampler)

Dieses batteriebetriebene Gerät arbeitet nach dem Impaktionsprinzip, wobei Luft durch einen Sammelkopf mit 219 Löchern auf eine Agarplatte gesaugt wird und an der Kopfrückseite austritt. Das Sammelvolumen beträgt 90 l/min.

Der Nachweis von Schimmelpilzen erfolgte mittels vom Hersteller vertriebener, steriler Mini-Contact-Platten (Fa. Zinsser Analytic), die mit Oxgall-Antibiotikum-Agar (Fa. Difco) modifiziert nach MILLNER et al. (1977) befüllt wurden. Der modifizierte Oxgall-Agar enthielt folgende Komponenten (in g/l): Pepton 10, Glukose 10, Oxgall 15, Agar 20, Chloramphenicol (GibcoBRL) 0,025 und Gentamycin (GibcoBRL) 0,04. In der Kompostieranlage I kam bei den Messungen zur Aktivitätsbeeinflussung zusätzlich Malzextract-Agar (Fa. Difco) zum Nachweis luftgetragener Pilze zur Anwendung. Bei den Messungen in der Modellversuchsanlage A sowie in der Kompostieranlage I (Aktivitätsmessungen) wurden zur Bestimmung der Gesamtkeimzahl Standard-I-Nähragar-Platten (Fa. Merck) verwendet.

3.1.3.3 Burkard Recording Air Sampler

Dieses netz- oder batteriebetriebene Gerät arbeitet nach dem Impaktionsprinzip, wobei die Luft über 24 Stunden (aufziehbares Laufwerk) durch eine 14x2 mm große Öffnung auf einen eingefetteten Objektträger (1 g wasserlösliches Schliffett, Fa. BASF) gesaugt wird (10 l/min), der sich 2 mm/h an der Öffnung entlang bewegt.

3.1.3.4 Andersen-Kaskaden-Impaktor (A-I)

Der A-I besteht aus sechs Impaktorstufen mit je 400 von Stufe 1 bis Stufe 6 im Durchmesser abnehmenden Bohrungen. Die Luft wird über eine batterie- oder netzbetriebene Vakuumpumpe mit einem Luftdurchsatz von 28,3 l/min angesogen und nacheinander über die sechs agarbefüllten Glaspetrischalen geführt. Luftgetragene Keime werden entsprechend ihrer Größe impaktiert. Aufgrund des Abscheideverhaltens der Partikel auf den sechs Impaktorstufen kann eine Einschätzung über ihre Depositionsmaxima im Atemtrakt vorgenommen werden.

Für die Bestimmung der Gesamtkeimzahl wurden Glaspetrischalen mit Standard-I- Nähragar, zum Nachweis von Schimmelpilzen Schalen mit modifiziertem Oxgall-Antibiotikum-Agar verwendet.

3.1.4 Probenahme

Die Probenahmeprobereitung umfaßte die Kalibrierung und Reinigung der Luftkeimsammelgeräte. Die Sammelköpfe wurden vor jedem Probenahmetag - nach Reinigung mit 70 %igem Ethanol - autoklaviert, die Impaktorstufen des A-I im Ultraschallbad behandelt. Die gereinigten Geräteteile wurden steril verpackt. Bei aufeinanderfolgenden Probenahmen erfolgte eine Zwischenreinigung mit Ethanol. Der Probentransport erfolgte in abgepolsterten Kühltaschen.

3.1.4.1 Kompostieranlagen

Die Probenahmen in den Kompostieranlagen erfolgten zum Zeitpunkt einer normalen Arbeitsaktivität, d.h. während oder kurz nach der Biomüllanlieferung, eingeschalteter Förderbänder und Luftwäscher, Radladerverkehr, manueller Störstoffsartierung.

Darüber hinaus wurden in der Kompostieranlage I Messungen am Biofilter zur Untersuchung des Einflusses verschiedener Arbeitsvorgänge auf die Pilzemission, in der Kompostieranlage II Umgebungsmessungen durchgeführt.

In den Kompostieranlagen I-IV erfolgte die Probenahme an folgenden Meßpunkten:

Ein Meßpunkt wurde im Rohluftrohr direkt vor dem Biofilter gewählt (2 cm Bohrung). Die Probenahme aus dem direkten Luftstrom erfolgte parallel zur Luftrichtung mit Hilfe eines Silikon-Schlauches

(Durchmesser 2 cm, Länge 30 cm) und eines daran befestigten Trichters. Die Luftkeimsammelgeräte SAS und RCS wurden während der Messungen mit dem Sammelkopf in den Trichter gehalten, um ein gleichmäßiges Abströmen der Druckluft des Rohluftrohres entlang der Geräte zu ermöglichen und somit die Luftströmungsgeschwindigkeit für die Probenahme zu senken.

Die Erfassung der Pilzsporenemission in der Biofilterreinluft erfolgte zur Vermeidung von Fremdeinflüssen in einer Meßhaube (1 m² Grundfläche, Höhe 1 m) laut den Empfehlungen von SCHNABEL (1989), LÜTZKE et al (1983) sowie der VDI-Richtlinie 3477 (ANONYM 1991a). Die Luftkeimsammelgeräte SAS und RCS konnten in dieser Haube in ca. 20 cm Entfernung zur Biofilteroberfläche die Reinluft ohne Fremdlufteinfluß ansaugen.

Desweiteren wurden mittels Testotherm Temperatur, Strömungsgeschwindigkeit und relative Luftfeuchte in der Roh-, Rein- und der Umgebungsluft ermittelt.

3.1.4.2 Modellversuchsanlage A

Die Probenahmen für die Roh- und Reinluftuntersuchungen erfolgten unmittelbar vor bzw. nach dem Biofilter parallel zur Luftrichtung aus dem direkten Luftstrom (2 cm Bohrung) mittels eines Silikon-Schlauches (Durchmesser 2 cm, Länge 30 cm). Ein daran befestigter Trichter ermöglichte ein festes Aufsetzen der Luftkeimsammelgeräte SAS und RCS, damit - aufgrund der Unterdruckverhältnisse im Rohrsystem - keine Fremdluft angesaugt werden konnte. Die Probenahme beim Burkard Recording Air Sampler erfolgte an den gleichen Meßpunkten, wobei ein 80 cm langer, an der Sammelöffnung des Gerätes fixierter Silikon-Schlauch (Durchmesser 2 cm) leicht u-förmig in den zentralen Luftstrom geführt wurde.

3.1.4.3 Modellversuchsanlage B

Die Probenahmen für die Roh- und Reinluftuntersuchungen erfolgten aus Öffnungen am Biofiltereingang bzw. -ausgang aus dem direkten Luftstrom parallel zur Luftrichtung mittels eines Silikon-Schlauches (d=2 cm, Länge=80 cm), der mit dem Andersen-Kaskaden-Impaktor verbunden wurde. Zur mykologischen Untersuchung des Biofiltermaterials wurden unter weitgehend sterilen Bedingungen Proben aus dem Biofilterbett gewonnen. Dazu wurden je 50 g Filtermaterial aus dem Bereich der einströmenden Rohluft (Biofiltereingang) sowie der ausströmenden Reinluft (Biofilterausgang) entnommen. Für die Bestimmung des Trockensubstanzgehaltes kam das Gerät Moisture Analyzer MA30 (Fa. Sartorius, Göttingen) zum Einsatz, wobei jeweils 2 g der Filtermaterialproben bei 105 °C getrocknet wurden. Die tägliche Temperaturmessung im Rottegutkern erfolgte mittels eines Stechthermometers.

3.1.5 Probenumfang

3.1.5.1 Kompostieranlagen

Auf Grund der zu erwartenden starken Keim schwankungen wurden beim SAS- und RCS-LKS alle Proben unmittelbar hintereinander mit drei (Anlagen I-III) bzw. zwei (Anlage IV) in Vorversuchen ertesteten Sammelvolumina und jeweils als Doppelproben genommen. In die quantitative Ergebnisauswertung kam die in der Tabelle 12 aufgeführte Anzahl der bearbeiteten Proben (bezogen auf ein Gerät). Zur qualitativen Pilzbestimmung wurden davon insgesamt 288 Proben ausgewertet.

Tab. 12: Probenumfang in den Kompostieranlagen

Anlage	I	II	III	IV
Meßzeitraum (Tage)	32	4	3	3
Meßtage	SAS: 14, RCS: 13	4	3	3
Probenanzahl (insgesamt)	SAS:168, RCS: 156	144	72	144

In der Kompostieranlage I fanden zudem an fünf aufeinanderfolgenden Meßtagen Probenahmen am Biofilter (Roh- und Reinluft) während fünf verschiedener Arbeitsvorgänge im Kompostieranlagenbereich (Aktivität 1-5) statt. Alle Proben wurden mit zwei Sammelvolumina gezogen. Mit dem SAS-Luftkeimsammler (LKS) erfolgten Messungen auf Oxgall-Antibiotikum-Agar, Malzextract-Agar (zwei Bebrütungstemperaturen) und Standard-I-Nähragar, mit dem RCS-LKS auf Rosa-Bengal-Agar (zwei Bebrütungstemperaturen). Dabei wurde insgesamt die folgende Probenanzahl bearbeitet:

- Aktivität 1: 184 Meßwerte,
- Aktivität 2: 48 Meßwerte,
- Aktivität 3: 72 Meßwerte,
- Aktivität 4: 48 Meßwerte,
- Aktivität 5: 72 Meßwerte.

Insgesamt 72 Proben wurden für die qualitative Auswertung herangezogen.

Die Umgebungsmessungen in der Anlage II umfaßten 4 Meßtage. Unter Einberechnung von jeweils 2 Sammelvolumina pro Tag ergeben sich insgesamt 64 Proben im Untersuchungszeitraum.

3.1.5.2 Modellversuchsanlagen

In der Modellversuchsanlage A wurden alle Proben beim SAS- und RCS-LKS wurden mit 2 Sammelvolumina und der jeweiligen Doppelbeprobung gezogen. Mit dem Burkard-LKS erfolgte jeweils eine 24stündige Untersuchung. In die quantitative Auswertung kamen somit 160 Meßwerte beim SAS-LKS (Versuch 1 und 2), 36 beim Burkard-Gerät (Versuch 1 und 2, zwei Bebrütungstemperaturen) sowie 48 beim RCS-LKS (Versuch 2). Qualitativ wurden 126 Proben bestimmt.

In der Modellversuchsanlage B erfolgte mit dem A-I eine Doppelbeprobung der Roh- und Reinluft mit gleichen Luftvolumina. In die Ergebnisauswertung kamen 596 Einzelmeßwerte, von 240 Proben erfolgte die Pilzspeziesbestimmung.

3.1.6 Probenaufarbeitung

Die beprobten Sammelmedien der Luftkeimsammler RCS Plus, SAS Super 90 und des A-I wurden wie unter 3.1.6.1 beschrieben sofort bebrütet. In die Kompostieranlagen II-IV wurde dazu ein Brutschrank mitgeführt. Aus der nahegelegenen Kompostieranlage I erfolgte der Probentransport in Kühltaschen.

Beim Burkard Recording Air Sampler wurde im Labor der eingefettete Objektträger mittels Schüttelverfahren (10 min) in 10 ml physiologischer Kochsalzlösung (0,9 % NaCl) mit Tween 20 abgespült, eine dekadische Verdünnungsreihe mit fünf Verdünnungsstufen angefertigt und davon jeweils 0,5 ml auf Oxgall-Antibiotikum-Agarplatten für zwei Bebrütungstemperaturen aufgebracht.

Von den Substratproben wurden 10 g zerkleinerten Probenmaterials in 100 ml physiologischer Kochsalzlösung eingewogen und 30 Minuten mit einem Magnetrührer bearbeitet. Nach Anfertigung einer dekadischen Verdünnungsreihe in physiologischer Kochsalzlösung wurden jeweils 0,5 ml auf Oxgall-Antibiotikum-Agarplatten bzw. Nähragar-I-Platten aufgebracht. Für alle Ansätze wurden Doppelbestimmungen durchgeführt.

3.1.6.1 Bebrütung

Die Anzüchtung von Schimmelpilzen erfolgte zum einen bei einer Temperatur von 37 °C (40-60 Stunden), um entsprechend der Fragestellung den Anteil der Pilze zu erfassen, die im Körperinneren gute Wachstumsbedingungen finden (Pathogenitätskriterium) und somit als Erreger von Organmykosen in Frage kommen (GEDEK 1980, SEELIGER und HEYMER 1981, BRITZIUS 1982, SENKPIEL und OHGKE 1992, NOLTING und FEGELER 1993, VISSIENNON und NENNOF 1997). Ferner wurden die Proben der Kompostieranlagen bei einer Temperatur von 42 °C (36-48 Stunden) bebrütet, bei der thermotolerante bzw. thermophile Pilze wachsen (REISS 1998). Als dritte Bebrütungstemperatur diente zur Anzüchtung von Schimmelpilzen eine Temperatur von 28 °C (40-60 Stunden), die im Temperaturoptimalbereich mesophiler Pilze liegt (SANDHU und RANDHAWA 1979, SEELIGER und HEYMER 1981, SAMSON und HOEKSTRA 1994). Die Proben zur Bestimmung der Gesamtkeimzahl wurden bei 25 °C (72 Stunden) bebrütet.

3.1.6.2 Quantitative und qualitative Bestimmung

Die **Auszählung** der Proben erfolgte makroskopisch bzw. bei dicht bewachsenen Isolierungsmedien unter einem Stereomikroskop. Isolierungsmedien mit über 219 (SAS-LKS) bzw. 500 Kolonien (RCS-LKS) gelten folgend als überbelegt. Die Ermittlung der KBE/m³ Luft erfolgte entsprechend der Herstellerangaben. Bei dem kleinsten verwendeten Sammelvolumen von 3 l lag die obere **Nachweisgrenze** des RCS-LKS bei 1,7x10⁵ KBE/m³ Luft, die des SAS-LKS bei 4,4x10⁵ KBE/m³ Luft. Beim A-I gilt bei einer für Pilze fünfminütigen bzw. für Gesamtkeimzahlen dreiminütigen Probenahmedauer eine obere Nachweisgrenze von 8,0x10⁴ bzw. 1,3x10⁵ KBE/m³ Luft (Herstellerangabe).

Zur Ermittlung der mit dem Burkard Recording Air Sampler erfaßten KBE/m³ Luft wurden die Platten der niedrigsten und nächst höheren auswertbaren Verdünnungsstufe ausgezählt, auf den Gesamtpilzgehalt hochgerechnet und auf das Probenahmenvolumen bezogen. Analog erfolgte bei den Substratproben die Ermittlung der in KBE/g TS angegebenen Pilzgehalte (BAUMGART 1998). Bei maximal 300 auszählbaren Kolonien ergab dies eine obere Nachweisgrenze von 2,1x10⁶ KBE/m³ Luft.

Den **Abbildungen** des Ergebnisteiles liegen die Medianwerte entsprechend Kapitel 3.1.7. zugrunde. Da die ermittelten Keimgehalte in einem weiten und somit darstellerisch schwierigen Bereich lagen, erfolgte eine Ergebnisdarstellung in lg KBE/m³ Luft, wobei die Grunddaten in den Tabellen im Anhang aufgeführt sind. Als vergleichender Parameter dient die Angabe der **Reduktionsleistung** des jeweiligen Biofilters, Keime aus der Rohluft im bestimmten Umfang zu reduzieren (verwendetes Synonym: Emissionsminderung). Sie wurde in der vorliegenden Arbeit wie folgt errechnet:

$$\text{Reduktionsleistung (\%)} = \frac{[\text{Keimgehalte der Rohluft (KBE/m}^3\text{)} - \text{Keimgehalte der Reinluft (KBE/m}^3\text{)}]}{\text{Keimgehalte der Rohluft (KBE/m}^3\text{)}} \times 100 \%$$

Von einer Reduktionsleistung kann also nur gesprochen werden, wenn der Biofilter meßbar Keimgehalte der Rohluft mindert. Anderenfalls war der Biofilter in dieser Hinsicht nicht wirksam.

Zur **Identifizierung** der Pilze erfolgte eine Überimpfung auf Schrägagar-Röhrchen mit Sabouraud-Glukose-Agar (Fa. Difco) bzw. bei Verdacht auf Aspergillus spp. mit Czapek-Dox-Agar (Fa. Difco) (RAPER und FENNEL 1965, SEELIGER und HEYMER 1981, DOMSCH et al. 1993). Für Differenzierungszwecke kamen weiterhin Malzextrakt-Agar (MEA 2 %, Fa. Difco), Kartoffel-Glukose-Agar (Fa. Merck), Aspergillus-Differential-Medium (ADM) nach BOTHAST und FENNEL (1974) sowie der Assimilationstest nach dem Bewertungsschlüssel von CAMPBELL und STEWART (1980) zum Einsatz. Für die Mikroskopie kamen Calcofluor, Laktophenol sowie Laktophenol-Baumwoll-Blau (AMANs Medium) zur Anwendung. Die

Schimmelpilze wurden nach ihren morphologischen und physiologischen Eigenschaften unter Hinzunahme von Standardwerken identifiziert (RAPER und FENNEL 1965, CAMPBELL und STEWART 1980, MCGINNIS et al. 1982, PINCUS et al. 1988, KLICH und PITT 1992, DOMSCH et al. 1993, VISSIENNON und NENNOF 1997).

Alle im vorstehenden Abschnitt genannten Untersuchungen wurden von der Verfasserin selbst mit technischer Unterstützung ausgeführt.

Die Verfasserin der Dissertation bestimmte aus insgesamt 2012 Proben den quantitativen Keimgehalt sowie aus 726 Proben das Pilzspektrum.

3.1.7 Biostatistische Auswertung

Die Ergebnisse wurden mit dem Statistikprogramm SPSS für Windows 8.0 statistisch bearbeitet. Auf Grund der Nichtnormalverteilung (Ergebnis der Prüfung mittels KOLMOGOROV-SMIRNOV-Test) wurden als statistische Lageparameter der Medianwert als Mittelwert und erstes sowie drittes Quartil ermittelt.

Zur Signifikanzprüfung kamen der U-Test nach MANN-WHITNEY für unabhängige Stichproben sowie der parameterfreie WILCOXON-Test für gepaarte Stichproben zur Anwendung.

In den Abbildungen A1-A4 wurden zur grafischen Darstellung der Luftpilzgehalte Box-Plots verwendet. Die unteren und oberen Grenzen der "Boxen" repräsentieren dabei die unteren und oberen Quartile. Die Länge der Boxen entspricht dem Interquartilbereich. Die Linie in der Box gibt die Lage des Medians wieder. Die von den Boxen wegführenden Linien (whiskers) reichen jeweils bis zum letzten Wert, der weniger als einen Interquartilbereich außerhalb der Box liegt.

3.2 Ergebnisse

Den nachfolgend dargestellten Ergebnissen der Gesamtpilzzahlen, im weiteren kurz Pilzgehalte (KBE/m³ Luft) genannt, liegen Bebrütungstemperaturen von 37 °C zugrunde. Auf andere Bebrütungsbedingungen wird im einzelnen verwiesen.

Die angegebenen Werte stellen die Medianwerte (50. Perzentil) sowie die 1. (25. Perzentil) und 3. Quartile (75. Perzentil) dar. Den grafischen Darstellungen liegen die entsprechenden Medianwerte zugrunde.

3.2.1 Pilze in der Biofilterrohluft und -reinluft großtechnischer Kompostieranlagen

Die relative Luftfeuchte betrug in der Biofilterroh- und -reinluft annähernd 100 %. Die im direkten Biofilterrohluftstrom gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten lagen zwischen 11,6 und 21,6 m/s. (Tabellen im Anhang A2, A4, A6, A10).

3.2.1.1 Kompostieranlage I

Die Biofilteroberfläche war am 7., 14., 29. Tag stark durchnässt, am 21. Tag mäßig feucht, an den übrigen Meßtagen trocken.

In den Abbildungen 1 und 2 sind die mit dem SAS- bzw. RCS-Luftkeimsammler ermittelten Pilzgehalte in Roh- und Reinluft der Anlage I dargestellt (Grunddaten in Tabelle A1 im Anhang).

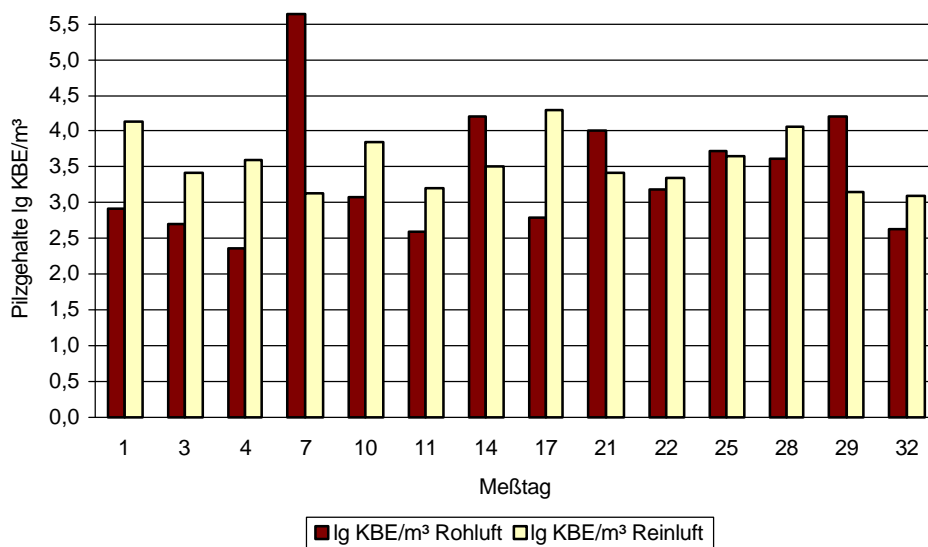


Abb. 1: Pilzgehalte in Roh- und Reinluft der Kompostieranlage I
SAS-Luftkeimsammler

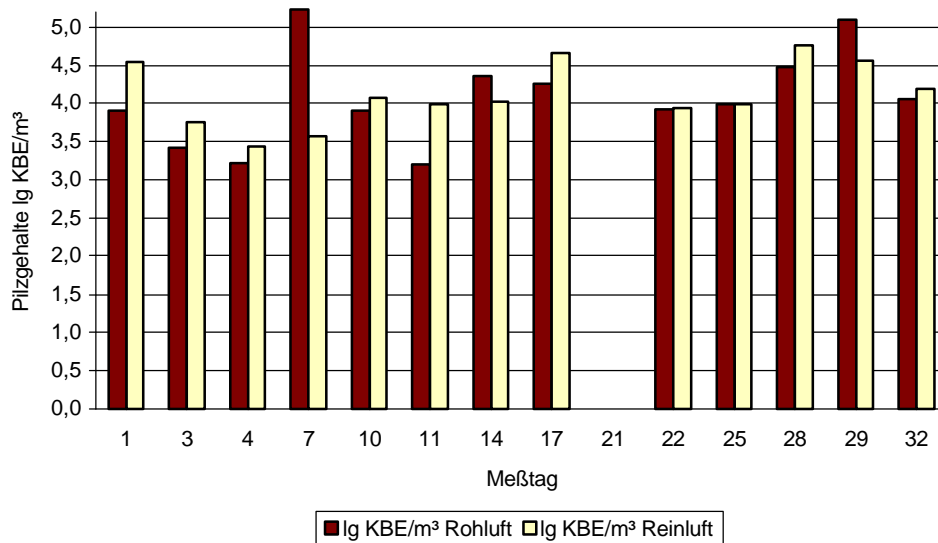


Abb. 2: Pilzgehalte in Roh- und Reinluft der Kompostieranlage I
RCS-Luftkeimsammler

Wie aus den Abbildungen ersichtlich ist, unterlagen die ermittelten Pilzgehalte in Roh- und Reinluft größeren Schwankungen. Die Abbildungen A1-A4 im Anhang verdeutlichen die quantitative Verteilung der Pilzgehalte.

Bei durchschnittlichen Außentemperaturen von 22,8 °C lagen die mit dem SAS-LKS ermittelten Pilzgehalte in der Rohluft im Median zwischen $2,4 \times 10^2$ KBE/m³ (Tag 4) und über $4,4 \times 10^5$ KBE/m³ (Tag 7), die der Reinluft im Bereich von $1,2 \times 10^3$ KBE/m³ (Tag 32) bis $2,0 \times 10^4$ KBE/m³ (Tag 17).

Die mit dem RCS-LKS ermittelten Pilzgehalte lagen in der Rohluft im Median zwischen $1,6 \times 10^3$ KBE/m³ (Tag 11) und $1,7 \times 10^5$ KBE/m³ (Tag 7). In der Reinluft wurden Pilzgehalte von $2,8 \times 10^3$ KBE/m³ (Tag 4) bis $5,7 \times 10^4$ KBE/m³ (Tag 28) ermittelt.

Insgesamt konnte mit beiden Luftkeimsammlern ein weitgehend übereinstimmender Verlauf der Pilzgehalte in Roh- und Reinluft ermittelt werden, wobei die mit dem RCS-LKS erfaßten Pilzgehalte insgesamt signifikant höher waren.

Am 7., 14. und 29. Tag (auch Tag 21 mit SAS-Gerät) wurden mit beiden Geräten signifikant höhere Pilzgehalte in der Rohluft gegenüber der Reinluft sowie über dem Durchschnitt liegende Pilzgehalte in der Rohluft bestimmt. An all diesen Tagen regnete es im Vorfeld, wobei eine Durchfeuchtung der oberen Schichten des Biofilters zu verzeichnen war. Mit dem SAS-LKS konnte eine durchschnittliche Keimreduzierung am Biofilter um 86 %, mit dem RCS-LKS um 67 % ermittelt werden.

An den Tagen 22 und 25 waren die Pilzgehalte in Roh- und Reinluft annähernd gleich. An allen anderen Meßtagen kamen signifikant niedrigere Pilzgehalte in der Rohluft gegenüber der Reinluft vor, wobei sich die Reinluftpilzgehalte gegenüber den Rohluftpilzgehalten im Durchschnitt um 87 % (SAS-LKS) bzw. 72 % (RCS-LKS) erhöhten.

Bei Betrachtung der Gesamtheit der an allen Meßtagen aufgetretenen Pilzspezies bildete *A. fumigatus* beim SAS-LKS mit 92,2 % sowie beim RCS-LKS mit 78,8 % die Hauptfraktion in der Rohluft. Die restlichen Prozente verteilten sich auf die in der Abbildung 3 dargestellten Pilzspezies.

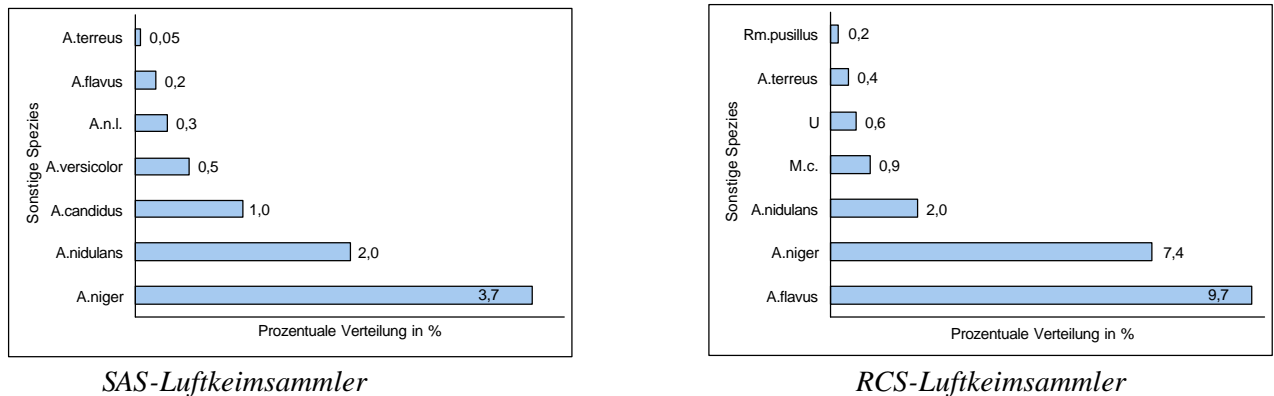


Abb. 3: Prozentuale Verteilung sonstiger Pilzspezies in der Rohluft der Kompostieranlage I

In der Reinluft entfielen bei Messungen mit dem SAS-LKS 49,6 % auf *A. fumigatus* und 39,7 % auf *A. flavus*, beim RCS-LKS 41,9 % auf *A. fumigatus* und 46,4 % auf *A. flavus*. In der folgenden Abbildung 4 wird die Verteilung sonstiger Pilzspezies auf die restlichen Prozente dargestellt.

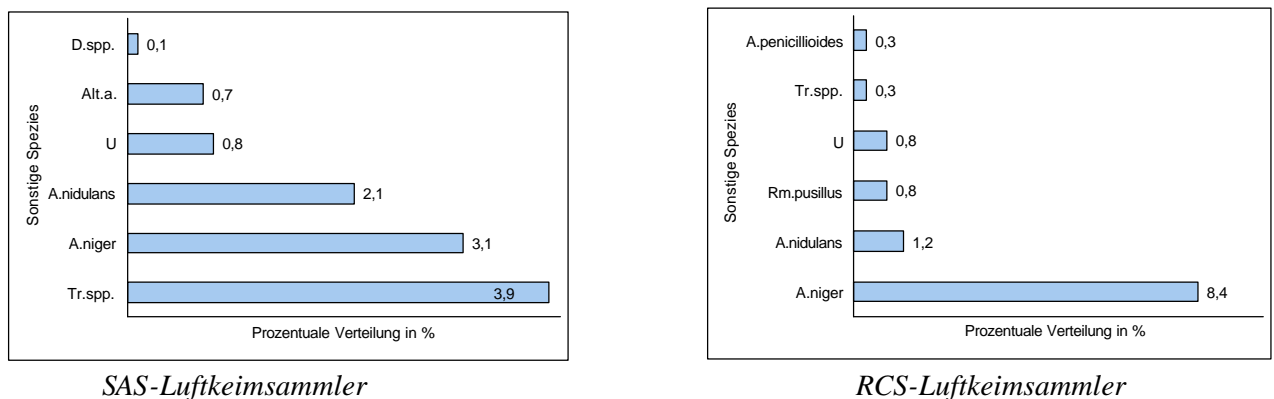


Abb. 4: Prozentuale Verteilung sonstiger Pilzspezies in der Reinluft der Kompostieranlage I

3.2.1.2 Kompostieranlage II

In der Kompostieranlage II fanden die Messungen zu jeweils drei Tageszeiten (8 Uhr, 9 Uhr, 11 Uhr) statt. Die Messungen wurden durchgängig nummeriert.

Die durchschnittliche Außentemperatur betrug 6,4 °C. Die Biofilteroberfläche war infolge vorangegangener Regenschauer optimal feucht.

In den Abbildungen 5 und 6 sind die mit dem SAS- und RCS-LKS ermittelten Pilzgehalte aufgeführt (Grunddaten in Tabelle A3 im Anhang).

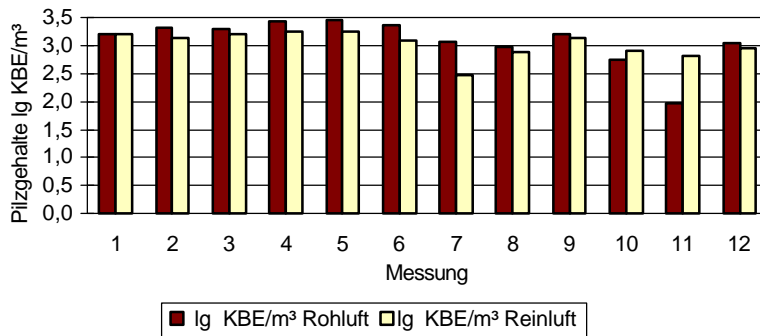


Abb. 5: Pilzgehalte in Roh- und Reinluft der Kompostieranlage II
SAS-Luftkeimsammler

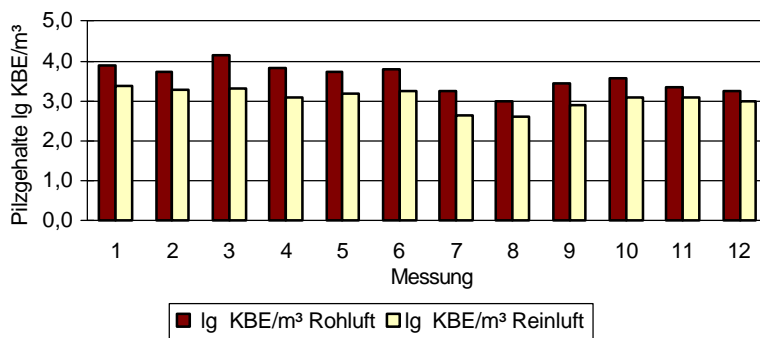


Abb. 6: Pilzgehalte in Roh- und Reinluft der Kompostieranlage II
RCS-Luftkeimsammler

Mit dem SAS-LKS wurden in der Rohluft im Median Pilzgehalte von $9,6 \times 10^1$ KBE/m³ (Messung 11) bis $2,9 \times 10^3$ KBE/m³ (Messung 5), in der Reinluft von $3,0 \times 10^2$ KBE/m³ (Messung 7) bis $1,8 \times 10^3$ KBE/m³ (Messung 4) erfasst. Dabei lagen mit Ausnahme der Messungen 10 und 11 am vierten Meßtag, wo deutlich unter dem Durchschnittswert liegende Pilzgehalte in der Rohluft erfasst wurden bzw. der Messung 1 mit gleich hohen Pilzgehalten in Roh- und Reinluft, nicht signifikant höhere Pilzgehalte in der Rohluft als in der Reinluft vor. Eine Emissionsminderung im Biofilter konnte somit nur an den Tagen 1-3 (Messungen 2-9) sowie bei der Messung 12 (Tag 4) mit durchschnittlich 33 % nachgewiesen werden, wobei große Schwankungen in der Reduktionsleistung von 12,5 % (Messung 9) bis 75 % (Tag 7) auftraten.

Beim RCS-LKS schwankten die Pilzgehalte in der Rohluft im Median von $9,7 \times 10^2$ KBE/m³ (Messung 8) bis $1,4 \times 10^4$ KBE/m³ (Messung 3), in der Reinluft von $4,1 \times 10^2$ KBE/m³ (Messung 8) bis $2,4 \times 10^3$ KBE/m³ (Messung 1). An allen Meßtagen lagen ohne Signifikanz höhere Pilzgehalte in der Rohluft als in der Reinluft vor, wobei die Pilze der Rohluft um durchschnittlich 68 % reduziert wurden. Die mit dem RCS-LKS ermittelten Pilzgehalte waren in beiden Luftströmen insgesamt signifikant höher als die mit dem SAS-Luftkeimsammler erfaßten. Auch unterlagen die mit dem RCS-Gerät ermittelten Einzelmeßergebnisse geringeren Schwankungen als die mit dem SAS-Gerät ermittelten Werte.

Aus der Rohluft wurden nur wenige Pilzspezies isoliert. So entfielen mit dem SAS-Gerät allein 98,7 % auf *A. fumigatus* und lediglich 1,3 % auf *A. nidulans*. Auch mit dem RCS-LKS wurde mit 96,7 % hauptsächlich *A. fumigatus* isoliert. Die restlichen Prozente verteilten sich zu 1,6 % auf *A. niger*, zu 1,2 % auf *A. flavus* und zu 0,5 % auf *A. nidulans*. Es konnte somit im Vergleich zu den Ergebnissen des SAS-LKS ein etwas breiteres Spektrum aus der Rohluft isoliert werden. In der Reinluft bildete *A. fumigatus* beim SAS-Gerät mit 96,2 % bzw. beim RCS-LKS mit 94,4 % ebenfalls die Hauptfraktion der ermittelten Pilzspezies, die restlichen 3,8 % (SAS) bzw. 5,6 % (RCS) entfielen auf ein gegenüber der Rohluft etwas breiteres Spektrum (Abb. 7).

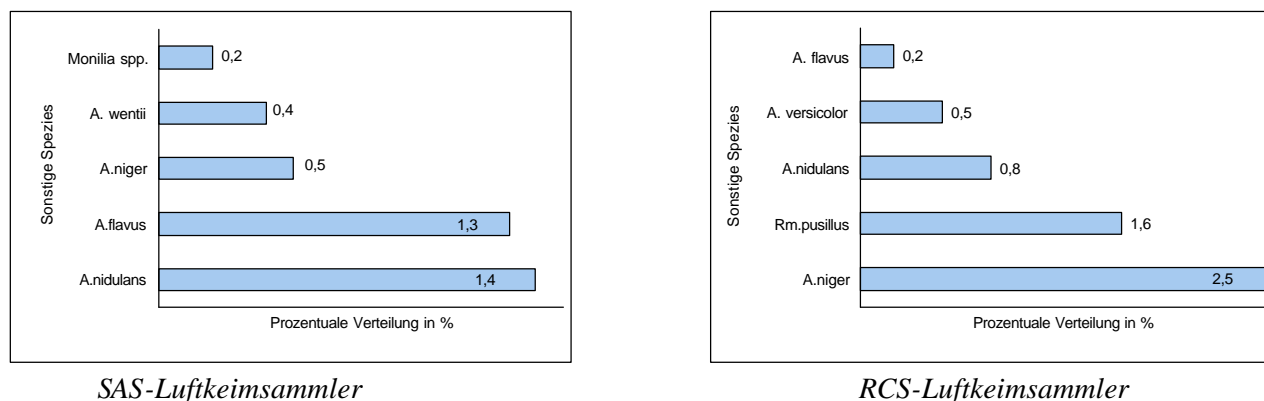


Abb. 7: Prozentuales Gesamtvorkommen sonstiger Pilzspezies in der Reinluft der Kompostieranlage II

Weiterhin wurden **Messungen in der Umgebung** des Biofilters an folgenden Meßpunkten (M) durchgeführt: Gegenwindrichtung 10 m (M1), Windrichtung 10 m (M2), Windrichtung 60 m (M3) sowie Windrichtung 200 m (M4). Meßpunkt 4 befand sich auf einem Hügel mit ca. 50 m Höhenunterschied zur Anlage. Die Meßgeräte wurden in 1,20 m Höhe gehalten. Der Wind kam an allen Meßtagen aus Süd-West, so daß er vor der Messung in Windrichtung Rottehalle (offenes Tor) und Biofilter passierte, am Meßpunkt 1 die Rottehalle. Die Nullprobe (Np) wurde jeweils vor Arbeitsbeginn in 100 m Abstand zur Anlage (Gegenwindrichtung) gezogen.

Die Pilzgehalte in der Umgebung des Biofilters der Anlage II sind in der Abbildung 8 dargestellt (Grunddaten in Tabelle A5 im Anhang).

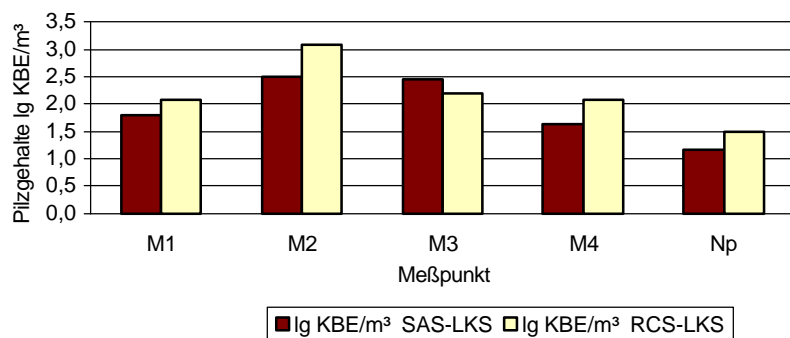


Abb. 8: Pilzgehalte in der Umgebung des Biofilters der Kompostieranlage II

Die signifikant höchsten Pilzgehalte wurden in 10 m Abstand zum Biofilter in Windrichtung (M2) nachgewiesen, wobei die mit dem SAS-LKS ermittelten Keimzahlen ($3,1 \times 10^2$ KBE/m³ Luft) unter denen der Biofiltereinluft, beim RCS-Gerät ($1,2 \times 10^3$ KBE/m³ Luft) dagegen in deren Bereich lagen. 60 m nach dem Biofilter (M3) trat gegenüber M2 eine Reduzierung der ermittelten Pilzgehalte auf (beim RCS-LKS signifikant). Die im Abstand von 200 m zum Biofilter (M4) ermittelten Pilzgehalte entsprachen den in 10 m in Gegenwindrichtung (M1) gemessenen Werten und lagen geringgradig über den Werten der Nullprobe, die mit $1,4 \times 10^1$ KBE/m³ Luft (SAS) bzw. $3,1 \times 10^1$ KBE/m³ Luft (RCS) die niedrigsten Pilzgehalte aufwies. Insgesamt wurden im Vergleich zum SAS-LKS mit dem RCS-LKS signifikant höhere Pilzgehalte erfaßt.

3.2.1.3 Kompostieranlage III

In der Kompostieranlage III fand pro Meßtag jeweils eine Früh- und eine Mittagsmessung statt. Die Numerierung erfolgte fortlaufend. Während der Messung 2 wurde eine drei Monate alte Mietenfläche belüftet, während der anderen Messungen sieben Wochen alte Mieten. Die Biofilteroberfläche war am ersten und zweiten Meßtag trocken, am dritten Meßtag etwas angefeuchtet.

In den Abbildungen 9 und 10 sind die mit dem SAS- und RCS-LKS ermittelten Pilzgehalte in der Biofilterrohluft und -reinluft der Anlage III dargestellt (Grunddaten in Tabelle A7 im Anhang).

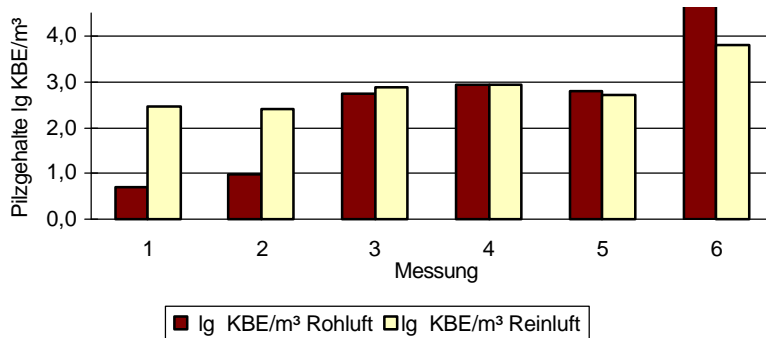


Abb. 9: Pilzgehalte in Roh- und Reinluft der Kompostieranlage III
SAS-Luftkeimsammler

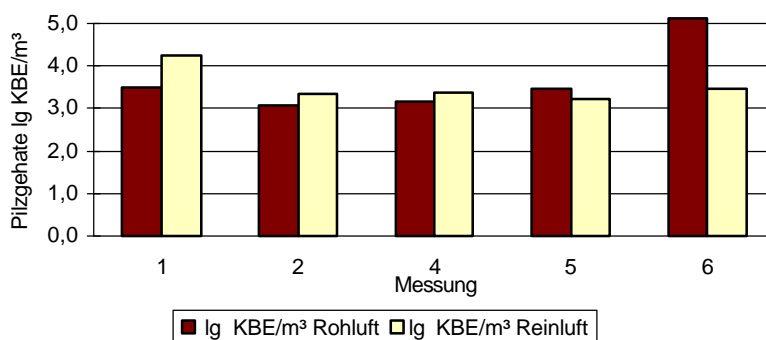


Abb. 10: Pilzgehalte in Roh- und Reinluft der Kompostieranlage III
RCS-Luftkeimsammler

Die mit dem SAS-LKS ermittelten Pilzgehalte lagen in der Rohluft im Median zwischen $5,0 \times 10^0$ KBE/m³ (Messung 1) und über $7,0 \times 10^4$ KBE/m³ (Messung 6), die der Reinluft im Bereich von $2,6 \times 10^2$ KBE/m³ (Messung 2) bis $6,3 \times 10^3$ KBE/m³ (Messung 6).

Die mit dem RCS-LKS ermittelten Pilzgehalte lagen in der Rohluft im Median zwischen $1,2 \times 10^3$ KBE/m³ (Messung 2) und über $1,3 \times 10^5$ KBE/m³ (Messung 6). In der Reinluft wurden Pilzgehalte von $1,7 \times 10^3$ KBE/m³ (Messung 5) bis $1,7 \times 10^4$ KBE/m³ (Messung 1) ermittelt.

An den beiden ersten Meßtagen mit trockener Filteroberfläche traten nach den Ergebnissen beider Geräte höhere Reinluftpilzgehalte als Rohluftkonzentrationen auf - am ersten Meßtag mit dem SAS-LKS mit deutlicher Signifikanz. Am dritten Meßtag war ein deutlicher Anstieg der Rohluftpilzgehalte in der Mittagsmessung zu verzeichnen. An diesem Tag, mit leicht angefeuchteter Filteroberfläche und Außenluftabkühlung, wies die Rohluft gegenüber der Reinluft höhere Pilzgehalte auf. Die Emissionsminderung des Biofilters betrug bei der Messung 5 19 % (SAS-LKS) bzw. 39 % (RCS-LKS), bei der Messung 6 91 % (SAS-LKS) bzw. 98 % (RCS-LKS).

Mit dem RCS-LKS wurden insgesamt signifikant höhere Pilzgehalte in der Rohluft im Vergleich zum SAS-Gerät ermittelt. Beim Vergleich der Reinluftmeßwerte traten keine signifikanten Unterschiede auf.

In den Tabellen 13-15 ist das mit dem SAS- und RCS-LKS ermittelte prozentuale Vorkommen von Pilzspezies in der Biofilterrohluft und -reinluft der Anlage III dargestellt. Am zweiten Meßtag fand mit dem RCS-Gerät nur von der Mittagsmessung eine Pilzbestimmung statt.

Tab. 13: Prozentuales Vorkommen von Pilzspezies in der Biofilterrohluft und -reinluft der Anlage III
Meßtag 1

Luftkeimsammler	Vorkommen von Pilzspezies (%)			
	Rohluft		Reinluft	
SAS	100	A. fumigatus	56,1	A. fumigatus
			27,7	Penicillium spp.
			8,4	Veronae spp.
			6,5	Paecilomyces spp.
			1,3	A. nidulans
RCS	92,4	A. fumigatus	71,4	A. fumigatus
	6,2	Rm. pusillus	22,9	Penicillium spp.
	1,4	Hyp. chrysospermum	4,1	A. niger
			1,2	A. nidulans
			0,4	A. niveus

Tab. 14: Prozentuales Vorkommen von Pilzspezies in der Biofilterrohluft und -reinluft der Anlage III
Meßtag 2

Luftkeimsammler	Vorkommen von Pilzspezies (%)			
	Rohluft		Reinluft	
SAS	100	A. fumigatus	83,2	Penicillium spp.
			14,9	A. fumigatus
			0,7	A. nidulans
			0,6	A. flavus
			0,6	A. versicolor
RCS	69,9	A. fumigatus	66,1	A. fumigatus
	23,1	A. nidulans	24,7	Penicillium spp.
	3,5	A. candidus	7,0	A. flavus
	3,5	A. terreus	2,2	A. nidulans

Tab. 15: Prozentuales Vorkommen von Pilzspezies in der Biofilterrohluft und -reinluft der Anlage III
Meßtag 3

Luftkeimsammler	Vorkommen von Pilzspezies (%)	
	Rohluft	Reinluft
SAS	100 A. fumigatus	100 A. fumigatus
RCS	100 A. fumigatus	94,0 A. fumigatus 6,0 A. nidulans

Aus der Rohluft konnte mit dem SAS-LKS an allen Meßtagen nur A. fumigatus isoliert werden. Am dritten Meßtag bei Regen und angefeuchteter Filteroberfläche wurde mit beiden Luftkeimsammlern fast ausschließlich A. fumigatus isoliert. An den beiden anderen Meßtagen wurde ein gegenüber der Rohluft deutlich verändertes Pilzspektrum in der Reinluft nachgewiesen. Penicilliumspezies (spp.) traten hier im Gegensatz zur Rohluft in hohen Konzentrationen auf.

3.2.1.4 Kompostieranlage IV

Auf Grund der technischen Besonderheiten in dieser Kompostieranlage (3.1.1.) fanden die Untersuchungen
a) in der reinen Hallenabluft eine Stunde nach Arbeitsbeginn (Anlieferung, Aufbereitung),
b) in der Rotteabluft vor der morgendlichen Abstellung der Belüftung des Rotteturmes (ohne Hallenabluft),
c) in der Rotteabluft während einer halbstündigen Belüftung des Rotteturmes (ohne Hallenabluft)
an drei Tagen mit jeweils drei unmittelbar hintereinander erfolgten Messungen statt. Die Messungen wurden fortlaufend nummeriert.

Für die Rohluftmessungen wurde neben dem Meßpunkt vor dem Biofilter ein zweiter Meßpunkt im direkten Abluftrohr der Halle (a) bzw. im direkten Abluftrohr des Rotteturmes (b,c) gewählt.

Die Außentemperatur betrug an den Meßtagen 14-16 °C.

Der Biofilter war infolge einer vorangegangenen Regenperiode stark durchfeuchtet.

In den Abbildungen 11-13 sind die mit dem SAS-LKS ermittelten Pilzgehalte der Biofilterrohluft und -reinluft der Anlage IV aufgeführt (Grunddaten in Tabelle A8 im Anhang). Die mit dem RCS-LKS erzielten Ergebnisse sind tabellarisch im Anhang, Tabelle A9, vermerkt.

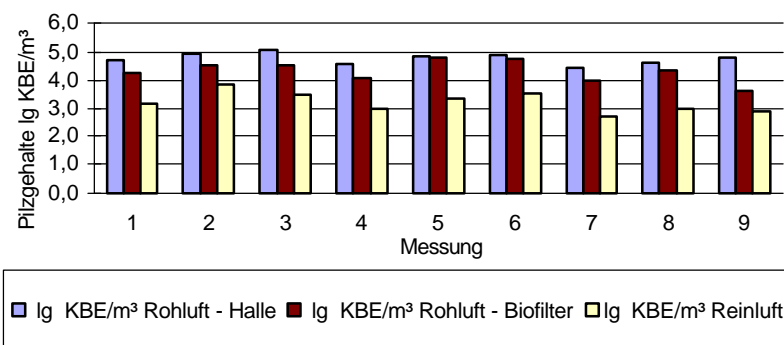


Abb. 11: Pilzgehalte in Roh- und Reinluft der Kompostieranlage IV
SAS-Luftkeimsammler
Messung a (Hallenabluft)

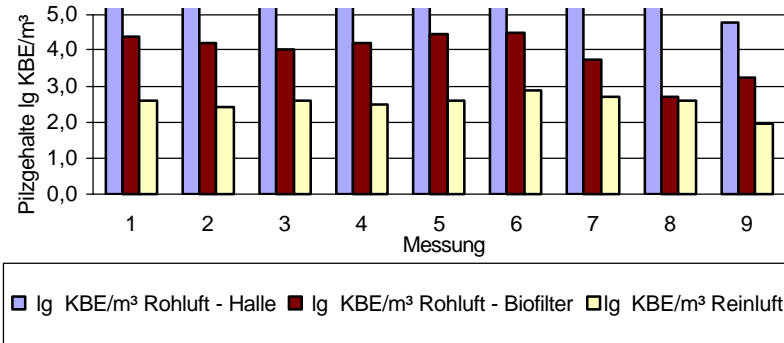


Abb. 12: Pilzgehalte in Roh- und Reinluft der Kompostieranlage IV
SAS-Luftkeimsammler
 Messung b (Rotteabluft nach langer Belüftung)

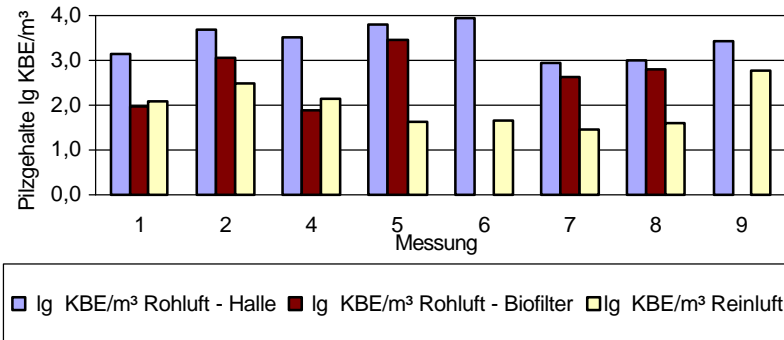


Abb. 13: Pilzgehalte in Roh- und Reinluft der Kompostieranlage IV
SAS-Luftkeimsammler
 Messung c (Rotteabluft nach kurzer Belüftung)

An allen Meßtagen und -punkten konnte eine signifikante Reduzierung des Pilzgehaltes von der Emissionsquelluft zur unmittelbaren Biofilterrohluft laut SAS-LKS um durchschnittlich 65 %, laut RCS-LKS um durchschnittlich 59 % ermittelt werden. In der Biofilterreinluft wurden die Pilzgehalte nochmals um durchschnittlich 94 % (SAS-LKS) bzw. 96 % (RCS-LKS) gegenüber der Biofilterrohluft signifikant reduziert (ohne Einbeziehung überbelegter Isolierungsmedien).

Die höchsten Pilzgehalte wurden in der direkten Rotteturmabluft vor der morgendlichen Abstellung der Belüftung (Messung b) mit über $4,4 \times 10^5$ KBE/m³ Luft und nachfolgend in der direkten Hallenabluft (Messung a) mit maximal $1,2 \times 10^5$ KBE/m³ Luft gemessen. In der direkten Rotteturmabluft kamen während einer halbstündigen Belüftung (Messung c) im Vergleich dazu signifikant niedrigere Pilzgehalte vor (Maximum $6,0 \times 10^3$ KBE/m³).

3.2.2 Einfluß von Arbeitsaktivitäten im Kompostierbereich auf Pilzemissionen aus einem Biofilter

In der Kompostieranlage I fanden die folgend dargestellten Untersuchungen zum Einfluß einzelner Arbeitsaktivitäten im Annahme- und Rottebereich auf das Emissionsverhalten am Biofilter statt. Die Messungen in der Biofilterrohluft und -reinluft erfolgten bei fünf Aktivitäten (A):

Aktivität 1 - Umsetzer in Betrieb (i.B.) bei geschlossenem Tor/ Förderband, Sortierung i.B.
 Aktivität 2 - Umsetzer i.B. bei geschlossenem Tor/ Förderband, Sortierung außer Betrieb (a.B.)
 Aktivität 3 - Umsetzer a.B. bei geschlossenem Tor/ Förderband, Sortierung i.B.
 Aktivität 4 - Umsetzer a.B. bei geschlossenem Tor/ Förderband, Sortierung a.B.
 Aktivität 5 - Umsetzer a.B. bei geöffnetem Tor/ Förderband, Sortierung a.B.
 Der Biofilter war an allen Meßtagen stark durchfeuchtet.

In den Abbildungen 14 und 15 werden die mit dem SAS-LKS und RCS-LKS ermittelten Pilzgehalte der Biofilterrohluft und -reinluft in Abhängigkeit der Arbeitsaktivitäten sowie der Sammelmedien Oxgall-Antibiotikum-Agar (OA) und Malzextract-Agar (MEA) sowie der Bebrütungstemperatur dargestellt (Grunddaten in Tabelle A12 im Anhang).

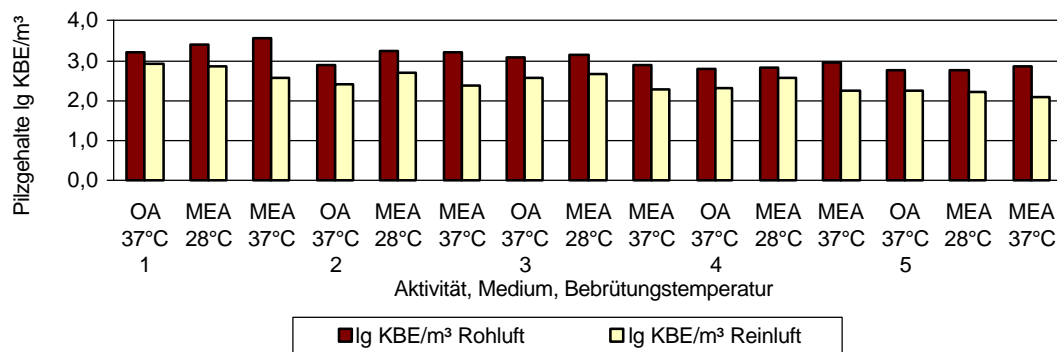


Abb. 14: Pilzgehalte in der Biofilterrohluft und -reinluft in Abhängigkeit der Arbeitsaktivitäten
SAS-Luftkeimsammler

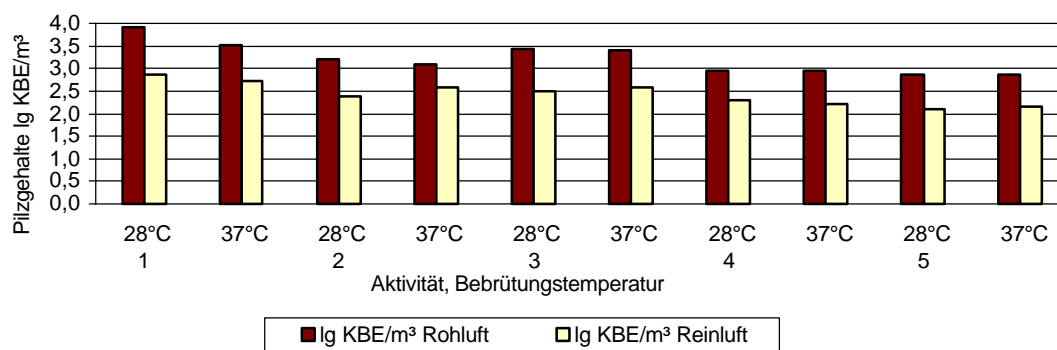


Abb. 15: Pilzgehalte in der Biofilterrohluft und -reinluft in Abhängigkeit der Arbeitsaktivitäten
RCS-Luftkeimsammler

Bei allen fünf Aktivitäten sowie mit allen Sammelmedien und Bebrütungstemperaturen wurden signifikant höhere Pilzkonzentrationen in der Rohluft gegenüber der Reinluft erfaßt.

Die mit dem SAS-LKS ermittelten Pilzgehalte lagen in der Rohluft im Median zwischen $5,8 \times 10^2$ KBE/m³ (OA 37 °C, A5) und $3,8 \times 10^3$ KBE/m³ (MEA 37 °C, A1), die der Reinluft im Bereich von $1,2 \times 10^2$ KBE/m³ (MEA 37 °C, A5) bis $1,6 \times 10^3$ KBE/m³ (OA 37 °C, A1).

Die mit dem RCS-LKS ermittelten Pilzgehalte lagen in der Rohluft im Median zwischen $7,4 \times 10^2$ KBE/m³ (28 °C, A5) und $8,4 \times 10^3$ KBE/m³ (28 °C, A1). In der Reinluft wurden Pilzgehalte von $1,3 \times 10^2$ KBE/m³ (28 °C, A5) bis $7,2 \times 10^2$ KBE/m³ (28 °C, A1) ermittelt.

Die Pilzgehalte wurden durch den Biofilter um durchschnittlich 75 % reduziert, wobei die Reduktionsleistungen beim Vergleich der Einzelmeßwerte oder der Sammelmedien deutlichen Schwankungen unterlagen.

In der Roh- und Reinluft konnten bei voller Aktivität (A1) im Median die insgesamt signifikant höchsten Pilzgehalte festgestellt werden. Die insgesamt signifikant niedrigsten Pilzgehalte wurden bei ruhender Arbeit gemessen. War das Tor zur Rottehalle währenddessen geöffnet (A5), konnten - insgesamt jedoch nicht signifikant - weniger Pilze in der Biofilterrohluft erfaßt werden als bei geschlossenem Tor (A4).

Der Einfluß von Sortierung oder Umsetzer auf die Pilzkonzentration in Roh- und Reinluft gestaltete sich bei den verschiedenen Sammelmedien unterschiedlich: Während mit dem Malzextract-Agar (SAS-LKS) im Median höhere Pilzgehalte beim laufenden Umsetzer (A2) gemessen wurden, bewirkte beim Oxgall-Agar (SAS-LKS) sowie beim Rosa-Bengal-Agar (RCS-LKS) eine laufende Sortierung (A3) vergleichsweise höhere Pilzgehalte in der Roh- und Reinluft.

In der folgenden Abbildung 16 sind die Gesamtkeimzahlen in der Biofilterrohluft und -reinluft in Abhängigkeit der Arbeitsaktivitäten aufgeführt (Grunddaten in Tabelle A13 im Anhang).

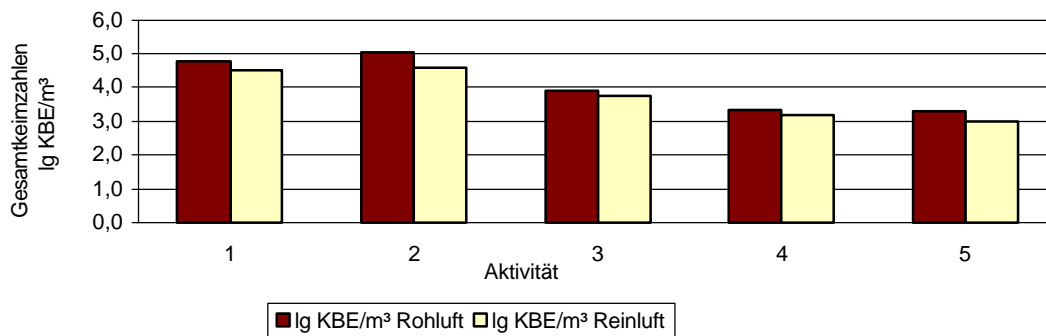


Abb. 16: Gesamtkeimzahlen in der Biofilterrohluft und -reinluft in Abhängigkeit der Arbeitsaktivitäten SAS-Luftkeimsammler

Die mit $1,1 \times 10^5$ KBE/m³ Rohluft bzw. $3,6 \times 10^4$ KBE/m³ Reinluft höchsten Gesamtkeimzahlen wurden hier im Gegensatz zu den Pilzgehalten bei laufendem Umsetzer und ruhender Sortierung (A2) erfaßt, wobei gegenüber den Werten bei laufender Sortierung (A1) keine Signifikanz auftrat. Die mit $2,0 \times 10^3$ KBE/m³ Rohluft bzw. $1,0 \times 10^3$ KBE/m³ Reinluft signifikant niedrigsten Werte traten bei ruhender Arbeit und geöffnetem Rottehallentor (A5) auf. In der Roh- (signifikant) und Reinluft (nicht signifikant) lagen die Gesamtkeimzahlen bei laufendem Umsetzer (A2) über denen bei laufender Sortierung (A3). Bei allen Aktivitäten lagen die Gesamtkeimzahlen der Rohluft signifikant über denen der Reinluft.

Bei den Gesamtkeimen fand eine deutlich geringere Reduktion der Rohluftkonzentrationen um durchschnittlich 43 % statt.

In den Abbildungen 17 und 18 ist das mit dem SAS-LKS erfaßte prozentuale Vorkommen von Pilzspezies in der Biofilterrohluft und -reinluft der Anlage I in Abhängigkeit der Arbeitsaktivitäten dargestellt. Eine Pilzspeziesbestimmung erfolgte ausschließlich vom modifizierten Oxgall-Agar.

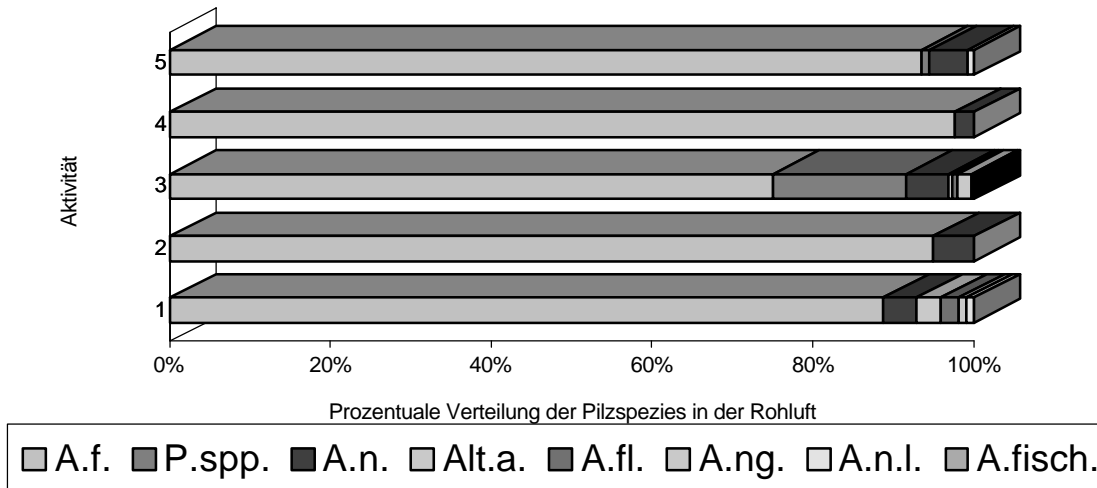


Abb. 17: Prozentuales Vorkommen von Pilzspezies in der Biofilterrohluft der Anlage I in Abhängigkeit der Arbeitsaktivitäten

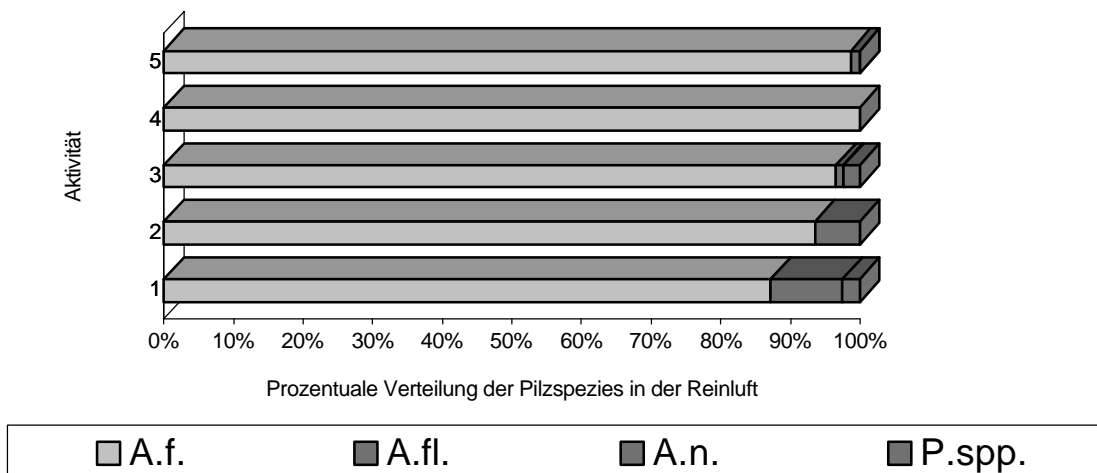


Abb. 18: Prozentuales Vorkommen von Pilzspezies in der Biofilterreinluft der Anlage I in Abhängigkeit der Arbeitsaktivitäten

Insgesamt wiesen die erfassten Pilzspezies der Rohluft eine höhere Vielfalt gegenüber den aus der Reinluft isolierten Spezies auf, wobei bei allen Aktivitäten *A. fumigatus* den Hauptanteil in der Roh- und Reinluft bildete. Bei laufender Sortierung (A3) wurde das breiteste Pilzspeziesspektrum in der Rohluft, mit einem relativ hohen Anteil an *Penicillium spp.* nachgewiesen. Aus der Reinluft konnten bei diesen Aktivitäten, neben einem dominierenden *A. fumigatus*-Anteil, ebenfalls *Penicillium spp.* isoliert werden. Von den anderen aus der Rohluft isolierten Spezies wurden, analog zu den Untersuchungen bei voller Aktivität (A1), nur *A. flavus* und *A. nidulans* in der Reinluft nachgewiesen, wobei im Gegensatz zur Rohluft in der Reinluft der Anteil von *A. flavus* höher als der von *A. nidulans* lag. Gegenüber der laufenden Sortierung traten bei laufendem Umsetzer (A2) weniger Pilzspezies auf. Ein Unterschied in der Vielfalt der isolierten Spezies bestand auch bei ruhender Arbeit: So wurden mehr Spezies aus der Rohluft bei geöffnetem Rottehallentor (A5) als bei geschlossenem Tor (A4) isoliert.

3.2.3 Pilze in der Biofilterrohluft und -reinluft der Modellversuchsanlage A

3.2.3.1 Versuch 1: Filterzusammensetzung aus 50 Vol. % Gaskoks und 50 Vol. % Kompost

Die Untersuchungen liefen insgesamt über einen Zeitraum von 63 Tagen. Die erste Messung fand zwei Tage nach Beschickung der Biofiltersäule bzw. am Tag der Befüllung des Komposttopfes statt. Weitere Komposttopfbefüllungen (B) wurden am 20., 34. und 50. Meßtag nach der Erstbefüllung durchgeführt. Der Luftdurchsatz betrug während der Befüllung I $40 \text{ m}^3/\text{m}^3 \text{ h}$ sowie während der Befüllung IV $80 \text{ m}^3/\text{m}^3 \text{ h}$. Im Versuch 1 fand eine Tropfbefeuchtung des Biofilters statt. Vom 32. Tag bis zum 44. Tag wurde sie aus technischen Gründen abgestellt. Die relative Luftfeuchtigkeit der Rohluft schwankte bis zum 28. Tag zwischen 29,3 % und 49,6 %, ab dem 29. Tag zwischen 50,5 % und 100 %. Die relative Luftfeuchtigkeit der Reinluft betrug 100 %.

Anhand von zwei ausgewählten Kompostierdurchgängen wird in der folgenden Abbildung 19 die mit dem SAS-LKS ermittelten Pilzgehalte ($\lg \text{ KBE}/\text{m}^3$ Luft) sowie der Temperaturverlauf in Roh- und Reinluft dargestellt (Grunddaten in Tabelle A15 im Anhang).

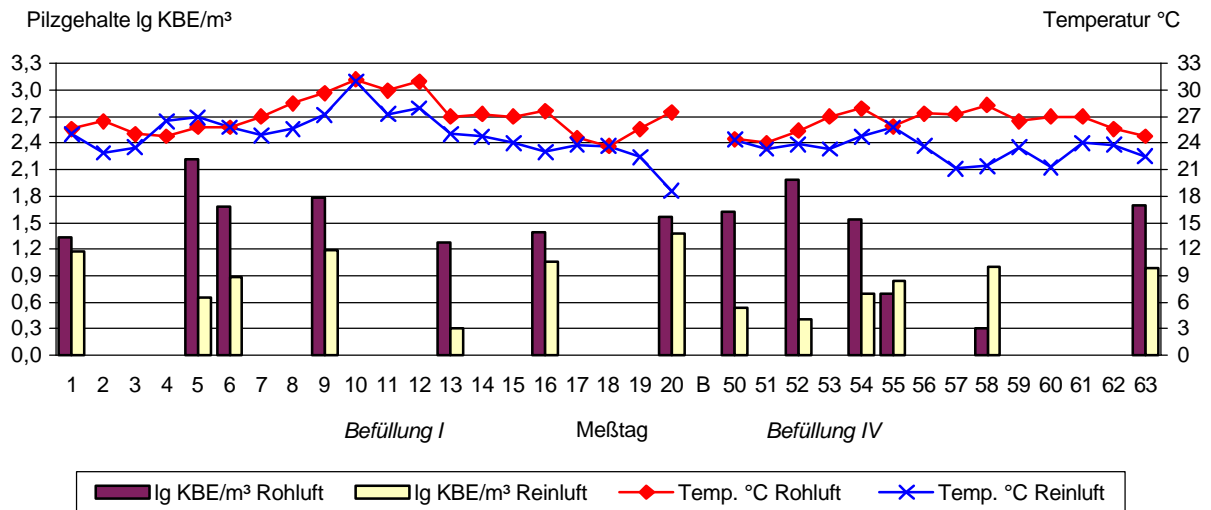


Abb. 19: Pilzgehalte und Temperaturverläufe in der Biofilterrohluft und -reinluft der Modellversuchsanlage A bei zwei Kompostierdurchgängen mit unterschiedlichen Luftdurchsätzen (Befüllung I - $40 \text{ m}^3/\text{m}^3\text{h}$, Befüllung IV - $80 \text{ m}^3/\text{m}^3\text{h}$), Versuch 1
SAS-Luftkeimsammler

Die in der Rohluft ermittelten Pilzgehalte des ersten Kompostierdurchganges lagen zwischen $1,9 \times 10^1 \text{ KBE}/\text{m}^3$ (Tag 13) und $1,6 \times 10^2 \text{ KBE}/\text{m}^3$ (Tag 5) bzw. während des vierten Durchganges zwischen $2,0 \times 10^0 \text{ KBE}/\text{m}^3$ (Tag 58) und $9,5 \times 10^1 \text{ KBE}/\text{m}^3$ (Tag 52). Die in der Reinluft ermittelten Pilzgehalte des ersten Kompostierdurchganges lagen zwischen $2,0 \times 10^0 \text{ KBE}/\text{m}^3$ (Tag 13) und $2,4 \times 10^1 \text{ KBE}/\text{m}^3$ (Tag 20) bzw. während des vierten Durchganges zwischen $2,5 \times 10^0 \text{ KBE}/\text{m}^3$ (Tag 52) und $1,0 \times 10^1 \text{ KBE}/\text{m}^3$ (Tag 58).

Trotz eines niedrigeren Luftdurchsatzes traten während der Befüllung I durchschnittlich höhere Pilzgehalte in der Roh- und Reinluft als bei der Befüllung IV auf.

Der Temperaturverlauf gestaltete sich in Roh- und Reinluft diskontinuierlich mit zwei erkennbaren Peaks um den fünften bzw. zehnten Versuchstag. Ein Einfluß auf die Höhe der Pilzgehalte ist nicht abzuleiten.

Bei beiden hier dargestellten Kompostierungsdurchgängen stiegen die Rohluftpilzgehalte von einem niedrigen Ausgangsniveau auf Maximalwerte am fünften bzw. dritten Versuchstag, sanken dann auf ihr niedrigstes Niveau, um zum 13. Versuchstag wieder in den Ausgangsbereich bzw. bis zum 20. Versuchstag (Befüllung I) darüber hinaus zu steigen. Die Pilzgehalte der Reinluft nahmen zum ersten Temperaturpeak hin ab, stiegen dann zum zweiten Temperaturpeak auf ein relativ hohes Niveau, so daß bei der Befüllung IV die Reinluftpilzgehalte die sehr geringen Rohluftpilzgehalte überstiegen. An allen anderen Meßtagen wurden in der Rohluft ohne Signifikanz höhere Pilzgehalte ermittelt. Während bei der Befüllung I der noch frische Biofilter die Rohluftpilzgehalte um lediglich durchschnittlich 66 % reduzierte, wies der Biofilter nach einer Standzeit von über 50 Tagen eine Reduktionsleistung von durchschnittlich 92 % auf. An den Meßtagen 55 und 58 mit den insgesamt niedrigsten Pilzgehalten in der Rohluft waren die Emissionswerte höher.

Anhand von zwei ausgewählten Kompostierdurchgängen wird in der folgenden Abbildung 20 die mit dem Burkard-LKS (Bebrütungstemperatur 37 °C) ermittelten Pilzgehalte (lg KBE/m³ Luft) sowie der Temperaturverlauf in Roh- und Reinluft dargestellt (Grunddaten in Tabelle A15 im Anhang).

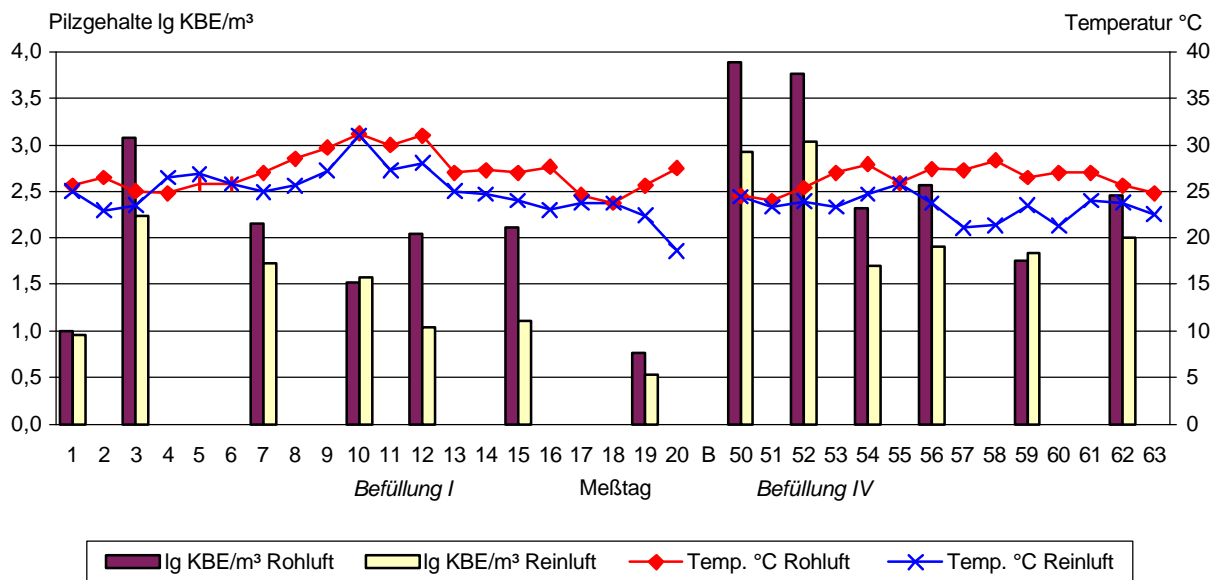


Abb. 20: Pilzgehalte und Temperaturverläufe in der Biofilterrohluft und -reinluft der Modellversuchsanlage A bei zwei Kompostierdurchgängen mit unterschiedlichen Luftdurchsätzen (Befüllung I - 40 m³/m³h, Befüllung IV - 80 m³/m³h), Versuch 1
Burkard Recording Air Sampler
Bebrütungstemperatur 37 °C

Im Gegensatz zu den mit dem SAS-Gerät ermittelten Ergebnis zum Einfluß verschiedener Luftdurchsätze, wurden mit dem Burkard-LKS bei der Befüllung IV (doppelter Luftdurchsatz) in der Roh- und Reinluft um durchschnittlich eine Zehnerpotenz höhere Pilzgehalte gegenüber der Befüllung I erfaßt. Die in der Rohluft ermittelten Pilzgehalte lagen während des ersten Kompostierdurchganges zwischen $5,7 \times 10^0$ KBE/m³ (Tag 19) und $1,2 \times 10^3$ KBE/m³ (Tag 3) bzw. beim vierten Durchgang zwischen $5,7 \times 10^1$ KBE/m³ (Tag 57) und $7,5 \times 10^3$ KBE/m³ (Tag 50). In der Reinluft des ersten Durchganges wurden Pilzgehalte zwischen $3,5 \times 10^0$ KBE/m³ (Tag 19) und $1,7 \times 10^2$ KBE/m³ (Tag 3) bzw. beim vierten Durchgang zwischen

$5,0 \times 10^1$ KBE/m³ (Tag 54) und $1,1 \times 10^3$ KBE/m³ (Tag 52) gemessen. Insgesamt lagen die ermittelten Konzentrationen signifikant über denen des SAS-Gerätes.

Bei der Befüllung I fand ein im Vergleich zu den Ergebnissen des SAS-Gerätes tendenziell ähnlicher Verlauf der Rohluftpilzgehalte mit einem hohen Konzentrationsanstieg vor dem ersten Temperaturpeak und einer Abnahme zum zweiten Temperaturpeak statt. Die Reinluftwerte unterlagen sehr deutlichen Schwankungen. Sie nahmen nach einer analog zu den Rohluftwerten anfänglichen Erhöhung nach dem ersten Temperaturpeak relativ konstant ab und lagen zum zweiten Temperaturpeak bei beiden Befüllungen über den Gehalten der Rohluft. An allen anderen Meßtagen waren die Rohluftpilzgehalte höher. Bei der vierten Befüllung lagen hingegen hohe Anfangskonzentrationen in Roh- und Reinluft vor, die zum ersten und zweiten Temperaturpeak sanken.

Während bei der Befüllung I der Biofilter die Rohluftpilzgehalte um zum SAS-LKS analoge durchschnittliche 63 % reduzierte, wies der Biofilter bei der Befüllung IV laut den Ergebnissen des Burkard-LKS eine deutlich unter den Ergebnissen des SAS-LKS liegende Reduktionsleistung von durchschnittlich 78 % auf.

In der Tabelle A16 im Anhang ist das mit dem SAS- und Burkard-LKS (Bebrütungstemperatur 37 °C und 42 °C) erfaßte prozentuale Vorkommen von Pilzspezies in der Biofilterrohluft und -reinluft der Befüllungen I und IV dargestellt.

Mit dem Burkard-LKS konnten bei einer Bebrütungstemperatur von 42 °C aus der Rohluft neben einem dominierenden *A. fumigatus*-Anteil nur vereinzelt andere Pilzspezies isoliert werden, aus der Reinluft sogar nur ausschließlich *A. fumigatus*.

Bei einer Bebrütungstemperatur von 37 °C hingegen trat eine mit den Ergebnissen des SAS-LKS vergleichbare Vielfalt an isolierten Pilzspezies auf, die sich jedoch besonders im Nachweis von Pilzen niedriger Konzentrationen unterschied. Bei beiden Geräten dominierte an allen Meßtagen und in beiden Luftströmen *A. fumigatus*.

Das zu Beginn der Kompostierung bei beiden Befüllungen in der Rohluft vorliegende unterschiedliche Spektrum, nahm tendenziell im Rotteverlauf an Vielfalt ab, um vom 15./16. Meßtag wieder vielfältiger zu werden. Auffällig ist das Auftreten bestimmter Spezies, wie *Rhizomucor* (*Rm.*) *pusillus*, *A. versicolor*, *A. sydowii*, *A. fischeri*, *Paecilomyces* (*Paec.*) *variotii* sowie *Scopulariopsis* spp. in der Rohluft zu spezifischen Zeitpunkten der Rotte. In der Reinluft lag bei der Befüllung I ein sehr enges Pilzspektrum vor, das sich erst ab dem 13./15. Meßtag verbreiterte. Bei der Befüllung IV hingegen konnte schon zu Beginn der Kompostierung eine vergleichsweise hohe Vielfalt an Spezies aus der Reinluft isoliert werden. Am Meßtag 54 gelang nur der Nachweis von *A. fumigatus*; ab dem 55. Tag traten zunehmend Spezies auf, die auch bei der Befüllung I aus der Reinluft bei fortgeschrittener Rotte isoliert wurden. Bei der Befüllung IV trat, besonders beim SAS-LKS, im Gegensatz zur Befüllung I ein auffallend hoher Anteil an *Penicillium* spp. in der Reinluft auf.

Im Verlauf der Befüllungen I und IV wurden aus der Roh- und Reinluft des Modellbiofilters die in den nachfolgenden Tabellen 17 und 18 aufgeführten Pilzspezies isoliert.

Tab. 17: Prozentuales Gesamtvorkommen von Pilzspezies in der Biofilterrohluft und -reinluft der Modellversuchsanlage A, Versuch 1
SAS-Luftkeimsammler

Rohluft	Reinluft
94,4 % <i>Aspergillus fumigatus</i> 3,5 % <i>Aspergillus niger</i> 0,6 % <i>Paecilomyces variotii</i> 0,2 % <i>Aspergillus flavus</i> 0,2 % <i>Hormographiella</i> spp. 0,2 % <i>Penicillium</i> spp. 0,2 % <i>Rhizomucor pusillus</i> 0,1 % <i>Aspergillus nidulans</i> 0,1 % <i>Aspergillus versicolor</i> 0,1 % <i>Scopulariopsis</i> spp. <0,1 % <i>Alternaria alternata</i> , <i>Aspergillus racemosus</i> , <i>Chaetomium</i> spp., <i>Doratomyces</i> spp., <i>Fusarium solanii</i>	88,4 % <i>Aspergillus fumigatus</i> 7,5 % <i>Penicillium</i> spp. 2,2 % <i>Aspergillus flavus</i> 0,8 % <i>Aspergillus niger</i> 0,6 % <i>Aspergillus nidulans</i> 0,2 % <i>Doratomyces</i> spp. 0,1 % <i>Hypomyces chrysospermum</i> <0,1 % <i>Alternaria</i> spp., <i>Aspergillus candidus</i> , <i>Aspergillus ustus</i> , <i>Fusarium solanii</i> , <i>Geotrichum</i> spp., <i>Mucor circinelloides</i> , <i>Trichoderma</i> spp.

Tab. 18: Prozentuales Gesamtvorkommen von Pilzspezies in der Biofilterrohluft und -reinluft der Modellversuchsanlage A, Versuch 1
Burkard Recording Air Sampler, Bebrütungstemperatur 37 °C

Rohluft	Reinluft
93,6 % <i>Aspergillus fumigatus</i> 2,3 % <i>Aspergillus niger</i> 0,9 % <i>Aspergillus nidulans</i> 0,9 % <i>Aspergillus sydowii</i> 0,7 % <i>Paecilomyces variotii</i> 0,6 % <i>Penicillium</i> spp. 0,3 % <i>Rhizomucor pusillus</i> 0,1 % <i>Aspergillus flavus</i> 0,1 % <i>Aspergillus terreus</i> 0,1 % <i>Doratomyces</i> spp. 0,1 % <i>Scopulariopsis</i> spp. <0,1 % <i>Aspergillus fischeri</i> , <i>Aspergillus</i> <i>penicillioides</i> , <i>Aspergillus ustus</i> , <i>Aspergillus versicolor</i> , <i>Monilia sitophila</i> , <i>Mucor circinelloides</i>	95,3 % <i>Aspergillus fumigatus</i> 2,2 % <i>Penicillium</i> spp. 1,0 % <i>Doratomyces</i> spp. 0,4 % <i>Aspergillus nidulans</i> 0,4 % <i>Aspergillus niger</i> 0,4 % <i>Aspergillus sydowii</i> 0,1 % <i>Aspergillus flavus</i> <0,1 % <i>Geotrichum</i> spp., <i>Hypomyces</i> <i>chrysospermum</i> , <i>Trichoderma</i> spp., <i>Verticillium</i> spp.

Insgesamt wurde mit beiden Luftkeimsammlern ein vergleichbar breites Pilzspektrum aus der Roh- und Reinluft isoliert, welches sich besonders im Vorkommen von Spezies niedriger Konzentrationen unterschied. Mit beiden Geräten konnte eine relative Übereinstimmung hinsichtlich der erfaßten Spezies höherer Konzentrationen erzielt werden. Einige Spezies wie *A. sydowii* oder *Hormographiella* spp. wurden jeweils nur mit einem Gerät erfaßt. Mit Ausnahme von *A. candidus*, *Geotrichum* spp, *Hypomyces* (*Hyp.*) *chrysospermum*, *Trichoderma* spp. sowie *Verticillium* spp. wurden alle Pilzspezies der Reinluft auch aus der Rohluft isoliert, jedoch in deutlich veränderten prozentualen Anteilen.

3.2.3.2 Versuch 2: Filterzusammensetzung aus 70 Vol. % Gaskoks und 30 Vol. % Kompost

Die Ergebnisse dieses Versuches werden anhand der Befüllung II, einer 14tägigen Meßreihe, dargestellt. Die erste Messung fand drei Wochen nach Beschickung der Biofiltersäule, am Tag der Befüllung des Komposttopfes statt. Der Luftdurchsatz betrug $40 \text{ m}^3/\text{m}^3 \text{ h}$. Im Versuch 2 fand eine Sprühbefeuchtung der Rohluft sowie eine optionale Tropfbefeuchtung des Biofilters statt. Die relative Luftfeuchtigkeit der Rohluft sowie der Reinluft lag somit bei 100 %.

In den folgenden Abbildungen 21-23 werden die mit dem SAS-, RCS- und Burkard-Luftkeimsammler (Bebrütungstemperatur $37 \text{ }^\circ\text{C}$) ermittelten Pilzgehalte ($\text{lg KBE}/\text{m}^3$ Luft) sowie der Temperaturverlauf in Roh- und Reinluft dargestellt (Grunddaten in Tabelle A17 im Anhang).

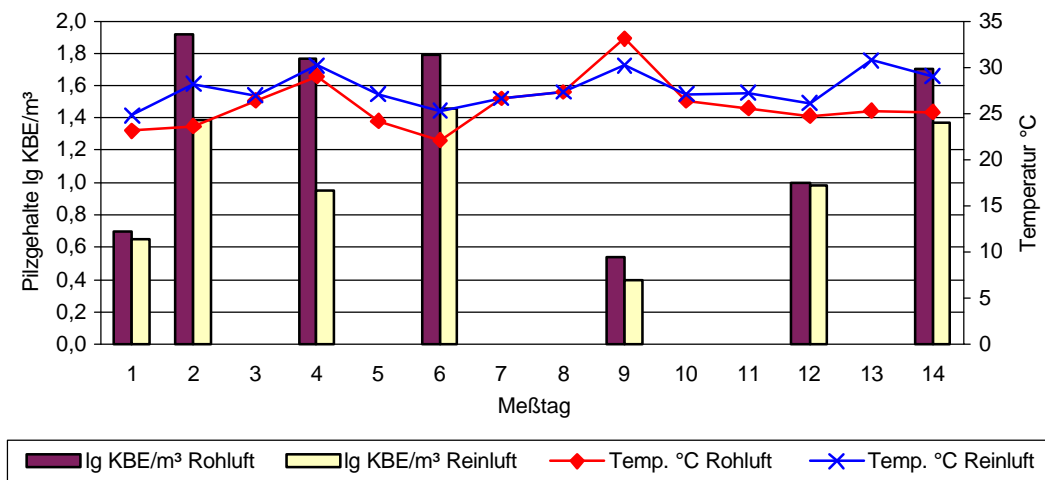


Abb. 21: Pilzgehalte und Temperaturverläufe der Biofilterrohluft- und -reinluft der Modellversuchsanlage A,
Versuch 2
SAS-Luftkeimsammler

Die gemessenen Pilzgehalte lagen im Bereich von $3,5 \times 10^0$ KBE/ m^3 (Tag 9) bis $8,3 \times 10^1$ KBE/ m^3 Rohluft (Tag 2) und somit durchschnittlich um eine Zehnerpotenz niedriger als beim Versuch 1, Befüllung I (Luftdurchsatz auch $40 \text{ m}^3/\text{m}^3 \text{ h}$). Die in der Reinluft ermittelten Pilzgehalte lagen mit $2,5 \times 10^0$ KBE/ m^3 (Tag 9) bzw. $2,8 \times 10^1$ KBE/ m^3 (Tag 6) im Bereich der beim Versuch 1 mit analogem Luftdurchsatz (B I) gemessenen Konzentrationen.

Analog zum Versuch 1 stiegen die Rohluftpilzgehalte von einem niedrigen Ausgangsniveau auf Maximalwerte am zweiten Tag, nahmen zum ersten Temperaturpeak (Tag 4) geringgradig und zum zweiten Temperaturpeak (Tag 9) deutlich ab, um dann auf über dem Ausgangsbereich liegende Werte zu steigen. Die Pilzgehalte der Reinluft verliefen analog zu den Rohluftwerten.

An allen Meßtagen kamen in der Rohluft nicht signifikant höhere Pilzgehalte als in der Reinluft vor. Durchschnittlich wurden 45 % weniger Pilze emittiert als immittiert, was deutlich unter der Reduktionsleistung des Biofilters mit einem höheren Kompostanteil des Versuches 1 lag.

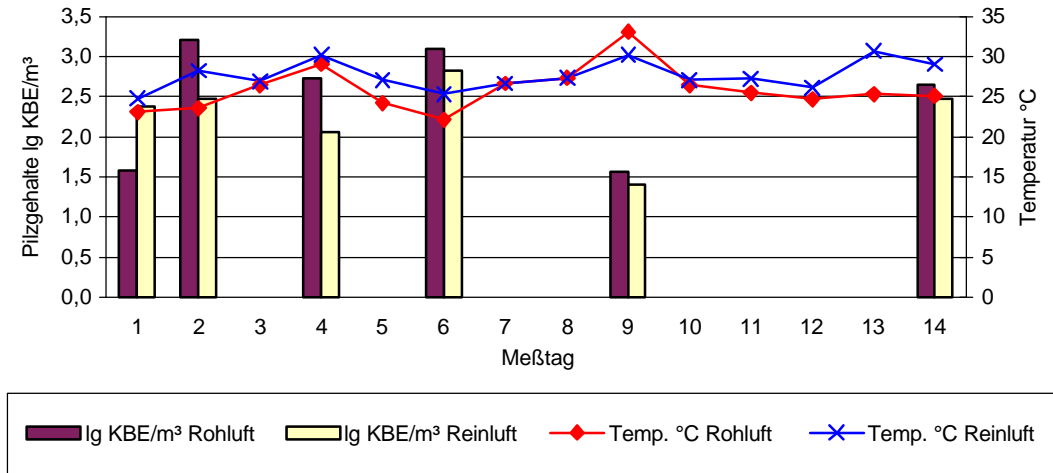


Abb. 22: Pilzgehalte und Temperaturverläufe der Biofilterrohluft- und -reinluft der Modellversuchsanlage A, Versuch 2
RCS-Luftkeimsammler

In der Rohluft wurden Pilzgehalte von $3,8 \times 10^1$ KBE/m³ (Tag 1 und 9) bis $1,6 \times 10^3$ KBE/m³ (Tag 2), in der Reinluft von $2,5 \times 10^1$ KBE/m³ (Tag 9) bis $6,7 \times 10^2$ KBE/m³ (Tag 6) mit dem RCS-LKS ermittelt.

Somit wurden mit dem RCS-LKS um ca. eine Zehnerpotenz höhere Konzentrationen gemessen als mit dem SAS-LKS. Die Rohluftwerte zeigten einen analogen Verlauf zu den Ergebnissen des SAS-LKS. Die Reinluftwerte wiesen hier gegenüber dem SAS-LKS höhere Anfangsgehalte auf. Am ersten Meßtag lagen die Reinluftwerte über denen der Rohluft, an allen anderen Meßtagen wurden nicht signifikant höhere Rohluftkonzentrationen ermittelt. Durchschnittlich wurden die Rohluftpilzgehalte im Biofilter um mit dem SAS-Gerät vergleichbare 49 % reduziert.

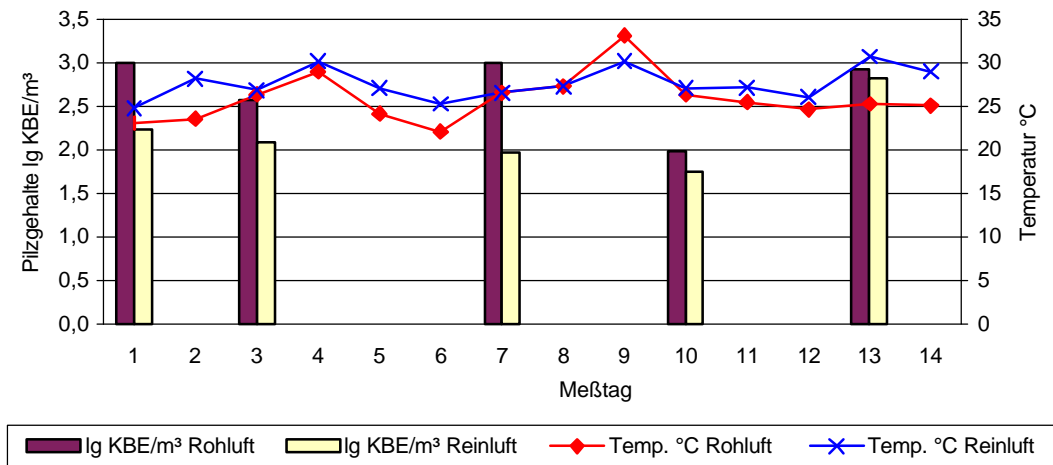


Abb. 23: Pilzgehalte und Temperaturverläufe der Biofilterrohluft- und -reinluft der Modellversuchsanlage A, Versuch 2
Burkard Recording Air Sampler
Bebrütungstemperatur 37 °C

Mit dem Burkard-LKS (Bebrütungstemperatur 37 °C) wurden in der Rohluft Pilzgehalte von durchschnittlich $6,6 \times 10^2$ KBE/m³, in der Reinluft $3,9 \times 10^2$ KBE/m³ ermittelt. Die Meßwerte der bei 37 °C bebrüteten Proben lagen somit im Bereich der Ergebnisse des RCS-LKS. Im Versuch 2 wurden bei einem Biofilter mit geringerem Kompostanteil annähernd die gleichen Reinluftpilzgehalte wie beim Versuch 1, Befüllung IV (mit 80 m³/m³h doppelter Luftdurchsatz), jedoch höhere gegenüber der Befüllung I (gleicher Luftdurchsatz) gemessen.

Analog zu den Ergebnissen der anderen Luftkeimsammler konnten mit dem Burkard-LKS bei den bei 37 °C bebrüteten Proben zwei Pilzkonzentrationsminima in Roh- und Reinluft zum Zeitpunkt erhöhter Rottelufttemperaturen ermittelt werden.

Die Rohluftpilzgehalte lagen an allen Meßtagen über denen der Reinluft. Durchschnittlich wurden die Rohluftpilzgehalte um 60 % (37 °C) reduziert, was deutlich über der mit dem SAS-LKS bestimmten Reduktionsleistung lag. Die errechnete Reduktionsleistung des Biofilters mit geringerem Kompostanteil lag anders als beim SAS-LKS somit im Bereich der des Biofilters mit höherem Kompostanteil bei gleichem Luftdurchsatz.

In der Tabelle A18 im Anhang ist das mit dem SAS- und Burkard-LKS (Bebrütungstemperatur 37 °C und 42 °C) erfaßte prozentuale Vorkommen von Pilzspezies in der Biofilterroh- und -reinluft der Befüllung II dargestellt.

Die in diesem Versuch erhaltenen Ergebnisse sind hinsichtlich des Auftretens bestimmter Pilzspezies in der Rohluft und Variation der Artenvielfalt im Rotteverlauf sowie hinsichtlich des relativ breiten Ausgangsspektrums in der Reinluft mit den Ergebnissen des ebenfalls älteren Biofilters des Versuches 1, Befüllung IV vergleichbar.

Analog zum Versuch 1 konnte mit dem Burkard-LKS bei einer Bebrütungstemperatur von 42 °C aus der Roh- und Reinluft fast ausschließlich *A. fumigatus* isoliert werden.

Aus der Roh- und Reinluft des Modellbiofilters wurden im Verlauf der Befüllung II die in den nachfolgenden Tabellen 19 und 20 aufgeführten Pilzspezies isoliert.

Tab. 19: Prozentuales Gesamtvorkommen von Pilzspezies in der Biofilterrohluft und -reinluft der Modellversuchsanlage A, Versuch 2
SAS-Luftkeimsammler

Rohluft	Reinluft
91,2 % <i>Aspergillus fumigatus</i>	85,9 % <i>Aspergillus fumigatus</i>
3,5 % <i>Penicillium</i> spp.	11,5 % <i>Penicillium</i> spp.
2,7 % <i>Aspergillus niger</i>	1,5 % <i>Aspergillus niger</i>
1,4 % <i>Paecilomyces variotii</i>	0,4 % <i>Paecilomyces variotii</i>
0,3 % <i>Aspergillus nidulans</i>	0,3 % <i>Aspergillus nidulans</i>
0,3 % <i>Aspergillus versicolor</i>	0,3 % <i>Aspergillus terreus</i>
0,2 % <i>Rhizomucor pusillus</i>	
0,1 % <i>Aspergillus terreus</i>	
0,1 % <i>Fusarium solanii</i>	
<0,1 % <i>Alternaria</i> spp., <i>Aspergillus fischeri</i> , <i>Aspergillus flavus</i> , <i>Cladosporium</i> spp.	<0,1 % <i>Cladophora arxii</i> , <i>Rhizomucor pusillus</i>

Tab. 20: Prozentuales Gesamtvorkommen von Pilzspezies in der Biofilterrohluft und -reinluft der Modellversuchsanlage A, Versuch 2
Burkard Recording Air Sampler
 Bebrütungstemperatur 37 °C

Rohluft	Reinluft
90,9 % <i>Aspergillus fumigatus</i>	93,8 % <i>Aspergillus fumigatus</i>
2,9 % <i>Penicillium</i> spp.	3,7 % <i>Penicillium</i> spp.
2,7 % <i>Aspergillus niger</i>	1,4 % <i>Aspergillus niger</i>
0,9 % <i>Paecilomyces variotii</i>	0,3 % <i>Aspergillus flavus</i>
0,5 % <i>Rhizomucor pusillus</i>	0,2 % <i>Aspergillus nidulans</i>
0,4 % <i>Aspergillus nidulans</i>	0,2 % <i>Paecilomyces variotii</i>
0,4 % <i>Aspergillus sydowii</i>	0,1 % <i>Aspergillus sydowii</i>
0,3 % <i>Aspergillus flavus</i>	
0,3 % <i>Aspergillus versicolor</i>	
0,2 % <i>Scopulariopsis</i> spp.	
0,2 % <i>Trichoderma</i> spp.	
0,1 % <i>Aspergillus wentii</i>	
0,1 % <i>Mucor circinelloides</i>	
<0,1 % <i>Aspergillus terreus</i> , <i>Doratomyces</i> spp.	<0,1 % <i>Cladophora arxii</i> , <i>Doratomyces</i> spp., <i>Rhizomucor pusillus</i> , <i>Trichoderma</i> spp.

Mit dem Burkard-LKS wurde gegenüber dem SAS-LKS aus Roh- und Reinluft ein breiteres Pilzspektrum isoliert, welches vom Umfang her dem im Versuch 1 erfaßten Spektrum entspricht. Mit beiden Geräten konnten mehr Spezies in der Rohluft nachgewiesen werden. Die aus der Reinluft isolierte Speziesvielfalt entspricht der des Versuches 1, Befüllung IV bei längerer Standzeit des Biofilters und liegt deutlich über der zu Beginn des Versuches 1, Befüllung I bei noch frischem Biofiltermaterial erfaßten Vielfalt. Hinsichtlich der isolierten Spezies höherer Konzentrationen wurde mit beiden Geräten eine relative Übereinstimmung erzielt. Spezies niedriger Konzentrationen wurden zum Teil nur mit einem Gerät erfaßt. Mit Ausnahme von *Cladophora arxii* wurden alle Pilzspezies der Reinluft auch aus der Rohluft isoliert.

3.2.4 Pilze in der Biofilterrohluft und -reinluft der Modellversuchsanlage B

3.2.4.1 Untersuchungen an einem Biofilter aus Rindenmulch

3.2.4.1.1 Pilzemission bei feuchtem Biofiltermaterial

Anhand von zwei ausgewählten Kompostierdurchgängen werden in den Abbildungen 24-26 die Pilzgehalte bzw. Gesamtkeimzahlen der Roh- und Reinluft bei einem Biofilter aus feuchtem Rindenmulch sowie der Temperaturverlauf der Rotte dargestellt (Grunddaten in Tabelle A19 im Anhang).

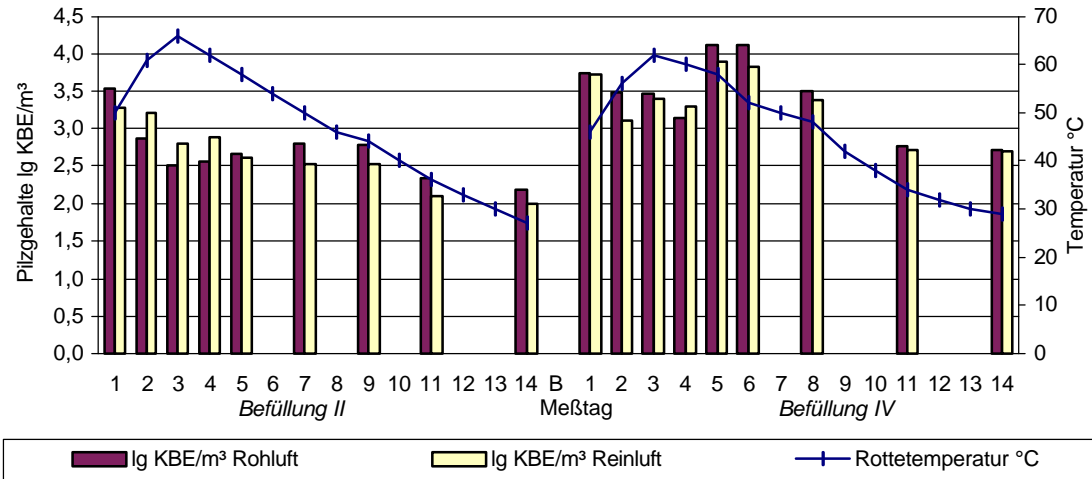


Abb. 24: Pilzgehalte der Roh- und Reinluft sowie Rottetemperaturverläufe bei einem Biofilter aus feuchtem Rindenmulch, Modellversuchsanlage B
Bebrütungstemperatur 28 °C

Bei beiden hier dargestellten 14 tägigen Kompostierungsdurchgängen wurde ein ähnlicher, temperaturabhängiger Verlauf der Rohluftpilzgehalte ermittelt: Von einem relativ hohen Ausgangsniveau fielen die Pilzgehalte auf ihr niedrigstes Niveau zum Zeitpunkt der höchsten Rottetemperatur ab, um dann mit sinkender Rottetemperatur wieder langsam zu steigen. Bei der Befüllung II blieben die Pilzgehalte unter ihren Anfangskonzentrationen, bei der Befüllung IV mit einem niedrigeren Temperaturpeak übertrafen sie diese. Zum Ende des Kompostierprozesses gingen die Pilzgehalte der Rohluft auf ein deutlich unter den Anfangsgehalten liegendes Niveau zurück.

Die Pilzgehalte der Reinluft unterschieden sich bei beiden Befüllungen geringfügig in ihren Verläufen. Bei der Befüllung IV entsprach ihr Verlauf deutlich dem Verhalten der Pilzgehalte in der Rohluft. Bei der Befüllung II hingegen nahmen die Pilzgehalte fast kontinuierlich während des Kompostierprozesses ab, wobei auch hier mit der leichten Erhöhung der Keimzahlen am vierten Meßtag ein rohluftwertabhängiger Verlauf tendenziell erkennbar war.

Bei der Befüllung II lagen während besonders niedriger Rohluftwerte (Temperaturpeak des Rottegutes) die Pilzgehalte in der Reinluft nicht signifikant mit durchschnittlich 52 % über denen der Rohluft. Am ersten bzw. ab fünften Tag der Rotte (abnehmende Rottetemperatur) reduzierte der Rindenmulchbiofilter nicht signifikant die Rohluftpilzgehalte um durchschnittlich 38 %. Bei der Befüllung IV wurden mit Ausnahme des vierten Tages immer die Rohluftpilzgehalte nicht signifikant um durchschnittlich 25 % reduziert.

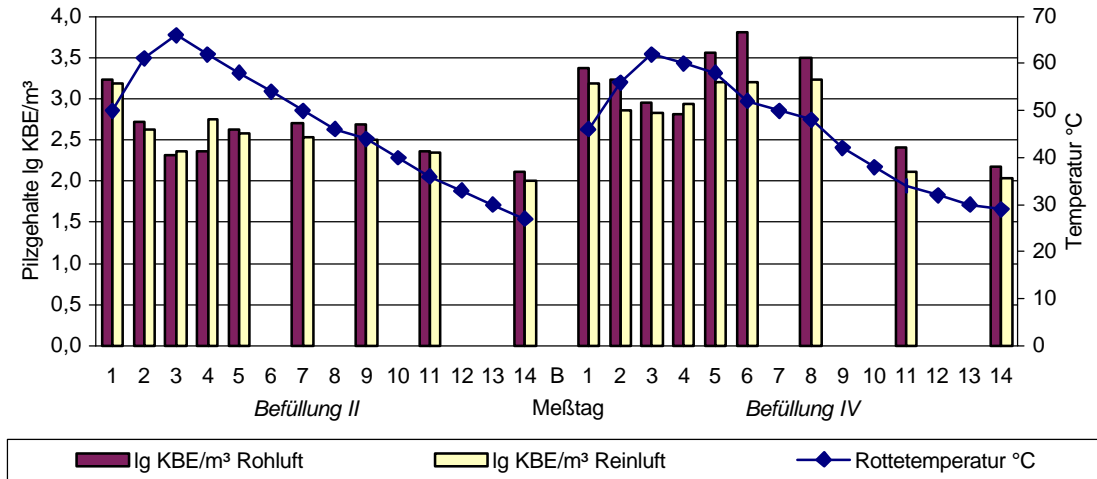


Abb.25: Pilzgehalte der Roh- und Reinluft sowie Rottetemperaturverläufe bei einem Biofilter aus feuchtem Rindenmulch, Modellversuchsanlage B
Bebrütungstemperatur 37 °C

Die Pilzgehalte der Rohluft zeigten bei einer Bebrütungstemperatur von 37 °C einen analogen Verlauf zu den Werten bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C, wobei signifikant niedrigere Konzentrationen bei 37 °C in Roh- und Reinluft ermittelt wurden. Die Reinluftwerte verliefen bei beiden Befüllungen annähernd wie die Rohluftwerte und entsprechen somit den mit einer Bebrütungstemperatur von 28 °C erzielten Ergebnissen.

Bei der Befüllung II lagen mit Ausnahme der Tage niedrigster Rohluftkonzentrationen und höchster Rottetemperaturen die Pilzgehalte der Rohluft nicht signifikant mit durchschnittlich 19 % über denen der Reinluft, bei der Befüllung IV mit Ausnahme des vierten Tages signifikant mit durchschnittlich 50 % über denen der Reinluft, was deutlich über der Reduktionsleistung gegenüber dem mesophilen Pilzspektrum lag.

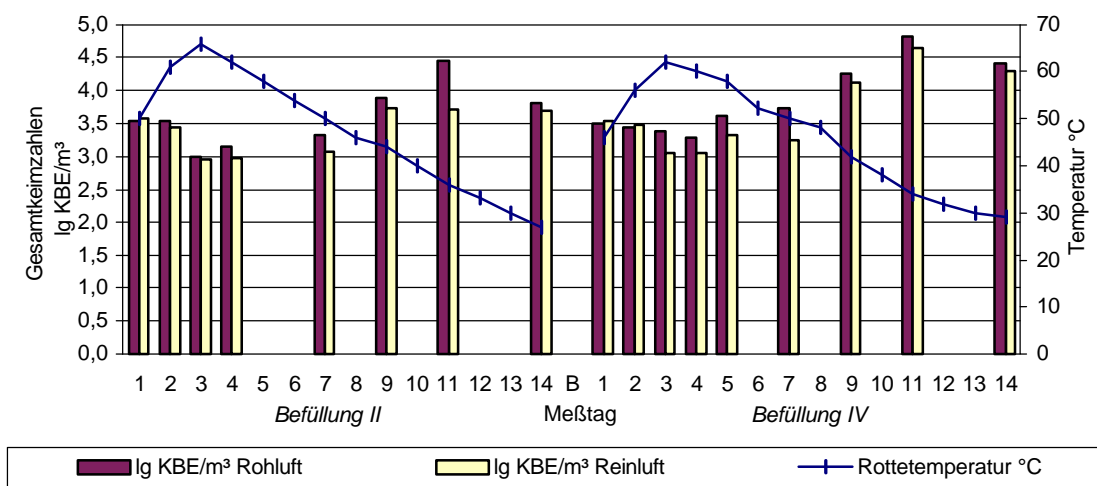


Abb. 26: Gesamtkeimzahlen der Roh- und Reinluft sowie Rottetemperaturverläufe bei einem Biofilter aus feuchtem Rindenmulch, Modellversuchsanlage B

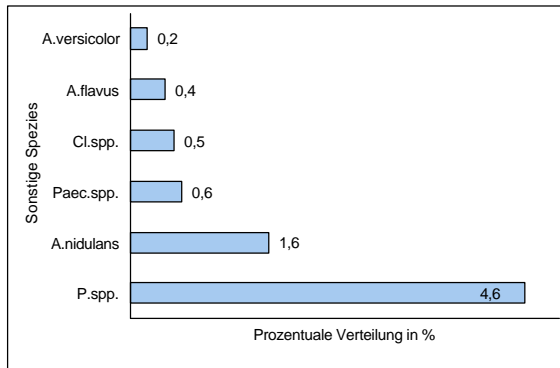
Die Gesamtkeimzahlen in der Rohluft nahmen einen ähnlichen, temperaturabhängigen Verlauf wie die Pilzgehalte, wobei das Konzentrationspeak am 11. Meßtag sowie die Keimzahlen am 14. Meßtag deutlich die Anfangskonzentrationen, die in einem ähnlichen Größenbereich wie die Pilzgehalte lagen, überstiegen. Analog dazu verhielten sich die ermittelten Gesamtkeimzahlen in der Reinluft, die auch ein höheres Endniveau erreichten. Mit Ausnahme des ersten (B II) bzw. auch zweiten Meßtages (B IV) wurden signifikant höhere Konzentrationen in der Rohluft ermittelt, wobei der Biofilter die Rohluftgehalte um durchschnittlich 36 % (B II) bzw. 43 % (B IV) reduzierte.

Im Verlauf der Kompostierung wurden aus der Biofilterrohluft und -reinluft der Befüllungen II und IV die in der Tabelle A20 im Anhang aufgeführten Pilzspezies isoliert.

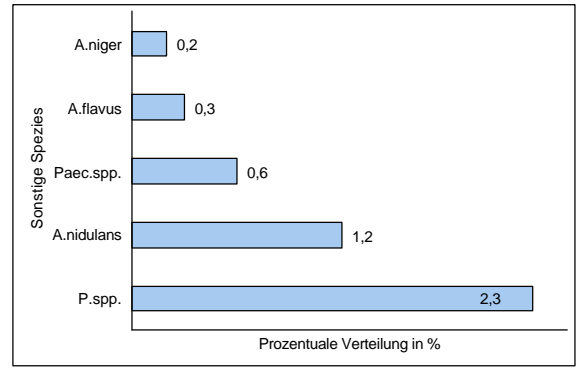
Hinsichtlich der Spezieszusammensetzung von Roh- und Reinluft war an den jeweiligen Meßtagen ein deutlicher Unterschied erkennbar. Zu Beginn der Kompostierung wies bei beiden Bebrütungstemperaturen in der Regel die Rohluft eine höhere Artenvielfalt gegenüber der Reinluft auf. Im Verlauf der Kompostierung konnte jedoch, insbesondere bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C, zunehmend ein breiteres Pilzspektrum aus der Reinluft isoliert werden. Am Ende der Kompostierung lag ein relativ enges Spektrum mit einem sehr hohen Anteil von *A. fumigatus* in Roh- und Reinluft vor. *A. fumigatus* bildete in der Rohluft immer den Hauptanteil, seine Konzentration nahm im Kompostierungsverlauf in der Regel zu Gunsten steigender *Penicillium*gehalte ab, erreichte am letzten Meßtag jedoch wieder über den Anfangsgehalten liegende Konzentrationen. In der Reinluft zeigte *A. fumigatus* ein dem der Rohluft entsprechendes Verhalten, jedoch überwog am dritten und fünften Meßtag der *Penicillium*anteil. Dieses Verhalten zeigte sich bei beiden Bebrütungstemperaturen. Auffällig war auch das Auftreten von *A. flavus*, der regelmäßig nur in den ersten maximal vier Meßtagen aus der Rohluft isoliert wurde, in der Reinluft jedoch nur bei der Befüllung IV am zweiten Meßtag (28 °C) nachgewiesen werden konnte. *Paecilomyces* spp. traten nur während der Befüllung IV sowohl in der Roh- als auch in der Reinluft, hier sogar in relativ hohen Konzentrationen, auf.

Im Verlauf der untersuchten Kompostierprozesse I bis IV der Modellversuchsanlage B kamen die aus der Roh- und Reinluft isolierten Pilzspezies in den folgenden prozentualen Anteilen vor (Abbildungen 27 und 28).

Bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C bildete *A. fumigatus* mit 91,8 % die Hauptfraktion in der Rohluft. Mit einem Gesamtanteil von 0,3 % wurden *A. janus*, *A. niger*, *Epicoccum* spp., *F. solanii* sowie *Verticillium* spp. nachgewiesen. Auch bei einer Bebrütungstemperatur von 37 °C dominierte in der Rohluft *A. fumigatus* mit 94,9 %. Mit insgesamt 0,5 % waren *A. nidulans* var. *latus*, *A. versicolor*, *Monilia* spp. sowie *Trichoderma* spp. vertreten. Die restlichen Prozente entfielen auf die nachfolgend in der Abbildung 27 dargestellten Pilzspezies.



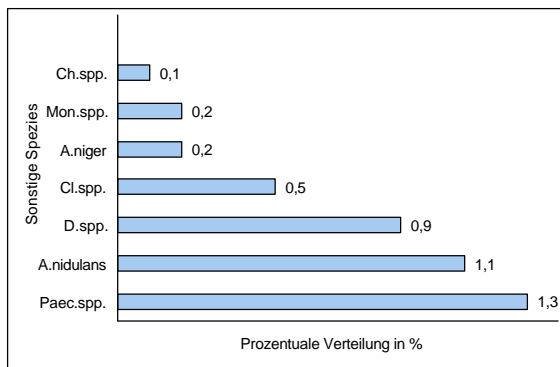
Bebrütungstemperatur 28 °C



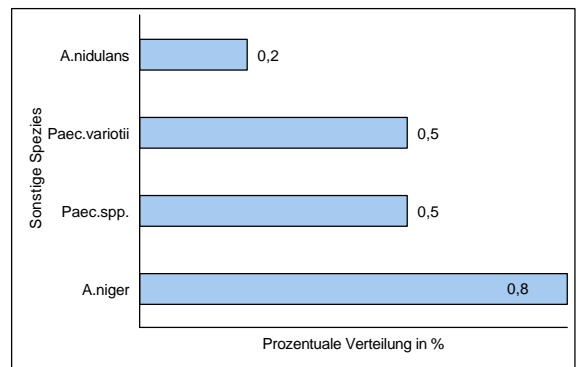
Bebrütungstemperatur 37 °C

Abb. 27: Prozentuale Gesamtverteilung sonstiger Pilzspezies in der Biofilterrohluft bei einem feuchten Rindenmulchbiofilter, Modellversuchsanlage B

In der Reinluft entfielen bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C 73,7 % auf *A. fumigatus* und 21,8 % auf *Penicillium spp.*. Mit einem Gesamtanteil von 0,2 % wurden *Alternaria (Alt.) alternata*, *A. candidus*, *A. ustus*, *Geotrichum spp.*, *Scopulariopsis (Sc.) acremonium* sowie *Trichoderma spp.* nachgewiesen. Bei einer Bebrütungstemperatur von 37 °C stellten *A. fumigatus* mit 76,9 % und *Penicillium spp.* mit 20,9 % ebenfalls die Hauptfraktionen dar. 0,2 % entfielen auf *Alt. alternata*, *A. nidulans (nid.) acristatus*, *Doratomyces spp.* sowie *Monilia spp.*. Die restlichen Prozente verteilten sich auf die nachfolgend in der Abbildung 28 dargestellten Pilzspezies.



Bebrütungstemperatur 28 °C



Bebrütungstemperatur

37 °C

Abb. 28: Prozentuale Gesamtverteilung sonstiger Pilzspezies in der Biofilterreinluft bei einem feuchten Rindenmulchbiofilter, Modellversuchsanlage B

Bei beiden Bebrütungstemperaturen konnten sowohl Unterschiede als auch Gemeinsamkeiten in der Zusammensetzung des Pilzspektrums in Roh- und Reinluft aufgezeigt werden. So traten in beiden Luftströmen Pilze wie *A. niger*, *A. nidulans*, *Penicillium spp.* und der dominierende *A. fumigatus* auf, der in der Rohluft mit deutlich höheren Gehalten vertreten war als in der Reinluft, wo *Penicillium spp.* auf einen Anteil von mehr als 20 % am Gesamtpilzvorkommen kamen. Unterschiede bestanden insbesondere im Vorkommen von Pilzspezies niedrigerer Gesamtkonzentrationen. Bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C war ein deutlich engeres Spektrum an Pilzspezies in der Rohluft gegenüber der Reinluft zu

verzeichnen; bei 37 °C konnte dies nicht festgestellt werden. Beim Vergleich der Ergebnisse beider Bebrütungstemperaturen im jeweilig gleichen Luftstrom ergaben sich neben einem ähnlichen Auftreten der Pilzhauptkomponenten auch hier hinsichtlich des Vorkommens von Pilzspezies niedrigerer Gesamtkonzentrationen deutliche Unterschiede. *Trichoderma* spp. konnten bei 28 °C nur in der Reinluft, bei 37 °C jedoch nur in der Rohluft nachgewiesen werden. Insgesamt wurde bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C gegenüber 37 °C eine höhere Artenvielfalt aus den Luftströmen isoliert.

Weiterhin wurden während der Befüllung IV die in der Abbildung 29 aufgeführten Pilzgehalte aus Biofiltermaterialproben vom Eingangs- (Ein) und Ausgangsbereich (Aus) des Biofilters bestimmt (Grunddaten in Tabelle A21 im Anhang). Der Trockensubstanzgehalt des Biofiltermaterials lag bei durchschnittlich 22,6 %. Die Gesamtkeimzahlen betragen in allen Proben mehr als 10^9 KBE/g TS.

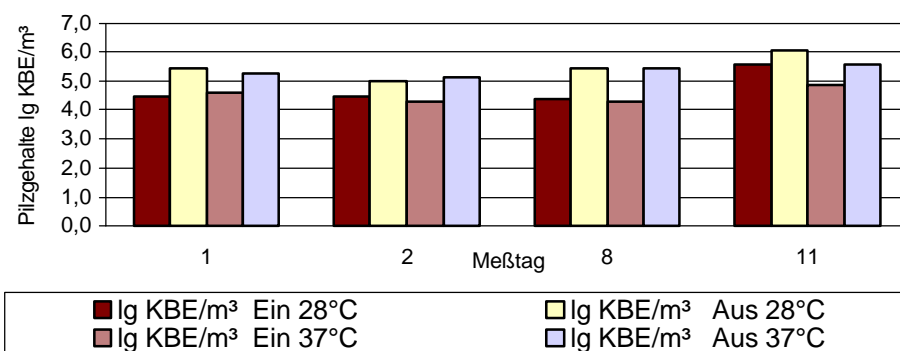


Abb. 29: Pilzgehalte im feuchten Rindenmulchbiofilter, Modellversuchsanlage B

Die ermittelten Pilzgehalte im Biofiltermaterial lagen deutlich über den emittierten Konzentrationen. Bei beiden Bebrütungstemperaturen wurden signifikant mehr Pilze aus dem Filtermaterial des Ausgangsbereiches

des Biofilters isoliert. Im Eingangsbereich war eine Abnahme der Pilzgehalte im Material bis zum achten Meßtag mit einer anschließenden deutlichen Zunahme zu verzeichnen, wobei mit Ausnahme des ersten Tages stets mehr Pilze bei 28 °C isoliert wurden. Im Ausgangsbereich nahmen die Pilzgehalte im Material nach einer anfänglichen Reduzierung bereits ab dem achten Meßtag wieder deutlich zu. Hier wurden am zweiten und achten Tag weniger Pilze bei 28 °C isoliert.

Folgende Pilzspezies konnten aus dem Biofiltermaterial isoliert werden (Tab. 21).

Tab. 21: Prozentuales Gesamtvorkommen von Pilzspezies im feuchten Rindenmulchbiofilter, Modellversuchsanlage B

Vorkommen von Pilzspezies (%)			
Bebrütungstemperatur 28 °C		Bebrütungstemperatur 37 °C	
Eingang	Ausgang	Eingang	Ausgang
63,9 <i>A. fumigatus</i>	51,0 <i>A. fumigatus</i>	75,0 <i>A. fumigatus</i>	73,3 <i>A. fumigatus</i>
25,4 <i>Penicillium</i> spp.	30,0 <i>Penicillium</i> spp.	18,8 <i>Penicillium</i> spp.	15,2 <i>Penicillium</i> spp.
7,7 <i>Paec. variotii</i>	12,5 <i>Trichoderma</i> spp.	6,2 <i>Trichoderma</i> spp.	4,8 <i>Trichoderma</i> spp.
1,7 <i>Cladosporium</i> spp.	2,5 <i>Paec. variotii</i>		3,8 <i>Paec. variotii</i>
1,3 <i>Ps. boydii</i>	1,2 <i>Doratomyces</i> spp.		2,9 <i>Doratomyces</i> spp.
	1,0 <i>Monilia</i> spp.		

	0,8 <i>Alt. alternata</i>		
	0,8 <i>Geotrichum spp.</i>		
	0,2 <i>Acremonium spp.</i>		

Bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C konnte gegenüber 37 °C ein breiteres Pilzspektrum erfaßt werden. Aus dem Material des Ausgangsbereiches wurden mehr Spezies isoliert, wobei alle erfaßten Spezies mit Ausnahme von *Acremonium spp.* und *Pseudallescheria (Ps.) boydii* auch aus der Reinluft des feuchten Rindenmulchbiofilters isoliert werden konnten. Ebenso wie in der Reinluft wurden neben einem dominierenden *A. fumigatus*-Anteil hohe Gehalte an *Penicillium spp.* erfaßt.

3.2.4.1.2 Eigenemission des feuchten Biofiltermaterials

Zwei Tage nach Abschluß der Kompostierungsversuche fanden drei Messungen am feuchten Rindenmulchbiofilter zur Ermittlung der Eigenemission des Biofilters statt. In der Abbildung 30 sind die mit dem Andersen-Kaskaden-Impaktor ermittelten Pilzgehalte bzw. Gesamtkeimzahlen der Reinluft des Biofilters aus feuchtem Rindenmulch dargestellt (Grunddaten in Tabelle A21 im Anhang).

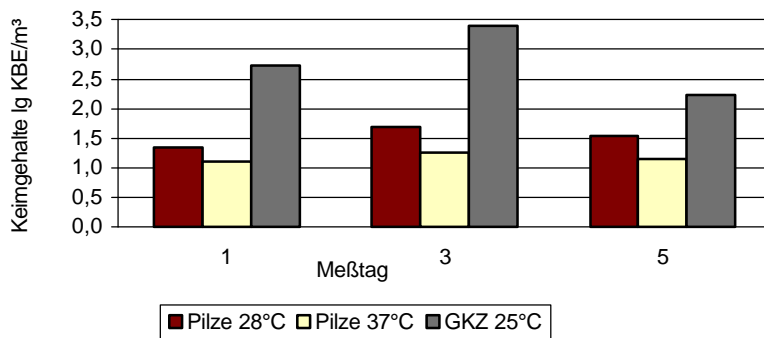


Abb. 30: Pilzgehalte und Gesamtkeimzahlen (GKZ) in der Reinluft bei einem feuchten Rindenmulchbiofilter, Modellversuchsanlage B
Eigenemission

Sowohl die Pilzgehalte als auch die Gesamtkeimzahlen lagen deutlich unter den im Kompostierungsversuch ermittelten durchschnittlichen Konzentrationen. Am dritten Meßtag wurden die höchsten Gehalte erfaßt, die im Bereich der im Kompostierungsversuch gemessenen niedrigsten Konzentrationen lagen. Bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C wurden im Vergleich zu 37 °C geringgradig höhere Pilzgehalte ermittelt (keine Signifikanz).

In der Tabelle 22 ist die mit dem Andersen-Kaskaden-Impaktor ermittelte prozentuale Verteilung von Pilzspezies in der Reinluft bei einem Biofilter aus feuchtem Rindenmulch dargestellt.

Tab. 22: Prozentuales Vorkommen von Pilzspezies in der Reinluft des feuchten Rindenmulchbiofilters, Modellversuchsanlage B
Eigenemission

Bebrütungstemperatur	Vorkommen von Pilzspezies in %		
	Meßtag 1	Meßtag 3	Meßtag 5
28 °C	100,0 <i>A. fumigatus</i>	81,9 <i>A. fumigatus</i> 6,8 <i>Geotrichum</i> spp. 5,1 <i>A. janus</i> 5,1 <i>Scopulariopsis</i> spp. 1,1 <i>Cylindrocarpon</i> spp.	83,3 <i>A. fumigatus</i> 9,7 <i>Geotrichum</i> spp. 2,2 <i>Alt. alternata</i> 1,5 <i>A. janus</i> 1,5 <i>Scopulariopsis</i> spp. 0,9 <i>Doratomyces</i> spp. 0,9 <i>Monilia</i> spp.
37 °C	99,7 <i>A. fumigatus</i> 0,3 <i>Paec. variotii</i>	100,0 <i>A. fumigatus</i>	100,0 <i>A. fumigatus</i>

Bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C wurde ein deutlich breiteres Pilzspektrum aus der Reinluft isoliert als bei einer Bebrütungstemperatur von 37 °C, wo mit Ausnahme des ersten Meßtages mit einem geringen Anteil von *Paec. variotii* ausschließlich *A. fumigatus* erfaßt wurde. Bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C wurde nur bei der ersten Messung ausschließlich *A. fumigatus* isoliert; im weiteren Verlauf nahm die Speziesvielfalt hingegen deutlich zu. So konnten bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C Pilzspezies nachgewiesen werden, die - bis auf *Cylindrocarpon*spezies - schon bei den Kompostierungsversuchen (28 °C), jedoch in deutlich geringeren Konzentrationen, aufgetretenen waren. Mit Ausnahme von *A. janus*, der in den Kompostierungsversuchen nur aus der Rohluft isoliert wurde, traten alle anderen Pilzspezies dort ausschließlich in der Reinluft auf.

3.2.4.1.3 Pilzemission bei trockenem Biofiltermaterial

In den Abbildungen 31-33 werden die während einer 14 tägigen Kompostierung ermittelten Pilzgehalte bzw. Gesamtkeimzahlen der Roh- und Reinluft bei einem Biofilter aus trockenem Rindenmulch sowie der Temperaturverlauf der Rotte dargestellt (Grunddaten in Tabelle A23 im Anhang).

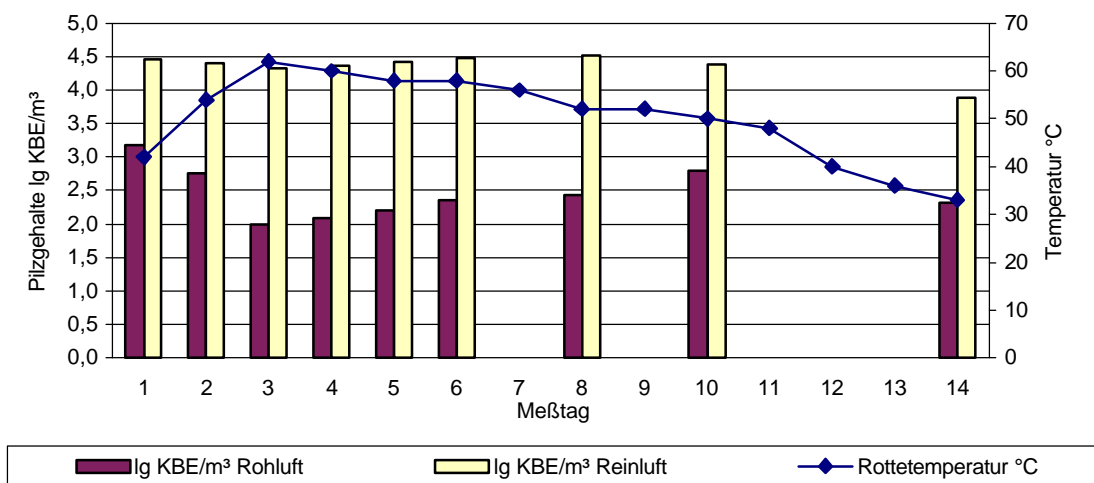


Abb. 31: Pilzgehalte der Roh- und Reinluft sowie Rottetemperaturverlauf bei einem Biofilter aus trockenem Rindenmulch, Modellversuchsanlage B

Bebrütungstemperatur 28 °C

Die Rohluftpilzgehalte (Bebrütungstemperatur 28 °C) des hier dargestellten 14 tägigen Kompostierungsdurchganges unterlagen analog zu den Ergebnissen beim feuchten Material dem Rottetemperaturverlauf. Mit der Erwärmung des Rottegutes nahm der Pilzgehalt der Rohluft gegenüber dem Anfangsgehalt ab. Nach Erreichen der Maximaltemperatur am dritten Meßtag und der niedrigsten Pilzkonzentration war eine Erhöhung der Rohluftpilzgehalte zu verzeichnen, ohne das Ausgangsniveau zu erreichen. Am letzten Meßtag sanken die ermittelten Pilzgehalte auf deutlich unter dem Ausgangsniveau liegende Konzentrationen. Die Pilzgehalte der Reinluft (Bebrütungstemperatur 28 °C) zeigten ein dem der Rohluft entsprechendes, jedoch weniger deutliches Verhalten. An allen Meßtagen lagen die Rohluftpilzgehalte signifikant um durchschnittlich zwei Zehnerpotenzen unter denen der Reinluft. Die Reinluftwerte waren signifikant höher als die des feuchten Rindenmulchbiofilters.

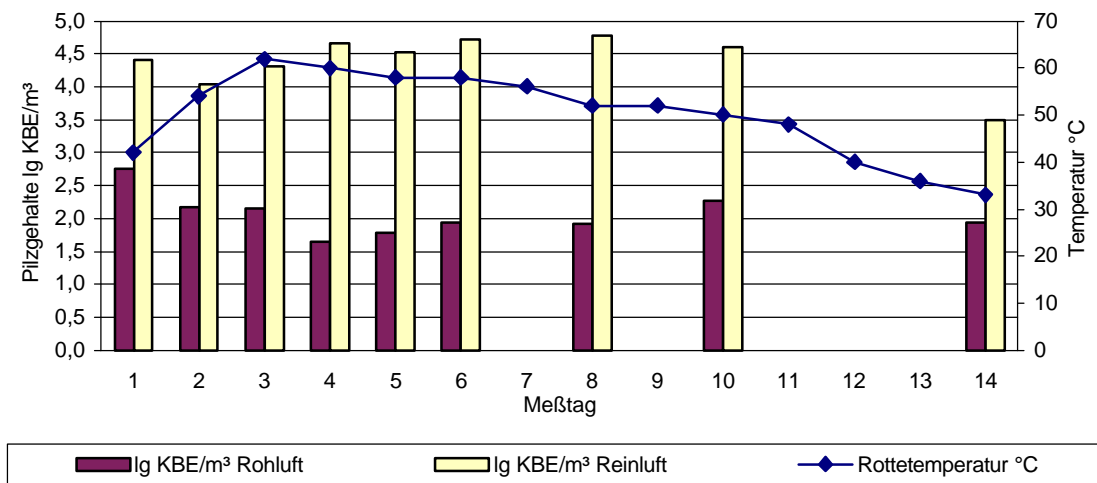


Abb. 32: Pilzgehalte der Roh- und Reinluft sowie Rottetemperaturverlauf bei einem Biofilter aus trockenem Rindenmulch, Modellversuchsanlage B

Bebrütungstemperatur 37 °C

Die Pilzgehalte der Rohluft verliefen bei einer Bebrütungstemperatur von 37 °C äquivalent zu den Werten bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C, wobei hier die niedrigsten Konzentrationen erst am vierten Meßtag auftraten. Die Reinluftwerte unterlagen gegenüber dem Verlauf bei 28 °C stärkeren Schwankungen und wiesen schon am zweiten Meßtag einen Minimalwert auf, fielen aber am letzten Meßtag nochmals unter das Ausgangsniveau ab. An allen Meßtagen lagen die Rohluftpilzgehalte signifikant um zwei bis drei Zehnerpotenzen unter denen der Reinluft. Die bei einer Bebrütungstemperatur von 37 °C ermittelten Pilzgehalte der Rohluft waren signifikant niedriger, die der Reinluft signifikant höher im Vergleich zu den bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C gemessenen Konzentrationen. Es traten signifikant höhere Reinluftwerte im Vergleich zu den Pilzgehalten beim feuchten Rindenmulchbiofilter auf.

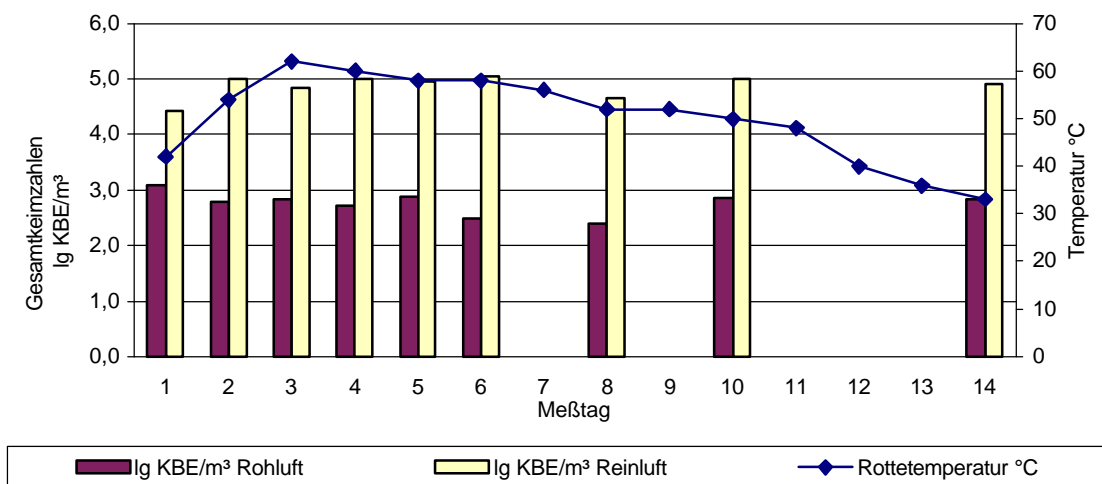


Abb. 33: Gesamtkeimzahlen der Roh- und Reinluft sowie Rottetemperaturverlauf bei einem Biofilter aus trockenem Rindenmulch, Modellversuchsanlage B

Die Gesamtkeimzahlen in der Roh- und Reinluft nahmen einen vergleichsweise gleichmäßigen Verlauf, der keine eindeutige Temperaturabhängigkeit erkennen ließ. An allen Meßtagen wurden um durchschnittlich zwei Zehnerpotenzen signifikant höhere Keimzahlen in der Reinluft gegenüber der Rohluft gemessen. Im Vergleich zum feuchten Rindenmulchbiofilter waren die Reinluftwerte signifikant höher.

Aus der Roh- und Reinluft des trockenem Rindenmulchbiofilters wurden die in den Tabellen 23 und 24 aufgeführten Pilzspezies isoliert.

Tab. 23: Prozentuales Gesamtvorkommen von Pilzspezies in der Roh- und Reinluft bei einem Biofilter aus trockenem Rindenmulch, Modellversuchsanlage B

Bebrütungstemperatur 28 °C

Rohluft	Reinluft
87,3 % <i>Aspergillus fumigatus</i>	78,7 % <i>Penicillium</i> spp.
7,9 % <i>Penicillium</i> spp.	15,7 % <i>Aspergillus fumigatus</i>
2,1 % <i>Paecilomyces</i> spp.	2,5 % <i>Aspergillus nidulans</i>
1,0 % <i>Aspergillus nidulans</i>	1,3 % <i>Paecilomyces</i> spp.
0,5 % <i>Alternaria</i> spp.	0,8 % <i>Trichoderma</i> spp.
0,5 % <i>Aspergillus flavus</i>	0,4 % <i>Alternaria</i> spp.
0,5 % <i>Cladosporium</i> spp.	0,4 % <i>Chaetomium</i> spp.
0,2 % <i>Fusarium solanii</i>	0,2 % <i>Cladosporium</i> spp.

Tab. 24: Prozentuales Gesamtvorkommen von Pilzspezies in der Roh- und Reinluft bei einem Biofilter aus trockenem Rindenmulch, Modellversuchsanlage B
Bebrütungstemperatur 37 °C

Rohluft	Reinluft
80,8 % <i>Aspergillus fumigatus</i>	89,9 % <i>Penicillium</i> spp.
13,0 % <i>Penicillium</i> spp.	4,4 % <i>Paecilomyces</i> spp.
5,1 % <i>Monilia</i> spp.	4,3 % <i>Aspergillus fumigatus</i>
0,7 % <i>Alternaria</i> spp.	0,5 % <i>Chaetomium</i> spp.
0,4 % <i>Paecilomyces</i> spp.	0,4 % <i>Trichoderma</i> spp.
	0,3 % <i>Scopulariopsis</i> spp.
	0,1 % <i>Alternaria</i> spp.
	0,1 % <i>Aspergillus niger</i>

Bei beiden Bebrütungstemperaturen dominierte *A. fumigatus* in der Biofilterrohluft. Mit einer Bebrütungstemperatur von 28 °C konnten jedoch deutlich mehr Spezies aus der Rohluft isoliert werden als mit einer Bebrütungstemperatur von 37 °C. In der Reinluft hingegen stellten bei beiden Bebrütungstemperaturen *Penicillium* spp. - im Gegensatz zum feuchten Biofilter - die Hauptfraktion der erfaßten Pilzspezies dar. Im Vergleich der beiden Bebrütungstemperaturen bestanden im Vorkommen von Pilzspezies niedrigerer Gesamtkonzentrationen geringfügige Unterschiede. Bei einer Bebrütungstemperatur von 37 °C war ein deutlich engeres Spektrum an Pilzspezies in der Rohluft gegenüber der Reinluft zu verzeichnen. Bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C konnten bis auf *A. flavus* und *Fusarium (F.) solanii* alle Pilzspezies der Rohluft auch aus der Reinluft isoliert werden. Während bei einer Bebrütungstemperatur von 37 °C die Breite des aus der Reinluft erfaßten Pilzspektrums den Ergebnissen des feuchten Rindenmulchbiofilters entspricht, wurden aus der Reinluft des trockenen Biofilters bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C deutlich weniger Pilze im Vergleich zum feuchten Material isoliert.

Weiterhin wurden während der Versuchsreihe die in der Abbildung 34 aufgeführten Pilzgehalte aus Biofiltermaterialproben vom Eingangs (Ein)- und Ausgangsbereich (Aus) des Biofilters bestimmt (Grunddaten in Tabelle A24 im Anhang).

Der Trockensubstanzgehalt des Biofiltermaterials lag bei durchschnittlich 87,0 %.

Die Gesamtkeimzahlen betragen in allen Proben mehr als 10^7 KBE/g TS.

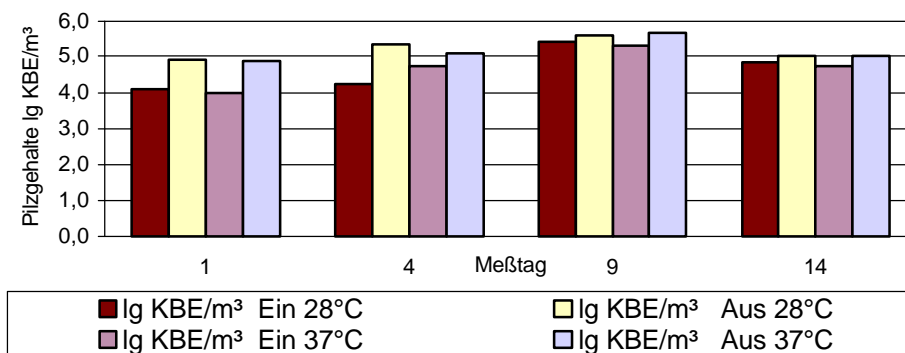


Abb. 34: Pilzgehalte im trockenen Rindenmulchbiofilter, Modellversuchsanlage B

Die ermittelten Pilzgehalte im Biofiltermaterial lagen im Durchschnitt über den emittierten Konzentrationen am trockenen Biofilter, jedoch weniger deutlich als beim feuchten Biofilter. Durchschnittlich wurden weniger (keine Signifikanz) Pilze aus dem trockenem Material im Vergleich zu den Ergebnissen am

feuchten Rindenmulchbiofilter isoliert. Bei beiden Bebrütungstemperaturen wurden signifikant mehr Pilze aus dem Ausgangsbereich des Biofilters isoliert. Im Eingangs- und Ausgangsbereich war im Gegensatz zum feuchten Material eine Zunahme der Pilzgehalte bis zum neunten Meßtag mit einer anschließenden Reduzierung zu verzeichnen, wobei mit Ausnahme des vierten Tages im Eingangsbereich stets mehr Pilze bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C isoliert wurden.

Die in der Tabelle 25 aufgeführten Pilzspezies konnten aus dem Biofiltermaterial isoliert werden.

Tab. 25: Prozentuales Gesamtvorkommen von Pilzspezies im trockenen Rindenmulchbiofilter, Modellversuchsanlage B

Vorkommen von Pilzspezies (%)			
Bebrütungstemperatur 28 °C		Bebrütungstemperatur 37 °C	
Eingang	Ausgang	Eingang	Ausgang
64,2 A. fumigatus	68,7 Penicillium spp.	81,2 A. fumigatus	57,3 Penicillium spp.
27,5 Penicillium spp.	25,0 A. fumigatus	15,5 Penicillium spp.	31,8 A. fumigatus
4,3 Paec. variotii	4,5 Paec. variotii	2,7 Trichoderma spp.	6,7 Paec. variotii
2,7 A. nidulans	0,7 Alt. alternata	0,6 Paec. variotii	3,7 Trichoderma spp.
1,0 Trichoderma spp.	0,5 Trichoderma spp.		0,5 Scopulariopsis spp.
0,3 Cladosporium spp.	0,3 A. nidulans		
	0,3 Cladosporium spp.		

Bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C konnte gegenüber einer Bebrütungstemperatur von 37 °C ein etwas breiteres Pilzspektrum erfaßt werden. Die Breite des isolierten Spektrums entspricht bei beiden Bebrütungstemperaturen der des feuchten Biofiltermaterials. Alle erfaßten Spezies des Ausgangsbereiches konnten auch aus der Reinluft des trockenen Rindenmulchbiofilters isoliert werden. Entsprechend der Zusammensetzung der Rohluft dominierten im Eingangsbereich A. fumigatus, im Ausgangsbereich hingegen analog zu den Reinluftmeßergebnissen Penicillium spp..

3.2.4.1.4 Eigenemission des trockenen Biofiltermaterials

Zwei Tage nach Abschluß der Kompostierungsversuche wurden fünf Messungen zur Ermittlung der Eigenemission des trockenen Rindenmulchbiofilters vorgenommen. In der Abbildung 35 sind die mit dem Andersen-Kaskaden-Impaktor ermittelten Pilzgehalte bzw. Gesamtkeimzahlen der Reinluft aufgeführt (Grunddaten in Tabelle A25 im Anhang).

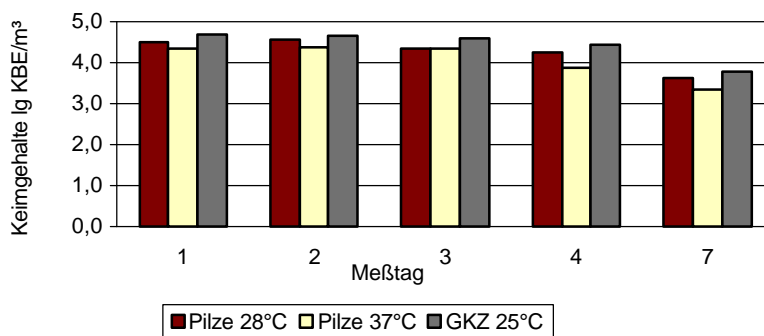


Abb. 35: Pilzgehalte und Gesamtkeimzahlen in der Reinluft des trockenen Rindenmulchbiofilters, Modellversuchsanlage B, *Eigenemission*

Die Pilzgehalte der ersten vier Messungen lagen bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C im Bereich der im Kompostierungsversuch ermittelten durchschnittlichen Reinluftkonzentrationen, die Pilzgehalte bei einer Bebrütungstemperatur von 37 °C sowie die Gesamtkeimzahlen deutlich darunter. Zur Emissionshöhe am feuchten Biofilter traten keine signifikanten Unterschiede auf. Am siebenten Meßtag nahmen die Keimgehalte deutlich ab. Bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C wurden im Vergleich zu 37 °C nicht signifikant höhere Pilzgehalte ermittelt.

In der Tabelle 26 ist die mit dem Andersen-Kaskaden-Impaktor ermittelte prozentuale Verteilung von Pilzspezies in der Reinluft bei einem Biofilter aus trockenem Rindenmulch dargestellt.

Tab. 26: Prozentuales Vorkommen von Pilzspezies in der Reinluft des trockenen Rindenmulchbiofilters, Modellversuchsanlage B
Eigenemission

Bebrütungstemperatur	Vorkommen von Pilzspezies (%)		
	Meßtag 1	Meßtag 3	Meßtag 7
28 °C	73,9 Penicillium spp. 14,5 A. fumigatus 3,4 Fusarium spp. 3,4 Monilia spp. 3,1 Paecilomyces spp. 1,0 A. nidulans 0,4 A. niger 0,3 Botrytis spp.	53,7 Penicillium spp. 46,1 A. fumigatus 0,2 A. niger	99,3 A. fumigatus 0,7 Penicillium spp.
37 °C	83,1 Penicillium spp. 12,3 A. fumigatus 4,2 Paecilomyces spp. 0,4 A. niger	64,2 A. fumigatus 35,8 Penicillium spp.	100,0 A. fumigatus

Mit beiden Bebrütungstemperaturen konnte ein zum Kompostierungsversuch vergleichsweise nur enges Spektrum aus der Reinluft isoliert werden, welches im Verlauf der Messungen deutlich abnahm. Während am ersten Meßtag analog zum Kompostierungsversuch die Penicillium spp. überwogen, dominierte am letzten Meßtag A. fumigatus. Mit Ausnahme von Botrytisspezies (Bebrütungstemperatur 28 °C, Messung 1) traten sämtliche Pilzspezies schon bei den Kompostierungsversuchen auf.

3.2.4.2 Untersuchungen an einem Biofilter aus Wurzelholz

3.2.4.2.1 Pilzemission bei feuchtem Biofiltermaterial

Anhand eines ausgewählten Kompostierdurchganges werden in den Abbildungen 36-38 die Pilzgehalte bzw. Gesamtkeimzahlen der Roh- und Reinluft bei einem Biofilter aus feuchtem Wurzelholz sowie der Temperaturverlauf der Rotte dargestellt (Grunddaten in Tabelle A26 im Anhang).

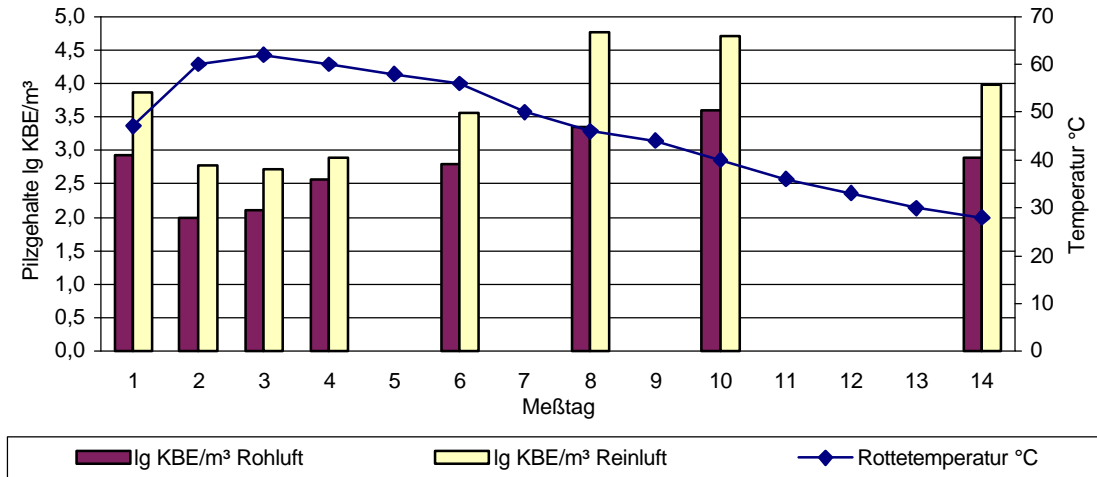


Abb. 36: Pilzgehalte der Roh- und Reinluft sowie Rottetemperaturverlauf bei einem Biofilter aus feuchtem Wurzelholz, Modellversuchsanlage B
Bebrütungstemperatur 28 °C

Analog zu den Untersuchungen am feuchten Rindenmulchbiofilter wies auch hier der Verlauf der Rohluftpilzgehalte eine deutliche Temperaturabhängigkeit auf. Mit der Erwärmung des Rottegutes nahm der Pilzgehalt der Rohluft gegenüber dem Anfangsgehalt ab. Nach Erreichen der Maximaltemperaturen und niedrigsten Pilzgehalte am dritten und vierten Meßtag stiegen die Rohluftpilzgehalte auf über den Ausgangskonzentrationen liegende Werte, um dann am letzten Kompostiertag unter die Anfangsgehalte zu sinken. Die Pilzgehalte der Reinluft zeigten ein dem der Rohluft entsprechendes Verhalten. An allen Meßtagen waren die Reinluftpilzgehalte signifikant um durchschnittlich eine Zehnerpotenz höher als die der Rohluft. Die Pilzgehalte der Reinluft lagen signifikant um ca. eine Zehnerpotenz über denen des feuchten Rindenmulchbiofilters.

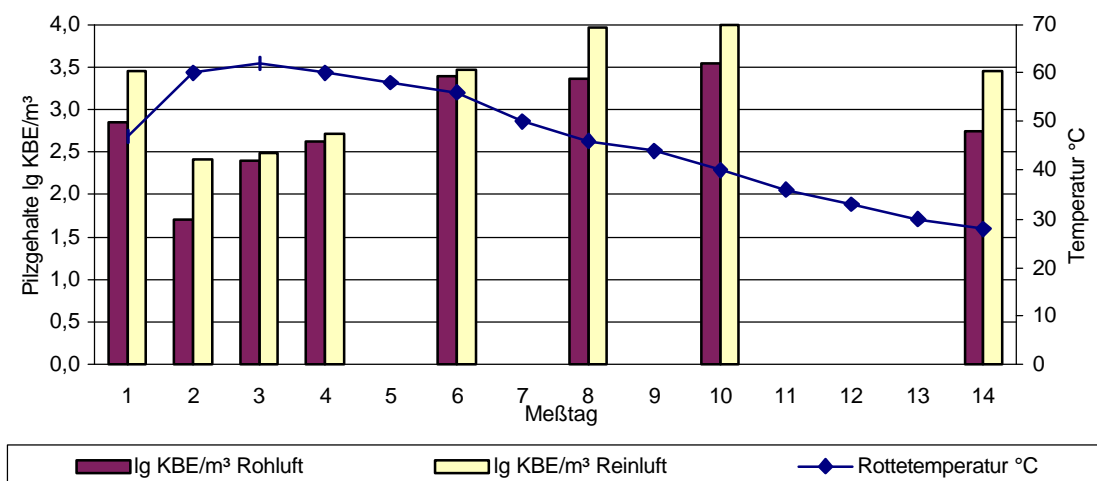


Abb. 37: Pilzgehalte der Roh- und Reinluft sowie Rottetemperaturverlauf bei einem Biofilter aus feuchtem Wurzelholz, Modellversuchsanlage B
Bebrütungstemperatur 37 °C

Während der Kompostierung zeigten die Rohluftpilzgehalte bei einer Bebrütungstemperatur von 37 °C einen ähnlichen Verlauf wie die Rohluftpilzgehalte bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C. Am zweiten Meßtag wies die Rohluft die niedrigsten Pilzkonzentrationen auf. Die Reinluftpilzgehalte verliefen tendenziell wie die Rohluftwerte. Bei der dargestellten Befüllung lagen die Pilzgehalte der Reinluft signifikant über denen der Rohluft. Im Gegensatz zur Rohluft konnten in der Reinluft bei einer Bebrütungstemperatur von 37 °C signifikant weniger Pilze als bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C nachgewiesen werden. Im Vergleich zum feuchten Rindenmulchbiofilter waren die Reinluftpilzgehalte beim feuchten Wurzelholzbiofilter signifikant höher.

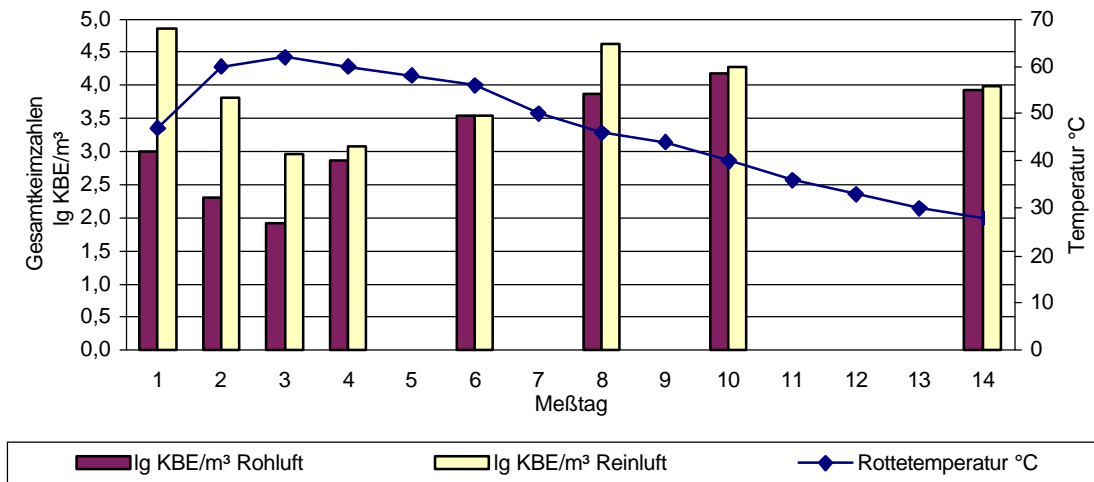


Abb. 38: Gesamtkeimzahlen der Roh- und Reinluft sowie Rottetemperaturverlauf bei einem Biofilter aus feuchtem Wurzelholz, Modellversuchsanlage B

Die Gesamtkeimzahlen nahmen in der Rohluft wie die Pilzgehalte einen temperaturabhängigen Verlauf mit am letzten Meßtag über dem Anfangsniveau liegenden Konzentrationen. Analog dazu verhielten sich die ermittelten Gesamtkeimzahlen in der Reinluft, wobei hier die Endkonzentrationen deutlich unter den Anfangsgehalten lagen. Am sechsten Meßtag wiesen die Roh- und Reinluft gleiche Keimgehalte auf. An allen anderen Meßtagen wurden signifikant höhere Konzentrationen in der Reinluft ermittelt. Die in der Reinluft erfaßten Gesamtkeimzahlen lagen signifikant über den Konzentrationen beim feuchten Rindenmulchbiofilter.

Aus der Roh- bzw. Reinluft des Biofilters aus feuchtem Wurzelholz konnten die in der Tabelle A27 im Anhang aufgeführten Pilzspezies isoliert werden.

Bei beiden Bebrütungstemperaturen (28 °C, 37 °C) nahm die Artenvielfalt der Rohluft am Beginn der Kompostierung zu, am Meßende hingegen zu Gunsten von *A. fumigatus* wieder ab. *A. fumigatus* bildete in der Rohluft immer den Hauptanteil. In der Reinluft lag bei beiden Bebrütungstemperaturen zum Versuchsbeginn ein breites Pilzspektrum mit einem dominierenden Anteil an *Penicillium* spp. vor. Im Verlauf der Kompostierung ging die Artenvielfalt zurück, der *Penicillium*anteil nahm zu Gunsten steigender Gehalte an *A. fumigatus* ab.

Im Verlauf der Kompostierung konnten die in den Tabellen 27 und 28 dargestellten Pilzspezies aus der Biofilterrohluft und -reinluft isoliert werden.

Tab. 27: Prozentuales Gesamtvorkommen von Pilzspezies in der Roh- und Reinluft bei einem Biofilter aus feuchtem Wurzelholz, Modellversuchsanlage B
Bebrütungstemperatur 28 °C

Rohluft	Reinluft
90,9 % <i>Aspergillus fumigatus</i>	69,8 % <i>Penicillium</i> spp.
6,7 % <i>Penicillium</i> spp.	25,6 % <i>Aspergillus fumigatus</i>
1,0 % <i>Paecilomyces</i> spp.	2,6 % <i>Paecilomyces</i> spp.
0,5 % <i>Aspergillus nidulans</i>	1,5 % <i>Aspergillus nidulans</i>
0,4 % <i>Cladosporium</i> spp.	0,4 % <i>Aspergillus niger</i>
0,2 % <i>Aspergillus niger</i>	
0,1 % <i>Aspergillus flavus</i>	
<0,1 % <i>Aspergillus janus</i> , <i>Aspergillus versicolor</i> , <i>Fusarium solanii</i>	<0,1 % <i>Cladosporium</i> spp.

Tab. 28: Prozentuales Gesamtvorkommen von Pilzspezies in der Roh- und Reinluft bei einem Biofilter aus feuchtem Wurzelholz, Modellversuchsanlage B
Bebrütungstemperatur 37 °C

Rohluft	Reinluft
97,7 % <i>Aspergillus fumigatus</i>	71,5 % <i>Penicillium</i> spp.
1,2 % <i>Penicillium</i> spp.	25,2 % <i>Aspergillus fumigatus</i>
0,5 % <i>Aspergillus nidulans</i>	1,0 % <i>Paecilomyces</i> spp.
0,3 % <i>Paecilomyces</i> spp.	0,9 % <i>Paecilomyces variotii</i>
	0,8 % <i>Aspergillus nidulans</i>
	0,3 % <i>Aspergillus niger</i>
	0,2 % <i>Trichoderma</i> spp.
<0,1 % <i>Alternaria</i> spp., <i>Aspergillus flavus</i> , <i>Aspergillus niger</i> , <i>Monilia</i> spp., <i>Paecilomyces</i> <i>variotii</i> , <i>Rhizomucor pusillus</i>	<0,1 % <i>Aspergillus flavus</i>

Im Vergleich beider Bebrütungstemperaturen (28 °C, 37 °C) wurde eine ähnliche Zusammensetzung des Pilzspektrums in Roh- und Reinluft festgestellt. So dominierte *A. fumigatus* in der Rohluft, *Penicillium* spp. in der Reinluft. Unterschiede bestanden dagegen im Vorkommen von Pilzspezies niedrigerer Gesamtkonzentrationen. *Trichoderma* spp. konnten nur bei einer Bebrütungstemperatur von 37 °C in der Reinluft nachgewiesen werden. Bei beiden Bebrütungstemperaturen entspricht die Speziesvielfalt der Rohluft den Ergebnissen am feuchten Rindenmulchbiofilter. In der Reinluft war ein engeres Spektrum an Pilzspezies gegenüber der Rohluft zu verzeichnen, welches - besonders deutlich bei 28 °C - unter dem des feuchten Rindenmulchbiofilters lag. Hauptsächlich Pilzspezies mit in der Rohluft niedrigen Konzentrationen konnten nicht aus der Reinluft isoliert werden.

In Biofiltermaterialproben vom Eingangs- (Ein) und Ausgangsbereich (Aus) des Biofilters wurden während des Kompostierdurchganges die in der Abbildung 39 dargestellten Pilzgehalte bestimmt (Grunddaten in Tabelle A28 im Anhang).

Der Trockensubstanzgehalt des Biofiltermaterials lag bei durchschnittlich 24,8 %.

Die Gesamtkeimzahlen betragen in allen Proben mehr als 10⁹ KBE/g TS.

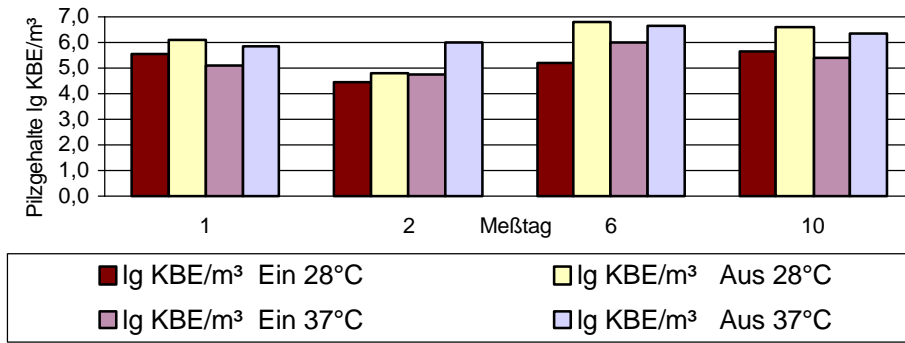


Abb. 39: Pilzgehalte im feuchten Wurzelholzbiofilter, Modellversuchsanlage B

Die ermittelten Pilzgehalte im Biofiltermaterial lagen deutlich über den Emissionswerten und durchschnittlich um eine Zehnerpotenz über den Gehalten des feuchten Rindenmulchbiofiltermaterials. Bei beiden Bebrütungstemperaturen wurden im Vergleich zum Eingangsbereich signifikant, um durchschnittlich eine Zehnerpotenz höhere Pilzgehalte aus dem Ausgangsbereich des Biofilters isoliert. Im Eingangsbereich war nach einer anfänglichen Reduzierung ab dem sechsten. Meßtag eine Zunahme der Pilzgehalte zu verzeichnen, wobei mit Ausnahme des zweiten Tages stets mehr Pilze bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C isoliert wurden. Im Ausgangsbereich kam es hingegen nach dem sehr starken Zuwachs am sechsten Tag zu einer leichten Abnahme am Tag 10. Auch hier waren am zweiten Meßtag die bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C erfaßten Pilzgehalte niedriger als bei 37 °C.

Die in der Tabelle 29 dargestellten Pilzspezies konnten aus dem Biofiltermaterial isoliert werden.

Tab. 29: Prozentuales Gesamtvorkommen von Pilzspezies im feuchten Wurzelholzbiofilter, Modellversuchsanlage B

Vorkommen von Pilzspezies (%)			
Bebrütungstemperatur 28 °C		Bebrütungstemperatur 37 °C	
Eingang	Ausgang	Eingang	Ausgang
89,7 <i>A. fumigatus</i>	76,4 <i>Penicillium</i> spp.	92,4 <i>A. fumigatus</i>	64,3 <i>Penicillium</i> spp.
6,3 <i>Penicillium</i> spp.	5,7 <i>Paec. variotii</i>	5,5 <i>Penicillium</i> spp.	12,5 <i>Paec. variotii</i>
2,2 <i>Paec. variotii</i>	4,7 <i>F. solanii</i>	1,6 <i>Trichoderma</i> spp.	12,5 <i>Trichoderma</i> spp.
1,5 <i>F. solanii</i>	3,8 <i>A. candidus</i>	0,5 <i>Paec. variotii</i>	5,4 <i>A. fumigatus</i>
0,3 <i>Trichoderma</i> spp.	3,8 <i>A. fumigatus</i>		3,6 <i>Chaetomium</i> spp.
	2,8 <i>Trichoderma</i> spp.		1,7 <i>Monilia</i> spp.
	1,9 <i>Chaetomium</i> spp.		
	0,9 <i>Graphium</i> spp.		

Bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C konnte gegenüber einer Bebrütungstemperatur von 37 °C ein etwas breiteres Pilzspektrum erfaßt werden. Die Breite des isolierten Spektrums entspricht bei beiden Bebrütungstemperaturen der des feuchten Rindenmulchbiofiltermaterials. Aus dem Material des Ausgangsbereiches wurden mehr Spezies isoliert, wobei alle erfaßten Spezies mit Ausnahme von *A. candidus*, *Chaetomium* spp. und *Graphium* spp. auch aus der Reinluft sowie *F. solanii* und *Monilia* spp. aus der Rohluft des feuchten Wurzelholzbiofilters isoliert werden konnten. Entsprechend der Zusammensetzung der Rohluft dominierten im Eingangsbereich des Biofilters *A. fumigatus*, im Ausgangsbereich hingegen analog zu den Reinluftmeßergebnissen *Penicillium* spp..

3.2.4.2.2 Eigenemission des feuchten Biofiltermaterials

Zwei Tage nach Abschluß der Kompostierungsversuche erfolgten drei Messungen am feuchten Wurzelholzbiofilter zur Ermittlung der Eigenemission des Biofilters.

In der Abbildung 40 sind die mit dem Andersen-Kaskaden-Impaktor ermittelten Pilzgehalte bzw. Gesamtkeimzahlen der Reinluft dargestellt (Grunddaten in Tabelle A29 im Anhang).

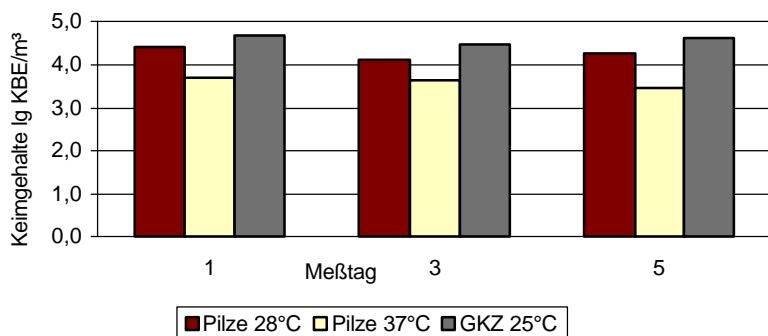


Abb. 40: Pilzgehalte und Gesamtkeimzahlen (GKZ) in der Reinluft des feuchten Wurzelholzbiofilters, Modellversuchsanlage B
Eigenemission

Sowohl die Pilzgehalte als auch die Gesamtkeimzahlen lagen im Bereich der im Kompostierungsversuch ermittelten durchschnittlichen Reinluftkonzentrationen, hingegen signifikant über den Eigenemissionswerten des feuchten Rindenmulchbiofilters. Bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C wurden analog zu den Ergebnissen des Kompostierungsversuches signifikant höhere Pilzgehalte gegenüber einer Bebrütungstemperatur von 37 °C ermittelt.

In der Tabelle 30 ist die mit dem Andersen-Kaskaden-Impaktor ermittelte prozentuale Verteilung von Pilzspezies in der Reinluft des feuchten Wurzelholzbiofilters dargestellt.

Tab. 30: Prozentuales Vorkommen von Pilzspezies in der Reinluft des feuchten Wurzelholzbiofilters, Modellversuchsanlage B
Eigenemission

Bebrütungstemperatur	Vorkommen von Pilzspezies in %	
	Meßtag 1	Meßtag 5
28 °C	70,2 Penicillium spp. 24,9 A. fumigatus 4,0 Doratomyces spp. 0,9 Trichoderma spp.	59,6 Penicillium spp. 38,2 A. fumigatus 1,1 Doratomyces spp. 1,1 Trichoderma spp.
37 °C	81,0 Penicillium spp. 19,0 A. fumigatus	68,9 Penicillium spp. 28,8 A. fumigatus 2,3 Trichoderma spp.

Bei beiden Bebrütungstemperaturen lag ein im Vergleich zum Kompostierungsversuch engeres Pilzspektrum mit einem dominierenden Anteil von Penicillium spp. vor, der zu Gunsten eines steigenden Anteiles an A. fumigatus im Untersuchungsverlauf abnahm. Bis auf Doratomyces spp. wurden die isolierten Pilzspezies

auch in der Reinluft des Kompostierungsversuches nachgewiesen. Im Vergleich zu den Eigenemissionsergebnissen des feuchten Rindenmulchbiofilters wurden bei 28 °C weit weniger Pilzspezies isoliert, bei 37 °C hingegen mehr.

3.2.4.2.3 Pilzemission bei trockenem Biofiltermaterial

In den folgenden Abbildungen 41-43 sind die während einer 14-tägigen Kompostierung ermittelten Pilzgehalte bzw. Gesamtkeimzahlen der Roh- und Reinluft bei einem Biofilter aus trockenem Wurzelholz sowie der Temperaturverlauf der Rotte dargestellt (Grunddaten in Tabelle A30 im Anhang).

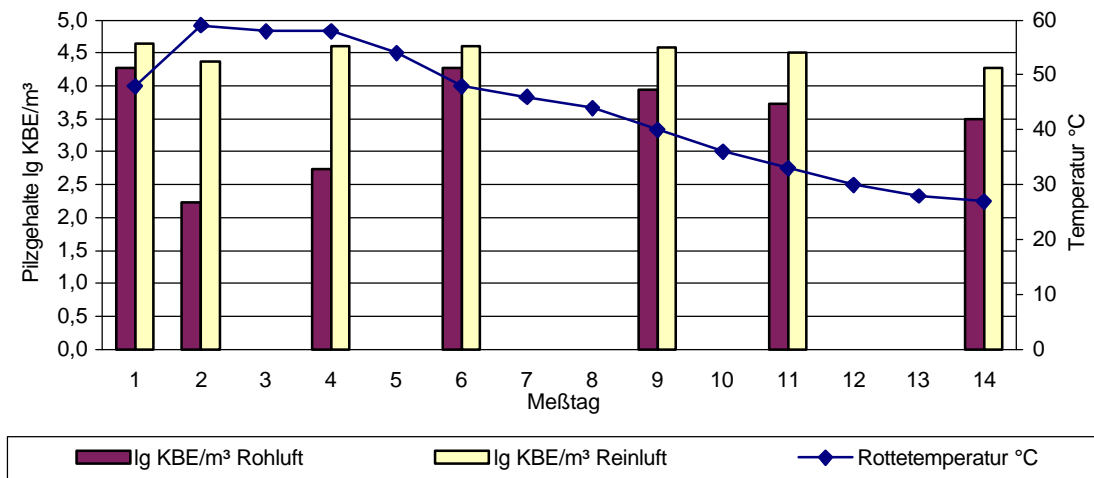


Abb. 41: Pilzgehalte der Roh- und Reinluft sowie Rottetemperaturverlauf bei einem Biofilter aus trockenem Wurzelholz, Modellversuchsanlage B
Bebrütungstemperatur 28 °C

Die Rohluftpilzgehalte des hier dargestellten 14-tägigen Kompostierungsdurchganges wiesen einen temperaturabhängigen Verlauf auf. Die Pilzgehalte der Reinluft zeigten ein dem der Rohluft adäquates, jedoch weniger ausgeprägtes Verhalten. An allen Meßtagen lagen die Rohluftpilzgehalte um durchschnittlich eine Zehnerpotenz signifikant unter denen der Reinluft. Die Rohluftpilzgehalte lagen im Bereich der Rohluftkonzentrationen beim feuchten Wurzelholzbiofilter. Die Reinluftpilzgehalte waren signifikant höher als die Reinluftkonzentrationen beim feuchten Wurzelholzbiofilter. Im Vergleich zu den Reinluftpilzgehalten beim trockenen Rindenmulchbiofilter wurden beim trockenen Wurzelholzbiofilter ähnliche Reinluftkonzentrationen ermittelt, jedoch war die Differenz zu den Rohluftwerten am trockenen Rindenmulchbiofilter deutlicher ausgeprägt.

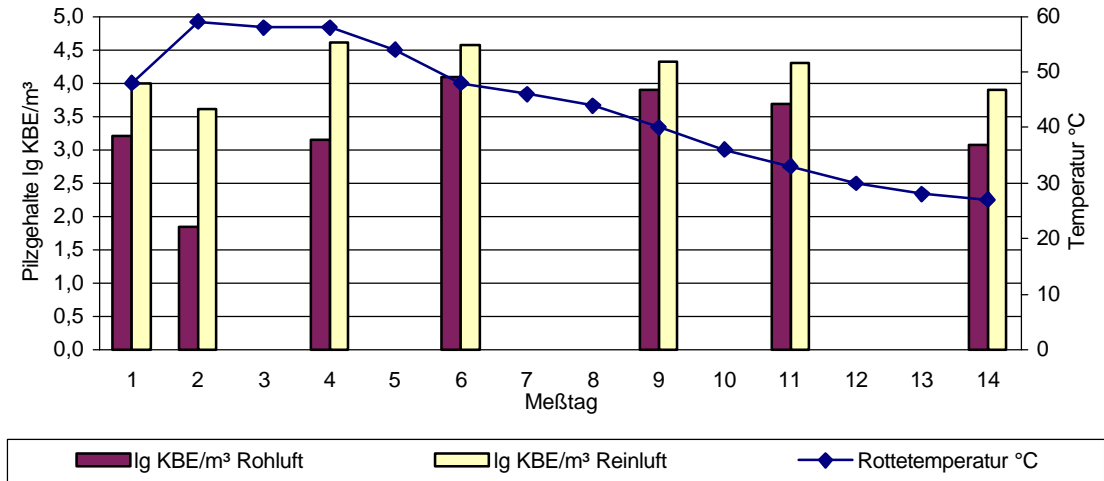


Abb. 42: Pilzgehalte der Roh- und Reinluft sowie Rottetemperaturverlauf bei einem Biofilter aus trockenem Wurzelholz, Modellversuchsanlage B
Bebrütungstemperatur 37 °C

Die Pilzgehalte der Roh- und Reinluft verliefen bei einer Bebrütungstemperatur von 37 °C äquivalent zu den Werten bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C. An allen Meßtagen lagen die Rohluftpilzgehalte um durchschnittlich eine Zehnerpotenz signifikant unter denen der Reinluft. Die bei einer Bebrütungstemperatur von 37 °C ermittelten Pilzgehalte der Rohluft bzw. der Reinluft waren signifikant niedriger als die bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C gemessenen Konzentrationen. Im Vergleich zu den Pilzgehalten beim feuchten Wurzelholzbiofilter traten hier äquivalente Rohluftwerte, jedoch signifikant höhere Reinluftwerte auf. Am trockenen Rindenmulchbiofilter wurden signifikant niedrigere Roh- und höhere Reinluftpilzgehalte ermittelt, so daß dort eine deutlich höhere Emissionsrate auftrat.

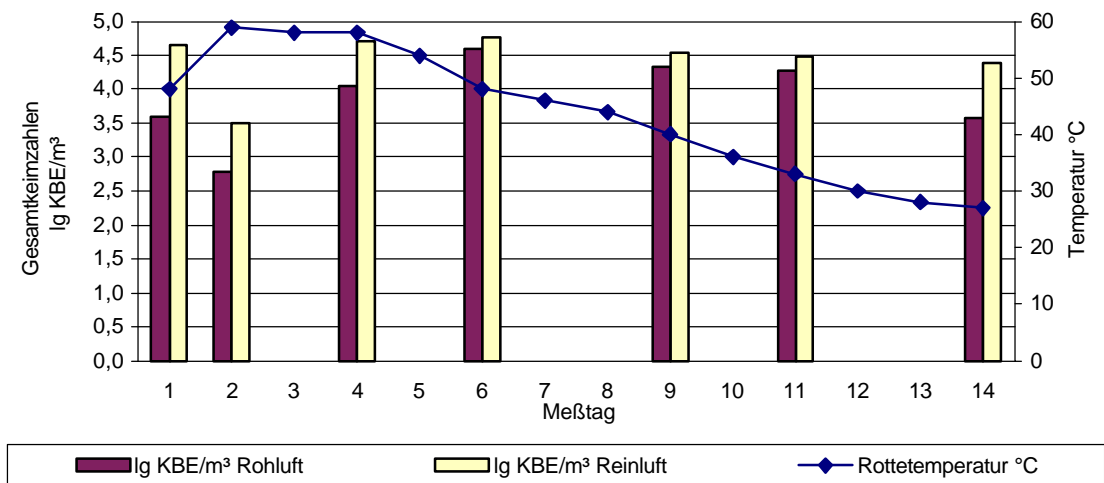


Abb. 43: Gesamtkeimzahlen der Roh- und Reinluft sowie Rottetemperaturverlauf bei einem Biofilter aus trockenem Wurzelholz, Modellversuchsanlage B

Die Gesamtkeimzahlen in der Roh- und Reinluft zeigten ein dem Verlauf der Pilzgehalte adäquates Verhalten. An allen Meßtagen wurden signifikant höhere Keimzahlen in der Reinluft gegenüber der Rohluft gemessen. Im Vergleich zum feuchten Wurzelholzbiofilter waren die Reinluftwerte beim trockenen Wurzelholzbiofilter signifikant höher. Am trockenen Rindenmulchbiofilter wurden niedrigere Roh- und signifikant höhere Reinluftgehalte ermittelt, so daß dort eine höhere Emissionsrate auftrat.

Aus der Roh- bzw. Reinluft des trockenen Wurzelholzbiofilters wurden die in der Tabelle 31 aufgeführten Pilzspezies isoliert.

Tab. 31: Prozentuales Gesamtvorkommen von Pilzspezies in der Roh- und Reinluft bei einem Biofilter aus trockenem Wurzelholz, Modellversuchsanlage B
Bebrütungstemperatur 28 °C

Rohluft	Reinluft
95,1 % <i>A. fumigatus</i>	74,5 % <i>Penicillium</i> spp.
3,0 % <i>Penicillium</i> spp.	21,7 % <i>A. fumigatus</i>
1,0 % <i>Cladosporium</i> spp.	2,6 % <i>Doratomyces</i> spp.
0,5 % <i>A. nidulans</i>	0,7 % <i>A. nidulans</i>
0,4 % <i>A. flavus</i>	0,3 % <i>Cladosporium</i> spp.
<0,1 % <i>F. solanii</i>	0,2 % <i>A. niger</i>

Tab. 32: Prozentuales Gesamtvorkommen von Pilzspezies in der Roh- und Reinluft bei einem Biofilter aus trockenem Wurzelholz, Modellversuchsanlage B
Bebrütungstemperatur 37 °C

Rohluft	Reinluft
100 % <i>A. fumigatus</i>	67,3 % <i>Penicillium</i> spp.
	31,0 % <i>A. fumigatus</i>
	1,7 % <i>A. nidulans</i>

Bei beiden Bebrütungstemperaturen (28 °C, 37 °C) wurde hauptsächlich *A. fumigatus* aus der Biofilterrohluft isoliert - bei 37 °C ausschließlich. In der Reinluft hingegen stellten bei beiden Bebrütungstemperaturen (28 °C, 37 °C) *Penicillium* spp. - analog zum feuchten Wurzelholzbiofilter - die Hauptfraktion der erfaßten Pilzspezies dar. Bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C konnten bis auf *A. flavus* und *F. solanii* alle Pilzspezies der Rohluft auch aus der Reinluft isoliert werden. Während bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C das aus der Reinluft erfaßte Pilzspektrum den Ergebnissen des feuchten Wurzelholzbiofilters entspricht, wurden aus der Reinluft des trockenen Biofilters bei einer Bebrütungstemperatur von 37 °C deutlich weniger Pilze im Vergleich zum feuchten Material isoliert. Am trockenen Rindenmulchbiofilter wurden hingegen bei beiden Bebrütungstemperaturen (28 °C, 37 °C) eine weitaus breitere Vielfalt an Pilzspezies aus der Reinluft isoliert.

Während der Versuchsreihe wurden die in der folgenden Abbildung 44 dargestellten Pilzgehalte in Biofiltermaterialproben vom Eingangs- (Ein) und Ausgangsbereich (Aus) des Biofilters bestimmt (Grunddaten in Tabelle A31 im Anhang).

Der Trockensubstanzgehalt des Biofiltermaterials lag bei durchschnittlich 89,5 %.

Die Gesamtkeimzahlen betragen in allen Proben über 10^6 KBE/g TS.

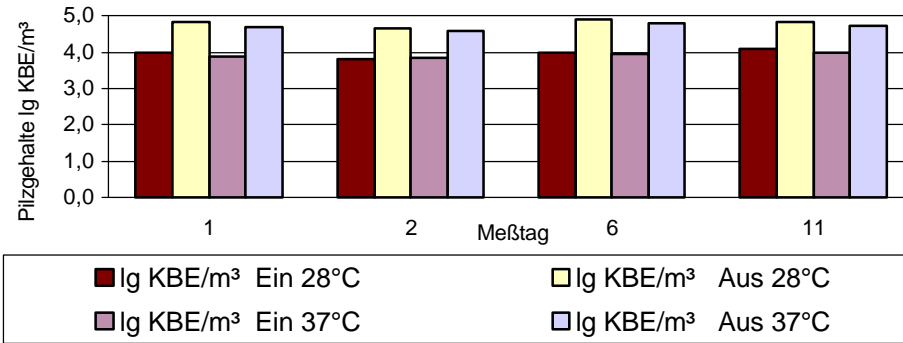


Abb. 44: Pilzgehalte im trockenen Wurzelholzbiofilter, Modellversuchsanlage B

Die ermittelten Pilzgehalte im Biofiltermaterial lagen im Bereich der Emissionwerte am trockenen Biofilter. Es wurden um durchschnittlich ein bis zwei Zehnerpotenzen signifikant weniger Pilze aus dem trockenen Material als aus dem feuchten Wurzelholzbiofilter isoliert sowie auch signifikant weniger als beim trockenen Rindenmulchbiofilter. Bei beiden Bebrütungstemperaturen (28 °C, 37 °C) wurden signifikant mehr Pilze aus dem Ausgangsbereich des Biofilters isoliert. Im Eingangsbereich war analog zu den Ergebnissen am feuchten Wurzelholzbiofilter nach einer anfänglichen Reduzierung ab dem sechsten Meßtag eine Zunahme der Pilzgehalte zu verzeichnen, wobei mit Ausnahme des zweiten Tages stets mehr Pilze bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C isoliert wurden. Im Ausgangsbereich kam es hingegen nach einem Zuwachs am sechsten Tag zu einer leichten Abnahme am Tag 11, wobei stets höhere Pilzgehalte bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C erfaßt wurden.

Die in der Tabelle 33 dargestellten Pilzspezies konnten aus dem Biofiltermaterial isoliert werden.

Tab. 33: Prozentuales Gesamtvorkommen von Pilzspezies im trockenen Wurzelholzbiofilter, Modellversuchsanlage B

Vorkommen von Pilzspezies (%)			
Bebrütungstemperatur 28 °C		Bebrütungstemperatur 37 °C	
Eingang	Ausgang	Eingang	Ausgang
89,5 <i>A. fumigatus</i>	78,5 <i>Penicillium</i> spp.	97,3 <i>A. fumigatus</i>	64,9 <i>Penicillium</i> spp.
5,4 <i>Penicillium</i> spp.	19,3 <i>A. fumigatus</i>	2,0 <i>Penicillium</i> spp.	27,2 <i>A. fumigatus</i>
4,3 <i>Paec. variotii</i>	1,2 <i>Doratomyces</i> spp.	0,7 <i>Doratomyces</i> spp.	7,2 <i>Doratomyces</i> spp.
0,5 <i>Cladosporium</i> spp.	0,7 <i>Cladosporium</i> spp.		0,7 <i>A. niger</i>
0,3 <i>Doratomyces</i> spp.	0,3 <i>A. niger</i>		

Die Breite des isolierten Spektrums lag bei beiden Bebrütungstemperaturen (28 °C, 37 °C) unter der des feuchten Biofiltermaterials sowie unter der des trockenen Rindenmulchbiofilters. Alle erfaßten Spezies des Filterausgangsbereiches konnten auch aus der Reinluft des trockenen Wurzelholzbiofilters isoliert werden. Entsprechend der Zusammensetzung der Rohluft dominierten im Filtereingangsbereich *A. fumigatus*, im Ausgangsbereich hingegen analog zu den Reinluftmeßergebnissen *Penicillium* spp..

3.2.4.2.4 Eigenemission des trockenen Biofiltermaterials

Zwei Tage nach Abschluß der Kompostierungsversuche fanden fünf Messungen zur Ermittlung der Eigenemission des trockenen Wurzelholzbiofilters statt. In der Abbildung 45 sind die mit dem Andersen-Kaskaden-Impaktor ermittelten Pilzgehalte bzw. Gesamtkeimzahlen der Reinluft dargestellt (Grunddaten in Tabelle A32 im Anhang).

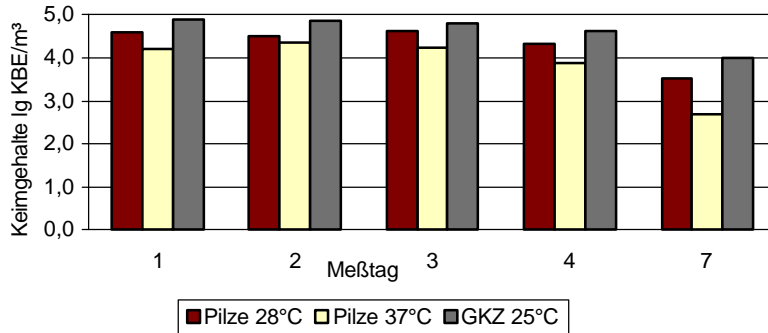


Abb. 45: Pilzgehalte und Gesamtkeimzahlen (GKZ) in der Reinluft des trockenen Wurzelholzbiofilters, Modellversuchsanlage B
Eigenemission

Die Pilzgehalte der ersten vier Messungen lagen im Bereich der im Kompostierungsversuch ermittelten durchschnittlichen Reinluftkonzentrationen, die Gesamtkeimzahlen geringgradig darunter. Am siebenten Meßtag nahmen die Keimgehalte deutlich ab. Bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C wurden höhere Pilzgehalte gegenüber einer Bebrütungstemperatur von 37 °C ermittelt. Die ermittelten Pilzgehalte entsprachen den am trockenen Rindenmulchbiofilter gemessenen Konzentrationen, hingegen waren die Gesamtkeimzahlen in der Reinluft des trockenen Wurzelholzbiofilters deutlich höher.

In der Tabelle 34 ist die mit dem Andersen-Kaskaden-Impaktor ermittelte prozentuale Verteilung von Pilzspezies in der Reinluft eines trockenen Wurzelholzbiofilters dargestellt.

Tab. 34: Prozentuales Vorkommen von Pilzspezies in der Reinluft eines trockenen Wurzelholzbiofilters, Modellversuchsanlage B
Eigenemission

Bebrütungstemperatur	Vorkommen von Pilzspezies (%)	
	Meßtag 1	Meßtag 7
28 °C	95,5 Penicillium spp. 2,4 A. fumigatus 1,1 A. candidus 0,6 Alt. alternata 0,4 Doratomyces spp.	85,0 A. fumigatus 10,0 Penicillium spp. 5,0 A. candidus
37 °C	82,4 Penicillium spp. 7,8 A. fumigatus 5,9 A. candidus 3,9 Alt. alternata	100,0 A. fumigatus

Mit beiden Bebrütungstemperaturen (28 °C, 37 °C) konnte ein im Verlauf der Messungen deutlich abnehmendes enges Spektrum isoliert werden. Während am ersten Meßtag analog zum Kompostierungsversuch die *Penicillium* spp. überwogen, dominierte am letzten Meßtag *A. fumigatus*. Dies entspricht den Ergebnissen zur Eigenemission am trockenen Rindenmulchbiofilter. Jedoch wurden in der Reinluft beim trockenen Wurzelholzbiofilter auch Pilzspezies erfaßt, die nicht im entsprechenden Kompostierungsversuch auftraten.

4. DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Da eine Vielzahl an Methoden der Probenahme und -aufbereitung im aerobiologischen Bereich besteht, die wesentlich die Ergebnisse der Luftkeimsammlungen beeinflussen (DIEHL und HOFMANN 1996), wird nachfolgender Ergebnisdiskussion eine **Methodendiskussion** vorangestellt. Um zu einer besseren Vergleichbarkeit der Meßergebnisse aus den einzelnen Teilvorhaben zu kommen, wurden die Meßmethoden soweit wie möglich standardisiert. So kamen nur nach dem Impaktionsprinzip arbeitende Geräte zur Anwendung, um den Einfluß unterschiedlicher Sammelverfahren geringzuhalten (BRITZIUS 1982). Den in den Kompostieranlagen verwendeten **Luftkeimsammlern RCS Plus und SAS Super 90** wird in der Literatur eine besondere Eignung für Felduntersuchungen beschieden (CLARK et al. 1981, MACHER und FIRST 1983, KANG und FRANK 1989b). Die kurzen Meßzeiten und eine situationsbedingte Festlegung des Sammelvolumens zeigten in Vorversuchen eine besondere Eignung dieser Geräte für die Erfassung der am Biofilter in relativ großen Schwankungen auftretenden mittleren Luftkeimkonzentrationen. Beide Geräte weisen i.d.R. hinsichtlich der Erfassung von Pilzen niedrigere **Sammelleistungen** als vergleichsweise der Andersen-Sechs-Stufen-Impaktor auf (BUTTNER und STETZENBACH 1993, MEHTA et al. 1996). CLARK et al. (1981) sowie MACHER und FIRST (1983) sprechen im Gegensatz zu LAFLAMME und MILLER (1992) dem RCS-Luftkeimsammler (Standardmodell) lediglich eine hohe Effizienz bei der Sammlung größerer Partikel ($>4 \mu\text{m}$) zu. Dem neuen RCS-Plus-Sammler wird jedoch eine hohe Abscheideeffizienz auch für Partikel von $2-5 \mu\text{m}$ beschieden (Biotest-Begleitheft). In der vorliegenden Arbeit erwies sich die Überbelegung der Sammelmedien mit Kolonien als Hauptproblem. Da aber die Probenahmen mit durchschnittlich zwei Sammelvolumen erfolgten, konnte mit wenigen Ausnahmen mindestens eine Probe zur Auswertung gelangen. Ein **Burkard Recording Air Sampler**, der eine hohe Abscheideleistung bei Pilzen vergleichbar mit der des Andersen-Impaktors aufweist (JENSEN et al. 1992, BUTTNER und STETZENBACH 1993), wurde zur Ermittlung einer 24stündigen Emissionsrate mit Erfassung aller Schwankungen zusätzlich eingesetzt. Die Impaktion erfolgte jedoch nicht in der laut Literatur üblichen Weise auf einen Klebestreifen, sondern auf einen beschichteten Glasobjektträger (laut Herstellerangaben). Diese Methode gestattete eine 24stündige Meßdauer mit qualitativer und quantitativer Auswertbarkeit. Als **nachteilig** erwies sich die Verflüssigungstendenz des Beschichtungsmaterials (Schliffett) bei hoher Luftfeuchtigkeit und besonders bei hohen Lufttemperaturen, weshalb das Gerät nur in der Kompostieranlage I eingesetzt wurde. Im Modellversuch A trat vermutlich aufgrund niedrigerer Temperaturen dieses Problem nicht auf. Ähnlich dem Impingementverfahren ist bei dieser Sammelmethode mit einer Schädigung der Keime während der langen Meßzeit, bei der Aufbereitung der Proben sowie mit einem Aufbrechen von Keimaggregaten und somit einer erhöhten Keimzahl zu rechnen.

In der Modellversuchsanlage B stellten sich die Luftkeimsammler SAS und RCS aufgrund eines zu geringen Luftdurchsatzes am Biofilter, der Burkard-LKS wegen der langen Meßzeit und den hohen Temperaturen als ungeeignet heraus. Somit kam ein **sechsstufiger Andersen-Impaktor** zum Einsatz, der nach Literaturangaben im Vergleich zu anderen Sammelsystemen die höchste Effektivität beim Nachweis von Pilzsporen und eine gute Wiederholbarkeit der Ergebnisse aufweist (KANG und FRANK 1989a und b, BUTTNER und STETZENBACH 1993). Jedoch führen besonders Dehydrationsstreß und Aufprallwucht zu nicht 100 %igen Ergebnissen (LUNDHOLM 1982, KANG und FRANK 1989b). Als **nachteilig** erwiesen sich bei diesen Untersuchungen der hohe Materialaufwand, die Stromabhängigkeit und die Überbelegungen der Platten. Beim aufwendigen Wechseln der Platten am Meßort können Kontaminationen nicht ausgeschlossen werden. Jedoch erbrachte eine Inkubation von Platten, die wie beim Plattenwechseln kurz geöffnet wurden, äußerst geringe Belastungen von max. $5 \text{ KBE}/\text{m}^3$ Luft an Gesamtkeimzahlen.

In den Modellversuchs- und Kompostieranlagen erfolgte die **Probenahme** aus in Röhren strömender Luft. In der Literatur wird für Messungen bei bewegter Luft die **isokinetische Probenahme** empfohlen

(DIMMICK und AKERS 1967), d.h. in laminar strömender Luft wird die Probe parallel zu Luftrichtung und mit gleicher Geschwindigkeit entnommen (HERBIG 1996). Bei einer gegenüber dem Luftstrom erhöhten Sammelgeschwindigkeit dominiert die Erfassung kleinerer Partikel, bei geringerer Sammelgeschwindigkeit aufgrund der Trägheit hingegen die Erfassung v.a. größerer Partikel (DIMMICK und AKERS 1967). Nach HERBIG (1996) entspricht die Luftprobe nicht der Zusammensetzung der strömenden Luft, wenn die Luft nicht parallel (durch Teilchenablenkung) bzw. zu langsam (weniger Teilchen) oder zu schnell (mehr Teilchen) entnommen wird. Nach BARDTKE et al. (1992) weist die reale Rohrströmung als eine konvexe Strömung ein Maximum in der Rohrachse auf, so daß die Probenahme im zentralen Luftstrom erfolgen muß. Aus den wenigen vorliegenden Arbeiten zu roh- und reingasseitigen Keimmessungen am Biofilter geht eine besondere Eignung des Membranfiltrationsverfahrens für eine isokinetische Probenahme hervor (ANONYM 1986), ohne daß jedoch auf die Methodik eingegangen wird. Ein Hinweis dazu fehlt auch bei anderen Autoren, die Impaktoren oder Impinger benutzten (KALNOWSKI et al. 1982, JAGER et al. 1994, ALBER 1995).

In den Modellversuchs- und Kompostieranlagen konnte aufgrund der technischen Gegebenheiten lediglich eine kleine Bohröffnung im Biofilter**zuluf**trohr als Meßstelle genutzt werden. Für das Ansetzen der Luftkeimsammlerköpfe war eine Erweiterung der Probenahmeöffnung in Form eines Trichters erforderlich. Eine Messung entsprechend der Strömungsrichtung wurde mit Hilfe eines am Trichter befestigten, parallel in den zentralen Luftstrom führenden Schlauches (BROCK 1983) realisiert, wobei es im Schlauch vermutlich zu einer erheblichen Abscheidung der mitgeführten keimhaltigen Aerosole kommt (BOTZENHARDT 1979). Andererseits saugen z.B. der Andersen-Impaktor, Slit-Sampler oder Impinger üblicherweise ebenfalls über Schläuche oder Rohre die zu untersuchende Luft an.

Für den Andersen- Kaskaden-Impaktor wird eine durchschnittliche **Ansauggeschwindigkeit** von ca. 1 m/s (Stufe 1) (ECKRICH et al. 1996), für die Burkard Spore Trap 11,9 m/s (KÄMPFER und WEISSENFELS 1997) sowie für den RCS-LKS 0,02-1,7 m/s bei einer Keimgröße von 1-10 µm (ANONYM 1999) angegeben. Eine Untersuchungsreihe in einem Windkanal der Deutschen Forschungsanstalt für Luft und Raumfahrt e.V. (Göttingen) zum Einfluß verschiedener Anströmungsgeschwindigkeiten der Luft auf das Abscheideverhalten luftgetragener Keime beim RCS-Plus-Gerät (ANONYM 1996) zeigte, daß bis zu einer Anströmungsgeschwindigkeit von 10 m/s keine signifikanten Änderungen der Meßwerte auftraten. Die Strömungsgeschwindigkeiten in den jeweiligen Zuluftröhrn der Kompostieranlagen lagen jedoch deutlich über 10 m/s. Aus diesem Grund erfolgten die Messungen in der frei abströmenden Luft des Trichters, wo relativ konstante Werte unter 10 m/s auftraten, die laut der Biotest-Testreihe bei Messungen vom Gerät toleriert werden können. Für den SAS-LKS kann dies aufgrund ähnlicher Leistungsparameter auch angenommen werden. Es kann somit jedoch nicht von einer isokinetischen Probenahme gesprochen werden, womit die von DIMMICK und AKERS (1967) sowie von HERBIG (1996) aufgeführten Meßfehler auftreten können.

Im Gegensatz zu den Modellversuchen erfolgte die Probenahme in den Kompostieranlagen auf der Roh- und Reinluftseite bei unterschiedlichen Strömungsgeschwindigkeiten. Auf der **Reinluft**seite wurden die Messungen bei für normale Laminar-flow-Einheiten geltenden Geschwindigkeiten um 0,5 m/s durchgeführt, was der Geräteausrichtung entspricht. Nach den Ergebnissen der Biotest-Testreihe kann jedoch von nicht signifikanten Unterschieden für die Sammelleistungen in beiden Luftströmen ausgegangen werden. Die Messungen erfolgten in einer in der VDI-Richtlinie 3477 empfohlenen Haube mit einer Fläche von 1 m², die eine freie Abströmung der Luft ohne Verfälschung der Druckverluste gewährleistet sowie Windeinflüsse vermeidet (ANONYM 1991a). Nach SABO (1990) und BARDTKE et al. (1992) weisen Biofilter bis zu ca. 250 m³/m² h eine laminare Strömung auf. Nach MANNEBECK et al. (1994) sind gleichmäßige Durchströmungen für die Abbauprozesse zwar ideal, werden in der Praxis besonders durch inhomogenes Material jedoch selten erreicht. In der Kompostieranlage I wurden daher an neun verschiedenen

Meßpunkten (nicht im unmittelbaren Randbereich) die Luftgeschwindigkeiten, Temperatur und Luftfeuchte bestimmt, die eine gleichmäßige Verteilung des Luftaustritts zeigten. Untersuchungen von ALBER (1995) ergaben sowohl signifikante als auch nicht signifikante Unterschiede für Pilzsporenkonzentrationen zwischen drei bzw. vier Meßpunkten auf verschiedenen Kompostbiofiltern. JAGER et al. (1994) konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen Filterrandmessungen und zentralen Messungen feststellen. Insgesamt ist jedoch von einer dynamischen, ungleichmäßig verteilten mikrobiellen Besiedlung (RIENECK 1992) und somit Keimemission auszugehen. Die in der vorliegenden Arbeit durchgeführten Messungen auf der Reinluftseite an einem zentralen Meßpunkt besitzen somit lediglich Stichprobencharakter.

Bei der Ergebnisauswertung ist weiterhin zu berücksichtigen, daß für die (olfaktometrische) Wirkungsgradbestimmung des Biofilters, Roh- und Reinluftmessungen unter Berücksichtigung der **Verweilzeit** zur gleichen Zeit erfolgen müssen (ANONYM 1991a). Maßgeblich für die Verweilzeit ist nach BARDTKE (1992) die Porengrößenverteilung im Filter. Eine gleichmäßige Durchströmung setzt eine gleichmäßige Porenverteilung voraus und ist somit ein Idealzustand. Messungen innerhalb der in den Kompostier- und Modellversuchsanlagen errechneten Verweilzeiten von maximal 36 s hätten annähernd synchrones Messen vorausgesetzt, was personell und gerätetechnisch nicht möglich war. Jedoch ist davon auszugehen, daß die für Gase geltende Verweilzeit nicht auf die Passage der Mikroben zutrifft. Somit erfordern tatsächliche Wirkungsgradbestimmungen am Biofilter über die üblichen Keimsammlungen hinausführende Untersuchungen.

KÄMPFER und WEISSENFELS (1997) verweisen in ihrer Literaturrecherche auf die Vielzahl verwendeter Nachweisverfahren für Bioaerosole und die daraus resultierende direkte Unvergleichbarkeit von Ergebnissen. Zahlreiche **Standardisierungsverfahren** zur Bestimmung von Luftkeimkonzentrationen sind derzeit in Erprobung (ANONYM 1996a, ANONYM 1997a, b, c). Die vorliegenden Untersuchungen bezeugen dem RCS-LKS eine höhere Sammeleffizienz gegenüber dem SAS-LKS, was den Ergebnissen von BUTTNER und STETZENBACH (1993) sowie MEHTA et al. (1996) entspricht. Untersuchungen von SMID et al. (1989) sowie MORRING et al. (1983) zur Eignung verschiedener **Sammelmedien** für die Pilzzahlbestimmung ergaben keine gravierenden Unterschiede. MORRING et al. (1983) empfehlen jedoch den Rosa-Bengal-Agar mit Streptomycinzusatz, der in den vorliegenden Untersuchungen beim RCS-LKS eingesetzt wurde. Die Vorteile des beim SAS-LKS und dem Andersen-Impaktor verwendeten modifizierten Oxgall-Antibiotikum-Agar als Isolierungsmedium bestehen in der besseren Inhibition von Bakterien und Aktinomyzeten sowie der geringeren Neigung der Kolonien zur Überwucherung (MILLNER et al. 1977, WEINRICH et al. 1996). In den vorliegenden Untersuchungen ergab die parallele Verwendung des Oxgall-Antibiotikum-Agars sowie des Malzextrakt-Agars keine signifikanten Unterschiede. Ein direkter Vergleich zwischen Rosa-Bengal-Agar und Oxgall-Antibiotikum-Agar kann aufgrund der verschiedenen Sammelgeräte nicht gezogen werden. Beim Vergleich der eigenen Meßwerte untereinander sowie dieser mit Literaturangaben muß jedoch der Einfluß verschiedener Sammelmedien berücksichtigt werden.

Auf die Wahl der Bebrütungstemperaturen wurde eingehend unter 3.1.6.1. eingegangen. Insgesamt muß festgestellt werden, daß jede **Kultivierungsmethode** eine spezifische Selektivität aufweist und somit die Ergebnisse nur unter den jeweiligen Bedingungen wie Kulturmedium, Bebrütungstemperatur, Bebrütungszeit etc. betrachtet werden können (KÄMPFER und WEISSENFELS 1997).

Im Anschluß sollen die **quantitativen Ergebnisse der Kompostieranlagen** diskutiert werden.

Die Messungen in der **Kompostieranlage I** ergaben einen Zusammenhang zwischen **Oberflächenfeuchte** des Biofilters und der Emissionsminderung von Pilzsporen: An Tagen trockener Oberfläche wurden mehr Pilze emittiert als immitiert. Bei feuchter Oberfläche wurden hingegen die Rohluftpilzgehalte im Biofilter reduziert, so daß mehr immitiert als emittiert wurde. Die Oberflächenfeuchte hatte somit Einfluß auf die Reduktionsleistung des Biofilters bei Pilzen. Dies entspricht Untersuchungsergebnissen von GÖTTLICH und BARDTKE (1991), die bei gleichem Keimeintrag an einem unterschiedlich feuchten Biofilter über trockenen Zonen höhere Emissionen maßen.

In der **Kompostieranlage II** fand bei feuchter Filteroberfläche ebenfalls eine Reduzierung der Rohluftpilzgehalte statt. Es konnte eine Korrelation hoher Rohluftpilzgehalte mit einer starken Emissionsminderung von Pilzsporen und umgekehrt festgestellt werden (RCS-LKS). Dies bestätigt Untersuchungsergebnisse von OTTENGRAF und KONINGS (1991), die eine von der Rohluftbelastung abhängige Reduktionsleistung am Biofilter bei Bakterien nachwiesen.

In der **Kompostieranlage III** wurde der Einfluß der Filteroberflächenfeuchte auf die Reduktionsleistung bei Pilzen ebenfalls bestätigt.

In der **Kompostieranlage IV** fand am feuchten Biofilter eine deutliche Reduzierung der immitierten Pilze statt. Ausnahmen bildeten die ersten Messungen mit dem SAS-LKS bei der kurzen Rotteturmbelüftung, wo sehr niedrige Rohluftpilzgehalte erfaßt wurden. Die Emissionsminderung von Pilzsporen und deren Rohluftkonzentrationen lagen in einem engen und hohen Bereich. Pilzgehalte unter 10^4 KBE/m³ Rohluft bewirkten jedoch eine erkennbare Effizienzabnahme. Analog zu den Ergebnissen der Kompostieranlage II wurde auch hier die Abhängigkeit der Reduktionsleistung des Biofilters von den Rohluftpilzgehalten deutlich.

Folgende **Schlußfolgerungen** können gezogen werden:

- Ist die Biofilteroberfläche feucht, werden die zugeführten Pilze im Biofilter mit hoher Effektivität reduziert. Die Reduktionsleistung des Biofilters erhöht sich mit zunehmenden Rohluftpilzgehalten. Die obere Grenze der Reduktionsleistung des Biofilters bei Pilzen konnte mit den vorliegenden Untersuchungen nicht erfaßt werden. Sinkende Rohluftpilzgehalte bewirken einen Effizienzurückgang. Unterschreiten die Rohluftpilzgehalte einen für den jeweiligen Biofilter spezifischen Schwellenwert, erscheinen in der Reinluft höhere Werte. Dies kann als Beleg dafür gelten, daß sich die Reinluft aus nicht abgeschiedenen Pilzen der Rohluft, aus im Biofilter angereicherten Pilzen oder auch aus von der Biofilterpopulation in spezifischer Höhe freigesetzten Pilzen zusammensetzt.
- Bei trockener Biofilteroberfläche werden mehr Pilze emittiert als immitiert. Dies beruht vermutlich auf einer Abnahme der Reduktionsleistung bei gleichzeitiger Zunahme der Freisetzung des sogenannten Sekundäraerosols (BÖHM 1995) durch den Biofilter.
- Die Reduktionsleistung des Biofilters bei Pilzen wird nach den vorliegenden Ergebnissen von dem Vermögen des Biofilters bestimmt, immitierte Pilze abzuscheiden und aus der Eigenbesiedlung stammende oder aus der Rohluft angesiedelte Pilze an der Oberfläche festzuhalten. Wie hoch der Anteil der aus dem Biofilter oder aus der Rohluft stammenden Pilze an den Reinluftpilzgehalten ist, kann mit den vorliegenden Untersuchungen jedoch nicht geklärt werden.

Durchschnittlich wurden in der Roh- und Reinluft **Pilzgehalte** von 10^2 - 10^4 KBE/m³ Luft ermittelt, wobei im Vergleich der Kompostieranlagen deutliche Unterschiede auftraten: In der **Kompostieranlage 1** wurden in der Rohluft Pilze aus dem komplett gekapselten Arbeits- und Rottebereich erfaßt, zudem fanden die Messungen im Sommer (siehe saisonale Einflüsse) statt. Dies könnte die insgesamt hohen Pilzgehalte in der Biofilterroh- und -reinluft (10^2 - 10^5 KBE/m³ Luft) erklären. Hingegen wurden in der Biofilterzuluft im Vergleich zu den Kompostieranlagen II und IV bzw. zu der Modellversuchsanlage A hohe Temperaturen von über 36 °C bis 50 °C gemessen. Nur am Tag 7 bewirkte die deutliche Außenluftabkühlung (zuvor Regen) eine Temperaturabnahme (30,9 °C) in der Biofilterzuluft, die zu einer meßbaren Zunahme der Rohluftpilzgehalte, vermutlich durch eine geringere Absterberate der Pilze im Zuluftrohr, führte. Somit könnten die hohen Temperaturen im Zuluftrohr im Sommer eine Abnahme der Pilzgehalte bewirken. In der **Kompostieranlage II** wurde nicht die Abluft aus dem Rottebereich (freie Belüftung) erfaßt, zudem fanden die Messungen im Herbst statt. Hier traten lediglich Pilzkonzentrationen von 10^1 - 10^4 KBE/m³ Luft auf. Ursachen für die zum Teil besonders niedrigen und schwankenden Rohluftkonzentrationen (10^0 - 10^5 KBE/m³ Luft) in der **Kompostieranlage III** sind vermutlich in der Saugbelüftung der unbedachten Mieten (starke Abhängigkeit Witterung) begründet, so daß auch teilweise die Umgebungsluft in die Meßergebnisse mit einging. Auch hier lagen analog zur Anlage I hohe Rohlufttemperaturen von 42 °C-56 °C vor, die zur Reduzierung der Pilzgehalte führen. Belegt wird dies durch den Temperaturrückgang auf 36 °C am sechsten Meßtag (nach Regen und Außenluftabkühlung) mit nachfolgender Erhöhung der Rohluftpilzgehalte. In der **Kompostieranlage IV** lassen sich die - trotz Herbstuntersuchung - insgesamt hohen Rohluftpilzgehalte mit dem höchsten Luftwechsel im Arbeits- und Rottebereich sowie - entsprechend der Ergebnisse von HEROLD et al. (2001) - mit der mesophilen Bebrütungstemperatur und dem fehlenden Luftwäscher (keine Pilzabscheidung) erklären. So konnten HEROLD et al. (2001) im Biowäscher eine Rückhaltung von 20-50 % an thermophilen Schimmelpilzen nachweisen. Mit Pilzen von durchschnittlich 10^3 KBE/m³ Luft wurden die niedrigsten Pilzgehalte bei der kurzen Rotteturmbelüftung erfaßt, wobei die sehr geringen Pilzgehalte direkt nach der Belüftungsanstellung vermutlich darauf beruhen, daß noch nicht die eigentliche Abluft des Rotteturms erfaßt wurde. Mit über $4,4 \times 10^5$ KBE/m³ Rohluft traten nach der nächtlichen Rotteturmbelüftung die höchsten Pilzgehalte auf - gefolgt von der Hallenabluft (bei Anlieferung und Sortierung) mit 10^5 KBE/m³ Rohluft. Bei einer zum Meßzeitpunkt durchschnittlichen Biofilterbettbelastung von 60-80 m³/m³h, die deutlich unter dem Durchsatz der anderen untersuchten Biofilter lag, ist mit einer geringeren Freisetzung von biofiltereigenen Pilzen zu rechnen. Die mit den anderen Kompostieranlagen vergleichbaren Reinluftpilzgehalte der Anlage IV könnten also durchaus auch im geringen Luftdurchsatz begründet liegen.

Die in den Kompostieranlagen IV ermittelten Pilzgehalte liegen im Bereich der von anderen Autoren in Kompostieranlagen ermittelten Konzentrationen (Kapitel 2.2.2.7). Tabelle 35 gibt einen Überblick über Pilzgehalte in der Biofilterluft verschiedener Anlagen.

Tab. 35: Pilze in der Roh- und Reinluft von Biofiltern verschiedener Einsatzbereiche

Pilzgehalte in KBE/m ³ Luft		Anlage	Sammelgerät	Pilzspektrum	Literatur
Rohluft	Reinluft				
10^1 - 10^2	10^1 - 10^3	Kompostwerk	A-I	thermophil	JAGER et al. 1994
10^4	10^3	Kompostwerk	A-I	mesophil	ECKRICH et al. 1996
10^3	10^3	Müllumladestation	A-I	mesophil	KALNOWSKI et al. 1982
10^1 - 10^2	10^2 - 10^3	Kläranlage	Sartorius-Membranfiltration	mesophil	ANONYM 1986

Die in den eigenen Untersuchungen ermittelten Pilzgehalte in Kompostwerken liegen über den von JONES und COOKSON (1983) gemessenen Konzentrationen thermophiler Pilze in einer Vorstadt von $0\text{--}10^2$ KBE/m³ Luft bzw. 8 KBE/m³ Außenluft sowie den von SENKPIEL und OHGKE (1992) ermittelten 17 KBE/m³ Innenraumluft (jeweils thermophile *Aspergillus* spp.). Die Konzentrationen liegen jedoch deutlich unter den an Arbeitsplätzen in der Landwirtschaft ermittelten Pilzgehalten (MALMBERG et al. 1993). Auch arbeitsplatzbezogene Messungen in Kompostieranlagen ergaben weitaus höhere Pilzbelastungen (ASSMANN 1992, GÖTTLICH 1994, ZAISS und GROBELNY 1996).

Nach einem Vorschlag von KOLLER et al. (1993) zur Quantifizierung von Pilzbelastungen werden die in den eigenen Untersuchungen ermittelten Pilzgehalte in der Reinluft von Biofilteranlagen dem niedrigen Bereich von $<10^4$ KBE/m³ Luft zugeordnet.

Luftgetragene Keime unterliegen bedingt durch die im Kapitel 2.2.2.1 aufgeführten natürlichen Habitatseinwirkungen deutlichen Schwankungen. Menschliche **Aktivitäten** am Meßort führen zu erhöhten Keimzahlen (MILLNER et al. 1980, ASSMANN 1992, BLOMQUIST 1994). ALBER (1995) konnte jedoch keinen Zusammenhang zwischen Rottehallenkonzentrationen (als Biofilterzuluft) und der Höhe der Keimemissionen vom Biofilter feststellen. Die vorliegenden Untersuchungen (Anlage I) weisen hingegen eine Abhängigkeit sowohl der Roh- als auch der Reinluftkonzentrationen an Pilzsporen und Gesamtkeimzahlen von Aktivitäten im gekapselten Bereich auf. Volle Aktivitäten bewirkten i.d.R. die höchsten und Betriebsstillstand die niedrigsten Keimzahlen. Keimmessungen bei Arbeitsvorgängen von FACK et al. (1998) ergaben stärkere Emissionswerte bei laufendem Umsetzer im Vergleich zur Sortierung. Dies kann mit den vorliegenden Untersuchungen grundsätzlich bestätigt werden, jedoch wurden teilweise abweichende Ergebnisse mit den eingesetzten Luftkeimsammlern bzw. Sammelmedien erzielt.

Die Messungen zum Einfluß von Aktivitäten in der Kompostieranlage I bestätigen den in den Untersuchungen in den Kompostieranlagen festgestellten Einfluß von Materialfeuchte und Höhe der Rohluftpilzgehalte auf die Reduktionsleistung des Biofilters bei Pilzen. Die bei den Gesamtkeimzahlen festgestellte Reduktionsleistung des Biofilters von vergleichsweise niedrigen 48 % unterlag Schwankungen und wies im Gegensatz zu den Ergebnissen von OTTENGRAF und KONINGS (1991) keinen Zusammenhang zur Höhe der Rohluftgehalte auf.

Saisonale Einflüsse auf die Höhe von Pilzluftkonzentrationen, wie sie u.a. JONES und COOKSON (1983), BEAUMONT et al. (1985) sowie ASSMANN (1992) nachwiesen, konnten im Vergleich der Ergebnisse der Untersuchungen im Herbst (Anlagen II und III) mit denen der Messungen im Sommer (Anlage I) bestätigt werden. In der Anlage I (Sommer) konnten die höchsten Pilzgehalte roh- und reinluftseitig ermittelt werden. Jedoch ist ein Vergleich der Anlagen unter Beachtung aller bereits genannten einflußnehmenden Faktoren nur eingeschränkt möglich. Im Vergleich der Ergebnisse der Sommer- und Herbstuntersuchungen (Anlage I) liegen die Reinluftwerte aus der Herbstuntersuchung mit durchschnittlich 10^2 KBE/m³ Luft um ca. eine Zehnerpotenz (SAS-LKS) bzw. zwei Zehnerpotenzen (RCS-LKS) unter den Pilzgehalten aus der Sommermessung bei ebenfalls feuchter Biofilteroberfläche. Auch traten im Sommer deutlich höhere Rohluftkonzentrationen auf, die vermutlich auf die stärkere Besiedlung des Biomaterials (GALLENKEMPER et al. 1996, WEINRICH 1999) und die höhere Staubentwicklung zurückgehen (FACK und Phillipp 1994, BÖHM 1995).

BEFFA et al. (1994) wiesen abweichende Konzentrationen an *A. fumigatus* im Kompostmaterial und in der Luft in Abhängigkeit des Alters des Kompostiergutes nach. Die Meßergebnisse der Anlage III geben hingegen keinen Hinweis auf eine Beeinflussung der Roh- und somit auch Reinluftpilzgehalte durch das **Alter der belüfteten Miete**.

Die **Reduktionsleistungen** von Biofiltern, errechnet aus der Keimbelastung beider Luftströme, werden in der Literatur mit deutlichen Abweichungen angegeben. JAGER et al. (1994) stellten im Median eine Reduktion von Schimmelpilzen um lediglich 13 % fest. Bei ECKRICH et al. (1996) wurden die Pilzgehalte um durchschnittlich eine Zehnerpotenz reduziert. ALBER (1995) stellte bei Pilzen im Median eine Reduzierung von 70-99,2 % (von der Rottehallenabluft) fest. RABE und BECKER (2000) ermittelten durchschnittlich 17 % weniger Pilzsporen nach Passieren des untersuchten Biofilters einer Kompostieranlage. Bei den Gesamtkeimzahlen wiesen GORMAN et al. (1979) eine Reduzierung um 99,6 % (zwei Zehnerpotenzen) analog zu KALNOWSKI et al. (1982) nach.

In den eigenen Untersuchungen konnten die in der Tabelle 36 durchschnittlichen **Reduktionsleistungen** der untersuchten Biofilter bei Pilzen ermittelt werden.

Tab. 36: Reduktionsleistungen der Biofilter in den untersuchten Kompostieranlagen bezogen auf die Pilzsporenelimination

Reduktionsleistungen der Biofilter bei Pilzen (%)				
	Anlage I	Anlage II	Anlage III	Anlage IV
SAS-LKS	86	33	55	94
RCS-LKS	67	68	68	96

Die aus den vorliegenden Ergebnissen errechneten Reduktionsleistungen der Biofilter bei Pilzen weisen im Vergleich der Anlagen deutliche Unterschiede auf, auch unterlagen sie in den jeweiligen Anlagen bei Vergleich der Einzelmeßwerte oder auch der Tagesmittel deutlichen Schwankungen, was sich u.a. mit der festgestellten Abhängigkeit von den Rohluftkonzentrationen und dem Einfluß der Oberflächenfeuchtigkeit erklären läßt. Zudem traten deutliche Unterschiede bei Vergleich der verwendeten Luftkeimsammler auf, wobei mit dem RCS-LKS die durchschnittlichen Reduktionsleistungen der Biofilter der Anlagen I-III gleich hoch waren. Der Biofilter der Anlage IV wies die höchste Effizienz auf, wobei in den konstant hohen Rohluftpilzgehalten und der stets feuchten Oberfläche, aber auch in dem vergleichsweise größten Filtervolumen mit der geringsten Filterbettbelastung, die Ursachen liegen könnten.

In den Untersuchungen der **Modellversuchsanlage A** konnte der positive Einfluß eines optimal befeuchteten Biofilters auf die Reduktionsleistung bei Pilzen bestätigt werden, da im allgemeinen die Rohluftwerte über den Reinluftwerten lagen. Eine Ausnahme bildeten die Messungen im Bereich der höchsten Rottelufttemperaturen (Versuch 1), wo es zu einem deutlichen Absinken der Rohluftpilzgehalte kam, während die Reinluftwerte sogar leicht anstiegen (SAS-LKS) bzw. nur leicht absanken (Burkard-LKS, Bebrütungstemperatur 37 °C). Eine zweite Ausnahme lag am ersten Tag der Kompostierung (Versuch 2) vor, wo der drei Wochen alte Biofilter mehr Pilze emittierte als imitiert wurden. Dies kann ein Hinweis auf eine standzeitabhängige Eigenemissionsleistung des Biofilters sein.

Die Pilzgehalte der Roh- und Reinluft zeigten eine ausgeprägte Abhängigkeit vom Temperaturverlauf der Rotte: Mit Ansteigen der **Rottetemperatur** sanken die Pilzkonzentrationen, wobei die Abnahme der Pilzgehalte in der Rohluft deutlicher ausfiel als die in der Reinluft. Somit nahmen auch in der Tendenz die errechneten Reduktionsleistungen des Biofilters bei Pilzen mit dem Ansteigen der Rottetemperatur ab. HEROLD et al. (2001) konnten dagegen bei thermophilen Mikroorganismen maximale Konzentrationen am Biofiltereingang zu Zeiten maximaler Rottetemperaturen feststellen, wobei sie mit 45 °C eine deutlich höhere Bebrütungstemperatur wählten.

Im Versuch 1 wurden mit dem SAS-LKS trotz doppelten **Luftdurchsatzes** (80 m³/m³h) bis um eine Zehnerpotenz niedrigere Pilzgehalte in der Rohluft gemessen als bei einem Luftdurchsatz von 40 m³/m³h.

Dagegen zeigten die - vermutlich infolge der Langzeitmessungen - kontinuierlicheren Meßergebnisse des Burkard-LKS erwartungsgemäß beim doppelten Luftdurchsatz um durchschnittlich eine Zehnerpotenz höhere Pilzgehalte in Roh- und Reinluft. Mit beiden Meßgeräten ergab sich beim frischen Biofilter eine deutlich niedrigere Reduktionsleistung bei Pilzen im Vergleich zum 50 Tage alten Biofilter, was Untersuchungen am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Hochschule Aachen (ANONYM 1986) entspricht, die erst nach einem halben Jahr **Standzeit** eine stabilisierte Leistung des Biofilters feststellten. Der im Versuch 2 getestete Biofilter mit einem um 20 % geringeren **Kompostanteil** wies im Vergleich zum Biofilter des Versuches 1 bei gleichem Luftdurchsatz ($40 \text{ m}^3/\text{m}^3\text{h}$) bei einer Standzeit von 20 Tagen beim SAS-LKS und RCS-LKS um 20 % niedrigere Reduktionsleistungen bei Pilzen auf. Mit dem Burkard-LKS konnte nur eine geringfügig höhere Effizienz des Biofilters mit einem höheren Kompostanteil festgestellt werden. Hingegen spricht auch beim Burkard-LKS die Höhe der aus dem Biofilter emittierten Pilze im Versuch 2, die der bei doppeltem Luftdurchsatz im Versuch 1 entspricht, für eine stärkere Eigenemission des Biofilters mit geringerem Kompostanteil. Möglicherweise wirkt sich der geringere Kompostanteil infolge der geringeren Haftung von Pilzen (weniger Struktur, weniger Feuchtigkeit) und eines größeren Porenvolumens im Biofiltermaterial auf die Abscheideeffizienz und das Rückhaltevermögen von Pilzen mindernd aus.

Auch in den Untersuchungen der **Modellversuchsanlage B** konnte bei den verwendeten Filtermaterialien unterschiedlichen Feuchtigkeitsgrades eine Beeinflussung der Pilzgehalte in Roh- und Reinluft durch den Rottetemperaturverlauf festgestellt werden. Ein Ansteigen der Rottetemperatur bewirkte eine Abnahme der Pilzkonzentrationen. Eine feuchte Oberfläche wirkte sich jedoch lediglich beim Rindenmulchbiofilter positiv auf die Reduktionsleistung bei Pilzen und Gesamtkeimzahlen aus, wo mit Ausnahme der Tage der höchsten Rottetemperatur und somit der niedrigsten Rohluftwerte die Rohluftkonzentrationen über denen der Reinluft lagen. Die Reduktionsleistung bei Pilzen und Gesamtkeimzahlen nahm somit wie in der Modellversuchsanlage A mit Ansteigen der Rottetemperatur ab. Dagegen waren beim feuchten Wurzelholzbiofilter an allen Meßtagen die Pilzgehalte der Reinluft höher als die der Rohluft. Bei trockener Oberfläche emittierten beide Biofilter - mit annähernd adäquater Quellstärke - mehr als imitiert wurde, wobei die Emissionsrate des trockenen Rindenmulchbiofilters mit einer 37fachen (Tag 14) bis über 1000fachen Erhöhung (Tag 4) der Reinluftwerte gegenüber denen der Rohluft deutlich über der des trockenen Wurzelholzbiofilters mit einer 3fachen (Tag 9) bis 59fachen Erhöhung (Tag 2) lag, was insgesamt für einen höheren Eigenemissionsanteil beim Rindenmulchbiofilter spricht. So ergaben auch die Biofiltermaterialproben eine stärkere Besiedlung des trockenen Rindenmulchbiofilters gegenüber dem aus Wurzelholz. Jedoch lagen die Pilzgehalte der Eigenemissionsmessungen bei beiden Biofiltern im gleichen, dem Kompostierungsversuch entsprechenden Konzentrationsbereich, was für eine stärkere Eigenemissionsrate des Wurzelholzbiofilters spricht. Somit konnte im trockenen Zustand kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Materialstruktur und Pilzsporenemission nachgewiesen werden, was Untersuchungsergebnisse von OTTENGRAF und KONINGS (1991) bestätigt. Bei feuchtem Biofiltermaterial hingegen zeigte der homogenere Rindenmulchbiofilter ein deutlich bessere Reduktionsleistung bei Pilzen und Gesamtkeimzahlen gegenüber dem stark strukturierten, inhomogeneren Wurzelholzbiofilter (HUWE et al. 1997). Im Vergleich zu den Reduktionsleistungen der Biofilter in der Modellversuchsanlage A, wurden hier deutlich schwächere Reduktionsleistungen bei Pilzen erzielt

Die eigenen Untersuchungen zur Reduktionsleistung von Biofiltern bestätigen somit, daß die Effizienz nur für den spezifischen Biofilter unter genauer Kenntnis der Betriebsabläufe und des Biofiltermanagements bestimmt werden kann (ALBER 1995). Neben Langzeitmessungen sind auch standardisierte Meßmethoden erforderlich. Vergleiche zwischen den Reduktionsleistungen der Biofilter der Kompostieranlagen

untereinander bzw. zu denen der Modellversuche sind aufgrund der Vielzahl einflußnehmender Faktoren nur sehr eingeschränkt möglich. Aussagen zur Leistung des untersuchten Biofilters beziehen sich auf die jeweiligen Meßzeitpunkte und sind nicht uneingeschränkt auf andere Biofilter übertragbar. Dies würde Langzeituntersuchungen unter Beachtung aller natürlichen, betriebstechnischen, meßtechnischen Einflußfaktoren erfordern. Mit den vorliegenden Untersuchungen konnten jedoch übertragbare Tendenzen ermittelt werden.

Von der Überlegung ausgehend, daß der Biofilter eigene Keime als Sekundäraerosol emittiert, muß folglich das **Keimspektrum** der Rohluft anders zusammengesetzt sein als das der Reinluft. Erste Untersuchungen vom Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Hochschule Aachen (ANONYM 1986), von OTTENGRAF und KONINGS (1991), ALBER (1995) sowie RABE und BECKER (2000) weisen auf ein verändertes Keimspektrum der Rein- zur Rohluft hin.

In den **Kompostieranlagen** I-III fand eine **Bestimmung des Pilzspektrums** beider Luftströme statt: Insgesamt konnte dabei aus der Reinluft ein gegenüber der Rohluft verändertes Pilzspektrum in prozentual anderer Zusammensetzung isoliert werden, was die Ergebnisse von RABE und BECKER (2000) bestätigt. In der Rohluft dominierte analog zu Untersuchungsergebnissen verschiedener Autoren in Kompostieranlagen (ASSMANN 1992, GÖTTLICH 1994, OSTROWSKI et al. 1996, FACK et al. 1998) in allen Kompostieranlagen *A. fumigatus*, in der Reinluft der Kompostieranlage I (Sommermessung) wurde daneben ein hoher Anteil an *A. flavus*, in der Kompostieranlage III an *Penicillium* spp. nachgewiesen. Das Pilzspektrum sowohl der Roh- als auch der Reinluft unterlag bei Betrachtung der Einzelmeßergebnisse deutlichen Schwankungen, auch traten z.T. deutliche Unterschiede im Vergleich der beiden Luftkeimsammler auf - zum einem hinsichtlich des Nachweises bestimmter Pilze und zum anderen bei Betrachtung der prozentualen Zusammensetzung. Ursachen könnten in einer vom Isolierungsmedium bedingten Wachstumspräferenz liegen (z.B gelang mit Oxgall-Agar in den Anlagen kein Nachweis von Zygomyceten im Gegensatz zum Rosa-Bengal-Agar) oder die tatsächlichen räumlichen und zeitlichen Schwankungen im Auftreten bestimmter Pilzspezies sein, wobei hierfür auch der Einfluß des Luftwäschers eine Ursache sein kann.

Nach WEINRICH (1999) kommt es beim Biomüll zu einer wechselnden Besiedlung in Abhängigkeit des Ausgangsmaterials und der Witterungseinflüsse. Mit den vorliegenden Untersuchungen konnte kein **saisonabhängiger Unterschied** in der Vielfalt sowie im Vorkommen bestimmter Pilzspezies wie sie in der Außenluft GREGORY (1973) und BEAUMONT et al. (1985) sowie im Biomüll WEINRICH (1999) ermittelten, festgestellt werden. Dies bestätigt die Ergebnisse von FACK et al. (1998), die bei den untersuchten Arbeitsvorgängen - mit Ausnahme der Sortierung - keine Jahreszeitprägung des Pilzspektrums feststellten.

Hingegen ergaben die Messungen in der Kompostieranlage I eine Abhängigkeit im Auftreten der Pilzspezies in der Biofilterluft von **Aktivitäten** im gekapselten Bereich. Untersuchungsergebnisse von GÖTTLICH (1994) konnten diesbezüglich bestätigt werden.

Die **Biofilteroberflächenfeuchte** hat Bedeutung für die Vielfalt emittierter Spezies (Kompostieranlage I und III). So wurde bei trockener Oberfläche ein breiteres Pilzspektrum als bei feuchter Oberfläche emittiert. Dabei traten in der Biofilterreinluft Pilzspezies auf, die nicht aus der Rohluft isoliert wurden. Die Biofilter der Kompostieranlagen emittierten unabhängig von der Oberflächenfeuchte, jedoch verstärkt bei trockener Oberfläche, zusätzlich Pilze. Die Herkunft dieser Pilze kann mit diesen Untersuchungen nicht geklärt werden: Sie können direkt aus der Rohluft, dem Filtermaterial selbst oder aus im Biofilter angereicherten Rohluftpopulationen stammen.

In der **Modellversuchsanlage A** dominierte analog zu den Ergebnissen der Kompostieranlagen in beiden Luftströmen *A. fumigatus*. Auch hier konnte insgesamt aus der Reinluft ein gegenüber der Rohluft verändertes Pilzspektrum in prozentual anderer Zusammensetzung isoliert werden, wobei im Versuch 2 mit einer Ausnahme alle Pilzspezies der Reinluft auch in der Rohluft nachgewiesen wurden. Im Versuch 1 dagegen traten in der Reinluft fünf Pilzspezies auf, die nicht aus der Rohluft isoliert wurden. Im Versuch 2 könnte der geringere Kompostanteil im Biofilter ein engeres Pilzspektrum in der Reinluft bewirkt haben. Unterstützt wird diese Annahme auch bei Vergleich der Ergebnisse beider Versuche hinsichtlich der Anzahl aus der Reinluft isolierter Spezies.

Das Auftreten von Pilzspezies unterlag in beiden Luftströmen dem Kompostierverlauf, wobei maximale Rottetemperaturen das engste Spektrum bewirkten. Dies entspricht u.a. den Untersuchungsergebnissen von EASTWOOD (1952) sowie ENDERLEIN und VISSIENNON (1996) zum Pilzspektrum im Kompost. Auch traten analog zu den Untersuchungen von ENDERLEIN und VISSIENNON (1996) bestimmte Spezies zu spezifischen Zeitpunkten der Rotte in der Luft auf.

Im Versuch 1 nahm das Pilzspektrum der Reinluft von der Befüllung I bis zur Befüllung IV deutlich zu, was vermutlich den Einfluß der Biofilterstandzeit bezeichnet.

In der **Modellversuchsanlage B** wurden bei einer Bebrütungstemperatur von 28 °C mehr Spezies erfaßt als bei 37 °C, was durch die von den meisten Pilzen bevorzugten mesophilen Wachstumsbedingungen erklärbar ist (REISS 1998). Analog zu den Untersuchungsergebnissen der Kompostieranlagen und des Modellversuches A unterschieden sich Roh- und Reinluft hinsichtlich des Auftretens von Pilzspezies vor allem geringerer Konzentrationen sowie in der prozentualen Zusammensetzung des erfaßten Spektrums. So dominierten in der Rohluft *A. fumigatus*, in der Reinluft jedoch - mit Ausnahme des feuchten Rindenmulchbiofilters - *Penicillium* spp.. Dies gibt einen Hinweis auf die Freisetzung der jeweiligen Filterkeimflora als sogenannte Sekundäraerosole. Die Reinluft des Rindenmulchbiofilters wies insgesamt eine größere Speziesvariabilität gegenüber der des Wurzelholzbiofilters auf, wodurch Untersuchungsergebnisse u.a. von EITNER (1984) und GIESE (1995) über den Einfluß von Biofiltermaterialien auf die Keimbeseidlung bestätigt wurden. Auch traten Unterschiede in der Spezieszusammensetzung bei Materialien unterschiedlicher Feuchte auf. So wurden beim trockenen Wurzelholzbiofilter weit weniger Spezies emittiert als beim feuchten Material. Dies kann ein Hinweis auf die größere und vielfältigere Besiedlung des feuchten Materials sein, was vermutlich auf den besseren Haftungsbedingungen und auf den für das Pilzwachstum günstigeren Bedingungen (hoher Feuchtigkeitsgehalt, niedriger pH-Wert) beruht. Die Biofiltermaterialuntersuchungen wiesen eine große Übereinstimmung bezüglich des isolierten Pilzspektrums mit dem Vorkommen in den Luftströmen auf. Demzufolge wird die Speziesvariabilität des Biofiltereingangsbereiches von der Rohluftpopulation mitbestimmt; das Spektrum des Ausgangsbereiches bestimmt die Zusammensetzung der Reinluft. Aus dem Biofiltermaterial und der Reinluft wurden auch Spezies isoliert, die nicht in der Rohluft nachgewiesen wurden. Andererseits kamen auch Spezies in der Rohluft bzw. in der Reinluft vor, die weder aus dem Material noch aus der Rein- bzw. Rohluft isoliert wurden und auch Spezies, die im Material, jedoch nicht in den Luftströmen, nachgewiesen wurden. Ursachen können hierfür u.a. die Nichterfassung einzelner Pilzspezies infolge des Stichprobencharakters der Untersuchungen, das Auftreten biofiltereigener Spezies sowie - aufgrund der biofiltereigenen Milieubedingungen - Wachstumspräferenzen für bestimmte Pilze der Rohluft sein, was auch die festgestellten prozentualen Verschiebungen der Pilzanteile erklären würde. Besonders ist auch die geringere Umgebungstemperatur im Ausgangsbereich des Biofilters zu beachten.

Die Rottetemperatur nahm auch hier Einfluß auf das Pilzspektrum. Mit dem Ansteigen der Rottetemperatur nahm das Pilzspektrum ab.

Zur **Einschätzung der Gesundheitsrisiken** von Beschäftigten sowie von Mensch und Tier in der Umgebung von Kompostieranlagen soll das aus der Biofilterreinluft isolierte Pilzspektrum in seiner medizinischen Relevanz (siehe auch Kapitel 2.2.2.7) beleuchtet werden. Dazu wird das Vorkommen von Pilzspezies in den Kompostieranlagen I (Sommermessung) bis III herangezogen. Folgende Spezies konnten insgesamt aus der Biofilterreinluft aller Anlagen entsprechend ihrer **Häufigkeitsverteilung** (in Rangfolge ihres Auftretens) isoliert werden (Tab. 37).

Tab. 37: Häufigkeitsverteilung der aus der Biofilterreinluft der Kompostieranlagen I-III isolierten Pilzspezies

Vorkommen	Pilzspezies	
	SAS-LKS	RCS-LKS
> 50 %	<i>A. fumigatus</i>	<i>A. fumigatus</i>
> 10 %	<i>A. flavus</i> , <i>Penicillium</i> spp.	<i>A. flavus</i>
< 10 %	<i>A. nidulans</i> , <i>Trichoderma</i> spp., <i>A. niger</i>	<i>Penicillium</i> spp., <i>A. niger</i> , <i>A. nidulans</i>
< 1 %	<i>Verona</i> spp., <i>Paec. variotii</i> , <i>Alt. alternata</i> , <i>A. wentii</i> , <i>A. versicolor</i> , <i>Monilia</i> spp., <i>Doratomyces</i> spp.	<i>Rhizomucor</i> spp., <i>A. versicolor</i> , <i>A. penicilloides</i> , <i>Trichoderma</i> spp., <i>A. nidulans</i> var. <i>latus</i>

Analog zum Kapitel 2.2.2.7 erfolgt die Einteilung pilzbedingter Erkrankungen in Mykosen, Mykotoxikosen und mykogene Allergien.

In der Tabelle 38 werden die aus der Reinluft der Kompostieranlagen isolierten Pilzgattungen bzw. Pilzspezies als Erreger von bedeutsamen **Mykosen** bei Menschen, Haussäugetieren und Geflügel beleuchtet.

Tab. 38: Durch Schimmelpilze hervorgerufene Mykosen

Pilzgattung bzw. Pilzspezies	Terminologie	Klinik bzw. Lokalisation	Literatur
<i>Aspergillus</i> v.a. A.f.; auch A.ng.	Dermatomykosen, Aspergillosen	<i>M</i> : Haut, Subcutis (chronisch, granulomatös) Onychomykose, Otitis externa mycotica <i>T</i> : Otitis externa mycotica bei Kalb und Hund	KIELSTEIN 1993, BALTER 1996, REISS 1998 KIELSTEIN 1987
v.a. A.f.; auch A.ng.; A.fl.; A.n.; A.v.	systemische Mykosen beim Menschen - lokalisierte Formen (häufig Mischformen) - generalisierte Formen	Nase, Sinus, Auge (Orbita, Kornea), Gehörgang, Fußmyzetom, v.a. Respirationstrakt mit hämatogener oder lymphatischer Streuung Herz, Gefäße, Nieren und Harnwege, ZNS, Schilddrüse, Nebennieren, Verdauungstrakt, Haut, Subcutis, Prostata, post-abortale Uterusinfektionen, Milz und Lymphknoten, Bewegungsapparat	STAIB 1982 b und 1985, FREY et al. 1985, MÜLLER und LÖFFLER 1992, NOLTING und FEGELER 1993, SCHULZE-BERGE et al. 1995, BALTER 1996, REISS 1998

Fortsetzung Tab. 38

<i>Pilzgattung</i> bzw. Pilzspezies	Terminologie	Klinik bzw. Lokalisation	Literatur
v.a. A.f.; auch A.fl.; A.n.; A.ng.	- pulmonale Aspergillose	Aspergillom, ABPA, diffuse Lungenaspergillose mit Gefäßthrombosierung	BALTER 1996
	systemische Mykosen bei Tieren	<u>Gefl</u> : Pneumopathien mit Luftsack- und Serosenveränderungen, hohe Kükenmortalität, Keratits bei Küken	KIELSTEIN 1987, DOMSCH et al. 1993, ROLLE und MAYR 1993, BECKMAN et al. 1994
		<u>Rd</u> : Respirationstrakt, ABPA, MDK, Mastitis, mykotische Plazentitis mit Abort	SIEPELMEYER 1982, ROSSOW und HORVÁTH 1985, KIELSTEIN 1987, SORENSON et al. 1992, ROLLE und MAYR 1993
		<u>Sf/Zg</u> : Respirationstrakt <u>Pf</u> : Luftsackmykose, COB, Pneumomykose mit Generalisierung, Abort	SIEPELMEYER 1982 SIEPELMEYER 1982, ROSSOW und HORVÁTH 1985, ROLLE und MAYR 1993
		<u>Sw</u> : selten Aspergillome in Lunge und Mesenteriallymphknoten, Abszedierung in Leber, Milz <u>Hd</u> : Rhinitis, Sinusitis (Collies), auch invasiv mit Knochenerosion und Nasenschleimhautnekrose, disseminierte Aspergillose mit Anorexie und Muskelschwund	KIELSTEIN 1987 SIEPELMEYER 1982, GREENE 1990
v.a. A.f.		<u>Ktz</u> : wie Hund, besonders in Verbindung mit Panleukopenie, Lunge, Darm	SIEPELMEYER 1982, GREENE 1990, ROLLE und MAYR 1993
<i>Penicillium</i>	Penicilliose	<u>M</u> : Augen, Haut, Ohr, Respirationstrakt, ZNS, Hyalohyphomykosen, Penicilliole in der Lunge	DÖRFELT 1988, MISHRA et al. 1992, REISS 1998
		<u>T</u> : selten, v.a. Lunge	SIEPELMEYER 1982, KIELSTEIN 1987
		<u>Hd/Ktz</u> : Nase, Sinus, Orbita, Lunge	PFEIFFER et al. 1980, GREENE 1990
<i>Alternaria</i>	Alternariose	<u>M</u> : Haut, Nägel, Phaeohyphomykosen verschiedener Organe	DÖRFELT 1988, KAYSER et al. 1998
<i>Monilia</i>	Moniliose	<u>M</u> : Gehörgang	DÖRFELT 1988
<i>Paecilomyces</i> v.a. Paec. variotii	Paecilomykose	<u>M</u> : Respirationstrakt, Hyalohyphomykosen	MISHRA et al. 1992, REISS 1998

Fortsetzung Tab. 38

Pilzgattung bzw. Pilzspezies	Terminologie	Klinik bzw. Lokalisation	Literatur
<i>Mucor</i> u.a. auch Rm. pusillus	Mucormykosen (Phyco-, Zygomycosen)	<u>M</u> : Nasen-Rachen-Raum (rhinocerebral), ZNS, Auge, Orbita, Lunge, Darm, Haut und Subcutis (traumatisiert), invasives Wachstum (intravasal mit Thrombosierung, Infarkt), Gewebsnekrosen	STAIB 1982b und 1985, STAIB und HUHN 1991, NOLTING und FEGELER 1993, STALDER 1994b, REISS 1998
		<u>T</u> : Respirationstrakt, Fortpflanzungsorgane, MDK bei Pf, Rd, Sw, Hd, Ktz	SIEPELMEYER 1982, KIELSTEIN 1987

Erläuterung: ABPA- Allergische Bronchopulmonale Aspergillose; COB-Chronisch Obstruktive Bronchitis; Gefl-Geflügel; Hd-Hund; Ktz-Katze; M-Menschen; MDK-Magen-Darm-Kanal; Pf-Pferd; Rd-Rind; Sf-Schaf; Sw-Schwein; T-Tiere; Zg-Ziege; ZNS-Zentrales Nervensystem

Derzeit ist eine weltweite Zunahme von Pilzkrankungen/ Systemmykosen zu verzeichnen (WEGMANN 1994). Besonders Spezies der Gattung *Aspergillus* führen bei prädisponierten Personen zu Infektionen, wobei 90 % von *A. fumigatus* ausgelöst werden (KAYSER et al. 1998, REISS 1998). Bei Tieren verlaufen Schimmelpilzinfektionen meist milder als beim Menschen mit chronisch granulomatösem oder ulzerativem Verlauf und gering ausgeprägter klinischer Symptomatik. Die Aspergillose stellt dabei die häufigste Schimmelpilzinfektion dar (KIELSTEIN 1987). Nach KÄMPFER und WEISSENFELS (1997) treten jedoch, trotz deutlicher Mehrbelastung der Luft mit Mikroorganismen in Kompostieranlagen, luftübertragene Infektionskrankheiten durch Mikroorganismen in der Abfallwirtschaft nur in Ausnahmefällen im Zusammenhang mit Immundefiziten auf.

Besonders Vertreter der Deuteromyceten sind als **Mykotoxinbildner** bedeutsam (KIELSTEIN 1993). Mykotoxikosen treten unabhängig vom Allgemeinzustand des Betroffenen auf (GEDEK 1980), wobei nach KIELSTEIN (1993) subklinische Verlaufsformen nach Langzeitaufnahme oder wiederholter Aufnahme kleiner Toxinmengen im Vordergrund stehen. Nach ROLLE und MAYR (1993) ist zwischen den durch extern gebildete Toxine hervorgerufenen Symptomen und den bei der Auseinandersetzung des Wirtes mit dem Pilz im Falle einer Mykose freigesetzten, in der Pilzzelle lokalisierten Toxinen mit somit endotoxischer Wirkung zu unterscheiden. GAREIS und KORBEL (1995) wiesen die endogene Mykotoxinbildung bei *A. fumigatus* (Gliotoxin) und *A. terreus* (Terrein) nach. Ein feuchtwarmes Milieu und ein reichhaltiges Substratangebot, wie es im Kompost vorliegt, wirkt i.d.R. fördernd auf die Toxinbildung (KIELSTEIN 1993).

In der folgenden Tabelle 39 werden die aus der Biofiltereinluft der Kompostieranlagen isolierten Pilzspezies als Bildner bedeutsamer Mykotoxine dargestellt.

Tab. 39: Von Schimmelpilzen gebildete medizinisch relevante Mykotoxine

Pilzspezies	Mykotoxin	Wirkung	Literatur
<i>A. fumigatus</i>	Gliotoxin	zytotoxisch	GAREIS und KORBEL 1995
<i>A. flavus</i> -Gruppe	Aflatoxine	hepatotoxisch, mutagen, immunosuppressiv, kanzerogen, teratogen	KIELSTEIN 1993, SCHMIDT und HORZINEK 1993, BALTER 1996
	Cyklopiazonsäure	dermonekrotisch, karzinogen	KIELSTEIN 1993
	Sterigmatocystein	hepatotoxisch, kanzerogen, mutagen, nephrotoxisch, teratogen	PETZOLDT und KIRCHHOFF 1986, LISKER et al. 1993, ROLLE und MAYR 1993
<i>A. nidulans</i>	Sterigmatocystein	siehe dort	PETZOLDT und KIRCHHOFF 1986
<i>A. versicolor</i>	Cyklopiazonsäure, Sterigmatocystein	siehe dort	PETZOLDT und KIRCHHOFF 1986
<i>Penicillium</i> spp.	Citrinin	nephrotoxisch, neurotoxisch, teratogen	PETZOLDT und KIRCHHOFF 1986, WIESNER 1991, KIELSTEIN 1993, REISS 1998, MÄRTLBAUER et al. 1999
	Cyklopiazonsäure	siehe dort	
	Ochratoxin A	hepatotoxisch, teratogen, immunosuppressiv, kanzerogen, nephrotoxisch	
	Patulin	gastrointestinaltoxisch, kanzerogen, neurotoxisch, zytotoxisch	
	Penicillinsäure	dermonekrotisch, kanzerogen, kardiotoxisch, zytotoxisch	
<i>Alt. alternata</i>	Tenuazonsäure	zytotoxisch	REISS 1998

Über Erkrankungen nach Toxininhalation liegen jedoch nur wenige Untersuchungen vor (KÄMPFER und WEISSENFELS 1997). Das Organic Dust Toxic Syndrom wird nach neueren Untersuchungen den inhalativ verursachten Mykotoxikosen zugeordnet, wobei Schwellenwerte von 10^9 Pilzsporen/m³ Luft bzw. vermutlich 10^7 - 10^8 *A. fumigatus*-Sporen/m³ Luft angegeben werden (DIEHL und HOFMANN 1996, BOSSOW 1998). In den eigenen Untersuchungen wurden diese hohen Pilzkonzentrationen nicht gemessen. SEIDL (1995) konnte bei einer Untersuchung luftgetragener *A. flavus*-Sporen einen Anteil von 65 % ermitteln, der zur Produktion des medizinisch bedeutsamen Aflatoxins B₁ befähigt war. Insgesamt können die in den Kompostieranlagen ermittelten Konzentrationen an Mykotoxinbildnern ein erhöhtes Risiko im Anlagenbereich infolge direkter inhalativer Aufnahme bzw. endogener Freisetzung von Toxinen oder infolge einer aerogenen Verfrachtung der Mykotoxinbildner in die nähere Anlagenumgebung, so auf umliegende landwirtschaftliche Nutzflächen, darstellen.

Über Bestandteile der Zellwand oder des Zytoplasmas können Schimmelpilze als **Allergene** wirken (KIELSTEIN 1993, NOLTING und FEGELER 1993), gegenüber denen nach REISS (1998) ca. 20 % der Menschen empfindlich sind. Die aus der Biofilterreinluft der Kompostieranlagen isolierten Gattungen *Aspergillus*, *Penicillium* und *Alternaria* gehören zu den bekanntesten Allergenen (HORNER et al. 1995). Prädispositionsorgane stellen die Haut und der Respirationstrakt dar (GEDEK 1980). Neben der arbeitsmedizinisch relevanten **Typ-I-Allergie**, deren potente Auslöser besonders *Alternaria* spp. und *Penicillium* spp., aber auch *Monilia* spp. und *Rhizomucor pusillus* sind (REISS 1998), sind beim Umgang mit pilzbesiedeltem Material die ABPA und die EAA bedeutsam (KÄMPFER und WEISSENFELS 1997).

Die vor allem durch *A. fumigatus* ausgelöste **ABPA** gilt dabei als häufigste bronchopulmonale Mykose des Menschen (MURALI et al. 1994, SCHAPPLER-SCHEELE et al. 1998). Die **EAA**, vor allem durch Schimmelpilze der Gattungen *Aspergillus* und *Penicillium*, aber auch durch *Paec. variotii* und *Monilia* spp. ausgelöst (GÖTTLICH 1994, DASCHNER et al. 1995, REISS 1998), gilt als Berufskrankheit und wird seit 1996 auch unter der Bezeichnung Müllarbeiter-Alveolitis geführt (SCHAPPLER-SCHEELE et al. 1998). *A. fumigatus*, *A. niger* und *Penicillium* spp. wurden bei Prozessen des Organischen Staubsyndroms (ODTS) isoliert (REISS 1998). Bei der Bestimmung von IgG-Antikörpern gegen *Aspergillus* spp. und *Penicillium* spp. konnten STALDER et al. (1994) jedoch keine erhöhte Sensibilität der in Kompostwerken Tätigen gegenüber einer Kontrollgruppe der allgemeinen Bevölkerung feststellen. BEFFA et al. (1994) wiesen zwar erhöhte Immunreaktionen gegenüber *A. fumigatus* bei den Beschäftigten einer Anlage nach, ohne jedoch klinische Befunde erheben zu können. In einer Studie unter Kompostarbeitern von SCHAPPLER-SCHEELE et al. (1998) traten in 2,4 % der Fälle Asthma bronchiale und in einem Fall eine EAA mit Sensibilisierung gegenüber *A. fumigatus* auf. Gegenüber einer Kontrollgruppe war das Auftreten allergischer Atemwegserkrankungen jedoch nicht signifikant erhöht. Generell ist aufgrund der isolierten Pilzspezies und der gegenüber normaler Außenluft erhöhten Werte von einem Allergisierungsrisiko vor allem bei allergisch veranlagten Personen auszugehen. Fehlende Grenzwerte lassen jedoch keine konkrete Einschätzung der allgemeinen Gefährdung zu. Die in den eigenen Untersuchungen gemessenen Pilzkonzentrationen lagen jedoch unter dem für Atemwegsreizungen angegebenen Schwellenwert für Pilzgehalte von 10^5 KBE/m³ Luft (RYLANDER 1994). Auch die in der Arbeitsumgebung von Krankheitsfällen aufgetretenen Sporengehalte von 10^6 - 10^{10} KBE/m³ Luft (KROIDL et al. 1986, MALMBERG et al. 1993) lagen deutlich über den in den eigenen Untersuchungen gemessenen Pilzgehalten. HUUSKONEN et al. (1984) konnten dagegen auch bei relativ geringen Pilzbelastungen von 10^2 - 10^4 KBE/m³ Luft bei Beschäftigten Symptome einer EAA feststellen und schlossen im Gegensatz zu SCHAPPLER-SCHEELE et al. (1998) auf einen hohen Einfluß der Expositionsdauer.

Hinsichtlich des Infektionsrisikos für Menschen erfolgte durch die Berufsgenossenschaft chemische Industrie (ANONYM 1991b) sowie überarbeitet in der TRBA 460 (ANONYM 1998a) die Zuordnung von Pilzen zu den vier Risikogruppen für biologische Arbeitsstoffe der EG-RL 90/679 EWG (geändert durch die Richtlinie 93/88 EWG) "Über den Schutz der Arbeitnehmer gegen Gefährdung durch biologische Arbeitsstoffe bei der Arbeit", wonach der Hauptteil in die Gruppe 1 mit fehlendem bis sehr geringem Risiko, *A. fumigatus* und *A. flavus* z.B. in die Gruppe 2 mit geringem bis mäßigem Risiko eingestuft wurden. Bei dieser Einteilung werden jedoch keine sensibilisierenden oder toxischen Pathomechanismen berücksichtigt (ANONYM 1998b), denen in der Abfallwirtschaft besondere Bedeutung zukommen (SWIDA 1999). STALDER et al. (1994) fordern somit serologische Vorsorgeuntersuchungen unter Einbindung auch immunologischer Nachweismethoden wie des Indirekten Immunfluoreszenstestes zum Nachweis von Antikörpern gegen Schimmelpilze (STALDER und BÜNGER 1996), um rechtzeitig im Vorfeld klinischer Erscheinungen persönliche Risiken zu erkennen. Das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (ANONYM 1998b) sowie BOSSOW (1998) heben die Notwendigkeit epidemiologischer Erhebungen bei Langzeitbelastungen hervor, da die bisherigen kurzen Beschäftigungszeiten auf dem noch jungen Sektor Kompostier-/ Wertstoffsortieranlagen keine Aussagen über derartige Risiken zulassen. Auch sind nach DIEHL und HOFMANN (1996) epidemiologische und serologische Studien unter Anwohnern empfehlenswert, um eine Risikoeinschätzung für die Umgebungskeimbelastung vornehmen zu können. Nach SWIDA (1999) fordert die künftige BioStoffverordnung die Expositionsvermeidung von Beschäftigten durch biologische Arbeitsstoffe, wobei vorrangig technische Schutzmaßnahmen zu treffen sind (ANONYM 1997d, e). DIEHL und HOFMANN (1996) empfehlen vorsorglich die Einhausung stärkerer Emissionsquellen und die Luftreinigung durch Biofilter.

Mit der vorliegenden Arbeit konnte gezeigt werden, daß Biofilter zur Reduzierung von pilzbelasteter Luft geeignet sind. Entscheidend für eine Wirksamkeit sind neben betriebstechnischen Faktoren und einem guten Pflegezustand (ALBER 1995, DIEHL und HOFMANN 1996) auch die Oberflächenfeuchte. Trockene Biofilter setzen vermehrt Pilze von der Oberfläche frei, die die Immissionsgehalte übersteigen können. In Modellversuchen konnte auch ein Einfluß des Biofiltermaterials auf die Reduktionsleistung des Biofilters bezüglich immitierter Pilze festgestellt werden.

5. Zusammenfassung

Claudia Huwe-Klug,

“Untersuchungen zu Pilzsporenemissionen aus Biofiltern großtechnischer Kompostieranlagen und aus Modellbiofilteranlagen”,

Institut für Tierhygiene und Öffentliches Veterinärwesen der Veterinärmedizinischen Fakultät der Universität Leipzig

118 Seiten, 338 Literaturstellen, 49 Abbildungen, 71 Tabellen

Mit der flächendeckenden Einführung der Getrenntsammlung von Bioabfällen und deren Wiederverwertung in großtechnischen Kompostieranlagen ist zunehmend die Gefährdung von Beschäftigten und Anliegern durch Geruchs- und Keimemissionen ins Blickfeld geraten. Die Literaturübersicht enthält Informationen zum Kompostierprozeß, zum Auftreten von Emissionen bei der Kompostierung, zu Einflußfaktoren auf deren Vorkommen und Verbreitung sowie zur gesundheitlichen Relevanz. Einen Schwerpunkt bilden dabei die Schimmelpilze. Des weiteren wird auf die Wirkungsweise von Biofiltersystemen als Geruchseliminierer eingegangen sowie auf bestehende Untersuchungen zur Keimzahlreduktion durch Biofilter.

In der vorliegenden Arbeit wurden Untersuchungen zu folgenden Problemstellungen durchgeführt:

- Quantitative Erfassung und Differenzierung von homoiothermen Pilzen in der Roh- und Reinluft von Biofiltersystemen großtechnischer Kompostieranlagen
- Einschätzung der gesundheitlichen Relevanz emittierter Pilzmengen und -spezies für Mensch und Tier
- Erfassung arbeitstechnischer Einflüsse auf das Immissions- und Emissionsverhalten von Pilzen am Biofilter
- Untersuchung des Einflusses von Biofiltermaterial, Materialfeuchte und Temperatur des Kompostierungsprozesses auf die quantitative und qualitative Pilzemission in Modellversuchen
- Untersuchungen zur Wirksamkeit von Biofiltersystemen bezüglich der Reduzierung der Pilzemission unter Einsatz unterschiedlicher Keimsammelmethoden, Nährböden sowie Bebrütungstemperaturen.

Zur Realisierung der gestellten Aufgaben wurden Untersuchungen in vier Kompostieranlagen und in zwei Modellversuchsanlagen durchgeführt. Zur Keimerfassung kamen nach dem Impaktionsprinzip arbeitende Geräte, so die Luftkeimsammler RCS Plus, SAS Super 90, Burkard Recording Air Sampler sowie ein Andersen-Kaskaden-Impaktor zur Anwendung. Insgesamt wurden 2012 Proben quantitativ bearbeitet sowie aus 726 Proben die Bestimmung des Pilzspektrums ausgeführt.

Folgende Ergebnisse wurden erzielt:

1. Die in der Roh- und Reinluft der untersuchten Kompostieranlagen durchschnittlich ermittelten Pilzgehalte von 10^2 - 10^4 KBE/m³ Luft liegen im Bereich der von anderen Autoren in Kompostieranlagen gemessenen Konzentrationen, jedoch deutlich unter den in der Literatur angegebenen arbeitsplatzbezogenen Pilzgehalten in Kompostieranlagen. Bei feuchter Biofilteroberfläche wurden die zugeführten Pilze im Biofilter mit hoher Effektivität reduziert. Ein Biofilter stellt somit bei entsprechenden Leistungsparametern und optimaler Materialfeuchte eine geeignete Maßnahme dar, Pilze der Abluft zu reduzieren und das von pilzbelasteten Aerosolen ausgehende Gesundheitsrisiko für Mensch und Tier in der Umgebung einer Kompostieranlage zu senken. Jedoch besteht aufgrund der isolierten Pilzspezies und der gegenüber normaler Außenluft erhöhten Werte für das Personal und für Anrainer generell ein

Allergisierungsrisiko vor allem bei prädisponierten Personen, ein Gefährdungspotential hinsichtlich der Entstehung von Mykosen bei immunsupprimierten Kontaktpersonen sowie ein allgemein erhöhtes Risiko für die Manifestation von Mykotoxikosen. Eine regelmäßige Unterweisung des Personals ist zu empfehlen.

2. Die Reduktionsleistung eines Biofilters gegenüber Pilzen wird wesentlich von der Materialfeuchte bestimmt. Bei trockener Oberfläche werden im Gegensatz zur feuchten mehr Pilze emittiert als imitiert. Auch Filtermaterialstruktur, Standzeit des Biofilters sowie der Luftdurchsatz nehmen Einfluß auf die Pilzgehalte in der Biofilterreinluft. Arbeitsaktivitäten im gekapselten Bereich, der Rotteverlauf und auch saisonale Einflüsse führen ebenso zu meßbaren Unterschieden im Immissions- und Emissionsgeschehen. Die Reduktionsleistung des Biofilters bei Pilzen wird nach den vorliegenden Ergebnissen von dem Vermögen des Biofilters bestimmt, imitierte Pilze abzuscheiden und aus der Eigenbesiedlung stammende oder aus der Rohluft angesiedelte Pilze an der Oberfläche festzuhalten. Wie hoch der Anteil der aus dem Biofilter oder aus der Rohluft stammenden Pilze an den Reinluftpilzgehalten ist, kann mit den vorliegenden Untersuchungen jedoch nicht geklärt werden. Die Reduktionsleistung des Biofilters erhöht sich mit zunehmenden Rohluftpilzgehalten. Die obere Grenze der Reduktionsleistung des Biofilters bei Pilzen konnte mit den vorliegenden Untersuchungen nicht erfaßt werden. Sinkende Rohluftpilzgehalte bewirken einen Effizienzrückgang. Unterschreiten die Rohluftpilzgehalte einen für den jeweiligen Biofilter spezifischen Schwellenwert, erscheinen in der Reinluft höhere Werte. Dies kann als Beleg dafür gelten, daß sich die Reinluft aus nicht abgeschiedenen Pilzen der Rohluft, aus im Biofilter angereicherten Pilzen oder auch aus von der Biofilterpopulation in spezifischer Höhe freigesetzten Pilzen zusammensetzt.
3. Der Biofilter emittiert unabhängig von der Oberflächenfeuchte, jedoch verstärkt bei trockener Oberfläche, zusätzlich Pilze. Die Pilzgehalte und ihr Spektrum aus dem Eingangs- und Ausgangsbereich der Biofilter differieren. Das isolierte Spektrum wird durch Aktivitäten im gekapselten Bereich, Filtermaterialstruktur und -alter sowie vom Rotteverlauf beeinflusst. *A. fumigatus*, der unter den Schimmelpilzen die höchste pathogene Potenz aufweist, dominierte unter den erfaßten Pilzspezies.
4. Mit dem Luftkeimsammler RCS Plus konnten insgesamt signifikant höhere Pilzgehalte erfaßt werden als mit dem SAS Super 90. Auch traten deutliche Unterschiede im Vergleich der beiden Luftkeimsammler hinsichtlich des Nachweises bestimmter Pilzspezies sowie bei Betrachtung der prozentualen Zusammensetzung der erfaßten Pilzspektren auf. Ein zusätzlicher Einfluß der verwendeten Nährmedien ist erkennbar. Der Burkard Recording Air Sampler erwies sich als ungeeignet für Messungen bei hoher Luftfeuchtigkeit.

Mit den vorliegenden Untersuchungen konnte gezeigt werden, daß Biofilter zur Emissionsminderung pilzbelasteter Luft geeignet sind. Entscheidend für eine Wirksamkeit sind neben betriebstechnischen Faktoren und einem guten Pflegezustand auch eine feuchte Oberfläche. Es konnten weiterhin verschiedene, die Wirksamkeit beeinflussende Parameter aufgezeigt werden. Die Ergebnisse haben in Anbetracht der Vielfalt der auf das Meßergebnis einflußnehmenden Faktoren jedoch nur orientierenden Charakter. Insbesondere sind Langzeituntersuchungen mit einem deutlich höheren Probenumfang für generelle Aussagen notwendig. Mit der vorliegenden Arbeit konnten jedoch übertragbare Tendenzen erstellt werden.

5.1 Summary

Claudia Huwe-Klug,

”Monitoring of Fungal Spores Emission from Biofilters of Commercial Composting Facilities and from Laboratory Scale Biofilters”

Institute of Animal Hygiene, Faculty of Veterinary Medicine, University of Leipzig

118 pages, 338 references, 49 figures, 71 tables

Human exposure to airborne fungal spores and smell emission came into focus since the nation-wide introduction of home composting bins and the subsequent recycling of the bio-material.

The Literature-chapter contains information about composting technology, the occurrence of emission during composting and the influence of various factors on the incidence and distribution as well as the human health significance of compost emissions.

Moulds are the main focus. Furthermore the mode of action of biofilters as smell and germ emission reducer is described.

Following tasks were tackled:

- Quantitative detection and differentiation of homoiotherme moulds in the untreated and purified air of commercial biofilter systems
- Evaluation of the human health implication of such emission
- Assessment of the influence of different working activities in composting plants on emissions of fungal spores from biofilters
- Assessment of the influence of different filter materials, humidity of filters, temperature of the composting processes on quantity and quality of germ emission from laboratory scale biofilters
- Description of different mould detection methods, different nutrient media and various incubation temperatures

Investigations were carried out in four commercial composting plants and two laboratory scale biofilters. For the determination of the CFU-number different aerobiological sampling devices were used: RCS Plus sampler, SAS Super 90 sampler, Burkard Recording Air Sampler and an Andersen impactor. 2012 samples were taken for quantification and the moulds were differentiated qualitatively in 726 samples.

Results:

1. From the data presented it can be concluded that the number of microbial germs in the untreated and purified air of the different composting plants varies between 10^2 - 10^4 CFU/m³. These data are of the same order as those described in the literature for composting plants. Moistening of the surface of biofilters allows efficient reduction of mould emission. Thus biofilters are an appropriate device for minimising germs in the purified air and for reducing the risk of health implications for humans and animals in the surroundings composting facilities. But there is a general allergy risk especially for susceptible people, the danger of the development of mycosis in immuno-suppressed humans and a higher risk of the manifestation of mycotoxicosis. Regular instruction of the staff of composting plants is recommended.

2. The efficiency of biofilters is mainly influenced by the humidity of the filter material. Dry surface emits more moulds than it admits - in contrast to moist surface. Other influential factors are the structure of the filter material, working duration of the biofilter, composting technology and seasonal changes. The ability of biofilters to filter moulds is caused by separation of emitting spores and the capture of its own moulds. Our data could not prove the amount of mould emission, originating in the filter material. The higher the spore concentration in the emitting gas the better the filter efficiency. Low spore concentrations in the emitting air cause a reduction in the filter efficiency. If mould concentration falls below a certain degree (specific to each biofilter) emission is higher than imission. That proves that the mould flora in the emitting air consists of moulds not shed by the biofilter, moulds accumulating in the filter material and moulds originating in the filter material.
3. Biofilter emit moulds independently of the degree of the surface moisture-but a higher emission is observed in dry surfaces. The mould content and its spectrum differs between the untreated and purified air. The mould spectrum is influenced by activities in the capsulated area, the structure of filter material and the composting technology. *Aspergillus fumigatus*, possessing a high pathogenic potential, dominates the detected mould spectrum.
4. Significantly higher mould numbers could be detected by using the aerobiological sampler RCS Plus in contrast to the SAS sampler. In addition to that differences in the detected mould spectrum could be observed between both aerobiological sampler. Furthermore, the influence of different nutrient media is detectable. The aerobiological sampler Burkard Air Sampler is unsuitable for detection of spores at high air humidity.

It can be concluded that the concentration of moulds of highly contaminated untreated air is considerably reduced by biofilters. The effectiveness is influenced by technological factors, the maintaining status and a moist surface.

The results have a rather orientating character since many potentially influencing factors are covered by the experiments. Further research is needed (especially long term investigations) in order to make a more general statement.

6. LITERATURVERZEICHNIS

- Abdou, M.A.F. (1979): Luftkeimsammler RCS. *Ärztl. Lab.* 6, 20-26
- Adams, F.K. (1964): Year to year variation in the fungus spore content of the atmosphere. *Acta Allergol.* 19, 11-50
- Adams, A.P., Spendlove, J.C. (1970): Coliform aerosols emitted by sewage treatment. *Zit. nach Zaiß (1994)*
- Ahmed, R.E., Geunich, H.H., Müller, H.E. (1984): Die Keimverteilung bei der Abwasserregnung. *Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt., Orig. B* 179, 151-161
- Alber, G. (1995): Charakterisierung von Keimaerosolen in Hinblick auf die zu erwartenden Emissionen durch starke Quellen. *Diss. Agrarwiss., Universität Hohenheim*
- Al-Dagal, M., Fung, D.Y.C. (1990): Aeromicrobiology - a review. *Food Science & Nutrition* 29 (5), 333-340
- Anderson, J.D., Cox, C.S. (1967): *Microbial survival. Airborne Microbes* 17, 203-226, University Press. Cambridge
- Anonym (1975): Schweizerisches Krankenhausinstitut (SKI): Richtlinien für den Bau, Betrieb und Überwachung von Lüftungstechnischen Anlagen in Spitälern. *Bulletin* 4/1975, Aarau.
- Anonym (1986): Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen: Kompostfilter zur Abluftbehandlung auf Kläranlagen II. Abschlußbericht. Persönliche Mitteilung.
- Anonym (1990a): EG-RL 90/679 EWG (geändert durch die Richtlinie 93/88 EWG) "Über den Schutz der Arbeitnehmer gegen Gefährdung durch biologische Arbeitsstoffe bei der Arbeit". *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* Nr. L 374/1-11
- Anonym (1990b): Dänischer Arbeitsumweltdienst (National Labour Inspection of Denmark): Problems with the working environment in solid waste treatment. *Report No.* 10, 18
- Anonym (1991a): VDI-Richtlinie 3477: Biologische Abgas-/Abluftreinigung - Biofilter. *VDI-Handbuch: Reinhaltung der Luft* 6, Beuth Verlag, Berlin
- Anonym (1991b): Berufsgenossenschaft der chemischen Industrie: Sichere Biotechnologie - Eingruppierung biologischer Agenzien: Pilze. *Merkblatt* B 007, ZH 1/347
- Anonym (1994a): Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Leitfaden Bioabfallkompostierung - Luft, Boden, Abfall, *Heft* 25, S. 35, Stuttgart
- Anonym (1994b): Niedersächsisches Sozialministerium: Arbeitsschutz. Erlaß zu Anforderungen an sichere Arbeitsplätze in Wertstoffsortieranlagen. *Eigenverlag*, Hannover

Anonym (1994c): Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland- Pfalz: Empfehlungen für den Arbeits- und Immissionsschutz bei Abfall-/Wertstoffsortieranlagen. Ausgabe 5

Anonym (1995a): Meßverfahren für biologische Agenzien. Arbeitskreis Meßverfahren, Meßstrategie des Bundesministeriums für Arbeit und Sozialordnung. BIA-Arbeitsmappe 14. Lfg. II/95

Anonym (1995b): Länderausschuß für Arbeitsschutz und Sicherheitstechnik (LASI): LV1-Leitlinien des Arbeitsschutzes in Wertstoffsortieranlagen, Eigenverlag

Anonym (1996a): Technische Regeln für biologische Arbeitsstoffe TRBA 405 - Anwendung von Meßverfahren für luftgetragene Biologische Arbeitsstoffe. Ausgabe Oktober 1996 (BArbBl. 1/1997 S.47)

Anonym (1996b): Einfluß der Luftströmungsgeschwindigkeit auf das Abscheideverhalten beim Luftkeimsammler RCS Plus. Biotest Hycon News Letter No. 8, Biotest AG, Dreieich.

Anonym (1997a): Verfahren zur Bestimmung der Schimmelpilz/Hefenkonzentration in der Luft am Arbeitsplatz. Bundesgenossenschaftliches Institut für Arbeitssicherheit. In BIA-Arbeitsmappe 18. Lfg. IV/97, 9420

Anonym (1997b): Bestimmung der Konzentration Biologischer Arbeitsstoffe in der Luft am Arbeitsplatz. Erster Ringversuch "Schimmelpilze". In BIA-Arbeitsmappe 18. Lfg. IV/97, 9427

Anonym (1997c): Technische Regeln für Biologische Arbeitsstoffe TRBA 430 - Verfahren zur Bestimmung der Schimmelpilzkonzentration in der Luft am Arbeitsplatz. Ausgabe Oktober 1997 (BArbBl. 10/1997 S.74)

Anonym (1997d): Verordnung über Sicherheit und Gesundheitsschutz bei Tätigkeiten mit biologischen Arbeitsstoffen (Biostoffverordnung). Verordnungsentwurf des Bundesministeriums für Arbeit und Sozialordnung zur Umsetzung der EG-Richtlinie 90/679 EWG (geändert durch die Richtlinie 93/88 EWG) "Über den Schutz der Arbeitnehmer gegen Gefährdung durch biologische Arbeitsstoffe bei der Arbeit".

Anonym (1997e): Leitlinien für den Arbeitsschutz in biologischen Abfallbehandlungsanlagen. Länderausschuß für Arbeitsschutz und Sicherheitstechnik LASI-LV5. Eigenverlag

Anonym (1998a): Technische Regeln für Biologische Arbeitsstoffe TRBA 460 - Einstufung von Pilzen in Risikogruppen. Ausgabe August 1998 (BArbBl. 12/1998 S.39)

Anonym (1998b): Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen: Schimmelpilze in der Umwelt - Vorkommen, - Erkrankungen, - Schutzmaßnahmen. Eigenverlag

Anonym (1998c): Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung) vom 21.09.1998. BGBl I 2955, geändert durch Artikel 5 vom 10.12.2001, BGBl I 3379

Anonym (1999): Biotest AG, Persönliche Mitteilung.

- Arnou, P.M., Sadigh, M., Costas, C., Weil, D., Chudy, R. (1991): Endemic and epidemic aspergillosis associated with in hospital replication of *Aspergillus* organisms. *J. Infect. Diseases* 164, 998-1002
- Assmann, E. (1992): Mikrobiologische Untersuchung von Luft und Substrat im Bereich der Bioabfallkompostierung. *Agrarbiol. Diplomarbeit, Universität Stuttgart-Hohenheim*
- Autrup, J.L., Schmidt, J., Seremet, T., Autrup, H. (1991): Determination of exposure to aflatoxins among Danish workers in animal feed production through the analysis of aflatoxin B₁ adducts to serum albumin. *Scandin. J. Work Environm. Health* 17, 436-440
- Baekbo, P. (1990): Air quality in Danish pig herds. *Int. Pig. Vet. Soc., 11th Congr. 1.7.-5.7.1990, Lausanne, Proceedings*, 395
- Bagni, N., Davies, R.R., Mallea, M., Nolard, N., Spieksma, F., Stix, E. (1977): Sporenkonzentrationen in Städten der Europäischen Gemeinschaft (EG). II. *Cladosporium*- und *Alternaria*-Sporen. *Acta Allergol.* 32, 118-138
- Balter, A. (1996): Die Pathogenität von Schimmelpilzen der Gattung *Aspergillus*. *Med. Diss., TH Aachen*
- Bardtke, D. (1990): zit. nach Alber (1995)
- Bardtke, D. (1992): zit. nach Alber (1995)
- Bardtke, D. (1994): Weiterer Forschungsbedarf auf der Basis der mikrobiologischen Untersuchungen. In: Bericht des 5. Hohenheimer Seminars: Nachweis und Bewertung von Keimemissionen bei der Entsorgung von kommunalen Abfällen sowie spezielle Hygieneprobleme der Bioabfallkompostierung, Stuttgart-Hohenheim, 5.-6. Oktober 1994, Verant. DVG e.V., Gießen
- Bardtke, D., Fischer, K., Sabo, F. (1992): Entwicklung und Erprobung von Hochleistungsbiofiltern. Forschungsbericht KfK-PEF 96, Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft
- Barnes, R.A., Rogers, T.R. (1989): Control of an outbreak of nosocomial aspergillosis by laminar air-flow isolation. *J. Hosp. Infection* 14, 89-94
- Bateman, J.B., McCaffrey, P.A., O'Connon, R.J., Monk, G.W. (1961): Relative humidity and the killing of bacteria. The survival of damp *Serratia marcescens* in air. *Appl. Microbiol.* 9, 567-571
- Baumgart, J. (1998): Bestimmung der Keimzahl. In: *Mikrobiologische Untersuchung von Lebensmitteln*. 6. Aktualisierungslieferung, Behr's Verlag, Hamburg
- Beaumont, F., Kauffman, H.F., van der Mark, T.H., Sluiter, H.J., de Vries, K. (1985): Volumetric aerobiological survey of conidial fungi in the north-east Netherlands. *Allergy* 40, 173-180
- Beckman, B.J., Howe, C.W., Trampel, D.W., Debey, M.C., Richard, J.L., Nilo, Y. (1994): *Aspergillus fumigatus* keratitis with intraocular invasion in 15-day-old chicks. *Avian Dis.* 38, 660-665

- Beffa, T., Selldorf, P., Gumowski, P., Lott Fischer, F., Georgen, M., Gandolla, M., Aragno, M. (1994): Anwesenheit, Verteilung und medizinische Aspekte von Schimmelpilzen (im besonderen *Aspergillus fumigatus*) in verschiedenen Kompostsystemen der Schweiz. In Stalder, K., Verkojen, C. (Hrsg.): Gesundheitsrisiken bei der Entsorgung kommunaler Abfälle. Verlag Die Werkstatt, Göttingen, 173-190
- Bendinger, B. (1992): Microbiology of biofilters for the treatment of animal-rendering plant emissions: Occurrence, identification and properties of isolated coryneform bacteria. Biol./chem. Diss., Universität Osnabrück
- de Bertoldi, M., Zucconi, F., Civilini, M. (1988): Temperature, pathogen control and product quality. *BioCycle* 29, 43-50
- Bidlingmaier, W. (1983): Das Wesen der Kompostierung von Siedlungsabfällen. In: Hösel, G., Schenkel, W., Schnurer, H., Bilitewski, B. (Hrsg.): Müll-Handbuch (4), Kz. 5305, Lfg 6/83, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Bidlingmaier, W. (1999): Übersicht über in der BRD angewendete Kompostierungsverfahren. In: Bericht des 7. Hohenheimer Seminars: Biologische Abfallbehandlung "Erste Erfahrungen mit der Umsetzung der Bioabfallverordnung", Stuttgart-Hohenheim, 29.-31.3.1999, Verant. DVG e.V., Gießen
- Bidlingmaier, W., Engesser, K.-H., Göttlich, E. (1996): Luftkeimbelastung der Müllwerker während der Einsammlung von Bioabfall bei 1- und 2 wöchigen Sammelsystemen. *Forum Städte Hyg.* 47, 160-167
- Bittighofer, P.M. (1994): Arbeitsmedizinische Vorsorgeuntersuchungen in der Abfallwirtschaft - Sinn und Zweck. In: Bericht des 5. Hohenheimer Seminars: Nachweis und Bewertung von Keimemissionen bei der Entsorgung von kommunalen Abfällen sowie spezielle Hygieneprobleme der Bioabfallkompostierung, Stuttgart-Hohenheim, 5.-6. Oktober 1994, Verant. DVG e.V., Gießen
- Bitton, G., Damron, B.L., Edds, G. T., Davidson, J.M. (1980): Sludge - health risks of land application. *Ann. Arbour Science*
- Blomquist, G. (1994): Sampling of biological particles. *Analyst* 119, 53-56
- Blomquist, G., Andersson, B. (1994): Measurements of micro-organisms in non-industrial indoor environments in northern Sweden. In: Samson, R.A., Flannigan, B., Flannigan, M.E., Verhoeff, A.P., Adan, O.C.G., Hoekstra, E.S. (Hrsg.): Health implications of fungi in indoor environments. Vol. 2, Elsevier Science B.V., Amsterdam
- Böhm, R. (1995): Keimemissionen bei der Kompostierung. In: Thom^f-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.): Biologische Abfallbehandlung. EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik, Neuruppin, 506-516
- van den Bogart, H.G.G., van den Ende, G., van Loon, P.C.C., van Griensven, L.J.L.D. (1993): Mushroom worker's lung: serologic reactions to thermophilic actinomycetes present in the air of compost tunnels. *Mycopathologia* 122, 21-28

Bossow, B. (1998): Keimemissionen bei der Weiterverarbeitung aussortierter Wertstoffe. Schriftenreihe der Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin, Dortmund-Berlin

- Bothast, R.J., Fennel, D.J. (1974): A medium for rapid identification and enumeration of *Aspergillus flavus* and related organisms. *Mycologia* 66:365-369
- Botzenhardt, K. (1979): Die Gefahren durch Mikroorganismen am Arbeitsplatz und in der Umwelt, Erfassung und Bewertung von Luftkeimzahlen. *Zbl. Arbeitsmed., Arbeitsschutz und Prophylaxe* 12, 309-315
- Bovallius, A., Bucht, B., Roffey, R., Anas, P. (1978): Three-year investigation of the natural airborne bacterial flora at four localities in Sweden. *Appl. Environm. Microbiol.* 35, 847-852
- Britzius, E. (1982): Lufthygienische Untersuchungen zur Keimemission von Mülldeponien. *Agrarwiss. Diss., Universität Stuttgart-Hohenheim*
- Brock, T. (1983): *Membrane Filtration*. Springer Verlag, Berlin: zit. nach Herbig (1996)
- Burge, W.D., Millner, P.D. (1980): Health aspects of composting: primary and secondary pathogens. In: Bitton, G., Damron, B.L., Edds, G. T., Davidson, J.M. (Hrsg.): *Sludge - health risks of land application*. Ann. Arbour Science
- Buschhausen-Denker, G. (1996): Umsetzung der Arbeitsschutzregelung der EU-Verordnung "Biologische Arbeitsstoffe". *Forum Städte-Hyg.* 47, 147-151
- Buttner, M.P., Stetzenbach, L.D. (1993): Monitoring airborne fungal spores in an experimental indoor environment to evaluate sampling methods and the effect of human activity on air sampling. *Appl. Environm. Microbiol.* 59, 219-226
- Campbell, M.C., Stewart, J.L. (1980): *The medical mycology handbook*. Wiley Medical Publication, New York
- Channell, S., Blyth, W., Lloyd, M., Weir, D.M., Amos, W.M.G., Littlewood, A.P., Riddle, H.F.V., Grant, I.W.B. (1969): Allergic alveolitis in maltworkers. A clinical, mycological and immunological study. *Quarterly J. Med.* 38, 351-376
- Ciegler, A., Burmeister, H.R., Vesonder, R.F., Hesseltine, C.W. (1981): zit. nach Millner et al. (1994)
- Clark, C.S., Lach, V., Lidwell, O.M. (1981): The performance of the Biotest RCS centrifugal air sampler. *J. Hosp. Inf.* 2, 181-186
- Clark, C.S., Rylander, R., Larsson, L. (1983): Levels of gram-negative Bacteria, *Aspergillus fumigatus*, dust and endotoxin at compost plants. *Appl. Environm. Microbiol.* 45, 1501-1505
- Clark, C.S., Johnson, H.S., Schwartz-Fulton, J., Holland, J.W., Gartside, P.S. (1984): Biological health risks associated with the composting of waste water treatment plants sludge. *J. Water Poll. Control Fed.* 56 (12), 1269-1276
- Clark, C.S. (1986): Comparisons of organic dusts exposures in agricultural occupations and waste producing industries. *Am. J. Ind. Med.* 10, 286-287

Crook, B., Travers, S.A., Lacey, J., Topping, M.D. (1989): zit. nach Assmann (1992)

Dart, R.K., Stretton, R.J. (1980): zit. nach Assmann (1992)

Daschner, F., Steeb, R., Scherrer, M. (1995): Bewertung der hygienischen Situation von Abfallwirtschaftsanlagen im Hinblick auf luftgetragene Keime. *ENTSORGA gGmbH (Hrsg.), Schrift 15, Köln*

Dickgießer, N., Mersch-Sundermann, V. (1988): Aerogene Keimbelastung in der näheren Umgebung von Kläranlagen. *Forum Städte-Hyg. 39, 59-61*

Diehl, K., Hofmann, R. (1996): Literaturstudie zu Hygieneproblemen von Kompostierungsanlagen unter Berücksichtigung der möglichen Gesundheitsgefahren in der Nähe lebender Anwohner. *WaBoLu-Hefte 11/96, Sonderheft*

Dimmick, R.L., Akers, A.B. (1967): An introduction to experimental aerobiology. *Wiley-Interscience Series of Texts, N.Y.-London-Sydney-Toronto*

Dinter, P.S., Müller, W. (1984): Die Tenazität von Bakterien im luftgetragenen Zustand. III. Mitteilung: Modelluntersuchungen zur Epidemiologie von *P. multocida* unter dem Einfluß tropischen Klimas. *Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt., Orig. B 179, 139-150*

Doelle, H.W. (1975): Bacterial metabolism. Zit. nach Giese (1995)

Dörfelt, H. (1988): *Mykologie-Pilzkunde*. Bibliographisches Institut Leipzig

Dörfelt, H. (1993): Ökologie der Pilze. In: Weber, H. (Hrsg.): *Allgemeine Mykologie*. Gustav Fischer Verlag, Jena-Stuttgart

Domsch, K.H., Gams, W., Anderson, T-H. (1993): *Compendium of soil fungi*. IHW-Verlag, Eching

Eastwood, D.-J. (1952): The fungus flora of compost. *Transactions British Mycological Society 35, 215-219*

Eckrich, C., Jager, E., Jager, J. (1996): Keimemissionen im Umfeld von Kompostieranlagen. *Forum Städte-Hyg. 47, 184-191*

Ehrlich, R., Miller, S., Walker, R.L. (1970): Relationship between atmospheric temperature and survival of airborne bacteria. *Appl. Microbiol. 19, 245-249*

Eitner, D. (1984): Untersuchungen über Einsatz und Leistungsfähigkeit von Kompostfilteranlagen zur biologischen Abluftreinigung im Bereich von Kläranlagen unter besonderer Berücksichtigung der Standzeit. *Dissertation TH Aachen*

Eitner, D. (1996): Abluftaufbereitung mit Biofilteranlagen. In: Hösel, G., Schenkel, W., Schnurer, H., Bilitewski, B. (Hrsg.): *Müll-Handbuch (4), Kz. 5332, Lieferung 7/96*, Erich Schmidt Verlag, Berlin

- Emanuel, D.A., Wenzel, F.J., Lawton, B.R. (1975): Pulmonary Mycotoxicosis. *Chest* 67, 293-297
- Enderlein, M., Vissienon, Th. (1996): Mykologische Untersuchungen zur Kompostierung. In: BMFT-Verbundvorhaben: Neue Techniken zur Kompostierung. Abschlußbericht Teilvorhaben 9: Zusammenhang zwischen mikrobieller Besiedlung und Geruchsemission. Institut für Tierhygiene und Öffentliches Veterinärwesen, Universität Leipzig
- Fack, T., Philipp, W. (1994): Ergebnisse lufthygienischer Untersuchungen. In: Bericht des 5. Hohenheimer Seminars: Nachweis und Bewertung von Keimemissionen bei der Entsorgung von kommunalen Abfällen sowie spezielle Hygieneprobleme der Bioabfallkompostierung, Stuttgart-Hohenheim, 5.-6. Oktober 1994, Verant. DVG e.V., Gießen
- Fack, T., Martens, W., Philipp, W., Böhm, R. (1998): Lufthygienische Untersuchungen. Teilbereich II. Hygiene der Bioabfallkompostierung. Human-/ Veterinärhygiene der Bioabfallkompostierung. Dt. Bundesstiftung Umwelt, Zeller Verlag, Osnabrück
- Fannin, K.F. (1981): An approach to the study of environmental microbial aerosols. *Water Science and Techn.* 4/5, 1103-1114
- Feachem, R., Garelick, H., Slade, J. (1981): Enteroviruses in the environment. *Tropical Dis. Bull.* 78 (3), 185-230
- Fisar, Z., Hysek, J., Bineck, B. (1990): Quantification of airborne microorganisms and investigation of their interaction with non-living particles. *Int. J. Biometeorol.* 34, 189-193
- Fischer, K. (1992): Die Bedeutung von Geruchsemissionen bei der Kompostierung. In: Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) e.V. 23, Bad Kreuznach
- Flannigan, B., Miller, J.D. (1994): Health implications of fungi in indoor environments - an overview. In: Samson, R.A., Flannigan, B., Flannigan, M.E., Verhoeff, A.P., Adan, O.C.G., Hoekstra, E.S. (Hrsg.): Health implications of fungi in indoor environments. Elsevier Science, Amsterdam
- Fogelmark, B., Goto, H., Yuasa, K., Marchat, B., Rylander, R. (1992): Acute pulmonary toxicity of β -1,3-glucan and endotoxin. *Agents Actions* 35, 50-56
- Forster, H.W., Crook, B., Platts, B.W., Lacey, J., Topping, M.D. (1989): zit. nach Daschner et al. (1995)
- Franssen, A., Wiebe, A. (1991): Kompost und Abfallwirtschaft. *WLB Wasser, Luft und Boden* 9, 46-47
- Frey, D., Oldfield, R.J., Bridger, R.C. (1985): Farbatlas pathogener Pilze. Schlütersche Verlag, Hannover
- Fricke, K., Nießen, H., Vogtmann, H., Hangen, H.O. (1992): Situationsanalyse Bioabfall 1991, Teil 1. Müll und Abfall 8 (b), 533

- Gallenkemper, B., Becker, G., Gellenbeck, K., Böhm, R., Philipp, W., Haumacher, R., Scherer, P., Schirz, S., Kamp, M. (1996): Abfuhrhythmus bei der Abfallsammlung aus Sicht der Hygiene, des Geruchs und der Wirtschaftlichkeit. *Forum Städte-Hygiene* 47, 152-159
- Gareis, M., Korbel, R. (1995): Endogen gebildete Mykotoxine als Pathogenitätsfaktoren bei Aspergillosen des Tieres. In: Blaschke-Hellmessen, R., Seebacher, C. (Hrsg.): Kurzfassungen der Vorträge und Poster der Myk'95, 29. Tagung der Deutschsprachigen Mykologischen Gesellschaft e.V., 7.-10.9.1995 in Dresden
- Garvert, U., Kick, H. (1979): Untersuchungen zur Entnahme von repräsentativen Müllkomposten. *Müll und Abfall* 11, 177-181
- Gedek, B. (1980): Kompendium der medizinischen Mykologie. Pareys Studentexte 25. Verlag Paul Parey, Berlin-Hamburg
- Gemeinhardt, H., Wallenstein, G. (1986): Die Bedeutung der Schimmelpilz-Exposition in der Arbeitsumwelt im Hinblick auf die Entstehung pilzallergischer Erkrankungen des Respirationstraktes. *Z. ges. Hyg.* 32 (3), 138-141
- Giese, I. (1995): Untersuchungen zur Entwicklung eines neuartigen Biofilterverfahrens für die Reinigung geruchsintensiver Testgemische. *Vet.med. Diss.*, Universität Leipzig
- Glathe, H., Küster, E., Niese, G., von Klopotek, A. (1985): Biologie der Rotteprozesse bei der Kompostierung von Siedlungsabfällen. In: Hösel, G., Schenkel, W., Schnurer, H., Bilitewski, B. (Hrsg.): *Müll-Handbuch* (4), Kz. 5200, Lieferung 2/85, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Gloster, J., Sellers, R.F., Donaldson, A.I. (1982): Long distance transport of Foot-and-Mouth disease virus over the sea. *The Veterinary Record* 16, 47-52
- Göttlich, E. (1994): Untersuchungen der Emission von Pilzsporen. In: Bardtke, D., Engesser, K.H. (Hrsg.): *Abschlußbericht. Untersuchungen im Rahmen des Verbundvorhabens: Abschätzung von Gesundheitsrisiken für Müllwerker durch Keimemissionen und Entwicklung von Arbeitsschutzmaßnahmen. Teilvorhaben A.* Universität Stuttgart
- Göttlich, E., Bardtke, D. (1991): Keimemissionen bei der Müllverarbeitung - Gesundheitsgefährdung der Beschäftigten durch mikrobielle Aerosole. *Entsorg.-Technik* 12, 32-35
- Göttlich, E., Engesser, K.H., Bardtke, D. (1994): Emission von Pilzsporen in Müllverarbeitungsanlagen. In: *Bericht des 5. Hohenheimer Seminars: Nachweis und Bewertung von Keimemissionen bei der Entsorgung von kommunalen Abfällen sowie spezielle Hygieneprobleme der Bioabfallkompostierung*, Stuttgart-Hohenheim, 5.-6. Oktober 1994, Verant. DVG e.V., Gießen
- Göttsching, H. (1972): Infektionsgefährdung durch Hausmüll. *Forum Städte-Hyg.* 6, 141-144
- Gorman et al. (1979). zit. nach Alber (1995)
- Gottschall, R. (1988): *Kompostierung*. Verlag C.F. Müller, Karlsruhe

- Gravesen, S. (1979): Fungi as a cause of allergic disease. *Allergy* 34, 135-154
- Greene, C.E. (1990) *Infectious diseases of the dog and cat*. W.B. Saunders Company, Philadelphia
- Gregory, P.H. (1973): *Microbiology of the atmosphere*. Leonard Hill Books, Aylesbury, Bucks
- Gronauer, A., Helm, M. (1996): Bioabfallkompostierung - ein Verfahrens- und Konzeptvergleich unter ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten. *Abfallj.* 11, 35-40
- De Groot, R.C. (1968): Diurnal cycles of airborne spores produced by forest fungi. *Phytopathology* 58 (9), 1223-1229
- Grüner, C. (1994): Arbeitsschutz in Biomüllkompostieranlagen. In: Bericht des 5. Hohenheimer Seminars: Nachweis und Bewertung von Keimemissionen bei der Entsorgung von kommunalen Abfällen sowie spezielle Hygieneprobleme der Bioabfallkompostierung, Stuttgart-Hohenheim, 5.-6. Oktober 1994, Verant. DVG e.V., Gießen
- Gust, M., Grochowski, H., Schirz, S. (1979): Grundlagen der biologischen Abluftreinigung, Teil V. Abgasreinigung durch Mikroorganismen mit Hilfe von Biofiltern. *Staub-Reinhaltung der Luft* 39 (11), 397-402
- Hacker, J., Morschhäuser, J., Köhler, G. (1995): Gibt es Pathogenitätsfaktoren bei Pilzen? In: Blaschke-Hellmessen, R., Seebacher, C. (Hrsg.): Kurzfassungen der Vorträge und Poster der Myk'95, 29. Tagung der Deutschsprachigen Mykologischen Gesellschaft e.V., 7.-10.9.1995 in Dresden
- Hangen, H.O., Feidner, S. (1993): Die Kompostierung boomt. Bericht zur IFAT'93. *Müll und Abfall* 7, 540
- Hartmann, F. (1980): Experimentelle Untersuchungen über die atmosphärische Ausbreitung von Luftkeimen aus Stallanlagen und aus künstlichen Keimquellen. *Agrarwiss. Diss.*, Universität Stuttgart-Hohenheim
- Helbling, A., Reese, G., Horner, W.E., Lehrer, S.B. (1994): Aktuelles zur Pilzsporenallergie. *Schweiz. Med. Wochenschrift* 124, 39-44
- Herbig, E. (1996): Bestimmung der Luftkeimzahl. In: Infopackage Luftkeimsammlung. Sartorius AG, Göttingen
- Herditschka, H.P. (1980): Untersuchungen an tierischen Luftkeimquellen. *Agrarwiss. Diss.*, Universität Stuttgart-Hohenheim
- Herold, T., Schlegelmilch, M., Dammann, B., Streese, J., Stegmann, R., Hensel, A. (2001): Keimrückhaltung bei der Behandlung von Intensivrotteabluft in einem kombinierten Biowäscher/Biofiltersystem. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft* 61, Nr.6, 1-6
- Hilbig, V. (1972): Erfahrungen mit dem Andersen-Sammler bei der Untersuchung des Luftkeimgehaltes eines Versuchstierstalles. *Vet. med. Diss.*, Berlin

- Hilliger, H.G. (1991): Emissionen von Staub und Keimen aus Ställen. Dtsch. tierärztl. Wschr. 98, 257-261
- Hippchen, B. (1985): Mikrobiologische Untersuchungen zur Eliminierung organischer Lösungsmittel im Biofilter. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft 94, Oldenbourg Verlag, München
- Hirsch, Th., Blaschke-Hellmessen, R., Kerkmann, M.-L., Fries, A., Jatzwauk, L., Leupold, W. (1995): Die Bedeutung von Schimmelpilzen bei der Entstehung von Allergien im Kindesalter. In: Blaschke-Hellmessen, R., Seebacher, C. (Hrsg.): Kurzfassungen der Vorträge und Poster der Myk'95, 29. Tagung der Deutschsprachigen Mykologischen Gesellschaft e.V., 7.-10.9.1995 in Dresden
- Hörtnagl, J., Brauchle, G., Eppacher, P., Bachmann, O., Holzinger, U., Kofler, W. (1996): Untersuchung über Wahrnehmung, Bewertung und Auswirkungen von Geruchsimmissionen in der Bevölkerung im Einflußgebiet einer Mülldeponie. Forum Städte-Hyg. 47, 263-273
- Holt, P.G. (1990): Inflammation in organic-dust induced lung disease: new approaches for research into underlying mechanisms. Am. J. Ind. Med. 17, 47-54
- de Hoog, G.S., Guarro, J. (1994): Atlas of clinical fungi. Centraalbureau voor Schimmelcultures, Baarn
- Horner, W.E., Helbling, A., Salvaggio, J.E., Lehrer, S.B. (1995): Fungal Allergens. Clinical Microbiol. Reviews 8/2, 161-179
- Hügler, T., Mannebeck, D. (1993): Befeuchtung von Biofiltern. EP 3, 143-144
- Huuskonen, M.S., Husman, K., Järvisalo, J., Korhonen, O., Kotimaa, M., Kuusela, T., Nordman, H., Zitting, A., Mäntyjärvi, R. (1984): Extrinsic allergic alveolitis in the tobacco industry. Brit. J. Ind. Med. 41, 77-83
- Huwe, C., Pöhle, H., Vissiennon, Th., Kliche, R. (1997): Pilzemissionen aus Biofiltern. Entsorgungspraxis 7/8, 47-49
- Jacobs, R.R. (1989): Airborne endotoxins: an association with occupational lung disease. Appl. Ind. Hyg. 4, 50-56
- Jäger, J. (1989): Geruchsemissionen und -immissionen bei der Kompostierung. In: Hösel, G., Schenkel, W., Schnurer, H., Bilitewski, B. (Hrsg.): Müll-Handbuch, Kz. 5330, Lieferung 3/89, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Jäger, E., Rüdén, H., Zeschmar-Lahl, B. (1994): Kompostierungsanlagen, 2. Mitteilung: Aerogene Keimbelastung an verschiedenen Arbeitsbereichen von Kompostierungsanlagen. Zbl. Hyg. 196, 367-379
- Jäger, E., Zeschmar-Lahl, B., Rüdén, H. (1995): Mikrobielle Belastung der Luft an verschiedenen Arbeitsbereichen in Wertstoffsortieranlagen. Müll und Abfall 3, 186-192
- Jäger, E., Zeschmar-Lahl, B., Rüdén, H. (1996): Hygienische Risiken von Arbeitsplätzen in der Abfallwirtschaft. In: Hösel, G., Schenkel, W., Schnurer, H., Bilitewski, B. (Hrsg.): Müll-Handbuch (4), Kz. 5065, Lieferung 5/96, Erich Schmidt Verlag, Berlin

- Jarnych, V.S. (1976): Aerosole in der Veterinärmedizin. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin
- Jelke, E., Kreisel, H. (1993): Zytologie und Morphologie. In: Weber, H. (Hrsg.): Allgemeine Mykologie, Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart
- Jensen, P.A., Todd, W.F., Davis, G.N., Scarpino, P.V. (1992): Evaluation of eighth bioaerosol samplers challenged with aerosols of free bacteria. *Am. Ind. Hyg. Assc. J.* 53, 660-667
- Jensen, P.A., Todd, W.F., Hart, M.E., Michelsen, R.L., O'Brian, D.M. (1993): Evaluation and control of worker exposure to fungi in a beet sugar refinery. *Am. Ind. Hyg. Assc. J.* 54, 742-748
- Jones, B.L., Cookson, J.T. (1983): Natural atmospheric microbial conditions in a typical suburban area. *Appl. Environm. Microbiol.* 45, 919-934
- Jungwirth, H. (1996): Die hygienische Situation in Kompostier- und Wertstoffsortieranlagen. *Entsorgungspraxis* 12, 26-27
- Kaaden, O.R. (1985): Luft als Vektor viraler Krankheitserreger. *Tierärztl. Umschau* 40, 4-8
- Kämpfer, P., Weißenfels, W.D. (1997): Luftgetragene Mikroorganismen in Abfallbehandlungsanlagen. Broschüre der Fachgruppe Umweltmikrobiologie der Vereinigung für Allgemeine und Angewandte Mikrobiologie e.V. (Hrsg.), Lieskau.
- Kagen, S.L., Fink, J.N., Schlueter, D.P., Kurup, V.P., Fruchtman, R.B. (1981): *Streptomyces albus*: a new cause of hypersensitivity pneumonitis. *J. Allergy Clin. Immunol.* 68, 295-299
- Kalnowski, G., Kraepelin, G., Rüden, H. (1982): Untersuchungen des mikrobiellen Aerosols in einer Müllumladestation und in ihrer Umgebung. *Haustechnik-Bauphysik-Umwelttechnik-Gesundh.-Ingenieur* 103 (3), 150-155
- Kane, B.E., Mullins, J.T. (1973): Thermophilic fungi in a municipal waste compost system. *Mycologia* 65, 1087-1100
- Kang, Y.-J., Frank, J.F. (1989a): Comparison of airborne microflora collected by the Andersen Sieve Sampler and RCS Sampler in a dairy processing plant. *J. Food Protection* 52, 877-880
- Kang, Y.-J., Frank, J.F. (1989b): Evaluation of air samplers for recovery of biological aerosols in dairy processing plants. *J. Food Protection* 52, 655-659
- Kapikian, A.Z., Berg, H.B., Wyatt, A.R., Kalicia, A.R., Kim, H.W., Brandt, C.D., Rodriguez, W.J., Parrot, R.H., Chanok, R.M. (1982): zit. nach Philipp et al. (1994)
- Kayser, F.H., Bienz, K.A., Eckert, J., Zinkernagel, R.M. (1998): Medizinische Mikrobiologie. Georg Thieme-Verlag, Stuttgart-New York

- Kehres, B. (1991): Qualitätskriterien von Kompost. In: Wiemer, K., Kern, M. (Hrsg.): Bioabfallkompostierung - flächendeckende Einführung. Abfall-Wirtschaft 6, M.I.C. Baeza Verlag, Witzenhausen
- Kern, M. (1992): Grundlagen verfahrenstechnischer Vergleiche von Kompostierungsanlagen. In: Wiemer, K., Kern, M. (Hrsg.): Abfall-Wirtschaft 10, M.I.C. Baeza Verlag, Witzenhausen
- Kern, M. (1994): Verfahren der aeroben und anaeroben Behandlung von Bioabfällen. In: Bericht des 5. Hohenheimer Seminars: Nachweis und Bewertung von Keimemissionen bei der Entsorgung von kommunalen Abfällen sowie spezielle Hygieneprobleme der Bioabfallkompostierung, Stuttgart-Hohenheim, 5.-6. Oktober 1994, Verant. DVG e.V., Gießen
- Kern, P., Philipp, W. (1994). Ergebnisse komposthygienischer Untersuchungen. In: Bericht des 5. Hohenheimer Seminars: Nachweis und Bewertung von Keimemissionen bei der Entsorgung von kommunalen Abfällen sowie spezielle Hygieneprobleme der Bioabfallkompostierung, Stuttgart-Hohenheim, 5.-6. Oktober 1994, Verant. DVG e.V., Gießen
- Kielstein, P. (1987): Pilzinfektionen und -intoxikationen. In: Beer, J. (Hrsg.): Infektionskrankheiten der Haustiere. Gustav Fischer Verlag, Jena-Stuttgart
- Kielstein, P. (1993): Pilze als Krankheitserreger bei Mensch und Tier. In: Weber, H. (Hrsg.): Allgemeine Mykologie. Gustav Fischer Verlag, Jena-Stuttgart
- Kirsten, D., Kanzow, G., Nowak, D., Magnussen, H. (1994): Aspergillusinduzierte exogen-allergische Alveolitis bei einem Landschaftsgärtner. Internist 35, 182-184
- Klatte, S. (1990): Populationsanalyse der bakteriellen Flora eines Biobeetes zur Reinigung der Abluft einer Tierkörperverwertungsanlage. Biol./chem. Diplomarbeit, Universität Osnabrück
- Kleyn, J.G., Wetzler, T.F. (1981): The microbiology of spent mushroom compost and its dust. Can. J. Microbiol. 27, 748-753
- Klich, M.A., Pitt, J.I. (1992): A laboratory guide to common *Aspergillus* species and other teleomorph. CSIRO, Division of food research, North Ryde, NSW, Australia
- von Klopotek, A. (1962): Über das Vorkommen und Verhalten von Schimmelpilzen bei der Kompostierung städtischer Abfallstoffe. Antonie von Leuwenhoek, J. Microbiol. Serol. 28, 141-160
- Knoll, K.-H. (1975): Hygiene in der Abfallbeseitigung. Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 1, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Knoll, K.-H. (1986): Bewertung der Kompostierung von Abfällen in hygienischer Sicht. In: Hösel, G., Schenkel, W., Schnurer, H., Bilitewski, B. (Hrsg.): Müll-Handbuch (4), Kz. 5075, Lieferung 2/86, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Kobelt, G. (1995): Energie- und Wasserhaushalt des Biofilters. EP 4, 31-32

- Kobelt, G. (1996a): Geruchsbekämpfung in der Kompostwirtschaft. EP 3, 36-39
- Kobelt, G. (1996b): Die Entwicklung der biologischen Abluftreinigung. EP 11, 40-42
- Koller, M., Groll-Knapp, E., Haider, M., Kundi, M., Stidl, H.G., Popp, W. (1993): Zusammenhang zwischen Luftqualität und Raumklima und der Beurteilung der Wohnung durch gesundheitlich beeinträchtigte Bewohner. Zbl. Hyg. 194, 508-524
- Kramer, M.N., Kurup, V.P., Fink, J.N. (1989): Allergic bronchopulmonary aspergillosis from a contaminated dump site. Amer. Rev. Respiratory Diseases 140, 1086-1088
- Krill, H., Menig, H. (1994): Vergleich biologischer und konventioneller Abgasreinigungssysteme. In: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): VDI Berichte 1104. Biologische Abgasreinigung. Tagung Heidelberg 9.3.-11.3.1994. VDI-Verlag, Düsseldorf
- Krogmann, U. (1988): Kompostierung als Abfallentsorgungsverfahren von Biomüll. Wasser + Boden 9, 492-496
- Krogmann, U. (1994): Neueste Erkenntnisse über die Grundlagen der Kompostierung. Entsorgungspraxis 4, 13-21
- Kroidl, R.F., Amthor, M., Dürkes, U., Freitag, V., Hain, E. (1986): Saisonal begrenzte allergische Alveolitis durch Schimmelpilze in Obstkühlhäusern (Obstbauernlunge). Allergologie 9 (8), 362-367
- Kutzner, H.J., Jäger, T. (1994): Kompostierung aus mikrobiologischer Sicht - ein Essay. In: Bericht des 5. Hohenheimer Seminars: Nachweis und Bewertung von Keimemissionen bei der Entsorgung von kommunalen Abfällen sowie spezielle Hygieneprobleme der Bioabfallkompostierung, Stuttgart-Hohenheim, 5.-6. Oktober 1994, Verant. DVG e.V., Gießen
- Kutzner, H.J., Kempf, A. (1994): Emission von Actinomyceten-Sporen in Kompostierwerken und anderen müll-verarbeitenden Anlagen. In: Bericht des 5. Hohenheimer Seminars: Nachweis und Bewertung von Keimemissionen bei der Entsorgung von kommunalen Abfällen sowie spezielle Hygieneprobleme der Bioabfallkompostierung, Stuttgart-Hohenheim, 5.-6. Oktober 1994, Verant. DVG e.V., Gießen
- Lacey, J. (1981): Airborne actinomycete spores as respiratory allergens. Zbl. Bakt. Suppl. 11, 243-250
- Lacey, J., Crook, B. (1988): Fungal and actinomycete spores as pollutants of the work-place and occupational allergens. Ann. Occup. Hyg. 32, 515-533
- Lacey, J. (1990): Aerobiology and health: the role of airborne fungal spores in respiratory disease. In: Hawksworth, D.L. (Hrsg.): Frontiers in mycology. Honorary and General Lectures from the Fourth International Mycological Congress, Regensburg, CAB International, 57-185
- Laflamme, A.M., Miller, J.D. (1992): Collection of spores of various fungi by a Reuter Centrifugal Sampler. Int. Biodeterioration & Biodegradation 29, 101-110

- Lahl, U. (1991): Möglichkeiten und Grenzen der Erfassung von Bio-Müll. Entsorgungspraxis 6, 293-300
- Land, C.J., Hult, K., Fuchs, R., Hagelberg, S., Lundström, H. (1987): Tremorgenic mycotoxins from *Aspergillus fumigatus* as a possible occupational health problem in sawmills. Appl. Environm. Microbiol. 53, 787-790
- Larsen, L.S. (1981): A three year survey of micro fungi in the air of Copenhagen 1977-1979. Allergy 36, 15-22
- Lembke, L.L., Kniseley, R.N., Nostrand, R.C., Hale, M.D. (1981): Precision of the All-Glas-Impinger and the Andersen Microbial Impactor for air sampling in solid-waste handling facilities. Appl. Environm. Microbiol. 42, 222-225
- Lipski, A., Altendorf, K. (1993): Mikrobiologische Erkenntnisse der biotechnologischen Abluftbehandlung und Konsequenzen für die Praxis. Vortrag A. Lipski, Seminar: Biotechnologische Abluftbehandlung in Kläranlagen sowie Gewerbe- und Industriebetrieben. Haus der Technik, 17.10.1993, Institut für Angewandte Forschung und Entwicklung (IFE), Recklinghausen
- Lisker, N., Michaeli, R., Frank, Z.R. (1993): Mycotoxigenic potential of *Aspergillus flavus* strains isolated from groundnuts growing in Israel. Mycopathologia 122, 177-183
- Lukassowitz, I. (1990): Bedeutung von Pilzinfektionen nicht unterschätzen! Bundesgesundh.blatt 9, 374
- Lundholm, M. (1982): Comparison of methods for quantitative determinations of airborne bacteria and evaluation of total viable counts. Appl. Environm. Microbiol. 44, 179-183
- Lundholm, M., Rylander, R. (1980): Occupational symptoms among compost workers. J. Occup. Medicine 22 (4), 256-257
- Lütze, K., Klee, W., Rentel, S. (1983): Erprobung biologischer Filter zur Reduzierung der Geruchsemissionen industrieller und gewerblicher Anlagen. Forschungsbericht 038/827/1983 BMFT
- Lutz, B. (1983): Adsorption von luftgetragenen Viruspartikeln an organische und anorganische Trägersubstanzen der Stallluft. Diss., Universität Gießen
- Macher, J.M., First, M.W. (1983): Reuter Centrifugal Air Sampler: Measurement of effective airflow rate and collection efficiency. Appl. Environm. Microbiol. 45, 1960-1962
- Märtlbauer, E., Usleber, E., Dietrich, R. (1999): Mykotoxine-Eine Übersicht. Der Lebensmittelbrief (10) 5,6/1999
- Malmberg, P. (1991): zit. nach Göttlich (1994)
- Malmberg, P., Rask-Andersen, A., Rosenhall, L. (1993): Exposure to microorganisms associated with allergic alveolitis and febrile reactions to mould dust in farmers. Chest 103 (4), 1202-1209

- Malmros, P. Sigsgaard, T. Bach, B. (1992): Occupational health problems due to garbage sorting. *Waste Management & Research* 10 (30), 227-234
- Malmros, P. (1994): Occupational health problems owing to recycling of waste. *Forum Städte-Hyg.* 45, 306-310
- Mancinelli, R.L., Shulls, W.A. (1978): Airborne bacteria in an urban environment. *Appl. Environm. Microbiol.* 35, 1095-1101
- Mannebeck, D., Hügle, T., Hopp, J. (1994): Luftgeschwindigkeitsprofile bei der Durchströmung von Biofiltern. *EP* 6/94, 38-43
- Marsh, P.B., Millner, P.D., Kla, J.M. (1979): A guide to the recent literature on aspergillosis as caused by *Aspergillus fumigatus*, a fungus frequently found in self-heating organic matter. *Mycopathologia* 69, 1-2: 67-81
- Marthi, B., Lighthart, B. (1990): Effects of betaine on enumeration of airborne bacteria. *Appl. Environm. Microbiol.* 56, 1286-1289
- Mayr, A. (1979): Tatsachen und Spekulationen über Viren in Lebensmitteln. *Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt., Orig. B* 178, 109-133
- McGinnis, M.R., D'Amato, R.F., Land, G.A. (1982): *Pictorial handbook of medically important fungi and aerobic actinomycetes*. Praeger Publishers, New York
- Mehta, S.K., Mishra, S.K., Pierson, D.L. (1996): Evaluation of portable samplers for monitoring airborne fungi. *Appl. Environm. Microbiol.* 62, 1835-1838.
- Menke, G. (1994): Hygienische Aspekte der Bioabfallkompostierung aus phytomedizinischer Sicht. In: Bericht des 5. Hohenheimer Seminars: Nachweis und Bewertung von Keimemissionen bei der Entsorgung von kommunalen Abfällen sowie spezielle Hygieneprobleme der Bioabfallkompostierung, Stuttgart-Hohenheim, 5.-6. Oktober 1994, Verant. DVG e.V., Gießen
- Millner, P.D., Marsh, P.B., Snowden, R.B., Parr, J.F. (1977): Occurrence of *Aspergillus fumigatus* during composting of sewage sludge. *Appl. Environm. Microb.* 34, 765-772
- Millner, P.D., Bassett, D.A., Marsh, P.B. (1980): Dispersal of *Aspergillus fumigatus* from sewage sludge compost piles subjected to mechanical agitation in open air. *Appl. Environm. Microbiol.* 39, 1000-1009
- Millner, P.D. (1982): Thermophilic and thermotolerant actinomycetes in sewage-sludge compost. *Devel. Ind. Microbiol.* 23, 61-78
- Millner, P.D., Olenchock, S.A., Epstein, E., Rylander, R., Haines, J., Walker, J., Ooi, B.L., Horne, E., Maritito, M. (1994): Bioaerosols associated with composting facilities. *Compost Science and Utilisation* 2 (4), 6-57

- Mishra, S.K., Ajello, L., Ahearn, D.G., Burge, H.A., Kurup, V.P., Pierson, D.L., Price, D.L., Samson, R.A., Sandhu, R.S., Shelton, B., Simmons, R.B., Switzer, K.F. (1992): Environmental mycology and its importance to public health. *J. Medical and Veterinary Mycology* 30 (1); 287-305
- Möse, J.R., Rheinthal, F. (1985): Mikrobiologische Untersuchung zur Kontamination von Krankenhausabfällen und Haushaltsmüll. *Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt., Orig. A* 243, 336-348
- Morey, P.R., Otten, J., Burge, H.A., Chatigny, M., Feeley, J., LaForce, F.M., Peterson, K. (1986): Airborne viable microorganisms in office environments: Sampling protocol and analytical procedures (Draft report). American conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH), Committee on Bioaerosols. *Appl. Ind. Hyg.* 1, 19-23
- Morring, K.L., Sorenson, W.G., Attfield, M.D. (1983): Sampling of airborne fungi: a statistical comparison of media. *Am. Ind. Hyg. Ass. J.* 44, 662-664
- Müller, W., Wieser, P.-H., Woiwode, J. (1977): Ergebnisse einer statistischen Auswertung von Luftkeimmessungen in einem Schaf- und einem Legehennen-Stall. *Berl. Münch. Tierärztl. Wschr.* 90, 352-354
- Müller, W., Wieser, P.-H., Kühme, H. (1978): Zur Frage der Ausbreitung von Luftkeimen aus Tierställen. *Zbl. Vet. Med.* B25. 216-224
- Müller, W., Dinter, P.S. (1986): Die Tenazität von Bakterien im luftgetragenen Zustand. IV. Mitteilung: Experimentelle Untersuchungen zur Lebensfähigkeit luftgetragener *E. coli* 0:78 unter dem Einfluß unterschiedlicher Temperatur und Feuchte. *Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt., Orig. A* 262, 304-312
- Müller, E., Löffler, W. (1992): *Mykologie*. Georg Thieme-Verlag, Stuttgart
- Murali, P.S., Bamrah, B.S., Choi, H., Fink, J.N., Kurup, V.P. (1994): Hyperimmune serum modulates allergic response to spores in a murine model of allergic asperillosis. *J. Leukocyte Biol.* 55, 29-34
- Nersting, L., Malmros, P., Sigsgaard, T., Petersen, C. (1991): Biological health risk associated with resource recovery, sorting of recycle waste and composting. *Grana* 30, 454-457
- Nevalainen, A., Pastuszka, J., Liebhaber, F., Willeke, K. (1992): Performance of bioaerosol samplers: collection characteristics and sampler design considerations. *Atmospheric Environm.* 26A, 531-540
- Nolting, S., Fegeler, K. (1993): *Medizinische Mykologie*. Springerverlag, Berlin
- Ostrowski, R. (1996): Pilzsporen um Kompostieranlagen. *Chem. Rundschau* 6, 9
- Ostrowski, R., Fischer, G., Dott, W. (1996): Mikrobielle Luftbelastung in Kompostierungsanlagen. Poster auf dem 4. Kongreß der Gesellschaft für Hygiene und Umweltmedizin, April 1996, Graz
- Ottengraf, S.P.P., Konings, J.H.G. (1991): Emission of microorganisms from biofilters. *Bioprocess Engineering* 7, 89-96

- Passman, F.J. (1983): Recovery of *Aspergillus fumigatus* aerospora from municipal sewage sludge composting operation in the state of Maine. *Mycopathologia* 83, 41-51
- Peters, J. (1992): Abfälle aus Einrichtungen des Gesundheitsdienstes - Einteilung in Risikogruppen und Entsorgung. *Bundesges.h.blatt S/92*, 27-29
- Petzoldt, K., Kirchhoff, H. (1986): *Kompodium der veterinärmedizinischen Mikrobiologie. Teil I.* Verlag M. & H. Schaper, Hannover
- Pfeiffer, R.L., Belkin, P.V., Janke, B.H. (1980): Orbital cellulitis, sinusitis and pneumonitis caused by *Penicillium* sp. in a cat. *J. Am. Vet.med. Assoc.* 176, 449-451
- Pfirschmann, A. (1994): Untersuchungen zum Vorkommen von luftgetragenen Viren an Arbeitsplätzen in der Müllentsorgung und -verwertung. *Agrarwiss. Diss., Universität Stuttgart-Hohenheim*
- Pfirschmann, A., Vanden Bossche, G. (1994): Vorkommen und Isolierung von humanen Enteroviren aus der Luft von Abfallbeseitigungs- und -verwertungsanlagen. *Zbl. Hyg. und Umweltmedizin* 196, 38-51
- Philipp, W., Pfirschmann, A., Schmidt, B., Strauch, D. (1994): Keime und Viren bei Abfallbehandlungsanlagen - Konsequenzen für den Arbeitsschutz. 6. Kasseler Abfallforum: Verwertung biologischer Abfälle, 19.-21.4.1994
- do Pico, G.A. (1986): Health effects of organic dusts in the farm environment. Report on diseases. *Am. J. Ind. Med.* 10, 261-265
- Pincus, D.H., Salkin, I.F., McGinnis, M.R. (1988): Rapid methods in medical mycology. *Laboratory Med.* 19, 315-320.
- Plas, C., Holubar, P., Moser, K., Ploder, W., Braun, R. (1994): Die Bilanzierung von Wasser und Kohlenstoff bei der Biofiltration. In: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): *VDI Berichte 1104. Biologische Abgasreinigung. Tagung Heidelberg 9.3.-11.3.1994.* VDI-Verlag, Düsseldorf
- Platz, S. (1979): Menge und Ausbreitung von aus Geflügelställen emittierten Bakterien und die durch sie verursachte Kontamination der Umwelt. *Berl. Münch. Tierärztl. Wschr.* 92, 297-301
- Pöhle, H. (1994): Geruchsstoffemissionen bei der Kompostierung von Bioabfall. *Vet. med. Diss., Universität Leipzig*
- Pohjola, A., Rantio-Lehtimäki, A., Mäkinen, Y. (1977): Spore composition in a garbage disposal plant. *Grana* 16, 167-169
- Rabe, R., Becker, M. (2000): Emissionen von Pilzsporen aus Biofiltern von Kompostwerken. *Gefahrstoffe-Reinhalung der Luft* 60, Nr. 4, 168-170
- Raper, K.B., Fennel, D.I. (1965): *The genus Aspergillus.* Williams & Wilkins, Baltimore, USA

Rask-Andersen, A., Malmberg, P. Lundholm, M. (1989): Endotoxin levels in farming: absence of symptoms despite of high exposure levels. *Br. J. Ind. Med.* 46, 412-416

Reiß, J. (1998): *Schimmelpilze*. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York-Tokyo

Resz, A., Schwanbeck, J., Knösel, D. (1977): Thermophile Aktinomyceten aus Müllkompost - Temperaturansprüche und proteolytische Aktivität. *Forum Städte-Hyg.* 28, 71-73

Richerson, H.B. (1990): Unifying concepts underlying the effects of organic dust exposure. *Am. J. Ind. Med.* 17, 139-142

Rieneck, M.W. (1992): Mikrobiologische Methoden zur Charakterisierung von Biofiltermaterialien. In: Dragt, A.J., van Ham, J. (Hrsg.): *Biotechniques for air pollution abatement and odour control policies*. Elsevier Sci. Publ. B.V., Amsterdam, 85-90

Ring, J. (1988): *Angewandte Allergologie*. MMV Medizin Verlag, Braunschweig-Wiesbaden

Röllinghoff, M. (1994): Infektion und Infektionsabwehr. In: Brandis, H., Köhler, W., Eggers, H.J., Pulverer, G. (Hrsg.): *Medizinische Mikrobiologie*. Gustav Fischer Verlag, Jena-Stuttgart-N.Y., 18-47

Rolle, M., Mayr, A. (1993): *Medizinische Mikrobiologie, Infektions- und Seuchenlehre*. Enke-Verlag, Stuttgart

Roos, C., Fischer, K. (1989): Filtermaterialien und Konstruktionsmöglichkeiten für Biofilter. In: Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): *Biologische Abgasreinigung - Praktische Erfahrungen und neue Entwicklungen*. Tagung Köln 23.5.-24.5.1989. Kurzfassungen, 40-43

Rossow, N., Horváth, Z. (1985): *Innere Krankheiten der Haustiere. Band I: Organkrankheiten*. Gustav Fischer Verlag, Jena-Stuttgart

Roth, S. (1994): Mikrobiologisch-hygienische Untersuchungen zur Bioabfallkompostierung in Mieten und Kleinkompostern. *Agrarwiss.-Diss., Univ. Stuttgart-Hohenheim*

Rüden, H., Fischer, P., Thofern, E. (1978): Mikroorganismen in der Außenluft während eines Winterhalbjahres. *Zbl. Bakt. Hyg. I. Abt., Orig. B* 166, 332-352

Rüden, H., Jager, E., Zeschmar-Lahl, B. (1994): Hygienische Aspekte der Bioabfallkompostierung aus humanmedizinischer Sicht. In: Bericht des 5. Hohenheimer Seminars: Nachweis und Bewertung von Keimemissionen bei der Entsorgung von kommunalen Abfällen sowie spezielle Hygieneprobleme der Bioabfallkompostierung, Stuttgart-Hohenheim, 5.-6. Oktober 1994, Verant. DVG e.V., Gießen

Ruf, J. (1994): Geruchsemissionen aus Kompostier- und Vergärungsanlagen. In: Bericht des 5. Hohenheimer Seminars: Nachweis und Bewertung von Keimemissionen bei der Entsorgung von kommunalen Abfällen sowie spezielle Hygieneprobleme der Bioabfallkompostierung, Stuttgart-Hohenheim, 5.-6. Oktober 1994, Verant. DVG e.V., Gießen

Rylander et al. (1982): zit. nach Schmidt und Philipp (1994)

Rylander, R., Haglind, P., Lundholm, M. (1985): Endotoxin in cotton dust and respiratory function decrement among cotton workers in an experimental carding room. *Am. Rev. Respir. Dis.* 131, 209-213

Rylander, R. (1986): Lung diseases caused by organic dust in the farm environment. *Am. J. Ind. Med.* 10, 221-227

Rylander, R., Peterson, Y., Donham, K.J. (1990): Questionnaire evaluating organic dust exposure. *Am. J. Ind. Med.* 17, 121-126

Rylander, R. (1992): Personal comments: zit. nach Malmros et al. (1992)

Rylander, R., Persson, K., Goto, H., Yuasa, K., Tanaka, S. (1992): Airborne Beta-1,3-glucan may be related to symptoms in sick buildings. *Indoor Environm.* 1, 263-267

Rylander, R. (1994): Mikroorganismen in Abfallbeseitigungsanlagen - eine Gefährdungsabschätzung. 42. Darmstädter Seminar-Abfalltechnik: Umweltbeeinflussung durch biologische Abfallbehandlungsverfahren, Schriftenr. WAR 81, 251-267

Rylander, R., Goto, H., Yuasa, K., Fogelmark, B., Polla, B. (1994): Bird droppings contain endotoxin and beta-(1,3)-D-glucan. *Int. Arch. Allergy Immunol.* 103, 102-104

Sabo, F. (1990): Verfahrenstechnische Grundlagen der biologischen Abluftreinigung. In: Fischer, K. (Hrsg.): *Biologische Abluftreinigung*. Expert-Verlag, Ehningen, 13-34

Sabo, F. (1991): Behandlung von Deponiegas im Biofilter. *Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft* 47. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld

Samson, R.A. (1992): Mycotoxins a mycologist's perspective. *J. med. Vet. Mycology* 30 (1), 9-18

Samson, R.A., Hoekstra, E.S. (1994): Common fungi occurring in indoor environments. Centraalbureau voor Schimmelcultures, Baarn

Sandhu, R.S., Randhawa, H.S. (1979): Studies on the air-borne fungal spores in Amritsar: their role in Keratomycosis. *Mycopathologia* 68,1: 47-52

Sattar, S.A., Ijaz, M.K. (1987): Spread of viral infections by aerosols. *Crit. Reviews in Environm. Control* 17, 89-131

Schaal, K.P. (1994): Die Aktinomyzeten. In: Brandis, H., Köhler, W., Eggers, H.J., Pulverer, G. (Hrsg.): *Medizinische Mikrobiologie*. Gustav Fischer Verlag, Jena-Stuttgart-N.Y., 563-580

Schappler-Scheele, B., Schürmann, W., Hartung, J., Missel, Th., Benning, Ch., Schröder, H., Weber, J. (1998): Ergebnisse einer arbeitsmedizinischen Untersuchung in Kompostwerken. Vortrag auf dem Entsorgungskongress Köln, 20.10.1998: Arbeitsschutz in Abfallbehandlungs- und Sortieranlagen.

- Scherer, P.A. (1993): Abfallrecycling mittels Kompostierung - ein kurzer Überblick. *Abfallw. J.* 5, 909-916
- Schimmel, D., Bathke, W. (1991): Endotoxin, Endotoxinwirkung (Stichw.). In: Wiesner, E., Ribbeck, R. (Hrsg.): *Wörterbuch der Veterinärmedizin*, 3. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Jena-Stuttgart
- Schmidt, V., Horzinek, M.Ch. (1993): *Krankheiten der Katze*. Gustav Fischer Verlag, Jena-Stuttgart
- Schmidt, B. (1994): Bakteriologische Untersuchungen zur Keimemission an Arbeitsplätzen in der Müllentsorgung und -verwertung. *Agrarwiss. Diss., Univ. Stuttgart- Hohenheim*
- Schmidt, B., Philipp, W. (1994): Emission von Bakterien (an verschiedenen Arbeitsplätzen) in Kompostwerken und anderen müllverarbeitenden Anlagen. In: Bericht des 5. Hohenheimer Seminars: Nachweis und Bewertung von Keimemissionen bei der Entsorgung von kommunalen Abfällen sowie spezielle Hygieneprobleme der Bioabfallkompostierung, Stuttgart-Hohenheim, 5.-6. Oktober 1994, Verant. DVG e.V., Gießen
- Schnabel, W. (1989): Meßplanung und -durchführung an Biofiltern und Biowäschern - Analytik. Kolloquium der VDI-Kommission Reinhaltung der Luft Düsseldorf am 23./24.5.1989 in Köln zum Thema Biologische Abgasreinigung
- Schulze-Berge, A., Kappe, R., Sonntag, H.-G. (1995): Charakterisierung und Therapie-Versager-Analyse histologisch gesicherter invasiver Aspergillosen im Raum Heidelberg 1990-1995. In: Blaschke-Hellmessen, R., Seebacher, C. (Hrsg.): *Kurzfassungen der Vorträge und Poster der Myk'95*, 29. Tagung der Deutschsprachigen Mykologischen Gesellschaft e.V., 7.-10.9.1995 in Dresden
- Seeliger, H.P.R., Heymer, T. (1981): *Diagnostik pathogener Pilze des Menschen und seiner Umwelt*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart-New York
- Seidl, H.P. (1995): *Mikrobiologie des Abfalls*: zit. nach Kämpfer und Weißenfels (1997)
- Selbitz, H.J. (1992): *Lehrbuch der veterinärmedizinischen Bakteriologie*. Gustav Fischer Verlag, Jena-Stuttgart
- Senkpiel, K., Ohgke, H. (1992): Beurteilung der Schimmelpilz-Sporenkonzentration in der Innenraumluft und ihre gesundheitlichen Auswirkungen. *Gesundh. Ing. - Haustechnik-Bauphysik-Umwelttechnik* 113 (1), 42-45
- Sennekamp, H.-J. (1984): Exogen allergische Alveolitis und bronchopulmonale Mykosen. In: Müller, R.W., Ferlinz, R. (Hrsg.): *Bücherei des Pneumologen*. Band 10, Georg Thieme Verlag, Stuttgart-N.Y.
- Sennekamp, H.-J., Bergmann, K.-C. (1987): Allergische bronchopulmonale Mykosen. In: Fuchs, E., Schulz, K.-H. (Hrsg.): *Manuale allergologicum*, Dustri Verlag, Deisenhofen
- Siepmeyer, F.-J. (1982): Erkrankungen des Respirationstraktes durch Schimmelpilze bei Haussäugetieren unter besonderer Berücksichtigung der Allergie. *Vet.med. Diss., Tierärztl. Hochschule Hannover*

- Smid, T., Schokkin, E., Boleij, J.S.M., Heedrick, D. (1989): Enumeration of fungi in occupational environments: a comparison of samplers and media. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 50, 235-239
- Sorenson, W.G., Gerbarick, G.F., Lewis, D.M., Castranova, V. (1986): Toxicity of mycotoxins in the rat alveolar macrophage in vitro. *Env. Health Perspectives* 66, 45-53
- Sorenson, W.G. (1990): Mycotoxins as potential occupational hazards. *J. Ind. Microbiol.* 5, 205-211
- Sorenson, W.G., Siegel, P.D., Olenchock, S.A. (1992): Fungi in aerosols of hay associated with respiratory distress in dairy cattle. *Int. Biodeterioration & Biodegradation* 30, 353-362
- Sprockhoff, H. (1979): Die Überlebensfähigkeit bestimmter Krankheitserreger unter Umwelteinflüssen. *Dtsch. Tierärztl. Wschr.* 86, 33-36
- Sridhara, S., Gangak, S.V., Joshi, A.P. (1990): Immunochemical investigation of allergens from *Rhizopus nigricans*. *Allergy* 45, 557-586
- Staib, F. (1980): Epidemiologie und Ökologie von menschen- und tierpathogenen *Aspergillus*-Arten. *Bundesgesundh.blatt* 23/14, 215-216
- Staib, F. (1982a): Mykosen durch Pilzsporen in der Raumluft. *Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt., Orig. B* 176, 142-154
- Staib, F. (1982b): Meningitiden seltener Ätiologie. *Bundesgesundh.blatt* 25, 305-314
- Staib, F. (1985): Vorschläge zur Bekämpfung aerogener tiefer Mykosen bei immungeschwächten Personen. *Bundesgesundh.blatt* 28, 132-138
- Staib, F. (1992): Bioabfall aus medizinisch-mykologischer Sicht. *Bundesgesundh.blatt* 5, 21-26
- Staib, F., Huhn, D. (1991): Pilzinfektionen bei abwehrgeschwächten Patienten. Symposiumsband, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg
- Stalder, K. (1994a): Infektions- und Allergisierungsmöglichkeiten durch Keimemissionen aus kommunalen Abfällen. In: Bericht des 5. Hohenheimer Seminars: Nachweis und Bewertung von Keimemissionen bei der Entsorgung von kommunalen Abfällen sowie spezielle Hygieneprobleme der Bioabfallkompostierung, Stuttgart-Hohenheim, 5.-6. Oktober 1994, Verant. DVG e.V., Gießen
- Stalder, K. (1994b): Gesundheitsgefährdungen durch Schimmelpilze und Actinomyceten. In: Stalder, K., Verkoyen, C. (Hrsg.): Gesundheitsrisiken bei der Entsorgung kommunaler Abfälle. Verlag Die Werkstatt, Göttingen
- Stalder, K., Seebode, A., Studt, G. (1994): Die Überwachung des individuellen Allergisierungsrisikos durch Actinomyceten und Pilze. In: Stalder, K., Verkoyen, C. (Hrsg.): Gesundheitsrisiken bei der Entsorgung kommunaler Abfälle. Verlag Die Werkstatt, Göttingen

- Stalder, K., Bünger, J. (1996): Gesundheitliche Risiken durch fakultativ-pathogene Mikroorganismen bei der Abfallentsorgung: umwelt- und arbeitsmedizinische Aspekte. *Forum Städte-Hyg.* 47, 142-146
- Stegmann, R., Heining, K., Wiese, B. (1994): Weitergehende Elimination von Gerüchen aus Kompostwerken. In: BMFT-Verbundvorhaben: Neue Techniken zur Kompostierung. Endbericht Teilvorhaben 4 (Muster), Förderkz. 1450638C8, Technische Universität Hamburg-Harburg, Abfallwirtschaft und Stadttechnik
- Steinmüller, W., Claus, G., Kutzner, H.J. (1979): Grundlagen der biologischen Abluftreinigung. Teil II: Mikrobiologischer Abbau von luftverunreinigenden Stoffen. *Staub-Reinhaltung der Luft* 39 (5), 149-152
- Steuer, W. (1986): Aerogene Belastung in der Umgebung von Kläranlagen. *Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt., Orig. B* 182, 202-214
- Stöcker, F.W., Dietrich, G. (1986): *Biologie*. VEB F.A. Brockhaus Verlag, Leipzig
- Straatsma, G., Samson, R.A., Olijnsma, T.W., Op den Camp, H.J.M., Gerrits, J.P.G., Van Griensven, L.J.L.D. (1994): Ecology of thermophilic fungi in mushroom compost, with emphasis on *Scytalidium thermophilum* and growth stimulation of *Agaricus bisporus* mycelium. *Appl. Environ. Microbiol.* 60, 454-458
- Strauch, D. (1964): Veterinärhygienische Untersuchungen bei der Verwertung fester und flüssiger Siedlungsabfälle. *Schriftenreihe Geb. des öffentl. Gesundh. wesens* 18, Georg Thieme Verlag, Stuttgart
- Strauch, D. (1994): Hygienische Aspekte der Bioabfallkompostierung aus veterinärmedizinischer Sicht. In: Bericht des 5. Hohenheimer Seminars: Nachweis und Bewertung von Keimemissionen bei der Entsorgung von kommunalen Abfällen sowie spezielle Hygieneprobleme der Bioabfallkompostierung, Stuttgart-Hohenheim, 5.-6. Oktober 1994, Verant. DVG e.V., Gießen
- Strauch, D. (1996): Hygieneproblematik bei der biologischen Abfallbehandlung. *Forum Städte-Hyg.* 47, 126-141
- Streib, R., Herbold, K., Botzenhart, K. (1989): Keimzahlen ausgewählter Mikroorganismen in ungetrenntem Hausmüll, Biomüll und Naßmüll bei unterschiedlichen Standzeiten und Außentemperaturen. *Forum Städte-Hyg.* 40, 290-292
- Strom, P.F. (1985a): Effect of temperature on bacterial species diversity in thermophilic solid-waste composting. *Appl. Environm. Microbiol.* 50, 899-905
- Strom, P.F. (1985b): Identification of thermophilic bacteria in solid-waste composting. *Appl. Environm. Microbiol.* 50, 906-913
- Swida, U. (1999): Risiken und Maßnahmen zum Schutz der Beschäftigten. Persönliche Mitteilung der Behörde für Arbeit, Gesundheit und Soziales, Amt für Arbeitsschutz, Hamburg
- Szydek und Haines (1995): zit. nach: Diehl und Hofmann (1996)

Teltsch, B., Katzenelson, E. (1978): Airborne enteric bacteria and viruses from spray irrigation with wastewater. *Appl. Environm. Microbiol.* 35, 290-296

Töpfer, K. (1993): In: Perspektiven der biologischen Abfallbehandlung. Symposium des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 6.-7.7.1992 in Saarbrücken, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.), Bonn, 1993

Vincken, W., Roels, P. (1984): Hypersensitivity pneumonitis due to *Aspergillus fumigatus* in compost. *Thorax* 39, 74-75

Vissiennon, Th. (1999): Untersuchungen zur Pilzbelastung im Hühnerstall und ihre ätiopathogenetische Bedeutung für Mensch und Tier. *Berl. Münch. Tierärztl. Wschr.* 112 (3), 104-107

Vissiennon, Th., Nennof, P. (1997): Wege und Verfahren der mykologischen Diagnostik in veterinärmedizinischen Laboratorien. *Tierärztl. Praxis* 25, 85-93

Vissiennon, Th., Hennig, T., Bergmann, A. (2000): Zur Pilzflora in der Einstreu von Pferdeställen. *Amtstierärztlicher Dienst und Lebensmittelkontrolle II/2000*, 126-130

Vogt, K.H. (1990): Quantitative Keimzahlbestimmung in der Raumluft - Zwei Geräte und Methoden im Vergleich. *Krankenh.-Hyg. und Inf.verhütung* 12, 34-37

Wanner, H.U. (1975): Mikrobielle Verunreinigung der Luft durch Belebtschlammbecken. *Zbl. Bakt. Hyg. B161*, 46-53

Weber, H., Arnold, G.R.W. (1993): Ökologie der Pilze. In: Weber, H. (Hrsg.): *Allgemeine Mykologie*, Gustav Fischer Verlag, Jena-Stuttgart

Wegmann, T. (1994): *Medizinische Mykologie - ein praktischer Leitfaden*. Schattauer-Verlag, Stuttgart

Weinrich, M., Vissiennon, Th., Kliche, R., Bergmann, A. (1996): Mykologische Untersuchungen zur Kompostierung. In: *BMFT-Verbundvorhaben: Neue Techniken zur Kompostierung. Abschlußbericht Teilvorhaben 9: Zusammenhang zwischen mikrobieller Besiedlung und Geruchsemission*. Institut für Tierhygiene und Öffentliches Veterinärwesen, Universität Leipzig

Weinrich, M. (1999): Art und Häufigkeit des Vorkommens von Schimmelpilzen in Bioabfalltonnen und die davon ausgehende aerogene Sporenbelastung. *Vet.med. Diss.*, Universität Leipzig

von Wichert, P. (1992): Lungen- und Atmungskrankheiten. In: Siegenthaler, W., Kaufmann, W., Hornbostel, H., Waller, H.D. (Hrsg.): *Lehrbuch der Inneren Medizin*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart-N.Y., 230-324

Wiegand, B. (1991): Längerfristige Keimflora-Untersuchungen in 2 Ställen einer Rinderklinik. *Vet.med. Diss.*, Universität Hannover

Wiesner, E. (1991) In: Wiesner, E., Ribbeck, R. (Hrsg.): Wörterbuch der Veterinärmedizin. Gustav Fischer Verlag, Jena-Stuttgart

Wildführ, W., Mittelstädt, B. (1978): Die Bestimmung des Keimgehaltes der Luft im klinischen und pharmazeutischen Bereich. Zbl. Hyg. 3, 436-439

Wilken-Jensen, K., Gravesen, S. (1984): zit. nach Göttlich (1994)

Yoshida, K., Ando, M., Ito, K., Sakuta, T., Arima, K., Araki, S. (1990): Hypersensitivity Pneumonitis of a mushroom worker due to *Aspergillus glaucus*. Archives Environm. Health 45 (4), 245-247

Zaiß, U. (1994): Keime. In: Mennerich, A. (Hrsg.): Abluftemissionen aus kommunalen Abwasseranlagen. ATV Dokumentation und Schriftenreihe aus Wissenschaft und Praxis 33, 41-64

Zaiß, U., Grobelny, K. (1996): Die räumliche Ausbreitung von Bakterien und Schimmelpilzen über die Atmosphäre bei der offenen Mietenkompostierung. Forum Sädte-Hyg. 47, 192-198

ANHANG

Tab. A1: Pilzgehalte in der Biofilterroh/reinluft der Kompostieranlage I

Meßtag	Perz.	Pilzgehalte in KBE/m ³ Luft			
		SAS-Luftkeimsammler		RCS-Luftkeimsammler	
		Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft
1	25	5,8x10 ²	1,2x10 ⁴	6,1x10 ³	3,0x10 ⁴
	50	8,2x10 ²	1,4x10 ⁴	8,1x10 ³	3,4x10 ⁴
	75	9,6x10 ²	1,4x10 ⁴	9,3x10 ³	3,8x10 ⁴
3	25	4,2x10 ²	1,2x10 ³	1,1x10 ³	4,6x10 ³
	50	5,0x10 ²	2,6x10 ³	2,6x10 ³	5,6x10 ³
	75	5,8x10 ²	3,7x10 ³	3,6x10 ³	6,2x10 ³
4	25	1,2x10 ²	1,5x10 ³	1,3x10 ³	2,3x10 ³
	50	2,4x10 ²	3,9x10 ³	1,6x10 ³	2,8x10 ³
	75	2,8x10 ²	4,0x10 ³	1,8x10 ³	5,0x10 ³
7	25	1,5x10 ⁵	9,8x10 ²	7,2x10 ⁴	3,5x10 ³
	50	*	1,4x10 ³	*	3,7x10 ³
	75	*	1,7x10 ³	*	4,8x10 ³
10	25	8,7x10 ²	3,8x10 ³	4,9x10 ³	1,1x10 ⁴
	50	1,2x10 ³	7,2x10 ³	8,0x10 ³	1,2x10 ⁴
	75	2,6x10 ³	8,6x10 ³	9,3x10 ³	1,3x10 ⁴
11	25	3,3x10 ²	1,4x10 ³	1,4x10 ³	7,8x10 ³
	50	4,0x10 ²	1,6x10 ³	1,6x10 ³	9,8x10 ³
	75	4,6x10 ²	1,9x10 ³	1,8x10 ³	1,1x10 ⁴
14	25	1,4x10 ⁴	2,2x10 ³	1,5x10 ⁴	8,0x10 ³
	50	1,6x10 ⁴	3,2x10 ³	2,3x10 ⁴	1,0x10 ⁴
	75	1,8x10 ⁴	3,6x10 ³	2,9x10 ⁴	1,1x10 ⁴
17	25	5,3x10 ²	1,1x10 ⁴	1,3x10 ⁴	4,1x10 ⁴
	50	6,2x10 ²	2,0x10 ⁴	1,8x10 ⁴	4,6x10 ⁴
	75	9,4x10 ²	2,2x10 ⁴	1,9x10 ⁴	4,6x10 ⁴
21	25	8,9x10 ³	2,0x10 ³	-	-
	50	1,0x10 ⁴	2,6x10 ³	-	-
	75	1,1x10 ⁴	3,5x10 ³	-	-
22	25	1,0x10 ³	8,8x10 ²	6,9x10 ³	7,5x10 ³
	50	1,5x10 ³	2,2x10 ³	8,3x10 ³	8,7x10 ³
	75	1,7x10 ³	2,6x10 ³	1,0x10 ⁴	1,0x10 ⁴
25	25	5,0x10 ³	4,0x10 ³	7,8x10 ³	8,9x10 ³
	50	5,2x10 ³	4,6x10 ³	9,7x10 ³	9,8x10 ³
	75	5,7x10 ³	6,1x10 ³	1,2x10 ⁴	1,0x10 ⁴
28	25	3,8x10 ³	9,0x10 ³	2,7x10 ⁴	5,4x10 ⁴
	50	4,2x10 ³	1,2x10 ⁴	3,0x10 ⁴	5,7x10 ⁴
	75	4,5x10 ³	1,5x10 ⁴	4,2x10 ⁴	6,0x10 ⁴
29	25	9,5x10 ³	8,8x10 ²	7,8x10 ⁴	3,4x10 ⁴
	50	1,6x10 ⁴	1,4x10 ³	1,3x10 ⁵	3,6x10 ⁴
	75	1,7x10 ⁴	1,9x10 ³	*	4,4x10 ⁴
32	25	3,7x10 ²	9,9x10 ²	6,4x10 ³	1,1x10 ⁴
	50	4,2x10 ²	1,2x10 ³	7,9x10 ³	1,4x10 ⁴
	75	5,8x10 ²	1,9x10 ³	1,1x10 ⁴	1,6x10 ⁴

* Sammelmedien überbelegt

Tab. A2: Temperatur (Temp.), relative Luftfeuchte (r.F.) in der Außenluft sowie Temperatur und Strömungsgeschwindigkeit (Sgeschw.) in der Biofilterroh/reinluft (Trichter) der Kompostieranlage I

Meßtag	Außenluft			Rohluft		Reinluft	
	Witterung	r.F. %	Temp. °C	Temp. °C	Sgeschw. m/s	Temp. °C	Sgeschw. m/s
1	sonnig	62,5	24,3	38,1	7,6	31,8	0,3
3	sonnig	65,5	24,4	49,0	8,1	36,7	0,5
4	schwül	73,3	23,9	36,4	7,4	31,2	0,3
7	sonnig	73,0	19,8	30,9	7,7	27,5	0,3
10	sonnig	65,9	22,5	45,9	7,6	35,3	0,2
11	schwül	64,9	25,0	43,5	7,4	33,0	0,5
14	sonnig	53,9	20,7	42,1	7,6	31,7	0,5
17	sonnig	68,8	22,6	48,4	7,8	35,8	0,4
21	sonnig	54,6	22,0	37,7	7,5	32,0	0,5
22	sonnig	61,4	23,5	49,1	7,6	36,2	0,7
25	sonnig	57,4	23,8	39,6	8,2	33,1	0,5
28	bedeckt	62,5	23,6	44,5	8,3	35,2	0,5
29	bedeckt	55,0	20,8	37,6	8,3	32,0	0,3
32	bedeckt	44,6	22,4	43,5	8,2	34,8	0,7

Tab. A3: Pilzgehalte in der Biofilterrohluft und -reinluft der Kompostieranlage II

Messung	Perzentil	Pilzgehalte in KBE/m ³ Luft			
		SAS-Luftkeimsammler		RCS-Luftkeimsammler	
		Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft
1	25	1,1x10 ³	1,2x10 ³	7,5x10 ³	2,0x10 ³
	50	1,6x10 ³	1,6x10 ³	7,6x10 ³	2,4x10 ³
	75	2,0x10 ³	1,7x10 ³	8,0x10 ³	2,5x10 ³
2	25	1,6x10 ³	1,2x10 ³	4,9x10 ³	1,8x10 ³
	50	2,2x10 ³	1,4x10 ³	5,2x10 ³	1,9x10 ³
	75	3,0x10 ³	1,6x10 ³	5,5x10 ³	2,0x10 ³
3	25	2,0x10 ³	1,0x10 ³	1,0x10 ⁴	1,9x10 ³
	50	2,0x10 ³	1,6x10 ³	1,4x10 ⁴	2,0x10 ³
	75	2,2x10 ³	2,2x10 ³	2,0x10 ⁴	2,4x10 ³
4	25	2,3x10 ³	1,4x10 ³	6,6x10 ³	1,0x10 ³
	50	2,8x10 ³	1,8x10 ³	7,0x10 ³	1,2x10 ³
	75	3,2x10 ³	2,2x10 ³	7,2x10 ³	1,6x10 ³
5	25	2,5x10 ³	1,5x10 ³	5,2x10 ³	1,5x10 ³
	50	2,9x10 ³	1,8x10 ³	5,4x10 ³	1,6x10 ³
	75	4,2x10 ³	1,9x10 ³	5,6x10 ³	2,0x10 ³
6	25	2,0x10 ³	1,0x10 ³	5,7x10 ³	1,4x10 ³
	50	2,4x10 ³	1,3x10 ³	6,0x10 ³	1,8x10 ³
	75	2,8x10 ³	1,6x10 ³	6,2x10 ³	2,2x10 ³
7	25	1,0x10 ³	1,2x10 ²	1,6x10 ³	4,0x10 ²
	50	1,2x10 ³	3,0x10 ²	1,8x10 ³	4,5x10 ²
	75	1,7x10 ³	4,5x10 ²	2,0x10 ³	5,0x10 ²
8	25	7,1x10 ²	7,1x10 ²	8,6x10 ²	3,8x10 ²
	50	9,3x10 ²	7,9x10 ²	9,7x10 ²	4,1x10 ²
	75	1,1x10 ³	9,6x10 ²	1,1x10 ³	4,4x10 ²
9	25	1,4x10 ³	1,2x10 ³	2,0x10 ³	7,6x10 ²
	50	1,6x10 ³	1,4x10 ³	2,8x10 ³	8,0x10 ²
	75	2,0x10 ³	1,6x10 ³	4,7x10 ³	8,1x10 ²

Fortsetzung Tab. A3

Messung	Perzentil	Pilzgehalte in KBE/m ³ Luft			
		SAS-Luftkeimsammler		RCS-Luftkeimsammler	
		Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft
10	25	4,5x10 ²	6,9x10 ²	3,3x10 ³	1,2x10 ³
	50	5,7x10 ²	8,1x10 ²	3,6x10 ³	1,2x10 ³
	75	7,2x10 ²	9,0x10 ²	3,9x10 ³	1,4x10 ³
11	25	4,2x10 ¹	4,8x10 ²	1,6x10 ³	1,0x10 ³
	50	9,6x10 ¹	6,6x10 ²	2,2x10 ³	1,2x10 ³
	75	1,5x10 ²	7,4x10 ²	2,9x10 ³	1,4x10 ³
12	25	6,6x10 ²	8,8x10 ²	1,4x10 ³	9,8x10 ²
	50	1,1x10 ³	9,1x10 ²	1,8x10 ³	1,0x10 ³
	75	1,6x10 ³	9,4x10 ²	1,9x10 ³	1,2x10 ³

Tab. A4: Temperatur (Temp.), relative Luftfeuchte (r.F.) in der Außenluft sowie Temperatur und Strömungs-geschwindigkeit (Sgeschw.) in der Biofilterroh/reinluft (Trichter) der Kompostieranlage II

Meßtag	Außenluft			Rohluft		Reinluft	
	Witterung	r.F. %	Temp. °C	Temp. °C	Sgeschw. m/s	Temp. °C	Sgeschw. m/s
1	bedeckt	92,5	4,0	11,5	4,6	9,5	0,5
2	Regen	100,0	7,5	13,4	5,8	9,0	0,3
3	bedeckt	98,7	6,2	12,3	4,7	9,0	0,3
4	Regen	100,0	8,1	15,2	3,7	10,5	0,3

Tab. A5: Pilzgehalte in der Umgebung des Biofilters der Kompostieranlage II

Meßgerät	Perzentil	Pilzgehalte in KBE/m ³ Luft				
		M1	M2	M3	M4	Np
SAS- Luftkeimsammler	25	1,8x10 ¹	2,0x10 ²	2,1x10 ²	3,8x10 ¹	7,2x10 ⁰
	50	6,3x10 ¹	3,1x10 ²	2,9x10 ²	4,4x10 ¹	1,4x10 ¹
	75	1,0x10 ²	4,8x10 ²	4,0x10 ²	6,5x10 ¹	2,0x10 ¹
RCS- Luftkeimsammler	25	9,3x10 ¹	9,2x10 ²	1,3x10 ²	9,2x10 ¹	2,5x10 ¹
	50	1,2x10 ²	1,2x10 ³	1,6x10 ²	1,2x10 ²	3,1x10 ¹
	75	1,7x10 ²	1,5x10 ³	2,0x10 ²	1,8x10 ²	5,2x10 ¹

Tab. A6: Temperatur (Temp.) in der Außenluft sowie Temperatur und Strömungsgeschwindigkeit (Sgeschw.) in der Biofilterroh/reinluft (Trichter) der Kompostieranlage III

Meßtag	Außenluft		Rohluft		Reinluft
	Witterung	Temp. °C	Temp. °C	Sgeschw. m/s	Sgeschw. m/s
1	sonnig	16-25	52-56	6,1	0,2
2	bedeckt	13-19	48	6,5	0,5
3	Regen	14-16	36-42	6,2	0,5

Tab. A7: Pilzgehalte in der Biofilterrohluft und -reinluft der Kompostieranlage III

Messung	Perzentil	Pilzgehalte in KBE/m ³ Luft			
		SAS-Luftkeimsammler		RCS-Luftkeimsammler	
		Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft
1	25	3,2x10 ⁰	2,8x10 ²	2,8x10 ³	1,6x10 ⁴
	50	5,0x10 ⁰	2,9x10 ²	3,0x10 ³	1,7x10 ⁴
	75	6,8x10 ⁰	3,4x10 ²	3,2x10 ³	1,8x10 ⁴
2	25	9,0x10 ⁰	2,1x10 ²	1,1x10 ³	2,0x10 ³
	50	9,5x10 ⁰	2,6x10 ²	1,2x10 ³	2,2x10 ³
	75	1,2x10 ¹	3,2x10 ²	1,4x10 ³	2,4x10 ³
3	25	3,3x10 ²	6,3x10 ²		
	50	5,4x10 ²	7,4x10 ²		
	75	6,3x10 ²	7,6x10 ²		
4	25	8,2x10 ²	8,6x10 ²	1,3x10 ³	2,2x10 ³
	50	8,6x10 ²	8,8x10 ²	1,4x10 ³	2,3x10 ³
	75	9,0x10 ²	8,8x10 ²	1,5x10 ³	2,4x10 ³
5	25	5,2x10 ²	4,1x10 ²	2,4x10 ³	1,6x10 ³
	50	6,3x10 ²	5,1x10 ²	2,8x10 ³	1,7x10 ³
	75	8,6x10 ²	7,6x10 ²	3,2x10 ³	1,8x10 ³
6	25	7,0x10 ⁴	6,1x10 ³	1,3x10 ⁵	2,7x10 ³
	50	7,0x10 ⁴	6,3x10 ³	1,3x10 ⁵	2,8x10 ³
	75	7,0x10 ⁴	6,5x10 ³	1,3x10 ⁵	2,9x10 ³

Tab. A8: Pilzgehalte der Biofilterroh- und -reinluft an den Meßpunkten a, b und c der Kompostieranlage IV
SAS-Luftkeimsammler

Tag/ Messung	Perz.	Pilzgehalte KBE/m ³								
		a			b			c		
		Rohluft Halle	Biofilter	Reinluft	Rohluft Turm	Biofilter	Reinluft	Rohluft Turm	Biofilter	Reinluft
1/1	25	4,2x10 ⁴	1,3x10 ⁴	1,3x10 ³	*	1,3x10 ⁴	2,4x10 ²	1,1x10 ³	5,4x10 ¹	9,8x10 ¹
	50	5,2x10 ⁴	1,8x10 ⁴	1,4x10 ³	*	2,3x10 ⁴	4,0x10 ²	1,4x10 ³	9,1x10 ¹	1,2x10 ²
	75	6,2x10 ⁴	2,0x10 ⁴	1,8x10 ³	*	3,0x10 ⁴	5,4x10 ²	1,9x10 ³	1,5x10 ²	1,7x10 ²
1/2	25	8,4x10 ⁴	3,2x10 ⁴	5,6x10 ³	*	1,2x10 ⁴	2,2x10 ²	4,3x10 ³	7,6x10 ²	2,6x10 ²
	50	8,6x10 ⁴	3,4x10 ⁴	6,8x10 ³	*	1,6x10 ⁴	2,7x10 ²	4,8x10 ³	1,1x10 ³	3,0x10 ²
	75	8,8x10 ⁴	4,0x10 ⁴	8,9x10 ³	*	1,7x10 ⁴	3,2x10 ²	5,5x10 ³	1,4x10 ³	3,2x10 ²
1/3	25	1,0x10 ⁵	2,8x10 ⁴	2,6x10 ³	*	9,4x10 ³	3,9x10 ²	-	-	-
	50	1,2x10 ⁵	3,2x10 ⁴	3,0x10 ³	*	1,0x10 ⁴	4,1x10 ²	-	-	-
	75	1,4x10 ⁵	3,6x10 ⁴	3,9x10 ³	*	1,3x10 ⁴	4,6x10 ²	-	-	-
2/1	25	3,4x10 ⁴	9,5x10 ³	9,1x10 ²	*	1,2x10 ⁴	2,8x10 ²	2,9x10 ³	6,0x10 ¹	1,2x10 ²
	50	3,6x10 ⁴	1,2x10 ⁴	9,6x10 ²	*	1,6x10 ⁴	3,2x10 ²	3,2x10 ³	7,5x10 ¹	1,4x10 ²
	75	4,0x10 ⁴	1,5x10 ⁴	1,1x10 ³	*	2,2x10 ⁴	3,8x10 ²	3,7x10 ³	1,1x10 ²	1,9x10 ²
2/2	25	6,8x10 ⁴	4,2x10 ⁴	2,0x10 ³	*	2,4x10 ⁴	3,7x10 ²	5,9x10 ³	2,5x10 ³	4,2x10 ¹
	50	7,1x10 ⁴	6,2x10 ⁴	2,2x10 ³	*	2,8x10 ⁴	3,8x10 ²	6,0x10 ³	2,8x10 ³	4,4x10 ¹
	75	8,2x10 ⁴	7,1x10 ⁴	2,4x10 ³	*	3,2x10 ⁴	4,2x10 ²	6,2x10 ³	3,4x10 ³	4,6x10 ¹
2/3	25	7,3x10 ⁴	5,6x10 ⁴	2,5x10 ³	*	2,8x10 ⁴	5,2x10 ²	8,0x10 ³	-	4,4x10 ¹
	50	7,8x10 ⁴	5,8x10 ⁴	3,2x10 ³	*	3,0x10 ⁴	7,6x10 ²	8,4x10 ³	-	4,6x10 ¹
	75	8,2x10 ⁴	7,2x10 ⁴	3,5x10 ³	*	3,2x10 ⁴	1,1x10 ³	8,8x10 ³	-	4,8x10 ¹

Fortsetzung Tab. A8

Tag/ Messung	Perz.	Pilzgehalte KBE/m ³								
		a			b			c		
		Rohluft		Reinluft	Rohluft		Reinluft	Rohluft		Reinluft
Halle	Biofilter	Turm	Biofilter		Turm	Biofilter				
3/1	25	2,3x10 ⁴	7,6x10 ³	3,5x10 ²	*	4,6x10 ³	1,9x10 ²	7,9x10 ²	3,8x10 ²	1,2x10 ¹
	50	2,6x10 ⁴	9,4x10 ³	5,2x10 ²	*	5,4x10 ³	5,0x10 ²	8,8x10 ²	4,2x10 ²	2,9x10 ¹
	75	3,2x10 ⁴	1,1x10 ⁴	6,9x10 ²	*	5,8x10 ³	6,2x10 ²	9,5x10 ²	4,9x10 ²	4,0x10 ¹
3/2	25	3,7x10 ⁴	1,8x10 ⁴	9,8x10 ²	*	4,8x10 ³	3,7x10 ²	9,3x10 ²	5,7x10 ²	2,7x10 ¹
	50	4,0x10 ⁴	2,3x10 ⁴	1,0x10 ³	*	5,2x10 ³	4,0x10 ²	1,0x10 ³	6,0x10 ²	4,0x10 ¹
	75	4,3x10 ⁴	2,5x10 ⁴	1,2x10 ³	*	5,4x10 ³	4,1x10 ²	1,3x10 ³	6,6x10 ²	5,0x10 ¹
3/3	25	5,8x10 ⁴	2,5x10 ³	7,0x10 ²	4,6x10 ⁴	8,2x10 ²	8,4x10 ¹	2,2x10 ³	-	5,3x10 ²
	50	6,3x10 ⁴	4,4x10 ³	7,8x10 ²	5,8x10 ⁴	1,7x10 ³	9,6x10 ¹	2,6x10 ³	-	5,8x10 ²
	75	6,4x10 ⁴	6,6x10 ³	8,6x10 ²	6,8x10 ⁴	2,3x10 ³	1,2x10 ²	2,7x10 ³	-	6,0x10 ²

* Sammelmedien überbelegt

Tab. A9: Pilzgehalte der Biofilterroh- und -reinluft der Kompostieranlage IV

RCS-Luftkeimsammler

Tag/ Messung	Perz.	Pilzgehalte KBE/m ³								
		a			b			c		
		Rohluft		Reinluft	Rohluft		Reinluft	Rohluft		Reinluft
Halle	Biofilter	Turm	Biofilter		Turm	Biofilter				
1/1	25	*	8,0x10 ³	5,2x10 ²	*	5,6x10 ⁴	5,3x10 ²	-	6,4x10 ²	6,6x10 ¹
	50	*	1,3x10 ⁴	8,6x10 ²	*	6,3x10 ⁴	7,4x10 ²	-	7,4x10 ²	8,6x10 ¹
	75	*	1,5x10 ⁴	1,6x10 ³	*	7,0x10 ⁴	9,8x10 ²	-	8,8x10 ²	9,8x10 ¹
1/2	25	*	3,3x10 ⁴	3,2x10 ³	*	3,2x10 ⁴	5,0x10 ²	-	1,3x10 ³	1,6x10 ²
	50	*	3,8x10 ⁴	3,9x10 ³	*	3,9x10 ⁴	5,2x10 ²	-	1,6x10 ³	2,0x10 ²
	75	*	4,0x10 ⁴	4,3x10 ³	*	4,6x10 ⁴	5,4x10 ²	-	2,0x10 ³	2,3x10 ²
1/3	25	*	6,4x10 ⁴	6,4x10 ³	*	4,2x10 ⁴	1,6x10 ²	-	-	-
	50	*	6,8x10 ⁴	7,8x10 ³	*	4,4x10 ⁴	2,4x10 ²	-	-	-
	75	*	7,2x10 ⁴	8,3x10 ³	*	4,9x10 ⁴	3,0x10 ²	-	-	-
2/1	25	3,0x10 ⁴	7,5x10 ³	1,4x10 ³	*	7,0x10 ⁴	8,4x10 ²	3,1x10 ³	7,1x10 ²	7,9x10 ¹
	50	3,4x10 ⁴	9,2x10 ³	1,7x10 ³	*	7,5x10 ⁴	8,6x10 ²	3,5x10 ³	7,4x10 ²	9,2x10 ¹
	75	3,8x10 ⁴	1,3x10 ⁴	2,0x10 ³	*	8,0x10 ⁴	9,0x10 ²	3,6x10 ³	8,8x10 ²	1,1x10 ²
2/2	25	5,9x10 ⁴	3,3x10 ⁴	2,3x10 ³	*	8,9x10 ⁴	9,6x10 ²	1,0x10 ⁴	4,9x10 ³	4,6x10 ²
	50	6,3x10 ⁴	4,2x10 ⁴	2,8x10 ³	*	9,0x10 ⁴	9,7x10 ²	1,2x10 ⁴	5,0x10 ³	6,0x10 ²
	75	6,4x10 ⁴	4,6x10 ⁴	3,2x10 ³	*	9,2x10 ⁴	1,1x10 ³	1,6x10 ⁴	5,2x10 ³	7,2x10 ²
2/3	25	6,1x10 ⁴	5,3x10 ⁴	3,7x10 ³	*	1,0x10 ⁵	1,2x10 ³	-	-	-
	50	6,6x10 ⁴	5,6x10 ⁴	3,9x10 ³	*	1,1x10 ⁵	1,4x10 ³	-	-	-
	75	7,1x10 ⁴	6,2x10 ⁴	4,1x10 ³	*	1,1x10 ⁵	1,6x10 ³	-	-	-
3/1	25	1,8x10 ⁴	6,7x10 ³	8,9x10 ²	*	6,5x10 ⁴	8,8x10 ²	8,8x10 ²	4,7x10 ²	5,7x10 ¹
	50	2,3x10 ⁴	7,8x10 ³	1,0x10 ³	*	6,7x10 ⁴	9,7x10 ²	9,1x10 ²	6,0x10 ²	6,6x10 ¹
	75	2,5x10 ⁴	8,9x10 ³	1,1x10 ³	*	6,9x10 ⁴	1,2x10 ³	1,1x10 ³	6,4x10 ²	8,0x10 ¹
3/2	25	2,8x10 ⁴	1,1x10 ⁴	1,4x10 ³	*	5,0x10 ⁴	7,5x10 ²	9,5x10 ³	1,8x10 ³	1,5x10 ²
	50	3,2x10 ⁴	1,3x10 ⁴	1,6x10 ³	*	5,4x10 ⁴	8,3x10 ²	1,1x10 ⁴	2,2x10 ³	1,7x10 ²
	75	3,6x10 ⁴	1,5x10 ⁴	2,1x10 ³	*	6,0x10 ⁴	8,8x10 ²	1,2x10 ⁴	2,6x10 ³	1,9x10 ²
3/3	25	1,5x10 ⁵	3,0x10 ⁴	2,5x10 ³	*	-	-	-	-	-
	50	1,6x10 ⁵	3,3x10 ⁴	2,6x10 ³	*	-	-	-	-	-
	75	1,7x10 ⁵	3,6x10 ⁴	3,0x10 ³	*	-	-	-	-	-

* Sammelmedien überbelegt

Tab. A10: Temperatur (Temp.) und Strömungsgeschwindigkeit (Sgeschw.) in der Biofilterroh/reinluft der Kompostieranlage IV

Meßort		Meßtag 1		Meßtag 2		Meßtag 3	
		Temp. °C	Sgeschw. m/s	Temp. °C	Sgeschw. m/s	Temp. °C	Sgeschw. m/s
a)	Halle	21,8	9,1	20,2	9,3	22,4	9,1
	Biofilter	21,1	9,5	21,3	9,2	21,3	8,9
	Reinluft	14,8	0,2	15,3	0,6	14,2	0,3
b)	Rotteturm	41,3	6,3	42,3	6,5	40,7	7,1
	Biofilter	20,7	7,1	21,2	n.g.	20,3	7,7
	Reinluft	12,5	0,5	11,7	0,5	11,5	0,3
c)	Rotteturm	32,4	6,7	35,6	n.g.	35,4	n.g.
	Biofilter	21,7	7,2	19,8	n.g.	n.g.	n.g.
	Reinluft	11,7	0,3	12,1	0,3	11,9	0,4

n.g. - nicht gemessen

Tab. A11: Temperatur (Temp.) in der Außenluft, Temperatur und Strömungsgeschwindigkeit (Sgeschw.) in der Biofilterroh/reinluft (Trichter) sowie Verteilung der beprobten Arbeitsaktivitäten (A)

Meßtag	Meßzeit	Aktivität	Außenluft		Rohluft		Reinluft	
			Witterung	Temp. °C	Temp. °C	Sgeschw. m/s	Temp. °C	Sgeschw. m/s
1	8.00-8.50	A5	sonnig, schwach windig	9,1	43,5	8,6	26,8	0,2
	9.00-9.50	A1		9,1	45,7	7,3	22,9	0,4
	10.15-11.00	A1		12,1	43,7	7,9	26,8	0,3
	11.30-12.15	A1		15,0	43,2	7,8	25,0	0,4
2	8.00-8.50	A5	Regen, windig	7,1	44,9	7,7	21,9	0,2
	9.45-10.30	A1		7,5	45,2	7,5	22,1	0,3
3	7.30-8.15	A1	Schauer, schwach windig	7,6	50,5	7,7	24,6	0,2
	8.30-9.00	A3		7,7	50,7	7,3	24,6	0,4
	9.30-10.00	A4		7,7	50,7	7,9	24,7	0,3
	11.00-11.30	A5		8,0	50,9	7,4	24,7	0,3
4	8.30-9.00	A1	diesig, schwach windig	4,8	47,9	8,0	24,5	0,4
	9.15-9.45	A2		5,0	48,5	7,9	25,1	0,3
	10.00-10.45	A1		4,6	50,5	7,9	24,5	0,3
	10.50-11.50	A3		4,8	49,5	8,0	25,0	0,5
5	8.00-8.30	A4	trocken, windig	6,9	46,5	7,4	26,8	0,2
	9.40-10.00	A1		6,8	46,7	7,5	26,4	0,3
	10.20-11.00	A3		7,1	n.g.	n.g.	n.g.	n.g.
	11.30-12.00	A2		7,4	46,8	7,4	26,7	0,2

n.g. - nicht gemessen

Tab. A12: Pilzgehalte in KBE/m³ in der Biofilterroh/reinluft in Abhängigkeit der Arbeitsaktivitäten (A)

A Perz.		Pilzgehalte in KBE/m ³ (Medianwerte)									
		SAS-Luftkeimsammler						RCS-Luftkeimsammler			
		OA 37°C		MEA 28°C		MEA 37°C		RBA 28°C		RBA 37°C	
		Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft
1	25	1,1x10 ³	3,5x10 ²	1,9x10 ³	3,4x10 ²	1,1x10 ³	1,9x10 ²	5,6x10 ³	3,0x10 ²	1,6x10 ²	2,4x10 ²
	50	1,6x10 ³	8,8x10 ²	2,6x10 ³	7,4x10 ²	3,8x10 ³	3,9x10 ²	8,4x10 ³	7,2x10 ²	3,4x10 ³	5,2x10 ²
	75	2,5x10 ³	1,3x10 ³	9,3x10 ³	2,3x10 ³	7,0x10 ³	7,7x10 ²	1,8x10 ⁴	3,3x10 ³	8,0x10 ³	7,8x10 ²
2	25	3,9x10 ²	2,0x10 ²	1,4x10 ³	3,2x10 ²	7,9x10 ²	1,1x10 ²	1,0x10 ³	1,8x10 ²	9,6x10 ²	2,2x10 ²
	50	8,2x10 ²	2,6x10 ²	1,8x10 ³	5,0x10 ²	1,6x10 ³	2,4x10 ²	1,6x10 ³	2,4x10 ²	1,3x10 ³	4,0x10 ²
	75	9,6x10 ²	3,5x10 ²	2,2x10 ³	8,7x10 ²	2,4x10 ³	4,5x10 ²	2,0x10 ³	3,0x10 ²	1,8x10 ³	5,4x10 ²
3	25	4,4x10 ²	2,0x10 ²	6,0x10 ²	2,0x10 ²	4,8x10 ²	1,5x10 ²	1,6x10 ³	2,3x10 ²	1,4x10 ³	2,8x10 ²
	50	1,2x10 ³	3,9x10 ²	1,4x10 ³	4,8x10 ²	7,8x10 ²	2,0x10 ²	2,8x10 ³	3,1x10 ²	2,6x10 ³	4,0x10 ²
	75	1,8x10 ³	7,1x10 ²	5,2x10 ³	8,3x10 ²	4,5x10 ³	3,2x10 ²	3,8x10 ³	3,3x10 ²	5,6x10 ³	6,5x10 ²
4	25	4,2x10 ²	1,7x10 ²	4,0x10 ²	2,9x10 ²	7,5x10 ²	1,0x10 ²	8,3x10 ²	1,7x10 ²	8,3x10 ²	1,6x10 ²
	50	6,6x10 ²	2,2x10 ²	7,0x10 ²	3,8x10 ²	9,5x10 ²	1,8x10 ²	9,1x10 ²	2,0x10 ²	9,0x10 ²	1,7x10 ²
	75	9,4x10 ²	3,0x10 ²	1,1x10 ³	5,6x10 ²	1,3x10 ³	2,6x10 ²	9,9x10 ²	2,2x10 ²	9,8x10 ²	2,0x10 ²
5	25	2,5x10 ²	1,6x10 ²	3,6x10 ²	1,5x10 ²	2,6x10 ²	9,7x10 ¹	8,1x10 ¹	9,8x10 ¹	7,0x10 ²	1,3x10 ²
	50	5,8x10 ²	1,8x10 ²	6,0x10 ²	1,7x10 ²	7,4x10 ²	1,2x10 ²	7,4x10 ²	1,3x10 ²	7,8x10 ²	1,4x10 ²
	75	6,7x10 ²	2,0x10 ²	9,2x10 ²	2,6x10 ²	9,7x10 ²	1,4x10 ²	9,8x10 ²	2,0x10 ²	8,9x10 ²	1,6x10 ²

OA-Oxgall-Antibiotikum-Agar; MEA-Malzextract-Agar; RBA-Rosa-Bengal-Agar

Tab. A13: Gesamtkeimzahlen in KBE/m³ in der Biofilterroh/reinluft in Abhängigkeit der Arbeitsaktivitäten
SAS-Luftkeimsammler

Aktivität	Gesamtkeimzahlen in KBE/m ³					
	Rohluft			Reinluft		
	Perz. 25	50	75	25	50	75
1	1,7x10 ⁴	5,6x10 ⁴	9,4x10 ⁴	5,0x10 ³	3,2x10 ⁴	5,6x10 ⁴
2	5,4x10 ⁴	1,1x10 ⁵	1,8x10 ⁵	3,3x10 ⁴	3,6x10 ⁴	4,6x10 ⁴
3	6,0x10 ³	8,0x10 ³	5,9x10 ⁴	3,5x10 ³	5,8x10 ³	5,2x10 ⁴
4	1,2x10 ³	2,2x10 ³	3,5x10 ³	1,0x10 ³	1,6x10 ³	2,2x10 ³
5	1,5x10 ³	2,0x10 ³	2,6x10 ³	4,8x10 ²	1,0x10 ³	1,4x10 ³

Tab. A14: Prozentuales Vorkommen von Pilzspezies in der Biofilterrohluft und -reinluft der Kompostieranlage I in Abhängigkeit der Arbeitsaktivitäten

Aktivität	Vorkommen von Pilzspezies in %	
	Rohluft	Reinluft
1	88,7 A.f./4,1 A.n./3,1 Alt.a./2,1 A.fl./ 1,0 A.ng./1,0 A.n.l.	87,2 A.f./10,2 A.fl./2,6 A.n.
2	94,8 A.f./5,2 A.n.	93,5 A.f./6,5 A.fl.
3	75,0 A.f./16,5 P.spp./5,3 A.n./1,7 A.ng./ 0,7 A.fl./0,4 A.fisch./0,4 Alt.a.	96,5 A.f./2,3 P.spp./1,0 A.fl./0,2 A.n.
4	97,6 A.f./2,4 A.n.	100,0 A.f.
5	93,5 A.f./4,7 A.n./1,0 P.spp./0,8 A.n.l.	98,7 A.f./1,3 A.fl.

Tab. A15: Pilzgehalte und Temperaturen in der Biofilterroh/reinluft der Modellversuchsanlage A, Versuch 1,

Befüllungen (B) I und IV

Meßtag	Perz.	Pilzgehalte in KBE/m ³						Temperatur in °C	
		SAS-LKS		Burkard-LKS 37 °C		Burkard-LKS 42 °C		Rohluft	Reinluft
		Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft		
B I / 1	25	1,8x10 ¹	1,2x10 ¹	1,0x10 ¹	9,0x10 ⁰	4,9x10 ⁰	5,2x10 ⁰	25,6	25,0
	50	2,2x10 ¹	1,5x10 ¹						
	75	2,6x10 ¹	1,8x10 ¹						
2								26,5	22,9
3				1,2x10 ³	1,7x10 ²	9,7x10 ²	4,8x10 ¹	25,0	23,5
4								24,8	26,5
5	25	1,3x10 ²	2,5x10 ⁰					25,8	26,9
	50	1,6x10 ²	4,5x10 ⁰						
	75	1,8x10 ²	5,0x10 ⁰						
6	25	4,7x10 ¹	6,2x10 ⁰					25,8	25,8
	50	4,8x10 ¹	7,5x10 ⁰						
	75	5,8x10 ¹	8,0x10 ⁰						
7				1,4x10 ²	5,4x10 ¹	1,5x10 ²	7,4x10 ¹	27,0	24,9
8								28,5	25,6
9	25	4,3x10 ¹	1,4x10 ¹					29,7	27,2
	50	6,1x10 ¹	1,6x10 ¹						
	75	6,4x10 ¹	1,6x10 ¹						
10				3,3x10 ¹	3,7x10 ¹	8,0x10 ¹	7,5x10 ¹	31,2	31,0
11								30,0	27,3
12								31,0	28,0
13	25	1,7x10 ¹	2,0x10 ⁰	1,1x10 ²	1,1x10 ¹	8,7x10 ¹	5,0x10 ¹	27,0	25,0
	50	1,9x10 ¹	2,0x10 ⁰						
	75	2,4x10 ¹	3,5x10 ⁰						
14								27,3	24,7
15								27,0	24,0
16	25	2,0x10 ¹	9,2x10 ⁰	1,3x10 ²	1,3x10 ¹	1,1x10 ²	3,5x10 ¹	27,6	23,0
	50	2,4x10 ¹	1,2x10 ¹						
	75	2,7x10 ¹	1,5x10 ¹						
17								24,6	23,8
18								23,7	23,7
19								25,6	22,4
20	25	3,4x10 ¹	1,8x10 ¹	5,7x10 ⁰	3,5x10 ⁰	5,6x10 ⁰	3,5x10 ⁰	27,5	18,6
	50	3,7x10 ¹	2,4x10 ¹						
	75	4,0x10 ¹	2,8x10 ¹						
B IV / 50	25	3,3x10 ¹	3,0x10 ⁰	7,5x10 ³	8,3x10 ²	8,0x10 ³	7,4x10 ²	24,5	24,4
	50	4,2x10 ¹	3,5x10 ⁰						
	75	5,7x10 ¹	4,8x10 ⁰						
51								24,0	23,3
52	25	9,0x10 ¹	2,0x10 ⁰	5,8x10 ³	1,1x10 ³	5,5x10 ³	8,1x10 ²	25,4	23,9
	50	9,5x10 ¹	2,5x10 ⁰						
	75	1,1x10 ¹	5,2x10 ⁰						
53								27,0	23,3
54	25	2,8x10 ¹	4,2x10 ⁰	2,1x10 ²	5,0x10 ¹	7,3x10 ²	1,0x10 ²	27,9	24,7
	50	3,4x10 ¹	5,0x10 ⁰						
	75	3,8x10 ¹	7,2x10 ⁰						

Fortsetzung Tab. A15

Meßtag	Perz.	Pilzgehalte in KBE/m ³						Temperatur in °C	
		SAS-LKS		Burkard-LKS 37 °C		Burkard-LKS 42 °C		Rohluft	Reinluft
		Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft		
55	25 50 75	4,2x10 ⁰ 5,0x10 ⁰ 5,8x10 ⁰	5,2x10 ⁰ 7,0x10 ⁰ 8,8x10 ⁰					25,9	25,8
56				3,6x10 ²	8,2x10 ¹	5,9x10 ²	3,8x10 ¹	27,4	23,7
57								27,3	21,1
58	25 50 75	2,0x10 ⁰ 2,0x10 ⁰ 3,5x10 ⁰	9,2x10 ⁰ 1,0x10 ¹ 1,6x10 ¹					28,3	21,4
59				5,7x10 ¹	6,9x10 ¹	7,8x10 ¹	4,7x10 ¹	26,5	23,5
60								27,0	21,3
61								27,0	24,0
62								25,6	23,8
63	25 50 75	4,2x10 ¹ 5,0x10 ¹ 5,6x10 ¹	7,5x10 ⁰ 9,5x10 ⁰ 1,3x10 ¹	2,8x10 ²	1,0x10 ²	2,2x10 ²	1,0x10 ²	24,8	22,5

Tab. A16: Prozentuales Vorkommen von Pilzspezies in der Biofilterroh/reinluft der Modellversuchsanlage A, Versuch 1, Befüllungen (B) I und IV

Meßtag	Vorkommen von Pilzspezies in %					
	SAS-LKS		Burkard-LKS 37 °C		Burkard-LKS 42 °C	
	Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft
BI / 1	91,6 A.f./ 5,7 A.ng./ 1,3 A.n./ 0,7 H.spp./ 0,7 F.s.	98,8 A.f./ 1,2 A.n.	93,7 A.f./ 3,3 A.ng./ 1,5 Rm.p./ 0,5 A.n./ 0,5 A.t./ 0,5 A.u.	99,5 A.f./ 0,5 D.spp.	98,2 A.f./ 1,8 H.a.	100 A.f.
2						
3			91,1 A.f./ 5,3 A.n./ 2,2 A.ng./ 0,8 A.t./ 0,3 A.p./ 0,3 Mon.s.	100 A.f.	97,7 A.f./ 1,5 A.n./ 0,4 A.fisch./ 0,2 A.syd./ 0,2 Paec.v.	100 A.f.
4						
5	94,5 A.f./ 3,9 A.ng./ 0,8 A.fl./ 0,8 Alt.a.	100 A.f.				
6	97,2 A.f./ 2,8 A.ng.	100 A.f.				
7			96,0 A.f./ 1,5 A.syd./ 1,3 A.ng./ 1,0 D.spp./ 0,2 A.fisch.	98,6 A.f./ 1,1 D.spp./ 0,3 Hyp.c.	100 A.f.	100 A.f.
8						
9	93,3 A.f./ 6,7 A.ng.	97,0 A.f./ 1,5 A.fl./ 1,5 Hyp.c.				

Fortsetzung Tab. A16

Meßtag	Vorkommen von Pilzspezies in %					
	SAS-LKS		Burkard-LKS 37 °C		Burkard-LKS 42 °C	
	Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft
12			98,2 A.f./	100 A.f.	100 A.f.	100 A.f.
13	99,0 A.f./ 0,7 A.fl./ 0,3 P.spp.	89,8 A.f./ 6,2 A.fl./ 2,0 A.n./ 2,0 D.spp.	0,8 A.ng./ 0,8 A.n./ 0,2 A.fl.			
15			96,4 A.f./	94,5 A.f./	99,0 A.f./	100 A.f.
16	91,6 A.f./ 5,5 A.ng./ 1,1 P.spp./ 0,9 A.v./ 0,9 A.fl.	88,7 A.f./ 6,6 A.fl./ 2,5 A.n./ 2,0 P.spp./ 0,2 F.s.	1,5 A.ng./ 1,5 A.n./ 0,3 A.fl./ 0,3 Paec.v.	4,2 D.spp./ 1,3 A.syd.	0,5 A.ng./ 0,5 A.t.	
19			91,2 A.f./	94,1 A.f./	100 A.f.	100 A.f.
20	89,3 A.f./ 7,8 Paec.v./ 1,7 Sc.spp./ 0,6 P.spp./ 0,3 A.ng./ 0,3 A.v.	87,5 A.f./ 5,7 P.spp./ 4,0 A.fl./ 2,0 A.n./ 0,8 D.spp.	5,1 Paec.v./ 2,1 A.ng./ 0,7 Sc.spp./ 0,3 A.fl./ 0,3 A.v./ 0,3 A.syd.	2,8 D.spp./ 1,7 A.syd./ 0,5 P.spp./ 0,5 Tr.spp./ 0,2 G.spp./ 0,2 Vert.spp.		
B IV/ 50	98,5 A.f./ 1,0 A.ng./ 0,5 Paec.v.	76,2 A.f./ 19,7 P.spp./ 2,0 A.fl./ 2,0 A.ng./ 0,1 M.c.	97,3 A.f./ 1,9 Paec.v./ 0,4 A.ng./ 0,4 Sc.spp.	89,5 A.f./ 7,3 P.spp./ 2,1 A.ng./ 0,8 D.spp./ 0,3 A.fl.	100 A.f.	100 A.f.
51						
52	74,5 A.f. 17,0 A.ng./ 4,0 P.spp./ 2,0 H.spp./ 2,0 Rm.p./ 0,5 A.r.	75,0 A.f./ 17,4 P.spp./ 3,5 A.fl./ 3,5 A.ng./ 0,3 D.spp./ 0,3 Alt.spp.	87,3 A.f./ 9,3 A.ng./ 1,7 Rm.p./ 1,0 P.spp./ 0,3 A.syd./ 0,3 M.c./	90,2 A.f./ 5,5 P.spp./ 2,3 A.ng./ 1,0 A.n./ 0,7 A.syd./ 0,3 D.spp.	97,5 A.f./ 2,5 A.ng.	100 A.f.
53			0,1 A.t.			
54	97,3 A.f./ 2,1 P.spp./ 0,6 A.ng.	100 A.f.				
55	98,0 A.f./ 1,2 A.ng./ 0,5 D.spp./ 0,3 P.spp.	74,3 A.f./ 19,7 P.spp./ 3,0 A.fl./ 3,0 A.ng.				
56			91,2 A.f./ 6,8 A.syd./ 0,8 P.spp./	95,5 A.f./ 3,1 P.spp./ 0,9 A.fl./	99,5 A.f./ 0,5 A.ch.	100 A.f.
57			0,5 A.fisch./ 0,5 A.n./ 0,2 A.fl.	0,5 D.spp.		

Fortsetzung Tab. A16

Meßtag	Vorkommen von Pilzspezies in %					
	SAS-LKS		Burkard-LKS 37 °C		Burkard-LKS 42 °C	
	Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft
58	98,4 A.f./ 0,7 A.r./ 0,7 Ch.spp./ 0,2 P.spp.	77,5 A.f./ 20,3 P.spp./ 1,8 A.ng./ 0,2 A.c./ 0,2 A.fl.				
62			93,3 A.f./ 4,0 P.spp./	91,2 A.f./ 5,7 P.spp./	99,0 A.f./ 0,8 A.ng./	100 A.f.
63	96,5 A.f./ 2,7 P.spp./ 0,4 A.ng./ 0,4 A.v.	84,5 A.f./ 13,0 P.spp./ 1,5 A.fl./ 0,5 A.n./ 0,3 G.spp./ 0,1 A.u./ 0,1 Tr.spp.	1,7 A.ng./ 0,6 A.v./ 0,2 A.fl./ 0,2 A.syd.	2,6 A.n./ 0,3 D.spp./ 0,2 Tr.spp.	0,2 A.v.	

Tab. A17: Pilzgehalte und Temperaturen in der Biofilterroh/reinluft der Modellversuchsanlage A, Versuch 2, Befüllung II

Tag	Perz.	Pilzgehalte in KBE/m ³								Temperatur in °C					
		SAS-LKS		RCS-LKS		Burk.-LKS 37 °C		Burk.-LKS 42 °C		Roh	Rein				
		Roh	Rein	Roh	Rein	Roh	Rein	Roh	Rein						
1	25	3,5x10 ⁰	3,2x10 ⁰	3,4x10 ¹	1,7x10 ²	9,7x10 ²	1,7x10 ²	5,3x10 ²	7,6x10 ¹	23,1	24,8				
	50	5,0x10 ⁰	4,5x10 ⁰	3,8x10 ¹	2,4x10 ²										
	75	6,5x10 ⁰	7,2x10 ⁰	4,2x10 ¹	3,1x10 ²										
2	25	7,8x10 ¹	1,8x10 ¹	1,4x10 ³	2,8x10 ²					23,6	28,2				
	50	8,3x10 ¹	2,4x10 ¹	1,6x10 ³	3,0x10 ²										
	75	8,8x10 ¹	3,8x10 ¹	1,8x10 ³	3,2x10 ²										
3					3,8x10 ²	1,2x10 ²	4,1x10 ²	7,9x10 ¹	26,4	26,9					
4	25	5,1x10 ¹	6,2x10 ⁰	4,2x10 ²							9,9x10 ¹				
	50	5,8x10 ¹	9,0x10 ⁰	5,2x10 ²							1,2x10 ²				
	75	6,1x10 ¹	1,2x10 ¹	6,8x10 ²	1,2x10 ²				29,0	30,2					
5														24,2	27,1
6	25	5,2x10 ¹	2,1x10 ¹	1,1x10 ³	5,8x10 ²										22,1
	50	6,2x10 ¹	2,8x10 ¹	1,2x10 ³	6,7x10 ²										
	75	7,2x10 ¹	4,6x10 ¹	1,5x10 ³	9,2x10 ²										
7					1,0x10 ³	9,4x10 ²	1,2x10 ³	9,3x10 ¹	26,6	26,6					
8									27,3	27,3					
9	25	1,5x10 ⁰	1,0x10 ⁰	3,0x10 ¹	2,1x10 ¹					33,1	30,2				
	50	3,5x10 ⁰	2,5x10 ⁰	3,8x10 ¹	2,5x10 ¹										
	75	4,0x10 ⁰	4,0x10 ⁰	4,0x10 ¹	4,2x10 ¹										
10					9,8x10 ¹	5,7x10 ¹	1,2x10 ²	5,5x10 ¹	26,4	27,1					
11									25,5	27,2					
12	25	7,5x10 ⁰	7,5x10 ⁰							24,7	26,1				
	50	1,0x10 ¹	9,5x10 ⁰	-	-										
	75	1,6x10 ¹	1,0x10 ¹												
13									25,3	30,7					
14	25	4,4x10 ¹	1,9x10 ¹	4,0x10 ²	2,9x10 ²	8,3x10 ²	6,8x10 ²	3,7x10 ²	1,9x10 ²	25,1	29,0				
	50	5,0x10 ¹	2,4x10 ¹	4,5x10 ²	3,0x10 ²										
	75	5,9x10 ¹	3,2x10 ¹	4,7x10 ²	3,4x10 ²										

Tab. A18: Prozentuales Vorkommen von Pilzspezies in der Biofilterroh/reinluft der Modellversuchsanlage A, Versuch 2, Befüllung II

Meßtag	Vorkommen von Pilzspezies in %					
	SAS-LKS		Burkard-LKS 37 °C		Burkard-LKS 42 °C	
	Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft
B II/ 1	94,0 A.f./ 2,9 Paec.v./ 1,3 A.n./ 0,8 A.ng./ 0,4 F.s./ 0,2 Alt.spp./ 0,2 A.t./ 0,2 Cl.spp.	94,3 A.f./ 2,0 P.spp./ 1,2 A.ng./ 1,0 Paec.v./ 0,8 A.t./ 0,5 A.n./ 0,2 C.a.	93,2 A.f./ 3,7 A.ng./ 1,0 A.n./ 1,0 Sc.spp./ 0,5 Paec.v./ 0,4 A.w./ 0,2 A.t.	95,5 A.f./ 1,5 P.spp./ 0,7 A.ng./ 0,7 Paec.v./ 0,5 A.fl./ 0,5 A.n./ 0,3 C.a./ 0,3 Tr.spp.	99,8 A.f./ 0,2 A.w.	98,7 A.f./ 1,3 A.ng.
2						
3			89,3 A.f./	94,6 A.f./	97,3 A.f./	98,5 A.f./
4	84,9 A.f./ 9,2 A.ng./ 4,7 P.spp./ 1,0 Rm.p./ 0,2 A.t./	82,7 A.f./ 13,2 P.spp./ 3,0 A.ng./ 0,5 Paec.v./ 0,3 A.t./ 0,3 Rm.p.	7,3 A.ng./ 2,0 Rm.p./ 0,7 P.spp./ 0,5 M.c./ 0,2 A.syd.	2,5 A.ng./ 2,0 P.spp./ 0,5 A.syd./ 0,2 A.n./ 0,2 Paec.v.	2,7 A.ng.	1,5 A.ng.
9	97,2 A.f./ 1,5 P.spp./ 0,9 A.v./ 0,2 A.fisch./ 0,2 A.fl.	84,4 A.f./ 14,9 P.spp./ 0,7 A.ng.				
10			92,8 A.f./ 4,2 P.spp./ 0,9 A.fl./ 0,9 Tr.spp./	95,3 A.f./ 4,0 P.spp./ 0,5 A.ng./ 0,2 A.fl.	100 A.f.	100 A.f.
11			0,5 A.n./ 0,5 A.ng./ 0,2 D.spp.			
13			87,4 A.f./ 6,8 P.spp./ 3,0 Paec.v./	89,7 A.f./ 7,3 P.spp./ 2,0 A.ng./	96,8 A.f./ 3,2 A.ng.	100 A.f.
14	88,5 A.f./ 7,9 P.spp./ 2,5 Paec.v./ 0,9 A.ng./ 0,2 A.v.		1,3 A.syd./ 1,1 A.v./ 0,2 A.fl./ 0,2 A.ng.	0,6 A.fl./ 0,3 D.spp./ 0,1 Paec.v.		

Tab. A19: Pilzgehalte und Gesamtkeimzahlen (GKZ) in der Biofilterroh/reinluft sowie Rottekerntemperaturen (Temp.) bei einem feuchten Rindenmulchbiofilter, Modellversuchsanlage B, Befüllung (B) II und IV

Meßtag	Temp. °C	Pilzgehalte in KBE/m ³				GKZ in KBE/m ³	
		28°C		37°C		Rohluft	Reinluft
		Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft		
B II/ 1	50	3,4x10 ³	1,9x10 ³	1,7x10 ³	1,5x10 ³	3,5x10 ³	3,7x10 ³
2	61	7,5x10 ²	1,6x10 ³	5,3x10 ²	4,3x10 ²	3,3x10 ³	2,7x10 ³
3	66	3,2x10 ²	6,5x10 ²	2,1x10 ²	2,3x10 ²	9,7x10 ²	8,9x10 ²
4	62	3,6x10 ²	7,7x10 ²	2,3x10 ²	5,7x10 ²	1,4x10 ³	9,4x10 ²
5	58	4,7x10 ²	4,0x10 ²	4,2x10 ²	3,8x10 ²		
6	54						
7	50	6,3x10 ²	3,3x10 ²	5,0x10 ²	3,5x10 ²	2,1x10 ³	1,2x10 ³
8	46						
9	44	6,0x10 ²	3,3x10 ²	4,9x10 ²	3,2x10 ²	7,8x10 ³	5,2x10 ³
10	40						
11	36	2,2x10 ²	1,3x10 ²	2,3x10 ²	2,2x10 ²	2,8x10 ⁴	5,1x10 ³
12	33						
13	31						
14	30	1,5x10 ²	1,0x10 ²	1,3x10 ²	1,0x10 ²	6,5x10 ³	4,9x10 ³
B IV/ 1	46	5,5x10 ³	5,2x10 ³	2,4x10 ³	1,5x10 ³	3,2x10 ³	3,5x10 ³
2	56	3,1x10 ³	1,3x10 ³	1,7x10 ³	7,3x10 ²	2,7x10 ³	3,0x10 ³
3	62	3,0x10 ³	2,5x10 ³	9,0x10 ²	6,7x10 ²	2,4x10 ³	1,1x10 ³
4	60	1,4x10 ³	2,0x10 ³	6,5x10 ²	8,7x10 ²	1,9x10 ³	1,1x10 ³
5	58	1,3x10 ⁴	7,7x10 ³	3,6x10 ³	1,6x10 ³	4,1x10 ³	2,1x10 ³
6	52	1,3x10 ⁴	6,8x10 ³	6,4x10 ³	1,6x10 ³		
7	50					5,3x10 ³	1,7x10 ³
8	48	3,2x10 ³	2,5x10 ³	3,1x10 ³	1,7x10 ³		
9	42					1,8x10 ⁴	1,3x10 ⁴
10	38						
11	34	5,7x10 ²	5,2x10 ²	2,5x10 ²	1,3x10 ²	6,7x10 ⁴	4,4x10 ⁴
12	32						
13	30						
14	29	5,3x10 ²	5,1x10 ²	1,5x10 ²	1,1x10 ²	2,5x10 ⁴	1,9x10 ⁴

Tab. A20: Prozentuales Vorkommen von Pilzspezies in der Biofilterroh/reinluft bei einem feuchten Biofilter aus Rindenmulch, Modellversuchsanlage B, Befüllungen (B) II und IV

Meßtag	Vorkommen von Pilzspezies in %			
	28 °C		37 °C	
	Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft
B II/ 1	97,1 A.f./ 1,2 A.fl./ 1,0 A.ng./0,7 P.spp.	83,8 A.f./16,2 P.spp.	90,8 A.f./4,8 A.n./ 2,5 A.ng./1,3 A.fl./ 0,3 A.v./0,3 P.spp.	94,8 A.f./1,3 P.spp./ 1,3 A.n./1,3 A.ng./ 1,3 Mon.spp.
2	97,6 A.f./1,2 A.n./ 0,7 A.fl./0,3 P.spp./ 0,2 Cl.spp.	83,4 A.f./16,6 P.spp.	98,2 A.f./1,4 A.n./ 0,2 A.fl./0,2 P.spp.	70,8 A.f./27,1 P.spp./ 2,1 A.n.a.
4	92,7 A.f./4,9 A.n./ 2,2 P.spp./0,2 A.fl.	81,9 P.spp./15,7 A.f./ 1,2 A.n./1,2 Ch.spp.	95,2 A.f./3,6 A.n./ 1,2 P.spp.	69,4 P.spp./27,4 A.f./ 3,2 A.ng.
7	97,1 A.f./2,9 P.spp.	64,9 A.f./21,6 P.spp./ 13,5 A.n.	96,3 A.f./3,7 P.spp.	75,0 A.f./25,0 P.spp.
9	87,1 A.f./9,7 P.spp./ 3,2 A.n.	84,7 A.f./12,9 P.spp./ 2,4 A.n.	100 A.f.	97,7 A.f./1,7 P.spp./ 0,6 Mon.spp.
11	96,5 A.f./3,2 P.spp./ 0,3 A.n.	100 A.f.	100 A.f.	100 A.f.
14	100 A.f.	100 A.f.	100 A.f.	100 A.f.
B IV/ 1	90,2 A.f./5,4 P.spp./ 1,6 Cl.spp./ 1,4 Paec.spp./ 0,7 F.s./0,7 A.fl.	85,5 A.f./12,9 P.spp./ 0,8 Cl.spp./0,4 A.ng./ 0,4 Tr.spp.	92,5 A.f./ 3,4 Paec.spp./ 2,1 P.spp./1,2 A.fl./ 0,8 A.ng.	88,2 A.f./9,7 P.spp./ 2,1 A.ng.
2	92,6 A.f./5,4 P.spp./ 1,0 A.fl./1,0 Paec.spp.	80,1 A.f./8,8 P.spp./ 6,7 Paec.spp./4,2 A.n./ 0,2 A.fl.	86,0 A.f./5,2 P.spp./ 4,4 Paec.spp./3,0 A.n./ 0,9 A.fl./0,5 A.ng.	88,9 A.f./ 8,1 Paec.spp./ 2,0 P.spp./1,0 A.ng.
3	82,3 A.f./8,7 P.spp./ 6,1 Paec.spp./ 2,2 Cl.spp./ 0,5 A.n./0,2 A.fl.	54,0 P.spp./30,0 A.f./ 12,0 Paec.spp./ 2,0 D.spp./2,0 A.ng.	90,5 A.f./ 3,4 A.n./ 3,4 P.spp./ 2,5 Paec.spp./0,2 A.fl.	60,4 P.spp./36,3 A.f./ 3,3 Paec.spp.
5	84,1 A.f./14,3 P.spp./ 1,6 Paec.spp.	59,3 P.spp./26,8 A.f./ 8,1 Paec.spp./1,4 A.n./ 1,4 A.ng./1,2 D.spp./ 0,9 A.c./0,9 Cl.spp.	78,3 A.f./12,8 P.spp./ 5,1 A.n./3,8 Paec.spp.	52,5 P.spp./45,9 A.f./ 0,8 Alt.a./0,8 D.spp.
8	82,7 A.f./15,5 P.spp./ 1,8 Paec.spp.	73,1 A.f./19,2 P.spp./ 5,8 Cl.spp./1,9 D.spp.	88,2 A.f./11,1 P.spp./ 0,7 Tr.spp.	76,9 A.f./21,7 P.spp./ 1,2 A.ng./0,2 Alt.a.
14	97,3 A.f./2,7 P.spp.	97,5 A.f./1,2 P.spp./ 0,8 D.spp./0,5 Alt.a.	98,4 A.f./1,3 A.n./ 0,3 Tr.spp.	99,8 A.f./0,2 Alt.a.

Tab. A21: Pilzgehalte im feuchten Rindenmulchbiofilter, Modellversuchsanlage B

Meßtag	Pilzgehalte in KBE/g TS			
	28 °C		37°C	
	Eingang	Ausgang	Eingang	Ausgang
1	3,0x10 ⁴	2,6x10 ⁵	4,0x10 ⁴	1,8x10 ⁵
2	3,0x10 ⁴	1,0x10 ⁵	1,8x10 ⁴	1,3x10 ⁵
8	2,4x10 ⁴	2,6x10 ⁵	1,8x10 ⁴	2,7x10 ⁵
11	3,6x10 ⁵	1,1x10 ⁶	7,3x10 ⁴	3,7x10 ⁵

Tab. A22: Pilzgehalte und Gesamtkeimzahlen (GKZ) sowie prozentuales Vorkommen von Pilzspezies in der Reinluft des feuchten Rindenmulchbiofilters, Modellversuchsanlage B, *Eigenemission*

Meßtag	Pilzgehalte in KBE/m ³ Luft		GKZ in KBE/m ³ Luft	Vorkommen von Pilzspezies in %	
	28 °C	37 °C		28 °C	37 °C
1	2,2x10 ¹	1,3x10 ¹	5,3x10 ²	100 A.f.	99,7 A.f./0,3 Paec.v.
3	4,9x10 ¹	1,8x10 ¹	2,5x10 ³	81,9 A.f./6,8 G.spp./5,1 A.j./5,1 Sc.spp./1,1 Cy.spp.	100 A.f.
5	3,5x10 ¹	1,4x10 ¹	1,7x10 ²	83,3 A.f./9,7 G.spp./2,2 Alt.a./1,5 A.j./1,5 Sc.spp./0,9 D.spp./0,9 Mon.spp.	100 A.f.

Tab. A23: Pilzgehalte und Gesamtkeimzahlen (GKZ) in der Biofilterroh/reinluft sowie Rottekern-temperaturen (Temp.) bei einem trockenen Rindenmulchbiofilter, Modellversuchsanlage B

Meßtag	Temp. °C	Pilzgehalte in KBE/m ³				GKZ in KBE/m ³	
		28°C		37°C		Rohluft	Reinluft
		Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft		
1	42	1,5x10 ³	2,9x10 ⁴	5,6x10 ²	2,6x10 ⁴	1,2x10 ³	2,7x10 ⁴
2	54	5,7x10 ²	2,5x10 ⁴	1,5x10 ²	1,1x10 ⁴	6,2x10 ²	9,8x10 ⁴
3	62	9,8x10 ¹	2,1x10 ⁴	1,4x10 ²	2,0x10 ⁴	6,6x10 ²	7,0x10 ⁴
4	60	1,2x10 ²	2,3x10 ⁴	4,4x10 ¹	4,5x10 ⁴	5,3x10 ²	9,9x10 ⁴
5	58	1,6x10 ²	2,6x10 ⁴	6,2x10 ¹	3,3x10 ⁴	7,4x10 ²	9,0x10 ⁴
6	58	2,3x10 ²	3,0x10 ⁴	8,5x10 ¹	5,2x10 ⁴	3,1x10 ²	1,1x10 ⁵
7	56						
8	52	2,7x10 ²	3,3x10 ⁴	8,1x10 ¹	6,0x10 ⁴	2,5x10 ²	4,6x10 ⁴
9	52						
10	50	6,3x10 ²	2,4x10 ⁴	1,9x10 ²	4,0x10 ⁴	7,2x10 ²	9,8x10 ⁴
11	48						
12	40						
13	36						
14	33	2,1x10 ²	7,5x10 ³	8,7x10 ¹	3,2x10 ³	7,0x10 ²	5,4x10 ³

Tab. A24: Pilzgehalte im trockenen Rindenmulchbiofilter, Modellversuchsanlage B

Meßtag	Pilzgehalte in KBE/g TS			
	28 °C		37°C	
	Eingang	Ausgang	Eingang	Ausgang
1	1,2x10 ⁴	8,5x10 ⁴	1,0x10 ⁴	7,6x10 ⁴
4	1,7x10 ⁴	2,2x10 ⁵	5,4x10 ⁴	1,3x10 ⁵
9	2,5x10 ⁵	4,0x10 ⁵	2,0x10 ⁵	3,7x10 ⁵
14	6,8x10 ⁴	1,1x10 ⁵	5,6x10 ⁴	1,0x10 ⁵

Tab. A25: Pilzgehalte und Gesamtkeimzahlen (GKZ) sowie prozentuales Vorkommen von Pilzspezies in der Reinluft des trockenen Rindenmulchbiofilters, Modellversuchsanlage B, *Eigenemission*

Meßtag	Pilzgehalte in KBE/m ³ Luft		GKZ in KBE/m ³ Luft	Vorkommen von Pilzspezies in %	
	28 °C	37 °C		28 °C	37 °C
1	3,0x10 ⁴	2,2x10 ⁴	4,7x10 ⁴	79,3 P.spp./10,5 A.f./3,4 F.s./ 3,4 Mon.spp./3,1 Paec.spp./ 0,3 Botr.spp.	83,1 P.spp./12,3 A.f./ 4,2 Paec.spp./0,4 A.ng.
2	3,5x10 ⁴	2,3x10 ⁴	4,5x10 ⁴		
3	2,1x10 ⁴	2,2x10 ⁴	3,9x10 ⁴	53,7 P.spp./46,1 A.f./ 0,2 A.ng.	64,2 A.f./35,8 P.spp.
4	1,7x10 ⁴	7,4x10 ³	2,6x10 ⁴		
7	4,1x10 ³	2,1x10 ³	5,8x10 ³	99,3 A.f./0,7 P.spp.	100 A.f.

Tab. A26: Pilzgehalte und Gesamtkeimzahlen (GKZ) in der Biofilterroh/reinluft sowie Rottekerntemperaturen (Temp.) bei einem feuchten Wurzelholzbiofilter, Modellversuchsanlage B

Meßtag	Temp. °C	Pilzgehalte in KBE/m ³				GKZ in KBE/m ³	
		28°C		37°C		Rohluft	Reinluft
		Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft		
1	47	8,5x10 ²	7,4x10 ³	7,1x10 ²	2,8x10 ³	1,0x10 ³	7,2x10 ⁴
2	60	9,9x10 ¹	5,9x10 ²	5,0x10 ¹	2,6x10 ²	2,0x10 ²	6,4x10 ³
3	62	1,3x10 ²	5,2x10 ²	2,5x10 ²	3,1x10 ²	8,4x10 ¹	9,4x10 ²
4	60	3,7x10 ²	7,6x10 ²	4,2x10 ²	5,2x10 ²	7,2x10 ²	1,2x10 ³
5	58						
6	56	6,2x10 ²	3,6x10 ³	2,5x10 ³	2,9x10 ³	3,5x10 ³	3,5x10 ³
7	50						
8	46	2,2x10 ³	5,8x10 ⁴	2,3x10 ³	9,1x10 ³	7,4x10 ³	4,3x10 ⁴
9	44						
10	40	3,9x10 ³	5,0x10 ⁴	3,5x10 ³	1,0x10 ⁴	1,5x10 ⁴	1,9x10 ⁴
11	36						
12	33						
13	30						
14	28	7,9x10 ²	9,3x10 ³	5,5x10 ²	2,8x10 ³	8,7x10 ³	9,8x10 ³

Tab. A27: Prozentuales Vorkommen von Pilzspezies in der Biofilterroh/reinluft bei einem feuchten Biofilter aus Wurzelholz, Modellversuchsanlage B

Meßtag	Vorkommen von Pilzspezies in %			
	28 °C		37 °C	
	Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft
1	93,0 A.f./5,8 P.spp./ 1,0 A.ng./0,2 A.fl.	71,2 P.spp./25,8 A.f./ 2,0 Paec.spp./1,0 A.ng.	100 A.f.	77,8 P.spp./17,5 A.f./ 1,3 A.ng./1,1 Paec.v./ 1,0 Paec.spp./ 1,0 Tr.spp./0,3 A.fl.
3	94,2 A.f./2,1 A.n./ 1,5 P.spp./ 1,0 Paec.spp./ 0,3 A.fl./0,3 A.j./ 0,3 A.v./0,3 Cl.spp.	84,4 P.spp./7,8 A.f./ 5,2 A.n./2,1 Paec.spp./ 0,5 A.ng.	96,2 A.f./2,0 A.n./ 1,0 P.spp./0,2 A.fl./ 0,2 A.ng./ 0,2 Mon.spp./ 0,2 Paec.spp.	91,3 P.spp./2,9 A.f./ 2,9 A.n./2,9 Paec.spp.
6	83,8 A.f./10,2 P.spp./ 3,7 Paec.spp./ 1,7 Cl.spp./0,3 A.n./ 0,3 F.s.	76,5 P.spp./12,5 A.f./ 8,1 Paec.spp./2,2 A.n./ 0,7 A.ng.	95,0 A.f./3,0 P.spp./ 0,7 A.n./0,7 Paec.spp./ 0,2 Alt.spp./ 0,2 Mon.spp./ 0,2 Rm.p.	77,0 P.spp./27,9 A.f./ 3,3 Paec.v./0,9 A.n./ 0,9 Paec.spp.
10	85,5 A.f./14,0 P.spp./ 0,5 Paec.spp.	68,9 P.spp./30,1 A.f./ 0,8 Paec.spp./ 0,2 Cl.spp.	97,3 A.f./1,8 P.spp./ 0,6 Paec.spp./ 0,3 Paec.v.	75,7 P.spp./24,3 A.f.
14	98,2 A.f./1,8 P.spp.	51,7 A.f./48,1 P.spp./ 0,2 Paec.spp.	100 A.f.	53,3 A.f./46,3 P.spp./ 0,4 Paec.spp.

Tab. A28: Pilzgehalte im feuchten Wurzelholzbiofilter, Modellversuchsanlage B

Meßtag	Pilzgehalte in KBE/g TS			
	28 °C		37 °C	
	Eingang	Ausgang	Eingang	Ausgang
1	3,3x10 ⁵	1,2x10 ⁶	1,2x10 ⁵	7,0x10 ⁵
2	2,7x10 ⁴	6,0x10 ⁴	5,6x10 ⁴	9,3x10 ⁴
6	1,5x10 ⁵	6,0x10 ⁶	9,7x10 ⁴	4,0x10 ⁶
10	4,3x10 ⁵	3,8x10 ⁶	2,3x10 ⁵	2,1x10 ⁶

Tab. A29: Pilzgehalte und Gesamtkeimzahlen (GKZ) sowie prozentuales Vorkommen von Pilzspezies in der Reinluft des feuchten Wurzelholzbiofilters, Modellversuchsanlage B, *Eigenemission*

Meßtag	Pilzgehalte in KBE/m ³ Luft		GKZ in KBE/m ³ Luft	Vorkommen von Pilzspezies in %	
	28 °C	37 °C		28 °C	37 °C
	1	2,5x10 ⁴		5,0x10 ³	4,8x10 ⁴
3	1,3x10 ⁴	4,4x10 ³	3,1x10 ⁴		
5	1,8x10 ⁴	2,9x10 ³	4,2x10 ⁴	59,6 P.spp./38,2 A.f./ 1,1 D.spp./1,1 Tr.spp.	68,9 P.spp./28,8 A.f./ 2,3 Tr.spp.

Tab. A30: Pilzgehalte und Gesamtkeimzahlen (GKZ) in der Biofilterroh/reinluft sowie Rottekerntemperaturen (Temp.) bei einem trockenen Wurzelholzbiofilter, Modellversuchsanlage B

Meßtag	Temp. °C	Pilzgehalte in KBE/m ³				GKZ in KBE/m ³	
		28°C		37°C		Rohluft	Reinluft
		Rohluft	Reinluft	Rohluft	Reinluft		
1	48	1,9x10 ⁴	4,4x10 ⁴	1,6x10 ³	1,0x10 ⁴	4,0x10 ³	4,5x10 ⁴
2	59	1,7x10 ²	2,4x10 ⁴	7,1x10 ¹	4,2x10 ³	6,0x10 ²	3,2x10 ³
3	58						
4	58	5,5x10 ²	4,1x10 ⁴	1,4x10 ³	4,2x10 ⁴	1,1x10 ⁴	5,3x10 ⁴
5	54						
6	48	1,9x10 ⁴	4,0x10 ⁴	1,2x10 ⁴	3,7x10 ⁴	3,9x10 ⁴	5,7x10 ⁴
7	46						
8	44						
9	40	8,7x10 ³	3,8x10 ⁴	7,9x10 ³	2,1x10 ⁴	2,2x10 ⁴	3,5x10 ⁴
10	36						
11	33	5,3x10 ³	3,2x10 ⁴	4,9x10 ³	2,0x10 ⁴	1,9x10 ⁴	3,1x10 ⁴
12	30						
13	28						
14	27	3,1x10 ³	1,9x10 ⁴	1,2x10 ³	7,8x10 ³	3,7x10 ³	2,4x10 ⁴

Tab. A31: Pilzgehalte im trockenen Wurzelholzbiofilter, Modellversuchsanlage B

Meßtag	Pilzgehalte in KBE/g TS			
	28 °C		37°C	
	Eingang	Ausgang	Eingang	Ausgang
1	9,8x10 ³	7,3x10 ⁴	7,6x10 ³	5,0x10 ⁴
2	6,7x10 ³	4,4x10 ⁴	7,0x10 ³	3,9x10 ⁴
6	1,0x10 ⁴	7,7x10 ⁴	9,2x10 ³	6,5x10 ⁴
11	1,3x10 ⁴	7,2x10 ⁴	1,0x10 ⁴	5,6x10 ⁴

Tab. A32: Pilzgehalte und Gesamtkeimzahlen (GKZ) sowie prozentuales Vorkommen von Pilzspezies in der Reinluft des trockenem Wurzelholzbiofilters, Modellversuchsanlage B, *Eigenemission*

Meßtag	Pilzgehalte in KBE/m ³ Luft		GKZ in KBE/m ³ Luft	Vorkommen von Pilzspezies in %	
	28 °C	37 °C		28 °C	37 °C
	1	4,0x10 ⁴		1,6x10 ⁴	7,7x10 ⁴
2	3,3x10 ⁴	2,3x10 ⁴	7,4x10 ⁴		
3	4,3x10 ⁴	1,7x10 ⁴	6,4x10 ⁴		
4	2,1x10 ⁴	7,5x10 ³	4,3x10 ⁴		
7	3,4x10 ³	4,8x10 ²	9,9x10 ³	85,0 A.f./10,0 P.spp./5,0 A.c.	100 A.f.

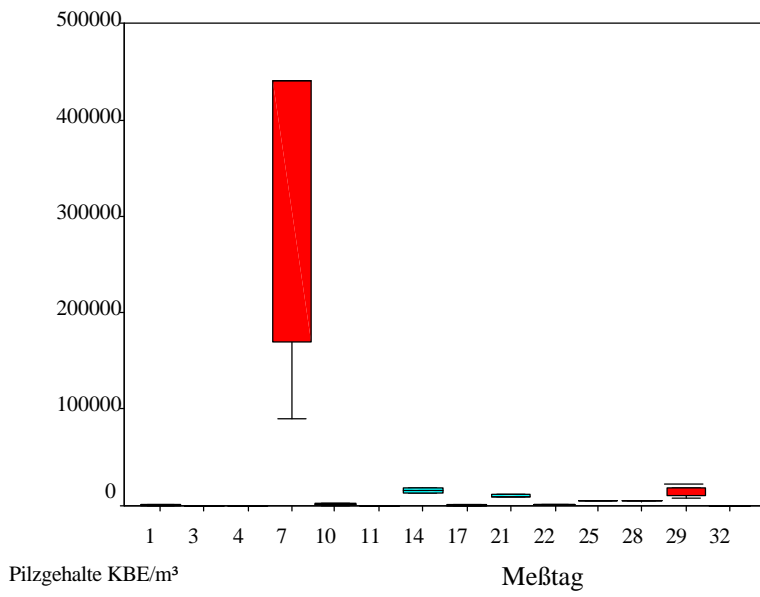


Abb.A1: Quantitative Verteilung der Pilzgehalte in KBE/m³ in der Rohluft der Kompostieranlage I *SAS-Luftkeimsammler*

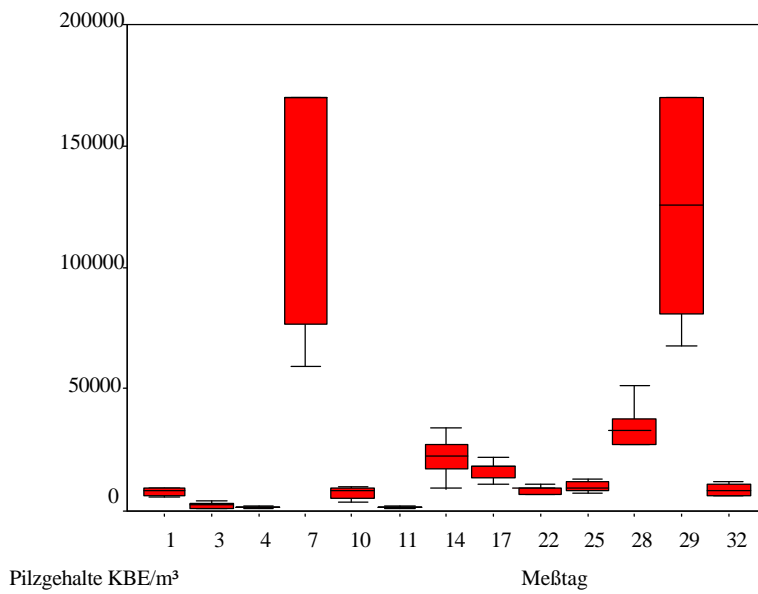


Abb. A2: Quantitative Verteilung der Pilzgehalte in KBE/m³ in der Rohluft der Kompostieranlage I *RCS-Luftkeimsammler*

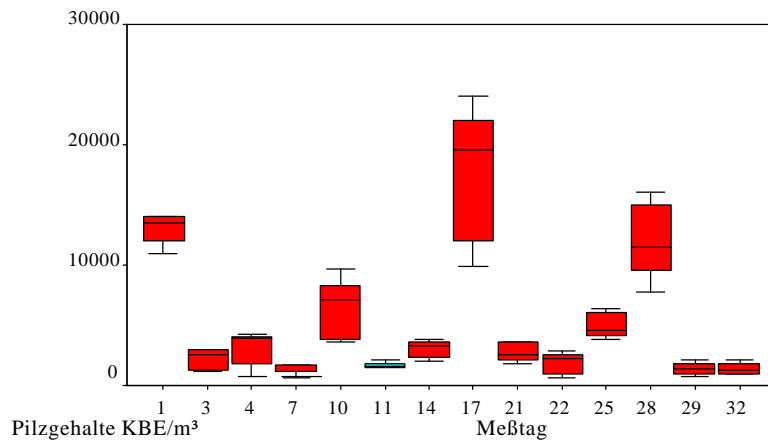


Abb. A3: Quantitative Verteilung der Pilzgehalte in KBE/m³ in der Reinluft der Kompostieranlage I *SAS-Luftkeimsammler*

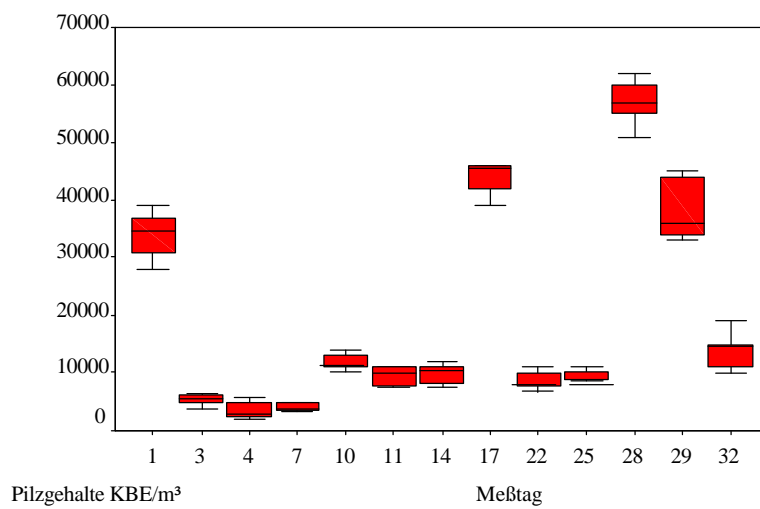


Abb. A4: Quantitative Verteilung der Pilzgehalte in KBE/m³ in der Reinluft der Kompostieranlage I *RCS-Luftkeimsammler*

Danksagung

Für die Überlassung des Themas und die wissenschaftliche Betreuung möchte ich Herrn Prof. A. Bergmann und Herrn Dr. R. Kliche danken.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Dr. Th. Vissiennon und Herrn Dr. H. Pöhle sowie Herrn Dr. Th. Alter für die vielfache Unterstützung bei der Durchführung und Auswertung der Untersuchungen. Ebenso danke ich Frau B. Kummer und allen Mitarbeitern des Institutes für Tierhygiene und Öffentliches Veterinärwesen, die zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben.