

WASSER • ABWASSER • UMWELT

32

Schriftenreihe des Fachgebietes
Siedlungswasserwirtschaft

Universität Kassel



Wolfram Franke

Biofilter als Bestandteil
kombinierter
Abluftbehandlungs-
verfahren in der
Abwasserwirtschaft

Kassel 2011

kassel
university



press

WASSER • ABWASSER • UMWELT

32

Schriftenreihe des Fachgebietes
Siedlungswasserwirtschaft


Universität Kassel



Wolfram Franke

Biofilter
als Bestandteil kombinierter
Abluftbehandlungsverfahren in
der Abwasserwirtschaft

Kassel 2011

kassel
university 
press

WASSER • ABWASSER • UMWELT

Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft
der Universität Kassel

Herausgeber: Franz-Bernd Frechen, Kassel

Vertrieb: kassel university press GmbH (kup)
Diagonale 10, 34127 Kassel
www.upress.uni-kassel.de

Band 32: Wolfram Franke
Biofilter als Bestandteil kombinierter
Abluftbehandlungsverfahren in der Abwasserwirtschaft
Kassel 2011

ISBN print: 978-3-86219-170-3
ISBN online: 978-3-86219-171-0
URN urn:nbn:de:0002-31716

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen
Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über
<http://dnb.ddb.de> abrufbar

Dissertation am Fachbereich Bauingenieur- und Umweltwesen der Universität Kassel

Erster Gutachter: Univ.-Prof. Dr.-Ing. F.-B. Frechen, Universität Kassel
Zweiter Gutachter: Dr.-Ing. K. Fischer, Universität Stuttgart

Disputation: 15. April 2011

Danksagung

Ein ganz besonderer Dank gebührt Herrn Prof. Dr.-Ing. Franz-Bernd Frechen für die Betreuung dieser Arbeit. Die intensiven Diskussionen über die Untersuchungen an den großtechnischen Anlagen haben inhaltlich und methodisch einen sehr positiven Einfluss auf diese Arbeit gehabt. Herr Prof. Dr.-Ing. Frechen ermöglichte mir auch die Entwicklung, den Bau und den Betrieb einer Abluftanlage im halbtechnischen Maßstab.

Herzlicher Dank gilt auch Herrn Dr.-Ing. Klaus Fischer für die Übernahme des Amtes als Zweitgutachter der vorgelegten Arbeit. Es freut mich insbesondere, dass die Arbeit das Interesse bei einem Experten hat wecken können, der seit über 20 Jahren intensiv in dieser Thematik arbeitet.

Weiterhin danke ich Herrn Univ. Prof. Dr. Andreas Meister (FB Mathematik) als Initiator und Sprecher des Promotionskollegs „Scientific Computing in strömungstechnischen Anwendungen (SCOSA)“. Durch Teilnahme an verschiedenen Kolloquien und dem Workshop 2007 konnte ich Erkenntnisse über Strömungen gewinnen, die dieser Arbeit auch zugute gekommen sind.

Dank geht auch die beiden (damaligen) wissenschaftlichen Hilfskräften Frau Sonja Bündgens und Herrn Timo Eckelsbach für die tägliche Betreuung der Abluftanlage im Technikum auf dem Gelände der Kläranlage Kassel gedankt.

Dank gilt auch den Firmen UGN Umwelttechnik GmbH, Gera, und Roth GmbH, Oberteuringen, für die Bereitstellung von Biofiltermaterialien. Und auch der EmscherGenossenschaft, Essen, sowie dem Magistrat der Stadt Frankfurt a.M. sei für die Freigabe der Ergebnisse aus den Forschungsprojekten gedankt.

Der Firma Yara International ASA, Oslo/N, ist für die Unterstützung meiner Arbeit im Rahmen der Persönlichkeitsentwicklung zu danken.

Grundsätzlich möchte ich mich dafür bedanken, dass ich bei meiner Tätigkeit als Doktorand ganz neue Einblicke in die Welt des Geruchs hinsichtlich Verfahrenstechnik, Messtechnik, Physiologie und Psychologie erhalten habe.

„... er habe nur gesagt, man dürfe die Leistungen eines Wissenschaftlers nicht überschätzen, der Forscher sei kein Schöpfer, er erfinde nichts, er gewinne kein Land, er ziehe keine Frucht, weder säe noch ernte er, und ihm folgen andere, die mehr, und wieder andere, die noch mehr wüßten, bis schließlich alles wieder versinke.“

Aus: Daniel Kehlmann, Die Vermessung der Welt

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG UND HERAUSFORDERUNG	1
2	ZIELSETZUNG UND LÖSUNGSWEG.....	2
3	KENNTNISSTAND ZUR OPTIMIERUNG VON EINSTUFIGEN BIOFILTERN	4
3.1	Überblick	4
3.2	Rechtliche Rahmenbedingungen	4
3.2.1	Bundesimmissionsschutzgesetz und TA Luft	4
3.2.2	Geruchsimmissionsrichtlinie	6
3.3	Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen	9
3.3.1	Entstehung von Geruchsstoffen und ihre Minderung	9
3.3.2	Vergleich der Geruchsstoffe aus Abwasser und Abfällen.....	10
3.4	Abluftbehandlung	14
3.4.1	Überblick	14
3.4.2	Übliche Abluftbehandlungsverfahren.....	14
3.4.3	Kondensation	15
3.4.4	Filtration mit Aktivkohle	16
3.4.5	Chemisch absorptive Wäsche	16
3.4.6	Thermische Oxidation	16
3.4.7	Katalytische Oxidation.....	17
3.4.8	Nicht-thermische Oxidation und Ionisation	18
3.4.8.1	Überblick.....	18
3.4.8.2	Zugabe eines Oxidationsmittels	18
3.4.8.3	Non-Thermal-Plasma (NTP)	18
3.4.8.4	Bestrahlung mit UV Licht: Photoionisation (PI) - Photolyse und Photokatalyse	19
3.4.9	Biochemische Abluftbehandlungsverfahren	21
3.4.9.1	Biowäscher	21
3.4.9.2	Biorieselbettreaktoren	21
3.4.9.3	Biofilterverfahren.....	22
3.4.9.4	Biomembranreaktoren	22
3.4.10	Kombinierte Abluftbehandlungsverfahren	23
3.4.11	Wirtschaftlichkeit von Abluftbehandlungsverfahren	23
3.5	Biofilter und ihr Optimierungspotential	25
3.5.1	Überblick	25

3.5.2	Verfahren.....	25
3.5.3	Verbesserte Biofiltermaterialien.....	28
3.5.4	Verbesserung des mikrobiologischen Abbaus durch Selektion der Mikrobiologie.....	29
3.5.4.1	Klassifikation in der Biologie.....	29
3.5.4.2	Fungi-Filter.....	29
3.5.4.3	Monokulturen.....	30
3.5.5	Verbesserung der Abbaubarkeit von Schadstoffen.....	30
3.5.5.1	Überblick.....	30
3.5.5.2	Wasserstoffperoxid.....	31
3.5.5.3	Niedertemperaturplasma und Ozonierung.....	31
3.5.5.4	UV Bestrahlung.....	32
3.5.6	Verbesserung der Absorption durch Zugabe eines Lösevermittlers.....	33
3.5.6.1	Überblick.....	33
3.5.6.2	Zugabe in der flüssigen Phase.....	33
3.5.6.3	Zugabe in der gasförmigen Phase.....	35
3.6	Zusammenfassung der Recherche.....	38
3.6.1	Ableitung der Verbesserungsmöglichkeiten.....	41
4	LÖSUNGSANSÄTZE.....	42
4.1	Ausgewählte Verfahren.....	42
4.2	Ausgewählte Anlagen.....	43
4.3	Ausgewählte Untersuchungsparameter.....	43
5	ANGEWANDTE MESSVERFAHREN.....	45
5.1	Messung des Geruchs.....	45
5.1.1	Wahrnehmung und Erkennung.....	45
5.1.2	Parameter zur Beschreibung.....	47
5.1.2.1	Überblick.....	47
5.1.2.2	Olfaktometrie.....	47
5.1.2.3	Geruchspegel.....	48
5.1.2.4	Geruchsintensitätsminderungsmaß.....	49
5.1.3	Verwendete Geräte.....	52
5.1.3.1	Olfaktometer.....	52
5.1.3.2	Vorverdünner.....	52
5.2	Messung gasförmiger Kohlenstoffverbindungen.....	54
5.2.1	Überblick.....	54
5.2.2	Total organic carbon (TOC).....	55
5.2.3	Volatile organic compounds (VOC).....	56

5.2.4	Vergleich von TOC und VOC sowie Auswahl des Messverfahrens	57
5.2.5	Geräte	58
5.2.5.1	TOC-Messung	58
5.2.5.2	VOC-Messung	58
5.3	Messung von Schwefelwasserstoff quasi kontinuierlich	59
5.4	Messung weiterer Spurengase in Stichproben	59
5.5	Messung der Dichte und Porosität von Biofiltermaterial	61
5.6	Messung der spezifischen Oberfläche von Biofiltermaterial	62
5.7	Messung von Luftgeschwindigkeit, Luftdruck, Feuchtigkeit und Temperatur	63
6	UNTERSUCHTE ABLUFTBEHANDLUNGSANLAGEN	64
6.1	Biofilteranlage auf der Kläranlage Frankfurt Niederrad	64
6.1.1	Überblick	64
6.1.2	Anlagenschema und Anlagendaten	64
6.1.3	Probenahmestellen	66
6.1.3.1	Auswahl	66
6.1.3.2	Abluftleitung – aktive Punktquelle	66
6.1.3.3	Filter – aktive Flächenquellen	67
6.1.4	Biofiltermaterial	68
6.1.4.1	Mineralisch-organisches Material: IHCS-Medium	68
6.1.4.2	Standardmaterial: WoodMix	69
6.1.5	Zeitraum der Messungen	70
6.2	Photoionisations-Anlage am Abwasserkanal Bottrop	70
6.2.1	Überblick	70
6.2.2	Anlagenschema und Anlagendaten	71
6.2.3	Probenahmestellen	72
6.2.4	Zeitraum der Messungen	72
6.3	Photoionisations-Anlage auf der Kläranlage Emschermündung	72
6.3.1	Anlagenschema und Anlagendaten	72
6.3.2	Probenahmestellen	73
6.3.3	Zeitraum der Messungen	73
6.4	Biofilteranlage im Technikum in Kassel	73
6.4.1	Überblick	73
6.4.2	Anlagenschema und Anlagendaten	73
6.4.2.1	Anlagensektionen	73
6.4.2.2	Rohgaserzeuger	74
6.4.2.3	Abluftbehandlung	75

6.4.3	Befeuchter	76
6.4.4	Photoionisation	77
6.4.5	Lösevermittler	78
6.4.6	Biofiltermaterial	78
6.4.6.1	Standardmaterial: Wood Mix	78
6.4.6.2	Cellulose Pellets: UGN Granulat	78
6.4.7	Daten der Anlage	80
6.4.8	Probenahmestellen	80
6.4.9	Zeitraum der Messungen	80
7	ERGEBNISSE DER ANALYSEN	82
7.1	Biofilteranlage auf der Kläranlage Frankfurt Niederrad	82
7.1.1	Materialeigenschaften	82
7.1.2	Olfaktometrie	82
7.1.2.1	Geruchsstoffkonzentration, Geruchspegel und Geruchsintensitätsminderungsmaß	82
7.1.2.2	Filterraumbelastung Geruch	86
7.1.2.3	Geruchsqualität	86
7.1.2.4	Zusammenfassung	87
7.1.3	H ₂ S-Messung	87
7.2	Photoionisations-Anlage am Abwasserkanal Bottrop	88
7.2.1	Olfaktometrie	88
7.2.1.1	Geruchsstoffkonzentration, Geruchspegel und Geruchsintensitätsminderungsmaß	88
7.2.1.2	Geruchsqualität	90
7.2.2	Schwefelhaltige Gase	91
7.2.3	TOC-Messungen	92
7.2.4	VOC-Screening	93
7.3	Photoionisations-Anlage auf der Kläranlage Emschermündung	95
7.3.1	Olfaktometrie	95
7.3.1.1	Geruchsstoffkonzentration, Geruchspegel und Geruchsintensitätsminderungsmaß	95
7.3.1.2	Geruchsqualität	97
7.3.2	TOC-Messungen	97
7.4	Biofilteranlage Technikum Kassel	99
7.4.1	Materialeigenschaften	99
7.4.2	Parameter des Anlagenbetriebes	99
7.4.3	Olfaktometrie	105

7.4.3.1 Geruchsstoffkonzentration, Geruchspegel und Geruchsintensitätsminderungsmaß	105
7.4.3.2 Geruchsqualität.....	108
7.4.4 Spurengase	109
7.4.4.1 Überblick.....	109
7.4.4.2 Ammoniak.....	110
7.4.4.3 Benzol und TOC	111
7.5 Zusammenfassung der Analysen.....	113
7.5.1 Biofilteranlage auf der Kläranlage Frankfurt Niederrad	113
7.5.2 Photoionisations-Anlage am Abwasserkanal Bottrop	114
7.5.3 Photoionisations-Anlage auf der Kläranlage Emschermündung	114
7.5.4 Biofilteranlage Technikum Kassel	115
7.5.4.1 Untersuchte Maßnahmen	115
7.5.4.2 Bestrahlung mittels ozonfreier Photoionisation vor einem Befeuchter	115
7.5.4.3 Zugabe eines Lösevermittlers in einem Befeuchter	115
7.5.4.4 Einsatz eines alternativen Biofiltermaterials.....	116
7.5.4.5 Biofilter allgemein	116
8 DISKUSSION DER ERGEBNISSE UND MODELLIERUNG DER OPTIMIERTEN VERFAHRENSSCHRITTE.....	117
8.1 Überblick	117
8.2 Einsatz eines hybriden Biofiltermaterials.....	117
8.2.1 Überblick	117
8.2.2 Materialeigenschaften	118
8.2.3 Betriebsparameter.....	119
8.2.4 Modell der Adsorption (Modell der Anlagerung)	123
8.2.4.1 Grundlegende Überlegungen.....	123
8.2.4.2 UGN Material	127
8.2.4.3 IHCS Material	127
8.2.5 Modell der Absorption (Bindung im Material)	127
8.2.5.1 Annahme	127
8.2.5.2 UGN Granulat	128
8.2.5.3 IHCS-Medium	128
8.2.6 Bemessungshinweise.....	129
8.2.7 Bewertung der Biofiltermaterialien	130
8.3 Bestrahlung des Rohgases.....	131
8.3.1 Überblick	131
8.3.2 Modell der Photolyse.....	131

8.3.2.1	Annahmen.....	131
8.3.2.2	Photonenenergie verschiedener UV-Strahlungen	132
8.3.2.3	Bindungsenergie innerhalb von Gasmolekülen	133
8.3.2.4	Öffnen von Bindungen.....	135
8.3.2.5	Abschätzung der Wirkung auf Einzelgase.....	136
8.3.2.6	Abschätzung der Wirkung auf Gasgemische	137
8.3.2.7	Ionisation von Wasserdampf	137
8.3.2.8	Elimination von Benzol	138
8.3.3	Bemessungshinweise	139
8.3.4	Bewertung der Photolyse als Vorbehandlung.....	139
8.4	Zugabe des Lösevermittlers Cyclodextrin (CD) im Befeuchter.....	140
8.4.1	Überblick.....	140
8.4.2	Modell der Absorption.....	140
8.4.2.1	Annahmen.....	140
8.4.2.2	Diffusionsprozess	141
8.4.2.3	Absorptionsprozess.....	141
8.4.2.4	Abschätzung der Wirkung auf Einzelgase	142
8.4.2.5	Abschätzung der Wirkung auf Gasgemische	143
8.4.2.6	Abschätzung der Wirkung auf gut wasserlösliche Gase.....	143
8.4.2.7	Abschätzung der Wirkung auf schwer wasserlösliche Gase ..	144
8.4.3	Bemessungshinweis	145
8.4.4	Bewertung des Einsatzes von HP- β -CD als Vorbehandlung	145
8.5	Zusammenfassung der Diskussion.....	146
9	WIRTSCHAFTLICHKEITSVERGLEICH DER OPTIMIERUNGSMÖGLICHKEITEN.....	147
9.1	Überblick.....	147
9.2	Investitions- und Betriebskosten.....	147
9.2.1	Biofiltermaterialien	147
9.2.2	Bestrahlung im Rohgaskanal.....	148
9.2.3	Zugabe von HP- β -CD	149
9.3	Beispiel	149
9.4	Zusammenfassung der Wirtschaftlichkeit	150
10	ZUSAMMENFASSUNG UND ABSCHLIEßENDE BEWERTUNG DER OPTIMIERUNGSMÖGLICHKEITEN	152
10.1	Ausgangspunkt	152
10.2	Möglichkeiten der Optimierung gemäß Literaturrecherche	152
10.3	In dieser Arbeit untersuchte Maßnahmen der Optimierung	153

10.3.1	Einsatz hybrider Biofiltermaterialien	153
10.3.2	Bestrahlung des Rohgases mit UV Licht im Rohgaskanal	154
10.3.3	Einsatz von Lösevermittlern im vorhandenen Befeuchter	155
10.3.4	Zusammenstellung der Untersuchungsergebnisse	155
10.4	Abschließende Bewertung und Ausblick	157
11	FACHLITERATUR	159
ANHANG 1:	TECHNISCHE DATEN OLFAKTOMETER	174
ANHANG 2:	TECHNISCHE DATEN FID/PID	175
ANHANG 3:	TECHNISCHE DATEN H₂S-MESSGERÄT	176
ANHANG 4:	DATENBLÄTTER KURZZEITMESSRÖHRCHEN .	177
ANHANG 5:	TECHNISCHE DATEN DER ANLAGE TKS	181
ANHANG 6:	DICHTE UND POROSITÄTEN.....	183
ANHANG 7:	SPEZIFISCHE OBERFLÄCHEN.....	184
ANHANG 8:	GERUCH (ARANIED)	186
ANHANG 9:	GERUCH (LI-BS.40)	187
ANHANG 10:	SCHWEFELHALTIGE GASE (LI-BS.40)	188
ANHANG 11:	TOC (LI-BS.40)	189
ANHANG 12:	VOC (LI-BS.40).....	190
ANHANG 13:	GERUCH (NL-KLEM)	193
ANHANG 14:	TOC (NL-KLEM)	194
ANHANG 15:	GERUCH (TKS)	195
ANHANG 16:	SPURENGASE (TKS).....	196
ANHANG 17:	SIMULATION HP-β-CD-VERBRAUCH.....	203
ANHANG 18:	BERECHNUNGEN WIRTSCHAFTLICHKEIT	204

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Allgemeiner Lösungsweg	2
Abbildung 2:	Hauptprodukte des unvollständigen Toluolabbaus (aus Tamm (2002)).....	17
Abbildung 3:	Investitionskosten verschiedener Abluftbehandlungsverfahren (nach SABO (2003)).....	24
Abbildung 4:	Jahresbetriebskosten verschiedener Abluftbehandlungsverfahren (nach SABO (2003))	24
Abbildung 5:	Schematischer Aufbau einer Biofilter-Anlage	26
Abbildung 6:	Schema des durchströmten Biofiltermaterials	26
Abbildung 7:	Stofftransport bei der Biofiltration (nach SABO (1990)).....	27
Abbildung 8:	HP- β -CD, Benennung und Struktur von a) α –Cyclodextrin, b) β –Cyclodextrin und c) γ - Cyclodextrin (aus GRÖGER et al. (2001)).....	36
Abbildung 9:	HP- β -CD, Schematische Darstellung des molekularen Aufbaus von Cyclodextrinen in a) Schnitt und b) Illustration des Konus (aus GRÖGER et al. (2001)	37
Abbildung 10:	Schema für die Entwicklung eines optimierten Biofilters	42
Abbildung 11:	Olfaktorisches Sinnesorgan (aus NOBEL ASSEMBLY (2004)).....	46
Abbildung 12:	Vergleich von Geruchintensitätsminderungsmaß und Wirkungsgrad und im Bereich der Verstärkung (links) und Minderung (rechts)	51
Abbildung 13:	Durchführung von olfaktometrischen Messungen mit dem Ecoma TO-9 mit Prüfern (links) und Versuchsleiter (rechts) ...	52
Abbildung 14:	Messgaspumpe und Kurzzeitmessröhrchen	59
Abbildung 15:	ARANIED, Anlagenschema.....	65
Abbildung 16:	ARANIED, Probenahme und Verbindung zum OdaLog	67
Abbildung 17:	ARANIED, Probenehmer für aktive Oberflächenquellen zur H ₂ S-Messung	67
Abbildung 18:	ARANIED, Probenehmer für aktive Oberflächenquellen im Vordergrund und Haube mit OdaLog im Hintergrund	68
Abbildung 19:	ARANIED, Biofiltermaterial IHCS	69
Abbildung 20:	ARANIED, Biofiltermaterial WoodMix.....	70
Abbildung 21:	LI-BS.40, Anlagenschema.....	71
Abbildung 22:	LI-BS.40, Anlage gesamt, Ventilatoren, Katalysator.....	71
Abbildung 23:	NL-KLEM, Anlagenschema	72
Abbildung 24:	NL-KLEM, Anlage gesamt, Ventilatoren, Katalysator	72
Abbildung 25:	TKS, Schema der Versuchsanlage	74
Abbildung 26:	TKS, Pumpe und Rohgasgenerator	75

Abbildung 27:	TKS, links: Befeuchter im Gegenstrombetrieb; rechts: Befeuchter im Gleichstrombetrieb, Filter wurden grundsätzlich aufwärts durchströmt	76
Abbildung 28:	TKS, Gegenstrombefeuchter mit Bodenplatte, Deckelplatte, Düse und Lufteinströmung im Betrieb.....	77
Abbildung 29:	TKS, PI Einheit	77
Abbildung 30:	TKS, Befeuchter mit dem zum Umlaufwasser zugegebenen Lösevermittler HP- β -CD.....	78
Abbildung 31:	TKS, UGN Biofilter Material, Basis-, Oxi- und Aktivgranulat	79
Abbildung 32:	TKS, UGN Aktivgranulat, mit Glasschaumkugeln gemischt.....	79
Abbildung 33:	ARANIED, Ergebnisse Olfaktometrie.....	83
Abbildung 34:	ARANIED, Ergebnisse Olfaktometrie mit Unterschreitungshäufigkeiten	84
Abbildung 35:	ARANIED, Wirkungsgrad beim Geruchsstoffabbau	85
Abbildung 36:	ARANIED, Geruchspegel und Geruchsintensitätsminderungsmaß	85
Abbildung 37:	ARANIED, Ergebnisse Geruchsqualität.....	86
Abbildung 38:	ARANIED, Ergebnisse H ₂ S-Messungen mit Unterschreitungshäufigkeiten	87
Abbildung 39:	LI-BS.40, Ergebnisse Olfaktometrie.....	88
Abbildung 40:	LI-BS.40, Ergebnisse Olfaktometrie mit Unterschreitungshäufigkeiten	89
Abbildung 41:	LI-BS.40, Wirkungsgrad der Reduzierung der Geruchsstoffkonzentrationen	89
Abbildung 42:	LI-BS.40, Geruchspegel und Geruchsintensitätsminderungsmaß	90
Abbildung 43:	LI-BS.40, Ergebnisse Geruchsqualität.....	91
Abbildung 44:	LI-BS.40, Exemplarische Ergebnisse der Messung von Geruch und schwefelhaltigen Gasen	92
Abbildung 45:	LI-BS.40, Ergebnisse des TOC-Abbaus mit Unterschreitungshäufigkeiten	93
Abbildung 46:	NL-KLEM, Ergebnisse Olfaktometrie	95
Abbildung 47:	LI-BS.40, Ergebnisse Olfaktometrie mit Unterschreitungshäufigkeiten	96
Abbildung 48:	NL-KLEM, Wirkungsgrad bezüglich Geruchsstoffkonzentrationen	96
Abbildung 49:	NL-KLEM, Geruchspegel und Geruchsintensitätsminderungsmaß	97
Abbildung 50:	NL-KLEM, Ergebnisse Geruchsqualität	98
Abbildung 51:	NL-KLEM, Ergebnisse des TOC-Abbaus mit Unterschreitungshäufigkeiten	98

Abbildung 52:	TKS, relative Feuchte im Rohgas der Biofilter.....	101
Abbildung 53:	TKS, relative Feuchte im Rohgas der Biofilter als Unterschreitungshäufigkeiten	101
Abbildung 54:	TKS, Temperaturen roh- und reingasseitig der Biofilter	102
Abbildung 55:	TKS, Temperaturen roh- und reingasseitig der Biofilter als Unterschreitungshäufigkeiten	102
Abbildung 56:	TKS, Druckverlust an den einzelnen Biofiltern	103
Abbildung 57:	TKS, Druckverlust an den einzelnen Biofiltern als Unterschreitungshäufigkeiten	103
Abbildung 58:	TKS, Filterflächenbelastung und Aufenthaltszeit	104
Abbildung 59:	TKS, Filterflächenbelastung und Aufenthaltszeit als Unterschreitungshäufigkeiten	104
Abbildung 60:	TKS, Ergebnisse Olfaktometrie	106
Abbildung 61:	TKS, Wirkungsgrade des Geruchsstoffabbaus	106
Abbildung 62:	TKS, Geruchspegel und Geruchsintensitätsminderungsmaß	107
Abbildung 63:	TKS, Geruchsqualitäten	108
Abbildung 64:	TKS, Vorbehandlung mittels Befeuchter, PI und HP- β -CD; Abbau von Ammoniak, exemplarische Messkurven,	110
Abbildung 65:	TKS, Vorbehandlung mittels Befeuchter, PI und HP- β -CD; Abbau von Ammoniak, Gesamtergebnis	111
Abbildung 66:	TKS, Vorbehandlung mittels Befeuchter, PI und LV; exemplarische Darstellung des Abbaus von Benzol (Versuch 20.01.2009)	112
Abbildung 67:	TKS, Vorbehandlung mittels Befeuchter, PI und LV; exemplarische Darstellung des Abbaus des TOC (Versuch 22.01.2009)	113
Abbildung 68:	TKS, übertragene Leistung	120
Abbildung 69:	TKS, Luftwiderstand	121
Abbildung 70:	TKS, aufgenommene Wassermenge in den Biofiltern.....	122
Abbildung 71:	TKS, nur Filter 4, Luftwiderstand, Feuchtigkeit, Temperatur und aufgenommene Wassermenge	123
Abbildung 72:	Biofilter, Durchströmung eines Biofilterquaders	124
Abbildung 73:	Biofilter, Variationen des Porenraumes	125
Abbildung 74:	PI, Photonenenergie verschiedener UV-Strahlungen.....	133
Abbildung 75:	PI, Photonenenergien und Bindungsenthalpien (Absorptions- Wellenlängen bei den Bindungen jeweils beim Schnittpunkt mit den UV-Kurven).....	136
Abbildung 76:	PI, Wasserdampfsättigungskurve bei Normaldruck in Luft (nach SONNTAG und HEINZE (1982))	138
Abbildung 77:	HP- β -CD, Strukturformel (aus Wacker (2008))	141
Abbildung 78:	HP- β -CD, Simulation des Verbrauches.....	144

Abbildung 79:	Verwendung eines Hybrid-Biofilters für spezielle Anwendungen	157
---------------	---	-----

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Anwendung der GIRL in den Deutschen Bundesländern	7
Tabelle 2:	Anlagenarten mit Biofiltern als Abgasreinigung (nach VDI 3477 (2004)).....	11
Tabelle 3:	Übliche Verfahren der Abluftbehandlung.....	15
Tabelle 4:	Spektren der UV-Strahlung (nach DIN 5031-7:1984-01).....	19
Tabelle 5:	Photolyse und Photokatalyse	21
Tabelle 6:	Wasserlöslichkeit und Gesundheitsgefahr von Produkten des unvollständigen Toluolabbaus (Angaben nach BGIA (2009))..	34
Tabelle 7:	Untersuchte Anlagen und Parameter	44
Tabelle 8:	Einteilung der VOC (nach DIN ISO 16000-6:2004)	56
Tabelle 9:	Vergleich von TOC und VOC	57
Tabelle 10:	Verwendete Kurzzeitmessröhrchen.....	60
Tabelle 11:	Verwendete tragbare Messgeräte	63
Tabelle 12:	ARANIED, technische Daten.....	65
Tabelle 13:	LI-BS.40, technische Daten.....	71
Tabelle 14:	NL-KLEM, technische Daten	73
Tabelle 15:	TKS, Probenahmestellen	81
Tabelle 16:	ARANIED, Eigenschaften der Biofiltermaterialien	82
Tabelle 17:	LI-BS.40, VOC-Screening, vermeintliche Wirkungsgrade für einzelne Stoffe	94
Tabelle 18:	TKS, Eigenschaften der Biofiltermaterialien	99
Tabelle 19:	TKS, Mittelwerte der Anlagenbetriebsparameter	105
Tabelle 20:	TKS, Wirkungsgrad und Geruchsintensitätsminderungsmaß der einzelnen Verfahrensstufen	107
Tabelle 21:	TKS, Bestimmtheitsmaße (R^2) der exponentiellen Ausgleichsfunktionen der Messergebnisse	109
Tabelle 22:	Biofilter, Materialeigenschaften	118
Tabelle 23:	Biofilter, Berechnung der Durchströmung	126
Tabelle 24:	PI, Spektralbereiche und Energien der UV-Strahlung	132
Tabelle 25:	PI, Bindungsenthalpien ausgewählter Bindungstypen (nach BINNEWIES et al. (2004)) und zugehörige Absorptionsmaxima.....	134
Tabelle 26:	HP- β -CD, Eigenschaften ausgewählter Gase	142
Tabelle 27:	Biofilter, Materialkennwerte und Kosten	148
Tabelle 28:	Wirtschaftlichkeitsvergleich, Beispiel, Zusammenstellung.....	150
Tabelle 29:	Untersuchte Anlagen und Parameter in dieser Arbeit, Ergebnisse	156

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Benennung
ARANIED	Abwasserreinigungsanlage Niederrad (Frankfurt/M.)
BioF	Biofilter
CD	Cyclodextrin
CGTase	Cyclodextrin-Glycosyltransferasen
C	Kohlenstoff
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
DIN	Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin
DMS	Dimethylsulfid (CAS 75-18-3)
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef
EBRT	Empty bed retention time; Aufenthaltszeit in der leeren Filterkammer
FID	Flammenionisationsdetektor
FuE	Forschung- und Entwicklung
GEP	Geruchsstoffemissionspotential
H ₂ O ₂	Wasserstoffperoxid (CAS 7722-84-1)
H ₂ S	Schwefelwasserstoff (CAS 7783-06-4)
HP-β-CD	Hydroxypropyl-β-Cyclodextrin (CAS 128446-35-5)
IHCS	Inert hydrophilic compound system
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry
TKS	Technikum Kassel
KW	Kohlenwasserstoff
LI-BS.40	PI Anlage am BS.40 des Abwasserkanals Bottrop
LV	Lösevermittler
MO	Mikroorganismen
NH ₃	Ammoniak (CAS 7664-41-7)
NIST	National Institute of Standards and Technology

Abkürzung	Benennung
NL-KLEM	PI Anlage auf der Kläranlage Emschermündung
NTP	non-thermal-plasma = Niedertemperatur-Plasma
O ₃	Ozon (CAS 10028-15-6)
PI	Photoionisation
PID	Photoionisationsdetektor
ppm	Parts per million
S ²⁻	Sulfid-Ion
β-CD	β-Cyclodextrin
TNV	Thermische Nachverbrennung
TOC	Total organic carbon, Gesamtkohlenstoffgehalt
UGN	UGN-Umwelttechnik GmbH, Gera
UV	Ultraviolett; Strahlungsspektrum
VDI	Verband Deutscher Ingenieure e.V., Düsseldorf
VOC	flüchtige Kohlenwasserstoffe (engl.: Volatile Organic Compounds)

Formelzeichenverzeichnis

Formelzeichen	Benennung	Einheit
A_{BioF}	Biofilterfläche	m^2
$A_{\text{spez,A}}$	Grundflächenspezifische Oberfläche	m^2/m^2
$A_{\text{spez,V}}$	Volumenspezifische Oberfläche	m^2/m^3
A_{xy}	Querschnittsflächen eines an den Raumachsen (x,y,z) ausgerichteten Würfels orthogonal zur Achse z	m^2
A_{yz}	Querschnittsflächen eines an den Raumachsen (x,y,z) ausgerichteten Würfels orthogonal zur Achse x	m^2
A_{xz}	Querschnittsflächen eines an den Raumachsen (x,y,z) ausgerichteten Würfels orthogonal zur Achse y	m^2
a_G	Geruchsintensitätsminderungsmaß	dB_{od}
$B_{r,\text{od}}$	Filterraumbelastung mit Geruchsstoffen	$\text{GE}_E/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$
$B_{d,\text{H}_2\text{O}}$	Aufgenommene Wassermenge in einem Filter (summarisch)	kg
c	Lichtgeschwindigkeit	m/s
$c(i)$	Konzentration des Stoffes i	mg/m^3 , ppm
$c(\text{TOC})$	Konzentration an TOC im Gas	mgC/m^3 , ppm
$c(\text{VOC})$	Konzentration an VOC im Gas	mg/m^3
C_{od}	Geruchsstoffkonzentration	GE_E/m^3
$D_{\beta\text{CD,spez}}$	Spezifischer β -CD Bedarf	$\text{g}/(\text{ppm} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{h})$
E	Energie	J
H	Plank'sches Wirkungsquantum (Konstante)	Js , eVs
ITE	einzelne Schwellenschätzung	1
$\text{ITE}_{\text{panel}}$	Geometrisches Mittel über ITE-Werte	1
$L(i)$	Löslichkeit d. Gases i in Wasser bei Normaldruck	g/L
L_{od}	Geruchspegel, errechnet aus C_{od}	dB_{od}
M_i	molare Masse des Stoffes i	g/mol

Formelzeichen	Benennung	Einheit
m_s	Masse eines Schüttgutes	kg
$m_{s,f}$	Masse eines feuchten Schüttgutes	kg
m_w	Masse Wasser	kg
$m_{w,b}$	Masse des gebundenen Wassers	kg
$m_{w,p}$	Masse des im Porenraum befindlichen Wassers	kg
n	Stoffmenge	mol
N	Gesamtteilchenzahl	1
N_A	Avogadro-Konstante, $6,022 \cdot 10^{23}$ Teilchen/mol	1/mol
P_L	Leistung, die ein hydraulischer Strom überträgt	W
$P_{PI,i}$	Leistung PI-Anlage zur Ionisation von Gas i	kW
$P_{PI,el,spez}$	Spezifischer Leistungsbedarf PI-Anlage	W/(ppm*m ³ *h)
Q_e	Photonenenergie	J, eV
Q_L	Luftvolumenstrom	m ³ /s, m ³ /h
Q_W	Wasservolumenstrom	m ³ /s, m ³ /h
Q_y	Volumenstrom in Richtung y im x,y,z-Koordinatensystem	m ³ /s, m ³ /h
q_A	Filterflächenbelastung	m ³ /(m ² *h)
$q_{A,max}$	Filterflächenbelastung multipliziert mit Flächenfaktor	m ³ /(m ² *h)
r_F	relative Feuchte	%
R_L	Luftwiderstand	Ns/m ⁵
T	Temperatur	°C oder K
t_e	Kontaktzeit im Porenraum	s
V	Volumen	L, m ³
v_p	Geschwindigkeit im Porenraum	m/s
$v_{p,A}$	Mittlere Überströmungsgeschwindigkeit über die Porenoberfläche	m/s
$v_{p,V}$	Mittlere Durchströmungsgeschwindigkeit im Porenraum bezogen auf die Biofilterfläche	m/s
V_p	Volumen des Porenraumes	L, m ³ ,
$V_{p,A}$	Volumen des Porenraumes bezogen auf die Bio-	m ³ /m ²

Formelzeichen	Benennung	Einheit
	filterfläche A_{Biof}	
V_s	Volumen des Schüttgutes einschl. Poren	L, m ³
ΔH_i	Bindungsenthalpie des Gases i	kJ/mol
α_A	Flächenfaktor	
α_{GE}	Emissionsbeiwert für Geruchsemissionen aus Absturzbauwerken	
ε	Porosität V_p/V_s	1
λ	Wellenlänge	nm, m
ν	Frequenz	Hz
η	Wirkungsgrad	1
$\dot{n}(i)$	Stoffmengenstrom des Stoffes i	mol/s
ρ_r	Rohdichte	kg/m ³
ρ_s	Schüttdichte	kg/m ³
ρ_w	Dichte von Wasser	kg/m ³

Definitionen

Wort	Definition
Diffusion	Ohne äußere Einwirkung eintretender Ausgleich von Konzentrationen (chem.) ... [Duden Fremdwörterbuch]
Emission	„...von einer Anlage ausgehende Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen, Licht, Wärme, Strahlen und ähnliche Erscheinungen“. [BlmSchG, 2007]
hybrid	gemischt, von zweierlei Herkunft, aus verschiedenen zusammengesetzt, durch Kreuzung oder Mischung entstanden [Duden Fremdwörterbuch]
Immission	„... auf Menschen, Tiere und Pflanzen, den Boden, das Wasser, die Atmosphäre sowie Kultur- und sonstige Sachgüter einwirkende Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen, Licht, Wärme, Strahlen und ähnliche Umwelteinwirkungen“. [BlmSchG, 2007]
Konvektion	1. Mitführung von Energie od. elektrischer Ladung durch die kleinsten Teilchen einer Strömung (Phys.) 2... 3... 4. Strömungsbewegung in einem flüssigem oder gasförmigen Medium (Phys.) [Duden Fremdwörterbuch]
Stand der Technik	Entwickeltes Stadium der technischen Möglichkeiten zu einem bestimmten Zeitpunkt, soweit Produkte, Prozesse und Dienstleistungen betroffen sind, basierend auf entsprechenden gesicherten Erkenntnissen von Wissenschaft, Technik und Erfahrung. [DIN EN 45020:2007-03 (1.4)]
Prinzip	a) Regel, Richtschnur b) Grundlagen, Grundsatz c) Gesetzmäßigkeit, Idee, die einer Sache zu Grunde liegt, Schema, nach dem etwas aufgebaut ist [Duden Fremdwörterbuch]
Prozess	Verlauf, Ablauf, Hergang [Duden Fremdwörterbuch]
Sensation	wörtlich „Empfindung“, 1. Aufsehererregendes, unerwartetes Ereignis, ...2. Subjektive körperliche Empfindung; Gefühlsempfindung (med.) [Duden Fremdwörterbuch]
Verfahren	Art und Weise der Durch- und Ausführung von etwas [Duden Universalwörterbuch]

1 Einleitung und Herausforderung

Technische Anlagen können geruchsbeladene Abluft emittieren. Diese Gerüche können durch Menschen in der Umgebung wahrgenommen werden und sich negativ auf ihr Wohlbefinden und ihre Gesundheit auswirken. Deshalb wurden auch Gerüche im Bundesimmissionsschutzgesetz BImSchG berücksichtigt, welches im Jahre 1974 verabschiedet worden ist. Das auf dem BImSchG aufbauende System an Verordnungen und Richtlinien legt Höchstwerte der Emissionen und die durch eine technische Anlage hervorgerufenen Immissionen fest. In vielen Fällen ist es erforderlich, die Immissionen durch eine Emissionsminderung in Form einer Abluftbehandlungsanlage zu mindern.

Behandlungsbedürftige Abluft aus Anlagen der Abwasserwirtschaft wird üblicherweise in Wäschern oder Filtern behandelt. Biofilter haben sich als wirtschaftlich interessante Variante etabliert und werden vor allem bei schwach belasteter Abluft verwendet.

Überschreiten die Schadstoffkonzentrationen im Rohgas die für Biofilter nach Stand der Technik empfohlenen oberen Grenzwerte, so muß entweder ein anderes Verfahren gewählt oder die Biofiltration optimiert werden.

Die Anwendungspraxis zeigt, dass Biofilter im Wesentlichen für den Einsatz zur Behandlung gering belasteter Abluft verwendet werden. Eine Ausweitung des Einsatzgebietes wäre jedoch interessant, weil Biofilter kostengünstig und wenig wartungsintensiv sind. Das Ziel dieser Arbeit ist somit die Ermittlung und Untersuchung von Möglichkeiten zur Verbesserung von Biofiltern zur Abluftbehandlung.

Die Herausforderung besteht also in der Ermittlung und Überprüfung verschiedener Möglichkeiten zur Leistungsoptimierung von Biofiltern, um das Anwendungsspektrum zu erhöhen. Die Optimierung soll im Wesentlichen unter Verwendung der bei einem Biofilter vorhandenen Aggregate – Befeuchter und Filter – erreicht werden, um die Anzahl der Betriebspunkte nicht zu erhöhen.

2 Zielsetzung und Lösungsweg

Forschung und Entwicklung (FuE) als Einheit sollen dazu dienen, praktische Aufgaben systematisch zu lösen. Der Lösungsweg für ein Problem sollte also auch als Leitfaden für eine wissenschaftliche Arbeit dienen. Ein allgemein gehaltener Lösungsweg ist in Abbildung 1 wiedergegeben.

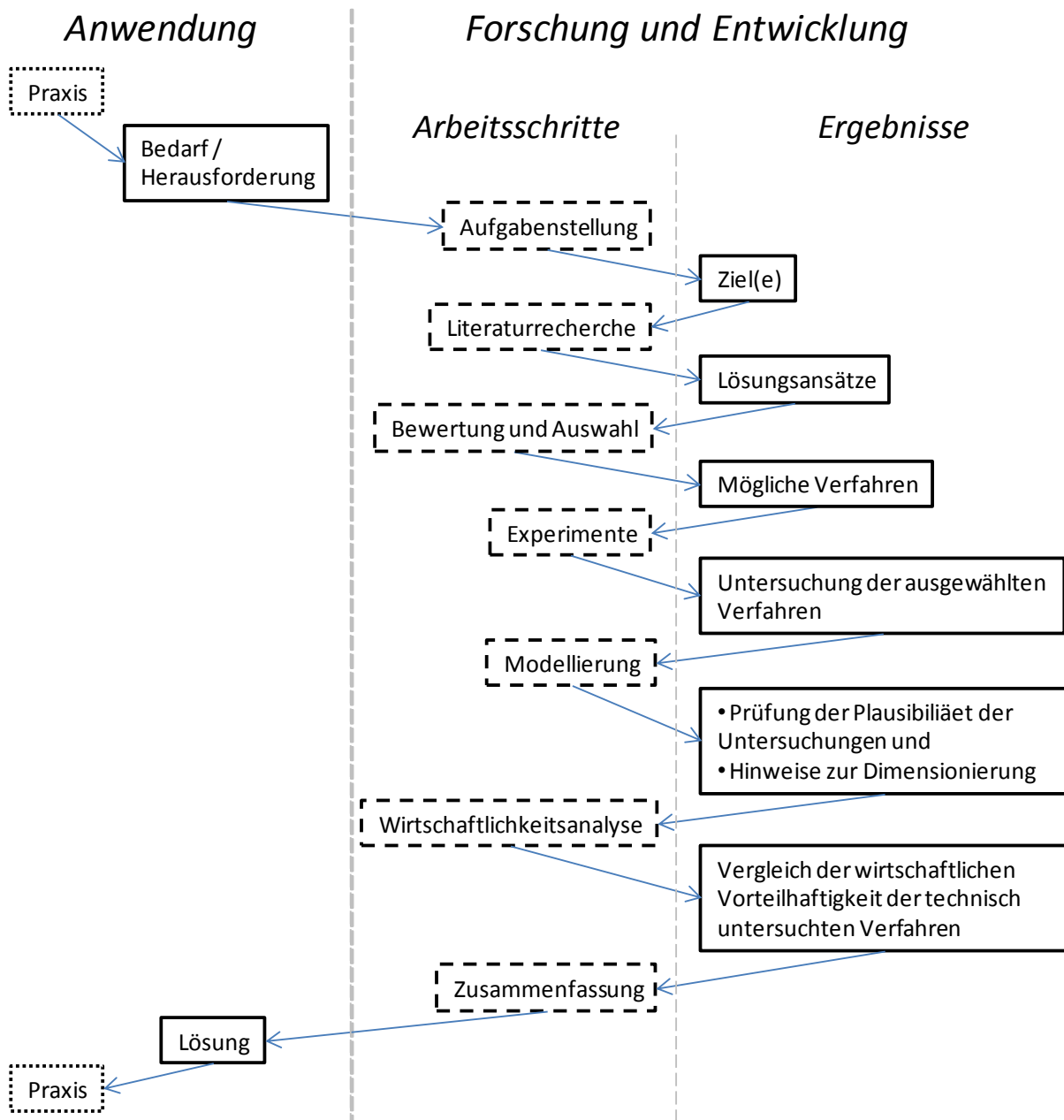


Abbildung 1: Allgemeiner Lösungsweg

Entsprechend der Zielsetzung dieser Arbeit ergeben sich für diesen zunächst allgemeinen Lösungsweg folgende Unterziele:

1. Überblick über den Themenbereich Abluftbehandlung, wiedergegeben in den Abschnitten 3.2 bis 3.4
2. Diskussion und Auswahl der Möglichkeiten für Verfahren zur Optimierung von Biofiltern im Abschnitt 3.5
3. Überblick über die durchzuführenden Untersuchungen in Kapitel 4
4. Beschreibung der erforderlichen Messverfahren zur Durchführung der Experimente in Kapitel 5
5. Beschreibung der betrachteten Versuchsanlagen in Kapitel 6
6. Untersuchung der ausgewählten Möglichkeiten der Verfahrensoptimierung und Darstellung der Analyseergebnisse in Kapitel 7
7. Diskussion und Modellierung der ausgewählten Möglichkeiten der Verfahrensoptimierung aus technischer Sicht zur Plausibilitätsprüfung in Kapitel 8
8. Vergleich der wirtschaftlichen Vorteilhaftigkeit der ausgewählten Möglichkeiten der Verfahrensoptimierung anhand eines Beispiels in Kapitel 9
9. Zusammenfassung und abschließende Bewertung der Optimierungsmöglichkeiten in Kapitel 10

3 Kenntnisstand zur Optimierung von einstufigen Biofiltern

3.1 Überblick

In Kapitel 3 werden die Ideen zur Optimierung einstufiger Biofilter aus der bisher bekannten Fachliteratur zur Abluftbehandlung entwickelt. Dazu wird ein Überblick über die gängigen Abluftbehandlungsverfahren gegeben. Einführend wird der rechtliche Rahmen erläutert, um die Erfordernis von Maßnahmen zur Emissionsminderung aufzuzeigen.

3.2 Rechtliche Rahmenbedingungen

3.2.1 Bundesimmissionsschutzgesetz und TA Luft

Im Jahre 1974 wurde in der Bundesrepublik Deutschland das Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG, 2007) verabschiedet und zwischenzeitlich mehrfach überarbeitet. Es ist das Deutsche Rahmengesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen. Im BImSchG werden keine Grenzwerte angegeben, sondern es regelt die Begriffe und Zuständigkeiten. Grenzwerte werden in den zugehörigen Verordnungen und Richtlinien angegeben.

Das BImSchG wurde geschaffen, um schädliche Einwirkungen zu minimieren. Dazu wird definiert, welche Emissionen von bestimmten Anlagen zu nicht akzeptablen Einwirkungen auf Mensch, Tiere und Natur in der Umgebung der Anlagen führen können. Wörtlich lautet der BImSchG §3:

- 1. Schädliche Umwelteinwirkungen im Sinne dieses Gesetzes sind Immissionen, die nach Art, Ausmaß oder Dauer geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für die Allgemeinheit oder die Nachbarschaft herbeizuführen.*
- 2. Immissionen im Sinne dieses Gesetzes sind auf Menschen, Tiere und Pflanzen, den Boden, das Wasser, die Atmosphäre sowie Kultur- und sonstige Sachgüter einwirkende Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen, Licht, Wärme, Strahlen und ähnliche Umwelteinwirkungen.*
- 3. Emissionen im Sinne dieses Gesetzes sind die von einer Anlage ausgehenden Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen, Licht, Wärme, Strahlen und ähnlichen Erscheinungen.*

4. *Luftverunreinigungen im Sinne dieses Gesetzes sind Veränderungen der natürlichen Zusammensetzung der Luft, insbesondere durch Rauch, Ruß, Staub, Gase, Aerosole, Dämpfe oder Geruchsstoffe.*

Gemäss BImSchG §3 ist Geruch eine Luftverunreinigung, vor der geschützt werden muss, wenn die hervorgerufene Umwelteinwirkung durch eine Anlage nach Art, Ausmass oder Dauer geeignet ist, eine erhebliche Belästigung bis hin zu einer Gefahr hervorzurufen. Dies gilt sowohl für genehmigungsbedürftige Anlagen nach BImSchG §4 als auch für nicht-genehmigungsbedürftige Anlagen nach BImSchG §23.

Der Hintergrund für den gesetzlichen Schutz vor Geruch ist das nachgewiesene Schädigungspotential von Gerüchen. Geruchsbelastungen können zu psychologischen Belastungen führen, auf die der menschliche Organismus zunächst mit Unwohlsein und infolgedessen mit körperlichen Beeinträchtigungen reagieren kann. Von einigen Geruchsstoffen gehen zudem toxikologische Gefährdungen aus. Informationen zur Wechselwirkung von Wohlbefinden und Geruchsbelastung sind bei SUCKER et al. (2003) umfangreich beschrieben. Darüberhinaus sind Geruchssinn und Erinnerungen verknüpft, wie z.B. bei CHU und DOWNES (2002) erläutert wird.

Für technische Anlagen wird in der TA Luft (2002) in der Regel der Grenzwert der Geruchsstoffkonzentration von 500 GE/m³ festgelegt. Dieser Wert ist im Tagesmittel einzuhalten und im Halbstundenmittel um nicht mehr als den Faktor 2 zu überschreiten. Durch diese Regelung werden jedoch noch keine Immissionen begrenzt.

Eine erste Möglichkeit zur Minderung von Immissionen ist die Schaffung eines Abstandes von Emissionsquelle und Immissionsgebiet. Dieser Abstand kann horizontal und/oder vertikal ausfallen.

- ➔ Ein horizontaler Abstand kann in einem Bauplan oder einer Karte angegeben werden. Hierzu sei auf den „Abstandserlass“ hingewiesen (erstmalig im Jahre 1972 herausgegeben und inzwischen in der 7. Neufassung vorliegend; MUNLV (2007)). Der Erlass gilt für die Träger Öffentlicher Belange hinsichtlich des Immissionsschutzes in der Bauleitplanung, nicht aber für die Anlagengenehmigungspraxis. Für die Genehmigungspraxis von Biofiltern existiert mit BOTH und SCHILLING (1997) eine Regelung hinsichtlich Abstand zwischen einem Biofilter und der nächsten für die Bewertung relevanten Bebauung. Demnach sind offene Biofilter in Ausbreitungsrechnungen nicht zu beachten, wenn der Abstand 200 m überschreitet. Ist der Abstand zwischen 100 m und 200 m groß, so gilt dies auch, jedoch sind Abnahmemessungen vorzusehen. Für Abstände kleiner als 100 m sind die Emissionen in einer Ausbreitungsrechnung zu verwenden

und die Immissionen gegebenenfalls später in einer Rasterbegehung zu überprüfen.

- ➔ Ein vertikaler Abstand wird z.B. durch einen Schornstein gemäss TA Luft 2002 erreicht. Dieser ist in einer Ausbreitungsrechnung so auszulegen, dass die hervorgerufenen Immissionen zulässig sind. Prinzipiell wird die Abluft über einen Schornstein abgeleitet, um durch den Eintrag in eine bodenferne Luftschicht eine Verdünnung der Schadstoffe zu erreichen. Verschiedene Ablüfte können dabei zusammengefasst und über den gleichen Schornstein abgeleitet werden. Ausbreitungsrechnungen werden derzeit mittels Partikelmodell gemäss der VDI Richtlinie 3945 Blatt 3 (2000) durchgeführt. Die Simulation genügt dann den Forderungen der TA Luft (2002).

3.2.2 Geruchsimmissionsrichtlinie

Der eigentliche Schutz vor Geruchsimmissionen wird auf Länderebene quantitativ festgelegt. Gemeinsames Gremium ist der Länderausschuss für Immissionsschutz (LAI).

Die erste Richtlinie, in der ein Grenzwert für Geruchsimmissionen festgelegt worden ist, ist die so genannte „Raffinerie-Richtlinie NRW“. Sie wurde am 14. April 1975 im Ministerialblatt NRW S. 966 als Verwaltungsvorschrift des Landes Nordrhein-Westfalen für Geruchsbelästigungen veröffentlicht.

Aufbauend auf dieser Richtlinie wurde später vom LAI die Geruchsimmissionsrichtlinie GIRL entwickelt. Die aktuelle Fassung GIRL (2008) arbeitet mit zeitbezogenen Grenzwerten – den Geruchsstunden – um die Immissionen zu quantifizieren. Die GIRL wurde in den meisten Bundesländern eingeführt oder wird zumindest als Erkenntnisquelle genutzt, wie in Tabelle 1 zusammengestellt ist.

Tabelle 1: Anwendung der GIRL in den Deutschen Bundesländern

Bundesland	Geruchsimmissionsrichtlinie
Baden-Württemberg	Verweis auf GIRL 2004
Bayern	GIRL als Erkenntnisquelle, keine Richtlinie eingeführt (Stand 2005).
Berlin	Rundschreiben über die Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen. Vom 15. Mai 2006, ABl. S. 2064
Brandenburg	Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie - GIRL -) in der Fassung vom 29. Februar 2008 und einer Ergänzung vom 10. September 2008 mit Begründung und Auslegungshinweisen in der Fassung vom 29. Februar 2008
Bremen	-
Hamburg	-
Hessen	Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie - GIRL -) in der Fassung vom 29. Februar 2008 und einer Ergänzung vom 10. September 2008 mit Begründung und Auslegungshinweisen in der Fassung vom 29. Februar 2008
Mecklenburg-Vorpommern	Auslegungshinweise zur Richtlinie zur Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen in Mecklenburg-Vorpommern (Auslegungshinweise zur Geruchsimmissions-Richtlinie - GIRL M-V). Vom 2. November 2006.
Niedersachsen	Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie – GIRL). Vom 23. Juli 2009, MBl. S. 794.
Nordrhein-Westfalen	Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie - GIRL -) in der Fassung vom 29. Februar 2008 und einer Ergänzung vom 10. September 2008 mit Begründung und Auslegungshinweisen in der Fassung vom 29. Februar 2008
Rheinland-Pfalz	Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie - GIRL -) in der Fassung vom 29. Februar 2008 und einer Ergänzung vom 10. September 2008 mit Begründung und Auslegungshinweisen in der Fassung vom 29. Februar 2008
Saarland	-
Sachsen	Verwaltungsvorschrift des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zur Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen Geruchsimmissions-Richtlinie – GIRL) Vom 24. Oktober 2008, ABl. S. 1596

Bundesland	Geruchsimmissionsrichtlinie
Sachsen-Anhalt	Handlungsempfehlung für Sachsen-Anhalt zur Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie – GIRL) in der Fassung vom 29. Februar 2008 und Ergänzung vom 10. September 2008 (Erlass des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt vom 10. Juni 2009, nicht veröffentlicht)
Schleswig-Holstein	Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen in Schleswig-Holstein (Geruchsimmissions-Richtlinie - GIRL -) v. 04.09.2009
Thüringen	Thüringer Richtlinie zur Ermittlung und Bewertung von Geruchsimmissionen - Thüringen - (StAnz. Nr. 3 vom 19.01.2004 S. 157)

Den Richtlinien nach kann eine Anlage also nur genehmigt werden, wenn

- ➔ die Emission nach TA Luft zulässig ist
- ➔ und gleichzeitig diese Emission nur zu zulässigen Immissionen führt, die z.B. nach GIRL zu bestimmen sind.

Nach GIRL werden Immissionen über die folgenden Parameter beschrieben:

- ➔ IV = Vorhandene Belastung, Anteil der Immission, der im Beurteilungsgebiet auch ohne neue Anlage vorliegt
- ➔ IZ = Zusatzbelastung, Anteil der Immission, der durch die zu bewertende Anlage hinzukommt
- ➔ IG = Gesamtbelastung der Immission im Beurteilungsgebiet; $IG = IV + IZ$
- ➔ IW = Immissionswert, Anteil an Geruchsstunden; Erhebliche Belästigung liegt vor wenn $IG > IW$

Der Immissionswert ist abhängig von der Nutzung zu wählen. Dabei ist die konkrete Nutzung im Beurteilungsgebiet relevant, aber nicht unbedingt die nach Baunutzungsverordnung –BauNV (1993) – geplante Nutzung. Der Immissionswert liegt bei 0,10 für Misch- und Wohngebiete und 0,15 für Gewerbe-, Industrie- und Dorfgebiete. Die Zusatzbelastung durch eine Emission darf einen Wert von 0,06 nicht überschreiten, wenn die Ableitung über einen Schornstein erfolgt.

Grundsätzlich muss eine Zusatzbelastung von den Umgebungsgerüchen unterscheidbar sein, um überhaupt bewertet werden zu können. Insbesondere vegetationsartige Gerüche, wie sie von ordnungsgemäss arbeitenden Biofiltern ausgehen, können der Praxis nach ignoriert werden (Flächenfilter), wie bei BOHT

und SCHILLING (1997) . Für über Schornsteine abgeleitetes Biofilterreingas kann der Geruchsstoffstrom im Rahmen der Ausbreitungsrechnung vermindert werden, wie die Auslegungshinweise zur GIRL (2008) nahelegen.

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit Abluft aus Abwasseranlagen. Diese sind i.W. Kläranlagen und Abwassertransportsysteme. Nach BauNV sind Kläranlagen nur im unbeplanten Aussenbereich privilegierte Vorhaben, ein Recht auf Genehmigung in einem überplanten Gebiet besteht hingegen nicht. Kläranlagen sind nach BImSchG §4 genehmigungspflichtige Anlagen und sind so zu errichten und zu betreiben, dass schädliche Umwelteinwirkungen und erhebliche Belästigungen für die Nachbarschaft vermieden werden. Abwassertransportsysteme sind nach BImSchG §23 nicht-genehmigungspflichtige Anlagen, und sie sind so zu errichten und zu betreiben, dass schädliche Umwelteinwirkungen auf ein Mindestmass begrenzt werden, wobei erhebliche Belästigungen für die Nachbarschaft nicht ausgeschlossen werden.

3.3 Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen

3.3.1 Entstehung von Geruchsstoffen und ihre Minderung

Die Beseitigung von Fäkal-Gerüchen aus der Kanalisation wurde bereits von Leonardo da Vinci im Jahre 1484 in seiner „Citta Ideale“ als städtebauliches Ziel benannt. Auch beim Bau der ersten Kanalisationen in europäischen Großstädten in den 1830er und 1840er Jahren, vorrangig unter der Leitung von William Lindley, stand die Vermeidung der Gerüche im Vordergrund, in der Annahme, die grassierenden Seuchen würden sich über die riechenden Dämpfe der Fäkalien verbreiten. Aufgrund des langjährigen Bewusstseins für das Problem „Geruch“ finden sich viele Abhandlungen und deren Zusammenfassungen beispielsweise bei WINKLE (1982), FRECHEN (1988), WIRECKY (2003), FRECHEN und POPPE (2006), FRECHEN und FRANKE (2009).

Nach DIN EN 12255-9:2002 sind Geruchsemissionen aus Kläranlagen bei der Planung zu berücksichtigen und zu vermeiden. Eingeschränkt auf Kanalisation und Belastungen des Abwassers mit Sulfid und Schwefelwasserstoff als Geruchsstoff und Korrosionsursache ist die Darstellung von THISTLETHWAYTE (1972). Aufgrund der Vielschichtigkeit des Problems „Geruch aus Abwasser“ wird das Thema in zwei Merkblättern der DWA detailliert beschrieben, um Planern den geforderten „Stand der Technik“ zu verdeutlichen:

- ➡ Geruchsemissionen aus der Kanalisation: ATV-DVWK-M 154 (2003)
- ➡ Kläranlagen: ATV-M 204 (1996).

Eine Übersicht über übliche Geruchsstoffe in Abwassersystemen und Ihre Herkunft hat FREY (2008) aus einer Vielzahl von Veröffentlichungen zusammengetragen. Das Vorhandensein der Geruchsstoffe im Abwasser liefert jedoch noch keine Aussage über die mögliche Geruchsemission, ihr Ausmass oder ihre Wirkung, weshalb zur Messung von Geruch im Abwasser FRECHEN und KÖSTER (1998) ein auf der Olfaktometrie aufbauendes Verfahren vorgestellt haben. Der Parameter wird als Geruchsstoffemissionspotential (GEP, engl.: odour emission capacity, oec) bezeichnet und gibt einen volumenspezifischen Zahlenwert für die maximal austreibbare Geruchsstoffmenge aus einer Flüssigkeit an. Auf die Messung von Geruch mittels Olfaktometrie wird in Abschnitt 5.1.2.2 eingegangen.

Geruchsstoffe führen zu einer Emission, wenn sie dem System entweichen können. Die Geruchsstoffe können z.B. aus dem Kanalsystem (Diffusion in die Kanalluft und Austritt über Abwasserschächte) oder auch an der Abwasserbehandlungsanlage (Rechen, belüfteter Sandfang, etc.) in die Umwelt gelangen. Eine Emission kann unterbunden werden, wenn das Abwasser bereits behandelt wird und keine emittierbaren Geruchsstoffe mehr enthält. Literaturquellen zur geruchsbezogenen Abwasserbehandlung finden sich viele, z.B.: Frey (2008), Frechen et al (2009), EP09559272A1 oder WO/2007/046705. Eine Emission kann aber auch durch die Behandlung der Abluft vermieden werden, was z.B. nach ATV-DVWK-M 154 (2003) oder ATV-M 204 (1996) ebenfalls das Geruchsproblem nach Stand der Technik löst.

Für die Auswahl eines Abluftbehandlungsverfahrens sind neben wirtschaftlichen Aspekten die massgeblichen Abluftinhaltsstoffe entscheidend, wie bei WEBER et al. (1999), in der VDI Richtlinie 3477 (2004) oder auch SHAREEFDEEN und SINGH (2005) beschrieben ist. In Tabelle 2 sind Emissionsquellen, Luftinhaltsstoffe und die Eignung der Biofiltration als Abluftbehandlung als Beispiel zusammengefasst.

Zudem spielt die Anzahl der geruchsverursachenden Gase eine wesentliche Rolle, wie in VDI Richtlinie 3475 Blatt 3 (2006) beschreibt. Während Reinstoffe oft durch Anwendung eines einstufigen Verfahrens eliminiert werden können, sind Gemische komplizierter in ihrer Behandlung und bedürfen eines oft mehrstufigen Behandlungsverfahrens.

3.3.2 Vergleich der Geruchsstoffe aus Abwasser und Abfällen

In der VDI Richtlinie 3477 (2004) werden die Emissionen aus Abfall- und Abwasserbehandlungsanlagen verglichen. In beiden Fällen kommen ähnliche Geruchsstoffe in Art und Bandbreite vor. Für beide Wege wird empfohlen, die anfallende Abluft mit solchen Verfahren zu behandeln, die eine große Bandbreite in der Behandlungswirkung aufweisen. Literatur aus beiden Bereichen kann demzufolge wechselweise als Erkenntnisquelle genutzt werden.

Tabelle 2: Anlagenarten mit Biofiltern als Abgasreinigung (nach VDI 3477 (2004))

Anlagenarten	Geruch	Organische Verbindungen						Anorganische Verbindungen**		Ätherische Öle
		Alipha- tische Kohlen- wasser- stoffe	Arma- tische Kohlen- wasser- stoffe	Sauerstoff- haltige Verbin- dungen	Schwefel- haltige Verbin- dungen	Stickstoff- haltige Verbin- dungen	Halogen- kohlen- wasser- stoffe	Schwefel- wasser- stoff	Ammoniak	
Nahrungs- und Genussmittelproduktion										
Aromaextraktion	x									x
Bratfischherstellung	x			x	x				x	
Friteusenabluft	x	x		x						
Geschmacksstoff-herstellung	x									
Hefefermentation	x			x	x					
Kaffeerösterei	x			x	x			x		x
Kakaorösterei	x			x	x			x		x
Oehlmühlen	x				x					
Schlachthöfe	x			x	x			x	x	
Tabakverarbeitung	x		x	x				x	x	
Tierhaltung	x			x	x			x	x	
Würzherstellung	x				x					
Zuckerfabrik	x	x								

*) nur in gering belasteten Volumenstromen

**) Wegen der Probleme mit Zwischen- und Endprodukten von Schwefelwasserstoff und Ammoniak sei verwiesen auf die Abschnitte 4.1.5, 5.5.3 und Abschnitte 6 bis 6.6. der VDI 3477 (2004)

Fortsetzung Tabelle 2: Anlagenarten mit Biofiltern als Abgasreinigung (nach VDI 3477 (2004))

Anlagenarten	Geruch	Organische Verbindungen						Anorganische Verbindungen**		Ätherische Öle
		Alipha- tische Kohlen- wasser- stoffe	Arma- tische Kohlen- wasser- stoffe	Sauerstoff- haltige Verbin- dungen	Schwefel- haltige Verbin- dungen	Stickstoff- haltige Verbin- dungen	Halogen- kohlen- wasser- stoffe	Schwefel- wasser- stoff	Ammoniak	
Verwertung von Reststoffen/Abfällen										
Bierhefetrocknung	x			x		x				
Fettschmelzen	x			x	x	x		x	x	
Fischmehlfabriken	x			x	x	x		x	x	
Gelatineherstellung	x			x	x					
Knochenverarbeitung	x			x	x	x		x	x	
Kompostierung	x	x		x	x	x	x	x	x	
Kottrocknung	x	x		x	x	x		x	x	
Tierkörperverwertung	x			x	x	x	x	x	x	
Entsorgung										
Abfallagerung und -aufbereitung	x	x			x		x		x	x
Deponiegasentsorgung*	x			x			x		x	
Kläranlagen, industr.	x	x	x	x	x		x	x	x	x
Kläranlagen, kommunal	x	x	x	x	x		x	x	x	x
Klärschlamm-trocknung	x	x	x	x	x		x	x	x	x

*) nur in gering belasteten Volumenstromen

**) Wegen der Probleme mit Zwischen- und Endprodukten von Schwefelwasserstoff und Ammoniak sei verwiesen auf die Abschnitte 4.1.5, 5.5.3 und Abschnitte 6 bis 6.6. der VDI 3477 (2004)

Fortsetzung Tabelle 2: Anlagenarten mit Biofiltern als Abgasreinigung (nach VDI 3477 (2004))

Anlagenarten	Geruch	Organische Verbindungen						Anorganische Verbindungen**		Ätherische Öle
		Alipha- tische Kohlen- wasser- stoffe	Arma- tische Kohlen- wasser- stoffe	Sauerstoff- haltige Verbin- dungen	Schwefel- haltige Verbin- dungen	Stickstoff- haltige Verbin- dungen	Halogen- kohlen- wasser- stoffe	Schwefel- wasser- stoff	Ammoniak	
Chemische Erzeugnisse										
Essenzenherstellung	x	x		x						
Herstellung und Verarbeitung von Farben und Lacken	x	x	x							x
Fotofilmherstellung	x	x		x						
Imprägniermittelher- stellung u. verarbeitg.	x			x				x		
Klebstoffherstellung	x			x						
Kunststoffverarbeitung	x	x	x	x				x		
Leimherstellung	x			x						
Öle und Fette, techn.	x	x	x		x		x		x	
Polymerherstellung				x			x			
Polyesterherstellung							x			
Tanklager	x	x	x							
SONSTIGE										
Bitumenverarbeitung	x	x	x	x						
Druckereien	x	x	x	x						
Gießereien	x	x	x	x						x
Holzwerkstoffher- stellung (z.B. Spanplattenherst., Hartfaserplattenherst.)	x	x	x	x						

*) nur in gering belasteten Volumenströmen

**) Wegen der Probleme mit Zwischen- und Endprodukten von Schwefelwasserstoff und Ammoniak sei verwiesen auf die Abschnitte 4.1.5, 5.5.3 und Abschnitte 6 bis 6.6. der VDI 3477 (2004)

3.4 Abluftbehandlung

3.4.1 Überblick

Im Abschnitt 3.4 werden die Verfahren zur Minderung von Geruchsstoffen nach Stand der Technik kurz erläutert. Die verschiedenen Abluftbehandlungsverfahren werden aufgeführt und charakterisiert. Die Biofiltration wird im Abschnitt 3.4 nur genannt, um die Einordnung in den Gesamtkontext zu zeigen, und später in Abschnitt 3.5 soweit erläutert, wie es für das Verständnis dieser Arbeit erforderlich ist.

3.4.2 Übliche Abluftbehandlungsverfahren

Aus technischer Sicht unterscheiden sich die Verfahren nach dem

- ➔ verfolgten Ziel der Behandlung: Rückgewinnung oder Abbau
- ➔ möglichen Prinzipien zum Erreichen des gewählten Ziels
- ➔ geeigneten Prozessen zur Umsetzung des gewählten Prinzips.

Entsprechend dieser Systematik sind Verfahren in Tabelle 3 zusammengestellt. Eine Übersicht über Marktanteile der Verfahren ist vom Verfasser dieser Arbeit nicht gefunden worden.

Tabelle 3: Übliche Verfahren der Abluftbehandlung

Ziel	Prinzip	Prozess	Verfahren	VDI Richtlinie
regenerativ	Physikalisch:	Taupunktunter-schreitung	Kondensation	-
regenerativ/ nicht reg.	Abscheidung	Adsorption	Filtration mit Aktivkohle	-
		Absorption	Wäsche	2443 (1995)
nicht rege- nerativ	Chemisch:	Oxidation	Ozonierung und Ionisation	-
			Katalytische Oxidation	3476-1 (2005)
			Thermische Oxidation	-
		Absorption+ Oxidation	Chemisch oxidative Wäscher	2443 (1995)
	Bioche- misch: Stoffwechsel		Biofilter	3477 (2004)
			Biowäscher	3478-1 (2008) E
			Biorieselbett-reaktoren	3478-2 (2008)
			Biomembran-reaktoren	-

3.4.3 Kondensation

Bei der Kondensation wird der zu behandelnde Luftstrom mit dem Ziel abgekühlt, dass die schädlichen Luftinhaltsstoffe als Flüssigkeit und bei kryogenischen Verfahren als Feststoff ausfallen. Schadstoffe und unschädliche Stoffe sollten demnach also möglichst unterschiedliche Dampfdrücke aufweisen. Nach HERZOG und GRABHORN (1996) sind kryotechnische Verfahren vor allem geeignet, um hochbelastete Luftströme bei geringen Volumenströmen zu behandeln. WEBER et al. (1999) sehen die Kondensation in vielen Fällen nur in der Kombination mit einem weiteren Verfahren als Lösung an.

3.4.4 Filtration mit Aktivkohle

Die Filtration mit Aktivkohle ist ein Verfahren, das je nach finanziellem Wert des Schadstoffes zur regenerativen und nicht regenerativen Abluftbehandlung eingesetzt werden kann.

Kern des Verfahrens ist die Anlagerung der Schadstoffe an der Oberfläche der Aktivkohle (Adsorption des Adsorptivs am Adsorbens). Aktivkohle ist ein feinporiges Schüttgut, welches durch termische Behandlung von organischem Material oder Kohle gewonnen wird. Durch diese Behandlung wird eine spezifische Oberfläche von 300 m²/g bis 2.000 m²/g erreicht. Je nach Chemikalie können eine Lage oder mehrere Lagen an Molekülen angelagert werden.

Eine detaillierte Beschreibung des Verfahrens findet sich bei WEBER et al. (1999). Grundsätzliche Bemessungshinweise zum Einsatz von Aktivkohle finden sich z.B. bei DIENER (1997). Im Patent US5197208 finden sich Hinweise zu einer geruchsoptimierten Imprägnierung. Imprägnierte Aktivkohle wird heute, z. B. von Firma Donau Caron als Produkt Desorex K47, standardmässig angeboten.

3.4.5 Chemisch absorptive Wäsche

Bei der chemisch absorptiven Wäsche werden die Schadstoffe aus dem Luftstrom durch Absorption in der Waschflüssigkeit herausgewaschen. Wesentlich für die Effektivität des Verfahrens ist somit das Vermögen der Waschflüssigkeit, die Schadstoffe aufzunehmen. Üblicherweise wird hierzu der pH-Wert verändert, so dass bestimmte Gase bevorzugt in Lösung gehen. So kann Schwefelwasserstoff (H₂S) bei hohen pH Werten bevorzugt absorbiert werden und Ammoniak (NH₃) bei niedrigen pH Werten. Hydrophobe Kohlenwasserstoffe werden in der Regel nicht absorbiert.

Das Verfahren kann regenerativ oder durch Kombination mit einer Oxidation nicht regenerativ betrieben werden. In der VDI Richtlinie 2443 (1995) wird das Verfahren detailliert beschrieben.

3.4.6 Thermische Oxidation

Die thermische Oxidation ist die Verbrennung der Schadstoffe im Luftstrom. Das Verfahren wird auch als Thermische Nachverbrennung TNV bezeichnet. Durch den Einsatz eines Katalysators kann die zur Oxidation erforderliche Temperatur und somit der Energieaufwand gemindert werden.

Die TNV wird ausführlich in der VDI Richtlinie 2442 (2006) oder auch bei Weber et al. (1999) beschrieben.

3.4.7 Katalytische Oxidation

Die Katalytische Oxidation verwendet einen Katalysator, um die benötigte Aktivierungsenergie für die Oxidation zu senken. Gegenüber einer Verbrennung wird hier der Oxidationsprozess ohne offene Flamme durchgeführt. Die Katalytische Oxidation wird in VDI Richtlinie 3476-1 (2005) beschrieben.

Hintergrund für die Anwendung von Katalysatoren ist eine zu geringe Temperatur bei der Verbrennung oder eine prinzipiell nicht ausreichenden Leistungsfähigkeit der Oxidationswirkung einer Abluftbehandlung, beispielsweise mittels H_2O_2 -Zugabe, NTP oder PI: Es findet dort nur eine Teiloxidation organischer Stoffe statt. Bei diesen Verfahren verläuft die Mineralisierung unkontrolliert und mitunter nicht vollständig ab, so dass teiloxydierte Schadstoffe, auch als stabile Hauptprodukte bezeichnet, übrig bleiben können. Beispielsweise läuft die Oxidation von Aromaten durch Ozon in der Gasphase unvollständig ab. Der unvollständige Abbau von Toluol¹ ist beispielsweise bei Tamm (2002) mit Verweis auf SJÖBERG (1999), LEE et al. (1995) und HAUPTMANN et al. (1991) zusammengestellt. Die Hauptprodukte des unvollständigen Toluolabbaus sind in Abbildung 2 dargestellt.

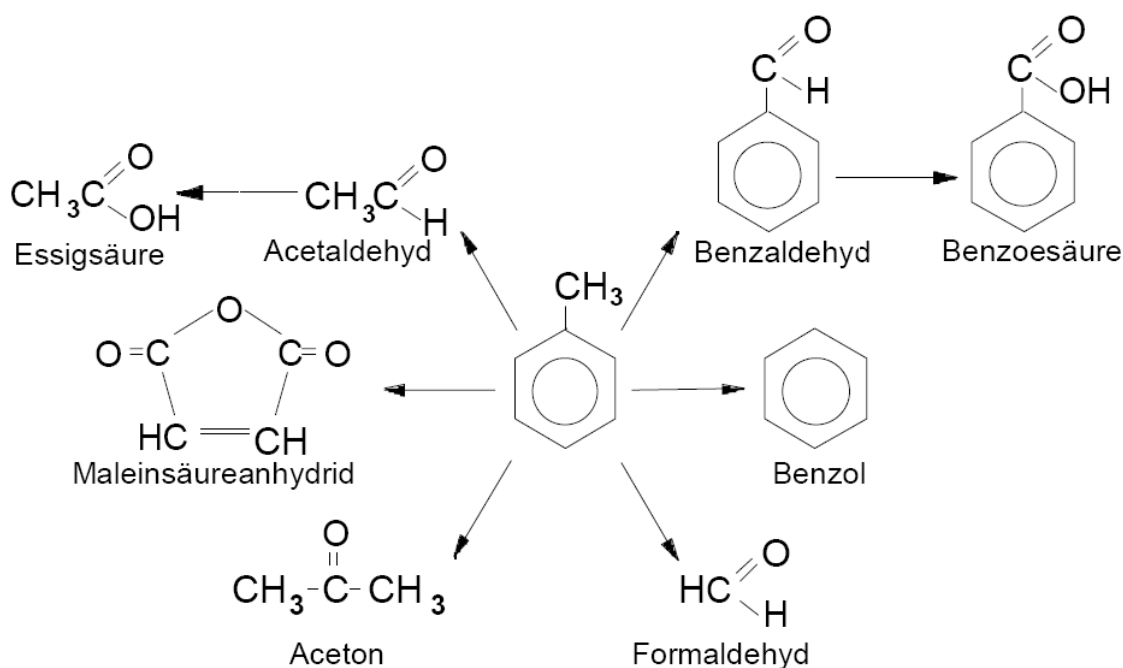


Abbildung 2: Hauptprodukte des unvollständigen Toluolabbaus (aus Tamm (2002))

¹ Toluol ist ein aromatischer Kohlenwasserstoff, der bei Rotteprozessen in MBAs entstehen kann.

Diese Hauptprodukte werden üblicherweise in einer zweiten Stufe nach der ersten Oxidationseinrichtung abgebaut. Die Mineralisierung von VOC erfolgt üblicherweise in Gegenwart eines Metalloxid-Katalysators, wie in der VDI Richtlinie 3476 Teil 1 beschrieben wird. Aufgrund der hohen Kosten für Metalloxidkatalysatoren hat Tamm (2002) den Einsatz von Low-Cost-Katalysatoren untersucht. Die Ergebnisse waren positiv.

3.4.8 Nicht-thermische Oxidation und Ionisation

3.4.8.1 Überblick

Die physikalisch-chemische Oxidationsleistung einer Abluftanlage kann mindestens über die drei folgend genannten Verfahren erhöht werden:

- ➡ Zugabe eines Oxidationsmittels
- ➡ Ionisation des Gases durch das Anlegen eines elektrischen Feldes; diese Technologie wird als Non-Thermal-Plasma (NTP) bezeichnet.
- ➡ Ionisation des Gases durch Bestrahlung mit UV-Licht; diese Technologie wird als Photoionisation (PI) bezeichnet.

3.4.8.2 Zugabe eines Oxidationsmittels

Als Oxidationsmittel kommen Wasserstoffperoxid (H_2O_2), Hypochlorite oder auch Permanganate zum Einsatz. Das Oxidationsmittel wird üblicherweise dem Umlaufwasser im chemischen Wäscher zugegeben, um die dort absorbierten Schadstoffe zu oxidieren. H_2O_2 ist ein Gefahrstoff mit ätzender Wirkung und entsprechend der Einstufung nach der Verwaltungsvorschrift wassergefährdender Stoffe VwVwS (2007) in WGK 1 „schwach wassergefährdend“. Andere Oxidationsmittel, wie Hypochlorite oder Permanganate, sind weniger reaktiv und ungefährlicher.

Dieses Verfahren wird in der VDI Richtlinie 2443 (1995) beschrieben. Weitere Angaben über den Einsatz von Ozon als Oxidationsmittel im Umlaufwasser eines chemischen Wäschers sowie der Prozesskinetik finden sich bei CHEN und MORRIS (1972). CADENA und PETERS (1988) beschreiben detailliert den Einsatz von Chlor und Kaliumpermanganat als Oxidationsmittel im chemischen Wäscher.

3.4.8.3 Non-Thermal-Plasma (NTP)

Beim NTP werden die äußeren Elektronen der Atome durch Induktion entfernt. Die Reaktoren sind in der Regel Rohre, deren Wand eine Elektrode bildet und im Mittelpunkt der Rohre eine stabförmige Elektrode den zweiten Pol bildet. Dem Konzept nach soll hierdurch die Reaktionsfähigkeit von Gasmolekülen erhöht werden

und eine partielle oder vollständige Oxidation herbeigeführt werden. Das Gas heizt sich bei diesem Verfahren nicht auf, anders als beim thermischen Plasma. Weitere Informationen zum NTP finden sich bei SJÖBERG et al. (1997), MÄULE and REISER (2003), YAMAMOTO und OKUBO (2007) oder EPA (2005).

3.4.8.4 Bestrahlung mit UV Licht: Photoionisation (PI) - Photolyse und Photokatalyse

Die Photoionisation ist die Anregung von Atomen oder Molekülen durch elektromagnetische Strahlung. Die Photolyse ist die Zerstörung von Bindungen durch Bestrahlung und die Photokatalyse die indirekte Zerstörung von Molekülen durch Strahlung unter Zuhilfenahme von Katalysatoren. Hauptsächlich wird Strahlung im UV-Spektrum verwendet.

Das UV-Spektrum wurde 1802 von Johann Wilhelm Ritter entdeckt, wie bei RITTER et al. (1984) erläutert ist. Mathematische Beschreibungen der elektromagnetischen Wellen finden sich beispielsweise bei MÜLLER (1957). Die UV Strahlung selbst wird gemäß DIN 5031-7:1984-01 in Strahlungsspektren eingeteilt. Diese Einteilung ist in Tabelle 4 aufgeführt.

Tabelle 4: Spektren der UV-Strahlung (nach DIN 5031-7:1984-01)

Beschreibung	Untergliederung	Wellenlänge λ in nm
UV-C, kurzwellig	Vakuum UV (VUV)	100 bis 200
	Fern UV (FUV)	200 bis 280
UV-B, mittelwellig		280 bis 315
UV-A, langwellig		315 bis 380

UV Strahlung mit einer Wellenlänge von weniger als 200 nm besitzt genügend Energie, um Sauerstoffmoleküle (O_2) zu spalten und auf diese Weise Sauerstoffradikale O^* zu bilden. Diese reagieren mit anderen O_2 Molekülen zu Ozon (O_3). Das Ozon (O_3) wurde erstmals bei SCHÖNBEIN (1839) beschrieben. Die Ionisation und photolytische Spaltung von Sauerstoff durch UV Bestrahlung wurde von CHAPMAN (1930) erklärt. Der natürliche Zyklus aus Ozonbildung und Ozonabbau durch Bestrahlung bei verschiedenen Wellenlängen in der Atmosphäre wird deshalb als „Chapman-Zyklus“ bezeichnet. Die verfahrenstechnische Nutzung von Strahlung zur Zerstörung von Molekülen ist ein aus der physikalischen Chemie bekanntes Verfahren. Die Entstehung des durch UV-Strahlung gebildeten Ozons und Hydroxyls sind bei ENGELMANN (1965) und die hierauf aufbauenden atmosphärischen Reaktionen bei CHAMEIDES und WALTER (1973) sowie LEVY (1974) beschrieben.

Das Verfahren zur Behandlung von Luft mittels UV-Bestrahlung ist im United States Patent 3977952 (1976) beschrieben worden. Ozon ist ein starkes Oxidationsmittel. UV Lampen werden deshalb in zwei Arten angeboten:

- ➡ ozonbildend ($\lambda = 185 \text{ nm}$) und
- ➡ ozonfrei ($\lambda = 254 \text{ nm}$).

Trotzdem ist die PI in Bezug auf die Behandlung feuchter Abluft noch nicht Stand der Technik, wie aktuelle Forschungsprojekte zeigen.

Bei der Abluftbehandlung mittels PI wird also nach ozonbildenden und ozonfreien Verfahren unterschieden. Die PI teilt sich zudem in die Photolyse und Photokatalyse auf.

- ➡ Die Photolyse zersetzt Moleküle durch Bestrahlung, wobei die Schadstoffe entweder durch die direkte Bestrahlung oder die Reaktion mit den durch Bestrahlung gebildeten Radikalen mineralisiert werden.
- ➡ Für die Photokatalyse ist zusätzlich ein Katalysator – der so genannte Kontakt – erforderlich, der entweder aus einem Halbleiter (z.B. Titandioxid, TiO_2), einem nicht leitenden Metalloxid oder einem Edelmetall (Me) bestehen kann. Photolyse und Photokatalyse können sowohl ozonfrei als auch ozonierend betrieben werden.

Die sechs Möglichkeiten der Photoionisation sind in Tabelle 5 zusammengestellt. Die Mechanismen werden am Beispiel des Abbaus von Methan illustriert.

Ozon wird nicht nur durch UV Bestrahlung von Luft gewonnen. Ein klassischer Ozoneerzeuger arbeitet mit einem Lichtbogen (Funkenstrecke) in einem Luftstrom.

Die Bestrahlung von Wasser mit UV Strahlung zur Desinfektion ist Stand der Technik. Dies gilt sowohl für Trinkwasser, wie bei SCHOENEN (2005) beschrieben ist, als auch für Abwasser, wie bei BLFW (2003) dokumentiert ist.

Tabelle 5: Photolyse und Photokatalyse

Verfahren		Reaktionsgleichung am Beispiel des Abbaus von Methan
Photolyse	ozonfrei	$CH_4 + 2 O_2 \xrightarrow{\lambda \approx 254 nm} C^* + 4 H^* + 2 O_2 \rightarrow CO_2 + 2 H_2O$
	ozonierend	$CH_4 + 2 O_2 \xrightarrow{\lambda = 185 nm} CH_4 + O_3 + O^* \rightarrow CO_2 + 2 H_2O$
	ozonierend und feuchte- bedingt Hydroxyl-bildend	$CH_4 + 2 H_2O + 2 O_2 \xrightarrow{\lambda = 185 nm} CH_4 + 2 H_2O + 4 O^* \rightarrow CH_4 + 4 OH^* + 2 O^* \rightarrow CO_2 + 4 H_2O$
Photokatalyse	ozonfrei	$CH_4 + 2 O_2 + TiO_2 \xrightarrow{\lambda \geq 254 nm} CH_4 + 2 O_2 + TiO_2^* \rightarrow CO_2 + 2 H_2O + TiO_2$
	ozonierend	$CH_4 + 2 O_2 \xrightarrow{\lambda = 185 nm} CH_4 + O_3 + O^* \xrightarrow{Me} CO_2 + 2 H_2O$
	ozonierend und feuchte- bedingt Hydroxyl-bildend	$CH_4 + 2 H_2O + 2 O_2 \xrightarrow{\lambda = 185 nm} CH_4 + 2 H_2O + 4 O^* \rightarrow CH_4 + 4 OH^* + 2 O^* \xrightarrow{Me} CO_2 + 4 H_2O$

3.4.9 Biochemische Abluftbehandlungsverfahren

3.4.9.1 Biowäscher

Biowäscher werden in der VDI Richtlinie 3478-1 (2008) beschrieben. Im Biowäscher wird die Abluft in einem zweistufigen Verfahren behandelt. Im ersten Verfahrensschritt, dem Absorptionsprozess, werden die Schadstoffe mittels Wasser aus der Luft ausgewaschen und im zweiten Verfahrensschritt, dem Abbauprozess, werden die Schadstoffe biologisch umgewandelt.

Biowäscher sind die hybride Kombination eines Neutralwäschers und einer Belebtschlammanlage, wie sie im Grunde aus der Abwasserbehandlung bekannt ist.

3.4.9.2 Biorieselbettreaktoren

Biorieselbettreaktoren werden in der VDI Richtlinie 3478-2 (2008) beschrieben. Im Biorieselbettreaktor wird die Abluft über ein feuchtes Festbett geleitet, an dem die Schadstoffe adsorbieren und vom Biofilm absorbiert und abgebaut werden.

Überschüssige Biomasse wird durch eine kontinuierliche Wasserspülung aus dem Filterbett ausgetragen.

Biorieselbettfilter sind die Kombination eines Neutralwäschers und einer Tropfkörperkläranlage (ATV-DVWK, 2001). Der Unterschied zur Abwasserbehandlung besteht darin, dass für die Abluftbehandlung das zugeführte Wasser sauber und die Luft schadstoffbelastet ist.

3.4.9.3 Biofilterverfahren

Biofilter sind biologisch aktive Filter zur Abluftbehandlung. Sie werden in VDI Richtlinie 3477 (2004) beschrieben. Biofilter sind das für diese Arbeit grundlegende Abluftbehandlungsverfahren. Das Verfahren sowie sein Optimierungspotential werden im Abschnitt 3.5 genauer beschrieben.

3.4.9.4 Biomembranreaktoren

Biomembranreaktoren werden bei SHAREEFDEEN und SINGH (2005) in einer Übersicht mit Verweisen auf einzelnen Publikationen beschrieben. Demnach ist das Verfahren bisher nicht im grostechnischen Einsatz zu finden. Beim Biomembranreaktor wird die zu behandelnde Abluft vom Biofilm durch eine Membran getrennt. Der Biofilm selbst wird von einer wässrigen Lösung biofilmseitig der Membran mit Nährstoffen zusätzlich versorgt. Grundsätzlicher Vorteil ist die stets unblockte Membran luftseitig, sodass die Diffusion der Schadstoffe hier nicht behindert wird. Nachteilig ist der Diffusionswiderstand der Membran an sich.

Biomembranreaktoren werden bisher noch nicht in einer VDI Richtlinie betrachtet.

3.4.10 Kombinierte Abluftbehandlungsverfahren

Bei den in Abschnitt 3.4.2 benannten Verfahren handelt es sich mit Ausnahme der Biologischen Verfahren um einstufige Verfahren oder Serien von Aggregaten gleicher Verfahrensart. Diese Verfahren sind mitunter nicht geeignet, um gleichzeitig verschiedene Stadstoffe in niedrigen und hohen Konzentrationsbereichen nebeneinander in Ablüften zu behandeln.

Beispiele sind in den folgenden VDI Richtlinien zu finden:

- ➔ VDI Richtlinie 2443 (1995): Die Abluft von chemischen Wäschern soll mittels Biofilter behandelt werden, um den chemischen Geruch zu eliminieren.
- ➔ VDI Richtlinie 3475-3 (2006): Emissionen von mechanisch biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA) sollen in einer Kombinationsanlage aus chemisch-oxidativem Wäscher und Biofilter behandelt werden.
- ➔ VDI Richtlinie 3477 (2004): Biofiltern sind Wäscher vorzuschalten, wenn Spurengase wie NH_3 oder H_2S in Konzentrationen ab 5 mg/m^3 auftreten. Anderenfalls können sich diese Gase oder ihre Abbauprodukte toxisch auf die Mikroorganismen im Biofilter auswirken.

Die Bündelung, Kreuzung oder Mischung mehrerer Verfahren zu einem neuen Verfahren ergibt ein hybrides Abluftbehandlungsverfahren oder Hybridverfahren, wie beispielsweise bei OHLROGGE et al. (2002) beschrieben ist.

3.4.11 Wirtschaftlichkeit von Abluftbehandlungsverfahren

Die Auswahl eines Abluftbehandlungsverfahrens erfolgt aufgrund von technischen und wirtschaftlichen Aspekten.

Aus wirtschaftlicher Sicht ist von mehreren aus technischer Sicht gleichwertigen Verfahren dasjenige mit dem günstigsten Kosten-Nutzen-Verhältnis zu wählen. Die wirtschaftliche Vorteilhaftigkeit verschiedener Varianten wird üblicherweise im Rahmen einer dynamischen Kostenvergleichsrechnung gemäß LAWA (2005) untersucht.

Bei SABO (2003) wurden verschiedene Abluftbehandlungsverfahren entsprechend wirtschaftlich verglichen, allerdings wurden die Gesamtkosten betrachtet – nicht die verfahrensspezifischen Unterschiede. Die Ergebnisse sind in Abbildung 3 und Abbildung 4 gezeigt.

Demnach ist die Biofiltration hinsichtlich Investitionskosten und Betriebskosten wirtschaftlich vorteilhaft gegenüber anderen Verfahren, wenn eine geringfügig belastete Abluft behandelt werden muss.

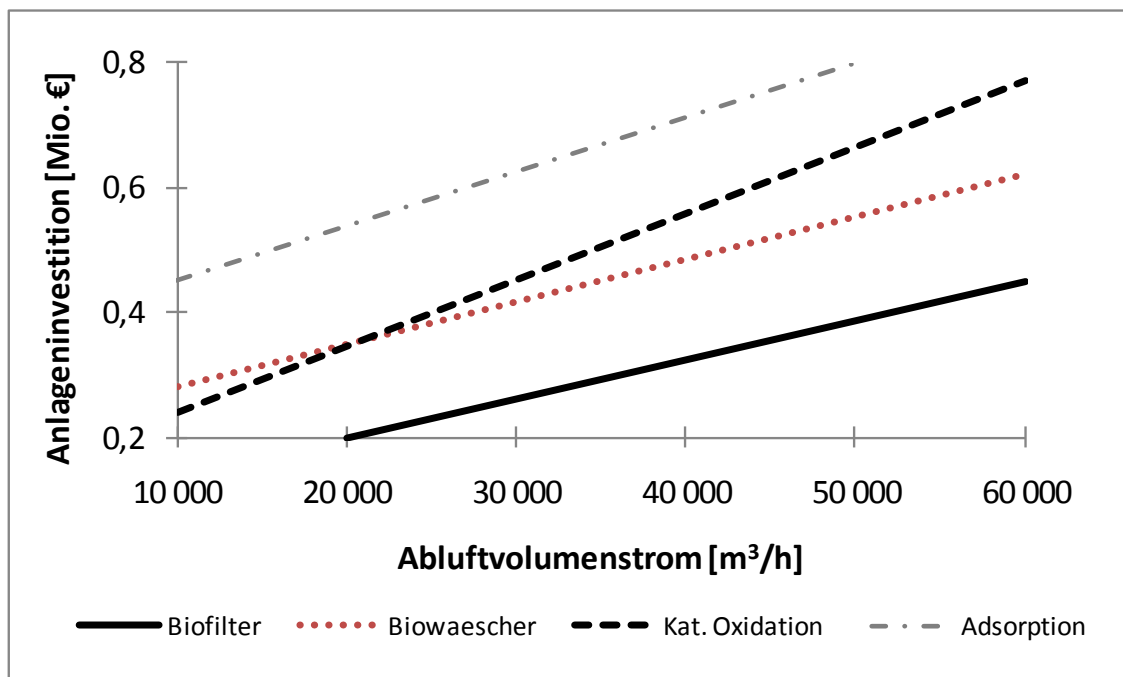


Abbildung 3: Investitionskosten verschiedener Abluftbehandlungsverfahren (nach SABO (2003))

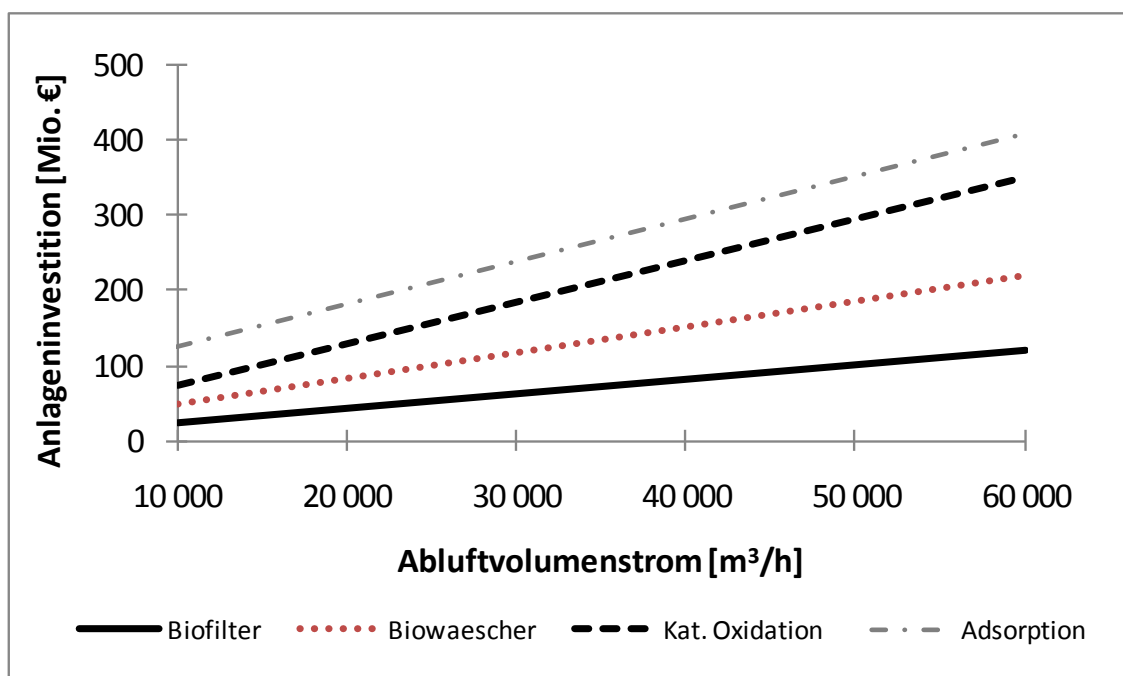


Abbildung 4: Jahresbetriebskosten verschiedener Abluftbehandlungsverfahren (nach SABO (2003))

3.5 Biofilter und ihr Optimierungspotential

3.5.1 Überblick

In SHARIFDEEN and SINGH (2005) werden Vermutungen über die Zukunft der biologischen Abluftbehandlung sowie Optimierungsziele zusammengestellt. Demnach kann die biologische Abluftbehandlung nur den Anforderungen der Behörden und Betreibern genügen, wenn Prozessstabilität und Effizienz erhöht werden können. Generell wird vom verstärkten Einsatz von inerten Trägermaterialien sowie einer Biomasseüberwachung ausgegangen.

Einschlägige Tagungen der letzten Jahre zeigten, dass die Forschungsschwerpunkte bei der Auswahl von Biofiltermaterialien, angepasster Mikrobiologie für spezielle Schadstoffgruppen und Konditionierungsstufen liegen (BARTACEK et al. (2009) and KENNES (2007)).

Im Folgenden werden das Biofilterverfahren sowie die Möglichkeiten zur Optimierung der Leistung eines Biofilters wiedergegeben.

3.5.2 Verfahren

Die Abluftbehandlung im Biofilter ist ein nach Stand der Technik übliches Abluftbehandlungsverfahren, das in seiner grundlegenden Form im United States Patent 4086167 (1978) beschrieben worden ist. Aufgrund des Einsatzes von Kompost als Filtermaterial werden Biofilter auch als Kompostfilter bezeichnet. Untersuchungen zu Kompostfiltern finden sich beispielsweise bei EITNER (1984). Der praktische Einsatz von Biofiltern ist in den Anwendungshandbüchern von BRAUER (1996) oder BURGESS et al. (2001) als Stand der Technik dokumentiert. Auslegungshinweise finden sich bei SCHMIDT et al. (2004). In Deutschland erfolgt die Bemessung gemäß der VDI Richtlinie 3477 (2004).

Die Biofiltration besteht aus vier Verfahrensschritten:

- ➡ Druckerhöhung
- ➡ Befeuchtung
- ➡ Abscheidung
- ➡ Abbau

In Abbildung 5 ist der schematische Aufbau einer Biofilteranlage gezeigt.

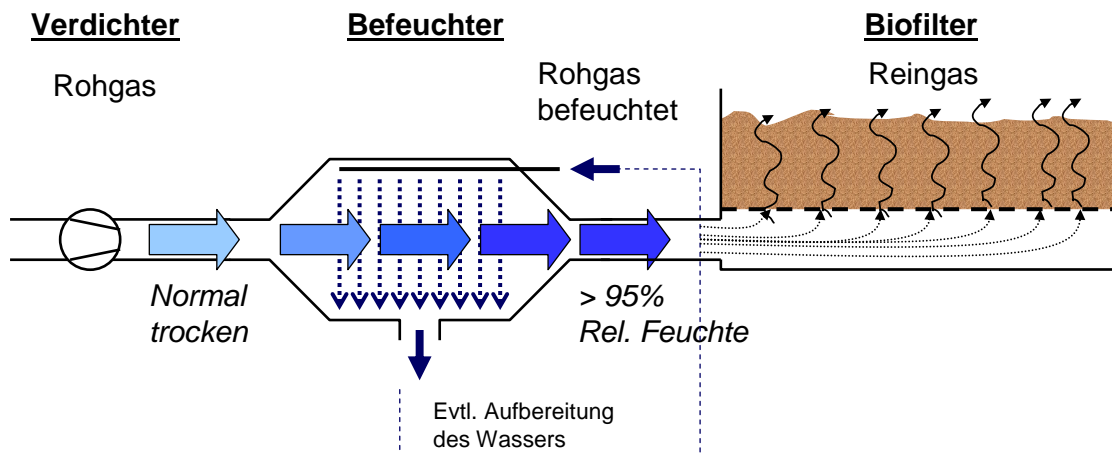


Abbildung 5: Schematischer Aufbau einer Biofilter-Anlage

Der Ventilator dient zur Überwindung des Druckverlustes und der Befeuchter ermöglicht die Einstellung der Luftfeuchtigkeit. Die eigentliche Reinigung der Luft findet im Biofilter statt, wo die Absorption der Schadstoffe im Oberflächenwasser und der Abbau stattfinden. Das Filtermaterial befindet sich in einer durchströmten Kammer, die beim Flächenfilter offen und beim Containerfilter gekapselt ist.

Die Zuführung der Schadstoffe zur eigentlichen Behandlung erfolgt im Porenraum des Biofiltermaterials. In Abbildung 6 ist das durchströmte Biofiltermaterial schematisch gezeigt.

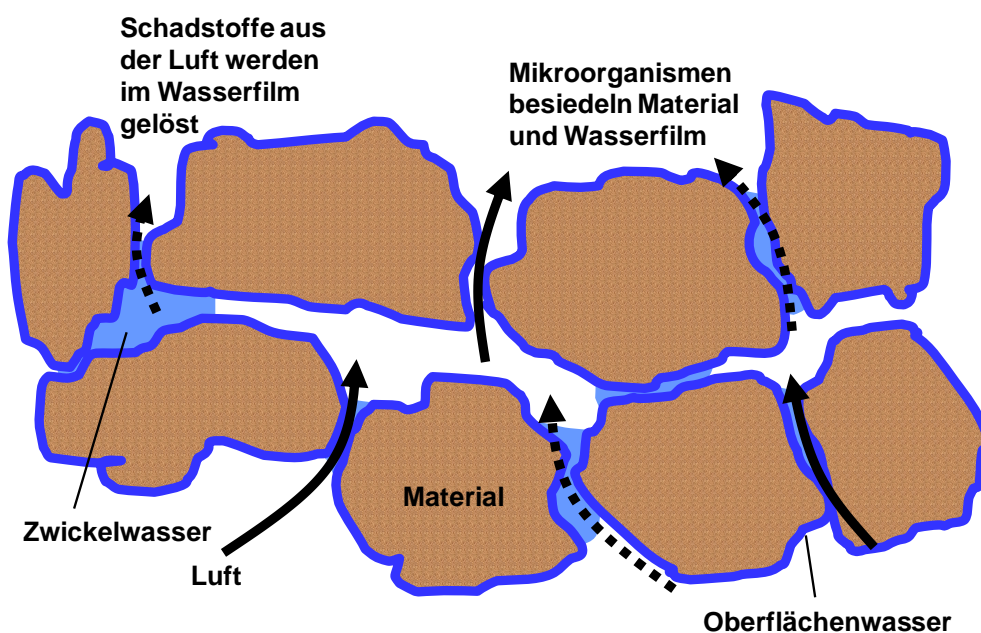


Abbildung 6: Schema des durchströmten Biofiltermaterials

Die Schadstoffe müssen im Feuchtfilm absorbiert werden. Bei zu großer Feuchtigkeit (Vernässung) können die Poren verstopfen. Dies wiederum kann zu einer ungleichmäßigen Durchströmung und damit verbundenen Faulung führen, wie beispielsweise bei FISCHER (2005) beschrieben ist.

Der Abbauprozess der Schadstoffe im Filter besteht nach SABO (1990) aus sieben Prozessschritten, von denen die meisten Diffusionsprozesse sind:

1. Konvektion der gasförmigen Stoffe zur gasseitigen Grenzschicht
2. Diffusion der Stoffe durch die gasseitige Grenzschicht
3. Diffusion durch die flüssigkeitsseitige Grenzschicht und Absorptionsvorgang
4. Konvektion in der Flüssigphase
5. Diffusion der Stoffe durch die flüssigkeitsseitige Grenzschicht zwischen Flüssigphase und Biofilm
6. Diffusion durch die biofilmseitige Grenzschicht und Absorptionsvorgang
7. Umsetzung durch die Mikroorganismen

Die Schritte der Biofiltration sind in Abbildung 7 illustriert.

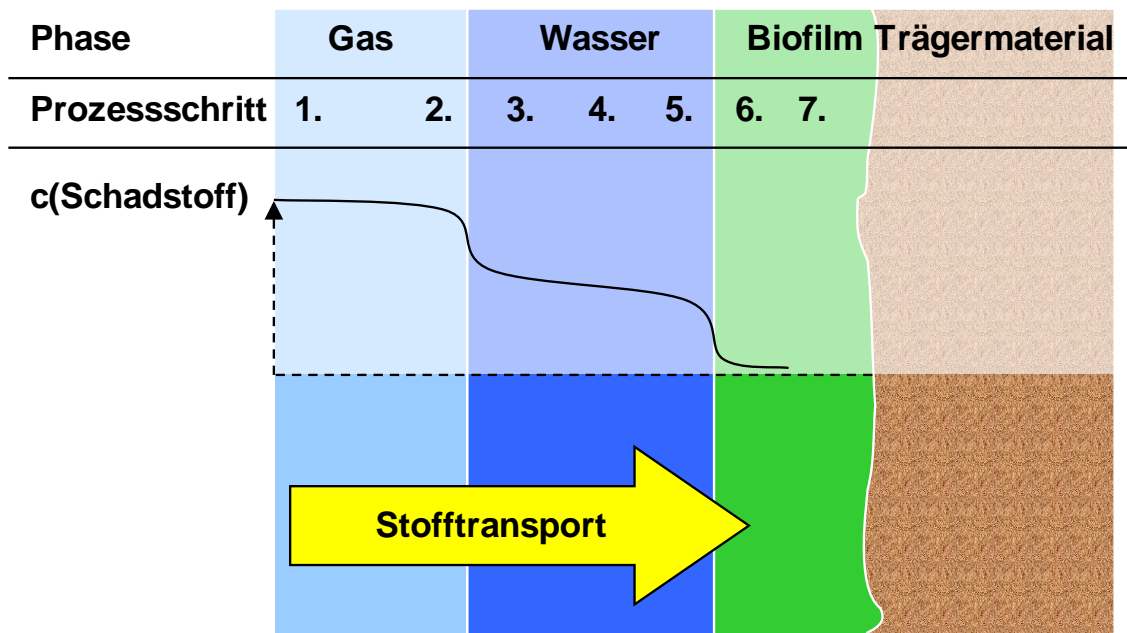


Abbildung 7: Stofftransport bei der Biofiltration (nach SABO (1990))

Der Stoffwechsel der Mikroorganismen ist hierbei der dauerhafte Antrieb dieses Transportprozesses. Der Abbau der Schadstoffe im Biofilm führt dort zu einer geringeren Konzentration an Schadstoffen als in der Flüssigphase. Durch das

Konzentrationsgefälle zwischen Biofilm und Wasserphase und daraus resultierend zwischen Gasphase und Flüssigphase müssen die Schadstoffe zum Konzentrationsausgleich in den Biofilm und zuvor in die Flüssigphase diffundieren.

Der gesamte Luftbehandlungsprozess hängt damit entscheidend ab von

- ➔ der Überströmung der Oberfläche in den Poren des Biofiltermaterials, insbesondere der Kontaktzeit,
- ➔ den Diffusionsvorgängen an der Oberfläche des Biofiltermaterials und
- ➔ dem biologischen Abbau.

Weitere Details zu den Grundlagen der Biofiltration finden sich bei SABO (1990) oder auch BRAUER et. al (1996).

3.5.3 Verbesserte Biofiltermaterialien

Optimierte Biofiltermaterialien entstehen durch Verbindung oder Mischung von

- ➔ üblichem Biofiltermaterial und/oder
- ➔ inertem Material und/oder
- ➔ adsorptivem Material und/oder
- ➔ absorptivem Material.

Diese Kreuzung kann zu einer verstärkten physikalischen oder biochemischen Leistungsfähigkeit der Anlage führen. Auch die Standzeiten können erhöht werden.

Mineralische oder organisch-synthetische Stützkörper können das Verdichten der Biofiltermaterialschüttung durch Behinderung der Setzung unterbinden. Dies verbessert vor allem die Langzeitstabilität. Derartige Materialien sind zum Beispiel in den Patentschriften DE 296 21 395 U 1 (1997) und DE 195 31 282 A 1 (1997) beschrieben. Hergestellt werden solche Materialien zum Beispiel von Fa. Entec GmbH, Neuss, oder auch bbk, Tørring/Dänemark.

Grundlegende Untersuchungen zur Wechselwirkung von verschiedenen Materialien und Mikroorganismen im Biofilter sind bereits durchgeführt worden. Die zusammengefassten Schlussfolgerungen zweier Untersuchungen sind im Folgenden wiedergegeben:

- ➔ LOU und LINDSAY (2006) haben den Einsatz von Zeolithen als Biofiltermaterial untersucht. Zeolithe können als Ionenaustauscher, Stützkörper oder Katalysator eingesetzt werden. Den Ergebnissen nach verbessert sich die Leistung beim Abbau organischer Gase in der

Biofilteranlage, wenn anstelle von Rindenmulch eine Mischung aus Rindenmulch und Zeolithen verwendet wird.

- ➔ DORADE et al. (2007) haben Kokosnuss-Fasern, Piniennadeln, Torf, Kompost, ein nicht näher beschriebenes mineralisches Verbundmaterial, Lavagestein, Kohle und Polyurethan-Schaum verglichen. Natürliche organische Materialien konnten Wasser besser speichern als die künstlichen und mineralischen Materialien und ermöglichten so eine bessere Wasserversorgung des Biofilms. Die organisch-synthetischen und mineralischen Materialien boten dafür eine im Vergleich vergrößerte spezifische Oberfläche sowie eine bessere Langzeitstabilität.

3.5.4 Verbesserung des mikrobiologischen Abbaus durch Selektion der Mikrobiologie

3.5.4.1 Klassifikation in der Biologie

Die Klassifikation der Lebewesen in der Biologie wird stets verändert und der aktuelle Stand der Klassifikation findet sich bei CAVALIER-SMITH (1998). Demnach werden heute die Lebewesen in die beiden Domänen Eukaryota (Zellen enthalten Zellkern) und Prokaryota (Zellen enthalten keinen Zellkern) unterschieden. Eukaryota werden wiederum in die Reiche Animalia (Tiere), Fungi (Pilze), Plantae (Pflanzen), Chromista (Mikroorganismen) und Protozoa (auch Mikroorganismen) unterteilt. Die Prokaryota bilden das Reich der Bacteria (Bakterien).

Im Biofilter kommen mindestens Bakterien und Pilze vor. Hier sind zwei Optimierungsansätze zu sehen:

- ➔ Beschränkung auf ein biologisches Reich
- ➔ Beschränkung auf eine Gattung als Monokultur.

3.5.4.2 Fungi-Filter

In üblichen Biofiltern überwiegt der Anteil an Bakterien beim Abbau der Schadstoffe, wohingegen Pilze einen nur geringen Anteil haben. Grundlegende Untersuchungen sind bereits durchgeführt worden. Die zusammengefassten Schlussfolgerungen zweier Untersuchungen zum verstärkten Einsatz von Pilzen im Biofilter sind im Folgenden wiedergegeben:

- ➔ KRAAKMAN et al. (1997) haben den Einsatz von Pilzen in Biofiltern untersucht. Das als Fungi-Filter bezeichnete System zeigte eine deutliche Verbesserung beim Abbau von Styrol gegenüber einem normalen

Biofiltermaterial. Die Erklärung hierfür war, dass Pilze durch ihr Myzel eine sehr große Oberfläche im Biofiltermaterial entwickeln. Diese Oberfläche sei größer als die, die das Material selbst bereitstellen würde und auf der die Bakterien siedeln. Der Pilz schaffe sich damit eine größere Oberfläche, als es die Mikroorganismen können, und könne folglich einen höheren Stoffumsatz erzeugen.

- ➡ KENNES und VEIGA (2004) haben die Abbauleistung von Fungi-Filtern für den Abbau von KW beschrieben. Es konnte gezeigt werden, dass Fungi-Filter auch bei pH-Werten von 2 und weniger noch stabil arbeiten.

3.5.4.3 Monokulturen

Die Veränderung der Leistungsfähigkeit eines Biofilters durch Einsatz von selektierten Arten bis hin zur einer Monokultur wurde bereits untersucht. Die zusammengefassten Schlussfolgerungen zweier Untersuchungen sind im Folgenden wiedergegeben:

- ➡ MITZKAT (2001): Die Eingrenzung auf eine artenarme Biozönose brachte keinen messbaren Vorteil beim Abbau von Limonen. Als Erklärung wurde die Minderung der Stoffwechsellmöglichkeiten gegeben.
- ➡ BARGEL (2004): Der Einsatz von vermeintlich spezialisierten Bakterienarten verschlechterte den Abbau von Styrol im Biofilter im Vergleich zum Filter mit einer üblichen Population. Dieses Ergebnis wurde durch das Vorhandensein eines zweistufigen Stoffwechselsystems im Biofilter erklärt, bei dem in der ersten Stufe die Schadstoffe und in der zweiten die überschüssigen Mikroorganismen abgebaut würden. Durch die Selektion war diese zweite Stufe entfernt worden.

3.5.5 Verbesserung der Abbaubarkeit von Schadstoffen

3.5.5.1 Überblick

Die Konditionierung kann durch eine Oxidation oder Ionisation erfolgen. Die Behandlungsverfahren sind in Abschnitt 3.4.6 bereits erläutert worden. In Abschnitt 3.5.5 werden die Möglichkeiten der Kombination von Biofilter und Konditionierung durch eine Oxidation oder Ionisation diskutiert. Eine weitere Möglichkeit der Optimierung ist die Erhöhung der Löslichkeit der Schadstoffe durch Zugabe eines Lösevermittlers, die in Abschnitt 3.5.6 beschrieben wird.

Wie zuvor beschrieben bestehen diverse Möglichkeiten, um Schadstoffe zu oxidieren:

- ➔ Behandlung mittels Wasserstoffperoxid (H_2O_2)
- ➔ Behandlung mittels Ozon (O_3)
- ➔ Einrichtung einer PI Stufe zur Ionisation mit oder ohne Ozonbildung
- ➔ Einrichtung einer NTP Stufe zur Ionisation

3.5.5.2 Wasserstoffperoxid

Die Eindüsung eines H_2O_2 -Nebels in die zu behandelnde Luft vor Eintritt in den Biofilter findet sich bisher nur in Konzepten wie der Patentschrift DE 298 11 355 U 1 (1999) wieder. Messergebnisse liegen bisher nicht vor.

3.5.5.3 Niedertemperaturplasma und Ozonierung

Die Kombination von Biofiltern mit einer Ionisation durch NTP wurden bereits untersucht. Die zusammengefassten Schlussfolgerungen zweier Untersuchungen sind im Folgenden aufgeführt:

- ➔ SJÖBERG et al. (1997) haben die Kombination von NTP und Biofilter untersucht. Die Ergebnisse zeigten, dass die Abbaubarkeit von schwer wasserlöslichen Verbindungen durch NTP Einsatz verbessert wurde. Das erzeugte Ozon wurde im Biofilter abgebaut.
- ➔ MÄULE and REISER (2003) haben ebenfalls Untersuchungen zum Einsatz von NTP und Biofiltern gemacht. Demnach dringt das Ozon nur wenig in die Biofiltermaterialschüttung ein. Die Anordnung einer NTP-Anlage vor dem Biofilter verbesserte den Abbau von schwer wasserlöslichen Verbindungen, dort gezeigt für Limonen, für die gesamte Anlage. Die Anordnung einer NTP-Anlage nach dem Biofilter verbesserte die Geruchsqualität im Reingas und diente dazu, die Geruchsstoffkonzentration zu senken.

Die Kombination von Ozonierung und Biofilter ist bereits untersucht worden. Eine Ergebniszusammenfassung ist im Folgenden wiedergegeben:

- ➔ WANG et al. (2009) beschreiben die Zugabe von Ozon zum Rohgas und die gemeinsame Behandlung im Biofilter. Demnach führt die Kombination der beiden Verfahren zu einer Leistungssteigerung des Biofilterverfahrens. Als Gründe werden hierfür vermutet, dass die Dicke des Biofilms begrenzt und die Aktivität des Biofilms durch die Einwirkung des Ozons erhöht wird.

3.5.5.4 UV Bestrahlung

Auch die Kombination von Biofiltern und UV Bestrahlung wurde untersucht. Im Folgenden sind Schlussfolgerungen zusammengefasst:

- ➔ JAGER et al. (2004) haben die Kombination von Biofilter und nachgeschalteter PI untersucht. Das Ziel war die Minderung der mikrobiologischen Emission der Anlage, was aber nicht gelang. Dafür wurde eine Minderung der Geruchsstoffkonzentrationen im Reingas erreicht. JAGER et al. (2004) haben die PI nicht vor dem Biofilter eingesetzt, da vermutet wurde, die Ozonierung könnte durch die hohe Feuchtigkeit nach dem Befeuchter beeinträchtigt werden. Für die Untersuchungen wurde eine Anlage von Fa. Neutralox ohne Katalysator verwendet, die UV Strahlung mit den Wellenlängen $\lambda = 254 \text{ nm}$ und $\lambda = 185 \text{ nm}$ lieferte.
- ➔ MOUSSAVI und MOHSENI (2007) haben den Abbau von Toluol und Xylol in einem Biofilter mit vorgeschalteter PI untersucht. Der Abbau wurde durch die PI verbessert. Die verwendete Strahlenquelle wurde von Fa. Light Sources Inc., CT, USA, gefertigt, war vom Typ G10T51/2/VH und lieferte Strahlung in den Wellenlängen $\lambda = 254 \text{ nm}$ und $\lambda = 185 \text{ nm}$. Hier wurde nur die Photolyse benutzt, eine Photokatalyse wäre möglich gewesen.
- ➔ RAMIS et al. (2007) untersuchte ebenfalls die Kombination einer ozonbildenden PI und einem Biofilter. Bei der beobachteten partiellen Oxidation wurde unter anderem Formaldehyd gebildet. Auch Tamm (2002) beschreibt diesen Effekt. Demnach bildete sich bei der Ozonierung eine Vielzahl von teiloxidierten Zwischenprodukten. Diese können durchaus gefährlicher sein als die ursprünglichen Stoffe selbst.
- ➔ GEBOERS (2007) hat den Einsatz der ozonfreien Photolyse untersucht. Für die Anwendung von UV-Lampen ohne nachgeschaltete Filter in Büroräumen konnte eine Minderung der Geruchsstoffe gezeigt werden. Das verwendete System wurde von Fa. Philips/Niederlande hergestellt, und nutzt Licht der Wellenlänge von $\lambda = 254 \text{ nm}$. Ein solches System behandelt die Luft ohne die Produktion des Gefahrstoffes Ozon.

3.5.6 Verbesserung der Absorption durch Zugabe eines Lösevermittlers

3.5.6.1 Überblick

Die Anwendung biochemischer Abluftbehandlungsverfahren erfordert die Wasserlöslichkeit der zu behandelnden Schadstoffe. Anderenfalls diffundieren die Schadstoffe nicht in die Flüssigphase und können nicht durch die Mikroorganismen abgebaut werden. Schlecht wasserlöslicher Stoffe – wie die unpolaren Kohlenwasserstoffe – können nur eliminiert werden, wenn ihre Löslichkeit in der Flüssigphase erhöht werden kann. Diese Aufgabe können Lösevermittler (LV) übernehmen, die entweder in der flüssigen oder gasförmigen Phase zudosiert werden.

Es wurde bereits erläutert, dass die Teiloxydation von Toluol zu problematischen Hauptprodukten führen kann, siehe Abbildung 2. Angaben zu den Wasserlöslichkeiten dieser Stoffe finden sich beispielsweise in BGIA (2009). Die Angaben zu den in Abbildung 2 genannten Stoffen sind in Tabelle 6 zusammengestellt.

Eine Emissionsquelle wie auch eine teiloxydierende Konditionierung kann also zu Schadstoffen führen, deren Absorption den zusätzlichen Einsatz eines Lösevermittlers erfordert.

3.5.6.2 Zugabe in der flüssigen Phase

Silikonöl hat sich als LV für die Zugabe in der flüssigen Phase eines chemischen oder biochemischen Wäschers etabliert. Beispielsweise haben MUNOZ et al. (2006) und LALANNE et al. (2007) entsprechende Untersuchungen beschrieben. Das Silikonöl verstärkte die Diffusion der Schadstoffe aber auch von Sauerstoff von der Gas- in die Flüssigphase. Das Silikonöl wirkte katalytisch (in dem Sinne, dass es benötigt aber nicht verbraucht wird). Durch Aerosolbildung kann das Silikonöl jedoch aus dem System ausgetragen werden.

Chikh et al. (2009) haben gezeigt, dass durch Zugabe von Hexadecan in einem Zweiphasensystem die Absorbierbarkeit erhöht werden kann. Allerdings zielt auch diese Möglichkeit auf einen biochemischen Wäscher hin.

Tabelle 6: Wasserlöslichkeit und Gesundheitsgefahr von Produkten des unvollständigen Toluolabbaus (Angaben nach BGIA (2009))

Stoff	Löslichkeit	Toxizität
Benzol	schwer löslich in Wasser (1,8 g/l)	kann Krebs erzeugen kann vererbare Schäden verursachen leichtentzündlich reizt die Augen und die Haut
Formaldehyd	leicht löslich in Wasser	giftig beim Einatmen, Verschlucken und Berührung mit der Haut verursacht Verätzungen Verdacht auf krebserzeugende Wirkung Sensibilisierung durch Hautkontakt möglich
Aceton	mit Wasser mischbar	leichtentzündlich reizt die Augen wiederholter Kontakt kann zu spröder oder rissiger Haut führen Dämpfe können Schläfrigkeit und Benommenheit verursachen
Maleinsäureanhydrid	löslich unter Hydrolyse	gesundheitsschädlich beim Verschlucken verursacht Verätzungen Sensibilisierung durch Einatmen und Hautkontakt möglich
Acetaldehyd	mit Wasser mischbar	hochentzündlich reizt die Augen und die Atmungsorgane Verdacht auf krebserzeugende Wirkung
Essigsäure	mit Wasser mischbar	entzündlich verursacht schwere Verätzungen
Benzaldehyd	schwer löslich in Wasser (3 g/L)	gesundheitsschädlich beim Verschlucken
Benzoessäure	in kaltem Wasser nur wenig löslich (2,7 g/L)	gesundheitsschädlich beim Verschlucken reizt die Augen

3.5.6.3 Zugabe in der gasförmigen Phase

Die Eindüsung von Aerosolen im obligatorischen Befeuchter des Biofilters ist in der Patentschrift DE 101 57 321 A 1 (2003) beschrieben. Auch eine Zugabe über das Befeuchterumlaufwasser und anschließendem Austrag über die Luftfeuchtigkeit (Aerosole) ist demnach denkbar.

Im Folgenden sind die zusammengefassten Schlussfolgerungen zweier Untersuchungen wiedergegeben:

- ➔ GARRIGUE (2007) hat ein Verfahren auf der Basis von Aerosolen zur Geruchsminderung beschrieben. Dort wurde der Geruchsminderer „Norasystem“ der Firma Phode S.A./Frankreich untersucht und der Nachweis für Geruchsminderungen im Bereich von MBA-Abluft erbracht. Der eigentliche Wirkstoff wurde nicht benannt.
- ➔ SHORT (2007) zeigte für das Produkt „Neutraq“ der Firma Givaudan Fragrances S.A./Frankreich ebenfalls positive Ergebnisse bei der Geruchsbekämpfung im Kunststoffbereich. Der eigentliche Wirkstoff wurde nicht benannt.

In der Haushaltschemie werden verschiedenen Chemikalien verwendet, um Gerüche zu neutralisieren. Dem Verfasser dieser Arbeit sind Clathrate und Cyclodextrine bekannt:

- ➔ Clathrate werden z.B. im Geruchsbeseitiger „Oust ®“ der Fa. SC Johnson verwendet.
- ➔ Cyclodextrin (CD) wird von der Fa. Procter&Gamble in ihrem Produkt „Febreze ®“ eingesetzt. FORSTER (2007) hat gezeigt, dass die Geruchsstoffkonzentration mittels Zugabe von Febrez ® -Aerosol gesenkt werden kann. CD sind biologisch abbaubar, wie u.a. bei WACKER (2008) beschrieben ist.

CD sind cyclische Oligosaccharide mit definierten Ringgrößen und entstehen beim mikrobiologischen Abbau von Stärke. Nach dem Stärkeanteil („Amylose“) werden sie als Cycloamylosen und nach der Sammelbezeichnung für Polymere der Glucose („Glucane“) als Cycloglucane bezeichnet. Detaillierte Informationen zu CD finden sich bei CARRO (2005) und GRÖGER et al. (2001).

Die Isolierung von CD gelang erstmals VILLIERS (1891) und die chemische Beschreibung wurde von SCHARDINGER (1903) durchgeführt. Die enzymatische Produktion von CD wird bei BIWER et al. (2002) beschrieben.

Der Ring aus sechs Dextrosemolekülen wird als α -CD, der Ring aus sieben als β -CD bezeichnet und so weiter. In Abbildung 8 sind verschiedene CD dargestellt:

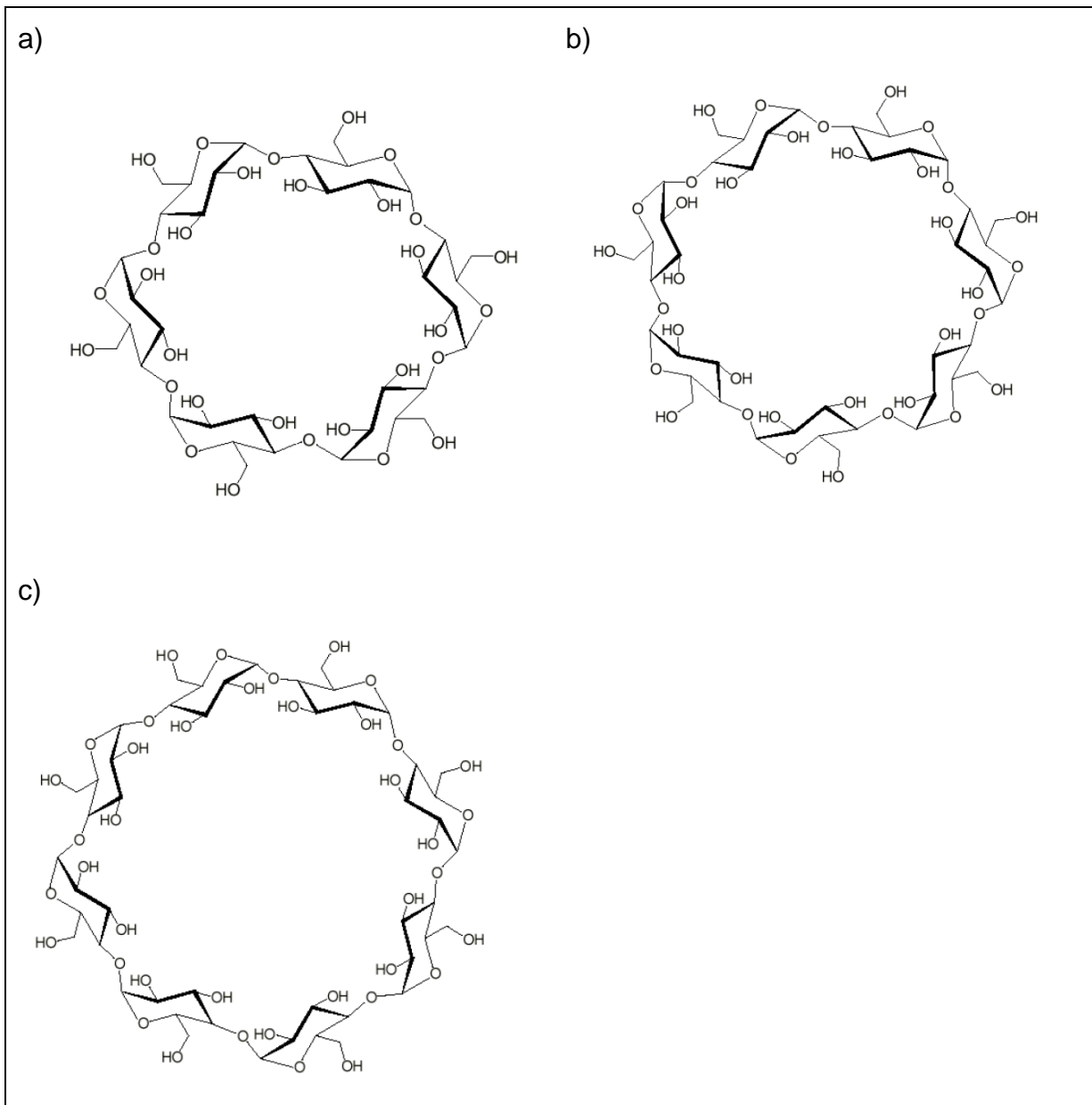


Abbildung 8: HP- β -CD, Benennung und Struktur von a) α -Cyclodextrin, b) β -Cyclodextrin und c) γ -Cyclodextrin (aus GRÖGER et al. (2001))

Die Herstellung von CD erfolgt heute durch Einsatz von Enzymen. Hierbei wird Stärke in Zucker (Dextrose) umgewandelt, und in einem zweiten Schritt werden die Ketten zu Ringen zusammengefügt. Die dabei eingesetzten Enzyme werden als Cyclodextrin-Glycosyltransferasen (CGTasen) bezeichnet. Mittels der CGTase lässt sich aus Maisstärke ein Gemisch von α -CD, β -CD und γ -CD gewinnen, bei dem β -CD mengenmäßig überwiegt.

Die Struktur von CD wird durch die Verknüpfung der Glucoseeinheiten bestimmt. Die Glucosemoleküle ordnen sich in einer konusförmigen Struktur an. Diese Struktur ist in Abbildung 9 dargestellt.

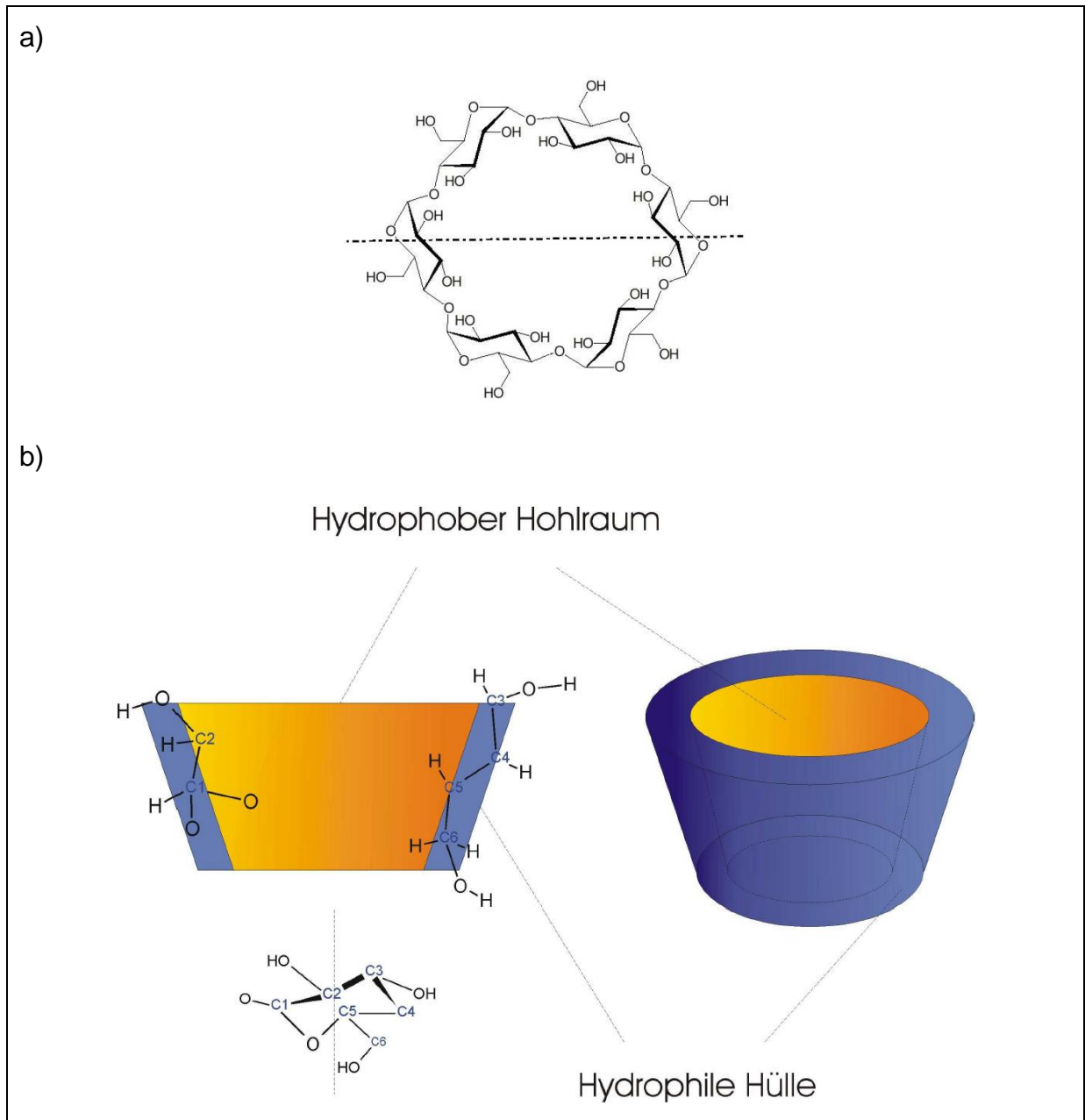


Abbildung 9: HP- β -CD, Schematische Darstellung des molekularen Aufbaus von Cyclodextrinen in a) Schnitt und b) Illustration des Konus (aus GRÖGER et al. (2001))

Durch die Stellung der Hydroxylgruppen an den Rändern entsteht im Innenraum ein hydrophober Hohlraum, während der Außenbereich hydrophil ist. Aufgrund der hydrophilen Struktur ihrer Außenhülle sind sie gut wasserlöslich, die Löslichkeiten

steigen mit der Temperatur, sinken jedoch in Gegenwart organischer Moleküle durch Komplexbildung.

CD sind stabil in alkalischen Lösungen und werden in sauren Medien mit einem pH-Wert von kleiner drei hydrolysiert. Sie haben keine festen Schmelzpunkte, sind thermisch bis etwa 200°C stabil und zersetzen sich bei höheren Temperaturen.

Die natürlichen CD weisen bei oraler, nasaler oder analer (Zäpfchen) Einnahme keine gefährlichen Auswirkungen auf den Menschen aus. Untersuchungen zu Haut- und Augenempfindlichkeit, Einatmen und Erbgutveränderung zeigten keine negativen Auswirkungen. Der Einsatz in Abluftanlagen erscheint unter dem Aspekt der gesundheitlichen Gefährdung für Anwohner also unbedenklich.

Für die Ausbildung eines Komplexes von CD als Wirtsmolekül und einem Gastmolekül müssen drei Bedingungen erfüllt sein:

- ➔ Das Gastmolekül muss in die Öffnung des CD-Konus hineinpassen.
- ➔ Intermolekulare Wechselwirkungen zwischen dem Gastmolekül und dem Wirtsmolekül müssen möglich sein.
- ➔ Wasser muss vorhanden sein.

Die Verbindung zwischen CD und Gastmolekül wird nach CARRO (2005) nicht durch eine starke chemische Atombindung erreicht, sondern durch van-der-Waals-Kräfte und durch Wasserstoffbrückenbindungen. Dank der Einlagerung und der daraus resultierenden spezifischen räumlichen Anordnung können diese Bindungen jedoch die Stärke einer konvalenten Bindung erreichen. CD können Wirt-Gast-Bindungen beispielsweise mit Säuren, ionisierten Verbindungen, Halogenverbindungen, aromatischen Verbindungen, Monomeren und Aliphaten eingehen. Die Reaktionen der CD sind bei CARRO (2005) detailliert beschrieben.

Zum Einsatz von Clathraten liegen derzeit keine Informationen in dieser Detailliertheit vor.

3.6 Zusammenfassung der Recherche

Technische Anlagen können Gerüche an die Umgebung abgeben. Diese können dann als Geruchsimmissionen wahrgenommen werden. Zum Schutz von Menschen und Umwelt werden diese Einwirkungen gesetzlich begrenzt.

Eine Möglichkeit der Immissionsbegrenzung ist die Ableitung der Abluft über Schornsteine in dem Boden ferne Luftschichten. Durch Verdünnung wird in diesem Fall die Immssion reduziert. Reicht dieser verfahrenstechnische wie räumliche Weg jedoch nicht aus, so sind Massnahmen der Emissionsminderung erforderlich.

Die Emissionen können auf verschiedene Weisen gemindert werden. Beispielsweise kann die Emission aus Abwasserkanälen durch eine Chemikalienzugabe verringert werden. Auch kann die von verschiedenen Emissionsquellen abgegebene Luft gefasst und gemeinsam über einen Schornstein abgeleitet werden, wodurch positive Effekte wie Konzentrationssenkung und erhöhte Turbulenz denkbar sind.

Eine Maßnahme der Emissionsminderung kann auch die Behandlung der zuvor gefassten Abluft sein. Aufgrund der Wirtschaftlichkeit bei gering belasteten Ablüften ist der Einsatz von Biofiltern im Bereich der Abwasserwirtschaft eine interessante Variante und als Stand der Technik eine empfohlene Massnahme (ATV (1996) und ATV DVWK (2003)). Die Biofiltration ist für die Behandlung eher gering mit Schadstoffen und Geruch belasteter Abluft geeignet (VDI Richtlinie 3477 (2004)). Sollen Belastungen über die üblichen Belastungsgrenzen hinaus behandelt werden, so sind Modifikationen am Verfahren vorzunehmen.

Eine Optimierung des Verfahrens wurde bereits beschrieben hinsichtlich:

- ➔ Verbesserter Biofiltermaterialien
- ➔ Verbesserung des mikrobiologischen Abbaus durch Selektion der Mikrobiologie, insbesondere durch den Einsatz von Pilzen
- ➔ Konditionierung von Roh- und Reingas zur Verbesserung der Abbaubarkeit der Schadstoffe

Die Verbesserung des Biofiltermaterials führt je nach Material zu erhöhten spezifischen Oberflächen und/oder Leistungen bei der Adsorption und Absorption. Darüber hinaus kann durch mineralische oder nicht abbaubare organische Materialien die Standzeit verlängert werden, weil die Setzung behindert und Faulung durch eine gleichmäßigere Durchströmung unterbunden wird. Untersuchungen an hybriden Biofiltermaterialien, die den biologischen Abbau verbessern, erscheinen vor allem deshalb sinnvoll, weil dies eine für Hersteller und Betreiber einfache Art der Optimierung ist. ((DE 296 21 395 U 1 (1997), 195 31 282 A 1 (1997), DORADE et al. (2007), FRECHEN und FRANKE (2009b), LOU und LINDSAY (2006) sowie SHAREFDEEN und SINGH (2005))

Eine Verbesserung des mikrobiologischen Abbaus durch Beschränkung der eingesetzten MO auf ein Reich oder eine Gattung ist möglich. Der gezielte Einsatz von Pilzen ist detailliert beschrieben und ist vorteilhaft für die Behandlung von VOCs (KENNES und VEIGA (2004) sowie KRAAKMAN et al. (1997)) auf Grund der hohen spezifischen Oberfläche des Mezyls und der Verträglichkeit mit nahezu allen pH Werten. Das Verfahren wird hier nicht weiter verfolgt, denn wesentliche Untersuchungen sind bereits – wie zuvor genannt – veröffentlicht worden. Die Selektion einer Gattung ist hingegen nicht vorteilhaft (BARGEL (2004) und MITZKAT (2001)) und wird ebenfalls nicht weiter verfolgt.

Die Konditionierung zur Verbesserung der Abbaubarkeit der Schadstoffe kann auf zwei Arten erfolgen: (Teil)Oxidation oder Einsatz von Lösevermittlern. (CARRO (2005), CHIKH et al (2009), DE 101 57 321 A 1 (2003), FORSTER (2007), GARRIGUE (2007), GEBOERS (2007), GRÖGER et al. (2001), JAGER et al. (2004), LALANNE et al. (2007), MÄULE and REISER (2003), MOUSSAVI und MOHSENI (2007), MUNOZ et al. (2006), RAMIS et al. (2007), SHORT (2007), SJÖBERG et al. (1997) und WANG et al. (2009)).

Die Oxidationsleistung in einer Abluftanlage kann auf mindestens drei Arten verbessert werden:

- ➔ Der Einsatz von H_2O_2 ist bereits in Form chemisch-oxidativer Wäscher üblich. Eine Eindüsung eines H_2O_2 -Nebels hingegen ist bisher nicht mit Werten belegt.
- ➔ Die Einrichtung von vor- und nachgeschalteten NTP-Stufen ist bereits erforscht. Beide Varianten haben Vorteile, wie die zuvor benannten Literaturquellen belegen. Eine Optimierung von Biofiltern über eine vor- oder nachgeschaltete NTP Stufe ist möglich.
- ➔ Die Untersuchung einer nachgeschalteten PI Stufe ist in der Literatur dokumentiert und stellt eine Optimierung dar. Eine vorgeschalteten PI Stufe wurde hinsichtlich des Geruchsabbaus bisher noch nicht betrachtet, weder mit noch ohne Ozonbildung.

Die Verbesserung der Löslichkeit der Schadstoffe im Biofilter kann durch Zugabe eines Lösevermittlers im Waschwasser oder als Aerosol erfolgen.

- ➔ Die Zugabe von Silikonöl ist bei Biowäschern dokumentiert und erweist sich als effizient, weil das Silikonöl im Kreis gefördert wird und so die katalytische Wirkung – Silikonöl lagert VOCs an und gibt sie an Mikroorganismen wieder ab – genutzt werden kann. Bei Biofiltern erscheint die Zugabe von Silikonöl nicht sinnvoll, denn die Zugabe im Befeuchter würde die Schadstoffe im Umlaufwasser aufkonzentrieren und – deutlich wichtiger – das Silikonöl könnte sich über den Austrag als Aerosol im Biofilter anreichern. Aufgrund mangelnder biologischer Abbaubarkeit würde der Biofilter mit der Zeit verstopfen.
- ➔ Die Zugabe von Cyclodextrin zum Luftstrom führt zu einer Bindung der Schadstoffe und Abtrennung aus dem Luftstrom über Aerosole. Der Stoff ist biologisch abbaubar, ein Austrag über die Aerosole wäre damit sogar wünschenswert und ist Bestandteil bisheriger CD-Abluftbehandlungskonzepte.

3.6.1 Ableitung der Verbesserungsmöglichkeiten

Es wurde gezeigt, dass eine Reihe von Filtermaterialien bereits untersucht worden sind. Insbesondere wurden organische Materialien beschrieben, aber auch Kunststoffe und mineralische Materialien. Aufgrund der Wichtigkeit des Filtermaterials für die Filterwirkung erschien es deshalb sinnvoll, Untersuchungen an weiteren neuen Materialien durchzuführen. Der Verfasser dieser Arbeit war an einem FuE Projekt zum Thema Filtermaterialien beteiligt. Das spezielle Material wurde von anderen bisher nicht untersucht und die Ergebnisse konnten im Rahmen dieser Arbeit verwendet werden. Auch der Einsatz von Zellulosepellets wurde bislang noch nicht beschrieben, so dass dieses Material hier untersucht werden sollte.

Einige Arbeiten haben sich bereits mit der Mikrobiologie beschäftigt. Demnach kann bereits geschlossen werden, dass bei saurem Milieu oder organischen Gasen Pilze als biologisch aktive Komponente zu bevorzugen sind. Durch das Myzel wird die Oberfläche vergrößert, was den Absorptionsprozess verbessert. Damit stellen Fungi-Filter eine Möglichkeit eines hybriden Biofilters dar, und die Möglichkeit ist soweit notwendig dokumentiert. Die Selektion einer bestimmten Art von Bakterien hatte der Literatur nach keinen positiven Effekt und wurde hier nicht weiter verfolgt.

Eine weitere Möglichkeit der Optimierung ist die teilweise Oxidation von Schadstoffen als Vorbehandlung zur Erhöhung ihrer Abbaubarkeit. Die Kombination einer H_2O_2 Behandlung mit einem Biofilter erscheint aus Sicherheitsgründen – zu lagernder Gefahrstoff – nicht interessant und wird deshalb im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter verfolgt. Die NTP als Vorbehandlung für den Biofilter wurde bereits erfolgreich betrachtet.

Die Kombination einer PI mit oder ohne Ozonbildung mit einem Biofilter wurde bisher noch nicht untersucht und erschien daher interessant und vielversprechend und wird im Rahmen dieser Arbeit weiter verfolgt. Der Einsatz von Biofiltern als Katalysator in Hinsicht einer Photokatalyse ist bisher ebenfalls nicht beschrieben worden. In dieser Arbeit wird kurz auf diesen Aspekt eingegangen, da es sich hierbei im Grunde um eine durch die PI Stufe hervorgerufene Ozonierung handelt. Die Nachbehandlung mittels Ionisation, unabhängig ob mittels NTP oder PI, brachte laut Literatur stets Vorteile und sollte deshalb hier nicht weiter untersucht werden.

Die Kombination eines Lösevermittlers wie CD und eines Biofilters wurden bisher nicht beschrieben. Deshalb wird dieser Weg hier auch untersucht.

4 Lösungsansätze

4.1 Ausgewählte Verfahren

Die Literaturrecherche zum aktuellen Stand der Biofilteroptimierung hat im Umkehrschluss gezeigt, dass verschiedene Möglichkeiten noch nicht betrachtet worden sind. Im Rahmen dieser Arbeit werden die folgenden Verfahren zur Kombination mit Biofiltern ausgewählt und untersucht:

- ➔ Einsatz eines organisch beschichteten mineralischen hybriden Biofiltermaterials
- ➔ Ionisation mit und ohne Ozonbildung durch Bestrahlung des Rohgases mit UV Licht im Rohgaskanal eines Biofilters
- ➔ Dosierung von Lösevermittlern im vorhandenen Befeuchter, insbesondere der Einsatz von Cyclodextrin

Die Auswahl der Verfahren, die im Rahmen dieser Arbeit untersucht werden sollen, ist in Abbildung 10 gezeigt.

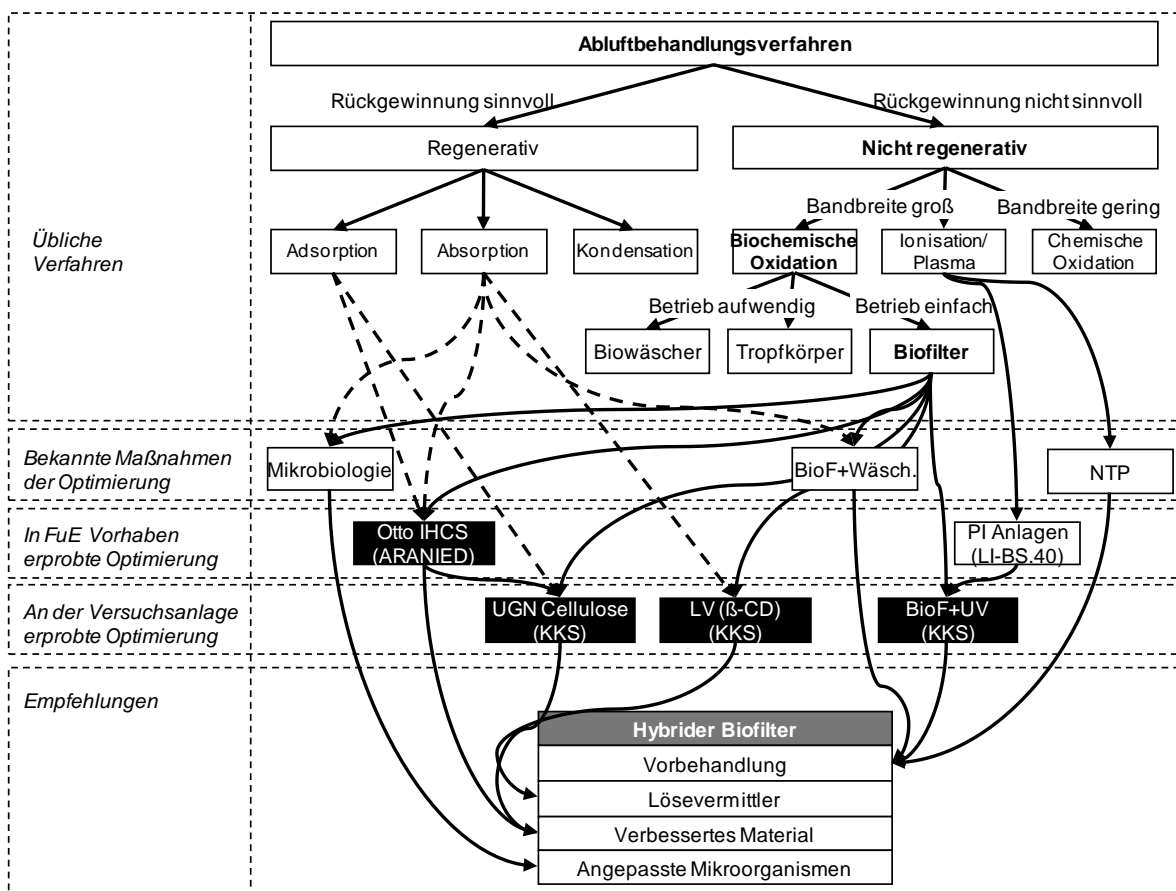


Abbildung 10: Schema für die Entwicklung eines optimierten Biofilters

Die durchgezogenen Pfeile beschreiben die Verästelung der Verfahrenstechnik. Die gestrichelten Pfeile zeigen an, dass die Hybridisierung durch eine Mischung von regenerativen und nicht-regenerativen Verfahren erfolgt. Die in schwarzer Farbe markierten Felder mit weißer Schrift sind die im Rahmen dieser Arbeit identifizierten und untersuchten Optimierungsschritte, die zu einem Hybrid-Biofilter führen können.

4.2 Ausgewählte Anlagen

Die Untersuchungen wurden an den folgenden Anlagen durchgeführt:

- ➔ Abluftanlage auf der Kläranlage Frankfurt Niederrad (ARANIED)
- ➔ Abluftanlage am Betriebsschacht 40 des AK Bottrop (LI-BS.40)
- ➔ Abluftanlage auf dem Klärwerk Emschermündung (NL-KLEM)
- ➔ Abluftanlage im Technikum Kassel (TKS).

Die den Untersuchungen zugrundeliegenden Messungen an den großtechnischen Anlagen (ARANIED, LI-BS.40 und NL-KLEM) wurden im Rahmen zweier FuE-Vorhaben (FRECHEN und FRANKE 2009b und 2009c) durchgeführt.

Die Anlage TKS wurden für diese Promotion gebaut. Planung, Bau und Betriebsleitung sowie wesentliche Messungen sind vom Verfasser dieser Arbeit selbst durchgeführt worden.

Die Abluftanlagen werden in Kapitel 6 detailliert beschrieben.

4.3 Ausgewählte Untersuchungsparameter

Die Untersuchungen umfassten die folgenden geruchsbezogenen Parameter:

- ➔ Geruchsstoffkonzentration (c_{od}) zuzüglich Angaben zur Geruchsqualität
- ➔ Schwefelwasserstoff (H_2S)
- ➔ Ammoniak (NH_3)
- ➔ Gesamtkohlenstoff (TOC)
- ➔ Flüchtige Kohlenwasserstoffe (VOC)
- ➔ Benzol (C_6H_6)

Die Messverfahren für die jeweiligen Parameter werden in Kapitel 5 detailliert beschrieben.

Die experimentellen Untersuchungen sind in Tabelle 7 zusammengestellt, wobei Anlage und untersuchter Parameter über ein „ja“ verknüpft sind.

Tabelle 7: Untersuchte Anlagen und Parameter

Anlage	ARANIED	LI-BS.40	NL-KLEM	TKS 2	TKS 3	TKS 4
Untersuchte Maßnahme	Vergleich WoodMix und Otto IHCS-Medium	Ozon-bildende Photolyse und Photo-katalyse	Ozon-bildende Photo-katalyse	Ozonfreie Photolyse und Auswirkung auf Biofilter	Vorbehand-lung mit Lösever-mittler und Auswirkung auf Biofilter	Vergleich WoodMix und UGN Filter-granulat
Maßstab ht = halb-technisch gt = groß-technisch	gt	gt	gt	ht	ht	ht
Parameter						
C _{Od}	ja	ja	ja	ja	ja	ja
H ₂ S	ja					
NH ₃				ja	ja	ja
TOC		ja	ja	ja	ja	ja
VOC		ja				
C ₆ H ₆		ja		ja	ja	

5 Angewandte Messverfahren

5.1 Messung des Geruchs

5.1.1 Wahrnehmung und Erkennung

Ein Geruch ist die auf eine Gaseinwirkung folgende Körperreaktion, die mentale Interpretation einer sensorischen Wahrnehmung. Dieser Vorgang wird in der Physiologie als olfaktorische Sensation bezeichnet und setzt sich aus den Teilvorgängen Stimulation und Kognition zusammen. Einen Überblick zu den biochemischen Mechanismen des Geruchssinns wird beispielsweise bei PLATTIG (1995) gegeben. Auf die Reizverarbeitung und insbesondere die Botenstoffe wird unter anderem bei HATT und DEE (2009) verstärkt eingegangen.

Die systematische Analyse von Gerüchen hat eine lange Tradition. Die Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Reizstärke und Wahrnehmung geht auf psychophysikalische Betrachtungen von WEBER (1834) und FECHNER (1860) zurück. Dementsprechend ist der Zusammenhang von Reizstärke und Wahrnehmung nicht linear und entspricht somit dem Verhalten nach den optischen und akustischen Sinneswahrnehmungen. Die Aktualisierung des Modells erfolgte von STEVENS (1957). WENDER (1968) untersuchte den Zusammenhang von Intensität und Qualität von Gerüchen. Wesentliches Ergebnis war die Identifikation des Qualitätswechsels bei geringen Geruchsintensitäten: Der Unterschied von Wahrnehmungs- und Erkennungsschwelle wurde gefunden. Das für die Quantifizierung von Geruch erforderliche Messgerät – das Olfaktometer – wurde zuvor bei ZWAARDEMAKER (1930) erstmals beschrieben. Im Jahr 2004 wurde der Nobelpreis für Physiologie und Medizin an Richard Axel and Linda Buck für die wissenschaftliche Beschreibung des Geruchssinns verliehen (Nobel Assembly (2004)).

In Abbildung 11 ist das olfaktorische Sinnesorgan zur Reizwahrnehmung dargestellt.

Wenn ein Gasmolekül an einem selektiven Rezeptor andockt, gibt dieser einen elektrischen Impuls an die angeschlossene Nervenbahn ab. Die Signale gleicher Rezeptoren werden gebündelt, verstärkt und weitergeleitet. Dieser Teil des Vorganges ist die Stimulation.

Die Verarbeitung der Signale im Gehirn wird als Kognition bezeichnet. Im Limbischen System werden die Emotionen und im Hippocampus die Erinnerungen abgerufen. Am Ende der Verarbeitung wird der Geruch als mehrdimensionale Größe der eingeatmeten Luft zugeordnet.

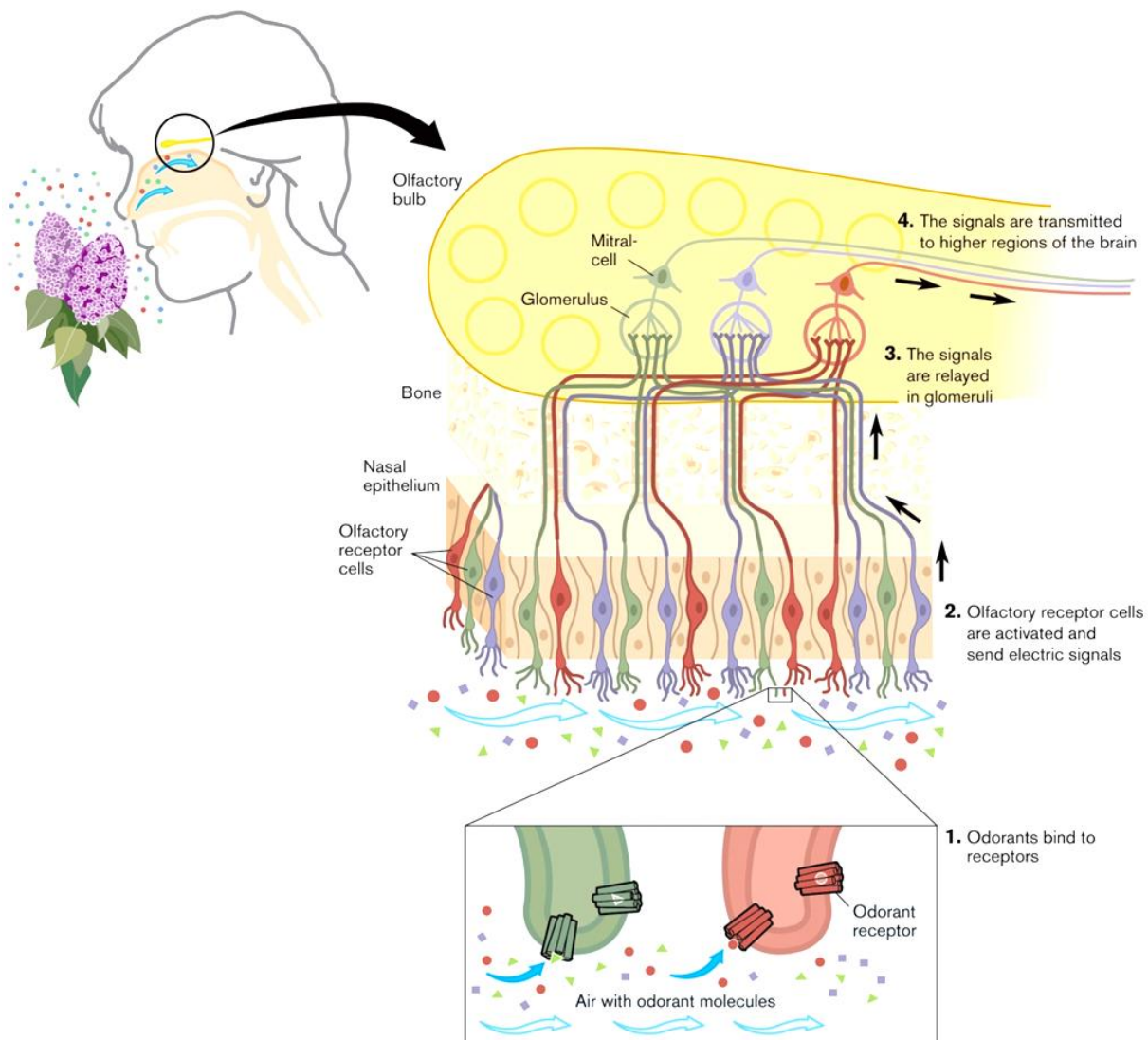


Abbildung 11: Olfaktorisches Sinnesorgan (aus NOBEL ASSEMBLY (2004))

In den Ingenieurwissenschaften ist der Begriff „Geruchswahrnehmung“ als Synonym für die Geruchssensation üblich geworden und wurde in der DIN EN 13725:2003 normativ verankert – vor allem weil es dort um die Wahrnehmungsschwelle geht, und nicht um die Erkennung eines Geruchs. Auch Veröffentlichungen aus der Neurophysiologie, wie beispielsweise WALDECK und FRINGS (2005), verwenden diesen Begriff. Der Begriff „Sensation“ sollte jedoch als das eigentliche Fachwort nicht vergessen werden, schon weil es den „Erlebnis“-Charakter besser beschreibt.

5.1.2 Parameter zur Beschreibung

5.1.2.1 Überblick

DIN EN 13725:2003 und EPA (2001) beschreiben Geruch als vierdimensionale Größe. Diese vier Dimensionen sind:

- ➔ Qualität
 - Beschreibung des Aromas (wie riecht etwas?)
- ➔ Intensität
 - Stärke des Geruchseindrucks (wie stark riecht etwas?)
 - Die Bestimmung der Geruchsintensität erfolgt z.B. nach VDI Richtlinie VDI 3882 Blatt 1 (1992)
- ➔ Hedonische Tönung
 - Maß des Wohlbefindens (wie unangenehm bis angenehm riecht etwas?)
 - Die Bestimmung der hedonischen Tönung erfolgt z.B. nach VDI Richtlinie VDI 3882 Blatt 2 (1994)
- ➔ Geruchsstoffkonzentration
 - Geringste Konzentration, bei der ein Geruch von geruchsneutraler Luft unterschieden werden kann – gemessen an der Geruchsschwelle .
 - Die Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration erfolgt z.B. gemäss VDI Richtlinie 3880 Entwurf (2009) oder auch DIN EN 13725:2003. Veraltet aber hinsichtlich der verschiedenen Parameter detaillierter ist die VDI Richtlinie 3881 (1986).

Von diesen vier Dimensionen wird nur die Geruchsstoffkonzentration in einem analytischen Messverfahren verwendet: Der Olfaktometrie.

5.1.2.2 Olfaktometrie

In der Olfaktometrie wird die Geruchsstoffkonzentration c_{od} durch Darbietung einer Gasprobe in Verdünnungsreihen und ihrer zeitgleichen Bewertung durch Prüfer bestimmt. Zur Ermittlung der Geruchsstoffkonzentration sind vier Schritte erforderlich:

1. Ermittlung des Verdünnungsfaktors (in VDI Richtlinie 3881 (1986) als Verdünnungszahl beschrieben), bei dem für jeden Prüfer und in jedem Durchgang einzeln die Geruchsschwelle überschritten wird. Es sind zwölf gültige Werte zu ermitteln.
2. Berechnung der geometrischen Mittelwerte der Verdünnungsfaktoren vor und nach Überschreiten der Geruchsschwelle für jede gültige Antwort. Diese

Werte werden als Schwellenschätzungen der Prüfer bezeichnet und mit ITE bezeichnet.

3. Berechnung des geometrischen Mittelwertes aller Schwellenschätzungen für das gesamte Panel; dieser Wert wird mit ITE_{panel} bezeichnet.
4. Geruchsstoffkonzentration c_{od} und ITE_{panel} sind identisch, wenn die Messung gemäß DIN EN 13725:2003 durchgeführt worden ist. Aus mathematischer Sicht ist dieser Wert dimensionslos, er wird aber mit der Dimension Geruchseinheiten je Kubikmeter angegeben (GE_E/m^3).

Die Messung der Geruchsstoffkonzentration wird in DIN EN 13725:2003 in Verbindung mit der Ergänzung DIN EN 13725:2006-04 im Detail beschrieben.

Die Geruchsstoffkonzentration beschreibt einen Effekt und keinen Stoff. Durch die Angabe der Geruchsstoffkonzentration lässt sich beispielsweise kein Gas eines Gasgemisches identifizieren.

5.1.2.3 Geruchspegel

Der Zusammenhang von Geruchsstoffkonzentration und der Geruchsintensität der Probe im unverdünnten Fall ist nicht linear. Das WEBER-FECHNER-Gesetz (1860) beschreibt den Zusammenhang logarithmisch, wie in Gleichung (5-1) wiedergegeben ist.

$$S = k_w \cdot \lg \frac{I}{I_0} \quad (5-1)$$

S	wahrgenommene Intensität einer Sinnesempfindung (theoretisch ermittelt)
I	physikalische Intensität (Geruchsstoffkonzentration)
k_w	Weber-Fechner-Koeffizient
I_0	die Schwellenkonzentration

Die STEVENSsche Potenzfunktion (1957) ist in Gleichung (5-2) wiedergegeben.

$$S = k \cdot I^n \quad (5-2)$$

S	wahrgenommene Intensität einer Sinnesempfindung (empirisch ermittelt)
K	Konstante
I	physikalische Intensität (Geruchsstoffkonzentration)
n	Stevens-Exponent

Die DIN EN 13725 empfiehlt die Verwendung des als „Prüfergebnis einer Geruchsstoffkonzentrationsmessung“ bezeichnete Maß für bestimmte statistische Untersuchungen. Dieses ist der einfache dekadische Logarithmus der Geruchsstoffkonzentration. Für die Beschreibung der Geruchsbelastung einer Gasprobe wird zudem in der DIN EN 13725:2003 der Geruchspegel als Alternative zur Geruchsstoffkonzentration empfohlen. Auch die VDI Richtlinie 3881 (1986) hatte angegeben, dass der Geruchspegel ein geeignetes Mass sei, um Geruch zu quantifizieren und hierbei die Analogie zum Schallpegel zu verwenden. Im Rahmen der Leistungsbewertung der hier untersuchten Anlagen wird dieser Parameter verwendet. In der DIN EN 13725:2003 wird für den Geruchspegel kein Formelzeichen angegeben. In der VDI Richtlinie 3881 (1986) wurde für den Geruchspegel das Formelzeichen P_G verwendet. Im Rahmen dieser Arbeit wird das aus der Akustik (z.B. DIN EN 61672-1 (2003)) für einen Pegel übliche Formelzeichen „L“ verwendet, welches um den Index „od“ für „odour“ ergänzt wird.

Der Pegel L_{od} errechnet sich somit nach DIN EN 13725:2003 aus der Geruchsstoffkonzentration c_{od} über die Gleichung (5-3):

$$L_{od} [dB_{od}] = 10 \cdot \log_{10}(c_{od} [GE_E / m^3]). \quad (5-3)$$

5.1.2.4 Geruchsintensitätsminderungsmaß

Der Geruchsstoffabbau in einer Abluftanlage soll nach DIN EN 13725:2003 über die Minderung der Geruchsstoffkonzentration beschrieben werden. Der Wirkungsgrad einer Abluftbehandlung wird nach Gleichung (5-4) bestimmt, wobei (1) den Konzentrationswert für die Probe aus dem Rohgas und (2) den Wert für die Probe aus dem Reingas darstellt.

$$\eta_{od} [-] = \frac{c_{od,1} - c_{od,2}}{c_{od,1}}. \quad (5-4)$$

Dieses in der Technik übliche Maß beachtet die Nichtlinearität des Parameters c_{od} jedoch nicht, wie beispielsweise auch OBERTHUER (1990) beschrieben hat. Die

Leistungsbestimmung über die Veränderung des Geruchspegels wird deshalb ebenfalls herangezogen, und die VDI Richtlinie 3881 (1986) kannte hierzu den passenden Parameter: Das Geruchsintensitätsminderungsmaß (a_G) beschreibt den olfaktorischen Wirkungsgrad, also die Wirksamkeit einer Maßnahme zur Abluftreinigung in einer der Veränderung der Geruchsempfindungsstärke angepaßten Skala.

Im Rahmen dieser Arbeit erfolgt die Bewertung der Geruchsminderung sowohl über den Wirkungsgrad als auch über das Geruchsintensitätsminderungsmaß a_G des Geruchspegels L_{od} , welches über die Gleichung (5-5) errechnet wird:

$$a_G [dB_{od}] = L_{od,2} - L_{od,1} = 10 \cdot \log_{10} \left(\frac{c_{od,2}}{c_{od,1}} \right). \quad (5-5)$$

Eine Geruchsminderung ($c_{od,2} < c_{od,1}$) drückt sich durch einen negativen Wert und eine Geruchserhöhung ($c_{od,2} > c_{od,1}$) durch einen positiven Wert aus.

Das Geruchsintensitätsminderungsmaß und der Wirkungsgrad lassen sich über Gleichung (5-6) ineinander überführen:

$$a_G [dB_{od}] = 10 \cdot \log_{10}(1 - \eta). \quad (5-6)$$

In Abbildung 12 sind Verstärkung und Minderung durch eine Abluftbehandlung separat aufgetragen

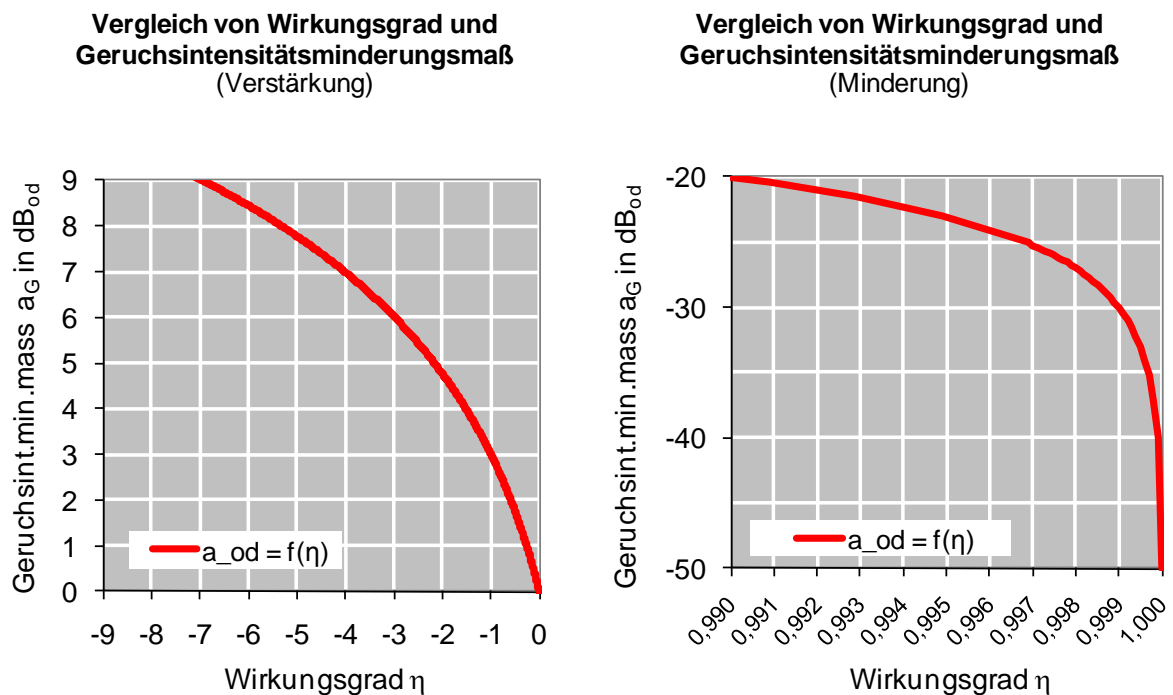


Abbildung 12: Vergleich von Geruchintensitätsminderungsmaß und Wirkungsgrad und im Bereich der Verstärkung (links) und Minderung (rechts)

Die Verstärkung einer Belastung (negativer Wirkungsgrad) wird über beide Parameter durchaus vergleichbar gut abgebildet, denn die Veränderung findet jeweils in der betragsmässig gleichen Größenordnung der Skala statt – hier die Werte 0 bis 9. Die Minderung einer Belastung wird über das Geruchsintensitätsminderungsmaß – anders als bei der Darstellung über den Wirkungsgrad – ebenfalls innerhalb der gleichen Größenordnung der Skala abgebildet, während der Wirkungsgrad hier in den Größenordnungen springt. Je leistungsstärker eine Anlage ist, desto länger ist die Anzahl der „9“ hinter dem Komma.

Ein ähnliches Prinzip findet sich bei der Quantifizierung mikrobieller Belastungen. Zustände werden dort in so genannten „Log-Stufen“ (10er-Potenzen der Mikroorganismenanzahl) verglichen.

In der TA Luft (2002) werden anwendungsbezogen Grenzwerte für die Geruchsstoffkonzentration und den Geruchsstoffmassenstrom angegeben, jedoch nicht für den Geruchspegel oder das Geruchsintensitätsminderungsmaß.

5.1.3 Verwendete Geräte

5.1.3.1 Olfaktometer

Die Olfaktometrie wurde in Anlehnung an DIN EN 13725:2003 durchgeführt. Für die Untersuchungen wurden Olfaktometer der Typen TO-7 und TO-9 der Fa. Ecoma verwendet. Die Daten der Geräte sind in Anhang 1: „Technische Daten Olfaktometer“ wiedergegeben.

Bei dem Gerät vom Typ TO-7 handelt es sich um ein Vierplatz-Olfaktometer mit manuell zu bedienenden Rotametern in der Verdünnungseinheit. Beim Gerät vom Typ TO-9 handelt es sich um ein Vierplatz-Olfaktometer mit elektronisch angesteuerter Verdünnungseinheit, die durch Serienschaltung verschiedener Blenden die Verdünnung erzeugt. Die beiden verwendeten Olfaktometer weisen geringfügige Unterschiede im Messbereich auf, wie den technischen Daten im Anhang zu entnehmen ist.

In Abbildung 13 sind Prüfer und Versuchsleiter bei der Messung mit dem Ecoma TO-9 gezeigt.



Abbildung 13: Durchführung von olfaktometrischen Messungen mit dem Ecoma TO-9 mit Prüfern (links) und Versuchsleiter (rechts)

5.1.3.2 Vorverdünner

Der Messbereich der verwendeten Olfaktometer wird durch die maximal wählbare Vorverdünnung von 1:64.000 beim TO-7 und 1:65536 beim TO-9 beschränkt. Für die Untersuchung von Proben, die Geruchsstoffkonzentrationen von deutlich mehr als 32.000 GE_E/m³ aufwiesen, musste deshalb eine externe Vorverdünnung durchgeführt werden.

Im eingesetzten Vorverdünner werden Probenluft und Neutralluft volumenstromproportional gemischt. Die Einstellung der Volumenströme erfolgt über je einen Schwebekörperdurchflussmesser (geruchsneutrale Luft: ABB 1/4-25-G-5/81; Probenluft: ABB 1/8-80-G-5/81). Die durch dieses Verfahren mögliche maximale externe Vorverdünnung betrug 1:100.

Durch den Einsatz des Vorverdünners wird die obere Grenze des Messbereichs auf 4,6 MGE_E/m³ bei einfacher Anwendung und 460 MGE_E/m³ bei zweifacher Anwendung angehoben. Durch die Vorverdünnung nimmt die Präzision der Geruchsmessung prinzipiell ab.

5.2 Messung gasförmiger Kohlenstoffverbindungen

5.2.1 Überblick

Kohlenstoff ist Bestandteil vieler Verbindungen. Die Einteilung der Kohlenstoffverbindungen erfolgt in „organisch“ und „anorganisch“. Die Beschreibung der beiden Fraktionen sowie des Übergangs findet sich beispielsweise bei BINNEWIES et. al (2004).

Anorganische Verbindungen sind geruchslos. Es handelt sich hierbei um:

- ➔ Kohlenstoff ist ein Feststoff und kommt als Kohle, Diamant, Graphit und Fullarene vor
- ➔ Kohlenstoffmonoxid ist ein Gas
- ➔ Kohlenstoffdioxid ist ein Gas
- ➔ Kohlensäure ist eine Flüssigkeit und die Salze der Kohlensäure sind die Carbonate genannten Feststoffe

Diese Stoffe stehen – mit Ausnahme des kristallinen Kohlenstoffs – am Ende der Oxidation von organischen Verbindungen. Der vollständige Abbau von organischen Verbindungen wird auch als Mineralisierung bezeichnet.

Den Übergang zwischen anorganischen und organischen Verbindungen bilden die Gruppen:

- ➔ Carbide: Die binäre Verbindungen von C und einem Element E von geringer Elektronegativität (aber nicht Wasserstoff) zu E_xC_y sind Feststoffe. Sie zählen zu den härtesten Feststoffen.
- ➔ Cyanate: Die Salze der Cyansäure (HOCN) sind Feststoffe und werden in der pharmazeutischen Industrie und metallverarbeitenden Industrie verwendet.
- ➔ Cyanide / Nitrile: Die Salze der Blausäure (HCN) sind Feststoffe und werden beispielsweise zur Herstellung von Nitril-Handschuhen verwendet.

Alle übrigen Kohlenstoffverbindungen sind organische Verbindungen. Diese können häufig olfaktorisch wahrgenommen werden, weshalb ihre Messung im Zusammenhang mit Geruch eine besondere Bedeutung hat.

Es werden zwei Summenparameter zur Beschreibung des Gehalts an organischen Kohlenstoffverbindungen in Gasproben verwendet:

- ➔ Total organic carbon (TOC)
- ➔ Volatile organic compounds (VOC)

5.2.2 Total organic carbon (TOC)

Mit dem Parameter $c(\text{TOC})$ wird die Konzentration an Kohlenstoffatomen in einer Gasprobe beschrieben. Die Angabe in ppm bezieht sich auf ein Referenzgas und die Angabe in mgC/m^3 auf die Kohlenstoffkonzentration.

Für die Analyse muss die Gasprobe ionisiert werden. Dies geschieht durch Verbrennung in einer Wasserstoffflamme oder durch UV-Bestrahlung. Nach der Ionisation wird die Konzentration $c(\text{TOC})$ durch Messung der Anzahl an ionisierten Kohlenstoffatomen in der Gasprobe bestimmt.

Die normgerechte Apparatur wird als Flammen-Ionisations-Detektor (FID) bezeichnet. Die Messung mit dem FID wird in VDI Richtlinie 3481 Teil 4 (2007) beschrieben.

Hiernach werden zwei Messverfahren unterschieden, die ihrerseits zu verschiedenen Ergebnissen führen können:

- ➔ Direkte Messung mit dem Flammen-Ionisations-Detektor
- ➔ Indirekte Messung durch Adsorption an Silicagel mit anschließender Desorption und Messung im Flammen-Ionisations-Detektor.

In der VDI Richtlinie 3481 Teil 6 (1994) wird empfohlen, die direkte Messung durchzuführen. Die indirekte Messung über Aufkonzentration der Luftprobe an Sammelröhrchen (Silica Gel) wird verwendet, um den Messbereich für kleine Werte zu erweitern. Bei diesem Verfahren ist eine kontinuierliche Analyse nicht mehr möglich. In DIN EN 12619:1999 werden weitere Hinweise für die Messung gering belasteter Luft und in DIN EN 13526:2002 für stark belastete Luft gegeben.

Das Messergebnis einer TOC-Messung ist eine Grundgröße, nämlich die Anzahl von Ionen. Diese Anzahl liefert keine Aussage über die molekulare Zusammensetzung der Luftprobe. Mit dem TOC kann nach FRANKE et al. 2009 die Geruchsstoffkonzentration einer Gasprobe nicht beschrieben werden, wohl aber die Belastung mit organischen Gasen, die wiederum oft Geruch verursachen. Mit dem Parameter TOC werden die Gase CO und CO₂ nicht erfasst. Für eine vollständige Bilanzierung sind diese zusätzlich zu messen.

Der Parameter TOC ist ein Parameter der Luftreinhaltung. Entsprechend werden in der TA Luft (2002) Grenzwerte angegeben.

Ein nicht-normgerechtes Verfahren der Messung von $c(\text{TOC})$ erfolgt über ionisierende Bestrahlung beispielsweise mit UV Licht. Das entsprechende Messgerät ist ein Photo-Ionisations-Detektor (PID).

5.2.3 Volatile organic compounds (VOC)

Die Konzentration $c(\text{VOC})$ ist keine Grundgröße wie $c(\text{TOC})$, sondern eine abgeleitete Größe. Sie wird über die Summation der Massen-Konzentrationen der zur Gruppe der VOC gehörenden Kohlenwasserstoffe in einer Probe bestimmt und als Summe der Schadstoffe angegeben.

Zwei übliche Zuordnungen für KW zu den VOC sind:

- ➔ Gemäß 2004/42/EG: VOC sind die organischen Stoffe mit einem Siedepunkt von maximal 250°C bei einem Umgebungsluftdruck von 101,3 kPa.
- ➔ Gemäß DIN ISO 16000-6:2004: VOC sind organische Stoffe und werden nach Siedepunkt und Dampfdruck in drei Klassen eingeteilt, die in Tabelle 8 wiedergegeben sind.

Tabelle 8: Einteilung der VOC (nach DIN ISO 16000-6:2004)

Beschreibung	Siedetemperatur		Dampfdruck	Beispiel
	untere Grenze	obere Grenze		
	°C	°C	Pa	
VVOC	< 0	50 - 100	-	Benzol
VOC	50 - 100	240 - 260	> 100	Styrol
SVOC	240 - 260	380 - 400	< 10	Longifolen

Die Messung des Parameters VOC erfolgt indirekt. Die Gasprobe wird zunächst auf einem Sammler angereichert. Als Adsorbentien werden Aktivkohle, Silicagel oder TENAX® (Polymer) verwendet. Die Auswahl muss entsprechend den erwarteten Zielsubstanzen erfolgen, wie in EPA (1999) beschrieben ist.

Für die Analyse in einem Gaschromatographen oder einem FID werden die Gase desorbiert. Die Probe wird mittels Trägergas (mobile Phase) durch eine Kapillarsäule (enthält stationäre Phase) geleitet. In Abhängigkeit von der Wechselwirkung von Gas und stationärer Phase der Säule dauert die Passage unterschiedlich lange, so dass

die Gasmoleküle separiert an den nachfolgenden Detektor gelangen. Aufgrund der Dauer der Passage kann eine Identifikation einzelner Gase vorgenommen werden, vorausgesetzt, die Profile sind in einer Datenbank hinterlegt.

Die Angabe $c(\text{VOC})$ ist ein Summenparameter, über den keine Bilanzierung möglich ist. Werden organische Verbindungen umgewandelt, so verändert sich die Gasmatrix. Die Summe der organischen Ausgangsprodukte und organischen Reaktionsprodukte ist nicht zwingend gleich. Auch kann durch eine VOC-Messung keine Mineralisierung nachgewiesen werden.

Der Parameter VOC spielt beim Immissionsschutz bisher keine Rolle. Es werden allerdings für einzelne Stoffe der Gruppe der VOC Grenzwerte gesetzt. Der Parameter VOC wird in der industriellen Fertigung im Zusammenhang mit der Produktüberwachung genutzt (z.B. DECIO et al. (2007), MASSOLD (2005), VDI Richtlinie 4075 Blatt 2 (2007) oder auch PHARAO (2007).

5.2.4 Vergleich von TOC und VOC sowie Auswahl des Messverfahrens

Die Eigenschaften der beiden Parameter TOC und VOC werden in Tabelle 9 gegenübergestellt und vom Verfasser der Arbeit bewertet.

Tabelle 9: Vergleich von TOC und VOC

Parameter	TOC	VOC
Definition	☺ exakt	☹ verschiedene
Parameter im Umweltschutz	☺ ja	☹ nein
Parameter in der Industrie	☹ nein	☺ ja
Probenahme	☺ direkt	☹ indirekt
Messung	☺ Analyse der gesamten Probe kontinuierlich	☹ Analyse der gesamten Probe diskontinuierlich
Handhabung	☺ einfach	☹ kompliziert
Identifikation einzelner Stoffe	☹ nein	☺ ja
Zeichenerklärung: Vorteilhaft ☺ Nachteilig ☹		

Gegenstand der Untersuchungen des in FRECHEN und FRANKE (2009c) beschriebenen FuE Vorhabens waren unter anderem TOC- wie auch VOC-Messungen. Für im Rahmen dieser Arbeit durchgeführte Betrachtungen konnten somit für die PI-Anlage LI-BS.40 beide Kohlenstoff-orientierten Parameter herangezogen werden.

Für die Untersuchungen an der halbertechnischen Biofilteranlage im Technikum auf der Kläranlage Kassel wurde die Messung des TOC der Messung von VOC vorgezogen, weil für die meisten Untersuchungen eine Begrenzung der organischen Komponenten auf Benzol durchgeführt wurde und eine VOC Messung hier keine zusätzliche weitere Information geliefert hätte.

5.2.5 Geräte

5.2.5.1 TOC-Messung

Die Messungen von c(TOC) wurde mit einem FID/PID Messgerät vom Typ Thermo TVA 1000 B durchgeführt.

Das Gerät verfügt über eine FID Einheit, die einen Messbereich von 0,5 ppm bis 50.000 ppm bei einer Messungenauigkeit von 2 ppm in Bezug auf Methan aufweist. Darüber hinaus hat das Gerät eine PID Einheit, die über einen Messbereich von 0,5 ppm bis 2.000 ppm bei einer Messungenauigkeit von 1 ppm in Bezug auf Isobutylen verfügt.

Die technischen Daten des Messsystems sind in Anhang 2: „Technische Daten FID/PID“ angegeben.

5.2.5.2 VOC-Messung

Das VOC-Screening wurde bei UmLab, Kassel, mit einem GC-MS (GC: Agilent 6890, MS: Agilent 5973, Kapillare J&W DB 624) durchgeführt. 60 verschiedene VOCs wurden betrachtet.

Als Adsorptionsmittel wurde Aktivkohle (Dräger Aktivkohle Typ G) verwendet. Gemäß EPA (1999) können an Aktivkohle auch die sehr leicht flüchtigen KW adsorbiert werden, was beim Einsatz von TENAX nicht der Fall ist. Die Messergebnisse zeigten, dass die Beladung der Sammelröhrchen gering war. Anderenfalls hätten die Messungen wiederholt werden müssen. Dann wäre zur Erfassung eines Durchbruchs der Schadstoffe ein weiteres dem ersten Röhrchen nachzuschalten gewesen.

5.3 Messung von Schwefelwasserstoff quasi kontinuierlich

Die kontinuierlichen Messungen von H_2S wurden mit Messgeräten vom Typ Apptek OdaLog durchgeführt. Das Gerät hat einen Messbereich von 0 ppm bis 200 ppm bei einer Messungenauigkeit von 1 ppm und einer Anzeigegenauigkeit von 0,1 ppm. Das Messgerät arbeitet mit einem Elektrolyt-Sensor und besitzt eine T_{90} -Zeit von < 50 sek. Die Messwertbildung erfolgt stets über Auswertung des Messsignals zur vorgegebenen Taktzeit, eine Mittelung über das Messintervall findet laut Herstellerangabe nicht statt. Dies ist erst mit dem Nachfolgemodell Odalog L2 möglich.

Die Technischen Spezifikationen des OdaLog sind Anhang 3: „Technische Daten H_2S -Messgerät“ zu entnehmen.

5.4 Messung weiterer Spurengase in Stichproben

Die Messung von einzelnen Spurengasen in den Stichproben erfolgt mittels Gasanalyse in Kurzzeitmessröhrchen. Hierfür wurden verschiedene Kurzzeitmessröhrchen der Fa. Dräger verwendet.

In Abbildung 14 sind eine Messgaspumpe sowie verschiedene und zum Teil benutzte Messröhrchen gezeigt.

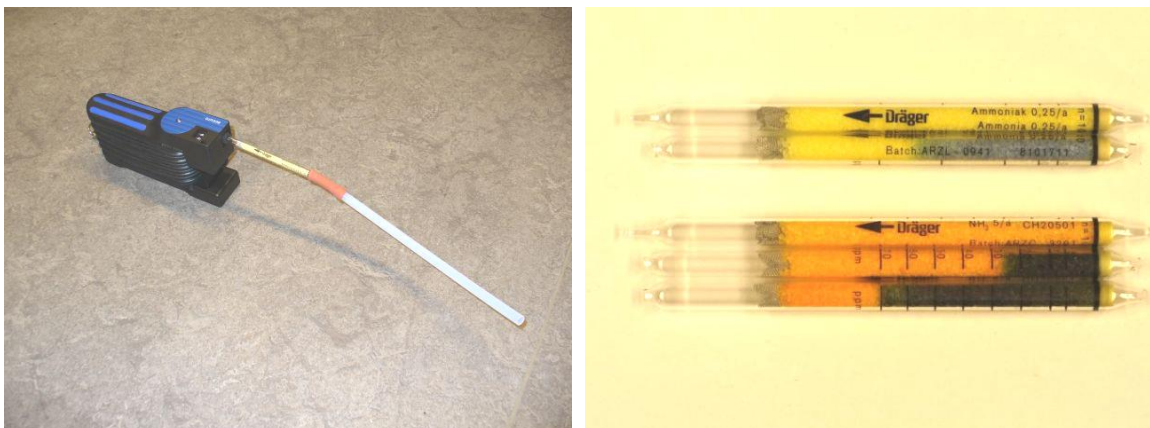


Abbildung 14: Messgaspumpe und Kurzzeitmessröhrchen

Bei diesem Verfahren wird die zu untersuchende Luft mittels Messgaspumpe durch das Messröhrchen gesaugt. In dem Röhrchen befindet sich ein Reagenz, welches mit dem zu messenden Stoff reagiert und sich dabei verfärbt. Die Reaktion verläuft in der Regel so ab, dass proportional zur Spurengasbelastung die Verfärbungsfront durch die Reagenzsäule wandert. Bei einigen Röhrchen verfärbt sich aber auch das

gesamte Reagenz und die Konzentration ist anhand einer Referenzfarbe zu bestimmen.

Die in den Versuchen verwendeten Röhrchen sind in Tabelle 10 aufgeführt.

Tabelle 10: Verwendete Kurzzeitmessröhrchen

Typenbezeichnung	Hübe	n	Reagenz	Messbereich in ppm	Standard- abweichung
Ammoniak 0,25/a	8101711	10	pH-Indikator	0,25 bis 3	±10% bis ±15%
Ammoniak 2/a	6733231	10	pH-Indikator	2 bis 30	±10% bis ±15%
Ammoniak 5/a	CH20501	10 / 1	pH-Indikator	5 bis 70 / 50 bis 700	±10% bis ±15%
Benzol 0,5/c	8101841	20	CH ₂ O	0,5 bis 10	±30%
Benzol 5/b	6728071	10	I ₂ O ₅	5 bis 50	±10% bis ±15%
Benzol 15/a	8101741	10	HCHO	15 bis 420	±30%
Schwefelwassertoff 0,2/a	8101461	10	Pb ²⁺	0,2 bis 5	±5% bis ±10%
Schwefelwassertoff 0,5/a	6728041	10	Pb ²⁺	0,5 bis 15	±5% bis ±10%

Die technischen Daten der Messröhrchen sind in Anhang 4: „Datenblätter Kurzzeitmessröhrchen“ wiedergegeben.

5.5 Messung der Dichte und Porosität von Biofiltermaterial

Die Werte der Schüttdichte, Porosität und Rohdichte der einzelnen Biofiltermaterialien wurden benötigt, um die Durchströmung der Filter abschätzen und mit Literaturwerten vergleichen zu können. Die allgemeinen Grundlagen der Dichtemessung für Feststoffe und Schüttungen werden in DIN 66137-1 (2003) beschrieben. Die in den zugehörigen Teilen 2 und 3 genannten Messverfahren konnten jedoch aus technischen Gründen nicht durchgeführt werden.

Die Messung im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchungen erfolgte durch Messung der Wasserverdrängung im feuchten Zustand des Materials. Hierdurch konnte abgeschätzt werden, welches Volumen die groben Poren eingenommen haben.

Die Messung erfolgte in den folgenden Schritten:

1. Messung der Masse m_s des Probenmaterials bei Befüllung mit 2 L Volumen (unverdichtet)
2. Auffüllung des Gefäßes mit Wasser auf 2 L
3. Messung der Masse des zugegebenen Wassers m_w
4. Messung der Masse des feuchten Probenmaterials nach Befeuchtung von 2 L (unverdichtet) $m_{s,f}$
5. Berechnung der Masse des auf diese Weise gebundenen Wassers $m_{w,b}$
6. Berechnung der Differenz von zugegebenem Wasser m_w und gebundenem Wasser $m_{w,b}$ ergibt die Masse $m_{w,p}$ des Wassers in den groben Poren

$$m_{w,p} = m_w - m_{w,b}$$
7. Berechnung des Porenvolumens über $V_p = m_{w,p} \cdot \rho_w$
8. Berechnung des Verhältnisses von Porenvolumen und Gesamtvolumen liefert die Porosität $\varepsilon = V_p/V$
9. Berechnung der Differenz von Gesamt- und Porenvolumen liefert das Schüttgutvolumen $V_s = V - V_p$
10. Berechnung des Verhältnisses von Masse m_s der Schüttung und dem eingenommenen Volumen V einschließlich Porenvolumen $\rho_s = m_s/V$
11. Berechnung des Verhältnisses von Masse m_s und Schüttgutvolumen V_s ergibt die Rohdichte $\rho_r = m_s/V_s$.

Die Genauigkeit der so durchgeführten Messung ist ausreichend, um die weiteren vorrangig vergleichenden Betrachtungen durchführen zu können.

5.6 Messung der spezifischen Oberfläche von Biofiltermaterial

Die Messung der spezifischen Oberfläche von Materialien erfolgt üblicherweise mittels Sorptionsmessung nach dem Brunauer-Emmett-Teller (BET) -Verfahren, wie es auch in DIN ISO 9277 (2003) beschrieben wird. Hiernach wird die Materialprobe gekühlt und über die Adsorption und nachfolgende Desorption eines Tracergases die Oberfläche der Probe bestimmt.

Dieses Verfahren ist für die feuchten Biofiltermaterialien ungeeignet, da die Feuchtigkeit beim erforderlichen Einfrieren der Probe zu einer Veränderung der Oberfläche führen würde. Die Analyse der getrockneten Proben wiederum würde somit keine bemessungs- und betriebsrelevanten Ergebnisse liefern. Für die Abschätzung der spezifischen Oberfläche der Biofiltermaterialien wurden die Korneigenschaften herangezogen. Bei dieser Vorgehensweise entspricht die spezifische Oberfläche in etwa der Fläche, die im Betrieb des Biofilters auch vom Wasserfilm bedeckt werden kann.

Es wurden zwei Methoden zur Bestimmung der spezifischen Oberfläche verwendet:

- ➔ Natürliches Material (WoodMix, IHCS):
 - Bestimmung von mittleren Kornabmessungen aus den Herstellerangaben
 - Bestimmung der Masse eines mittleren Korns über Volumen und Dichte
 - Berechnung der Anzahl der Körner über die Schüttdichte
 - Bestimmung der spezifischen Oberfläche über Anzahl und Oberfläche der Körner
- ➔ Künstliches Material (Pellets, Glasschaum):
 - Bestimmung der mittleren Abmessungen des Materialkorns
 - Bestimmung der Anzahl an Körnern in einer Probe
 - Bestimmung der Masse der Körner in einer Probe
 - Berechnung der Oberfläche des Kornes aus seinen Abmessungen
 - Berechnung der spezifischen Oberfläche aus Anzahl der Körner, Oberfläche des Korns und Masse der Probe.

Die Genauigkeit der so durchgeführten Messung ist ausreichend, um die weiteren vorrangig vergleichenden Betrachtungen durchführen zu können.

5.7 Messung von Luftgeschwindigkeit, Luftdruck, Feuchtigkeit und Temperatur

Es wurden die in Tabelle 11 aufgeführten Messgeräte verwendet.

Tabelle 11: Verwendete tragbare Messgeräte

Dimension	Hersteller, Typ	Kurzbeschreibung	a) Messbereich b) Präzision c) Auflösung
Luftgeschwindigkeit	Testo, 416	Flügelradanemometer mit 16 mm Flügelrad	a) +0,6 ... +40 m/s b) $\pm(0,2 \text{ m/s} + 1,5\% \text{ v. Mw.})$ c) 0,1 m/s
Luftdruck	Testo, 510	Differenzdruckmessgerät	a) 0 ... 100 hPa b) $\pm 0,03 \text{ hPa}$ (0...0,30 hPa) $\pm 0,05 \text{ hPa}$ (0,31...1,00 hPa) $\pm(0,1 \text{ hPa} + 1,5\% \text{ v. Mw.})$ (>1,00 hPa) c) 0,01 hPa
Relative Luftfeuchtigkeit	Testo, 625	Feuchte- und Temperaturmessgerät	Feuchtesensor a) 0 ... +100%rF b) $\pm 2,5\% \text{ rF}$ (+5 ... +95%rF) c) 0,1%rF
und			
Lufttemperatur			Temperatursensor a) -10 ... +60 °C b) $\pm 0,5 \text{ °C}$ c) 0,1 °C

6 Untersuchte Abluftbehandlungsanlagen

6.1 Biofilteranlage auf der Kläranlage Frankfurt Niederrad

6.1.1 Überblick

Die Biofilteranlage behandelte die Abluft aus den Frischschlammstapelspeichern der Kläranlage Frankfurt Niederrad. Der zu behandelnde Luftvolumenstrom betrug 12.000 m³/h. Die Luft war nach Betreiberaussage im Mittel höher mit H₂S belastet als es nach VDI Richtlinie 3477 (2004) 5.2.2.3 mit $c(\text{H}_2\text{S}) = 5 \text{ mg/m}^3$ (entsprechend 3,3 ppm bei Normbedingung (0°C (273,16 K) und 101,3 kPa)) vorgesehen ist. Die Anlage wurde für die Untersuchungen mit einem mineralisch-organischen und einem konventionellen Biofiltermaterial ausgestattet.

Die Anlage war Gegenstand des in FRECHEN und FRANKE (2009b) beschriebenen FuE Vorhabens. Erste Ergebnisse wurden bereits bei FRECHEN et al. (2007) und FRANKE (2009) vorgestellt.

6.1.2 Anlagenschema und Anlagendaten

Das Anlagenschema ist in Abbildung 15 dargestellt. Die technischen Spezifikationen der Abluftanlage sind in Tabelle 12 angegeben.

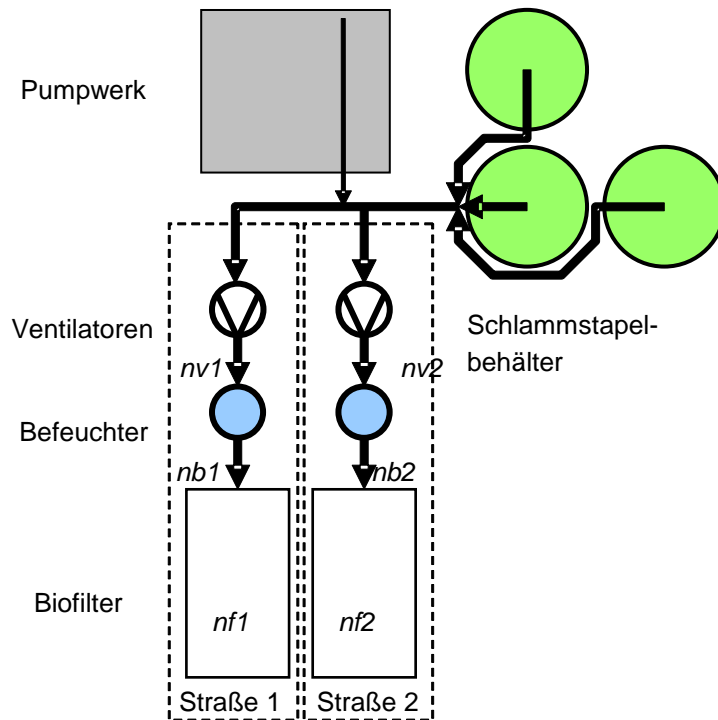


Abbildung 15: ARANIED, Anlagenschema

Tabelle 12: ARANIED, technische Daten

Parameter	Dimension	Wert	Wert
Nummer Strasse		1	2
Luftvolumenstrom	m ³ /h	6.000	6.000
Filterfläche	m ²	85	85
Filtervolumen	m ³	150	150
Filtermaterial	-	IHCS-Medium Otto Industries, Bad Berleburg (D)	WoodMix von Fa. Roth (Wurzelholz, Rindenmulch, Holzhackschnitzel)

6.1.3 Probenahmestellen

6.1.3.1 Auswahl

Das im Rahmen des FuE-Vorhabens durchgeführte Messprogramm umfasste insgesamt zehn Probenahmestellen. Für die im Rahmen dieser Arbeit erforderlichen Betrachtungen sind nur die Probenahmestellen im Rohgas (nach Befeuchter; nb) und Reingas (nach Filter; nf) der beiden Filteranlageanteile notwendig. Damit reduziert sich der Umfang auf die Probenahmestellen nb1, nf1, nb2 und nf2.

6.1.3.2 Abluftleitung – aktive Punktquelle

An den Probenahmestellen nb1 und nb2 wurde die Luft direkt aus den Abluftleitungen durch Edelstahlrohre entnommen.

Die Lage und Anzahl von Messpunkten für die Probenahme an Leitungen ist in der – zum damaligen Zeitpunkt – gültigen VDI Richtlinie 4200 (2000) geregelt. Die nachfolgende Norm ist die DIN EN 15259 (2008). Der Richtlinie nach soll die Lage eines Messpunktes in der Rohrachse so gewählt sein, dass das Rohr über eine Länge von $3DN_{\text{hydr}}$ vor und nach der Probenahmestelle gerade verläuft. Diese Anforderungen konnten aufgrund der Anlagengestaltung nicht eingehalten werden. Die Anforderung an die Anzahl der Messpunkte (ein Messpunkt je Messquerschnitt) und den Abstand Messpunkt zu Wandung (Messtiefe von ca. 8 cm) wurde erfüllt.

In Abbildung 16 sind ein Odialog und die Probenahmelanze gezeigt. An der Probenahmestelle herrschte Überdruck, sodass keine Pumpe benötigt worden ist. Für die Entnahme der Stichproben für die Geruchsmessung wurde der Schlauch an der Lanze entfernt und der Probenahmebeutel über die Lanze befüllt.



Abbildung 16: ARANIED, Probenahme und Verbindung zum OdaLog

6.1.3.3 Filter – aktive Flächenquellen

Die Probenahmestellen nf1 und nf2 waren auf den freien Oberflächen der Filter angeordnet. Es kamen zwei verschiedene Probenahmesysteme zum Einsatz.

In Abbildung 17 ist die Haube gezeigt, in der das OdaLog für die H₂S-Messung eingehängt wurde.



Abbildung 17: ARANIED, Probenehmer für aktive Oberflächenquellen zur H₂S-Messung

Diese Messung ist grundsätzlich nicht konform zur Beprobung von Biofiltern gemäss VDI Richtlinie 3477 (2004). Eine kontinuierliche Online-messung von H₂S ist in der Richtlinie an einem offenen Biofilter allerdings auch nicht vorgesehen.

In Abbildung 18 ist der Probenehmer für die Geruchsproben gezeigt. Der Probenehmer deckt eine Fläche von 4 m² ab.



Abbildung 18: ARANIED, Probenehmer für aktive Oberflächenquellen im Vordergrund und Haube mit Odialog im Hintergrund

Diese Messung mit diesem Probenehmer ist grundsätzlich konform zur Beprobung von Biofiltern gemäss VDI Richtlinie 3477 (2004) und stellt die Kombination aus Probenahmehaube und Komplettüberspannung mit Folie dar.

Mit der VDI Richtlinie 3880 Entwurf (2009) stehen inzwischen detailliertere Informationen zur Beprobung von aktiven und passiven Flächenquellen zur Verfügung.

6.1.4 Biofiltermaterial

6.1.4.1 Mineralisch-organisches Material: IHCS-Medium

Das mineralisch-organische Biofiltermaterial wird unter der Bezeichnung IHCS-Medium („inert hydrophilic compound structure“) von der Firma Otto, Bad Berleburg vertrieben.

Das Material besteht aus einer Mischung von Rindenmulch und Tongranulat. Das Tongranulat ist laut Datenblatt (Otto (2005)) mit Aktivkohle, Düngemittel und Zement beschichtet. Folgende Daten werden angegeben:

- ➔ Rohdichte: $\rho_r = 2.500 \text{ kg/m}^3$ bis $\rho_r = 2.700 \text{ kg/m}^3$
- ➔ Schüttdichte: $\rho_s = 650 \text{ kg/m}^3$ bis $\rho_s = 850 \text{ kg/m}^3$
- ➔ Körnung: 5 mm bis 25 mm
- ➔ H_2S -Beladungskapazität: 9,7 kg H_2S je m^3 Filtervolumen

Das IHCS-Medium ist in Abbildung 19 abgebildet.



Abbildung 19: ARANIED, Biofiltermaterial IHCS

6.1.4.2 Standardmaterial: WoodMix

Als Referenzmaterial wurde eine übliche Mischung von Holzhackschnitzeln, Wurzelholz und Rindenmulch verwendet.

Das Material wurde von Fa. Roth GmbH, Oberteuringen, hergestellt und unter der Bezeichnung „WoodMix“ vertrieben.

Das Material ist in Abbildung 20 abgebildet.



Abbildung 20: ARANIED, Biofiltermaterial WoodMix

6.1.5 Zeitraum der Messungen

Die H₂S-Messung wurde vom 21.06.2006 bis zum 31.05.2007 durchgeführt.

Die Geruchsuntersuchungen fanden am 05.07.2006, 27.07.2006, 15.08.2006, 28.09.2006, 26.10.2006, 16.11.2006, 21.12.2006, 31.01.2007, 26.03.2007, 02.05.2007, 05.06.2007 und 10.04.2008 anhand von Stichproben statt.

6.2 Photoionisations-Anlage am Abwasserkanal Bottrop

6.2.1 Überblick

Die Emschergenossenschaft, Essen, hat drei PI-Anlagen am Abwasserkanal Bottrop und auf der Kläranlage Emschermündung betrieben und von der Uni Kassel untersuchen lassen. Anlagen nach dem PI-Verfahren sollen bei nachgewiesener Eignung möglicherweise zur Abluftbehandlung am geplanten Abwasserkanal Emscher (AKE) eingesetzt werden.

Für die vorliegende Arbeit wurden die Messergebnisse von den Anlagen LI-BS.40 (Abschnitt 6.2) und NL-KLEM (Abschnitt 6.3) verwendet.

6.2.2 Anlagenschema und Anlagendaten

Die Anlage ist schematisch in Abbildung 21 und in Fotos in Abbildung 22 dargestellt. Die Anlagendaten sind in Tabelle 13 angegeben.

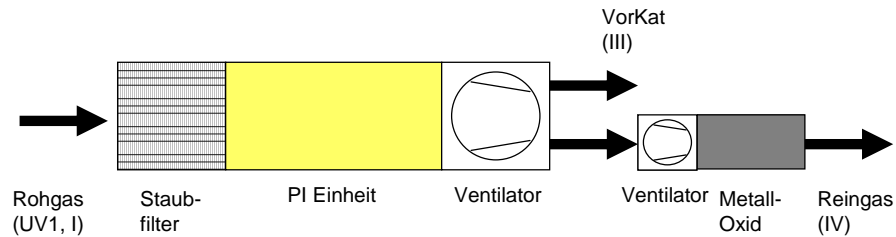


Abbildung 21: LI-BS.40, Anlagenschema



Abbildung 22: LI-BS.40, Anlage gesamt, Ventilatoren, Katalysator

Tabelle 13: LI-BS.40, technische Daten

Parameter	Dimension	Wert
Bemessungsvolumenstrom	m ³ /h	1.200 bis 2.000 (variabel)
Anlagenleistung	kW	4 bis 15 (variabel)
Aufenthaltszeit	s	ca. 2
Ozonproduktion	-	Ja
Katalysator	-	Schüttung aus Eisen-Mangan-Kupfer-Oxid

6.2.3 Probenahmestellen

Die Luftproben wurden an Probenahmestellen an den Leitungen für Roh- und Reingas nach PI und Reingas nach Katalysator genommen.

6.2.4 Zeitraum der Messungen

Die Messungen fanden am 09.10.2008, 10.10.2008, 13.10.2008, 27.10.2008, 03.11.2008, 03.11.2008 und 17.11.2008 statt.

6.3 Photoionisations-Anlage auf der Kläranlage Emschermündung

6.3.1 Anlagenschema und Anlagendaten

Die Anlage ist schematisch in Abbildung 23 und in Fotos in Abbildung 24 dargestellt. Die Anlagendaten sind in Tabelle 14 angegeben.

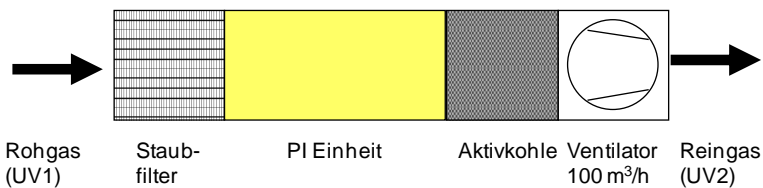


Abbildung 23: NL-KLEM, Anlagenschema

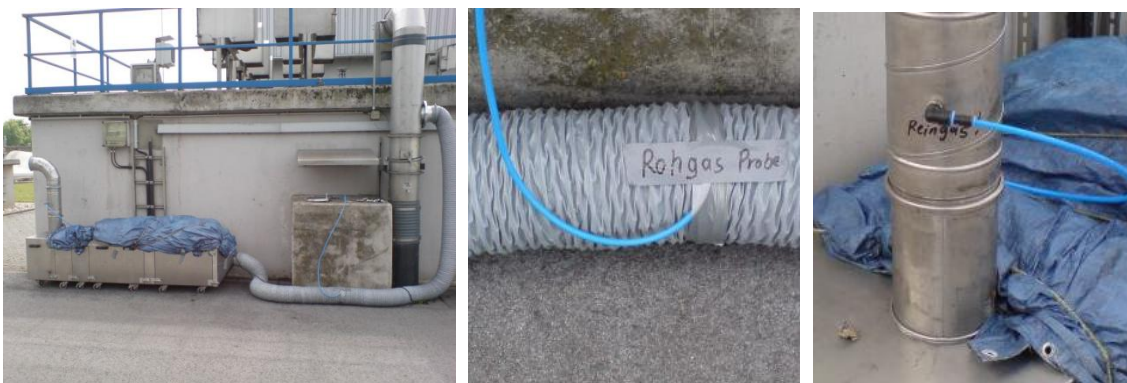


Abbildung 24: NL-KLEM, Anlage gesamt, Ventilatoren, Katalysator

Tabelle 14: NL-KLEM, technische Daten

Parameter	Dimension	Wert
Bemessungsvolumenstrom	m ³ /h	100
Anlagenleistung	kW	0,33
Aufenthaltszeit	s	ca. 15
Ozonproduktion	-	Ja
Katalysator	-	Schüttung aus Aktivkohle

6.3.2 Probenahmestellen

Die Luftproben wurden an Probenahmestellen an den Leitungen für Roh- und Reingas nach PI und Reingas nach Katalysator genommen.

6.3.3 Zeitraum der Messungen

Die Messungen fanden am 29.05.2008, 02.06.2008 und 17.07.2008 statt.

6.4 Biofilteranlage im Technikum in Kassel

6.4.1 Überblick

Die Biofilteranlage befand sich im Technikum der Universität Kassel (TKS) auf dem Gelände der Kläranlage Kassel. Sie wurde im Rahmen dieser Arbeit bemessen, gebaut und betrieben. Sie verfügte über vier Straßen zur Abluftbehandlung. Die Anlage behandelte einen Volumenstrom von 13,5 m³/h.

6.4.2 Anlagenschema und Anlagendaten

6.4.2.1 Anlagensektionen

Das Anlagenschema ist in Abbildung 25 dargestellt.

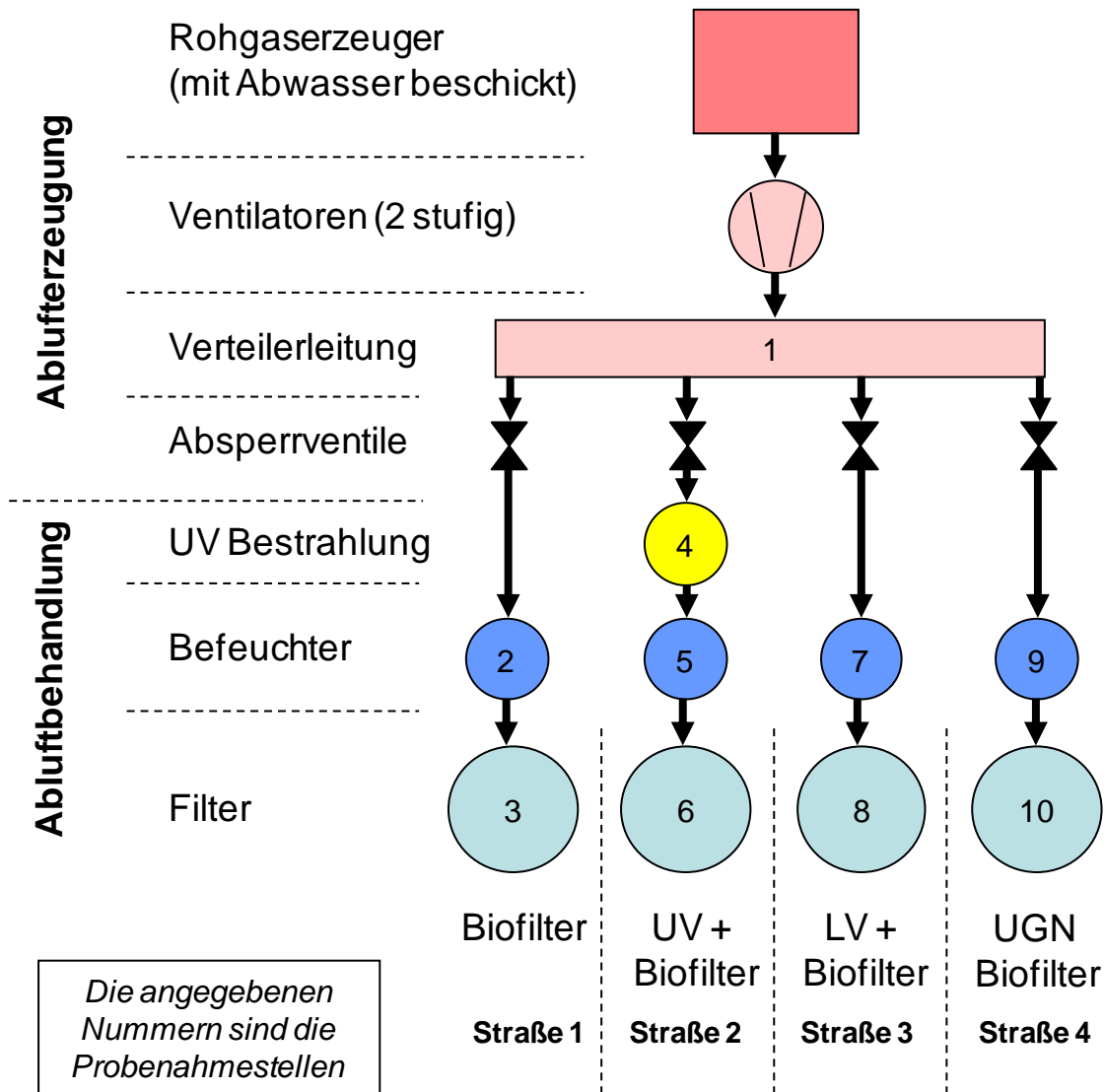


Abbildung 25: TKS, Schema der Versuchsanlage

Die Anlage bestand aus zwei Sektionen. Die erste Sektion war für die Erzeugung und den Transport des Rohgases erforderlich. Die zweite Sektion diente der Behandlung der Luft.

6.4.2.2 Rohgaserzeuger

Der Rohgaserzeuger lieferte die einem Abwasserkanal entsprechende Abluft.

Die Ausstripptonne wurde kontinuierlich mit Abwasser beschickt. Der Durchfluss betrug 0,25 L/s. Durch die auftretenden Turbulenzen wurden die Geruchsstoffe ausgestrippt.

Das System ist in Abbildung 26 dargestellt.



Abbildung 26: TKS, Pumpe und Rohgasgenerator

Der Rohgaserzeuger wurde über das GEP, den Durchfluss und die Absturztiefe bemessen.

Detaillierte Informationen über das GEP finden sich bei FRECHEN und KÖSTER (1998). Nach FRECHEN und FRANKE (2006) ist das Abwasser in Kassel geruchlich unkritisch. Deshalb wurde als Geruchsstoffemissionspotential (GEP) ein Wert von $50.000 \text{ GE}_E/\text{m}^3_{\text{FI}}$ angenommen. Dieser Wert gilt als Ziel für einen geruchlich beschwerdefreien Betrieb und wurde bereits in einigen FuE Vorhaben als Zielgröße verwendet, zum Beispiel:

- ➔ MUNLV (2005): Ziel der Dosierung
- ➔ FRECHEN und FRANKE (2006): Abwasserkanal Emscher – Gutachten Geruchsemissionen

FRECHEN und FRANKE (2006) haben für eine Falltiefe des Abwassers von 0,5 m einen Emissionskoeffizient von $\alpha_{\text{GE}} = 0,3$ bestimmt. Der Wert geht in die Bemessung der Gesamtanlage ein – siehe Anhang 5: Technische Daten der Anlage TKS.

6.4.2.3 Abluftbehandlung

Die Abluftbehandlung bestand aus vier Abluftbehandlungsstraßen.

- ➔ Straße 1: Referenz Standardbiofilter
- ➔ Straße 2: Vorbehandlung durch UV-Bestrahlung
- ➔ Straße 3: Vorbehandlung durch Zugabe von Cyclodextrin im Befeuchter
- ➔ Straße 4: Filtermaterial aus Cellulose Pellets

Diese Behandlungsstrassen enthielten jeweils einen Befeuchter und einen Biofilter.

6.4.3 Befeuchter

Die Befeuchter dienten dazu, die relative Feuchtigkeit im Luftstrom vor Eintritt in die Biofilter auf über $r_f = 95\%$ anzuheben. Das Wasser zirkulierte mit einem Fluss 0,083 L/s. Die Aufenthaltszeit betrug 6,7 s.

In Abbildung 27 ist die Abluftbehandlung gezeigt.



Abbildung 27: TKS, links: Befeuchter im Gegenstrombetrieb; rechts: Befeuchter im Gleichstrombetrieb, Filter wurden grundsätzlich aufwärts durchströmt

In den Straßen 1, 3 und 4 wurden die Befeuchter im Gegenstrom betrieben und der Filter wurde aufwärts durchströmt. In Straße 2 wurden die PI Einheit und der Biofilter aufwärts durchströmt, während der Befeuchter im Gleichstrom betrieben wurde.

In Abbildung 28 ist ein Befeuchter sowie seine einzelnen Komponenten gezeigt.

Bei den Befeuchtern im Gegenstrombetrieb trat die Luft über einen Stutzen in der Bodenplatte in die Kammer ein, der ein Abfließen von Wasser in die Rohgasleitung verhinderte. Im Laufe des Betriebs wurde die Form der Kappen auf den Stutzen überarbeitet, um die Wasserverluste durch Ablauf in den Rohgaskanal zu minimieren. Bei dem Gleichstrombefeuchter wurde die Luft über einen Stutzen im Deckel zugeführt und über den Stutzen am Boden abgeführt. Die Düsen zur Befeuchtung wurden in verschiedenen Höhen eingehängt. Der Rücklaufstrom in den Vorlagebehälter erfolgte im freien Gefälle und stellte im Umlaufsystem den Engpass dar. Resultierend konnten nur zwei der vier Düsen gleichzeitig betrieben werden.

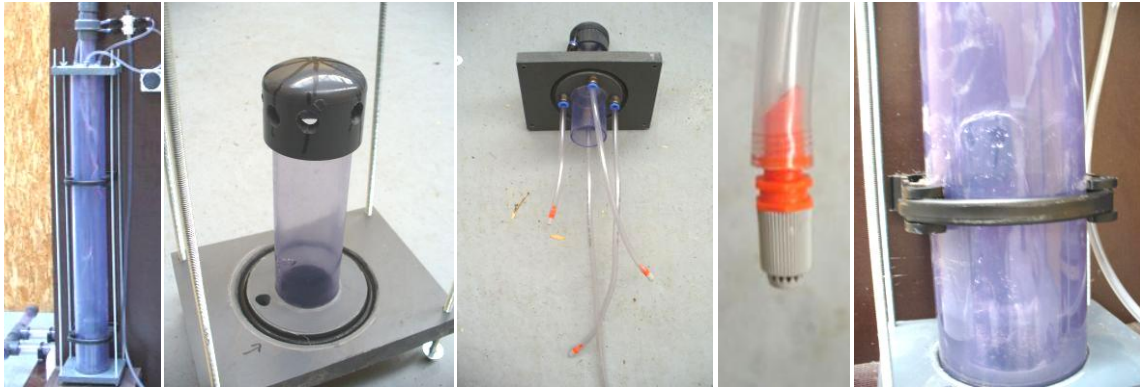


Abbildung 28: TKS, Gegenstrombefeuchter mit Bodenplatte, Deckelplatte, Düse und Lufteinströmung im Betrieb

6.4.4 Photoionisation

Die Anlage TKS2 verfügt über eine dem Befeuchter und Biofilter vorgeschaltete PI-Einheit. Die PI Einheit ist in Abbildung 29 dargestellt. Als Strahlungsquelle wurde eine „Heraeus GPH212T5VH/4“ mit 10 W elektrischer Leistung und einer Emission bei der Wellenlänge von 254 nm verwendet. Der Bestrahlungsabschnitt hatte ein Volumen von ca. 1,3 L und die Aufenthaltszeit der Luft in unmittelbarer Nähe der Lampe betrug 0,7 s. Die Reaktionsstufe selbst hat ein Volumen von 6,4 L.

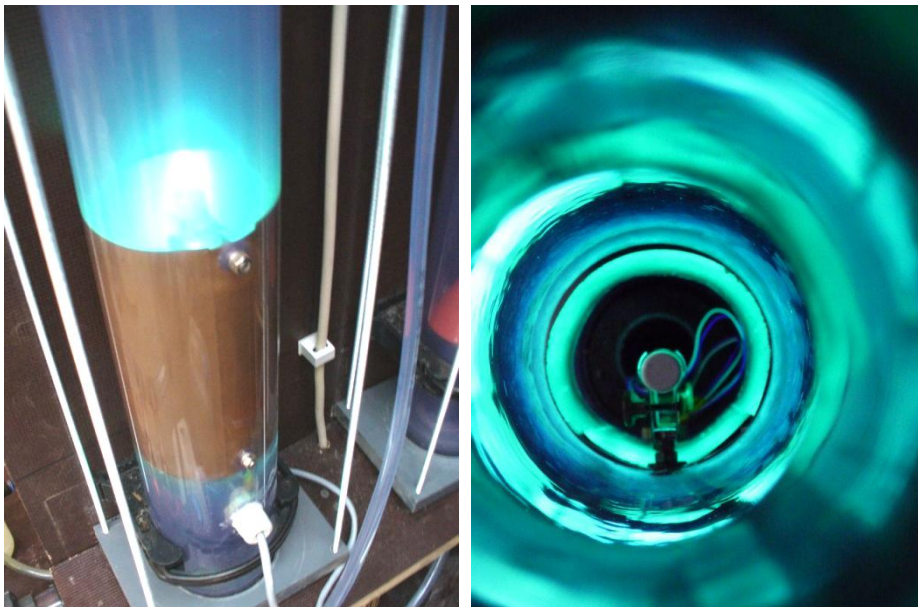


Abbildung 29: TKS, PI Einheit

6.4.5 Lösevermittler

In Straße 3 wurde die Vorbehandlung mittels Lösevermittler untersucht.

Für die durchgeführten Untersuchungen wurde Cyclodextrin (Hydroxypropyl- β -Cyclodextrin „Cavasol W7 HP“ von Fa. Wacker) dem Umlaufwasser des Befeuchters zugegeben.

Der Befeuchter ist in Abbildung 30 gezeigt.

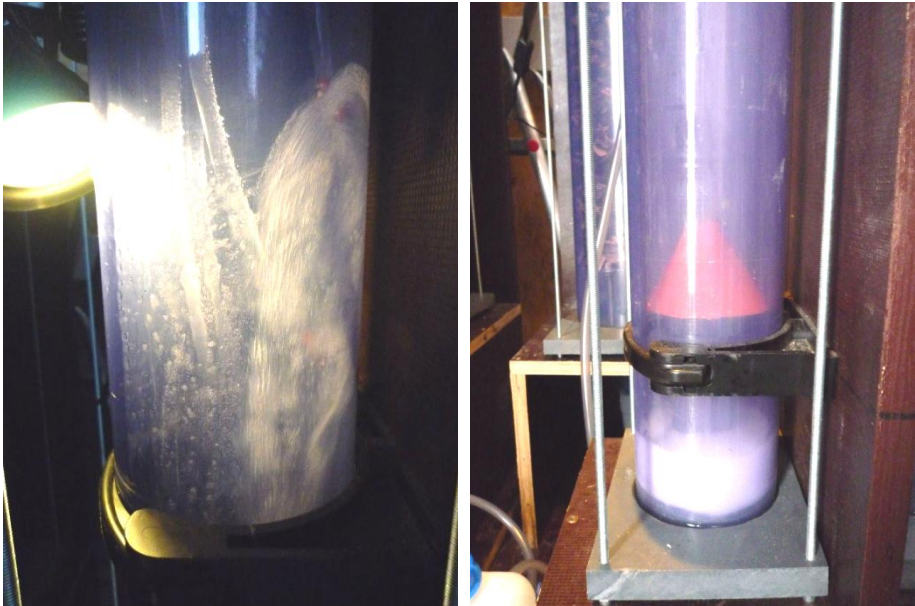


Abbildung 30: TKS, Befeuchter mit dem zum Umlaufwasser zugegebenen Lösevermittler HP- β -CD

6.4.6 Biofiltermaterial

6.4.6.1 Standardmaterial: Wood Mix

Als Referenzmaterial wurde WoodMix der Fa. Roth GmbH verwendet. Dieses Material wurde in den Filtern in den Abluftbehandlungsstraßen 1, 2 und 3 eingesetzt.

Im Gegensatz zu dem im Biofilter auf der Kläranlage Niederrad eingesetzten Material wurden hier Rindenmulch und Holzhackschnitzel verwendet, und auf den Einsatz von Wurzelholz wurde auf Grund der geringen Abmessungen der Anlage verzichtet.

Eine Verdichtung wurde nicht vorgenommen.

6.4.6.2 Cellulose Pellets: UGN Granulat

Im Biofilter in Abluftbehandlungsstraße 4 wurde ein Material auf der Basis von Zellulose eingesetzt. Das verwendete Material wurde von UGN Umwelttechnik, Gera,

hergestellt. Es gibt drei verschiedene Granulate. Alle drei Granulate sind in Abbildung 31 als Pellets dargestellt.



Abbildung 31: TKS, UGN Biofilter Material, Basis-, Oxi- und Aktivgranulat

Dieses relativ weiche Material wurde durch Glasschaumkugeln gestützt. Die Mischung ist in Abbildung 32 exemplarisch dargestellt.



Abbildung 32: TKS, UGN Aktivgranulat, mit Glasschaumkugeln gemischt

Der Biofilter wurde in drei Schichten von je 0,50 m Mächtigkeit befüllt, und es wurde je Granulat ein Volumen von $0,0157 \text{ m}^3$ verwendet.

Das als Basisgranulat bezeichnete Material in der unteren Stufe des Filters war aus unbehandelter Zellulose und wurde als erstes angeströmt. Das als Oxigranulat bezeichnete Material war in der mittleren Filterstufe eingebaut. Hierbei handelte es sich um ein mit Eisensalzlösung getränktes Basisgranulat. Das als Aktivgranulat bezeichnete Material in der oberen Filterstufe war ein mit Aktivkohle dotiertes Basisgranulat und wurde beim Verlassen der Filtersäule durchströmt.

Die Reihenfolge der Schichten war seitens des Herstellers nicht vorgegeben worden. Diese Reihenfolge wurde gewählt, um zunächst organische Gerüche, anschliessend H₂S und schließlich Restgerüche zurückzuhalten.

Eine Verdichtung wurde nicht vorgenommen.

6.4.7 Daten der Anlage

Die technischen Daten der Anlage sind in Anhang 5: „Technische Daten der Anlage TKS“ detailliert zusammengestellt.

6.4.8 Probenahmestellen

Die Probenahmestellen sowie die Probenahmegegebenheiten sind in Tabelle 15 angegeben. Die Probenahmestellen sind auch in der Abbildung 25 eingetragen.

Die Aufenthaltszeit der Luft im Bereich zwischen Filteroberfläche und Kopfplatte beträgt ca. 10 Sekunden. Während einer Probenahmedauer von meist mehr als 4 Minuten wurden im Luftraum Luftwechselzahlen von über 22 erreicht.

6.4.9 Zeitraum der Messungen

Die Anlage wurde am 6.10.2008 in Betrieb genommen.

HP-β-Cyclodextrin wurde dem Umlaufwasser im Befeuchter der Straße 3 ab dem 14.01.2009 zugegeben (100. Betriebstag). Die Zugabe erfolgte mit dem nachzufüllenden Wasser.

Wartungs- und klimabedingt gab es Ausfallzeiten bei der Abwasserzuführung und Befeuchterbetrieb.

Tabelle 15: TKS, Probenahmestellen

Probenahmestelle	Nummer	Anschluss / Öffnung
Rohgas	1	8 mm Steckanschluss
Straße 1 nach Befeuchter	2	8 mm Steckanschluss
Straße 1 nach Filter	3	Luftraum zwischen Filteroberfläche und Kopfplatte
Straße 2 nach UV-Stufe	4	8 mm Steckanschluss
Straße 2 nach Befeuchter	5	Bohrung 8 mm
Straße 2 nach Filter	6	Luftraum zwischen Filteroberfläche und Kopfplatte
Straße 3 nach Befeuchter	7	8 mm Steckanschluss
Straße 3 nach Filter	8	Luftraum zwischen Filteroberfläche und Kopfplatte
Straße 4 nach Befeuchter	9	8 mm Steckanschluss
Straße 4 nach Filter	10	Luftraum zwischen Filteroberfläche und Kopfplatte

7 Ergebnisse der Analysen

7.1 Biofilteranlage auf der Kläranlage Frankfurt Niederrad

7.1.1 Materialeigenschaften

Die Ergebnisse sind für die beiden verwendeten Materialien in Tabelle 16 zusammengestellt.

Tabelle 16: ARANIED, Eigenschaften der Biofiltermaterialien

Parameter	Formelzeichen	Einheit	Wert	Wert
Material			Roth WoodMix	IHCS
Schüttdichte	ρ_s	kg/m ³	227	750
Rohdichte	ρ_r	kg/m ³	516	2600
Porosität	ε	-	0,56	0,71
Massenspezifische Oberfläche	$A_{\text{spez,m}}$	m ² /kg	0,67	0,31
Volumenspezifische Oberfläche	$A_{\text{spez,V}}$	m ² /m ³	155	231

Die Protokolle zur Messung von Porosität und der spezifischen Oberfläche sind in Anhang 6: „Dichte und Porositäten“ und Anhang 7: „Spezifische Oberflächen“ wiedergegeben.

7.1.2 Olfaktometrie

7.1.2.1 Geruchsstoffkonzentration, Geruchspegel und Geruchsintensitätsminderungsmaß

Die Geruchsstoffkonzentrationen sind in Abbildung 33 für jeden Messtag dargestellt. Auf der Reingasseite der Anlage wurden Doppelbeprobungen vorgenommen und die hier aufgeführten Messwerte sind deren geometrische Mittelwerte.

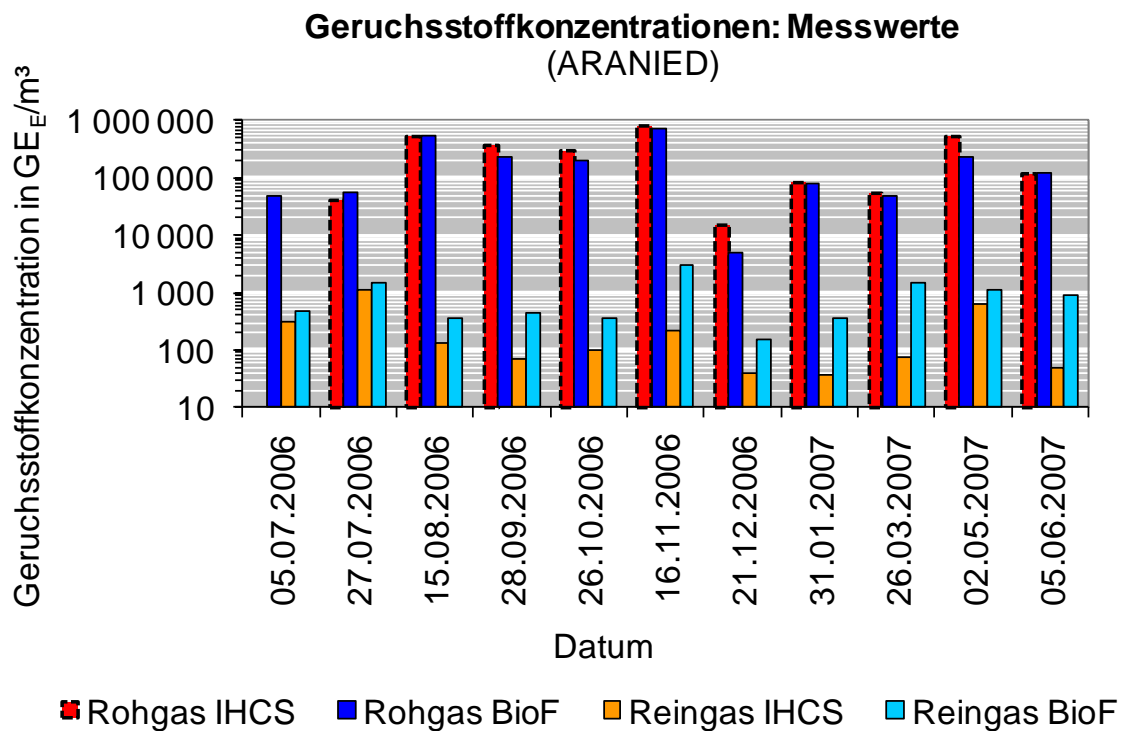


Abbildung 33: ARANIED, Ergebnisse Olfaktometrie

Demnach zeigten beide Filter auch bei hohen Rohgasbelastungen (Rohgas IHCS (nb1), Rohgas BioF (nb2)) gute Reinigungsleistungen (Reingas IHCS (nf1), Reingas BioF (nf2)). Am IHCS Filter wurden reingasseitig geringere Werte als am normalen Biofilter gemessen.

In Abbildung 34 sind die Geruchsstoffkonzentrationen als Unterschreitungshäufigkeiten wiedergegeben. Hier sind alle Einzelmesswerte auf der Reingasseite eingetragen.

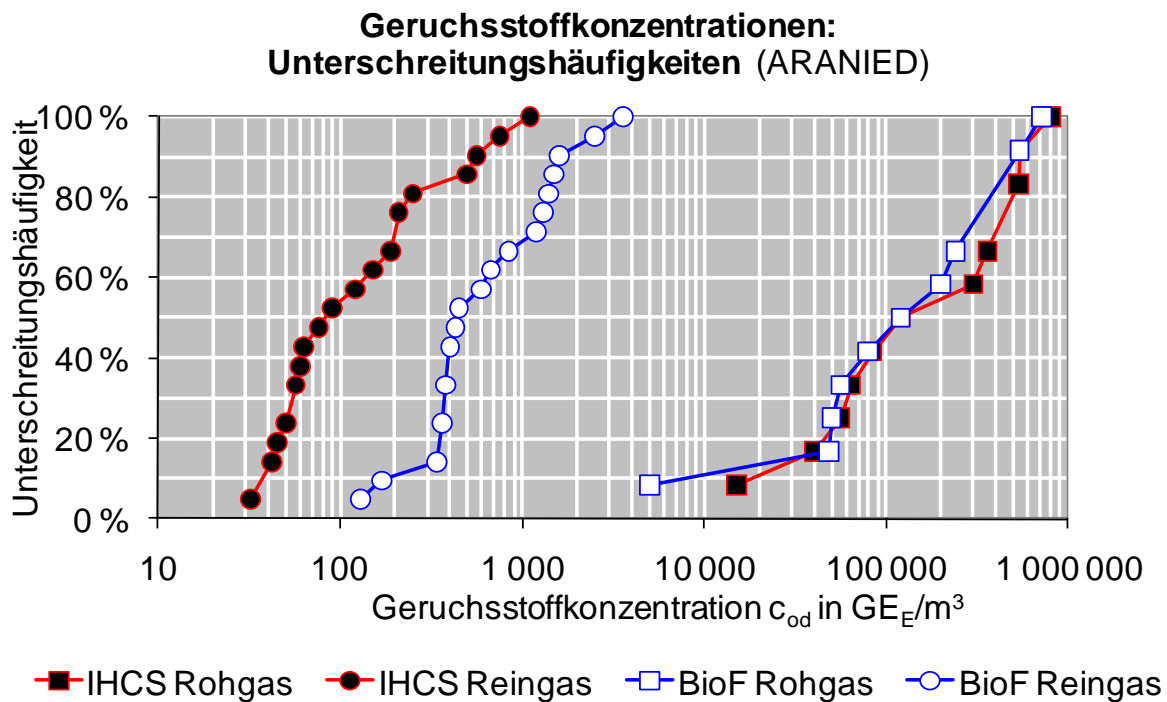


Abbildung 34: ARANIED, Ergebnisse Olfaktometrie mit Unterschreitungshäufigkeiten

Es ist zu erkennen, dass die Geruchsstoffkonzentrationen im Rohgas über einen Bereich von fast zwei Größenordnungen aufgetreten sind. Auch in dieser Darstellung ist die bessere Performance des IHCS Filters im Vergleich zum normalen Biofilter zu erkennen.

Die Wirkungsgrade liegen bei beiden Filtern über 0,99, wie Abbildung 35 zu entnehmen ist.

Der Abbau der Geruchsstoffe wurde auch anhand des Geruchspegels beschrieben. Die entsprechende Darstellung ist in Abbildung 36 gegeben.

Anschaulich gruppierten sich die Geruchsintensitätsänderungsmasse des IHCS Filters um $a_G = -30 \text{ dB}_{od}$ und die des normalen Biofilters um $a_G = -20 \text{ dB}_{od}$. Diese Werte liegen im gleichen Bereich wie die in Anhang 8: „Geruch (ARANIED)“ errechneten Werten, wo für den IHCS-Filter ein Wert von $a_G = -31,0 \text{ dB}_{od}$ und den Biofilter ein Wert $a_G = -22,5 \text{ dB}_{od}$ ermittelt worden ist.

Alle Messergebnisse sind in Anhang 8: „Geruch (ARANIED)“ aufgeführt.

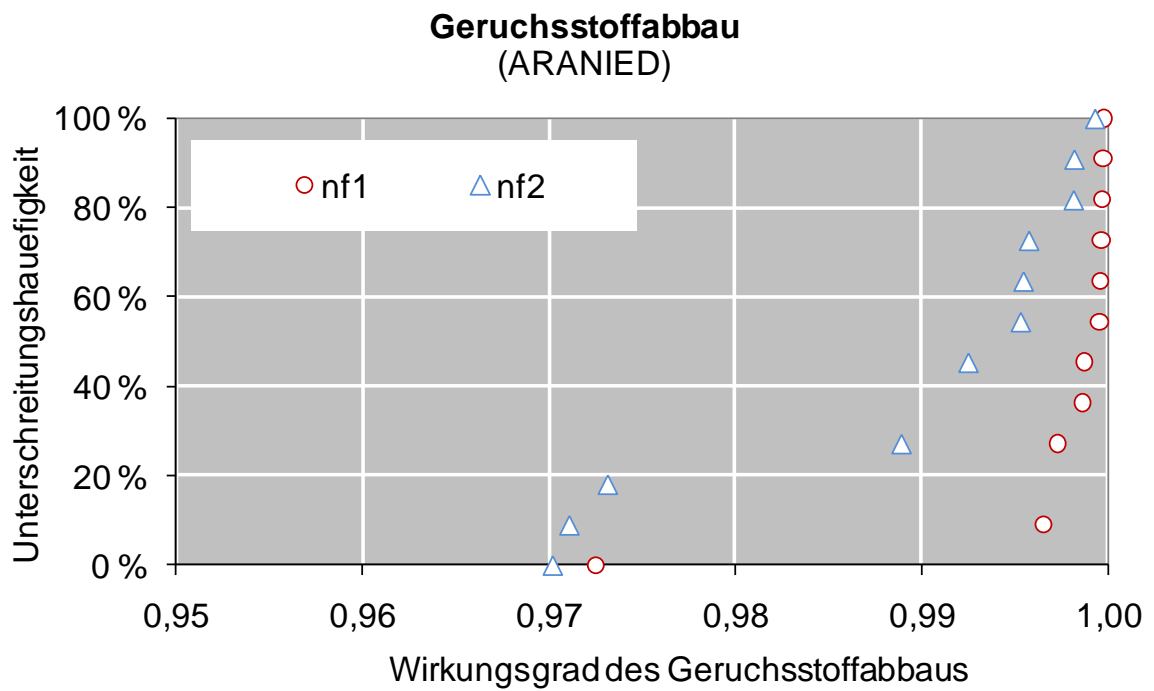


Abbildung 35: ARANIED, Wirkungsgrad beim Geruchsstoffabbau

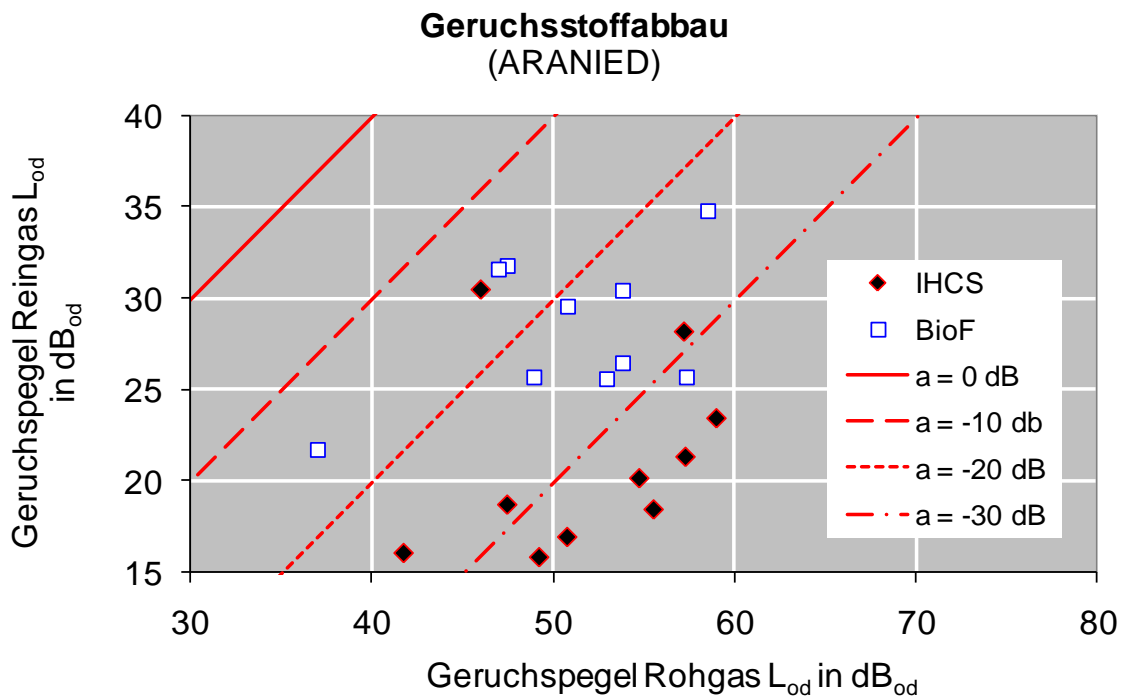


Abbildung 36: ARANIED, Geruchsspiegel und Geruchsintensitätsminderungsmaß

7.1.2.2 Filterraumbelastung Geruch

Die geometrischen Mittelwerte der Rohgasbelastung lagen bei $c_{od}(nb1) = 160.000 \text{ GE}_E/\text{m}^3$ und $c_{od}(nb2) = 110.000 \text{ GE}_E/\text{m}^3$. Unter Ansatz der mittleren Volumenströme ergaben sich für die Filterraumbelastungen Werte von $B_{r,od}(1) = 6,4 \text{ MGE}_E/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ und $B_{r,od}(2) = 4,4 \text{ MGE}_E/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$.

7.1.2.3 Geruchsqualität

Gemäß VDI Richtlinie 3477 (2004) ist zur Bewertung der Leistungsfähigkeit eines Biofilters nicht nur die Veränderung der Geruchsstoffkonzentration, sondern auch die Veränderung der Geruchsqualität („Es riecht nach...“) heranzuziehen.

Die Auswertung der Geruchsqualitäten ist in Abbildung 37 wiedergegeben.

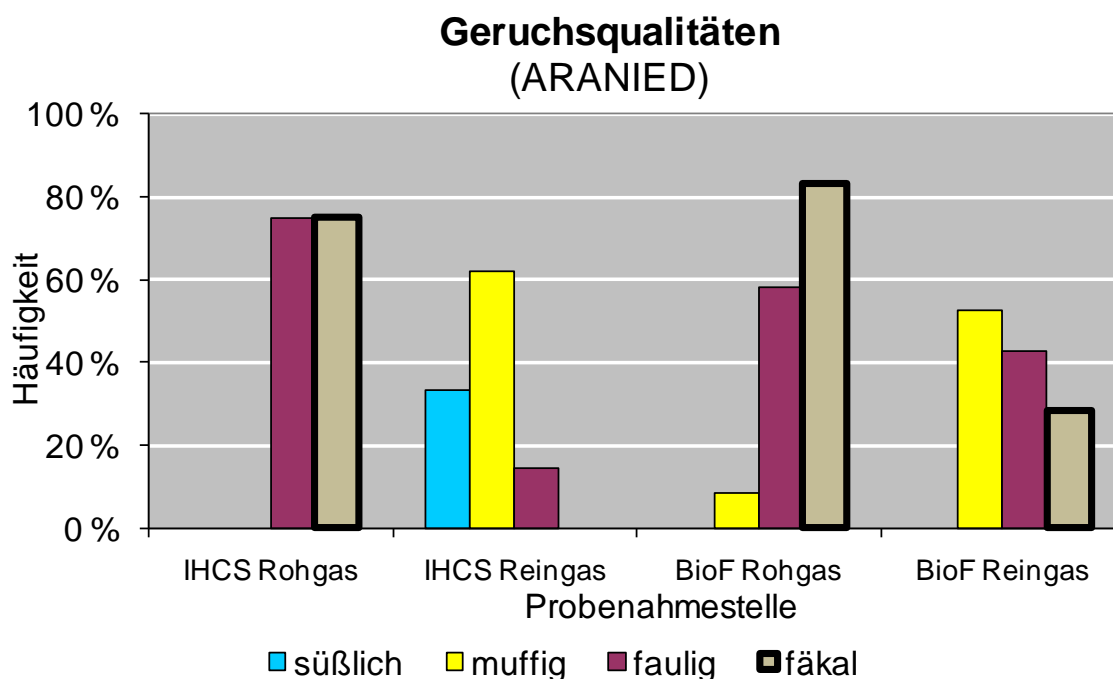


Abbildung 37: ARANIED, Ergebnisse Geruchsqualität

Mehrfachbenennungen (z. B. „faulig“ und „fäkal“ gleichzeitig) waren möglich, so dass die Proben nicht nur einer Geruchsqualität zugeordnet worden sind.

Die Leistungsfähigkeit des IHCS-Filters war sehr gut, denn die Geruchsqualitäten „faulig“ und „fäkal“ des Rohgases wurden im Reingas kaum festgestellt.

Die Leistungsfähigkeit des WoodMix-Biofilters war dagegen schlechter, weil die Geruchsqualitäten „faulig“ und „fäkal“ auch im Reingas mit großen Häufigkeiten erkannt worden sind.

7.1.2.4 Zusammenfassung

Der IHCS Filter bewirkte eine Geruchsintensitätsminderungsmaß von $a_G = -31,0 \text{ dB}_{\text{od}}$ bei einer überwiegend positiven Veränderung der Geruchsqualität.

Der WoodMix Biofilter bewirkte eine Geruchsintensitätsminderungsmaß von $a_G = -22,5 \text{ dB}_{\text{od}}$, allerdings ohne eine positive Veränderung der Geruchsqualität. Die Qualität des Rohgasgeruches wurde hier häufig in den Reingasproben wiedergefunden.

Die Wirkungsgrade hinsichtlich der Minderung der Geruchsstoffkonzentration liegen bei beiden Filtern bei Werten über 0,99.

7.1.3 H₂S-Messung

Die quasi kontinuierliche H₂S-Messung erfolgte in 3-Minuten-Intervallen.

Das Ergebnis der H₂S-Messungen ist in Abbildung 38 als Summenlinien dargestellt.

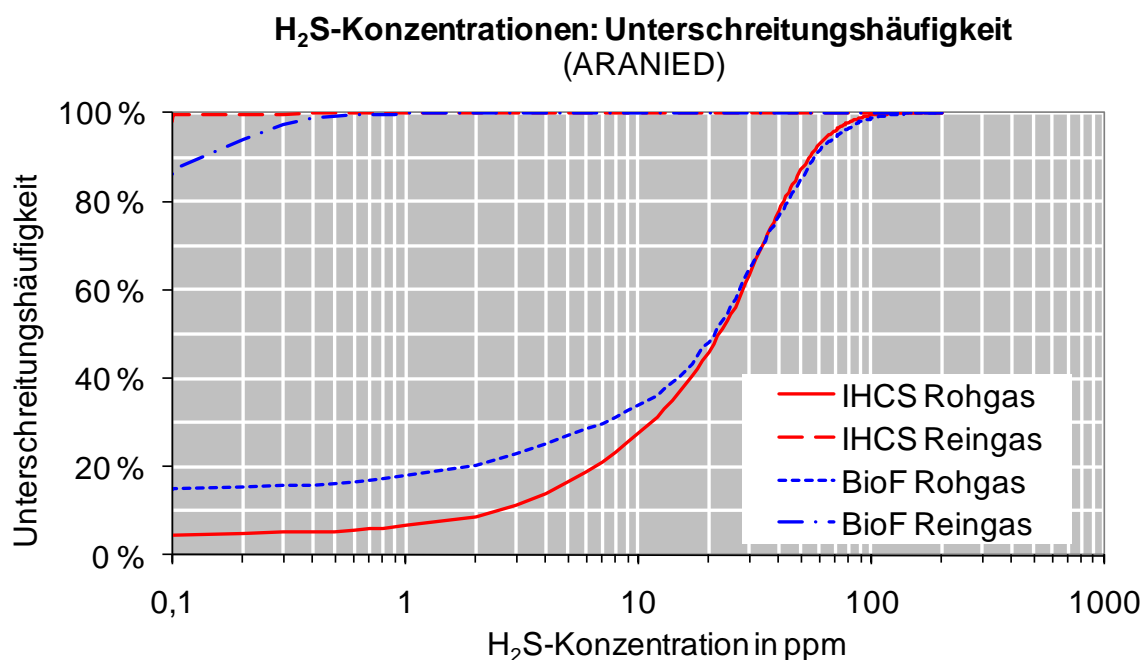


Abbildung 38: ARANIED, Ergebnisse H₂S-Messungen mit Unterschreitungshäufigkeiten

Bei beiden Filtern wurde rohgasseitig eine Belastung von $c(\text{H}_2\text{S}) = 22 \text{ ppm}$ als Medianwert festgestellt. Beide Filter wiesen reingasseitig nur sehr geringe H₂S-Konzentrationen im Bereich unter $c(\text{H}_2\text{S}) = 1 \text{ ppm}$ auf.

Für beide Filter ergaben sich hohe Wirkungsgrade für den H₂S-Rückhalt. Der Biofilter mit dem IHCS-Medium erreichte $\eta = 1,000$ und der WoodMix-Biofilter $\eta = 0,999$. Im

Rahmen des Vorhabens konnte jedoch nicht bestimmt werden, ob H_2S tatsächlich abgebaut, chemisch absorbiert oder mit dem Biofiltereluat ausgeschwemmt worden ist.

7.2 Photoionisations-Anlage am Abwasserkanal Bottrop

7.2.1 Olfaktometrie

7.2.1.1 Geruchsstoffkonzentration, Geruchspegel und Geruchsintensitätsminderungsmaß

Die Geruchsstoffkonzentrationen sind für jeden Messdurchgang in Abbildung 39 dargestellt.

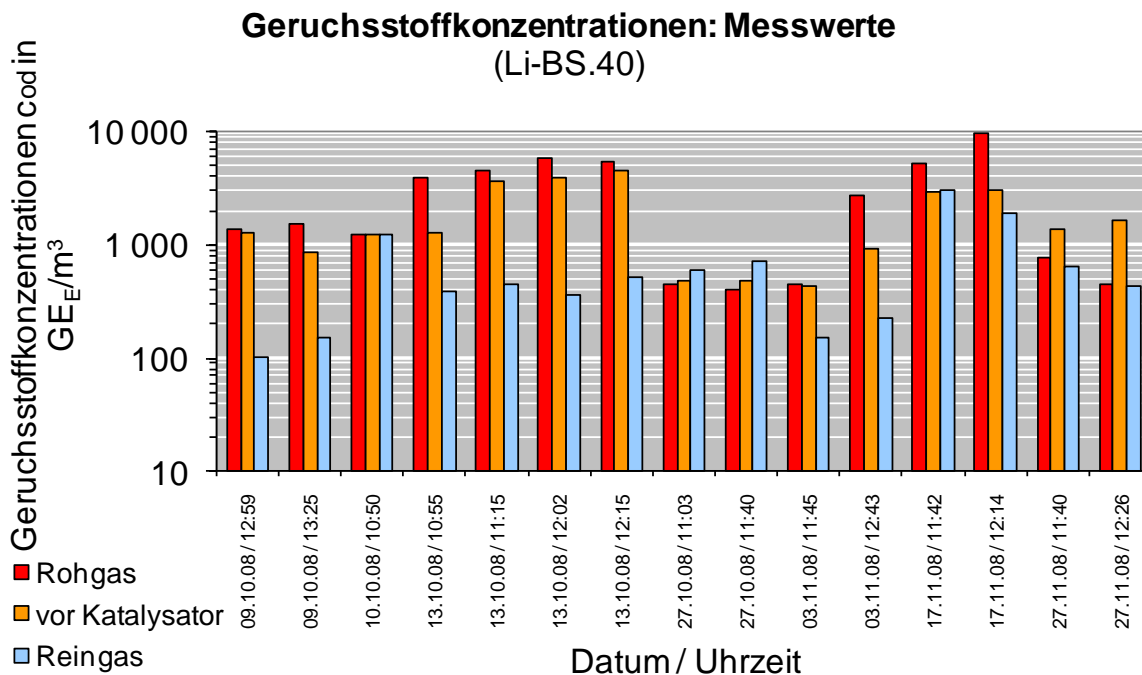


Abbildung 39: LI-BS.40, Ergebnisse Olfaktometrie

Die Gesamtanlage minderte in der Regel die Geruchsstoffkonzentration. Die Photolyse hatte hierbei jedoch nur einen geringen Anteil, denn die Konzentrationen im Rohgas und vor dem Katalysator waren stets ähnlich hoch. Erst im Katalysator wurden die Geruchsstoffe gemindert. In Abbildung 40 sind die Geruchsstoffkonzentrationen als Unterschreitungshäufigkeiten aufgetragen. Es ist zu erkennen, dass die PI Stufe ohne Katalysator teilweise negative Abbauleistungen bei der Geruchsbehandlung aufweist. Die Wirkungsgrade bezüglich des Geruchsstoffabbaus sind in Abbildung 41 gegeben.

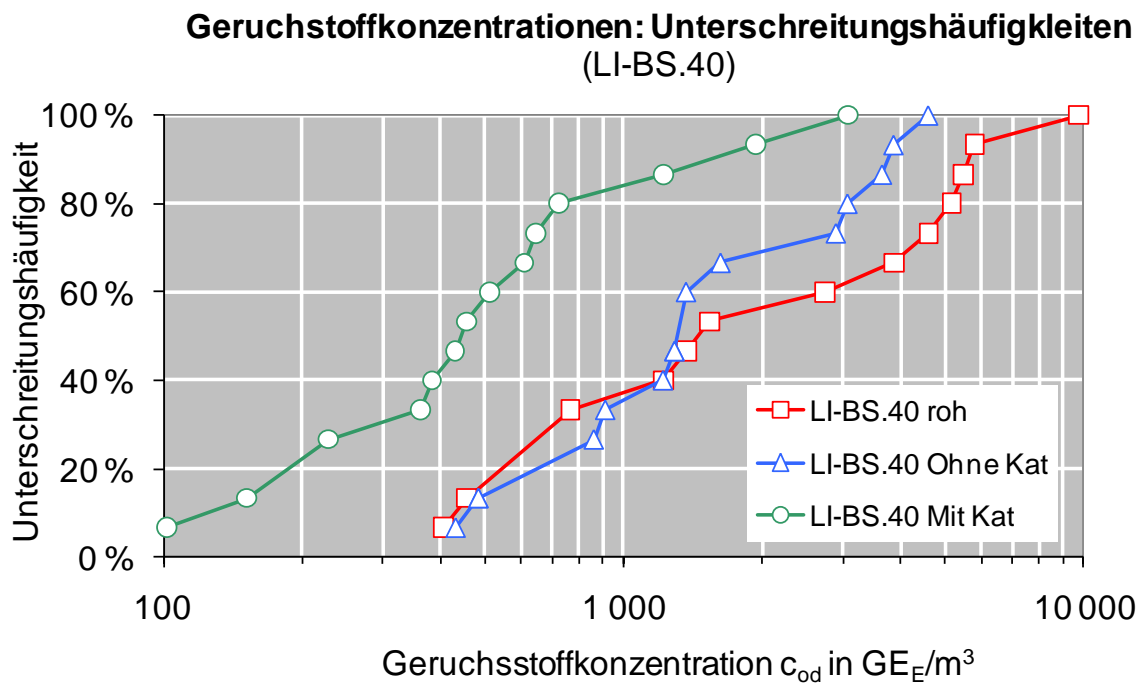


Abbildung 40: LI-BS.40, Ergebnisse Olfaktometrie mit Unterschreitungshäufigkeiten

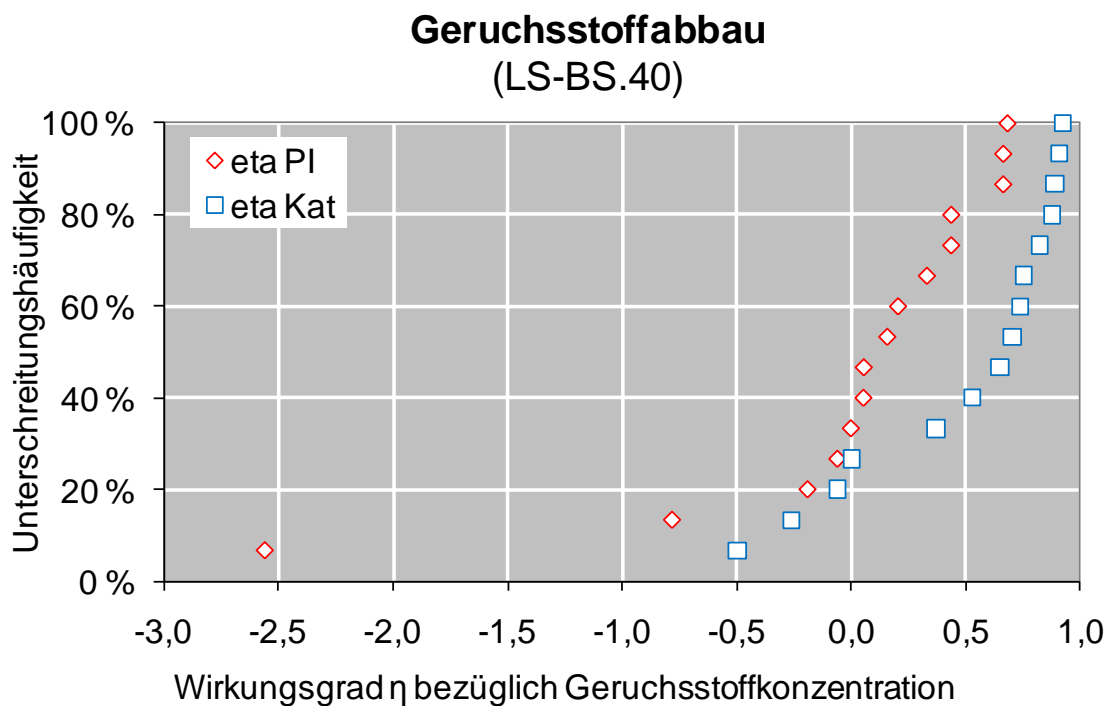


Abbildung 41: LI-BS.40, Wirkungsgrad der Reduzierung der Geruchsstoffkonzentrationen

Die Wirkungsgrade beim Abbau von Geruchsstoffen zeigen, dass die PI Stufe mit einem mittleren Wirkungsgrad von $\eta = 0,01$ nur einen geringen Anteil am Geruchsstoffabbau hat. Der Katalysator mit einem mittleren Wirkungsgrad von $\eta = 0,49$ hat dagegen einen deutlich höheren Anteil am Abbau.

Zur Beurteilung des Geruchsstoffabbaus wurden auch der Geruchspegel L_{od} und das Geruchsintensitätsminderungsmaß a_G verwendet. Werden die Wirkung der Photolyse und die des Katalysators je Messung getrennt aufgetragen, so ergibt sich das in Abbildung 42 gezeigte Bild.

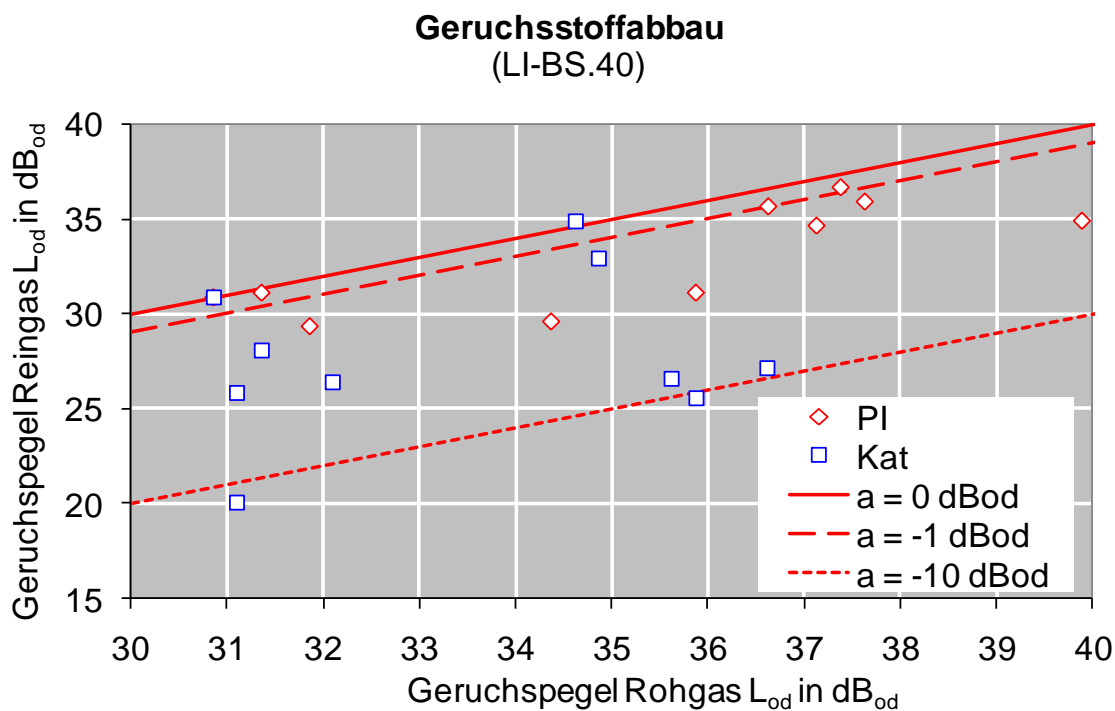


Abbildung 42: LI-BS.40, Geruchspegel und Geruchsintensitätsminderungsmaß

Das Geruchsintensitätsminderungsmaß durch die Photolyse erreichte demnach Werte um $a_G = -1 \text{ dBod}$ und durch den Katalysator Werte zwischen $a_G = -1 \text{ dBod}$ und $a_G = -10 \text{ dBod}$. Diese Werte decken sich mit den in Anhang 9: „Geruch (LI-BS.40)“ errechneten Werten für das Geruchsintensitätsminderungsmaß von $a_G = -1,0 \text{ dBod}$ für die Photolyse-Stufe und $a_G = -4,7 \text{ dBod}$ für den Katalysator.

Alle Messergebnisse sind in Anhang 9: „Geruch (LI-BS.40)“ aufgeführt.

7.2.1.2 Geruchsqualität

In Abbildung 43 ist die Veränderung der Geruchsqualität dargestellt. Demnach war bereits nach Passieren der Bestrahlung eine Verbesserung der Geruchsqualität zu erkennen. Der Katalysator veränderte die Geruchsqualität nur noch geringfügig.

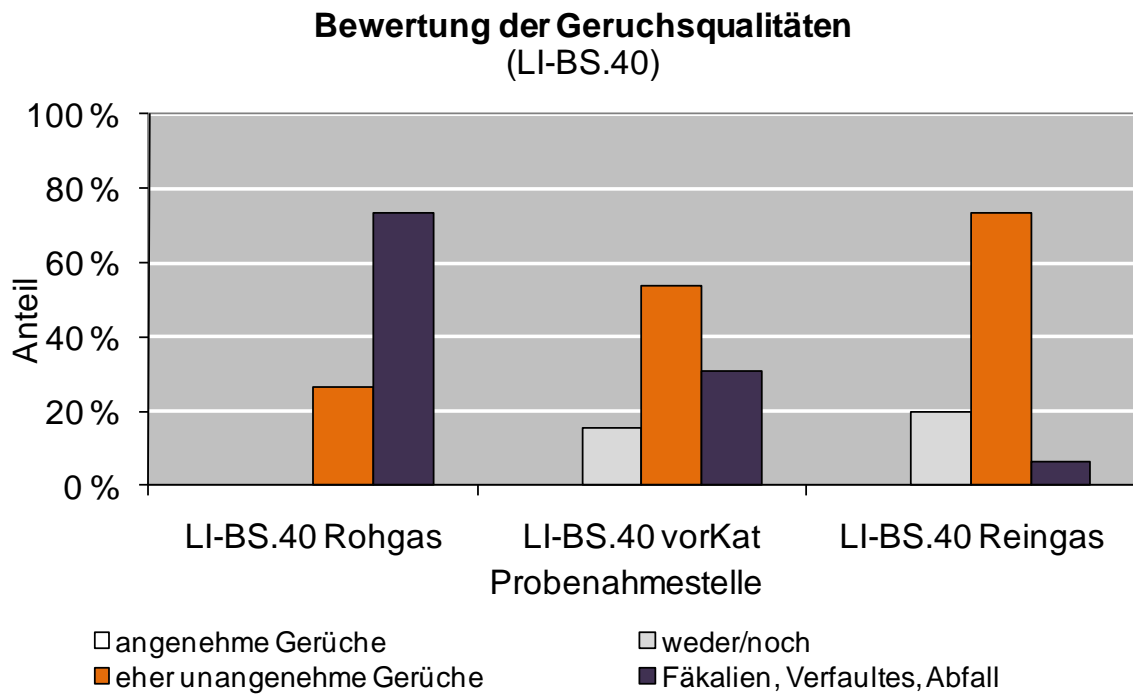


Abbildung 43: LI-BS.40, Ergebnisse Geruchsqualität

7.2.2 Schwefelhaltige Gase

Schwefelhaltige Gase wie H₂S und DMS wurden nur in vereinzelten Stichproben untersucht. Exemplarisch sind in Abbildung 44 Ergebnisse der Messung schwefelhaltiger Gase und Geruchsmessung gegenübergestellt.

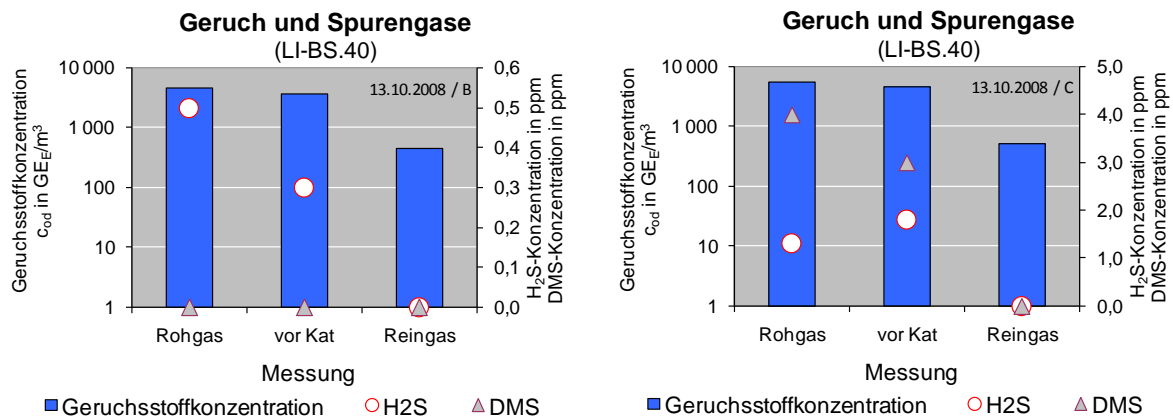


Abbildung 44: LI-BS.40, Exemplarische Ergebnisse der Messung von Geruch und schwefelhaltigen Gasen

Es ist zu erkennen, dass die Schwefelgase im Wesentlichen durch die Photokatalyse nicht aber die Photoionisation abgebaut werden.

Die Ergebnisse sind auch in „Anhang 10: Schwefelhaltige Gase (LI-BS.40)“ zu finden.

7.2.3 TOC-Messungen

Die Ergebnisse der TOC-Messungen, sowohl mit FID als auch PID, sind in Abbildung 45 als Summenlinien wiedergegeben.

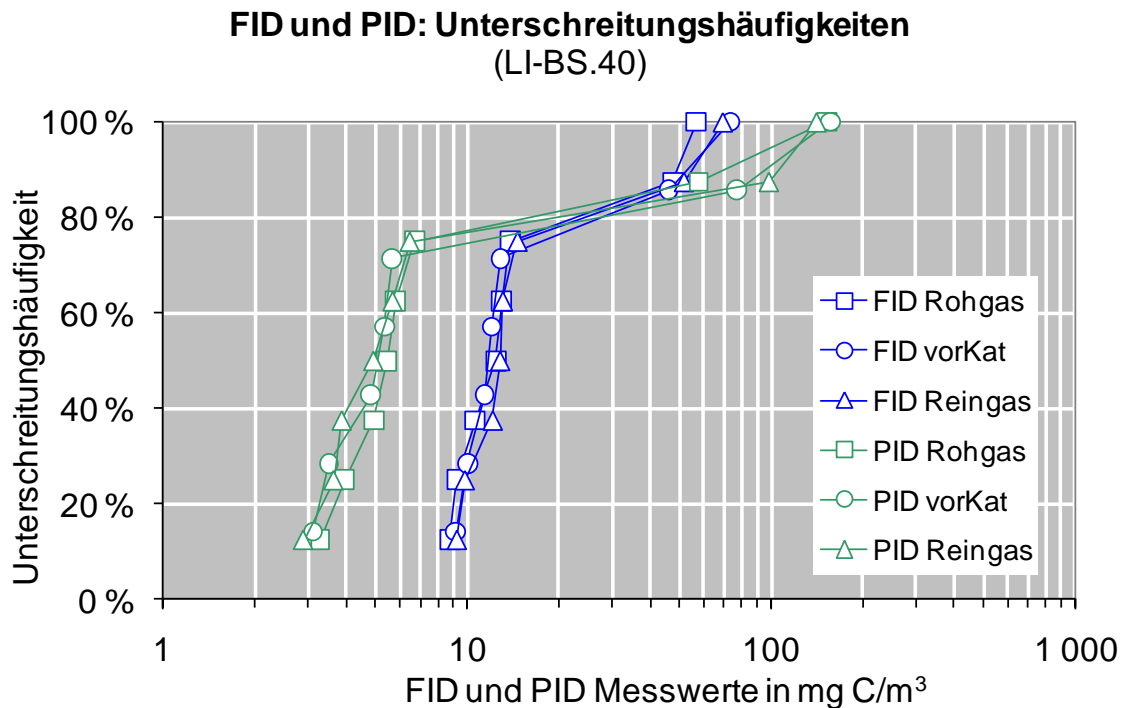


Abbildung 45: LI-BS.40, Ergebnisse des TOC-Abbaus mit Unterschreitungshäufigkeiten

Den Messungen nach fand kaum eine Minderung des TOC statt.

Die Ergebnisse sind in „Anhang 11: TOC (LI-BS.40)“ zu finden.

7.2.4 VOC-Screening

Für die Anlage wurde ein VOC-Screening durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Anhang 12: „VOC (LI-BS.40)“ zu finden.

Die Auswertung des VOC-Screening gibt Aufschluss über die Umwandlung von VOC durch Photolyse und Katalyse. Die vermeintlichen Wirkungsgrade sind in Tabelle 17 aufgezeigt. „Vermeintlich“ deshalb, weil die vollständige Oxidation, die für eine Elimination und somit Wirkungsgradangabe erforderlich wäre, durch das VOC-Screening für den einzelnen Stoff nicht nachweisbar ist. Die Benzolderivate werden, anders als Benzol selbst, durch die Photolyse umgewandelt, waren also nach der Photolyse nicht mehr nachweisbar. Auch Alkane, Cyclo-Alkane und LHKW wurden in der Photolyse verändert und waren anschließend nicht oder kaum noch nachweisbar. Aus den Messergebnissen kann infolge möglicher Teiloxidationsschritte jedoch keine Aussage über absolute Wirkungsgrade gemacht werden.

Tabelle 17: LI-BS.40, VOC-Screening, vermeintliche Wirkungsgrade für einzelne Stoffe

Gruppe	Stoff	$\eta(\text{PI})$	$\eta(\text{Kat})$	$\eta(\text{Gesamt})$
Aromaten	Benzol	0,10	0,44	0,40
	Toluol	0,65	-2,22	0,18
	Ethylbenzol	0,93	-32,56	0,16
	m/p-Xylol	0,80	-2,98	0,21
	o-Xylol	0,85	-3,41	0,05
	Cumol (Iso-Propylbenzol)	1,00	k.A.	0,10
	n-Propylbenzol	1,00	k.A.	-0,25
	o-Ethyltoluol	1,00	k.A.	0,46
	m,p-Ethyltoluol	1,00	k.A.	0,57
	1,2,4-Trimethylbenzol	1,00	k.A.	0,70
	1,2,3-Trimethylbenzol	1,00	k.A.	0,86
	1,3,5-Trimethylbenzol	1,00	k.A.	1,00
Alkane	n-Heptan	1,00	k.A.	1,00
	n-Dekan	0,70	0,01	0,71
	n-Undekan	0,73	-0,10	0,70
	n-Dodekan	0,74	-0,24	0,67
	n-Tridekan	0,75	-0,56	0,60
	n-Tetradekan	0,95	-0,27	0,94
Cyclo-Alkane	Iso-Hexane	1,00	k.A.	1,00
	Cyclohexan	0,68	-0,23	0,60
	Methylcyclohexan	0,76	-0,09	0,74
LHKW	Trichlormethan	1,00	k.A.	1,00
	1,1,1-Trichlorethan	1,00	k.A.	1,00
	Tetrachlormethan	1,00	k.A.	1,00
	Trichlorethen	0,71	1,00	1,00
	Tetrachlorethen	1,00	k.A.	1,00
	Bromdichlormethan	1,00	k.A.	1,00
	Tribrommethan	0,89	1,00	1,00
	Dibromchlormethan	1,00	k.A.	1,00

7.3 Photoionisations-Anlage auf der Kläranlage Emschermündung

7.3.1 Olfaktometrie

7.3.1.1 Geruchsstoffkonzentration, Geruchspegel und Geruchsintensitätsminderungsmaß

Alle Messergebnisse sind in „Anhang 13: Geruch (NL-KLEM)“ aufgeführt.

Die Geruchsstoffkonzentrationen sind für jeden Messdurchgang in Abbildung 46 dargestellt.

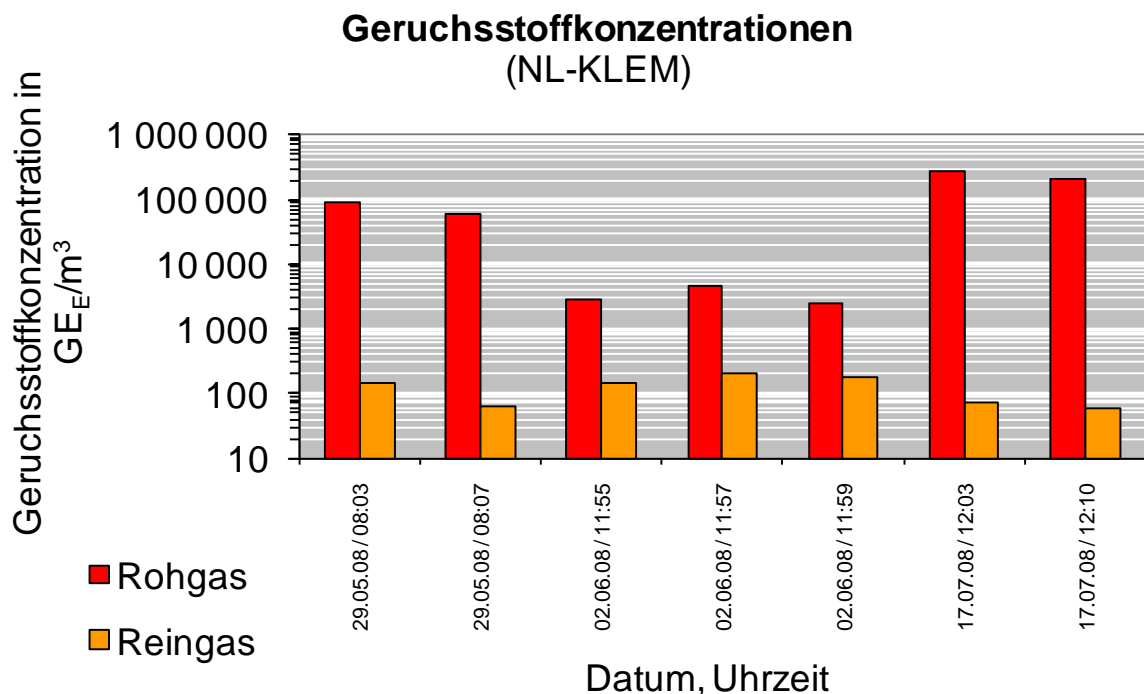


Abbildung 46: NL-KLEM, Ergebnisse Olfaktometrie

Die Gesamtanlage minderte die Geruchsstoffkonzentration deutlich und oft um mehrere Größenordnungen. In Abbildung 47 sind die Geruchsstoffkonzentrationen als Unterschreitungshäufigkeiten aufgetragen. Die Wirkungsgrade bezüglich des Geruchsstoffabbaus sind in Abbildung 48 gegeben.

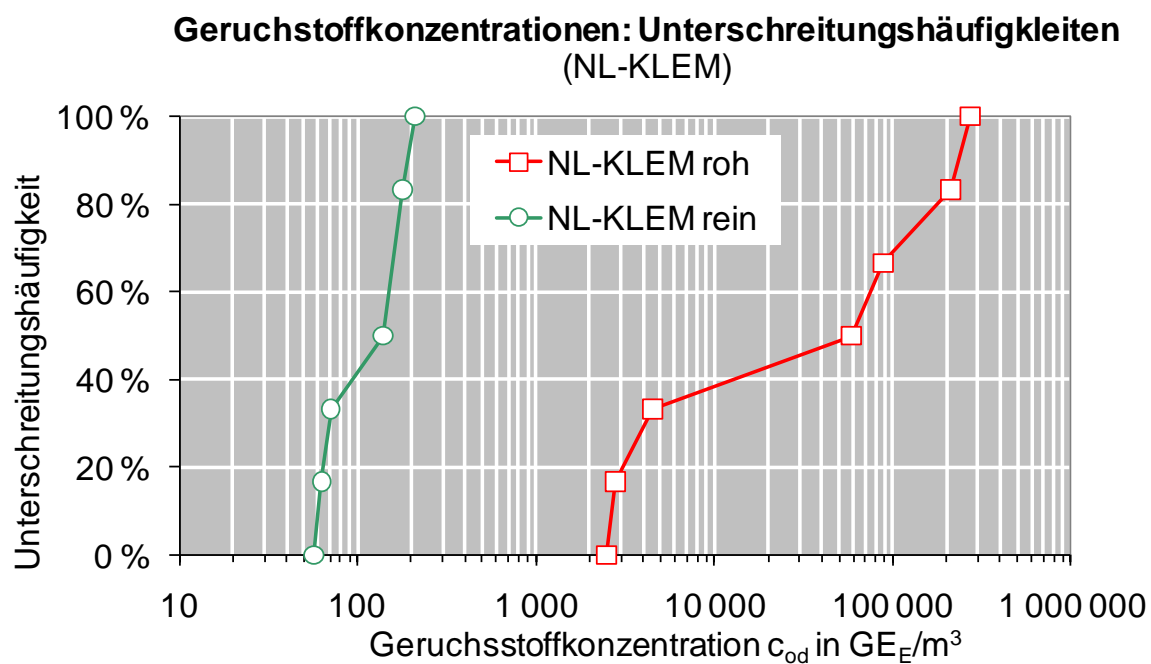


Abbildung 47: LI-BS.40, Ergebnisse Olfaktometrie mit Unterschreitungshäufigkeiten

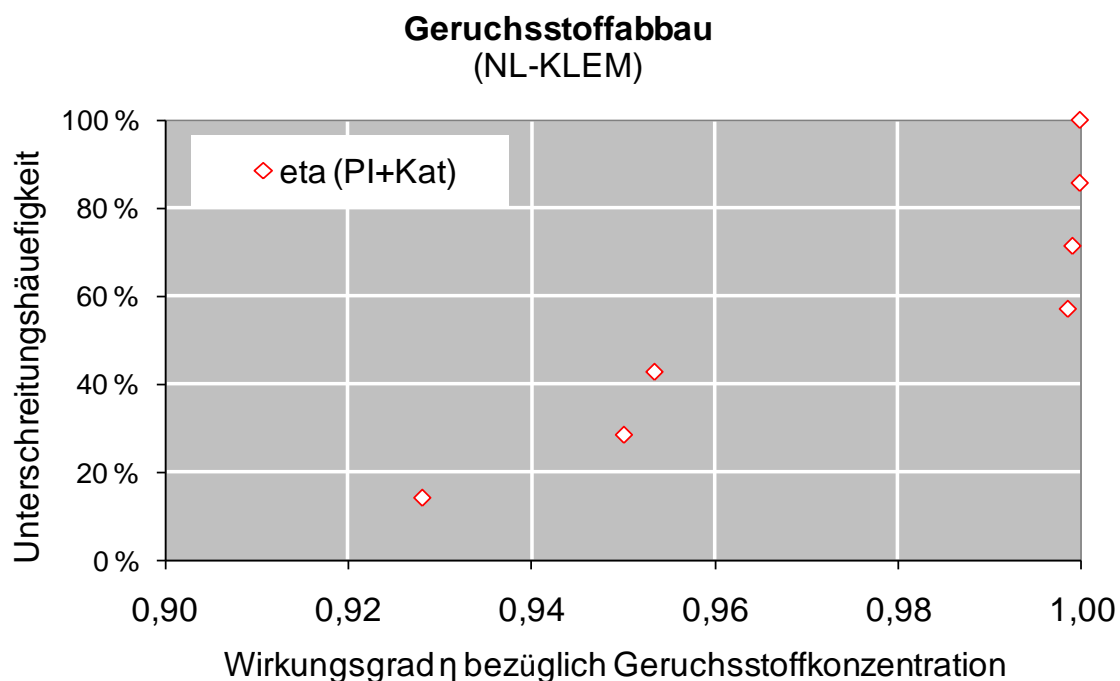


Abbildung 48: NL-KLEM, Wirkungsgrad bezüglich Geruchsstoffkonzentrationen

Die Wirkungsgrade beim Abbau von Geruchsstoffen liegen im Median über 0,99.

Zur Beurteilung des Geruchsstoffabbaus wurden auch der Geruchspegel L_{od} und das Geruchsintensitätsminderungsmaß a_G verwendet. Es ergibt sich das in Abbildung 49 gezeigte Bild.

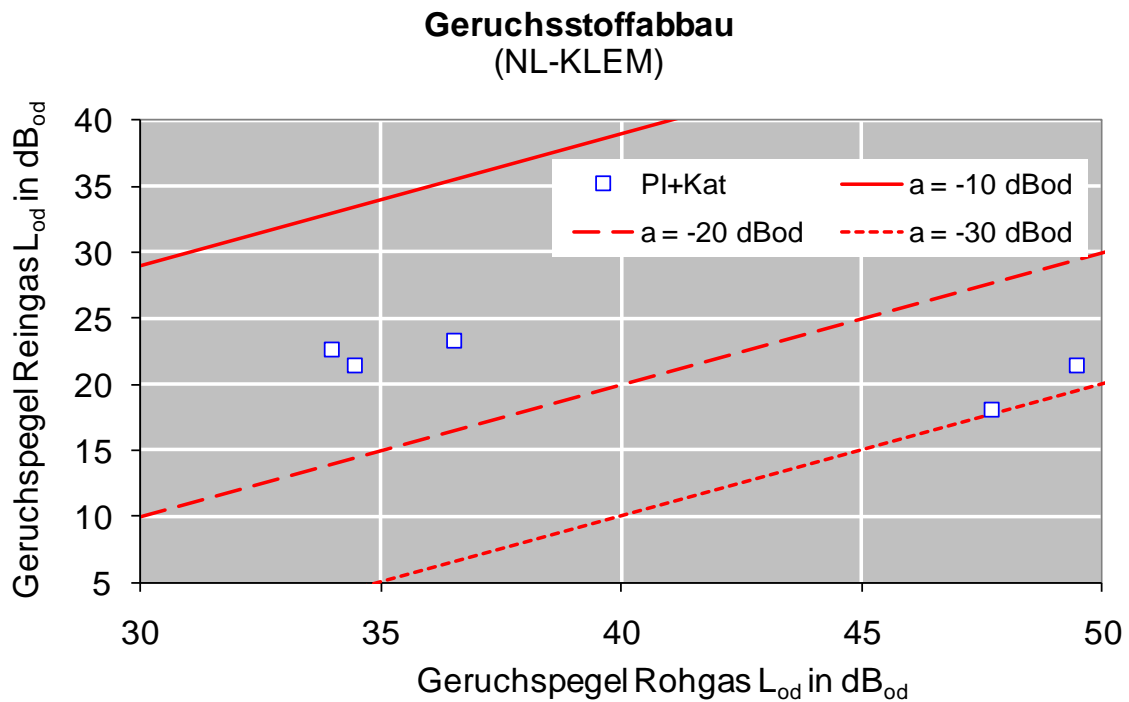


Abbildung 49: NL-KLEM, Geruchspegel und Geruchsintensitätsminderungsmaß

Das durch die Anlage erreichte Geruchsintensitätsminderungsmaß lag augenscheinlich zwischen $a_G = -10 \text{ dB}_{od}$ und $a_G = -30 \text{ dB}_{od}$. Diese Werte decken sich mit dem in Anhang 13: „Geruch (NL-KLEM)“ errechneten Wert $a_G = -23,9 \text{ dB}_{od}$.

7.3.1.2 Geruchsqualität

In Abbildung 50 ist die Veränderung der Geruchsqualität dargestellt. Demnach wurde die Geruchsqualität verbessert.

7.3.2 TOC-Messungen

Die Ergebnisse der TOC-Messungen, sowohl mit FID als auch PID, sind in Abbildung 51 als Summenlinien wiedergegeben. Die Messergebnisse finden sich im Detail in „Anhang 14: TOC (NL-KLEM)“.

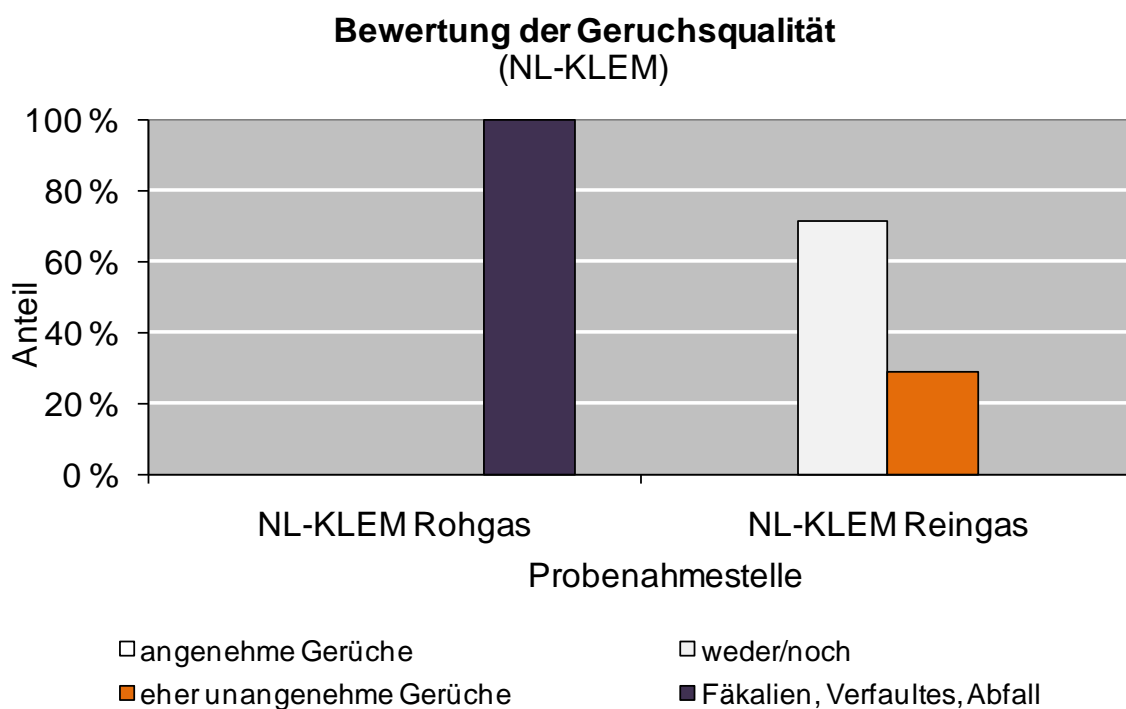


Abbildung 50: NL-KLEM, Ergebnisse Geruchsqualität

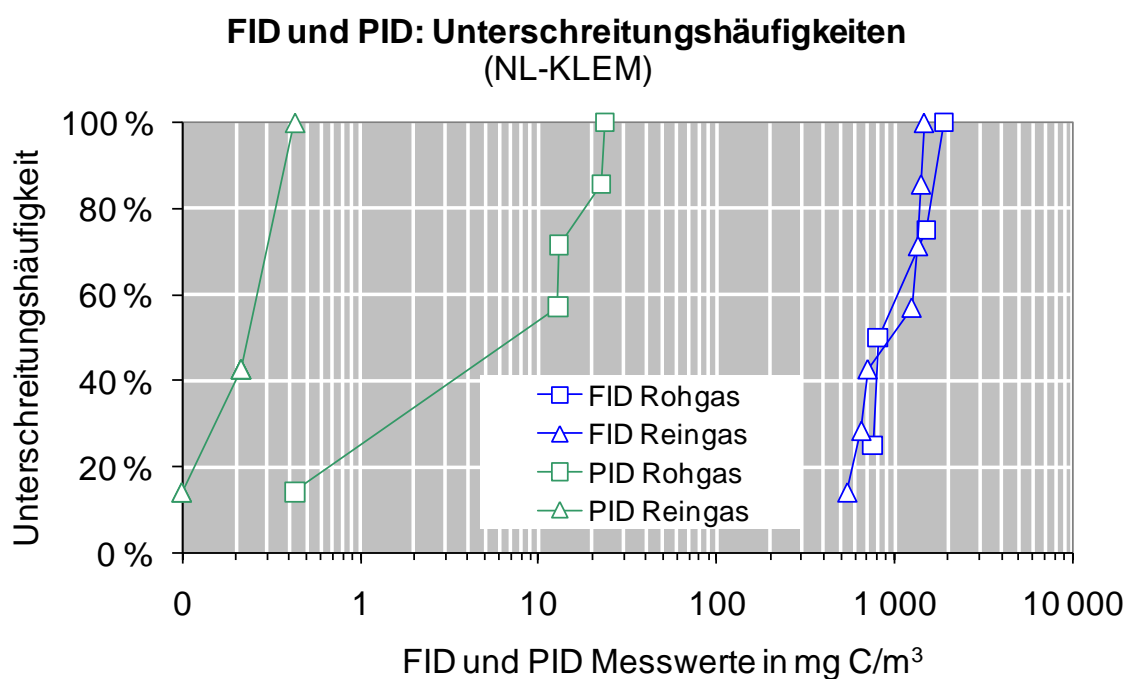


Abbildung 51: NL-KLEM, Ergebnisse des TOC-Abbaus mit Unterschreitungshäufigkeiten

Den Messungen mit dem FID nach fand die Behandlung des TOC mit einem mittleren Wirkungsgrad von $\eta = 0,19$ statt. Wurde das PID als Messgerät zur Bestimmung des TOC verwendet, so erreichte die Behandlung einen mittleren Wirkungsgrad von $\eta = 0,78$.

7.4 Biofilteranlage Technikum Kassel

7.4.1 Materialeigenschaften

Die Biofiltermaterialien wurden hinsichtlich ihrer Dichte, Porosität und spezifischer Oberfläche untersucht. Die Ergebnisse der Untersuchungen und Berechnungen sind in Tabelle 18 zusammengestellt.

Tabelle 18: TKS, Eigenschaften der Biofiltermaterialien

Parameter	Formelzeichen	Einheit	Wert	Wert
Material			Roth Mix	Wood-UGN Granulat
Schüttdichte	ρ_s	kg/m ³	227	423
Rohdichte	ρ_r	kg/m ³	516	480
Porosität	ε	-	0,56	0,12
Massenspezifische Oberfläche	$A_{\text{spez,m}}$	m ² /kg	0,67	4,16
Volumenspezifische Oberfläche	$A_{\text{spez,V}}$	m ² /m ³	155	1.757

Die einzelnen Messwerte finden sich in Anhang 6: „Dichte und Porositäten“ und Anhang 7: „Spezifische Oberflächen“.

7.4.2 Parameter des Anlagenbetriebes

Als Betriebsparameter wurden täglich überwacht

- ➡ Luftfeuchtigkeit
- ➡ Temperatur
- ➡ Druckverlust.

Die relative Luftfeuchtigkeit r_F reingasseitig der Befeuchter (= rohgasseitig der Biofilter) ist in Abbildung 52 gezeigt. Die Darstellung der Unterschreitungshäufigkeiten in Abbildung 53 zeigt, dass die Befeuchtung in den drei Gegenstrombefeuchtern besser gelang als im Gleichstrombefeuchter (Straße 2). Die Temperaturen in der Luft roh- und reingasseitig der Biofilter sind in Abbildung 54 aufgetragen. Die Unterschreitungshäufigkeit der Temperaturen ist in Abbildung 55 aufgetragen. Die Temperaturen lagen auf einem so niedrigen Niveau, dass Biofilter üblicherweise nicht mehr betrieben worden wären.

Die Messwerte des Druckverlusts sind in Abbildung 56 dargestellt. Der Druckverlust an den mit WoodMix befüllten Biofiltern erreichte Werte zwischen $\Delta p = 3 \text{ Pa}$ und $\Delta p = 12 \text{ Pa}$. Der Druckverlust am UGN Filter lag in den ersten 20 Wochen bei Werten um $\Delta p = 100 \text{ Pa}$. Danach stiegen die Werte deutlich an und erreichten bis zur 24. Woche Werte deutlich über $\Delta p = 200 \text{ Pa}$. Auch die Darstellung mittels Unterschreitungshäufigkeiten in Abbildung 57 zeigt deutlich den Unterschied zwischen dem konventionellen Biofiltermaterial und den Cellulose Pellets.

Die Filterflächenbelastung ist in Abbildung 58 dargestellt. Sie war im ersten Monat zu hoch und wurde ab dem zweiten Monat auf das gewünschte Niveau von $q_A = 100 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ eingestellt. Die Aufenthaltszeiten von ca. 50 s als EBRT (Empty bed retention time) wurden ab dem zweiten Monat ebenfalls eingehalten. Die Filterflächenbelastung und Aufenthaltszeiten sind als Unterschreitungshäufigkeiten in Abbildung 59 dargestellt. Es sind die Brüche bei 80% der Filterflächenbelastung und 20% der Aufenthaltszeit zu erkennen, die auf den Überlastbetrieb im ersten Monat zurückzuführen sind.

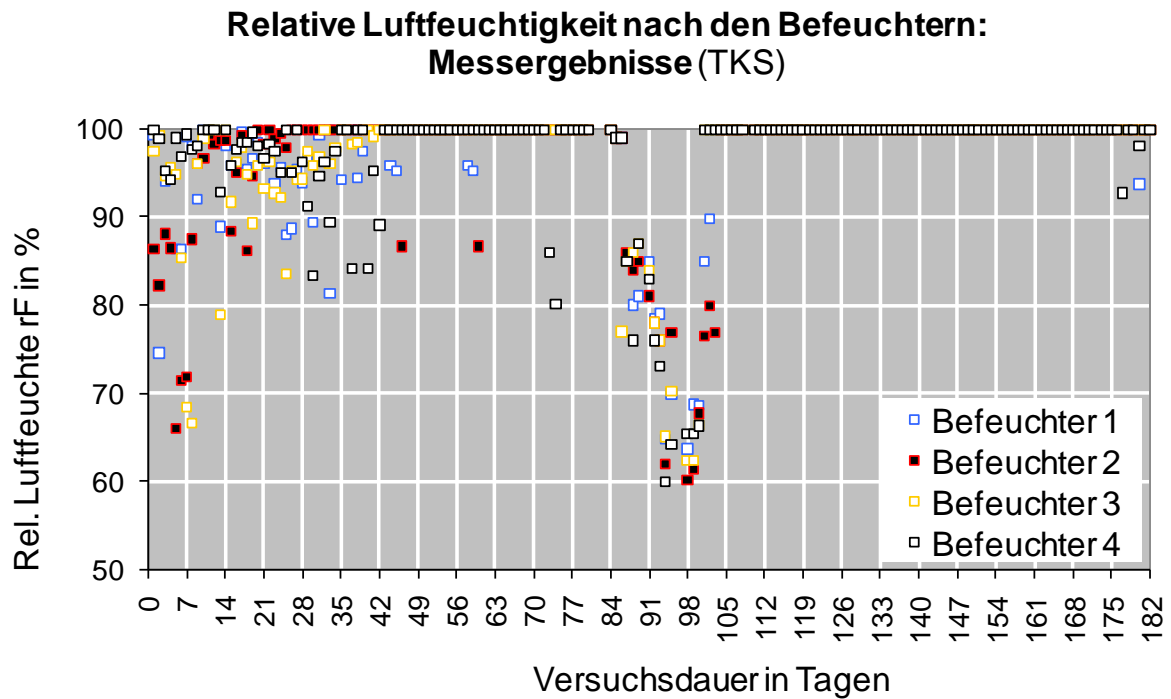


Abbildung 52: TKS, relative Feuchte im Rohgas der Biofilter

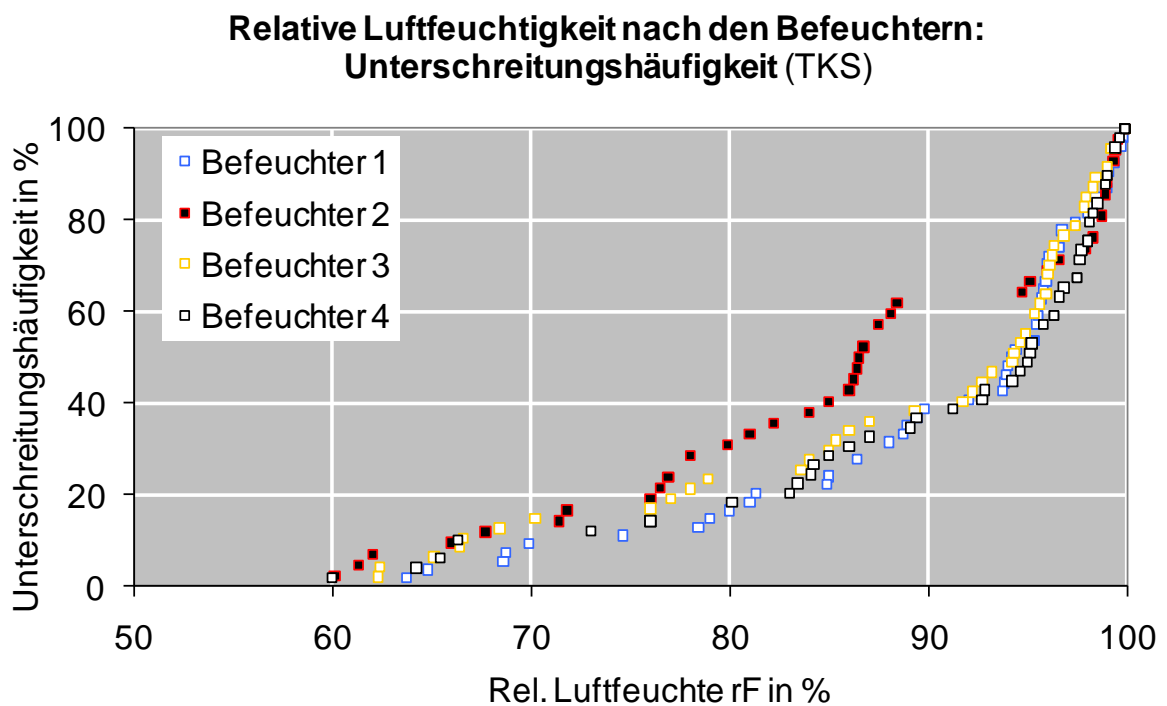


Abbildung 53: TKS, relative Feuchte im Rohgas der Biofilter als Unterschreitungshäufigkeiten

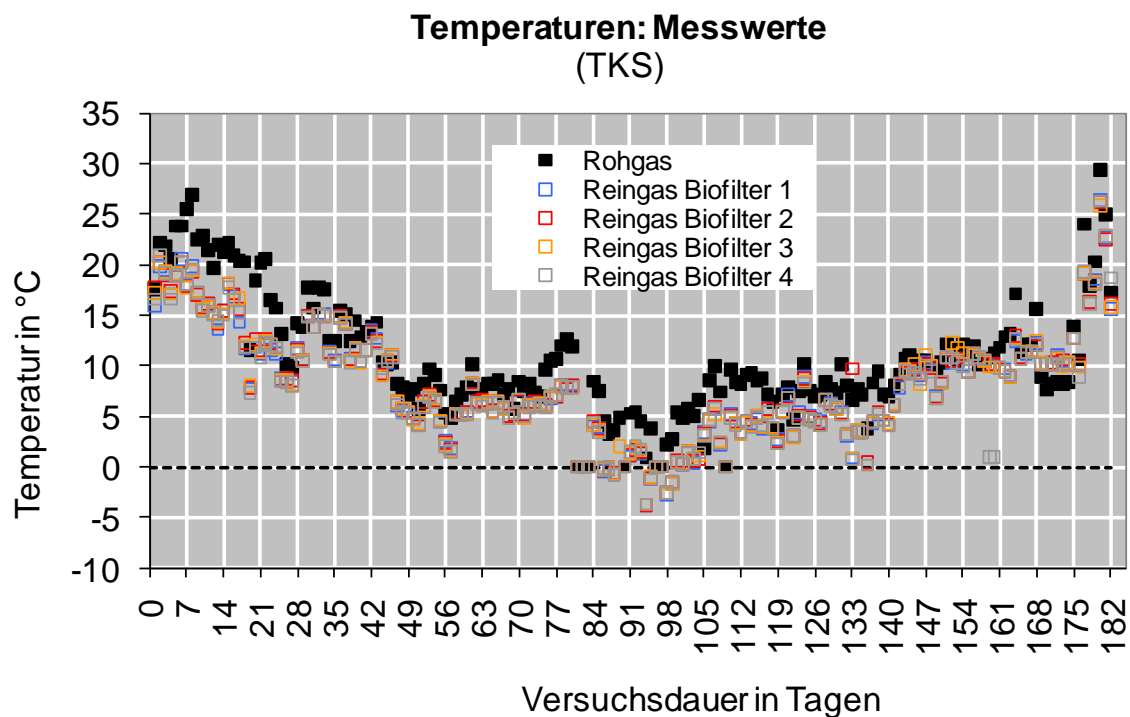


Abbildung 54: TKS, Temperaturen roh- und reingasseitig der Biofilter

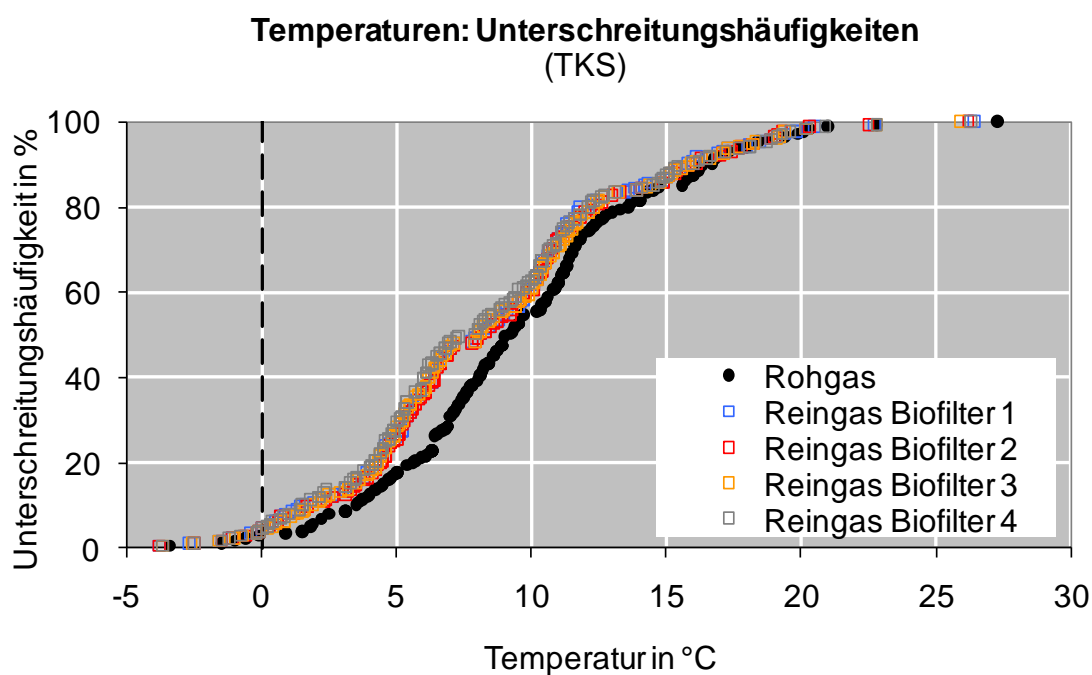


Abbildung 55: TKS, Temperaturen roh- und reingasseitig der Biofilter als Unterschreitungshäufigkeiten

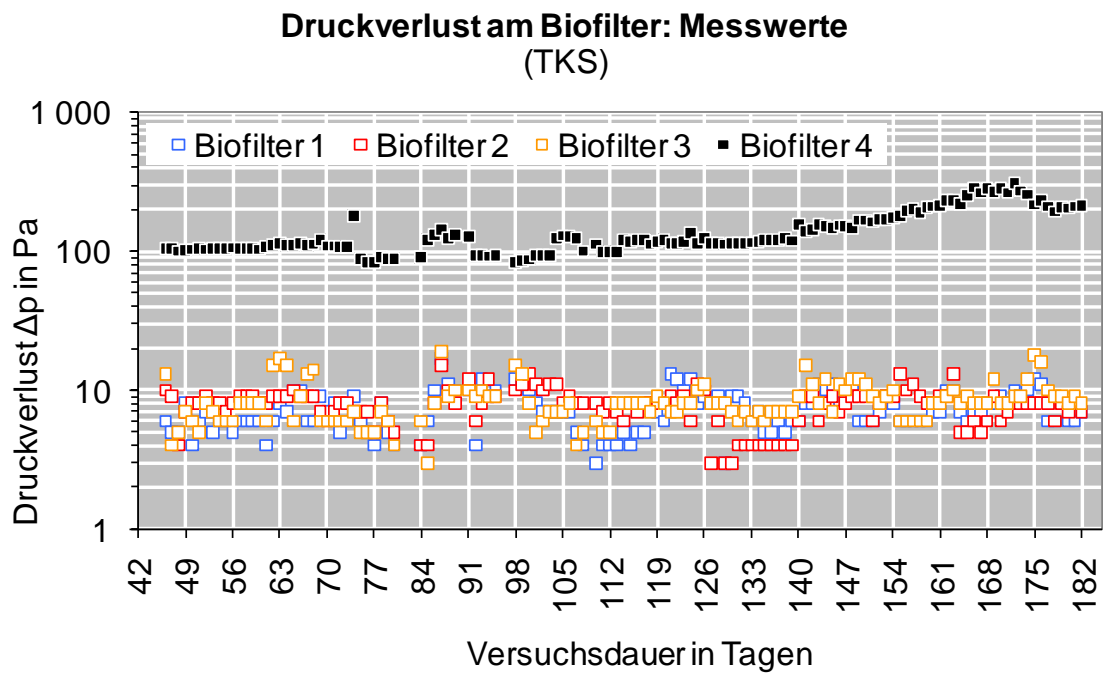


Abbildung 56: TKS, Druckverlust an den einzelnen Biofiltern

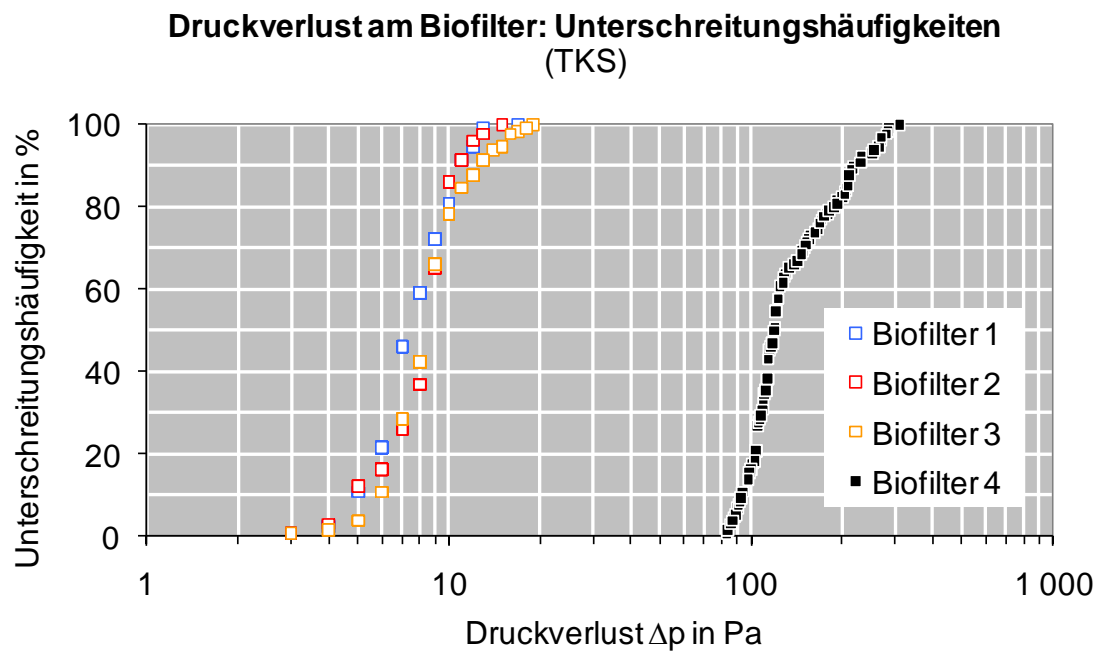


Abbildung 57: TKS, Druckverlust an den einzelnen Biofiltern als Unterschreitungshäufigkeiten

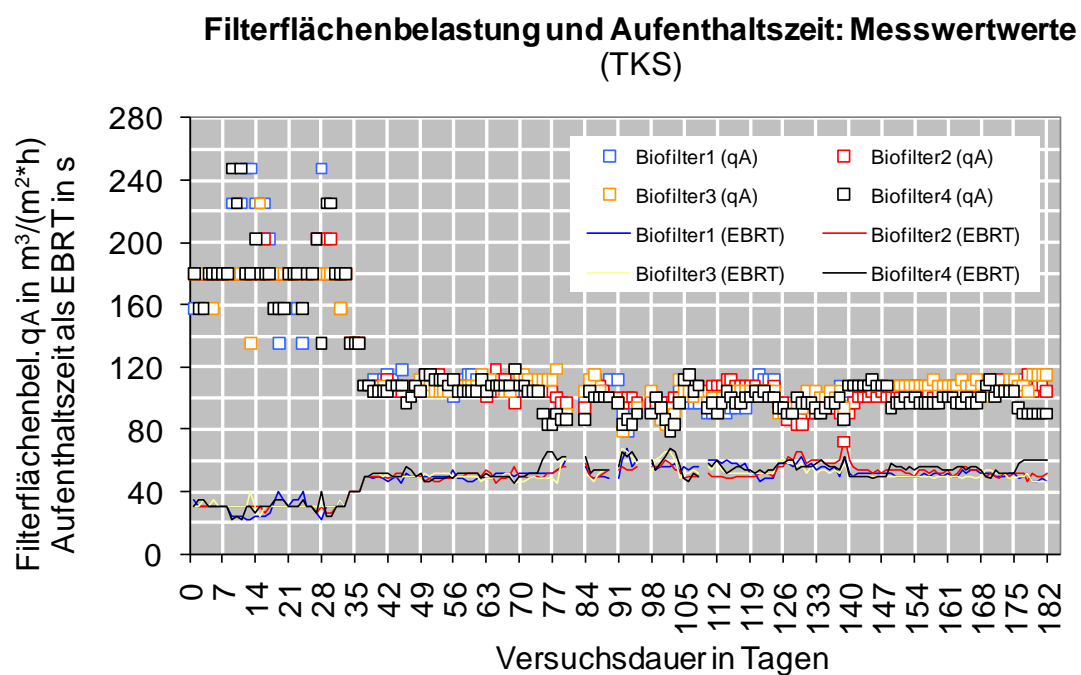


Abbildung 58: TKS, Filterflächenbelastung und Aufenthaltszeit

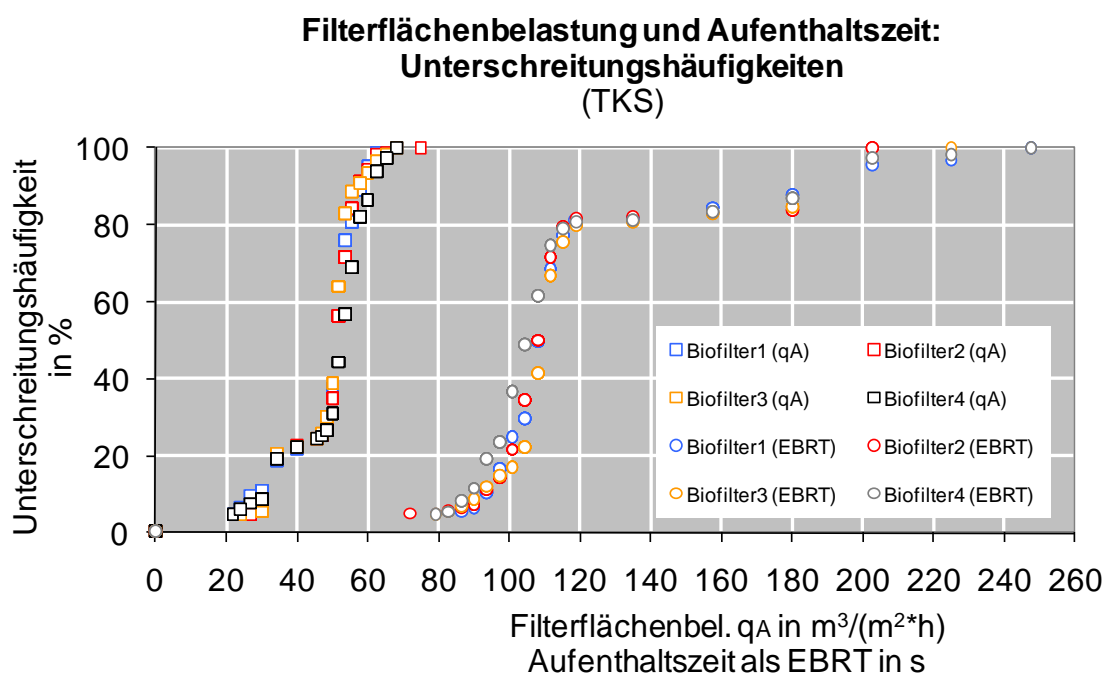


Abbildung 59: TKS, Filterflächenbelastung und Aufenthaltszeit als Unterschreitungshäufigkeiten

In Tabelle 19 sind die Mittelwerte der Betriebsparameter der Anlage zusammengestellt.

Tabelle 19: TKS, Mittelwerte der Anlagenbetriebsparameter

Parameter	Einheit	Wert	Wert	Wert	Wert
Biofilternummer	-	1	2	3	4
Temperatur	°C	9,6	10,7	9,7	10,0
Rel. Luftfeuchtigkeit	%	96,9	96,5	96,9	97,1
Druckverlust	Pa	7,3	7,8	8,3	141,6
Filterflächenbelastung	m ³ /(m ² *h)	120,3	118,9	119,1	116,6
Aufenthaltszeit (EBRT) s		47,8	48,0	47,6	49,4

7.4.3 Olfaktometrie

7.4.3.1 Geruchsstoffkonzentration, Geruchspegel und Geruchsintensitätsminderungsmaß

In Abbildung 60 sind die Ergebnisse der olfaktometrischen Messungen graphisch dargestellt.

Durch die PI Stufe wurde eine deutliche Geruchsbelastung der Luft hervorgerufen. Die Befeuchter reduzierten die Geruchsbelastung. Das Reingas aller vier Behandlungen war nur sehr gering mit Geruchsstoffen belastet.

Die Wirkungsgrade der einzelnen Behandlungsstufen sind in Abbildung 61 wiedergegeben. Deutlich ist die Erhöhung der Geruchsstoffkonzentration durch die PI Stufe zu erkennen. Alle anderen Verfahrensstufen besitzen positive Wirkungsgrade und reduzieren folglich die Geruchsstoffkonzentration.

In Abbildung 62 sind die Geruchspegel roh- und reingasseitig der einzelnen Behandlungsstufen dargestellt. Die Wirkungsgrade und Geruchsintensitätsminderungsmaße der einzelnen Behandlungsstufen sind in Tabelle 20 zusammengefasst.

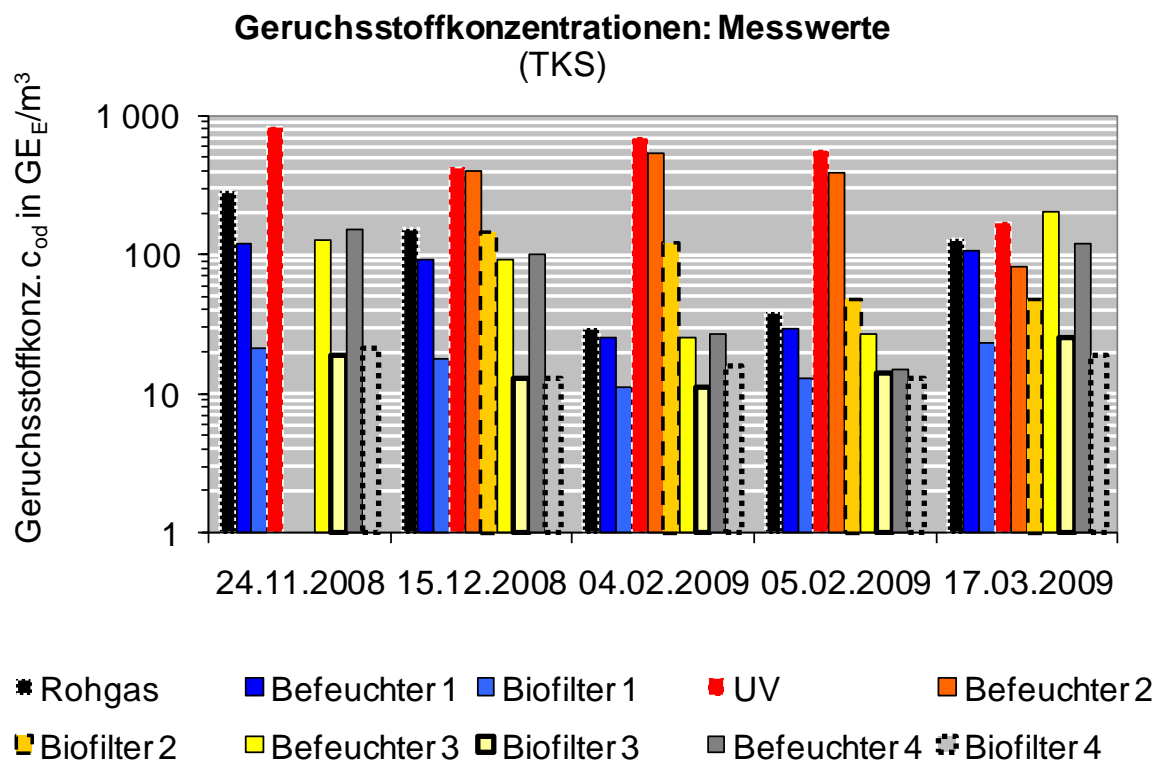


Abbildung 60: TKS, Ergebnisse Olfaktometrie

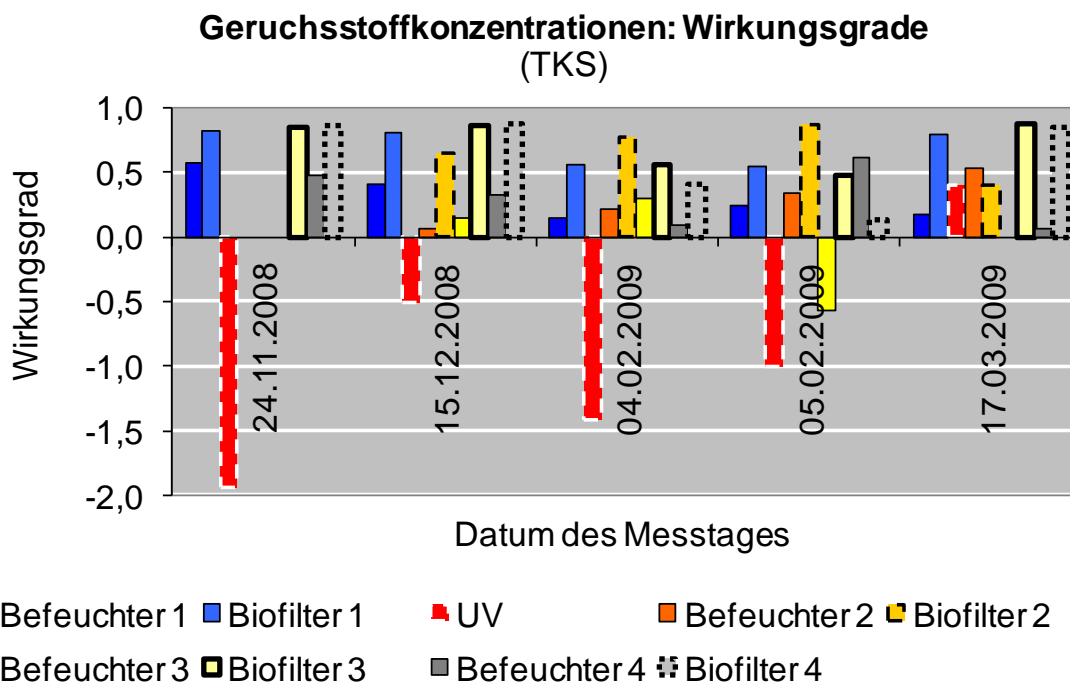


Abbildung 61: TKS, Wirkungsgrade des Geruchsstoffabbaus

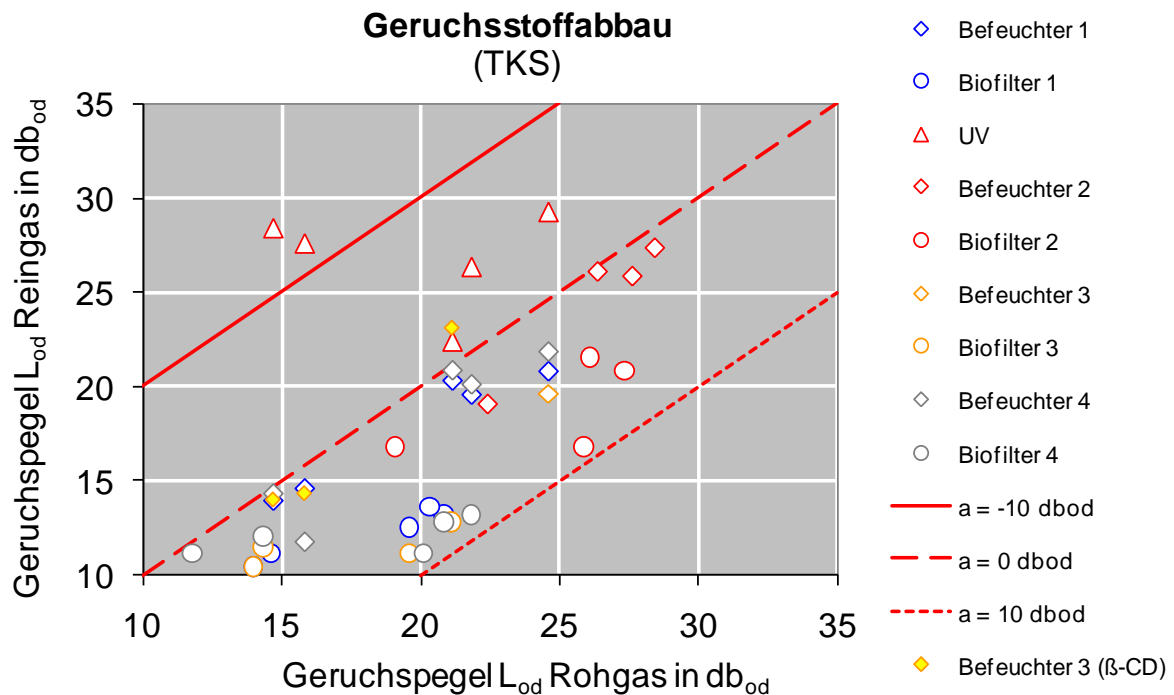


Abbildung 62: TKS, Geruchsspiegel und Geruchsintensitätsminderungsmaß

Tabelle 20: TKS, Wirkungsgrad und Geruchsintensitätsminderungsmaß der einzelnen Verfahrensstufen

Stufe	Befeuchter	HP β CD	PI	Filter1	Filter2	Filter3	Filter4
Wirkungsgrad η	0,31	-0,04	-0,89	0,71	0,68	0,73	0,62
Geruchsintensitätsminderungsmaß a_G in dB_{od}	-1,79	-0,10	7,19	-5,68	-5,58	-6,45	-5,70

Die Befeuchter arbeiteten mit einem mittleren Wirkungsgrad von $\eta = 0,31$ und riefen ein Geruchsintensitätsminderungsmaß von im Mittel $a_G = -1,8 \text{ dB}_{od}$ hervor. Die Geruchsintensitätsminderung durch den HP- β -CD-Einsatz war im Befeuchter nicht nachweisbar.

Die PI Stufe wirkte sich negativ auf den Abbau von Geruchsstoffen aus, und es wurden ein negativer Wirkungsgrad von $\eta = -0,89$ sowie ein Geruchsintensitätsminderungsmaß von $a_G = 7,19$ festgestellt. Die hohe resultierende Belastung aus der PI

Stufe führte dazu, dass der nachfolgende Biofilter stark belastet wurde. Die Geruchspegel im Reingas waren hier höher als bei den übrigen drei Filtern.

Alle mit konventionellem Material ausgestatteten Biofilter lieferten Wirkungsgrade von ca. $\eta = 0,7$ und ein Geruchsintensitätsminderungsmaß von $a_G = -5,9 \text{ dB}_{\text{od}}$ und besser. Das mit Cellulose-Material gefüllte Filter erreichte einen Wirkungsgrad von ca. $\eta = 0,6$ und ein Geruchsintensitätsminderungsmaß von $a_G = -5,7 \text{ dB}_{\text{od}}$. Der Filter nach dem HP- β -CD beschickten Befeuchter erreichte mit einem Wirkungsgrad von ca. $\eta = 0,74$ und einem Geruchsintensitätsminderungsmaß von $a_G = -6,5 \text{ dB}_{\text{od}}$ die höchste Leistungsfähigkeit aller vier Filter.

Die Messergebnisse sind in „Anhang 15: Geruch (TKS)“ im Detail angegeben.

7.4.3.2 Geruchsqualität

In Abbildung 63 sind die Geruchsqualitäten zusammengestellt.

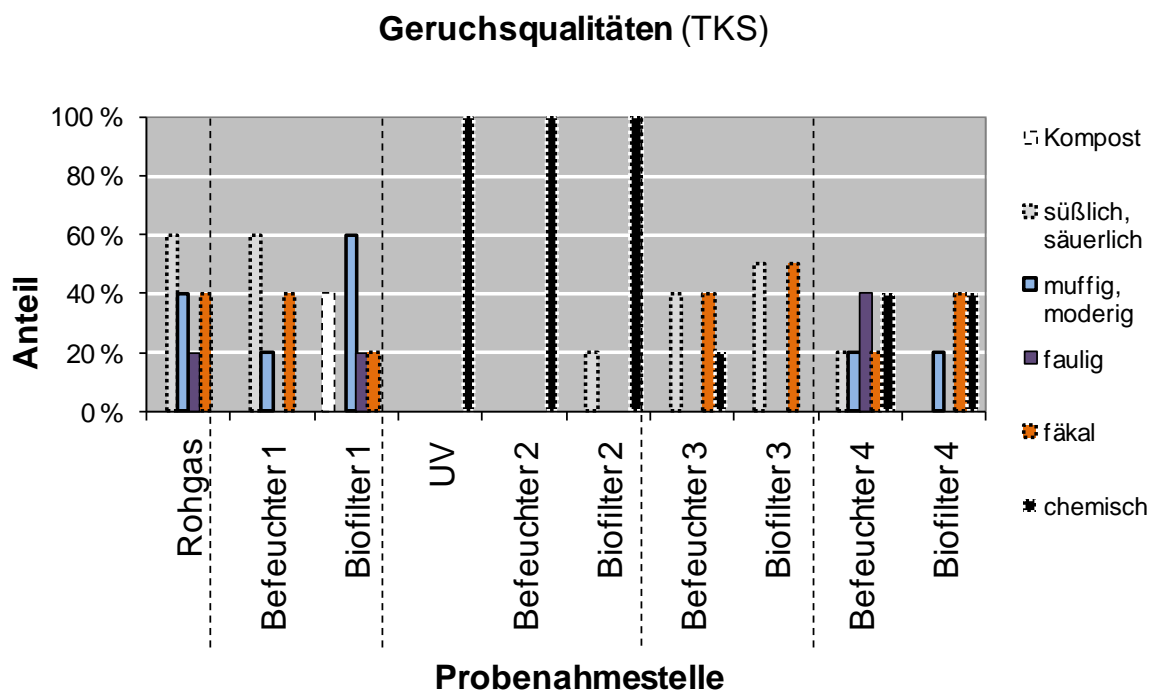


Abbildung 63: TKS, Geruchsqualitäten

Das Rohgas wies typischerweise muffige, faulige und fäkale Gerüche auf. Diese Geruchsqualitäten konnten in Straße 1 etwas verbessert werden. In Straße 2 traten die von der PI-Stufe hervorgerufenen chemischen Geruchsqualitäten in den Vordergrund. In Straße 3 kam eine süßliche und chemische Note hinzu. In Straße 4 waren chemische und fäkale Geruchsqualitäten zu erkennen.

7.4.4 Spurengase

7.4.4.1 Überblick

Der Abbau von Spurengasen wurde anhand des Abbaus von NH_3 , H_2S und C_6H_6 untersucht. Insbesondere interessierte hier die Leistungsfähigkeit der Vorbehandlung mittels PI und HP- β -CD.

Es wurden fünf Versuchsreihen mit Ammoniak durchgeführt. Die entsprechenden Messröhrchen haben geringe Reaktionszeiten (< 5 Minuten je Messung). Die Messungen bilden die Dynamik der Experimente (Gesamtdauer 30 Minuten) hinreichend genau ab.

Die Messröhrchen für Benzol weisen Reaktionszeiten von 10 Minuten und mehr auf, so dass dieses Verfahren nur für orientierende Messungen in Frage kam. Durch den Einsatz eines FID konnte die Analysedauer auf unter 1 min gesenkt werden. Allerdings kann beim Einsatz des FID keine Aussage über die Identität der Gase getroffen werden. Der Umgang mit Benzol ist zudem nur unter verstärkten Schutzmaßnahmen möglich. Insgesamt wurden zwei Versuchsreihen durchgeführt.

Bei der Durchführung der Versuche wurden Lösungen der Gase auf die Innenwand des Geruchserzeugers gegeben. Von dort verdampfte die Lösung. Die so beladene Luft wurde durch die Anlage geleitet. An den interessierenden Messpunkten wurden die Gaskonzentrationen direkt mit Gasmessröhrchen gemessen.

Die Verdampfung eines Tropfens und dessen Emission bei Überströmung mit Luft erfolgt exponentiell und mit fortschreitender Zeit asymptotisch gegen 0.

Auf Grund dieser Kenntnis konnte eine Plausibilitätsbewertung der Ergebnisse über Ausgleichsfunktionen vorgenommen werden, wobei das Bestimmtheitsmaß als Kontrolle der einzelnen Messreihen verwendet wurde. Das Ergebnis ist in Tabelle 21 aufgeführt.

Tabelle 21: TKS, Bestimmtheitsmaße (R^2) der exponentiellen Ausgleichsfunktionen der Messergebnisse

Parameter	Datum	Roh	Bef.1	PI	Bef.3 (HP- β -CD)
NH_3	13.01.09	0,9030		0,8873	
	14.01.09	0,8821		0,8704	0,9793
	20.01.09	0,7231	0,9992	0,7841	0,9679
	27.01.09	0,9750	0,9994	0,9549	0,8078
C_6H_6	20.01.09	0,9610	0,9305	0,9295	0,9346

Demnach konnten die Ergebnisse der Messungen mit den Messröhrchen als plausibel angesehen werden.

Die einzelnen Messergebnisse sind in Anhang 16: „Spurengase (TKS)“ zu finden.

7.4.4.2 Ammoniak

In Abbildung 64 sind exemplarisch die Messdaten eines Versuches dargestellt.

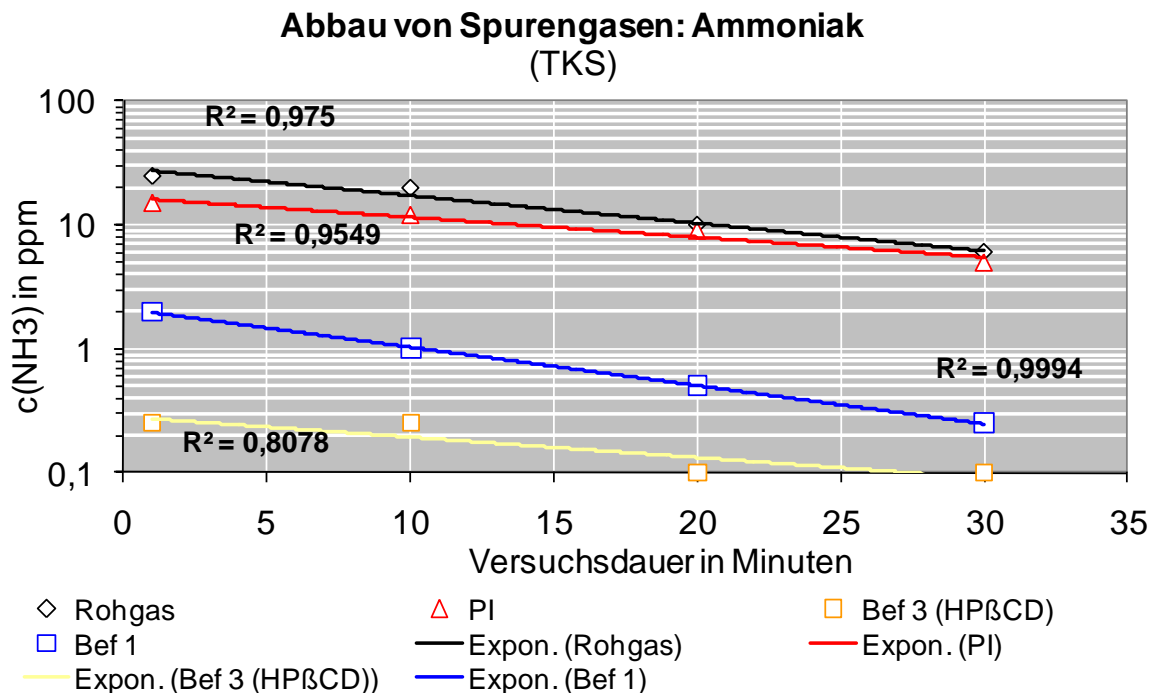


Abbildung 64: TKS, Vorbehandlung mittels Befeuchter, PI und HP-β-CD; Abbau von Ammoniak, exemplarische Messkurven,

Zu erkennen ist der erwartete exponentielle Verlauf der Konzentrationsmesswerte über die Zeit.

Die Ergebnisse aller Konzentrationsmessungen als Darstellung Rohgas zu Reingas sind in Abbildung 65 zusammengestellt.

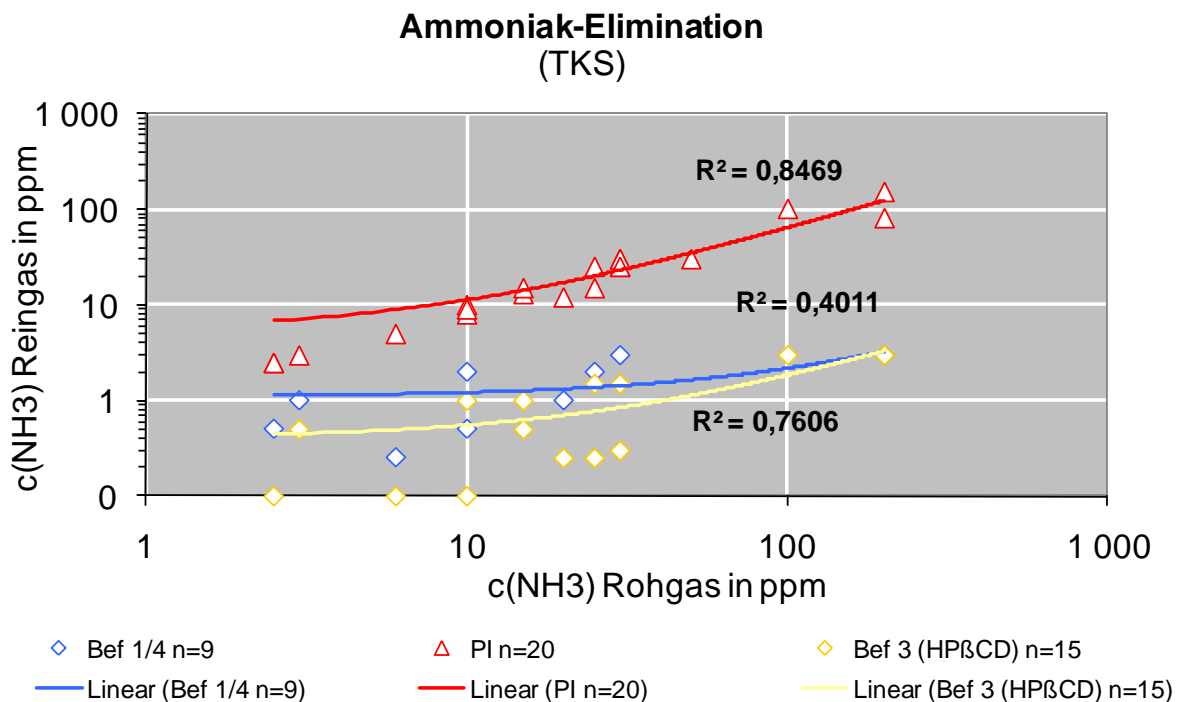


Abbildung 65: TKS, Vorbehandlung mittels Befeuchter, PI und HP-β-CD;
Abbau von Ammoniak, Gesamtergebnis

Die PI besitzt den Messungen nach bezüglich des NH₃-Abbaus einen Wirkungsgrad von $\eta = 0,15$. Dieser war recht stabil und folgt einem linearen Zusammenhang.

Der normale Befeuchter erreichte in den Versuchen einen mittleren Wirkungsgrad von ca. $\eta = 0,88$. Der Einsatz von 1 g/L bis 2 g/L HP-β-CD führte bei der Absorption von NH₃ zu einer erhöhten Absorption und der Wirkungsgrad erreichte Werte von im Mittel $\eta = 0,96$. Diese Wirkung war stabil. Werden beide Befeuchter verglichen, so zeigt sich, dass das HP-β-CD absolut gesehen einen Anteil von nur 8% an der Absorption hatte. Die Restemission konnte jedoch von 12% auf 4% gesenkt und somit um 66% reduziert werden.

Auf die Leistungssteigerung eines Befeuchters durch Zugabe von HP-β-CD wurde bei FRANKE (2009) als ein Ergebnis dieser Arbeit hingewiesen.

7.4.4.3 Benzol und TOC

Die Untersuchungen mit Benzol als Spurengas wurden mit zwei messtechnischen Methoden begleitet: Messröhrchen und FID-Messung.

Für das erste Experiment wurden Messröhrchen verwendet. Die Ergebnisse dieser Messung sind in Abbildung 66 dargestellt.

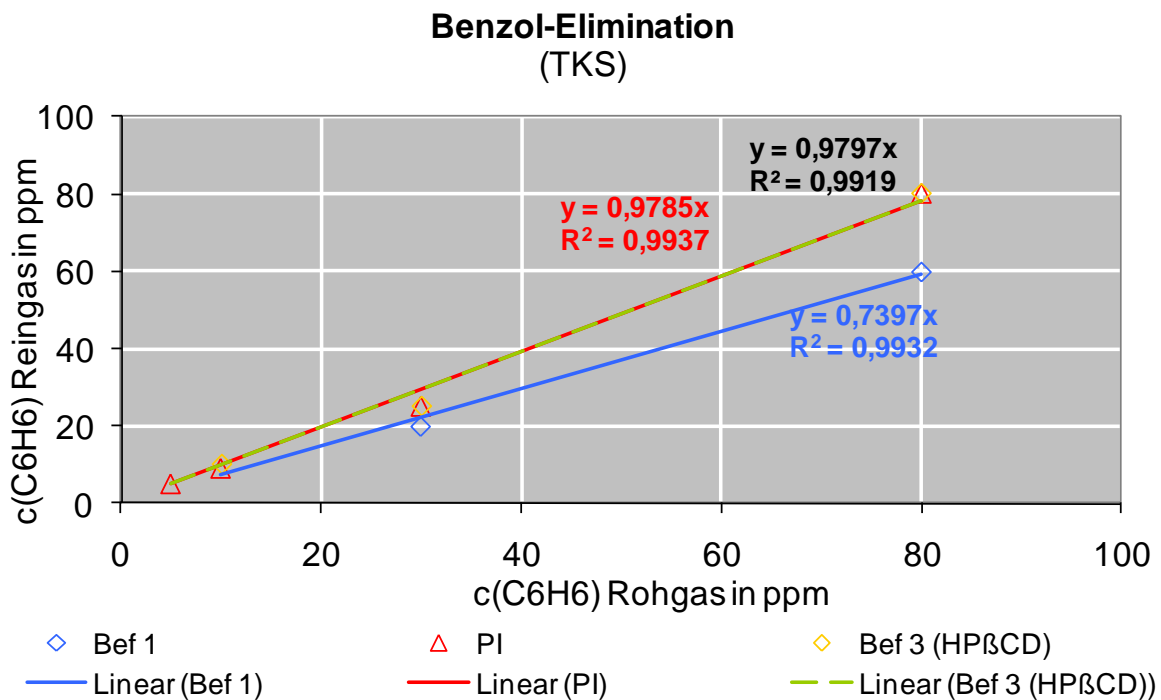


Abbildung 66: TKS, Vorbehandlung mittels Befeuchter, PI und LV; exemplarische Darstellung des Abbaus von Benzol (Versuch 20.01.2009)

Im normalen Befeuchter wurden ca. 26% des Benzols aus dem Abluftstrom aufgenommen. Für die ozonfreie PI und den Einsatz von HP-β-CD konnte eine Elimination von ca. 2% festgestellt werden. Die Konzentration an HP-β-CD lag bei $c(\text{HP-}\beta\text{-CD}) = 1 \text{ g/L}$.

Aufgrund der geringen Wirkung im ersten Experiment wurde die Konzentration an HP-β-CD auf einen Wert von $c(\text{HP-}\beta\text{-CD}) = 25 \text{ g/L}$ angehoben. Durch den Einsatz des FID im zweiten Experiment konnten kürzere Messintervalle von wenigen Sekunden erzielt werden. Die Ergebnisse der Messungen sind in Abbildung 67 dargestellt.

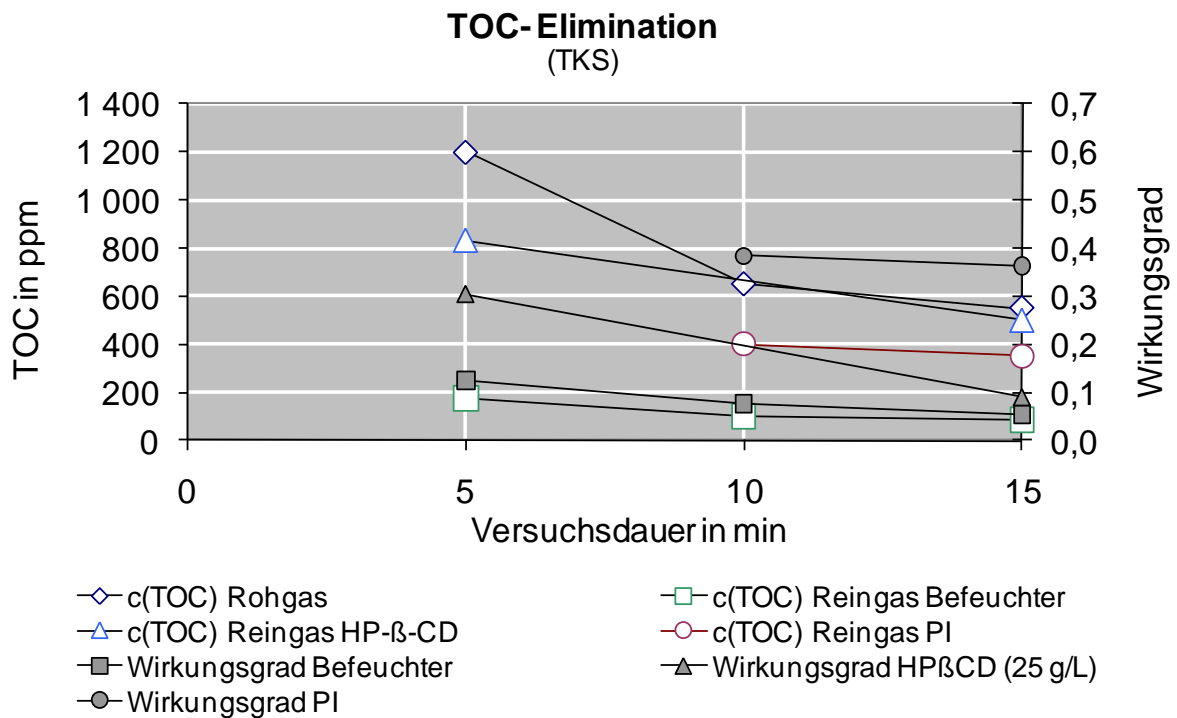


Abbildung 67: TKS, Vorbehandlung mittels Befeuchter, PI und LV; exemplarische Darstellung des Abbaus des TOC (Versuch 22.01.2009)

Durch die Zugabe von C_6H_6 wurden offensichtlich nicht identifizierte KW freigesetzt, deren Summe als TOC gemessen wurde. Der alleinige Befeuchter erreichte beim Abbau des TOC einen Wirkungsgrad von $\eta = 0,10$. Die Vorbehandlung mit der PI erzielte einen mittleren Wirkungsgrad von $\eta = 0,37$ und die HP- β -CD Vorbehandlung einen Wirkungsgrad von $\eta = 0,20$.

7.5 Zusammenfassung der Analysen

7.5.1 Biofilteranlage auf der Kläranlage Frankfurt Niederrad

Der Geruchsstoffabbau und die Geruchsqualität wurden durch den Einsatz des mineralisch-organischen Biofiltermaterials IHCS gegenüber dem klassischen Biofiltermaterial verbessert.

Das Geruchsintensitätsminderungsmaß konnte durch Einsatz des mineralisch-biologischen Materials von $a_G = -22,5 \text{ dB}_{\text{od}}$ auf einen Wert von $a_G = -31,0 \text{ dB}_{\text{od}}$ verbessert werden. Die Wirkungsgrade lagen bei beiden Filtern über $\eta = 0,99$. Aufgrund der hohen Rohgaskonzentrationen erreichte die Filterraumbelastung des IHCS-Filterns einen mittleren Wert von $B_{r,\text{od}}(1) = 6,4 \text{ MGE}_E/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ und die des WoodMix-Biofilters $B_{r,\text{od}}(2) = 4,4 \text{ MGE}_E/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$. Die Geruchsqualität verbesserte sich ebenfalls.

Hinsichtlich der Belastung mit H_2S wurden die Filter stärker belastet, als es die VDI Richtlinie 3477 (2003) vorsieht. Es wurde ein Medianwert von $c(\text{H}_2\text{S}) = 22 \text{ ppm}$ festgestellt. Die VDI Richtlinie 3477 (2003) sieht jedoch eine Grenze bei 5 mg/m^3 entsprechend $3,3 \text{ ppm}$ vor und die Filter waren demnach überlastet. Hinsichtlich des H_2S -Abbaus funktionierten beide Materialien gleichermaßen gut und es wurden Wirkungsgrade von über $\eta = 0,99$ erreicht.

7.5.2 Photoionisations-Anlage am Abwasserkanal Bottrop

Die Photolyse mit Ozonierung bewirkte eine Geruchsminderung. Die Reduzierung der Geruchsbelastung durch die Photolyse war mit einem Geruchsintensitätsminderungsmaß von etwa $a_G = -1,0 \text{ dB}_{\text{od}}$ gering. Der nachgeschaltete Katalysator lieferte eine zusätzliche Geruchsminderung mit einem Geruchsintensitätsminderungsmaß von $a_G = -4,7 \text{ dB}_{\text{od}}$.

Für die ozonbildende Photolyse wurde eine Verbesserung der Geruchsqualität nachgewiesen. Der Katalysator verbesserte die Geruchsqualität nur noch geringfügig.

Durch die Photolyse wurden Alkane und LHKW sowie Benzolderivate zu 100% umgewandelt. Benzol selbst wurde weder mit noch ohne Katalysator deutlich minimiert, hier scheinen weder Photolyse noch die Photokatalyse deutlich zu greifen.

Ein Abbau von TOC konnte nicht nachgewiesen werden.

Ein vollständiger Abbau konnte für die Schwefelgase wie H_2S und DMS gezeigt werden.

7.5.3 Photoionisations-Anlage auf der Kläranlage Emschermündung

Die Photokatalyse bewirkte eine Geruchsminderung. Die Reduzierung der Geruchsbelastung erreichte Wirkungsgrade von über 99% und das Geruchsintensitätsminderungsmaß lag bei $a_G = -10$ bis $a_G = -30 \text{ dB}_{\text{od}}$. Für die Anlage wurde zudem eine Verbesserung der Geruchsqualität nachgewiesen.

Durch die Photokatalyse wurde auch eine Reduktion des TOC bewirkt. Die Messung mit dem FID ergab einen Wirkungsgrad von $\eta = 19\%$ und mit dem PID von 78%.

7.5.4 Biofilteranlage Technikum Kassel

7.5.4.1 Untersuchte Maßnahmen

In dieser Anlage wurden untersucht:

- ➔ die Vorbehandlung mittels
 - Bestrahlung mittels ozonfreier Photoionisation vor einem Befeuchter und
 - Zugabe eines Lösevermittlers in einem Befeuchter sowie
- ➔ der Einsatz eines alternativen Biofiltermaterials (Zellulose Pellets)

Als Referenz wurde eine der Abluftbehandlungsstraßen als konventioneller Biofilter betrieben.

7.5.4.2 Bestrahlung mittels ozonfreier Photoionisation vor einem Befeuchter

Die Photolyse ohne Ozonierung bewirkte eine Geruchserhöhung, die sich in einem negativen Wirkungsgrad von $\eta = -0,87$ und einem Geruchsintensitätsminderungsmaß von im Mittel $a_G = 7,2 \text{ dB}_{\text{od}}$ zeigte. Eine Verbesserung der Geruchsqualität wurde für die Photolyse nicht nachgewiesen. Die Geruchsqualität war von einer chemischen Note und der Rohgasgeruch war nicht mehr wahrnehmbar.

Die ozonfreie Photolyse erreichte einen Wirkungsgrad von $\eta = 0,07$ beim Abbau von Benzol als organischem Spurengas und $\eta = 0,15$ für NH_3 als anorganischem Spurengas. Auch konnte eine Minderung des TOC mit einem Wirkungsgrad von $\eta = 0,37$ nachgewiesen werden.

7.5.4.3 Zugabe eines Lösevermittlers in einem Befeuchter

Der Wirkungsgrad bezüglich der Geruchsstoffkonzentration war vernachlässigbar und das Geruchsintensitätsminderungsmaß lag um 0. Die Geruchsqualität veränderte sich in Richtung chemischer Gerüche.

Die Behandlung des Umlaufwassers im Befeuchter mit geringen Konzentrationen und Mengen an HP- β -CD verbesserte dessen Leistungsfähigkeit hinsichtlich Spurengasabbaus. Bei Einstellung einer Konzentration von $c(\text{HP-}\beta\text{-CD}) = 2 \text{ g/L}$ erhöht sich die Absorption von NH_3 von $\eta = 0,85$ auf $\eta = 0,96$. Die Minderung von C_6H_6 durch den Einsatz von HP- β -CD im Befeuchter konnte nicht festgestellt werden. Die Minderung des TOC mit einem Wirkungsgrad von $\eta = 0,20$ lag etwa doppelt so hoch wie die des normalen Befeuchters mit einem Wirkungsgrad von nur $\eta = 0,10$, allerdings wurde HP- β -CD in einer Konzentration von $c(\text{HP-}\beta\text{-CD}) = 25 \text{ g/L}$ verwendet.

Der Einsatz im Befeuchter erhöhte die Leistungsfähigkeit des Biofilters beim Geruchsstoffabbau hinsichtlich einer Steigerung im Wirkungsgrad von $\eta = 0,70$ auf $\eta = 0,73$ und der Verbesserung im Geruchsintensitätsminderungsmaß von im Mittel $a_G = -5,6 \text{ dB}_{\text{od}}$ auf $a_G = -6,5 \text{ dB}_{\text{od}}$.

7.5.4.4 Einsatz eines alternativen Biofiltermaterials

Der Einsatz von Cellulose-Pellets als Biofiltermaterial verlief positiv hinsichtlich der Geruchsminderung. Die Geruchsstoffkonzentration im Reingas konnte im Vergleich zum Standardbiofilter geringfügig gesenkt und die Geruchsqualität verbessert werden. Eine deutliche Verbesserung, wie sie aufgrund der vergrößerten spezifischen Oberfläche sowie der eingebrachten Chemikalien in den imprägnierten Pellets zu erwarten wäre, konnte aufgrund der geringen Rohgasbelastungen nicht nachgewiesen werden. Der Geruch im Reingas war von chemischer und teilweise aber auch fäkaler Qualität. Der Druckverlust erreichte Werte von bis zu $\Delta p = 200 \text{ Pa}$.

7.5.4.5 Biofilter allgemein

Die Anlage wurde in der kalten Jahreszeit betrieben. Dies zeigte sich an den geringen Temperaturen roh- und reingasseitig. Teilweise war die Anlage eingefroren. Von einigen temperaturbedingten Ausfällen der Befeuchter abgesehen konnte die Luft ausreichend feucht gehalten werden.

Die Beschickung der Filter konnte so eingestellt werden, dass die Filterflächenbelastung übliche Werte nicht überschritten hat. Die resultierenden Aufenthaltszeiten - gemessen als EBRT - waren mit ca. 50 s auf üblichem Niveau.

Der Druckverlust der mit WoodMix befüllten Biofilter war gering. Dies war vermutlich auf die geringe Setzungsmöglichkeit des WoodMix-Filtermaterials in den Röhren mit 200 mm Durchmesser zurückzuführen. Wie die Untersuchungen der Eliminationsleistung gezeigt haben, hat sich der geringe Druckverlust nicht durch Fehlfunktionen der Filter geäußert.

Der Druckverlust des UGN Filters ist als realitätsnah anzusehen, da aufgrund der feinen Körnung des Materials die Setzung nicht behindert wurde. In den ersten 20 Wochen lag der Druckverlust auf einem Niveau von $\Delta p = 100 \text{ Pa}$. Danach stieg der Druckverlust an und erreichte Werte von $\Delta p = 200 \text{ Pa}$ und mehr.

Alle Biofilter erreichten Wirkungsgrade im Abbau der Geruchsstoffkonzentration von 0,6 und mehr und ein mittleres Geruchsintensitätsminderungsmaß von $a_G = -5,5 \text{ dB}_{\text{od}}$ und besser.

8 Diskussion der Ergebnisse und Modellierung der optimierten Verfahrensschritte

8.1 Überblick

Im Folgenden werden die unterschiedlichen untersuchten Möglichkeiten der Leistungssteigerung eines Biofilters diskutiert. Hierfür werden Messwerte und Modellvorstellungen gegenübergestellt. Die untersuchten Varianten sind:

- ➔ Einsatz hybrider Biofiltermaterialien
- ➔ Bestrahlung des Rohgases mit UV Licht (ozonierend/ozonfrei) im Rohgaskanal
- ➔ Dosierung von Lösevermittlern im vorhandenen Befeuchter.

8.2 Einsatz eines hybriden Biofiltermaterials

8.2.1 Überblick

Die Abluftbehandlung in Biofiltern ist ein seit langem bekanntes Verfahren, das in einer recht grundlegenden Form im United States Patent 4086167 (1978) beschrieben worden ist. Der Stand der Technik der Biofiltration ist in der VDI Richtlinie 3477 (2004) dokumentiert.

Die Grundlagen des Verfahrens sowie bekannte Möglichkeiten einer Optimierung sind in Abschnitt 3 aufgezeigt worden.

In den experimentellen Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit sind drei verschiedene Biofiltermaterialien verglichen worden:

- ➔ Biofiltermaterial WoodMix: Mischung aus Holzhackschnitzel und Rindenmulch als Refrenzmaterial
- ➔ UGN Granulat: Organisches Material auf Zellulosebasis, mit Glasschaumkugeln als Stützkörper gemischt
- ➔ IHCS-Medium: Mineralisch-organisches Hybridmaterial, basierend auf organisch beschichtetem Tongranulat.

Im Folgenden werden die Messergebnisse interpretiert und die Wirkungsmechanismen dargestellt.

8.2.2 Materialeigenschaften

Die Mess- und Rechenergebnisse der Materialeigenschaften der untersuchten Filtermaterialien sind in Tabelle 22 zusammengestellt.

Tabelle 22: Biofilter, Materialeigenschaften

Parameter	Formelzeichen	Einheit	Wert	Wert	Wert
Material		-	Roth WoodMix	UGN Granulat	Otto IHCS
Schüttdichte	ρ_s	kg/m ³	227	423	750
Rohdichte	ρ_r	kg/m ³	516	480	2.600
Porosität	ε	-	0,56	0,12	0,71
Massenspezifische Oberfläche	$A_{\text{spez,m}}$	m ² /kg	0,67	4,16	0,31
Volumenspezifische Oberfläche	$A_{\text{spez,V}}$	m ² /m ³	155	1.757	231

Die Fachliteratur führt Vergleichswerte für ähnliche Filtermaterialien wie die im Rahmen dieser Arbeit verwendeten Materialien auf. Die Dichte von verschiedenen Holzarten ist in DIN 68364:2003-05 beschrieben und liegt für Nadelhölzer bei Werten um $\rho_r = 500 \text{ kg/m}^3$. Werte für die Porosität verschiedener Biofiltermaterialien sind in der VDI Richtlinie 3477 (2003) angegeben und liegen zwischen $\varepsilon = 0,40$ und $\varepsilon = 0,85$. Angaben zu der spezifischen Oberfläche von Biofiltermaterialien sind beispielsweise bei DORADO et al. (2007) angegeben und liegen zwischen $A_{\text{spez,m}} = 0,50 \text{ m}^2/\text{kg}$ für ein konventionelles Biofiltermaterial und $A_{\text{spez,m}} = 5,99 \text{ m}^2/\text{kg}$ für ein synthetisches.

Der Vergleich der hier untersuchten Filtermaterialien mit den Literaturwerten zeigt:

- ➔ **Holzmischung:** Die Rohdichte weist einen Wert in dem zu erwartenden Bereich nach DIN 68364:2003-05 auf. Die Porosität entspricht dem nach VDI Richtlinie 3477 (2003) zu erwartenden Niveau. Der Wert der spezifischen Oberfläche ist für ein Biofiltermaterial normal.
- ➔ **UGN Pellets:** Die Rohdichte liegt in dem seitens des Herstellers mit $\rho_s = 320 \text{ kg/m}^3$ bis $\rho_s = 500 \text{ kg/m}^3$ angegebenen Bereich, und sie liegt auf dem Niveau von Holz. Der Wert der Porosität ist geringer, erscheint aber auf Grund des dichten Gefüges nachvollziehbar. Der Wert der massenspezifischen Oberfläche ist für ein Biofiltermaterial hoch.
- ➔ **IHCS-Medium:** Das Material ist aufgrund seines mineralischen Kerns schwer und verfügt über eine hohe Schüttdichte von i.M. 750 kg/m^3 . Die massenspe-

zifische Oberfläche von ca. $0,3 \text{ m}^2/\text{kg}$ ist gering, die volumenspezifische Oberfläche relativ hoch. Die Porosität ist mit einem Wert von $\varepsilon = 0,71$ ebenfalls vergleichsweise hoch.

8.2.3 Betriebsparameter

Der Druckverlust an den Filtern KKS1 bis KKS3 hat sich im Laufe der Versuche tendenziell nicht verändert.

Der Druckverlust am Filter KKS4 mit den UGN Pellets lag in den ersten 20 Wochen auf einem Niveau von $\Delta p = 100 \text{ Pa}$. Danach stieg der Druckverlust an und erreichte Werte von $\Delta p = 200 \text{ Pa}$ und mehr.

Die Veränderung des Durchströmungsverhaltens wird noch besser erkennbar, wenn die durch den Volumenstrom übertragene Leistung P_L betrachtet wird. Sie gibt an, welche Leistung einem Volumenstrom maximal entnommen werden kann und findet hauptsächlich bei der Leistungsberechnung für Wasserkraftanlagen Anwendung. Diese Leistung wird gemäß der Gleichung (8-1) berechnet.

$$P_L [W] = \Delta p [Pa] \cdot V_L [m^3 / s] \quad (8-1)$$

Die entsprechenden Kurven für P_L der einzelnen Straßen der Anlage TKS 1 bis TKS 4 sind in Abbildung 68 dargestellt.

Die Leistungen für die Straßen TKS1 bis TKS3 haben sich über den gesamten Zeitraum nur geringfügig verändert. Dagegen musste die Leistung bei Straße TKS4 mit den UGN Pellets deutlich gesteigert werden, um den geforderten Luftvolumenstrom aufrechtzuerhalten.

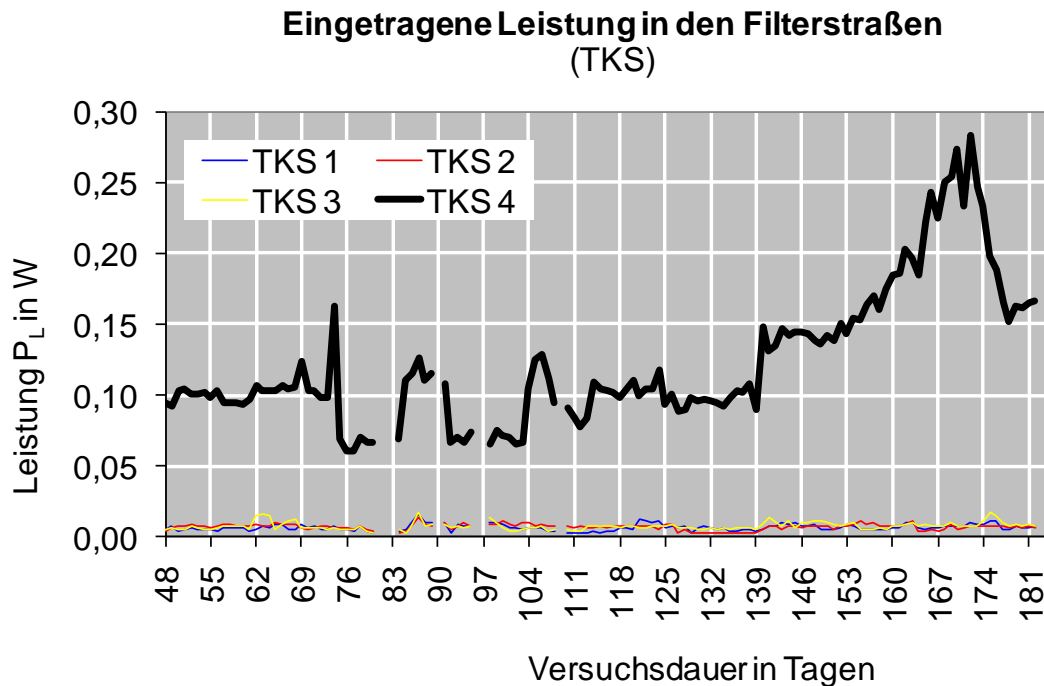


Abbildung 68: TKS, übertragene Leistung

Ein zweites Maß für die Beschreibung der Durchgängigkeit ist der Luftwiderstand. Dieser muss proportional zum Druckverlust und umgekehrt proportional zum Volumenstrom sein. Entsprechend dieser Überlegung wird der Luftwiderstand über die Gleichung (8-2) berechnet².

$$R_L \left[\text{Ns} / \text{m}^5 \right] = \frac{\Delta p [\text{Pa}]}{V_L \left[\text{m}^3 / \text{s} \right]}. \quad (8-2)$$

Die entsprechenden Kurven für die Luftwiderstände in den einzelnen Straßen werden in Abbildung 69 gezeigt.

² In der Elektrotechnik wird der Widerstand über $R = U / I$ definiert, also dem Quotienten aus Spannung (= Differenz des elektrischen Potentials) und dem elektrischen Strom (= Durchfluss an Elektronen). Entsprechend wird hier für das Durchströmen eines Filters mit Gas verfahren.

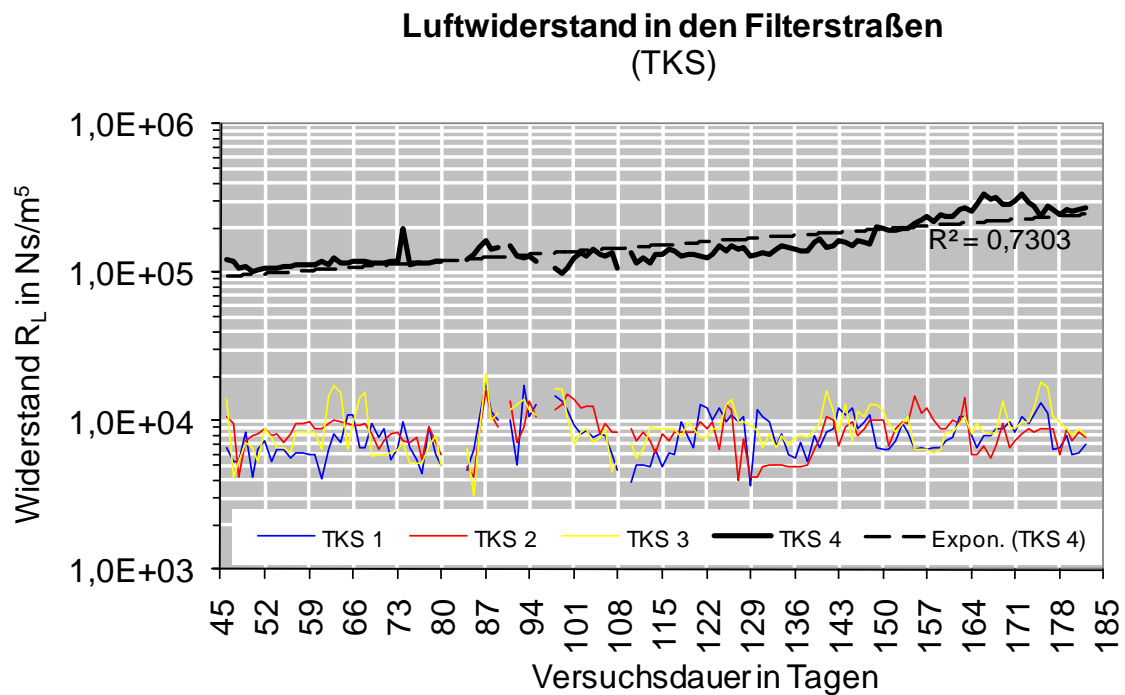


Abbildung 69: TKS, Luftwiderstand

Der Luftwiderstand veränderte sich bei den Filtern TKS1 bis TKS3 tendenziell nicht. Bei Filter TKS4 – befüllt mit den Cellulose Pellets – ist eine beständige Erhöhung festzustellen, also eine Veränderung von Beginn an, und nicht erst ab der 20. Versuchswoche, wie zuvor vermutet.

Diese Veränderung spricht für einen kontinuierlich und langsam erfolgenden Verdichtungsprozess. Eine Setzung des UGN Materials war jedoch nicht festzustellen. Die Verdichtung musste also im Porenraum erfolgt sein. Dies konnte durch ein Quellen infolge Feuchtigkeit erfolgt sein.

Um den Einfluss der Feuchtigkeit zu untersuchen wurden die in den Biofiltern abgeschiedenen Wassermengen betrachtet (Mess-/Berechnungsverfahren). Diese sind in Abbildung 70 abgetragen.

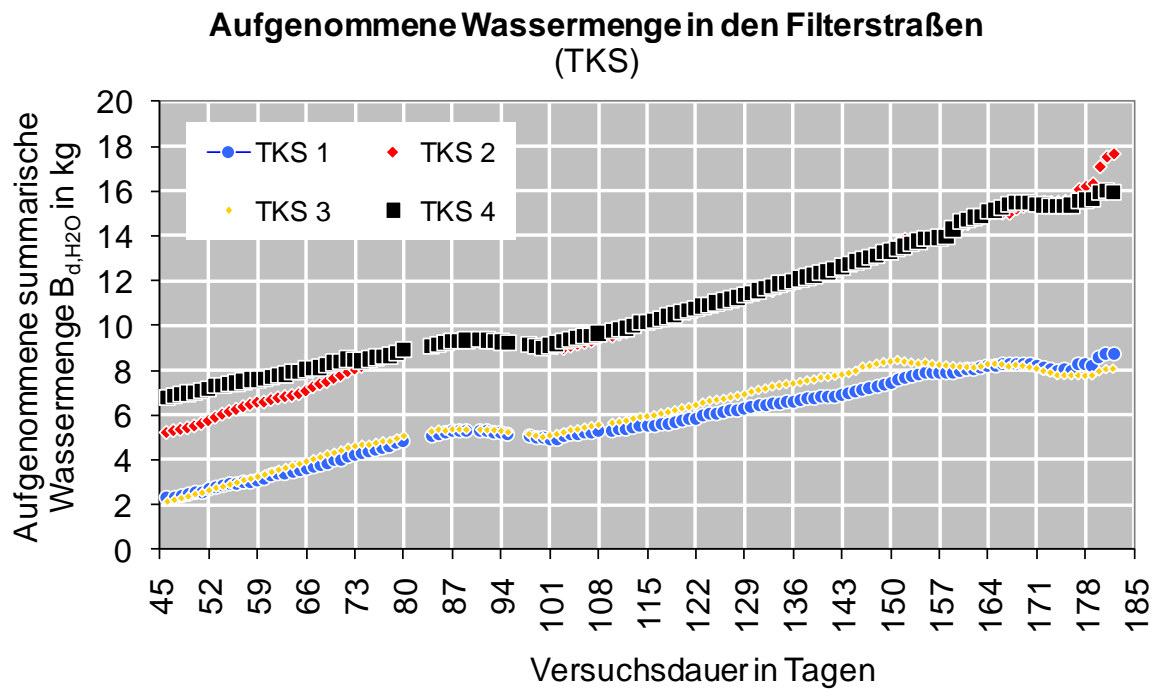


Abbildung 70: TKS, aufgenommene Wassermenge in den Biofiltern

Alle vier Filter nahmen demnach Wasser auf.

In Abbildung 71 sind Temperatur, Luftfeuchtigkeit und aufgenommene Wassermenge als Funktion des Luftwiderstandes für Filter KKS4 – befüllt mit den Cellulose Pellets – dargestellt.

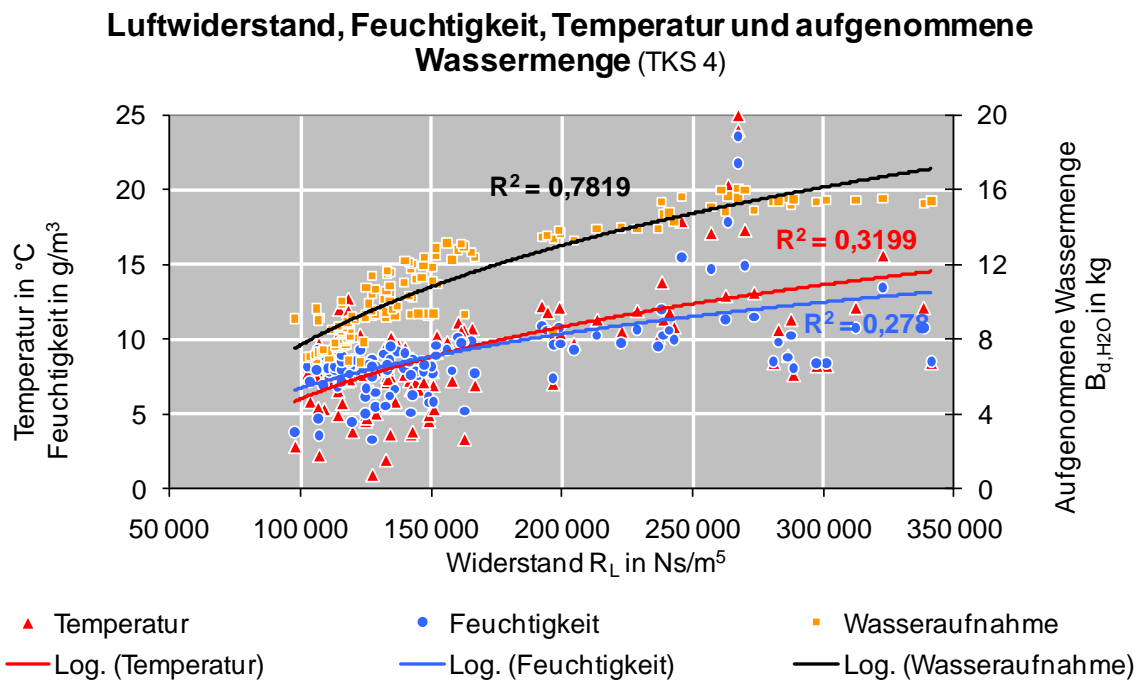


Abbildung 71: TKS, nur Filter 4, Luftwiderstand, Feuchtigkeit, Temperatur und aufgenommene Wassermenge

Es ist ein verhältnismäßig enger Zusammenhang von aufgenommener Wassermenge und dem Widerstand des Filters zu erkennen. Die Zusammenhänge zwischen dem Widerstand und der Feuchtigkeit des Rohgases sowie Widerstand und der Temperatur sind dagegen nicht signifikant. Zur Erklärung der Vergrößerung des Luftwiderstandes wird somit die aufgenommene Wassermenge herangezogen.

Folgerung: Das Material verfügte zu Anfang der Versuche über eine Porosität von nur $\varepsilon = 0,12$ und somit bereits vergleichsweise wenig Porenvolumen. Ein geringes Quellen der Pellets infolge Durchfeuchtung wird mindestens zu einem Verschluss der kleineren Poren führen. Dies kann den Anstieg des Luftwiderstandes erklären.

8.2.4 Modell der Adsorption (Modell der Anlagerung)

8.2.4.1 Grundlegende Überlegungen

Die Behandlungskapazität eines Filters ergibt sich aus

- der Größe der Oberfläche der Materialkörner sowie
- der Kontaktzeit, die die Schadstoffe haben, um mit der Filteroberfläche in Wechselwirkung zu treten.

Die VDI Richtlinie 3477 (2004) sieht als Bemessungsgrößen die Filterflächenbelastungen von maximal $q_A = 150 \text{ m}^2/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ für Flächenfilter und Volumenbelastungen von $350 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ für feinporige Materialien in gekapselten Filtern vor. Die Bemessungsansätze der VDI Richtlinie 3477 (2004) für Biofilter beruhen darauf, dass zu behandelnde Belastung als Massenstrom und erforderliche Filtergröße als Volumen einander proportional sind. Mit dem Volumenstrom Q_L und der Schadstoffkonzentration $c(i)$ wird die Proportionalität zum Filtervolumen und bei konstanter Filterschichtdicke zur Fläche in der Beziehung (8-3) beschrieben:

$$Q_L \cdot c(i) \propto V_{\text{BioF}} \propto A_{\text{BioF}} \quad (8-3)$$

Bei den Bemessungsempfehlungen für Filterfläche und Filtervolumen wird von üblichen Biofiltermaterialien, Schütthöhen von 1 m bis 2 m und der Einhaltung der maximal zulässigen Schadstoffkonzentrationen ausgegangen. Nur deshalb ist die übliche Bemessung über die Filterflächenbelastung als Proportionalitätsfaktor ohne Berücksichtigung der Konzentrationen möglich, wie die Beziehung (8-4) zeigt.

$$Q_L \propto A_{\text{BioF}} \Rightarrow q_A = Q_L / A_{\text{BioF}} \quad (8-4)$$

In Abbildung 72 ist ein von unten nach oben durchströmter Quader eines Biofilters dargestellt.

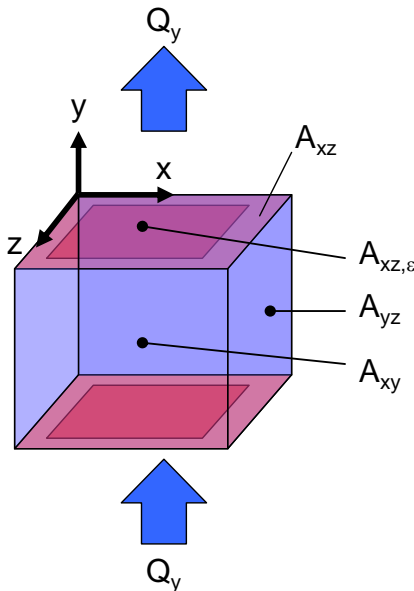


Abbildung 72: Biofilter, Durchströmung eines Biofilterquaders

Die zur Durchströmungsrichtung y orthogonal liegenden Flächen A_{xz} werden durchströmt und müssen materialfrei sein und die parallel liegenden Flächen A_{xy} und A_{yz} werden überströmt und werden vom Material gebildet. Die Summe der überströmten

Oberflächen ist die Porenoberfläche $A_e = 2 \cdot (A_{xy} + A_{yz})$. Sie ist die spezifische Oberfläche eines Biofiltermaterials.

In Abbildung 73 sind verschiedene Varianten von Biofiltermaterial schematisch dargestellt.

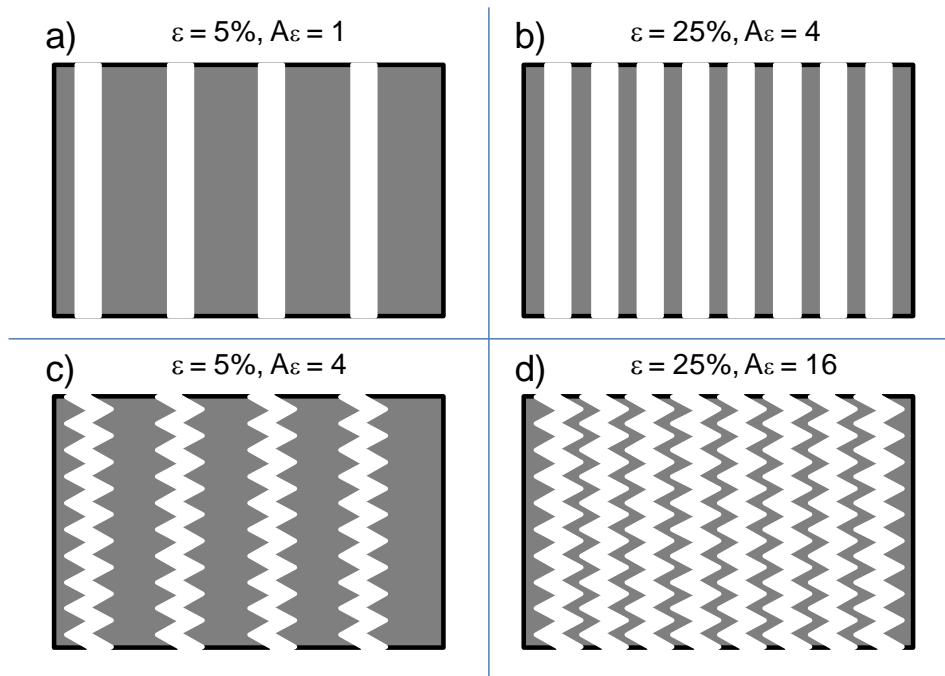


Abbildung 73: Biofilter, Variationen des Porenraumes

Die Erhöhung der Porosität erhöht die Größe der zur Verfügung stehenden Oberfläche und verlängert ebenfalls die Kontaktzeit, ohne dass sich die Oberflächenstruktur verändern muss. Wird dagegen nur die Oberflächenstruktur vergrößert, so vergrößert sich auch die Kontaktzeit, aber die Durchströmungsgeschwindigkeit in den Poren bleibt gleich. Erst eine Vergrößerung von Porosität und Oberflächenstruktur bringt eine deutliche Verbesserung, da so die Durchströmungsgeschwindigkeit in den Poren reduziert wird. Für ein Biofiltermaterial (BioF2), das eine vom normalen Biofiltermaterial (BioF1) abweichende volumenspezifische Oberfläche $A_{spez,V2}$ sowie auch eine abweichende Porosität ε_2 aufweist, ist folglich eine veränderte Filtergrundfläche A_{BioF2} möglich. Werden Biofiltermaterialien mit veränderten spezifischen Oberflächen oder Porosität verwendet, so können also die Filterabmessungen oder auch die Filterbelastungen verändert werden. Eine Umrechnung der erforderlichen Flächen und somit Filtergrößen ist sicherlich nur überschläglich möglich und wird versuchsweise nach Gleichung (8-5) durchgeführt.

$$A_{BioF1} \cdot \alpha_A = A_{BioF1} \cdot \frac{A_{spez,V,BioF1}}{A_{spez,V,BioF2}} \cdot \frac{\varepsilon_{BioF1}}{\varepsilon_{BioF2}} = A_{BioF2} \quad (8-5)$$

Der Faktor α_A beinhaltet sowohl das Verhältnis der Porosität wie auch der spezifischen Oberfläche. Da äußere Filterflächenbelastung und Filterfläche proportional sind, kann über den Faktor α_A auch die maximale Filterflächenbelastung für ein Filtermaterial abgeschätzt werden.

In Tabelle 23 sind die Ergebnisse für entsprechende Berechnungen ausgehend von einer üblichen Filterflächenbelastung von $q_A = 100 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ wiedergegeben.

Tabelle 23: Biofilter, Berechnung der Durchströmung

Parameter	Formelzeichen	Einheit	Wert	Wert	Wert
Material			Roth Woodmix	UGN Granulat	Otto IHCS
Filterflächenbelastung	q_A	$\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$	100	100	100
Porosität	ε	-	0,56	0,12	0,71
Porenraum	V_p	m^3/m^2	0,56	0,12	0,71
Kontaktzeit	t_ε	s/m^2	20,16	4,32	25,62
Mittlere Durchströmungsgeschwindigkeit im Porenraum	$v_{p,V}$	m/s	0,05	0,23	0,04
Volumenspezifische Oberfläche	$A_{\text{spez},V}$	m^2/m^3	155	1 757	231
Grundflächenspezifische Oberfläche	$A_{\text{spez},A}$	m^2/m^2	155	1 757	231
Mittlere Überströmungsgeschwindigkeit im Porenraum	$v_{p,A}$	m/s	0,645	0,057	0,433
Flächenfaktor	α_A		1,00	2,43	1,89
Filterflächenbelastung multipliziert mit Flächenfaktor	$q_{A,\text{max}}$	$\text{m}^3/\text{m}^2/\text{h}$	100	243	189

Wird der Faktor $\alpha_{\varepsilon A}$ als Skalierungswert verwendet und das Verhalten der Durch- und Überströmung in den Poren des WoodMix Material bei einer Filterflächenbelastung von $q_A = 100 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$ als Maßstab verwendet, so können die Filterflächenbelastungen für die beiden anderen Materialien erhöht werden, wie im folgenden beschrieben wird.

8.2.4.2 UGN Material

Für das UGN Material ergibt sich den Überlegungen nach eine Filterflächenbelastung von $q_{A,max} = 243 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$.

Das UGN-Granulat verfügt über eine um den Faktor 11 höhere volumenspezifische Oberfläche als das WoodMix Material, aber auch deutlich geringere Porosität. Die Leistung des UGN-Granulats bei der Geruchsstoffelimination war nur geringfügig höher als im WoodMix Material. In der Versuchsanlage wurden weder hoch mit Geruch belastete Abluft behandelt, noch wurde das Material hydraulisch stark beansprucht. Eine Aussage darüber, ob hier eine Steigerung der Leistung in der zu behandelnden Fracht um mehr als den Faktor 2,43 möglich ist, kann aufgrund der Datenlage nicht getroffen werden. Das vermutete Aufquellen der Cellulose-Pellets durch die absorbierte Feuchtigkeit legt nahe, dass eine deutliche Steigerung nicht möglich ist.

8.2.4.3 IHCS Material

Für das IHCS-Medium ergibt sich eine Filterflächenbelastung von $q_{A,max} = 189 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ und der Faktor α_{eA} liegt für das IHCS-Medium bei 1,89.

Das Geruchsintensitätsminderungsmaß stieg von $a_G = -22,5 \text{ dB}_{od}$ auf $a_G = -31,0 \text{ dB}_{od}$ an, was einer Steigerung von 38% entspricht. Die Raumbelastung konnte problemlos um 45% von $B_{r,od}(\text{BioF}) = 4,4 \text{ MGE}_E/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ auf $B_{r,od}(\text{IHCS}) = 6,4 \text{ MGE}_E/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ vergrößert werden. Insgesamt konnte also eine Verbesserung von $100\% = (1,45 \cdot 1,38 - 1) \cdot 100$ erreicht werden.

Die Erhöhung der Adsorption um ca. 89%, die der Faktor α_{eA} beschreibt, kann also schon der wesentliche Grund für die Leistungssteigerung um 100% sein.

Die Versuche haben jedoch auch gezeigt, dass die Geruchsqualität verbessert worden ist. Dies ist in der Regel mittels pH-Wert neutraler Biologie im Filter zu erreichen. Das Material wird also noch über einen zweiten Mechanismus verfügen.

8.2.5 Modell der Absorption (Bindung im Material)

8.2.5.1 Annahme

Die Absorption im Filtermaterial entzieht die Geruchs- und Schadstoffe dem Wasserfilm, in dem sich die Mikroorganismen aufhalten. Durch eine verstärkte Absorption von Schadstoffen, vor allem der nicht pH-Wert neutral reagierenden, müsste ein neutrales Milieu im Wasserfilm erhalten bleiben, was wiederum für die die Geruchsstoffe abbauenden Mikroorganismen günstig ist.

Durch den Entzug wird auch die Diffusion der Schadstoffe von der Gas- in die Wasserphase verstärkt werden, weil das Konzentrationsgefälle größer ist.

8.2.5.2 UGN Granulat

Das UGN Granulat und das WoodMix-Material wurden in der Versuchsanlage KKS nur selten und dann auch nur impulsartig mit erhöhten Konzentrationen an Spurengasen belastet. Eine Aussage über die kontinuierliche Absorption in Active-Granulat und Oxi-Granulat ist deshalb nicht möglich.

Die Kompaktheit der Pellets führt zu einem hohen Luftwiderstand in den einzelnen Pellets. Gerade feuchte Pellets quellen auf, so dass die Durchströmung eines einzelnen Pellets mit Luft unwahrscheinlich ist. Der Transport von Schadstoffen im Pellet muss deshalb im Wesentlichen über die Flüssigphase erfolgen. Damit hängt die Absorptionseigenschaft stark von Schadstoff und dem gelösten bindenden Stoff im Pellet ab.

Das Oxi-Granulat wird vor dem Einsatz mit Eisensalzen getränkt. Diese Salze lösen sich bei der üblichen Befeuchtung der Pellets wieder. Im feuchten Pellet sind somit Schadstoffe wie auch die bindenden Ionen beweglich. Die befeuchteten kompakten Pellets sind für die Absorption also kein Hemmnis. Es ist davon auszugehen, dass sich die Absorption entsprechend den verwendeten Lösungen oder Suspensionen verbessert.

Die Aktivkohlepartikel sind auch nach Befeuchtung der Pellets nicht mobil, sondern werden aufgrund ihrer Größe im Cellulose-Material eingelagert. Zudem kann die Feuchtigkeit durch Belegung der Oberfläche der Aktivkohlekörnchen verhindern, dass die Aktivkohlepartikel überhaupt Gase adsorbieren können.

8.2.5.3 IHCS-Medium

Die Überlegungen zur Adsorption legen nahe, dass beim IHCS Medium ein weiterer Mechanismus zur Leistungssteigerung greifen muss, denn die Oberflächenaktivität alleine kann die Leistungssteigerung noch nicht vollständig begründen.

Sowohl das IHCS-Medium als auch das WoodMix-Material erreichten hohe Wirkungsgrade bei der Elimination von H_2S . Die Zwischenprodukte des Stoffwechsel im Zuge des H_2S -Abbaus beeinträchtigen beim WoodMix-Material allerdings die Reingasqualität und beim IHCS-Medium nicht. Auch dies spricht für einen nicht oberflächenbezogenen Effekt.

Das IHCS-Medium verfügt durch die Beschichtung mit Aktivkohle und den mineralischen Kern aus Ton über Absorptionsmöglichkeiten von H_2S und der hieraus biologisch gebildeten Schwefelsäure (H_2SO_4).

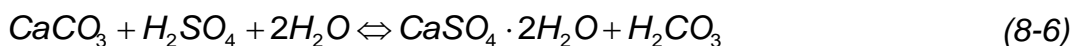
Die Aktivkohle kann H_2S adsorptiv binden und somit mindestens als Zwischenspeicher dienen. Wird das H_2S durch Wasser wieder von der Aktivkohle gelöst und von Mikroorganismen zu H_2SO_4 umgesetzt, so kann diese im Tonmineral chemisch gebunden werden.

Das Tonmineral besteht allgemein aus den folgenden Mineralien:

- ➔ Quarz = SiO_2 ,
- ➔ Kieselgel = $\text{SiO}_2 \cdot x\text{H}_2\text{O}$,
- ➔ Calcit = Calciumcarbonat CaCO_3 ,
- ➔ Dolomit = $\text{CaMg}[\text{CO}_3]_2$ und
- ➔ Feldspat = $(\text{Ca}, \text{Na})[(\text{Al}, \text{Si})_2\text{Si}_2\text{O}_8]$.

Die folgenden beiden Reaktionen von Tonmineralen und H_2SO_4 sind möglich:

- ➔ Calciumcarbonat reagiert mit Schwefelsäure im feuchten Milieu zu Calciumsulfat (Gips) und Kohlensäure, wie die Reaktionsgleichung (8-6) zeigt.
- ➔ Dolomit reagiert mit Schwefelsäure zu Calciumsulfat und Magnesiumsulfat, wie Reaktionsgleichung (8-7) zu entnehmen ist.



Die chemische Umsetzung von H_2SO_4 im Materialkorn, also die Chemie-Sorption und makroskopisch betrachtet die Absorption, ist wahrscheinlich der wesentliche Grund für die erhöhte Geruchsstoffelimination und Geruchsqualitätsverbesserung bei derart hohen H_2S -Belastungen, denn hierdurch kann das Milieu im Feuchtfilmschicht neutral gehalten werden.

8.2.6 Bemessungshinweise

Die hybriden Biofiltermaterialien lassen im Vergleich zu normalen Materialien höhere Belastungen hinsichtlich Fracht und Durchströmung zu. Grundsätzlich orientieren sich die Empfehlungen am Stand der Technik.

Für das UGN Material werden die folgenden Bemessungshinweise gegeben:

- ➔ **Volumenstrom:** Das UGN Granulat verfügt über eine sehr große spezifische Oberfläche und eine geringe Porosität. Der Druckverlust ist bei normalen Einsatzbedingungen höher als bei üblichen Biofiltermaterialien. Es erscheint sinnvoll, die Filtervolumenbelastung höher als bei einem normalen Biofilter zu wählen. Während die VDI Richtlinie 3477 (2004) für normale Materialien in offenen Filtern Volumenbelastungen von $40 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ bis $100 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ vorsieht, werden für feinkörnige Substrate in geschlossenen Filtern Werte von

100 m³/(m³*h) bis 350 m³/(m³*h) genannt. Dem wird sich hier angeschlossen. Eine Filterflächenbelastung von **243 m³/(m³*h)** (bei 1 m Schütthöhe entspricht dies 243 m³/(m³*h)) sollte mit dem UGN Granulat möglich sein. Aufgrund des Aufquellens des Materials sollte aber keine darüber hinaus gehende höhere Filterflächenbelastung gefahren werden.

- ➔ **Fracht:** Aufgrund der Datenlage kann das Potential des Materials kaum abgeschätzt werden. Die um den Faktor 11 größere spezifische Oberfläche als die eines Biofilters spricht für eine Raumbelastung von bis zu $B_{r,od} = 2,2 \text{ MGE}_E/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$. Diese kann jedoch nur für hochbelastete Lüfte angesetzt werden, denn die Hydraulik im Material ermöglicht keine um den Faktor 11 höhere Durchströmung. Wird die Hydraulik als Maßgabe verwendet, so kann die Filterraumbelastung auf einen Wert von nur **$B_{r,od} = 0,49 \text{ MGE}_E/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$** angehoben werden. Aussagen über eine darüber hinausgehende Filterraumbelastung durch Nutzung der Absorption können auf Grundlage der Untersuchungen nicht gegeben werden.

Für das IHCS Material werden hier die folgenden Bemessungshinweise gegeben:

- ➔ **Volumenstrom:** Aufgrund der hydraulischen Eigenschaften kann von einer Erhöhung der Filterflächenbelastung um 89% auf einen Wert von **189 m³/(m²*h)** ausgegangen werden.
- ➔ **Fracht:** Wird die Hydraulik als Maßgabe verwendet, so kann die Filterraumbelastung auf einen Wert von nur **$B_{r,od} = 0,38 \text{ MGE}_E/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$** angehoben werden. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass das Material mit einer deutlich höheren Filterraumbelastung betrieben werden kann. Im Versuch konnte eine mittlere Raumbelastung von $B_{r,od} = 6,4 \text{ MGE}_E/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ erreicht werden, wobei die Standzeit nach Angabe des Betreibers etwa 2 Jahre betragen hat. Ein Wert von **$B_{r,od} = 2,5 \text{ MGE}_E/(\text{m}^3 \cdot \text{h}) \approx 6,4 \cdot 2/5$** als Dauerbelastung sollte also für etwa 5 Jahre möglich sein.

8.2.7 Bewertung der Biofiltermaterialien

Die untersuchten Materialien haben gezeigt, dass hybride Biofiltermaterialien wie die Pellets von Fa. UGN und das IHCS-Medium von Fa. Otto die Leistungsfähigkeit eines Biofilters erhöhen können, ohne dass am Aufbau der Anlage selbst deutliche Änderungen vorzunehmen sind.

Die verbesserte Leistungsfähigkeit der UGN Pellets begründet sich mit der deutlich erhöhten volumenspezifischen Oberfläche. Die Absorption durch Spezial-Granulate wurde nicht untersucht. Hier ist jedoch Potential zu vermuten. Laut Hersteller wird

das Material derzeit zur Entschwefelung von Biogas eingesetzt. Die Cellulose-Pellets setzen aufgrund der feinen Körnung einen feineren Gitterboden unterhalb des Materials voraus. Zudem wird eine geschlossene Bauweise empfohlen. Das Material scheint empfindlich für Überlastung, die Pellets quellen auf, und verschließen den Luftweg.

Die verbesserte Leistungsfähigkeit des IHCS-Mediums hat vermutlich zwei Gründe: Das Material verfügt über eine erhöhte volumenbezogene spezifische Oberfläche und der mineralische Kern hat eine Absorptionswirkung für Säuren. Das Material kann ohne Modifikationen an der Filterkammer eingebaut werden und ist auch für den Betrieb in offenen Flächenfiltern geeignet.

8.3 Bestrahlung des Rohgases

8.3.1 Überblick

Im Rahmen der hier vorgelegten Arbeit wurden drei Möglichkeiten untersucht:

- ➔ ozonbildende Photolyse
- ➔ ozonbildende Photokatalyse (Metalloxidkatalysator)
- ➔ ozonfreie Photolyse.

Die Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit haben gezeigt, dass die Wirkung der PI nur zu geringen Wirkungsgraden bei der Elimination von Schadstoffen aus Kanallüften oder Luft ähnlicher Zusammensetzung geführt hat. Im Folgenden soll dies erklärt werden.

8.3.2 Modell der Photolyse

8.3.2.1 Annahmen

Das Modell gründet auf den folgenden Annahmen:

- ➔ Jedes Photon kann mit seiner Energie eine Bindung in einem Gasmolekül aufbrechen und ist danach verbraucht.
- ➔ Es ist unwahrscheinlich, dass zwei Photonen gleichzeitig ein Gasmolekül treffen.
- ➔ Aus der verfügbaren Energie eines Photons und den möglichen Bindungsenergien innerhalb der Gasmoleküle kann das Zerbrechen des Moleküls, also dessen photolytische Zersetzung, abgeschätzt werden.

Die Photolyse bedient sich prinzipiell des gleichen Effekts wie die UV Spektroskopie. Dort wird die Absorption einzelner Wellenlängen der UV Strahlungen durch Bindungen genutzt. Beispielsweise bei LEHMANN (2009) werden das Prinzip sowie Beispiel für Absorptionswellenlängen gegeben.

8.3.2.2 Photonenenergie verschiedener UV-Strahlungen

Nach DIN 5031-7:1984-01 sind drei UV-Spektren zu unterscheiden: UV-A, UV-B und UV-C, wobei sich UV-C in die Bereiche FUV und VUV aufteilt. In Tabelle 24 sind die Eigenschaften der verschiedenen UV-Strahlungsspektren wiedergegeben.

Tabelle 24: *PI, Spektralbereiche und Energien der UV-Strahlung*

Beschreibung	Wellenlänge λ in nm	Frequenz ν in THz		Photonenenergie			
				Q_e in eV		Q_e in J	
UV-A, langwellig	380 bis 315	789	bis 952	3,27	bis 3,94	5,234E-19	bis 6,314E-19
UV-B, mittelwellig	315 bis 280	952	bis 1.071	3,94	bis 4,43	6,314E-19	bis 7,104E-19
UV-C	Fern UV (FUV)	280 bis 200	1.071 bis 1.500	4,43	bis 6,20	7,104E-19	bis 9,945E-19
	Vakuum UV (VUV)	200 bis 100	1.500 bis 3.000	6,20	bis 12,41	9,945E-19	bis 1,989E-18

In der DIN Norm sind Angaben für Frequenz ν und Photonenenergie Q_e enthalten. Die dortige Angabe von Q_e in eV ist für die folgenden Betrachtungen nicht zu verwenden. Hierfür ist die Angabe von Q_e in J erforderlich.

Die Berechnung der Energie erfolgte nach der aus der Physik bekannten Gleichung (8-8), in der c die Lichtgeschwindigkeit und h das Plank'sche Wirkungsquantum sind.

$$E = c \cdot h \cdot \nu \quad (8-8)$$

c 300.000.000 [m/s]

h $6,62606896 \cdot 10^{-34}$ [Js] = $4,13566733 \cdot 10^{-15}$ [eVs]

ν [Hz] = $1/\lambda$ [1/m]

Der Zusammenhang von Wellenlänge und Photonenenergie der UV-Strahlungen ist in Abbildung 74 grafisch dargestellt.

Photonenenergie von verschiedenen UV-Strahlungen

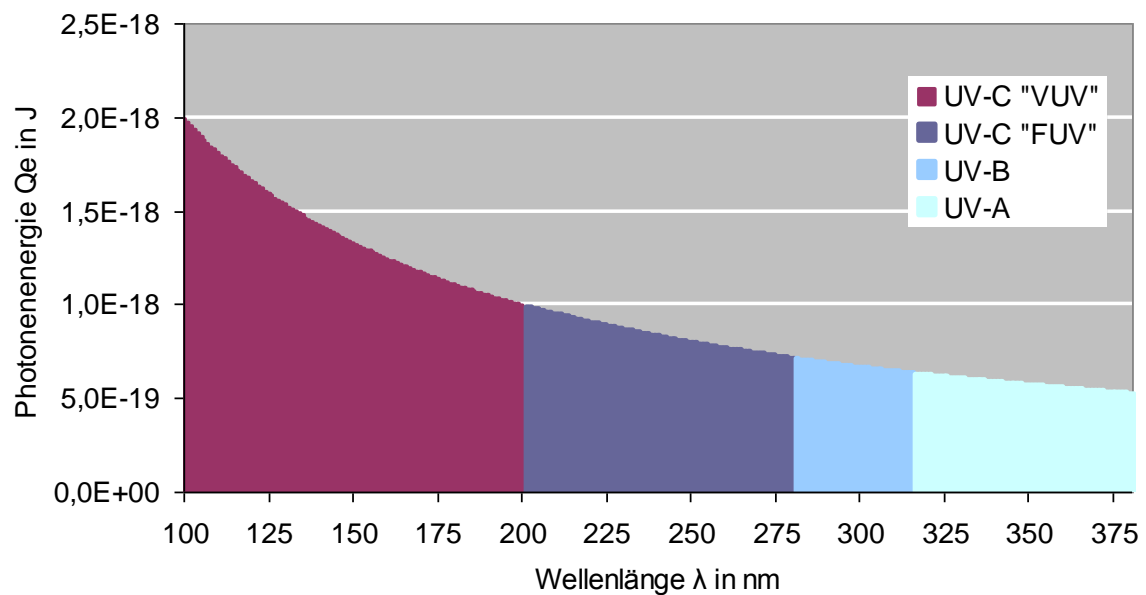


Abbildung 74: *PI*, Photonenenergie verschiedener UV-Strahlungen

8.3.2.3 Bindungsenergie innerhalb von Gasmolekülen

Als Bindungsenergie wird näherungsweise die Bindungsenthalpie ΔH_i in kJ/mol verwendet, denn sie beschreibt die Menge an Energie, die zum Aufbau einer Bindung benötigt wird. Werte für ΔH_i in kJ/mol sind bei BINNEWIES et al. (2004) tabelliert und exemplarisch in Tabelle 25 wiedergegeben.

Tabelle 25: *PI, Bindungsenthalpien ausgewählter Bindungstypen (nach BINNEWIES et al. (2004)) und zugehörige Absorptionsmaxima*

Bindungstyp	Referenz	Bindungs- enthalpie ΔH_i		Absorptions- wellenlänge λ
		in kJ/mol	in J/Bindung	in nm
C-Br	CBr ₄	271	4,500E-19	442
C-Cl	CCL ₄	325	5,397E-19	368
C-C	C ₂ H ₆	330	5,480E-19	363
C-O	n.n.	358	5,945E-19	335
S-H	H ₂ S	367	6,094E-19	326
N-H	NH ₃	391	6,493E-19	306
C-H	CH ₄	416	6,908E-19	288
H-O	H ₂ O	464	7,705E-19	258
O = O	O ₂	498	8,270E-19	241
C = C	C ₂ H ₄	589	9,781E-19	203
C = O	CO ₂	804	1,335E-18	149
N≡N	N ₂	945	1,569E-18	127

Aufbauend auf den molaren Bindungsenthalpien wurden die Bindungsenthalpien je Teilchen [J/Molekül] berechnet. Hierfür wurden die mol-spezifischen Angaben durch die Avogadro-Konstante ($6,022 \cdot 10^{23} \text{ mol}^{-1}$) dividiert. Diese Werte sind in Tabelle 25 ebenfalls mit aufgeführt. Die Berechnung der zugehörigen Wellenlängen für das Absorptionsmaximum erfolgte nach der Gleichung (8-9), in der λ die Wellenlänge, c die Lichtgeschwindigkeit und h das Plank'sche Wirkungsquantum ist:

$$\lambda_i = c \cdot h / \Delta H_i \quad (8-9)$$

c 300.000.000 [m/s]

h $6,62606896 \cdot 10^{-34}$ [Js] = $4,13566733 \cdot 10^{-15}$ [eVs]

ν [Hz] = $1/\lambda$ [1/m]

ΔH_i [J/Bindung]

Liegen in einem Gas ausschließlich Moleküle mit gleichen Bindungstypen in der Hauptstruktur vor, so ist für die Ionisation die zu diesem Typ gehörende Bindungsenthalpie zu verwenden. Beispielsweise ist für Propan (C₃H₈) mit zwei CC-Einfachbindungen, die hier die Hauptstruktur der Kohlenstoffkette bilden, von einer

Bindungsenthalpie von $\Delta H_{\text{C}_3\text{H}_8} = 330 \text{ kJ/mol}$ und einem Absorptionsmaximum bei $\lambda = 363 \text{ nm}$ auszugehen.

Bei Molekülen mit verschiedenen Bindungen in der Hauptstruktur ist ein gemittelter Wert für die Bindungsenthalpie zu verwenden. Ein Benzolring verfügt rechnerisch über drei CC-Einfach- und drei CC-Doppelbindungen. Deren Positionen sind jedoch nicht starr vergeben, sondern variieren dem Orbitalmodell nach, so dass die C-Atome im Mittel über 1,5-fache Bindungen aneinander gebunden sind. Diese Betrachtungsweise folgt aus dem Orbitalmodell der Atome, das mit Aufenthaltswahrscheinlichkeiten für die Elektronen im Bereich des gesamten Moleküls arbeitet. Der Wert der Bindungsenthalpie liegt mit $\Delta H_{\text{C}_6\text{H}_6} = 460 \text{ kJ/mol}$ zwischen den beiden Werten für Einfach- und Doppelbindungen. Dies führt zu einem Absorptionsmaximum bei einer Wellenlänge von $\lambda = 260 \text{ nm}$. LEHMANN (2009) gibt als gemessene Absorptionsmaxima für Benzol $\lambda = 254 \text{ nm}$ und für Nitrobenzol $\lambda = 269 \text{ nm}$ an. Das Modell scheint also ausreichend genau zu sein.

8.3.2.4 Öffnen von Bindungen

Im Modell wird der Ansatz verwendet, dass die durch ein Photon eingebrachte Energie größer als die Bindungsenergie sein muss, um die Bindung zu zerstören. In Abbildung 75 sind die Bindungsenthalpien verschiedener Bindungen und die Photonenenergien Q_e der für die PI genutzten Strahler sowie der UV-Spektren zusammengestellt. Demnach sind die verschiedenen UV-Strahlungen in der Lage, einen Großteil der Bindungen zu öffnen.

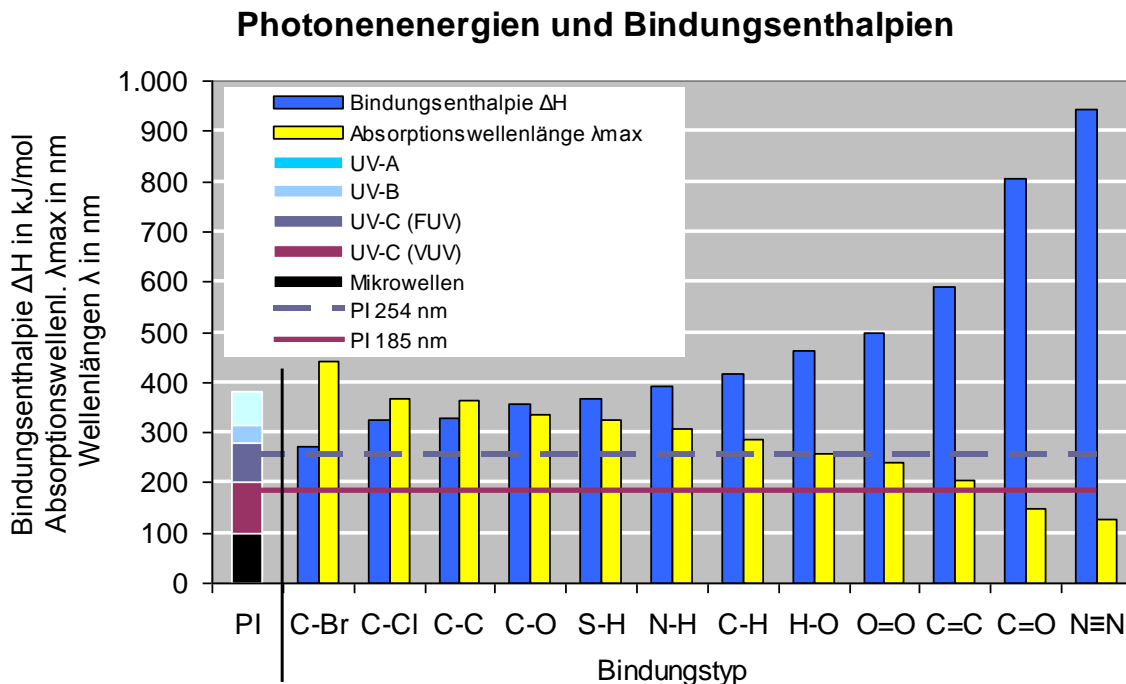


Abbildung 75: PI, Photonenenergien und Bindungsenthalpien (Absorptions-Wellenlängen bei den Bindungen jeweils beim Schnittpunkt mit den UV-Kurven)

8.3.2.5 Abschätzung der Wirkung auf Einzelgase

Der größere Anteil der ausgewählten Bindungen wird theoretisch schon bei Bestrahlung im UV-A Bereich zerstört. Das Abspalten der Wasserstoffatome erfolgt im Wesentlichen im UV-B Bereich. Die UV-C-Strahlung im FUV-Bereich kann Doppelbindungen lösen. Die UV-C-Strahlung im VUV- Bereich spaltet CO_2 und N_2 .

Eine ozonfreie PI-Anlage arbeitet bei einer Wellenlänge von 254 nm. Die Photonen können Einfachbindungen zwischen Kohlenstoff, Stickstoff, Sauerstoff oder Schwefel öffnen.

Eine ozonbildende PI-Anlage arbeitet bei einer Wellenlänge von 185 nm. Hierdurch zerstören die Photonen auch CC-Doppelbindungen und Sauerstoff-Doppelbindungen.

Die benötigte Leistung $P_{PI,i}$ für die Ionisation eines einzelnen Gases i als Massenstrom lässt sich über die Gleichung (8-10) abschätzen, unter der Voraussetzung, dass a) in dem Gasgemisch sonst nur noch CO_2 und N_2 vorliegen und b) die Photonenenergie eines Photons größer als die Bindungsenthalpie der Bindung eines Gasmoleküls ist:

$$P_{PI,i} [kW] = \frac{c(i) \left[\frac{g}{m^3} \right] \cdot Q \left[\frac{m^3}{s} \right] \cdot \Delta H_i \left[\frac{kJ}{mol} \right]}{M_i \left[\frac{g}{mol} \right]}. \quad (8-10)$$

8.3.2.6 Abschätzung der Wirkung auf Gasgemische

Die Bestrahlung von Gasgemischen führt zur Ionisation von Gasen verschiedener Bindungsenergien. Die Photolyse ist also nicht selektiv.

Die benötigte Leistung $P_{PI,i}$ für die Ionisation eines Gasgemisches errechnet sich dem Modell nach also aus der Summe der benötigten Leistungen für die Ionisation der einzelnen Gase entsprechend der Gleichung (8-11):

$$P_{PI} [kW] = \sum_i \frac{c(i) \left[\frac{g}{m^3} \right] \cdot Q \left[\frac{m^3}{s} \right] \cdot \Delta H_i \left[\frac{kJ}{mol} \right]}{M_i \left[\frac{g}{mol} \right]}. \quad (8-11)$$

8.3.2.7 Ionisation von Wasserdampf

In den meisten Ablüften wird Wasserdampf vorkommen.

Wasserdampf besitzt eine Bindungsenthalpie von $\Delta H_{H_2O} = 464 \text{ kJ/mol}$ und weist damit das Absorptionsmaximum bei $\lambda = 258 \text{ nm}$ auf. Die UV-Strahlung mit einer Wellenlänge von $\lambda = 254 \text{ nm}$ ionisiert also auch Wasserdampf.

Die Sättigungskurve für Wasser in Luft ist in Abbildung 76 gezeigt. Bei einer Temperatur von 15°C und einer relativen Feuchte von 100% weist Luft eine Sättigungskonzentration von ca. 13 g/m^3 auf, was ca. 16.100 ppm H_2O entspricht. Es liegen damit deutlich mehr Wasserdampfmoleküle als Spurengasmoleküle in einer üblichen Abluft aus einem Abwassersystem vor. Entsprechend gering muss die Eliminationsleistung für die Spurengase sein.

Wasserdampf-Sättigungskurve bei Normaldruck

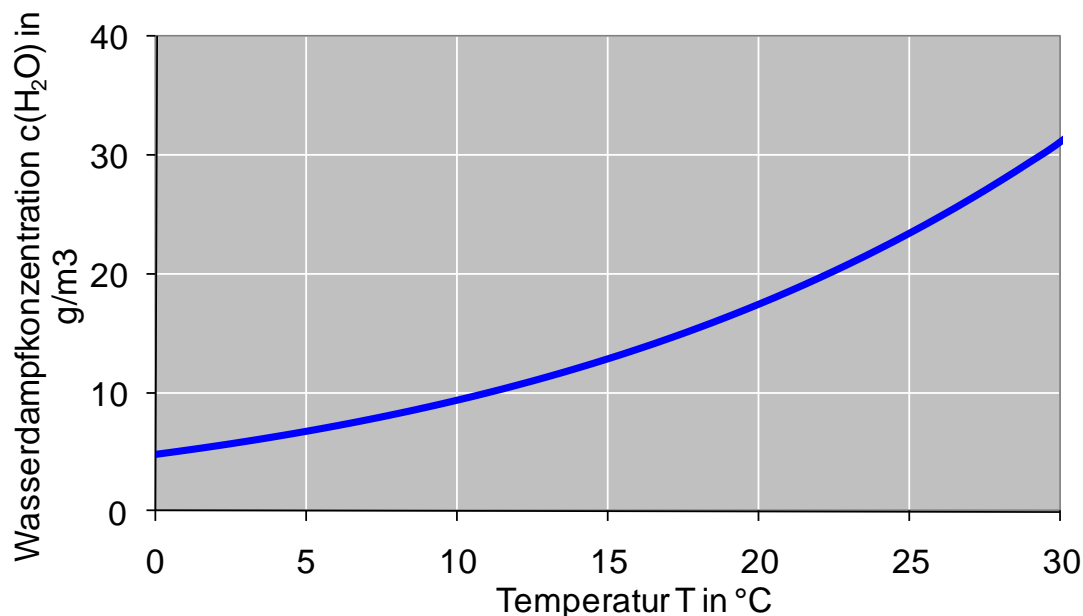
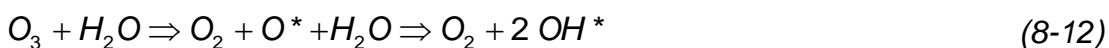


Abbildung 76: *PI, Wasserdampfsättigungskurve bei Normaldruck in Luft (nach SONNTAG und HEINZE (1982))*

Wird bei der Photolyse Ozon erzeugt, so kann das Ozon mit dem Wasserdampf zu Hydroxylradikalen OH* reagieren, wie im Reaktionsschema (8-12) beschrieben ist.



Die Hydroxylradikale sind äußerst reaktiv und oxidieren nahezu alle überhaupt oxidierbaren Stoffe. Die Reaktionsfreudigkeit ergibt sich aus dem angeregten Zustand der äußeren Elektronen des Sauerstoffatoms in Ermangelung einer gesättigten Bindung (ENGELMANN (1965), LEVY (1974), BINNEWIES (2004)). Somit können Schadstoffe durch Ozon wie auch durch die Hydroxylradikale oxidiert werden.

Während die ozonfreie Photolyse Hydroxylradikale theoretisch nicht erzeugen kann, treten diese bei der ozonbildenden Photolyse in dem Maße auf, wie auch Ozon entsteht. Bei der ozonfreien Photolyse behindert der Wasserdampf den Abbau von Schadstoffen, da er die Energie absorbiert, ohne seine Reaktivität zu erhöhen.

8.3.2.8 Elimination von Benzol

Es ist zu erwarten, dass eine Strahlung bei $\lambda = 254$ nm Wellenlänge hier eine Ionisation von C₆H₆ bewirkt. In der Anlage TKS 3 wurde jedoch keine nennenswerte Ionisa-

tion von C_6H_6 festgestellt. Dies wird auf den Wasserdampf zurückzuführen sein, dessen Absorptionsmaximum bei einer Wellenlänge von $\lambda = 258 \text{ nm}$ liegt und so den größten Teil der eingebrachten Energie absorbiert.

Die Messungen an der Anlage LI-BS.40 haben gezeigt, dass die ozonbildende Photolyse mindestens die funktionellen Gruppen sowie einfache organische Moleküle spalten kann. Dies wird auf Hydroxyl-Radikale zurückzuführen sein.

8.3.3 Bemessungshinweise

Eine Abschätzung des Leistungsbedarfs P für eine Abluftbehandlung mit Ozonerzeugung kann über den spezifischen Bedarf nach Gleichung (8-13) abgeschätzt werden:

$$P_{Pl,el,spez} = 0,125 \left[\frac{W}{ppm \cdot m^3 \cdot h} \right] = \frac{10^{-6} \cdot 600 [kJ/mol]}{0,0224 [m^3/mol] \cdot 3600 [s/h] \cdot 0,06 [-]}. \quad (8-13)$$

Die Zahl „0,06“ in Gleichung (8-13) steht für den Wirkungsgrad der UV-Lampe. Die Strahlung sollte Bindungen mit Bindungsenthalpien von $\Delta H_i = 600 \text{ kJ/mol}$ aufbrechen können.

Eine Abschätzung des Leistungsbedarfs für eine Abluftbehandlung ohne Ozonerzeugung kann über den spezifischen Bedarf nach Gleichung (8-14) abgeschätzt werden:

$$P_{Pl,el,spez} = 0,02 \left[\frac{W}{ppm \cdot m^3 \cdot h} \right] = \frac{10^{-6} \cdot 500 [kJ/mol]}{0,0224 [m^3/mol] \cdot 3600 [s/h] \cdot 0,30 [-]}. \quad (8-14)$$

Der Quotient „0,3“ steht für den Wirkungsgrad der UV-Lampe. Die Strahlung sollte Bindungen mit Bindungsenthalpien von $\Delta H_i = 500 \text{ kJ/mol}$ aufbrechen können.

8.3.4 Bewertung der Photolyse als Vorbehandlung

Die Photolyse erscheint als Vorbehandlung für einen Biofilter aus technischer Sicht nur bedingt geeignet. Insbesondere zeigte sich in den Versuchen ein negativer Einfluss der Photolyse auf die Gesamtleistungsfähigkeit durch erhöhte Reingasgeruchssbelastungen bei Niederlastbetrieb.

Eine Verbesserung der Leistung war nur bei den TOC-Messungen zu erkennen. Hier ist also das Potential einer Vorbehandlung zu sehen.

Aus dem Modell geht hervor, dass die Effizienz der PI deutlich von der absoluten Feuchtigkeit in der zu behandelnden Abluft abhängt. Bei einer feuchten Abluft sollte eine Ozonbildung bevorzugt werden, um die reaktiven Hydroxylradikale zu erhalten.

Aufgrund der möglichen Teилоxidationsprodukte bei organischen Gasen, die in einem Katalysator behandelt werden müssten und die auch in einem Biofilter nicht eliminiert werden können, sollte die PI nicht sorglos angeordnet werden. Bei einer ozonfreien Photolyse wird ein relativ großer Teil der eingetragenen Energie vom Wasserdampf absorbiert, der in Kanalluft zwangsläufig enthalten ist. Eine Reduzierung der Feuchtigkeit für eine verbesserte Photolyse steht aber im Widerspruch zu einer möglichst hohen Luftfeuchtigkeit im Eingang zum Biofilter.

Mit dem dargelegten Rechenansatz kann die erforderliche Leistung zur Elimination von Spurengasen abgeschätzt werden.

8.4 Zugabe des Lösevermittlers Cyclodextrin (CD) im Befeuchter

8.4.1 Überblick

Der Einsatz von HP- β -CD kann die Absorptionsleistung eines Befeuchters für NH_3 wie auch für organische Gase erhöhen. Im Folgenden soll ein Modellansatz für die Absorption durch HP- β -CD dargelegt werden.

Die hier eingesetzten Befeuchter haben – bedingt durch die Düsen – kein Aerosol sondern große Tropfen und einen fließenden Wasserfilm erzeugt, der an den Rohrwandungen sowie über den Lufteinlauf geflossen ist. Die belastete Luft konnte aus diesem Film Feuchtigkeit aufnehmen.

Die Absorption und Auskopplung der Schadstoffe erfolgte demnach über den mit HP- β -CD beschickten Befeuchter, wobei nicht auszuschließen ist, dass Aerosoltropfen mit der Luft in einem geringen Maße auch den Befeuchter verlassen haben. Durch die Zugabe von HP- β -CD wurde der Befeuchter zu einem sehr einfachen Neutralwäscher.

8.4.2 Modell der Absorption

8.4.2.1 Annahmen

Das Modell basiert auf folgenden Annahmen:

- ➡ HP- β -CD wird im Wasser vollständig gelöst.
- ➡ HP- β -CD Moleküle können jeweils nur ein Gastmolekül aufnehmen.
- ➡ HP- β -CD-adsorbierte Gasmoleküle nehmen nicht mehr am Diffusionsprozess Gasphase-Flüssigphase teil.

8.4.2.2 Diffusionsprozess

Der Einlagerung im HP- β -CD-Molekül geht die Diffusion des einzulagernden Stoffes von der Gas- in die Wasserphase voraus, denn die Schadstoffmoleküle können nicht direkt aus der Gasphase absorbiert werden, wie beispielsweise bei Silikonölemulsionen, sondern nur aus der wässrigen Phase.

Ein im HP- β -CD-Molekül eingelagertes Gasmolekül greift dieser Modellvorstellung nach nicht mehr in den Diffusionsprozess ein. Die Absorptionsleistung wäre demnach proportional der Konzentration an unbeladenen HP- β -CD-Molekülen.

Als treibende Kräfte sind also neben der HP- β -CD-Konzentration die Löslichkeit eines Gases in Wasser und das Diffusionsverhalten – beschrieben über die Henry-Konstanten – zu sehen.

8.4.2.3 Absorptionsprozess

Die Verstärkung der Absorption hängt von der Löslichkeit des verwendeten CD ab. Nur wenn große Mengen an CD gelöst werden können, kann durch eine Absorption genügend Gas gebunden werden, um das für die erhöhte Diffusion in die Flüssigphase erforderliche erhöhte Konzentrationsgefälle aufrecht zu halten.

In den Untersuchungen wurde HP- β -CD der Fa. Wacker Chemie mit der Handelsbezeichnung Cavasol W7 HP verwendet. Die Strukturformel ist in Abbildung 77 gezeigt.

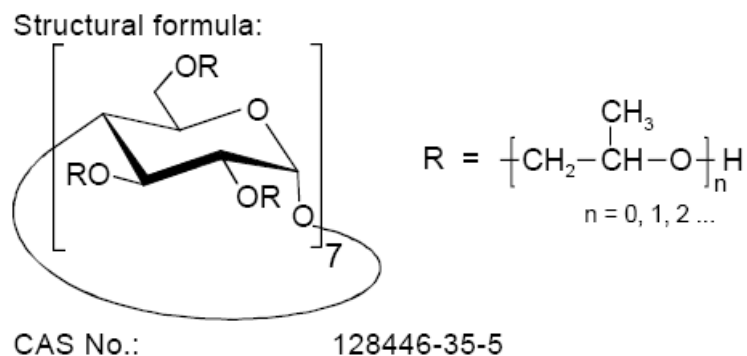


Abbildung 77: HP- β -CD, Strukturformel (aus Wacker (2008))

HP- β -CD ist ein Derivat von β -CD. Nach CARRO (2005) besitzt β -CD eine Wasserlöslichkeit von nur 18,5 g/L. Das verwendete Derivat hingegen weist nach WACKER (2008) eine Wasserlöslichkeit von 2.300 g/L auf.

Der Innendurchmesser des Konus von β -CD misst nach CARRO (2005) 6,0 Å bis 6,5 Å, also 600 pm bis 650 pm. Hydrophobe Schadstoffe mit einem Durchmesser von 600 pm und weniger können somit eingelagert werden.

In Tabelle 26 sind Durchmesser ausgewählter Gasmoleküle mit einer geringen Anzahl an Atomen sowie ihre Wasserlöslichkeit und auch die Henry-Konstanten zusammengestellt.

Tabelle 26: *HP-β-CD, Eigenschaften ausgewählter Gase*

Gas		H ₂	H ₂ O	NH ₃	CH ₄	O ₂	N ₂	CO	CO ₂	C ₆ H ₆	H ₂ S
CAS-Nummer		1333-74-0	7732-18-5	7664-41-7	74-82-8	7782-44-7	7727-37-9	630-08-0	124-38-9	71-43-2	7783-06-4
Durchmesser (Barrow, 1984)	Å	2,76	2,66	3,09	3,24	2,93	3,14	3,16	3,24	4,50	?
Wasserlöslichkeit bei 20°C und 1013 mBar (BGIA, 2008)	g/L	1,6*10 ⁻³	1.000	541	18*10 ⁻³	39*10 ⁻³	29*10 ⁻³	30*10 ⁻³	(1,7)	1,8	6,7
Henry-Konst K° (NIST, 2009)	mol/(kg*bar)	8*10 ⁻⁴	-	60	0,0014	0,0013	6*10 ⁻⁴	9*10 ⁻⁴	0,034	0,18	0,10
Polarität: unpolar o. polar		u	p	p	u	p	u	p	u	u	p

Die Absorption eines Gasmoleküls im β-CD Komplex erfolgt nach GRÖGER et al. (2001) durch Van-der-Waals-Kräfte. Diese seien bei der Wechselwirkung von Cyclo-dextrin und absorbiertem Molekül aufgrund der Konus-Form des Wirtsmoleküls besonders ausgeprägt.

8.4.2.4 Abschätzung der Wirkung auf Einzelgase

Unter der Annahme, dass jedes HP-β-CD Molekül nur ein Gasmolekül aufnehmen kann, lässt sich der Bedarf sehr einfach ermitteln.

Zunächst ist der Teilchenmengenstrom, also die Teilchenmenge an Schadstoff pro Zeit, nach Gleichung (8-15) zu bestimmen:

$$n'_i \left[\frac{\text{mol}}{\text{s}} \right] = \frac{m'_i \left[\frac{\text{g}}{\text{s}} \right]}{M_i \left[\frac{\text{g}}{\text{mol}} \right]} = \frac{c(i) \left[\frac{\text{g}}{\text{m}^3} \right] \cdot Q_L \left[\frac{\text{m}^3}{\text{s}} \right]}{M_i \left[\frac{\text{g}}{\text{mol}} \right]} \quad (8-15)$$

Wird (8-15) durch den Volumenstrom des Umlaufwassers geteilt, so erhält man die Gleichung (8-16), mit deren Hilfe die erforderliche molare Konzentration an CD berechnet werden kann:

$$\alpha(\text{CD}, i) \left[\frac{\text{mol}}{\text{m}^3} \right] = \frac{n'_i}{Q_{W, \beta\text{CD}}} = \frac{c_i [\text{g} / \text{m}^3] \cdot Q_g [\text{m}^3 / \text{s}]}{M_i [\text{g} / \text{mol}] \cdot Q_{W, \beta\text{CD}} [\text{m}^3 / \text{s}]} \quad (8-16)$$

Für β -CD wird von CARRO (2005) eine molare Masse von 1.135 g/mol angegeben. Damit ergibt sich die Gleichung (8-17), mit der die erforderliche Mindestkonzentration an β -CD im Umlaufwasser zur Elimination des Gases i zu berechnen ist:

$$\alpha(\beta\text{CD}, i) \left[\frac{\text{g}}{\text{m}^3} \right] = \frac{\alpha(i) [\text{g} / \text{m}^3] \cdot Q_g [\text{m}^3 / \text{s}] \cdot 1.135 [\text{g} / \text{mol}]}{M_i [\text{g} / \text{mol}] \cdot Q_{W, \beta\text{CD}} [\text{m}^3 / \text{s}]} \quad (8-17)$$

8.4.2.5 Abschätzung der Wirkung auf Gasgemische

Treten mehrere Gase auf, so ergibt sich der Bedarf als Summe des Bedarfes zur Bindung jedes einzelnen Gases und errechnet sich über die Gleichung (8-18):

$$\alpha(\beta\text{CD}) \left[\frac{\text{g}}{\text{m}^3} \right] = \sum_i \frac{\alpha(i) [\text{g} / \text{m}^3] \cdot Q_g [\text{m}^3 / \text{s}] \cdot 1.135 [\text{g} / \text{mol}]}{M_i [\text{g} / \text{mol}] \cdot Q_{W, \beta\text{CD}} [\text{m}^3 / \text{s}]} \quad (8-18)$$

8.4.2.6 Abschätzung der Wirkung auf gut wasserlösliche Gase

Der über die Gleichung (8-18) ermittelte Wert gibt an, welche Konzentration an β -CD vorzuhalten ist, um einen Gas kontinuierlich in HP- β -CD-Komplexen zu absorbieren. Für bestimmte Gase, wie beispielsweise NH_3 , ist jedoch auch eine Absorption im Wasser selbst möglich.

So war für den Befeuchter ohne HP- β -CD ein Wirkungsgrad von $\eta = 0,88$ festgestellt worden. Im Befeuchter mit $c(\text{HP-}\beta\text{-CD}) = 2 \text{ g/L}$ war ein Wirkungsgrad von $\eta = 0,96$ erreicht worden. Die Absorptionsrate konnte also um ca. 11% verbessert werden.

Die maximal mögliche Konzentration an HP- β -CD beträgt $c(\text{HP-}\beta\text{-CD}) = 2.300 \text{ g/L}$. Unter Ansatz einer molaren Masse des HP- β -CD von $M_{\text{HP-}\beta\text{-CD}} = 1.135 \text{ g/mol}$ kann eine Stoffmenge von $n = 2 \text{ Mol}$ je Liter gelöst werden. In dieser Stoffmenge wiederum kann eine Stoffmenge an NH_3 von $n = 2 \text{ Mol}$ je Liter gebunden werden, was einer Masse von $m = 32 \text{ g}$ entspricht. Die Löslichkeit von NH_3 in Wasser wurde durch Zugabe von HP- β -CD von $c(\text{NH}_3) = 541 \text{ g/L}$ auf $c(\text{NH}_3) = 573 \text{ g/L}$ in der HP- β -CD-Wasserlösung theoretisch erhöht, also um ca. 6%.

In den Versuchen wurde mit $c(\text{HP-}\beta\text{-CD}) = 1 \text{ g/L}$ bis $c(\text{HP-}\beta\text{-CD}) = 25 \text{ g/L}$ gearbeitet, also wesentlich weniger als der Maximalkonzentration. Die Absorptionskapazität erhöhte sich hierdurch lediglich um $0,008 \text{ mol/L}$ bis $0,02 \text{ mol/L}$. Die Erhöhung der Absorptionsleistung ist in diesem Fall also nicht auf die alleinige Erhöhung der Konzentration an gelöstem HP- β -CD zurückzuführen.

Für die folgende Betrachtung werden die Messdaten vom 20.01.2009 herangezogen. Vor Versuchsbeginn war HP- β -CD dem Umlaufwasser zugegeben worden, so dass sich eine Konzentration von $c(\text{HP-}\beta\text{-CD}) = 1 \text{ g/L}$ eingestellt hat. Unter Zuhilfenahme des Wirkungsgrades und der Gleichung (8-17) wurde der HP- β -CD-Verbrauch als Minutenwert berechnet und anschließend aufsummiert. Die Berechnung ist in Anhang 17: „Simulation HP- β -CD-Verbrauch“ wiedergegeben. Das Ergebnis ist in Abbildung 78 gezeigt.

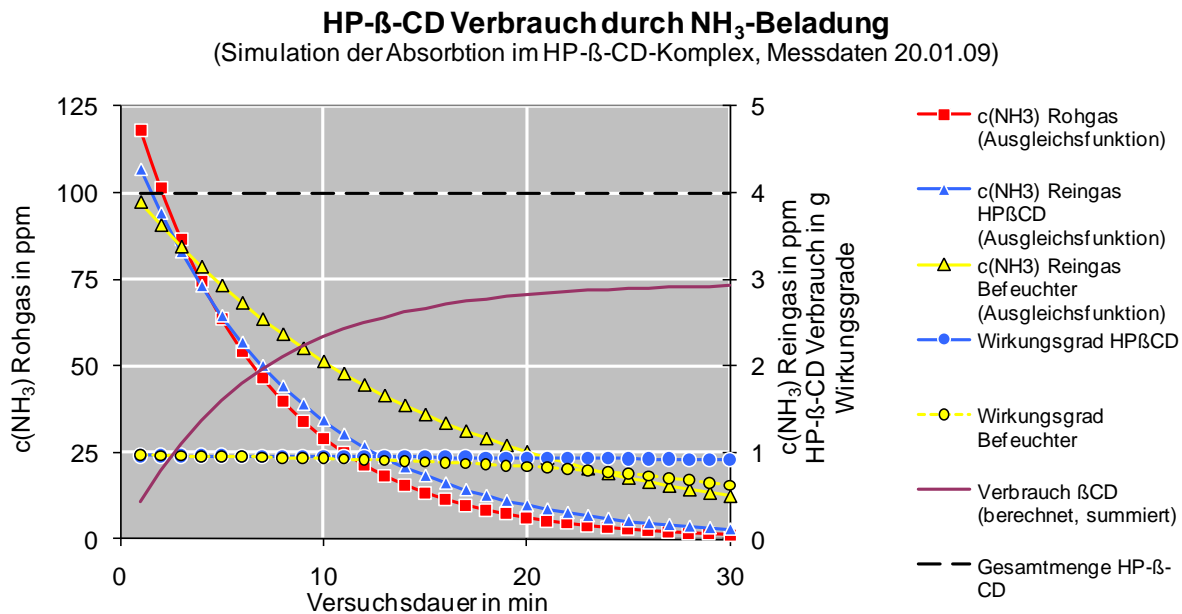


Abbildung 78: HP- β -CD, Simulation des Verbrauches

Rechnerisch und ohne Beachtung der Lösung von NH_3 im Wasser selbst reichte die Menge an verfügbarem HP- β -CD dem Modell nach aus, um die mit dem Rohgas eingebrachte Masse an NH_3 zu binden. Der Wirkungsgrad des HP- β -CD-Wäschers verblieb oberhalb von $\eta = 0,90$, wohingegen der normale Befeuchter auf einen Wirkungsgrad von $\eta = 0,60$ absank. Gerade im Bereich der geringeren Rohgaskonzentrationen scheint sich durch das HP- β -CD die Absorptionswirkung zu verbessern. Das spricht für die Annahme, dass durch die Bindung des NH_3 im HP- β -CD-Molekül das hohe Konzentrationsgefälle zwischen Flüssigkeit und Gasphase länger aufrechterhalten bleibt.

8.4.2.7 Abschätzung der Wirkung auf schwer wasserlösliche Gase

Ein schwer wasserlösliches Gas ist C_6H_6 . Seine Löslichkeit liegt bei $L(\text{C}_6\text{H}_6) = 1,6 \text{ g/L}$. Wird die maximale Stoffmengenkonzentration an HP- β -CD ausgenutzt, so lässt sich die Löslichkeit auf ca. $L(\text{C}_6\text{H}_6) = 156 \text{ g/L}$ erhöhen.

Die Messungen mit den Messröhrchen haben gezeigt, dass in den Befeuchtern unabhängig von der Gegenwart von HP- β -CD das C_6H_6 in nur geringem Maße absorbiert wurde. Andere, nicht identifizierte organische Stoffe wurden jedoch verstärkt absorbiert, wie die Messungen mit dem FID zeigten. Der Wirkungsgrad bezüglich TOC wurde durch Einstellen einer HP- β -CD Konzentration von $c(\text{HP-}\beta\text{-CD}) = 25 \text{ g/L}$ ungefähr verdoppelt.

Möglicherweise verhindert die im normal konstruierten Befeuchter eher geringe Phasentrennfläche zwischen Luft und dem an den Wänden fließenden Wasser, dass nicht-polare organische Gase wie C_6H_6 überhaupt in das Wasser diffundieren können.

8.4.3 Bemessungshinweis

Eine Abschätzung des Gesamtbedarfes an HP- β -CD kann nach Gleichung (8-19) getroffen werden.

$$D_{\beta\text{CD},\text{spez}} = 0,05 \left[\frac{\text{g}}{\text{ppm} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{h}} \right] = \frac{10^{-6} \cdot 1135 [\text{g/mol}]}{0,0224 [\text{m}^3/\text{mol}]} \quad (8-19)$$

8.4.4 Bewertung des Einsatzes von HP- β -CD als Vorbehandlung

Die Zugabe von HP- β -CD ist geeignet, die Absorptionsleistung eines Befeuchters für organische wie anorganische Gase zu erhöhen.

Je höher die Wasserlöslichkeit eines Gases ist, desto geringer ist allerdings der absolute Effekt des HP- β -CD. Für NH_3 konnte der Wirkungsgrad der Absorption im Mittel von ca. $\eta = 0,88$ auf $\eta = 0,96$ erhöht werden, also um ca. 10%. Für TOC konnte der Wirkungsgrad der Absorption von im Mittel $\eta = 0,10$ auf $\eta = 0,20$ erhöht, also um 100% gesteigert werden. Durch den Einsatz von HP- β -CD konnten die Emissionen im Fall von NH_3 um 66% und im Fall von TOC um 11% gemindert werden. Auf die Geruchsstoffkonzentration im Allgemeinen hatte die Behandlung durch CD allerdings keinen messbaren Einfluss.

Die Dosierung sollte in der Druckleitung zu den Düsen des Befeuchters erfolgen. Wird nur ein geringes Volumen an Umlaufwasser vorgehalten, kann auch in der Pumpenvorlage für das Umlaufwasser des Befeuchters dosiert werden. Eine HP- β -CD Vorbehandlung in einem Befeuchter üblicher Bauart ist nur bedingt geeignet, Belastungen an schwer wasserlöslichen Verbindungen zu behandeln. Für diese spezielle Aufgabe ist die verfügbare Oberfläche für das Wasser zum Beispiel durch Füllkörper zu erhöhen.

Durch den Einsatz von HP- β -CD wird der pH-Wert nicht verändert. Das Abwasser kann damit direkt in einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage behandelt werden.

Mit dem dargelegten Rechenansatz kann der Bedarf von HP- β -CD abgeschätzt werden.

8.5 Zusammenfassung der Diskussion

Im Rahmen der hier durchgeführten Untersuchungen wurde festgestellt, dass sich Biofilter mit einfachen Maßnahmen deutlich in ihrer Leistungsfähigkeit verbessern lassen.

Bei Vorliegen von hohen H_2S -Konzentrationen bietet sich der Einsatz eines absorptiv wirkenden Biofiltermaterials an. Für das IHCS-Medium der Firma Otto wurde die Eignung im Versuch gezeigt. Für das Oxi-Granulat der Firma UGN ist eine Wirkung aufgrund des Gehaltes an Eisensalzen sehr wahrscheinlich.

Bei Vorliegen von temporären Belastungsspitzen kann über die Zugabe von HP- β -CD im obligatorischen Befeuchter ein Teil der Belastung gemindert werden. Diese Lösung setzt neben der Dosierung eine Überwachung in Form eines geeigneten Sensors im Rohgas voraus, der die Identifikation von Belastungsspitzen ermöglicht.

Der Einsatz der PI bringt bei geringfügig erhöhtem technischen Aufwand und zusätzlichen Energiekosten nur geringe Verbesserungsmöglichkeiten. Zur Minderung der TOC-Belastung könnte die PI jedoch sehr hilfreich sein.

9 Wirtschaftlichkeitsvergleich der Optimierungsmöglichkeiten

9.1 Überblick

Ein wesentliches Kriterium für die Auswahl eines Verfahrens sind die entstehenden Kosten. In diesem Kapitel sollen deshalb einige Betrachtungen zum Aspekt der Wirtschaftlichkeit der Verfahren angestellt werden.

Hierfür werden zunächst die Investitionskosten und Betriebskosten für die einzelnen Verfahren zusammengestellt. Anschließend werden Maßnahmen in einem Beispiel wirtschaftlich verglichen.

9.2 Investitions- und Betriebskosten

9.2.1 Biofiltermaterialien

Ein normales Biofiltermaterial wie WoodMix kostet nach Herstellerangabe ca. 60 €/m³. Das IHCS-Medium kostet nach FRECHEN et al. (2007) ca. 270 €/m³. Das UGN-Material wird vom Hersteller für ca. 1.600 €/m³ für das Basisgranulat und ca. 2.200 €/m³ für Spezialgranulate angeboten, im Mittel also für 1.900 €/m³.

Aufgrund der unterschiedlichen volumenspezifischen Oberflächen der Materialien sind die Preise auf die spezifischen Oberflächen zu beziehen. Eine solche Betrachtung ist in Tabelle 27 wiedergegeben und zeigt, dass die flächenspezifischen Kosten für die beiden hybriden Materialien ähnlich hoch sind und das normale Material kostengünstiger ist.

Tabelle 27: Biofilter, Materialkennwerte und Kosten

Parameter	Formelzeichen	Einheit	Roth WoodMix	UGN Granulat	Otto IHCS
Schüttdichte	ρ_s	kg/m ³	227	423	750
Rohdichte	ρ_r	kg/m ³	516	480	2.600
Porosität	ε	-	0,56	0,12	0,71
Massenspezifische Oberfläche	$A_{\text{spez,m}}$	m ² /kg	0,67	4,16	0,31
Volumenspezifische Oberfläche	$A_{\text{spez,V}}$	m ² /m ³	155	1.757	231
Volumenspezifischer Preis	EP(V)	€/m ³	60	1.900	270
Flächenspezifischer Preis	EP(A)	€/m ²	0,39	1,08	1,17

Für ein übliches Biofiltermaterial wird in der Praxis von einem Druckverlust im Filter von $\Delta p_{\text{spez}} = 100 \text{ Pa/m}$ ausgegangen. In den Versuchen wurde das WoodMix-Material an der Setzung behindert, so dass der Druckverlust nur etwa $\Delta p_{\text{spez}} = 7 \text{ Pa/m}$ betragen hat.

Das UGN-Material hatte aufgrund der feinen Körnung auch in der Versuchsanlage eine realistische Verdichtung erfahren und einen Druckverlust bei Versuchsende von $\Delta p_{\text{spez}} = 140 \text{ Pa/m}$ hervorgerufen.

Das IHCS-Medium von Fa. Otto wird seitens des Herstellers mit einem Druckverlust von $\Delta p_{\text{spez}} = 55 \text{ Pa/m}$ angegeben.

Wird die Filterflächenbelastung – auch als Anströmgeschwindigkeit bezeichnet – erhöht, so vergrößert sich der Druckverlust überproportional und damit auch die Betriebskosten (nach der Bernoulligleichung ist der Zusammenhang quadratisch).

9.2.2 Bestrahlung im Rohgaskanal

Bei den PI ist nach Herstellerangaben von einem Wirkungsgrad von ca. 30% für eine Bestrahlung bei $\lambda = 254 \text{ nm}$ und 6% bei $\lambda = 185 \text{ nm}$ auszugehen. Die Anschlussleis-

tung der Strahler und somit der Anlage lässt sich direkt aus dem Leistungsbedarf für die Ionisation berechnen. Über den Marktpreis für Strom können die Energiekosten für das Verfahren abgeschätzt werden.

Hinzu kommen noch die Kosten für den Lampenersatz, die aufgrund ihrer Lebensdauer von maximal 16.000 h bei Dauereinsatz spätestens alle zwei Jahre zu wechseln sind. Eine Lampe mit 200 W Anschlussleistung kostet ca. 180 € (Heraeus UV-Strahlenquelle NIQ 301/107 XL).

Eine PI im Rohgaskanal führt zu keinem nennenswerten Druckverlust. Für den Betrieb der Ventilatoren ergeben sich damit keine Unterschiede. Die Anordnung sollte in einem korrosionsbeständigen Rohr erfolgen. Bei der Anlage TKS wurde beispielsweise eine Aluminiumauskleidung des PVC-U-Rohrs verwendet.

9.2.3 Zugabe von HP-β-CD

Die Kosten für HP-β-CD liegen nach FORSTER (2007) bei ca. 15 €/kg. Über den Bedarf der Anlage lassen sich die Zusatzkosten direkt ermitteln.

Investitionskosten fallen durch die Dosieranlage sowie den Behälter für das HP-β-CD an und werden mit 4.000 € geschätzt (1.000 € Tank, 1.000 € Pumpe, 1.000 € Controller und 1.000 € Aufbau und Sonstiges).

9.3 Beispiel

Im folgenden Beispiel wird die wirtschaftliche Vorteilhaftigkeit verschiedener Varianten über eine dynamische Kostenvergleichsrechnung gemäß LAWA (2005) untersucht:

Eine Anlage zur Behandlung von Kanalluft mit einem Durchsatz von 1.000 m³/h solle eine Belastung an H₂S in Form einer Konzentration von $c(\text{H}_2\text{S}) = 10 \text{ mg/m}^3$ behandeln. Damit liegt die Anlage außerhalb der Empfehlungen nach VDI Richtlinie 3477 (2004) und muss optimiert werden.

Es ergeben sich vier mögliche Hybrid-Verfahren:

1. WoodMix-Biofilter mit vorgeschaltetem β-CD Befeuchter
2. WoodMix-Biofilter mit vorgeschalteter PI
3. UGN Granulat Filter
4. Otto IHCS Filter

Die Berechnungen und Kostenermittlung sind in Anhang 18: „Berechnungen Wirtschaftlichkeit“ zu finden. Es wurden hierbei gemäß LAWA (2005) nur diejenigen Kos-

ten berücksichtigt, die durch die Unterschiede bei den Anlagen anfallen würden. Baukosten für die Rohrleitungen, die Filterkammern etc. wurden nicht beachtet. Die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung zielt auf die Ermittlung einer Vorteilhaftigkeit ab.

Bei der Dimensionierung wurde die Filterflächenbelastung für das IHCS-Medium und das UGN Material aufgrund der erhöhten inneren Oberfläche angepasst. Höhere Ventilatorleistungen entsprechend den gestiegenen Druckverlusten wurden berücksichtigt. Die Standzeit der Filtermaterialien wurde mit 5 Jahren angenommen.

Für die vier hinsichtlich ihrer Abbauleistung als gleichwertig angenommenen Verfahren sind die Kosten und das Ergebnis der dynamischen Kostenvergleichsrechnung in Tabelle 28 zusammengestellt. Aus wirtschaftlicher Sicht ist die Variante „Otto IHCS“ den anderen drei Varianten vorzuziehen.

Tabelle 28: Wirtschaftlichkeitsvergleich, Beispiel, Zusammenstellung

Parameter	Einheit	Wert	Wert	Wert	Wert
Maßnahme	1	Woodmix-Biofilter mit vorgeschalteter HP-β-CD Befeuchter	Woodmix-Biofilter mit vorgeschalteter PI	UGN Granulat Filter	Otto IHCS Filter
<i>Eingangswerte der KVR</i>					
IK Material	€	4 000	900	11 400	2 025
IK Ventilator	€	1 300	1 300	3 600	1 300
IK PI	€	0	900	0	0
IK	€	5 300	3 100	15 000	3 325
IKR Reinvestitionen	€	0	900	0	0
<i>Ergebnis der KVR</i>					
BK Energie	€/a	841	1 700	5 046	841
BK Additiv	€/a	43 864	0	0	0
BK	€/a	44 705	1 700	5 046	841
<i>Ergebnis der KVR</i>					
Investitionen IKBW	€	5 300	3 100	15 000	3 325
Re-Investitionen IKR_BW	€		3 400		
Laufenden Kosten LK_BW	€	215 100	8 200	24 300	4 000
IKBW +IKR_BW +LK_BW = PKBW	€	220 400	14 700	39 300	7 325

9.4 Zusammenfassung der Wirtschaftlichkeit

In einem Beispiel wurden verschiedene Ertüchtigungsvarianten für eine Abluftbehandlungsanlage untersucht.

Demnach ist die Ertüchtigung durch Einsatz eines mineralisch-organischen Biofiltermaterials die wirtschaftlich vorteilhafteste Variante (Rang 1). Die Vorbehandlung mit-

tels PI liegt von der Wirtschaftlichkeit her zwischen den beiden untersuchten Möglichkeiten der Leistungssteigerung über verbesserte Biofiltermaterialien (Rang 2). Der Einsatz von Cellulose-Pellets ist für die Anwendung im Beispiel wirtschaftlich weniger interessant (Rang 3). Die Vorbehandlung mittels Einsatz von HP- β -CD im Befeuchter ist für den Dauerbetrieb wirtschaftlich uninteressant (Rang 4).

Grundsätzlich scheint der Austausch des Biofiltermaterials gegen ein verbessertes hybrides Biofiltermaterial wirtschaftlich sinnvoller zu sein als die Rohgaskonditionierung.

10 Zusammenfassung und abschließende Bewertung der Optimierungsmöglichkeiten

10.1 Ausgangspunkt

Nach BImSchG sind Geruchsbelastungen zu mindern, wobei zulässige Emissionswerte in der TA Luft sowie den BImSchVn und Immissionswerte in der GIRL festgelegt werden. Geruchsbeladene Abluft kann zu unzulässigen Immissionen in der Umgebung führen. Sowohl bei Überschreitung der Emissionsgrenzwerte wie auch der Immissionswerte ist die Abluft zu behandeln.

Ein Biofilter als ein Verfahren der Abluftbehandlung mit großer Bandbreite ist geeignet, Abluft aus dem Abwasserbereich zu behandeln. Sollte die Leistungsfähigkeit eines üblichen Biofilters nicht ausreichen, so sind Möglichkeiten der Verbesserung zu suchen.

Das Ziel dieser Arbeit bestand darin, Möglichkeiten der Optimierung der Leistungssteigerung von einstufigen Biofiltern zu finden, zu überprüfen und zu beschreiben. Dazu wurden Literaturrecherche und experimentelle Untersuchungen durchgeführt und hierauf aufbauend Empfehlungen für die Optimierung der Biofiltration gegeben.

10.2 Möglichkeiten der Optimierung gemäß Literaturrecherche

Das Biofiltermaterial als Träger der Mikroorganismen hat entscheidenden Einfluss auf die Abbauleistung in der Biofilteranlage. Durch eine Optimierung des Materials kann eine verbesserte Durchströmung des Porenraumes, eine erhöhte Adsorption am Material, eine größere Absorption in der Feuchtigkeitsschicht und insgesamt eine effizientere Verstoffwechselung erfolgen. Zur Konditionierung des Rohgases für den Biofilter ist eine Vorbehandlung möglich. Dies kann z.B. durch eine separate Oxidation erreicht werden. Zudem können Abbauprozesse in Biofiltern nur dann erfolgen, wenn die Schadstoffe wasserlöslich sind. Deshalb erscheint es sinnvoll, auch die Löslichkeit von Schadstoffen durch eine Vorbehandlung zu verbessern, z.B. durch die Zugabe eines Lösevermittlers.

In der Literaturrecherche sind verschiedene Optimierungsmöglichkeiten benannt und beschrieben worden:

- ➔ Der Einsatz verschiedener organischer wie auch anorganischer Biofiltermaterialien wurde mit positivem Ergebnis dokumentiert (siehe Abschnitt 3.5.3).
- ➔ Der Einsatz von Pilzen im Biofiltermaterial erhöhte die Absorptionsfähigkeit für VOC. Der Einsatz von Bakterien als Monokulturen brachte dagegen keine Verbesserung des Verfahrens (siehe 3.5.4).
- ➔ Das NTP ist als Vor- und Nachbehandlungsstufe für Biofilter geeignet. Die Anordnung einer NTP-Anlage im Rohgas ist beispielsweise in der Lage, den Abbau von Aromaten im Biofilter zu verbessern und mit einer nachgeschalteten NTP Stufe kann die Geruchsbelastung reduziert werden (siehe 3.5.5.3).
- ➔ Der Einsatz der PI als Nachbehandlung des Biofilterreingases zur Geruchsminderung verlief erfolgreich (siehe 3.5.5.4).

Durch die Literaturrecherche konnten im Umkehrschluss drei Optimierungsmaßnahmen herausgearbeitet werden, für die bis dahin noch keine gesicherten Erkenntnisse vorgelegen haben:

- ➔ Einsatz hybrider Biofiltermaterialien: Cellulose und beschichtetes Tongranulat (siehe 10.3.1),
- ➔ Bestrahlung des Rohgases mit UV Licht im Rohgaskanal (siehe 10.3.2) und
- ➔ Einsatz von Lösevermittlern im vorhandenen Befeuchter (siehe 10.3.3).

10.3 In dieser Arbeit untersuchte Maßnahmen der Optimierung

10.3.1 Einsatz hybrider Biofiltermaterialien

Es wurden zwei verschiedene Materialien untersucht.

- ➔ ein mineralisch-organisches Material wurde im großtechnischen Maßstab auf der Kläranlage Frankfurt Niederrad untersucht
- ➔ ein auf Cellulose basierendes Material wurde im halbtechnischen Maßstab im Technikum auf der Kläranlage Kassel untersucht

Den Messungen nach ermöglicht das mineralisch-organischen Biofiltermaterial eine Leistungssteigerung der Abluftbehandlung bei der Geruchsstoff- und H_2S -Elimination. Aufgrund der Untersuchungen wurde eine zulässige Filterflächenbelastung von $189 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ und eine mittlere zulässige Raumbelastung von $B_{r,od} = 2,5 \text{ MGE}_E/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ abgeschätzt. Der Druckverlust ist mit $\Delta p = 55 \text{ Pa/m}$ nach Abschnitt 9.2.1 geringer als bei normalem Biofiltermaterial. Die Kosten für das Material sind nach Abschnitt 9.3 höher als für ein normales Biofiltermaterial. Das Material

kann ohne Modifikationen an der Filterkammer eingebaut werden und ist auch für den Betrieb in offenen Flächenfiltern geeignet. Das Material stellt gemäß Abschnitt 9.3 die wirtschaftlich vorteilhafteste Ertüchtigungsvariante dar.

Durch den Einsatz der Zellulose-Pellets konnte die Geruchsbelastung geringfügig gesenkt und die Geruchsqualität geringfügig verbessert werden. Darüber hinaus bot das Cellulosematerial durch die Tränkung mit Chemikalien die Möglichkeit, das Biofiltermaterial der vorliegenden Anwendung anzupassen. Dieses wurde im Rahmen der Untersuchungen nicht überprüft. Für das UGN Granulat wurde aufgrund der sehr großen volumenspezifischen Oberfläche eine maximale Filterflächenbelastung von $243 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ und eine Filterraumbelastung von

- ➔ $B_{r,od} = 0,49 \text{ MGE}_E/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ für gering belastete Abluft bis
- ➔ $B_{r,od} = 2,2 \text{ MGE}_E/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ für hoch belastete Abluft empfohlen.

Der Druckverlust ist mit $\Delta p = 140 \text{ Pa/m}$ höher als bei normalem Biofiltermaterial. Entsprechend Abschnitt 9.3 lässt der Kostenaspekt das Cellulose-Material nur für Hochlastanwendungen interessant werden. Die Cellulose-Pellets setzen aufgrund der feinen Körnung Modifikationen an der Biofilterkammer voraus. Zudem wird eine geschlossene Bauweise empfohlen, da sich die Pellets bei Beregnung stark mit Wasser vollsaugen können und dann zwangsläufig aufquellen.

Grundsätzlich sind hybride Biofiltermaterialien wie das mineralisch-organische Biofiltermaterial und die Cellulose-Pellets geeignet, die Leistung eines Biofiltersystems, bestehend aus Befeuchter und Filter, zu erhöhen.

10.3.2 Bestrahlung des Rohgases mit UV Licht im Rohgaskanal

Die Bestrahlung im Rohgaskanal kann auf zwei Arten erfolgen, nämlich ohne und mit Bildung von Ozon:

- ➔ Ozonfreie Photolyse erfolgte in der Anlage im Technikum auf der Kläranlage Kassel
- ➔ Ozonbildende Photolyse und Photokatalyse an der PI Anlage am BS.40 des AK Bottrop und auf der Kläranlage Emschermündung.

Die Photolyse ohne Ozonbildung, also die Bestrahlung mit UV-Strahlen bei einer Wellenlänge von $\lambda = 254 \text{ nm}$, lieferte eine Minderung der organischen Gase gemessen als TOC und dem organischen Gas Benzol sowie den anorganischen Gasen NH_3 , H_2S und DMS. Allerdings stieg durch die Photolyse die Geruchsbelastung, und die Leistungsfähigkeit des nachfolgenden Biofilters wurde reduziert. Durch eine ozonfreie Photolyse kann ein Biofilter also nicht in jeder Hinsicht entlastet werden.

Die Photolyse mit Ozonbildung reduzierte die Geruchsbelastung. Zudem wurde eine Verbesserung der Geruchsqualität nachgewiesen. Alkane und LHKW sowie Benzolderivate wurden umgewandelt. Da Biofilter diesbezüglich nicht katalytisch wirken, ist besonderes Augenmerk auf mögliche Teiloxydationsprodukte bei Vorliegen von Benzolderivaten im Rohgas zu richten. Durch eine ozonbildende Photolyse kann ein Biofilter hinsichtlich der organischen Belastung wie auch der Geruchsbelastung entlastet werden.

Der Leistungsbedarf einer PI-Anlage hängt im Wesentlichen vom Erfordernis einer simultanen Ozonierung ab. Der Bedarf an elektrischer Leistung beträgt mit Ozonbildung mindestens $0,125 \text{ W}/(\text{ppm} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{h})$ und ohne Ozonbildung mindestens $0,02 \text{ W}/(\text{ppm} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{h})$.

Grundsätzlich ist eine Photolyse mit Ozonbildung zu bevorzugen. Die Kosten für eine solche Optimierungsmaßnahme sind vergleichsweise gering.

Die Bestrahlung erscheint auf Grund der Teiloxydationsproblematik eingeschränkt geeignet, die Leistung eines Biofiltersystems zu verbessern. Für Niederlastzeiten sollte die Anlage abgeschaltet werden, denn bei der Photolyse wurden grundsätzlich unangenehme Geruchsstoffe gebildet, auch bei geringer Belastung des Reingases.

10.3.3 Einsatz von Lösevermittlern im vorhandenen Befeuchter

Der Einsatz eines LV wurde an der Abluftanlage im Technikum auf der Kläranlage Kassel untersucht.

Die Behandlung des Umlaufwassers im Befeuchter mit geringen Mengen von HP- β -CD als LV verbesserte dessen Leistungsfähigkeit hinsichtlich der Absorption von NH_3 und organischen Gasen gemessen als TOC.

Der Bedarf an HP- β -CD liegt bei etwa $0,05 \text{ g}/(\text{ppm} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{h})$. Die Kosten für HP- β -CD sind vergleichsweise hoch und stehen folglich einem Dauereinsatz entgegen. Ein Befeuchter sollte deshalb nur zur bedarfsgerechten Minderung von Belastungsspitzen mit HP- β -CD beschickt werden.

Durch den Einsatz von HP- β -CD im Befeuchter wird die Leistung eines Biofiltersystems, bestehend aus Befeuchter und Filter, erhöht. Vor allem das Abfangen von Spitzen erscheint auf diese Weise möglich.

10.3.4 Zusammenstellung der Untersuchungsergebnisse

Die Ergebnisse der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen sind in Tabelle 29 zusammengestellt.

Tabelle 29: Untersuchte Anlagen und Parameter in dieser Arbeit, Ergebnisse

Anlage	ARANIED	LI-BS.40	NL-KLEM
Untersuchte Maßnahme	Vergleich Woodmix und Otto IHCS Medium	Ozonbildende Photolyse und Photokatalyse	Ozonbildende Photolyse und Photokatalyse
Geruchsstoffkonzentration	$\eta(\text{BioF}) = \eta(\text{IHCS}) = 0,99$	$\eta(\text{PI}) = 0,01$ $\eta(\text{Kat}) = 0,49;$	$\eta(\text{PI}+\text{Kat}) = 0,99$
Geruchsintensitätsminderungsmaß	$a_G(\text{BioF}): -22,5,$ $a_G(\text{IHCS}): -31,0$	$a_G(\text{PI}) = -1,0$ $a_G(\text{Kat}) = -4,7;$	$a_G(\text{PI}+\text{Kat}) = -23,9$
Geruchsqualität	Verbesserung	Verbesserung	Verbesserung
H ₂ S	$\eta(\text{BioF}) = 0,999,$ $\eta(\text{IHCS}) = 0,100$	$\eta = 1$	-
NH ₃	-	-	-
TOC	-	$\eta = 0$	$\eta(\text{FID}) = 0,19,$ $\eta(\text{PID}) = 0,78$
VOC	-	Abbau Benzolderivate, LHKW, Aliphate; kein Abbau von Benzol; kein Nachweis der vollständigen Oxidation	-
C ₆ H ₆	-	$\eta = 0,10$	-
Kosten	teurer Ersatz	günstiger Zusatz	günstiger Zusatz

Anlage	TKS 2	TKS 3	TKS 4
Untersuchte Maßnahme	Ozonfreie Photolyse und Auswirkung auf Biofilter	Vorbehandlung mit Lösevermittler und Vergleich zum Befeuchter	Vergleich Woodmix und UGN Filtergranulat
Geruchsstoffkonzentration	$\eta(\text{PI}) = -0,87$	$\eta(\text{HP-}\beta\text{-CD}) = 0,$ aber $\eta(\text{BioF})$ wurde erhöht!	$\eta(\text{UGN}) = 0,6,$ $\eta(\text{BioF}) = 0,7$
Geruchsintensitätsminderungsmaß	$a_G(\text{PI}) > 8,7$ $a_G(\text{BioF}) < -5$	$a_G(\text{HP-}\beta\text{-CD}) = 0,$ $a_G(\text{Bef}) < -1,8$	$a_G(\text{UGN}) = -5,7$ $a_G(\text{BioF}) = -5,9 < -5$
Geruchsqualität	Verschlechterung	keine Veränderung	Verbesserung
H ₂ S	-	-	-
NH ₃	$\eta = 0,15$	$\eta(\text{Bef.}) = 0,85,$ $\eta(\text{HP-}\beta\text{-CD.}) = 0,96$	-
TOC	$\eta = 0,37$	$\eta(\text{Bef.}) = 0,10,$ $\eta(\text{HP-}\beta\text{-CD}) = 0,20$	$\eta = 0$
VOC	-	-	-
C ₆ H ₆	$\eta = 0,07$	$\eta(\text{Bef.}) = 0,19,$ $\eta(\text{HP-}\beta\text{-CD}) = 0,06$	$\eta < 0,30$
Kosten	günstiger Zusatz	teurer Zusatz	sehr teurer Ersatz

10.4 Abschließende Bewertung und Ausblick

Als Gesamtergebnis ist festzuhalten, dass Biofilter durch einfache Maßnahmen in ihrer Leistung gesteigert werden können.

Die aus Recherche und Experimenten gewonnenen Erkenntnisse führen zu dem in Abbildung 79 dargestellten Schema zur Entwicklung eines Hybrid-Biofilters.

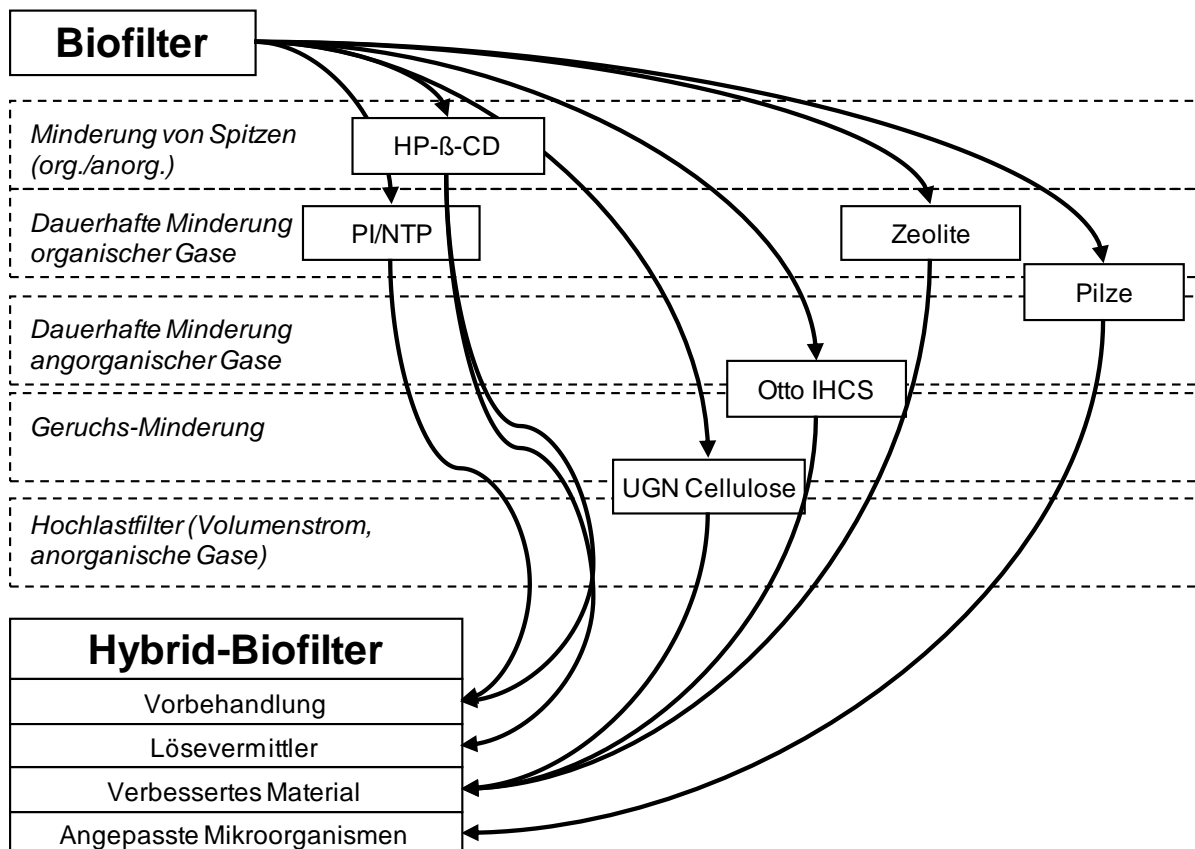


Abbildung 79: Verwendung eines Hybrid-Biofilters für spezielle Anwendungen

Es wurde gezeigt, dass Cellulose-Pellets eine Alternative zu Holzmix-Füllungen sind. Es sollte zukünftig genauer untersucht werden, wie sich durch die Absorptionsmittel-lösungen die Pellets noch besser an den Bedarf anpassen lassen.

Die großtechnische Erprobung einer ozonierenden Photolyse vor einem Biofilter erscheint eine vergleichsweise kostengünstige Maßnahme zur Minderung organischer Belastungen. In den Untersuchungen hatte sich vor allem Potential bei der Minderung des TOC ergeben. Möglicherweise ist die vorgeschaltete PI eine Möglichkeit, wie Biofilter die Anforderung der 30. BImSchV hinsichtlich des TOC erfüllen können. Hierzu besteht Untersuchungsbedarf.

Die Untersuchungen haben auch gezeigt, dass der Einsatz von HP-β-CD einen positiven Einfluss auf die Absorption im Befeuchter hat. Dieser könnte den Filter verstärkt

schützen. Gerade für die Minderung von Spitzen an H_2S (Schwefelsäurebildung) oder NH_3 (Nitrifikation) wäre dies sinnvoll. Hier ist eine großtechnische Erprobung wünschenswert. Für eine bedarfsgerechte Dosierung ist eine Regelungstechnologie zu entwickeln.

11 Fachliteratur

ATV (1996):

ATV-M 204: Stand und Anwendung der Emissionsminderungstechnik bei Kläranlagen - Gerüche, Aerosole.

Ausgabe 10/1996. Hennef. 1996. ISBN 978-3-927729-29-2

ATV-DVWK (2001):

Bemessung von Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern.

Ausgabe 09/2001. Hennef 2001. ISBN 978-3-935669-29-0

ATV-DVWK (2003):

ATV-DVWK-M 154: Geruchsemissionen aus Entwässerungssystemen - Vermeidung und Verminderung.

Ausgabe 10/2003. Hennef. 2003. ISBN 978-3-924063-82-5

Bargel P (2004):

Bio-filter - biologische, kinetische und thermodynamische Charakterisierung.

Im Department Chemie und Chemietechnik der Universität Paderborn vorgelegte Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Naturwissenschaften. Paderborn, 2004.

Barrow GM (1984):

Physikalische Chemie.

Gesamtausgabe, 6., berichtigte Auflage. Wien : Bohmann [u.a], 1984. ISBN: 3-528-53806-6.

Bartacek J, Lens PNL, Kennes C (2009):

Biotechniques for Air Pollution Control: Proceedings of the 3rd International Congress on Biotechniques for Air Pollution Control.

Delft, the Netherlands. Crc Pr Inc. ISBN-10: 0415582709.

BauNV (1993):

Baunutzungsverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 23. Januar 1990 (BGBl. I S. 132), geändert durch Artikel 3 des Gesetzes vom 22. April 1993 (BGBl. I S. 466). Stand: Neugefasst durch Bek. v. 23.1.1990 I 132; geändert durch Art. 3 G v. 22.4.1993 I 466.

BGIA (2009):

GESTIS-Stoffdatenbank. Berufsgenossenschaftliches Institut für Abreitsschutz.

www.hvbg.de/bgia/stoffdatenbank.

BImSchG (2007):

Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch

Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge -

BImSchG - Bundes-Immissionsschutzgesetz. Neugefasst durch Bek. v. 26.9.2002 I 3830. Zuletzt geändert durch Art. 2 G v. 9.12.2006 I 2819

Biwer A, Antranikian G, Heinzle E (2002):

Enzymatic production of cyclodextrins.

Appl Microbiol Biotechnol. 2002 Sep;59(6):609-17.

BLFW (2003):

Abwasserdesinfektion auf der Kläranlage Wolfratshausen.
Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.
<http://www.bayern.de/LFW/projekte/pdf/wolfratsh.pdf>. 20.06.2007.

Both R und Schilling B (1997):

Biofiltergerüche und ihre Reichweite – Eine Abstandsregelung für die Genehmigungspraxis.
Vorgetragen und als Manuskript verteilt anlässlich der Tagung "Biologische Abluftreinigung" in Maastricht vom 28. - 29.04.1997

Brauer H [Hrsg.] (1996):

Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik Band 3: Behandlung von Abluft und Abgasen. Springer-Verlage Berlin Heidelberg New York. ISBN: 3-540-58060-3

Burges JE, Parsons SA, Stuetz RM (2001):

Developments in odour control and waste gas treatment biotechnology: a review. Biotechnology Advances 19 (2001), pp. 35-63. Elsevier.

Cadena FP und Peters RW (1988):

Evaluation of chemical oxidizers for hydrogen sulphide control.
Research Journal Water Pollution Control Federation, Vol 60, pages 1259 – 1263.

Cavalier-Smith T (1998):

A revised six-kingdom system of life.
Cambridge Philosophical Society, Biological Reviews, 73, 1998.

Carraro P (2005):

Cyclodextrins – The basic properties & selected applications.
WACKER Fine Chemicals. Stand: Mai 2005.

Chameides WL, Walker JCG (1973):

A photochemical theory of tropospheric ozone.
Journal of Geophysical Research, 78, 8751-8760, 1973.

Chapman S (1930):

A Theory of Upper-Atmospheric Ozone.
Memoirs of the Royal Meteorological Society 3 (26) 103-25 (1930)

Chen KY and Morris JC (1972):

Kinetics of oxidation of aqueous sulphide by oxygen.
Environmental Science & Technology, Vol 6, pages 529 – 537.

Chikh R, Couvert A., Ait AH und Amrane A (2009):

Biodegradation of BTEX in a two phase partitioning system – Use of a biodegradable solvent.
in: Biotechniques for Air Pollution Control: Proceedings of the 3rd International Congress on Biotechniques for Air Pollution Control.
Delft, the Netherlands. Crc Pr Inc. ISBN-10: 0415582709.

Chu S, Downes JJ (2002):

Proust nose best: Odors are better cues of autobiographical memory. Memory & Cognition 2002, 30 (4), 511-518.

Download 1.8.2010: <http://mc.psychonomic-journals.org/content/30/4/511.full.pdf>

Decio M, Cerulli T, Abba F und Leoni R (2007):

VOC: a comparison between in-can and test chamber measurements in paints.

Emissions and Odours from materials, CerTech, Brussels – Belgium, 17-18 October 2007.

DE 101 57 321 A 1 (2003):

Verfahren zur Reinigung von Abluft.

Deutsches Patent- und Markenamt.

Download: 3.10.2007 <http://www.dpma.de/>

DE 195 31 282 A 1 (1997):

Filtermaterial für Biofilter.

Deutsches Patent- und Markenamt.

Download: 3.10.2007 <http://www.dpma.de/>

DE 197 36 293 A 1 (1999):

Verfahren und Vorrichtung zur Reinigung von schad- und geruchsbelasteter Luft.

Deutsches Patent- und Markenamt.

Download: 3.10.2007 <http://www.dpma.de/>

DE 198 31 507 A 1 (2000):

Adsorption von hydrophoben Gaskomponenten und/oder Aerosolen aus einer Gasphase mittels eines mit Tensiden angereicherten Flüssigkeitsnebels. Deutsches Patent- und Markenamt.

Download: 3.10.2007 <http://www.dpma.de/>

DE 199 39 639 A 1 (2001):

Verfahren und Vorrichtung zur Abreicherung vor allem von geruchsintensiven Inhaltsstoffen in Abluft.

Deutsches Patent- und Markenamt.

Download: 3.10.2007 <http://www.dpma.de/>

DE 199 28 087 A 1 (2000):

Filteranlage zur biologischen Abluft- und Abgasreinigung.

Deutsches Patent- und Markenamt.

Download: 3.10.2007 <http://www.dpma.de/>

DE 200 11 151 U 1 (2001):

Vorrichtung zur Reinigung von Abluft.

Deutsches Patent- und Markenamt.

Download: 3.10.2007 <http://www.dpma.de/>

DE 296 21 395 U 1 (1997):

Ein mit Kunststoffkörpern als Filtermedium bzw. Trägermaterial betriebener Bio-filter zur biologischen Abluftreinigung bei der Tierhaltung.

Deutsches Patent- und Markenamt.

Download: 3.10.2007 <http://www.dpma.de/>

DE 298 11 355 U 1 (1999):

Aktivsauerstoffwäscher insbesondere für Biofilter.

Deutsches Patent- und Markenamt.

Download: 3.10.2007 <http://www.dpma.de/>

DE 3718021 C 2 (1989):

Verfahren zur Sperrbildung von hinter Biofiltern ausgetragenen Bakterien, Pilzen, Sporen usw..

Deutsches Patent- und Markenamt.

Download: 3.10.2007 <http://www.dpma.de/>

Diener M (1997):

Abluftreinigung mit Aktivkohle. VSA-Verbandsbericht Nr. 514. 1997.

DIN 5031-7:1984-01

Strahlungsphysik im optischen Bereich und Lichttechnik; Benennung der Wellenlängenbereiche.

Beuth Verlag. Berlin. 1984.

DIN EN 12255-9:2002-04

Kläranlagen - Teil 9: Geruchsminderung und Belüftung.

Deutsche Fassung EN 12255-9:2002

Beuth Verlag. Berlin. 2002.

DIN EN 12619:1999-09

Emissionen aus stationären Quellen - Bestimmung der Massenkonzentration des gesamten gasförmigen organisch gebundenen Kohlenstoffs in geringen Konzentrationen in Abgasen - Kontinuierliches Verfahren unter Verwendung eines Flammenionisationsdetektors; Deutsche Fassung EN 12619:1999.

Beuth Verlag. Berlin. 1999.

DIN EN 13526:2002-05

Emissionen aus stationären Quellen - Bestimmung der Massenkonzentration des gesamten gasförmigen organisch gebundenen Kohlenstoffs in Abgasen von Prozessen, bei denen Lösungsmittel eingesetzt werden - Kontinuierliches Verfahren unter Verwendung eines Flammenionisationsdetektors; Deutsche Fassung EN 13526:2001.

Beuth Verlag. Berlin. 2002.

DIN EN 13725:2003

Luftbeschaffenheit - Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie / Air quality - Determination of odour concentration by dynamic olfactometry; German version EN 13725:2003.

Beuth Verlag. Berlin. 2003.

DIN EN 13725:2006-04

Berichtigung 1 zu Luftbeschaffenheit - Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie. Deutsche Fassung EN 13725:2003, Berichtigungen zu DIN EN 13725:2003; Deutsche Fassung EN 13725:2003/AC:2006.

Beuth Verlag. Berlin. 2006.

DIN EN 15259:2008-01

Luftbeschaffenheit - Messung von Emissionen aus stationären Quellen - Anforderungen an Messstrecken und Messplätze und an die Messaufgabe, den Messplan und den Messbericht; Deutsche Fassung EN 15259:2007.

Beuth Verlag. Berlin. 2008.

DIN EN 45020:2007-03

Normung und damit zusammenhängende Tätigkeiten - Allgemeine Begriffe (ISO/IEC Guide 2:2004); Dreisprachige Fassung EN 45020:2006.
Beuth Verlag, Berlin, 2007.

DIN EN 61672-1 (2003):

Elektroakustik, Schallpegelmesser, Teil 1: Anforderungen.
Deutsche Fassung EN 61672-1:2003.
Beut Verlag, Berlin, 2003.

DIN ISO 9277:2003-05

Bestimmung der spezifischen Oberfläche von Feststoffen durch Gasadsorption nach dem BET-Verfahren (ISO 9277:1995).
Beuth Verlag, Berlin, 2003.

DIN ISO 16000-6:2004-12

Innenraumlufiverunreinigungen - Teil 6: Bestimmung von VOC in der Innenraumluf und in Prüfkammern, Probenahme auf TENAX TA®, thermische Desorption und Gaschromatographie mit MS/FID (ISO 16000-6:2004).
Beuth Verlag, Berlin, 2004.

Dorade, A. D.; Gamisans, X.; Gabriel, D.; Lafuente, J., (2007):

A comparative study of the characteristics and physical behaviour of different packing materials commonly used in bio-filtration.
Proceedings of the 2nd Congress on Biotechniques for Air Pollution Control, A Coruna/Spain, 3-5 October 2007. ISBN: 978-84-9749-258-4

Eitner D (1984):

Investigations of the Use and Ability of Compost Filters for Biological Waste Gas Purification with Special Emphasis of Aspects of the Operation Time.
GWA, Band 71, RWTH Aachen, Germany, 1984.

Engleman R (1965):

The vibrational state of hydroxyl radicals produced by flash photolysis of a water-ozone-argon mixture.
Journal of the American Chemistry Society, 87, 4193, 1965.

EPA (1999):

EPA-600/4-84-041 "Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air - Second Edition", U. S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio 45268, January 1999.
<http://www.epa.gov/ttnamti1/files/ambient/airtox/tocomp99.pdf>

EPA (2001):

Odour Impacts and Odour Emission Control Measures for Intensive Agriculture. R+D report series No. 14. Environmental Protection Agency, Ireland, 2001. ISBN 1-84095-075-7

EPA (2005):

Using Non-Thermal Plasma to Control Air Pollutants. EPA-456/R-05-001 February 2005.
<http://www.epa.gov/ttn/catc/dir1/fnonthrm.pdf>

EP09559272A1:

Process for reducing H₂S and other odour compounds from manure.

Fechner GT (1860):

Elemente der Psychophysik.
Leipzig: Breitkopf & Härtel.

Fischer K (2005):

Probleme beim Betrieb von Biofiltern in der Praxis - Überwachung von Biofiltern.
Vortrag und Tagungsband zum VDI Wissensforum Seminar „Biologische
Abluftbehandlung“, 19.10.2005, Mannheim.

Forster D (2007):

Recherche und Untersuchung der Möglichkeiten zur großtechnischen Elimination von
Gerüchen durch Maskierende Gase.
Diplom 1 Arbeit. Universität Kassel, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft. 2007

Franke W (2009):

Abluftbehandlung zur Geruchsminderung in einstufigen Biofiltern – aktuelle
Verfahrenstechnik.
Seminar Wasser, Abfall, Umwelt, Universität Kassel, 29. Januar 2009.

Franke W, Frechen FB und Giebel S (2009):

H₂S, VOC, TOC, electronic noses and odour concentration: use and comparison of
different parameters for emission measurement on Air Treatment Systems.
Vortrag und Proceedings. Water Science & Technology—WST, volume 59, No 9,
2009.

Frechen F (1988):

Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen.
Gewässerschutz – Abwasser – Wasser. Aachen, Band 108, Gesellschaft zur
Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen.

Frechen FB und Franke W (2006):

Abwasserkanal Emscher - Gutachten Geruchsemission.
Ausgelegt im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens zum Abwasserkanal Emscher
durch die Emschergenossenschaft, Essen.
Abschlussbericht zu FuE Vorhaben 6527301 der Universität Kassel.

Frechen FB und Franke W (2009):

Geruchsemissionen aus Entwässerungsnetzen.
DWA Kurs Entwässerungskonzepte N/1, 4.-6.3.2009, Kassel. Vortrag und
Tagungsbandbeitrag. ISBN 978-3-941089-55-6.

Frechen FB und Franke W (2009b):

Untersuchung zweier festbettbasierter biologischer Abluftbehandlungsverfahren zur
Geruchs- und H₂S-Minderung auf der ARA Frankfurt Niederrad. Abschlussbericht
des FuE Vorhabens, Laufzeit 5/2006 - 8/2008, übergeben 2009.

Frechen FB und Franke W (2009c):

Wissenschaftliche Untersuchung zweier PI-Abluftbehandlungsanlagen zur Minderung
von Geruchs- und VOC-Emissionen am Standort BS.40 des Abwasserkanals
Emscher.
Abschlussbericht des FuE Vorhabens, Laufzeit 10/2008 - 12/2008, übergeben 2009.

Frechen FB, Franke W und Scholl B (2007):

Odour and H₂S degradation in a full scale bio-filter with a mineral based organic coated filter media.

Proceedings of the "2nd Congress on Biotechniques for Air Pollution Control", A Coruna/Spain, 3-5 October 2007. ISBN: 978-84-9749-258-4

Frechen FB und Köster W (1998):

Odour Emission Capacity of Wastewaters - Standardization of Measurement Method and Application.

Water Science and Technology, Vol. 38, No. 3, pp. 61-69, 1998, IAWQ, Elsevier Science Ltd., Oxford, Great Britain, ISBN 0 08 043391 X

Frechen FB und Poppe A (2006):

Geruchsentstehung und -verminderungsmaßnahmen in Kanalnetzen.

Aachener Schriften zur Stadtentwässerung, Band 9, "7. Kölner Kanalkolloquium 2006", S. 14/1 bis 14/19, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen. ISBN 3-938 996-02-1, ISBN 978-3-938 996-02-7

Frechen FB, Romaker J, Franke W und Giebel S (2009):

Minimierung von Gerüchen aus grossen Kanalnetzen durch Dosier-Regelung für Chemikalien.

Gerüche in der Umwelt. Tagung Baden-Baden 25.-26.11.2009 und VDI Berichte Nr. 2076. ISBN 978-3-18-092076-4

Frey M (2008):

Untersuchungen zur Sulfidbildung und zur Effizienz der Geruchsminimierung durch Zugabe von Additiven in Abwasserkanalisationen.

Reihe Wasser - Abwasser - Umwelt 28. Kassel university press, ISBN: 978-3-89958-453-0, 2008, 346 Seiten

Garrigue S (2007):

Presentation of an odours treatment solution: An Overview of Norasystems® Applications for reducing odours from materials.

Proceedings to "Emissions and odours from Materials", CerTech, Bruxelles, 17.-18. October 2007.

Geboers J (2007):

Air treatment with UV.

Proceedings to Emissions and odours from Materials, CerTech, Bruxelles, 17.-18. October 2007.

GIRL (2008):

Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie - GIRL -) in der Fassung vom 29. Februar 2008 und einer Ergänzung vom 10. September 2008 mit Begründung und Auslegungshinweisen in der Fassung vom 29. Februar 2008,

Düsseldorf, Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz

Gröger M, Kretzer EK und Woyke A (2001):

Reader Cyclodextrine.

Science Forum, Universität Siegen, Didaktik der Chemie, Juli 2001.

Download: 01.12.2008, <http://www.science-forum.de/download/cyclodex.pdf>

Herzog F und Grabhorn H (1996):

Abgasreinigung mit kryotechnischen Verfahren.
VDI Bericht Nr. 1241, 1996.

Hatt H und Dee R (2009):

Das Maiglöckchen-Phänomen: Alles über das Riechen und wie es unser Leben bestimmt.

Piper; Auflage: 4 (Juli 2009), ISBN-10: 349205224X

Jäger J, Bockreis A und Steinberg I (2004):

Einsatz eines alternativen Abluftbehandlungsverfahrens kombiniert mit dem bestehenden biologischen Abluftbehandlungsverfahren in einer mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlage.

Forschungsbericht FZKA-BWPLUS. Förderkennzeichen BWD 21013. TU Darmstadt, 2004.

Kennes C und Veiga MC (2004):

Fungal biocatalysts in the bio-filtration of VOC-polluted air.
Journal of Biotechnology 113 (2004), pp 305-319. Elsevier.

Kennes C (2007):

Biotechniques for Air Pollution Control: Proceedings of the International Congress Biotechniques for Air Pollution Control in A Coruna, October 5-7, 2005.
University of A Coruna, Spain, ISBN-10: 8497491637.

Kraakmann NJR, Groenestijn JW, Koers B und Heslinga DC (1997):

Styrene removal using a new type of bio-reactor with fungi.

Biological Waste gas cleaning = Biologische Abluftbehandlung. Proceedings of an international symposium, Maastricht, The Netherlands, 28 - 29 April 1997. ISBN 3-18-990026-4.

Lalanne F, Malhautier L, Roux JC und Fanlo JL (2007):

Absorption of a mixture of volatile organic compounds (VOCs) in aqueous solutions of soluble cutting oil.

Bioresources Technology (2007). Elsevier.

LAWA (2005):

Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien).

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 7. Auflage, Kulturbuchverlag, Berlin, 2005.

Lee JJ, JUNG KH, KIM HS (1995):

Amplification of toluene dioxygenase genes in a hybrid Pseudomonas strain to enhance the biodegradation of benzene, toluene, and p-xylene mixture.

Biotechnology and bioengineering. 1995, vol. 45, no6, pp. 488-494 (22 ref.). ISSN 0006-3592. Wiley, New York, NY.

Lehmann T (2009):

UV/VIS-Spektroskopie. FU Berlin, Praktikumsunterlagen 1997-2009.

Download 1.8.2010: <http://userpage.chemie.fu-berlin.de/~tlehmann/gp/uv.pdf>

Levy H II. (1974):

Photochemistry of the Troposphere.

Advances in Photochemistry, 9, John Wiley & Sons: New York, 369-524, 1974.

LUA (2006):

Geruchsbeurteilung in der Landwirtschaft.

Bericht zu Expositions-Wirkungsbeziehungen, Geruchshäufigkeit, Intensität, Hedonik und Polaritätenprofilen. Materialien 73. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen 2006. ISSN: 0947-5206 Materialien.

Lou J und Lindsey S (2006):

The use of pine bark and natural zeolite as bio-filter media to remove animal rendering process odours.

Bioresources Technology 97 (2006), pp. 1461-1469. Elsevier.

Mäule J und Reiser M (2003):

Verfahrenskombination aus Bio-filter und nicht-thermischer Plasmatechnologie (NTP).

VDI Berichte 1777. ISBN 3-18-091777-2.

Mitzkat L (2001):

Die Optimierung des mikrobiellen Abbaus von Limonen in Biofiltern.

Inaugural-Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doctor medicinae veterinariae (Dr. med. vet.) durch die Veterinärmedizinische Fakultät der Universität Leipzig. Institut für Tierhygiene und öffentliches Veterinärwesen. Leipzig, 2001.

Moussavi G und Mohseni M (2007):

Using UV pretreatment to enhance bio-filtration of mixtures of aromatic VOCs.

Journal of Hazardous Materials 144 (2007) 59-66. Elsevier. 2007.

Müller C (1957):

Grundprobleme der mathematischen Theorie elektromagnetischer Schwingungen.

Springer, 1957.

MUNLV (2005):

Beeinflussung von Gewässer und Abwasserreinigungsanlagen durch die Zugabe von Stoffen in Freispiegelkanälen zur Geruchsminimierung.

Abschlussbericht des FuE-Projektes im Auftrage des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW, Düsseldorf. 2005.

MUNLV (2007):

Abstände zwischen Industrie- bzw. Gewerbegebieten und Wohngebieten im Rahmen der Bauleitplanung und sonstige für den Immissionsschutz bedeutsame Abstände (Abstandserlass).

RdErl. d. Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz - V-3 - 8804.25.1 v. 6.6.2007.

Ministerialblatt (MBL NRW.) Ausgabe 2007 Nr.29 Seite 655 bis 686

Massold E, Bates M and Woolfenden E (2005):

Enhanced identification and measurement of trace odours and toxic compounds in complex chromatograms.

Vortrag und Tagungsband zu: 7. Workshop "Geruch und Emissionen bei Kunststoffen", 4.-5. April 2005, Kassel.

Munoz R, Arriaga S, Hernandez S, Guieyesse B und Revah S (2006):

Enhanced hexane biodegradation in a two phase partitioning bioreactor: Overcoming pollutant transport limitations.

Process Biochemistry 41 (2006), pp 1614-1619. Elsevier.

Nobel Assembly (2004):

Awarding Richard Axel and Linda B. Buck for there discoveries of odorant receptors and the organization of the olfactory system. The Nobel Assembly at Karolinska Institute. Press release from October 4th, 2004.

NIST (2009):

NIST Chemistry WebBook.

National Institute of Standards and Technology (NIST). 100 Bureau Drive, Stop 1070, Gaithersburg, MD 20899-1070. www.nist.gov.

Oberthuer R (1990):

Ein logarithmischer Massstab mit dB-Einheiten zur Darstellung des Geruchspegels. Staub – Reinhaltung der Luft 50 (1990) Nr. 5, S.175-183.

Ohlrogge K, Herbst M, Scheel H, Wind J und Peinemann KV (2002):

Hybridverfahren zur Abluftreinigung

Chemie Ingenieur Technik – CIT,

Volume 74 Issue 12, Pages 1679 – 1685, Published Online: 16 Dec 2002, WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, 2002

Otto (2005):

Safety data sheet of IHCS Media.

Otto Luft und Klimatechnik GmbH & Co. KG. Bad Berleburg, Germany. 28.02.2005.

Pharaoh M, Williams GJ, Madden P and Reynolds N (2007):

VOC Emissions: Correlation between testing methodologies.

Emissions and Odours from materials, CerTech, Brussels – Belgium, 17-18 October 2007.

Plattig K-H (1995):

Spürnasen und Feinschmecker: Die chemischen Sinne des Menschen.

Springer, Berlin; Auflage: 1 (Juli 1995), ISBN-10: 3540590927

Ramis A, Hort C, Sochard S und Platel V (2007):

Treatment of the confined air of a spacecraft cabin.

Proceedings of the 2nd Congress on Biotechniques for Air Pollution Control, A Coruna/Spain, 3-5 October 2007. ISBN: 978-84-9749-258-4

Ritter JW, Dietzsch S und Dietzsch B (1984):

Fragmente aus dem Nachlasse eines jungen Physikers. Ein Taschenbuch für Freunde der Natur.

Verlag Müller u.K., Hanau, 1984. ISBN-10: 3783364019

Sabo F (1990):

Verfahrenstechnische Grundlagen in der biologischen Abluftreinigung;

in Biologische Abluftreinigung, K. Fischer [Hrsg], Expert Verlag, Ehningen, S. 13, 1990.

Sabo F (2003):

Verfahrenstechnische Übersicht und Zusammenhang zwischen Ökonomie und Ökologie.

VDI-Berichte Nr. 1777, Düsseldorf, 2003, ISBN: 3-18-09-1777-2

Schardinger F (1903):

Über thermophile Bakterien aus verschiedenen Speisen und Milch.
Nahrungs- und Genussmittel 16 (1903) 865-880.

Schmidt D, Janni K und Nicolai R (2004):

Biofilter Design Information.

Biosystems and Agricultural Engineering Update. Department of Biosystems and Agricultural Engineering - College of Agricultural, Food and Environmental Sciences - University of Minnesota.

Download 10.04.2010 von <http://www.manure.umn.edu/assets/baeu18.pdf>.

Schönbein CF (1849):

Recherches sur la nature de l'odeur qui se manifeste dans certaines actions chimiques.

Comptes Rendus Acad. Sciences 10(1840) S. 706-710.

Schoenen D (2005):

UV-Desinfektion: Wirksamkeit gegen Parasiten.

DVGW Trinkwasserforum 2005. 16. November 2005 in Mülheim an der Ruhr.

Shareefdeen Z und Singh A (2005):

Biotechnology for Odor and Air Pollution Controll.

Springer Berlin Heidelberg New York, ISBN 3-540-23312-1, 409 Seiten, 2005

Short J (2007):

The role of perfumes as odour masks.

Proceedings to Emissions and odours from Materials, CerTech, Bruxelles, 17.-18. October 2007.

Sjöberg A (1999):

Toluene Removal from Waste Air by Combined Biological and Non-Thermal Plasma Techniques.

Dissertation submitted to the SWISS FEDERAL INSTITUTE OF TECHNOLOGY (ETH) ZÜRICH for the degree of Doctor of Technical Sciences

Sjöberg A, Heinzele E, Oemer MK und Hungerbühler K (1997):

Waste Gas Treatment using Advanced Oxidation Prozesses: O_3/H_2O_2 and Non-Thermal Plasma for Combination with Biotreatment.

Biological Waste gas cleaning = Biologische Abluftbehandlung. Proceedings of an international symposium, Maastricht, The Netherlands, 28 - 29 April 1997. ISBN 3-18-990026-4.

Sonntag D und Heinze D (1982):

Sättigungsdampfdruck- und Sättigungsdampfdichtetafeln für Wasser und Eis. 1. Aufl., VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, 1982.

Stevens SS (1957):

On the psychophysical law.

Psychol. Rev., 64(3), pp.153-181.

Sucker K, Bischoff M, Krähmer U, Küner D und Winnecke G (2003):

Untersuchung zur Auswirkung von Intensität und hedonischer Geruchsqualität auf die Ausprägung der Geruchsbelästigung. Abschlussbericht zum FuE Projekt.

Finanziert von MUNLV NRW, Düsseldorf, MUVL BW, Stuttgart, und VCI Frankfurt/Main.

Thistlethwyat DKB. (1972):

Sulfide in Abwasseranlagen.

Verlag Bau + Technik, Düsseldorf, 1972, Deutsche Ausgabe 1979

United States Patent 3977952 (1976):

Process for decomposing carbon-containing compounds.

Knoevenagel, Kurt (Grunstadt, DT), Himmelreich, Rolf (Grunstadt, DT).

<http://www.freepatentsonline.com/3977952.html> (12.03.2009)

United States Patent 4086167 (1978):

Biofilter.

Tapola, Esko (Imatra, SF), Sten, Matti (Imatra, SF) und Koistinen, Onni (Imatra, SF).

<http://www.freepatentsonline.com/4086167.html> (11.03.2009)

TA-Luft (2002):

Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz

(Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) i.d.F. vom 24. Juli 2002.

Gemeinsames Ministerialblatt vom 30. Juli 2002 (GMBI. 2002, Heft 25 - 29, S. 511 - 605)

Tamm A (2002):

Beseitigung von organischen Schadstoffen in Abgasen durch Oxidation mit Ozon.

Dissertation. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. 2002.

US519728 (1993):

Odor-adsorbent activated charcoal.

VDI Richtlinie 2442 (2006):

Abgasreinigung - Verfahren und Technik der thermischen Abgasreinigung.

Technische Regel. Beuth Verlag. Berlin. 2006.

VDI Richtlinie 2443 (1995):

Abgasreinigung durch oxidierende Wäsche / Waste-gas purification by oxidative scrubbing.

Technische Regel. Beuth Verlag. Berlin. 1995.

VDI Richtlinie 3475 Blatt 3 (2006):

Emissionsminderung - Anlagen zur mechanischen und biologischen Behandlung von Siedlungsabfällen / Emission control - Plants for the mechanical and biological treatment of municipal waste.

Technische Regel. Beuth Verlag. Berlin. 2006.

VDI Richtlinie 3475 Blatt 3 Berichtigung (2007):

Emissionsminderung - Anlagen zur mechanischen und biologischen Behandlung von Siedlungsabfällen - Berichtigung zur Richtlinie VDI 3475 Blatt 3:2006-12. Technische Regel. Beuth Verlag. Berlin. 2006.

VDI Richtlinie 3476 (2005):

Abgasreinigung - Verfahren der katalytischen Abgasreinigung - Grundlagen / Waste gas cleaning - Methods of catalytic waste gas cleaning - Fundamentals. Technische Regel. Beuth Verlag. Berlin. 2005.

VDI Richtlinie 3477 (2004):

Biologische Abgasreinigung - Bio-filter / Biological waste gas purification - Bio-filters.

Technische Regel. Beuth Verlag. Berlin. 2004.

VDI Richtlinie 3478 Blatt 1 (2008):

Biologische Abgasreinigung - Biowäscher / Biological waste gas purification - Bioscrubbers.

Technische Regel - Entwurf. Beuth Verlag. Berlin. 2008.

VDI Richtlinie 3478 Blatt 2 (2008):

Biologische Abgasreinigung - Biorieselbettreaktoren / Biological waste gas purification - Biological trickle bed-reactors.

Technische Regel. Beuth Verlag. Berlin. 2008.

VDI Richtlinie 3481 Blatt 4 (2007):

Messen gasförmiger Emissionen - Messen der Konzentrationen von Gesamt-C und Methan-C mit dem Flammenionisationsdetektor (FID) / Gaseous emission measurement - Measurement of the concentrations of total organic carbon and methane carbon using the flame ionisation detector (FID).

Technische Regel. Beuth Verlag. Berlin. 2007.

VDI Richtlinie 3481 Blatt 6 (1994):

Messen gasförmiger Emissionen - Auswahl und Anwendung von C-Summenmeßverfahren / Choice and Application of Methods of Measuring Total Gaseous Organic Carbon.

Technische Regel. Beuth Verlag. Berlin. 1994.

VDI Richtlinie 3880 Entwurf (2009):

Olfaktometrie - Statische Probenahme.

Beuth Verlag, Berlin, 2009.

VDI Richtlinie 3881 (1986):

Olfaktometrie – Geruchsschwellenbestimmung – Grundlagen

Beuth Verlag, Berlin, 1986.

VDI Richtlinie 3882 Blatt 1 (1992):

Bestimmung der Geruchsintensität.

Beuth Verlag, Berlin, 1992.

VDI Richtlinie 3882 Blatt 2 (1994):

Olfaktometrie - Bestimmung der hedonischen Geruchswirkung.

Beuth Verlag, Berlin, 1992.

VDI Richtlinie 4075 Blatt 2 (2007):

Produktionsintegrierter Umweltschutz (PIUS); Produktionsintegrierter Umweltschutz (PIUS) - Lackierverfahren.

Beuth Verlag, Berlin, 2007.

Villiers A (1891):

Sur la transformation de la fécule en dextrine par le ferment butyrique.

Comptes Rendus de l'Academie des Sciences. 1891:435-8

VwVwS (2005):

Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Änderung der Verwaltungsvorschrift wassergefährdende Stoffe Vom 27. Juli 2005 einschließlich der Anhänge 1 und 2.

Waldeck C und Frings S (2005):

Die molekularen Grundlagen der Geruchswahrnehmung - Wie wir riechen, was wir riechen.

Biologie unserer Zeit. 35. Jahrgang 2005, Nr. 5. DOI:10.1002/biuz.200410290 Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, 2005.

Wang C, Xi JY, Hu HY, Yao Y (2009):

Effects of adding ozone on a biofilter treating gaseous chlorbenzene: Performance change and mechanism.

in: Biotechniques for Air Pollution Control: Proceedings of the 3rd International Congress on Biotechniques for Air Pollution Control.

Delft, the Netherlands. Crc Pr Inc. ISBN-10: 0415582709.

Weber EH (1834):

De pulsu, resorptione, auditu et tactu. Annotationes anatomicae et phsysiologicae. C.F. Köhler, Leipzig.

Weber E, Görner K und Hübner K (1999):

HÜTTE. Umweltschutztechnik.

Springer, Berlin; 1. Auflage. 1128 Seiten. ISBN-10: 3540558977.

Wender I. (1968):

Intensität und Qualität in der Geruchswahrnehmung.

Psychol. Forsch. 32, 244--276 (1968)

Winkle S (1982):

Leonardos „Citta ideale“ - die „Satellitenstadt der Renaissance“.

Hamburger Ärzteblatt Heft 6/1982.

Wirecky N (2003):

Ingenieurportrait von William Lindley. Pionier der technischen Hygiene.

In: Deutsche Bauzeitung, ISSN 0721-1902, Bd. 137 (2003), 6, S.84-90,

Online-Version:

http://www.db.bauzeitung.de/sixcms/media.php/273/0306_essay.lindley.imp.pdf

WO/1996/033795:

Process for purifying gas streams.

WO/2007/046705 A1:

System for controlling the concentration of a detrimental substance in a sewer network

Yamamoto T und Okubo M (2007):

Advanced Physicochemical Treatment Technologies.

Handbook of Environmental Engineering Volume Volume 5, Humana Press, 2007, ISBN 978-1-58829-860-7 (Print) or 978-1-59745-173-4 (Online).

Zwaardmaker H (1930):

Prüfung des Geruchsinnes und der Gerüche.

In: Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden, Abt. V, Teil 7, I. Berlin u. Wien: Urban & Schwarzenberg 1930.

30. BImSchV (2001):

Dreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes.
Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen – 30. BImSchV
– Artikel 2 der Verordnung vom 20. Februar 2001, BGBl. I S. 305

2004/42/EG:

DIRECTIVE 2004/42/CE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE
COUNCIL of 21 April 2004 on the limitation of emissions of volatile organic
compounds due to the use of organic solvents in certain paints and varnishes and
vehicle refinishing products and amending Directive 1999/13/EC.

Anhang 1: Technische Daten Olfaktometer

Olfaktometertyp		ecoma TO-7	ecoma TO-9
Verdünnungsprinzip	-	Gasstrahlpumpen	Gasstrahlpumpen
Volumenstromeinstellung	-	Rotameter	kalibrierte Messblenden
Volumenstrom je Messplatz	m ³ /h	1,2	1,2
Größte einstellbare Verdünnung	-	64.000	65.536
Kleinste einstellbare Verdünnung	-	2,5	4
Stufensprünge Faktor	-	2	2
Standardabweichung der Einstellung der Verdünnungsstufen	%	< 10	< 10
Ansprechzeit	s	< 1	< 1
Einstellzeit	s	1,5	< 1

Anhang 2: Technische Daten FID/PID

Thermo Scientific TVA1000B Specifications

Safety certifications	FM (Class 1, Div. 1, Groups A,B,C&D Hazardous Location, Temp. Class T4)
Datalogging	Onboard
Readout	Bar graph & 4- digit LCD
Dynamic Range	0.5-2,000 ppm (PID) isobutylene; 0.5-50,000 ppm (FID) methane
Linear Range	0.5-500 ppm (PID) isobutylene; 0.5-10,000 ppm (FID) methane
Response Time	3.5 seconds
Minimum Detectable Limit	100 ppb benzene (PID); 300 ppb hexane (FID) (laboratory conditions)
Alarms	Low, high, STEL
Sample Flow Rate	1,000 cc/min nominal
Power	Rechargeable NiCd Battery
Logging Capacity	900-18,000 points mode specific
Temperature Range	0-40°C (32°F - 104°F)
Fuel	None required (PID); 99.995% hydrogen (FID)
Portable Operation Time	8 hours (with reference operating conditions)
Approximate Mass	5.8 kg (13 pounds)
Nominal Dimensions	13.5 x 10.3 x 3.2 inches (343 x 262 x 81 mm)
Analog Output	0-2V dc (non-calibrated)
Repeatability	+/- 1% (PID); +/- 2% (FID)
Autorangeing	Yes
Diagnostics	Yes
Other Available Options:	
Carrying Case	P/N CR012XL
Charcoal Filter	P/N 510095-1
FID Calibration Kit	P/N CR009UY
PID/FID Calibration Kit	P/N CR012UH

Thermo Scientific products represent a broad range of high-end analytical instruments, chemistry and consumable supplies, laboratory equipment, software and services that enable integrated laboratory workflow solutions. Thermo Scientific is the new name for a trusted brand – Thermo Electron – that the world's most renowned researchers, clinicians and scientists already count on to solve their analytical challenges. The brand is strengthened by the additions equipment, consumables and reagents acquired from Fisher Scientific.



Lit_TVAEID_0707

Environmental Instruments
First Responder/Industrial Hygiene Products
www.thermo.com/ih

27 Forge Parkway

Franklin, MA
02038

1.866.282.0430
1.508.520.1460 fax

Thermo
SCIENTIFIC

Anhang 3: Technische Daten H₂S-Messgerät

SPECIFICATIONS

SENSOR TYPE:	Electrochemical Hydrogen Sulphide
MAX RANGE:	0 to 999.9 ppm
STD RANGE:	0 to 200.0 ppm
ACCURACY AT STP:	+/- 1.0 ppm
RESOLUTION:	0.1 ppm
RESPONSE TIME:	T90 < 60 seconds
PRESSURE RANGE:	Atmospheric +/- 10%
RELATIVE HUMIDITY RANGE:	15 to 90% (non-condensing)
LCD DISPLAY:	00.0 to 999.9
INSTRUMENT TEMP RANGE:	-10 C to +40 C
EXTERNAL DIMENSIONS:	165mm x 62mm Dia
INSTRUMENT WEIGHT:	450 grams

POWER SUPPLY

BATTERY :	3 x 1.5V AA Alkaline Batteries or 1 x 3.6V Lithium Battery (1-136 or 1-137)
BATTERY LIFE:	Alkaline Batteries Over 3 Months or Lithium Battery Over 6 Months

DATA LOGGER

MEMORY CAPACITY:	32,000 Readings
LOGGING INTERVAL:	Selectable from 1 second to 1 hour (e.g.) 1 min interval logs for 22 days, 5 min interval logs for over 3 mths

Approvals

INTRINSIC SAFETY:	Standards Australia AUS Ex 2478X, certified to: Ex ia I/IIC T4 IP66/67 NEMKO 03 ATEX134, certified to: I M2 / II 2 GD, EEx ia I/IIC T4 IP66/67
-------------------	---

ELECTROMAGNETIC COMPATIBILITY:	The OdaLog Type I and accessories have been tested and conform to the requirements of C-Tick, CE & FCC.
-----------------------------------	--

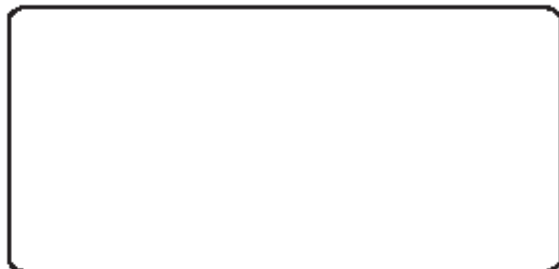
SERVICING

We recommend that the OdaLog is returned to an authorised App-Tek service centre at least once every six months for a full inspection, software upgrade as developed, calibration, test for linearity and to have new batteries fitted.

WARRANTY

12 month warranty when used in accordance with operation manual (excluding calibration & freight costs).

Authorised Distributor



Manufactured By



In the interest of continued improvement, we reserve the right to change design features without prior notice.

P/N: 20-0001 Issue: 5B August 2003

Anhang 4: Datenblätter Kurzzeitmessröhrchen

Benzol 0,5/c

Dräger-Röhrchen®
81 01841

DEUTSCH

Gebrauchsanweisung
5. Ausgabe • Juli 2001

Anwendungsbereich
Bestimmung von Benzol (C₆H₆) in Luft und technischen Gasen.

Messbereich : 0,5 bis 10 ppm
Hubzahl (n) : 20
Dauer der Messung : ca. 20 Minuten
Standardabweichung : ± 30 %
Farbumschlag : weiß → bräunlich-gelb

Umgebungsbedingungen
Temperatur : 5 °C bis 40 °C
Feuchtigkeit : 1 bis 30 mg/L (entspr. 100 % r.F. bei 30 °C)
Luftdruck : $F = \frac{1013}{\text{tatsächlicher Luftdruck (hPa)}}$

Reaktionsprinzip
 $2 \text{ C}_6\text{H}_6 + \text{HCHO} \rightarrow \text{C}_6\text{H}_5\text{-CH}_2\text{-C}_6\text{H}_5 + \text{H}_2\text{O}$
 $\text{C}_6\text{H}_5\text{-CH}_2\text{-C}_6\text{H}_5 + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow p\text{-chinitroide Verbindung}$

Voraussetzungen
Röhrchen nur zusammen mit folgenden Dräger-Pumpen verwenden: Modell 21/31, secure, secure 2000 oder Quantimeter 1000.
Gebrauchsanweisung der Pumpe beachten.
Vor jeder Messreihe die Pumpe mit ungeöffnetem Röhrchen auf Dichtheit prüfen.
Messwert gilt nur für Ort und Zeitpunkt der Messung.

Messung durchführen und auswerten

- Die Spitzen beider Röhrchen abbrechen.
- Röhrchen mit beiliegendem Gummischlauch verbinden.
- Röhrchenkombination dicht in die Pumpe einsetzen. Pfeile zeigen zur Pumpe.
- Luft- oder Gasprobe durch die Röhrchenkombination saugen.
- Zur deutlichen Auswertung die gesamte Länge der bräunlich-gelben Verfärbung ablesen und mit einem unbenutzten Röhrchen vergleichen.
- Wert mit dem Faktor F für die Luftdruckkorrektur multiplizieren.
- Pumpe nach Gebrauch mit Luft spülen.

Querempfindlichkeiten
Keine Störung der Anzeige durch 100 ppm Toluol, 100 ppm Xylol, 1500 ppm n-Octan, 300 ppm iso-Octan, 600 ppm Pentan, 100 ppm n-Butan, 100 ppm iso-Butan, 50 ppm Methyltert.-butylether, 1000 ppm Ethylbenzol, 100 ppm Diethylbenzol, 100 ppm Triethylbenzol, 50 ppm Monostyrol.

Weitere Informationen
Hautkontakte mit der Füllmasse vermeiden: Inhalt ätzt. Sicher vor Unbefugten lagern. Beim Entsorgen Sicherheitsratschläge S 2-26-28.2-30-45 beachten. Benutzte Röhrchen und Röhrchen mit überschrittener Verbrauchszeit können in der Verpackung an Dräger Safety zurückgegeben werden.

Dräger Safety AG & Co. KGaA • Germany • Fax: Dräger Safety AG & Co. KGaA

Dräger-Röhrchen 6728071 Benzol 5/b

DEUTSCH

Gebrauchsanweisung 234-28071 11. Ausgabe Juni 2004

Anwendungsbereich
Bestimmung von Benzol in Luft oder technischen Gasen.

Funktionsweise
Das Prüfröhrchen enthält eine weiße Anzeigeschicht. Wird Luft oder eine Gasprobe durch das Röhrchen gesaugt, verfärbt sich die Anzeigeschicht braun-grün unter Einfluss von Benzol.

Reaktionsprinzip
 $\text{C}_6\text{H}_6 + \text{I}_2\text{O}_5 \rightarrow \text{I}_2$

Umgebungsbedingungen

- Temperatur: 0 °C bis 40 °C.
- Feuchtigkeit: 3 bis 15 mg/L (entspr. 65 % r.F. bei 25 °C).
- Luftdruck: zur Korrektur die Anzeige mit Faktor F multiplizieren.

$$F = \frac{1013}{\text{tatsächlicher Luftdruck (hPa)}}$$

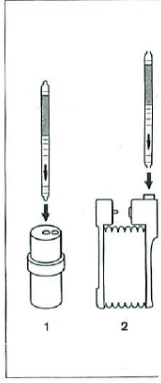
Voraussetzungen

- Röhrchen nur zusammen mit folgenden Dräger-Pumpen verwenden: secure, secure 2000 oder Quantimeter 1000.
- Bei Verwendung anderer Pumpen kann es zu erheblichen Messfehlern kommen.
- Gebrauchsanweisung der Pumpe beachten.
- Vor jeder Messreihe die Pumpe mit ungeöffnetem Röhrchen auf Dichtheit prüfen.
- Messwert gilt nur für Ort und Zeitpunkt der Messung.

Messung durchführen und auswerten

- Beide Spitzen des Röhrchens im Röhrchen-Öffner abbrechen.
- Röhrchen dicht in die Pumpe einsetzen. Pfeil zeigt zur Pumpe.
- Messbereich: 5 bis 50 ppm (20 Hube, Skale n = 20)
Luft oder Gasprobe durch das Röhrchen saugen. Messdauer: ca. 8 Minuten.
- Gesamte Länge der braun-grünen Verfärbung ablesen.
- Wert mit dem Faktor F für die Luftdruckkorrektur multiplizieren.
Ergebnis im Messprotokoll notieren.
Relative Standardabweichung ±10 bis 15 %.
- Mögliche Querempfindlichkeiten beachten.
- Pumpe nach Gebrauch mit Luft spülen.

7 Wert (D 2002): 1 ppm Benzol
 $\rho_{\text{Benzol}} = 3,26 \text{ mg Benzol/m}^3$
1 ppm Benzol/m³ = 0,31 ppm Benzol (bei 20 °C, 1013 hPa)



Querempfindlichkeiten

- Viele Benzol-Kohlenwasserstoffe werden ebenfalls angezeigt, jedoch alle mit unterschiedlicher Empfindlichkeit.
- Andere Aromaten werden ebenfalls angezeigt, jedoch mit unterschiedlicher Empfindlichkeit.

Entsorgen
Hautkontakte mit der Füllmasse vermeiden: Inhalt ätzt. Sicher vor Unbefugten lagern. Beim Entsorgen Sicherheitsratschläge S 2-26-28.2-30-45 beachten. Benutzte Röhrchen und Röhrchen mit überschrittener Verbrauchszeit können in der Verpackung an Dräger Safety zurückgegeben werden.

Weitere Informationen
Auf der Verpackungsbänderole finden Sie Bestellnummer, Verbrauchsdatum, Lagertemperatur und Seriennummer. Weiterführende Informationen über die Gasanalyse mit Dräger-Röhrchen auf Anforderung.

Dräger Safety AG & Co. KGaA - Reval:
Tel. 01805-862 086 • Fax. (0451)

90 22 334
© Dräger Safety AG & Co. KGaA

Dräger-Röhrchen 81 01 741 Benzol 15/a

DEUTSCH

Gebrauchsanweisung 234-8101741 · 5. Ausgabe · Januar 2003

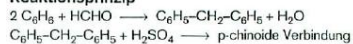
Anwendungsbereich

Bestimmung von Benzol in Luft oder technischen Gasen.

Funktionsweise

Das Prüfröhrchen enthält eine hellgraue Vorschicht, eine weiße Anzeigeschicht und eine rot-braune Farbvergleichsschicht.
Wird Luft oder eine Gasprobe durch das Röhrchen gesaugt, werden andere störende Aromaten in der Vorschicht zurückgehalten. Die Anzeigeschicht verfärbt sich rot-braun unter Einfluß von Benzol.

Reaktionsprinzip



Umgebungsbedingungen

- Temperatur: 0°C bis 30°C.
- Feuchtigkeit: max. 30 mg/L (entspr. 100% r.F. bei 30°C).
- Luftdruck: zur Korrektur die Anzeige mit Faktor F multiplizieren.

$$F = \frac{1013}{\text{tatsächlicher Luftdruck (hPa)}}$$

Voraussetzungen

- Röhrchen nur zusammen mit folgenden Dräger-Pumpen verwenden:
accuro, accuro 2000 oder Quantimeter 1000.
Bei Verwendung anderer Pumpen kann es zu erheblichen Messfehlern kommen.
- Gebrauchsanweisung der Pumpe beachten.
- oder Messreihe die Pumpe mit ungeöffnetem Röhrchen auf Dichtheit prüfen.
- Messwert gilt nur für Ort und Zeitpunkt der Messung.

Messung durchführen und auswerten

- 1 Beide Spitzen des Röhrchens im Röhrchen-Öffner abbrechen.
- 2 Röhrchen dicht in die Pumpe einsetzen. Pfeil zeigt zur Pumpe.
- 3 Messbereich: 15 bis 420 ppm
Luft- oder Gasprobe mit so vielen Hügen durch das Röhrchen saugen, bis der Farbton der Anzeigeschicht mit der Farbvergleichsschicht übereinstimmt. Maximal 20 Hübe machen.
Messdauer: max. 4 Minuten.
- 4 Auswertung gemäß folgender Tabelle bei Farbgleichheit:

Hübe	2	3	4	5	6	7	10	14	20
ppm	420	210	150	105	75	60	30	25	15

- Wert mit dem Faktor F für die Luftdruckkorrektur multiplizieren.
Ergebnis im Messprotokoll notieren.
Relative Standardabweichung: ± 30%.
- Mögliche Querempfindlichkeiten beachten.
- Pumpe nach Gebrauch mit Luft spülen.

TRK-Wert (D 2002): 1 bzw. 2,5 ppm Benzol

1 ppm Benzol = 3,26 mg Benzol/m³
2,5 ppm Benzol (bei 20°C, 1013 hPa)

Querempfindlichkeiten

- Andere Aromaten (Toluol, Xylol) werden in der Vorschicht zurückgehalten; diese verfärbt sich dabei ebenfalls rot-braun. Sind die Konzentrationen von Toluol bzw. Xylol zu hoch, wird die gesamte Vorschicht bis hin zur Anzeigeschicht verfärbt. Eine Benzol-Messung ist in diesen Fällen nicht möglich.
- Benzin-Kohlenwasserstoffe, Alkohole und Ester stören die Anzeige nicht.

Entsorgen

Hautkontakte mit der Füllmasse vermeiden: Inhalt ätzt.
Sicher vor Unbefugten lagern. Beim Entsorgen Sicherheitsratschläge S 2-26-30-35/37-44-51 beachten. Benutzte Röhrchen und Röhrchen mit überschrittener Verbrauchszeit können in der Verpackung an Dräger zurückgegeben werden.

Weitere Informationen

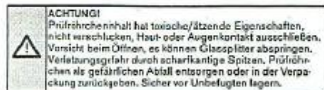
Auf der Verpackungsbänderole finden Sie Bestellnummer, Verbrauchsdatum, Lagertemperatur und Seriennummer. Bei Rückfragen die Seriennummer angeben. Weiterführende Informationen über die Gasanalyse mit Dräger-Röhrchen auf Anforderung.

Dräger Safety AG & Co. KGaA · Gern
☎ 01805 - 882088 ☎ 268

90 22 631
© Dräger Safety AG & Co. KGaA

Gebrauchsanweisung Dräger-Röhrchen® Ammoniak 0 25/a

81 01 711
DEUTSCH



ACHTUNG!
Prüfröhrcheninhalt hat toxische/ätzende Eigenschaften, nicht verschlucken. Haut- oder Augenkontakt ausschließen. Vorsicht beim Öffnen, es können Glas splitter abspringen. Verletzungsgefahr durch scharfkantige Spitzen. Prüfröhrchen als gefährlichen Abfall entsorgen oder in der Verpackung zurückgeben. Sicher vor Unbefugten lagern.

Anwendungsbereich

Bestimmung von Ammoniak (NH₃) in Luft oder technischen Gasen.

Messbereich : 0,25 bis 3 ppm
Hubzahl (n) : 10
Dauer der Messung : ca. 1 min
Standardabweichung : ± 10 bis 15 %
Farbvergleich : gelb → blau
Umgebungsbedingungen
Temperatur : 10 °C bis 50 °C
Feuchtigkeit : < 20 mg/L (entspr. 100 % r.F. bei 23 °C)
Luftdruck: F = 1013/tatsächlicher Luftdruck (hPa)

Reaktionsprinzip

NH₃ + pH-Indikator → blaues Reaktionsprodukt

Voraussetzungen

Die Funktionsweise der Dräger-Röhrchen und der Dräger-Pumpen accuro, accuro 2000 und Quantimeter 1000 sind aufeinander abgestimmt. Eine ordnungsgemäße Funktion bei Verwendung der Dräger-Röhrchen in Zusammenhang mit anderen Pumpen kann nicht garantiert werden. Gebrauchsanweisung der Pumpe (Dichtecheck) beachten. Messwert gilt nur für Ort und Zeitpunkt der Messung.

Messung durchführen und auswerten

- Beide Spitzen des Röhrchens im Röhrchen-Öffner abbrechen.
- Röhrchen dicht in die Pumpe einsetzen. Pfeil zeigt zur Pumpe.
- Luft- oder Gasprobe durch das Röhrchen saugen.
- Gesamte Länge der Verfärbung ablesen.
- Wert mit dem Faktor F für die Luftdruckkorrektur multiplizieren.
- Mögliche Querempfindlichkeiten beachten.
- Pumpe nach Gebrauch mit Luft spülen.

1 ppm NH₃ = 0,91 mg NH₃/m³

1 mg NH₃/m³ = 1,41 ppm NH₃ (20 °C, 1013 hPa)

Querempfindlichkeiten

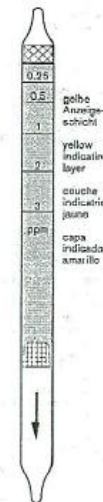
Andere basische Stoffe wie z.B. organische Amine werden ebenfalls angezeigt, jedoch mit unterschiedlicher Empfindlichkeit.

Weitere Informationen

Auf der Verpackungsbänderole befinden sich Bestellnummer, Verbrauchsdatum, Lagertemperatur und Seriennummer. Bei Rückfragen die Seriennummer angeben.

Dräger Safety AG & Co. KGaA · Revalstrasse 1 · D-23560 Luebeck · G

Dräger



90 22 629 MUL027
© Dräger Safety AG & Co. KGaA
7th edition October 2006

Dräger

Ammoniak 2/a

Dräger-Röhrchen
GT 33231

Gebrauchsanweisung
10. Ausgabe • November 2006

Anwendungsbereich
Bestimmung von Ammoniak (NH₃) in Luft und technischen Gasen.

Messbereich : 2 bis 30 ppm
Hubzahl (n) : 5
Dauer der Messung : ca. 1 Minute
Standardabweichung : ± 10...15 %
Farbumschlag : gelb → blau

Umgebungsbedingungen
Temperatur : 10 °C bis 50 °C
Feuchtigkeit : <20 mg/L
(entspr. 100 % r.F. bei 23 °C)
Luftdruck : F = $\frac{1013}{\text{tatsächlicher Luftdruck (hPa)}}$

Reaktionsprinzip
NH₃ + pH-Indikator → blaues Reaktionsprodukt

Voraussetzungen
Röhrchen nur zusammen mit folgenden Dräger-Pumpen verwenden: Modell 21/31, accuro, accuro 2000 oder Quantimeter 1000.
Gebrauchsanweisung der Pumpe beachten.
Vor jeder Messreihe die Pumpe mit ungeöffnetem Röhrchen auf Dichtheit prüfen.
Messwert gilt nur für Ort und Zeitpunkt der Messung.

Messung durchführen und auswerten

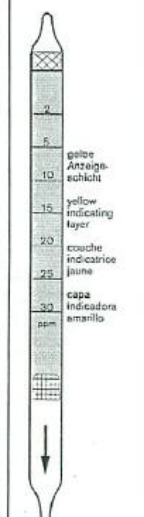
- Beide Spitzen des Röhrchens im Röhrchen-Öffner abbrechen.
- Röhrchen dicht in die Pumpe einsetzen. Pfeil zeigt zur Pumpe.
- Luft- oder Gasprobe durch das Röhrchen saugen.
- Gesamte Länge der Verfärbung ablesen.
- Wert mit dem Faktor F für die Luftdruckkorrektur multiplizieren.
- Pumpe nach Gebrauch mit Luft spülen.

1 ppm NH₃ = 0,71 mg NH₃/m³
1 mg NH₃/m³ = 1,41 ppm NH₃ (20 °C, 1013 hPa)

Querempfindlichkeiten

- Andere basische Stoffe wie z.B. organische Amine werden ebenfalls angezeigt, jedoch mit unterschiedlicher Empfindlichkeit.
- Keine Störung der Anzeige durch 300 ppm Nitrose Gase, 2000 ppm SO₂ oder 2000 ppm H₂S.

Weitere Informationen
Hautkontakte mit der Füllmasse vermeiden: Inhalt ätzt. Sicher vor Unbefugten lagern.
Auf der Verpackungsbänderole befinden sich Bestellnummer, Verbrauchsdatum, Lagertemperatur und Seriennummer. Bei Rückfragen die Seriennummer angeben.



Dräger

Ammoniak 5/a

Dräger-Röhrchen
CH 20 501
DEUTSCH

Gebrauchsanweisung

ACHTUNG!
Vorsicht beim Öffnen, es können Glassplitter abspringen. Röhrchenspitze kann scharfkantig sein; Verletzungsgefahr. Hautkontakte mit der Füllmasse vermeiden. Inhalt ätzt. Sicher vor Unbefugten lagern.

Anwendungsbereich
Bestimmung von Ammoniak (NH₃) in Luft oder technischen Gasen

Messbereich : 5 bis 70 ppm
(Bedingungen der Kalibrierungen:
20 °C, 50 % r.F., 1013 mbar)

Hubzahl (n) : 10
Dauer der Messung : ca. 1 min
Standardabweichung : ±10 - 15 % (für den gesamten Bereich der Umgebungsbedingungen)
Farbumschlag : gelb → blau
Messbereichserweiterung
50 bis 700 ppm, n=1, Skalenwert mit 10 multiplizieren

Umgebungsbedingungen
Temperatur : 10 °C bis 50 °C
Feuchtigkeit : <20 mg/L
(entspr. 100 % r.F. bei 23 °C)
Luftdruck : F = $\frac{1013}{\text{tatsächlicher Luftdruck (hPa)}}$

Reaktionsprinzip
NH₃ + pH-Indikator → blaues Reaktionsprodukt

Voraussetzungen
Röhrchen nur zusammen mit folgenden Dräger-Pumpen verwenden: accuro, accuro 2000 oder Quantimeter 1000.
Gebrauchsanweisung der Pumpe beachten.
Vor jeder Messreihe die Pumpe mit ungeöffnetem Röhrchen auf Dichtheit prüfen.
Messwert gilt nur für Ort und Zeitpunkt der Messung.

Messung durchführen und auswerten

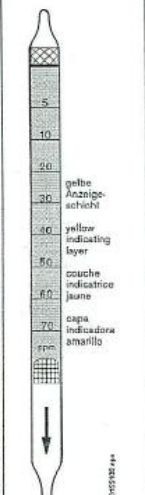
- Beide Spitzen des Röhrchens im Röhrchen-Öffner abbrechen.
- Röhrchen dicht in die Pumpe einsetzen. Pfeil zeigt zur Pumpe.
- Luft- oder Gasprobe durch das Röhrchen saugen.
- Gesamte Länge der Verfärbung ablesen.
- Wert mit dem Faktor F für die Luftdruckkorrektur multiplizieren.
- Pumpe nach Gebrauch mit Luft spülen.

1 ppm NH₃ = 0,71 mg NH₃/m³
1 mg NH₃/m³ = 1,41 ppm NH₃ (20 °C, 1013 hPa)

Querempfindlichkeiten

- Andere basische Stoffe wie z.B. organische Amine werden ebenfalls angezeigt, jedoch mit unterschiedlicher Empfindlichkeit.
- Keine Störung der Anzeige durch 300 ppm Nitrose Gase, 2000 ppm SO₂ oder 2000 ppm H₂S.

Weitere Informationen
Auf der Verpackungsbänderole befinden sich Bestellnummer, Verbrauchsdatum, Lagertemperatur und Seriennummer. Bei Rückfragen die Seriennummer angeben.



Dräger Safety AG & Co. KGaA • Germany • ☐ safety AG & Co. KGaA

90 22 102
Dräger Safety AG & Co. KGaA
10th edition October 2006

Dräger

Gebrauchsanweisung Dräger-Röhrchen®
81 01 461
DEUTSCH

Schwefelwasserstoff 0,2/a

ACHTUNG!
Pfeutröhrchen enthält toxische/ätzende Eigenschaften.
Nicht verschlucken, Haut- oder Augenkontakt ausschließen.
Vorsicht beim Öffnen, es können Glas splitter abspringen.
Verletzungsgefahr durch scharfkantige Spitzen.
Pfeutröhrchen als gefährlichen Abfall entsorgen oder in der
Verpackung zurückgeben. Sicher vor Unbefugten lagern.

Anwendungsbereich
Bestimmung von Schwefelwasserstoff (H₂S) in Luft oder technischen Gasen.

Messbereich : 0,2 bis 5 ppm
Hubzahl (n) : 10
Dauer der Messung : ca. 5 min
Standardabweichung : ± 5 % bis 10 %
Farbumschlag : weiß → hellbraun

Umgebungsbedingungen
Temperatur : 10 °C bis 30 °C
Feuchtigkeit : 3 + 15 mg/L (entspr. 81 % r.F. bei 25 °C)
Luftdruck : F = 1013 / statischer Luftdruck (hPa)

Reaktionsprinzip
 $H_2S + Pb^{2+} \rightarrow PbS + 2H^+$

Voraussetzungen
Die Funktionsweise der Dräger-Röhrchen und der Dräger-Pumpen
accuro, accuro 2000 und Quantimeter 1000 sind aufeinander
abgestimmt. Eine ordnungsgemäße Funktion bei Verwendung der
Dräger-Röhrchen im Zusammenhang mit anderen Pumpen kann nicht
garantiert werden.
Gebrauchsanweisung der Pumpe (Nichttest!) beachten.
Messwert gilt nur für Ort und Zeitpunkt der Messung.

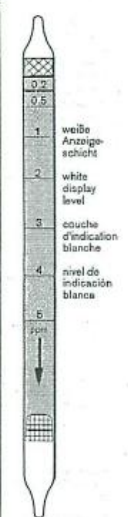
Messung durchführen und auswerten

- Beide Spitzen des Röhrchens in Röhrchen-Öffner abbrechen.
- Röhrchen dicht in die Pumpe einsetzen. Pfeil zeigt zur Pumpe.
- Luft- oder Gasprobe durch das Röhrchen saugen.
- Gesamte Länge der Verfärbung ablesen.
- Mögliche Querempfindlichkeiten beachten.
- Wert mit dem Faktor F für die Luftdruckkorrektur multiplizieren.
- Pumpe nach Gebrauch mit Luft spülen.

1 ppm H₂S = 1,42 mg H₂S/m³
1 mg H₂S/m³ = 0,71 ppm H₂S (bei 20 °C, 1013 hPa)

Querempfindlichkeiten:
SO₂ und HCl stören im Bereich ihrer MAK-Werte die Anzeige nicht.

Weitere Informationen
Auf der Verpackungsbänderle befinden sich Bestellnummer,
Verbrauchsdatum, Lagertemperatur und Seriennummer.
Bei Rückfragen die Seriennummer angeben.



90 22 601 MÜL027
Dräger Safety AG & Co. KGaA
11th edition January 2007

Dräger Safety AG & Co. KGaA • Rivalstrasse 1 • D-23560 Luebeck • G

Dräger

Gebrauchsanweisung Dräger-Röhrchen®
67 28041
DEUTSCH

Schwefelwasserstoff 0,5/a

Gebrauchsanweisung 12. Ausgabe • Juli 2001

Anwendungsbereich
Bestimmung von Schwefelwasserstoff (H₂S) in Luft
und technischen Gasen.

Messbereich : 0,5 bis 15 ppm
Hubzahl (n) : 10
Dauer der Messung : ca. 6 Minuten
Standardabweichung : ± 5...10 %
Farbumschlag : weiß → hellbraun

Umgebungsbedingungen
Temperatur : 0 °C bis 40 °C
Feuchtigkeit : 3 bis 30 mg/L
(entspr. 100 % r.F. bei 30 °C)
Luftdruck : F = 1013 / statischer Luftdruck (hPa)

Reaktionsprinzip
 $H_2S + Hg^{2+} \rightarrow HgS + 2H^+$

Voraussetzungen
Röhrchen nur zusammen mit folgenden Dräger-
Pumpen verwenden: Modell 21/31, accuro, accuro
2000 oder Quantimeter 1000.
Gebrauchsanweisung der Pumpe beachten.
Vor jeder Messreihe die Pumpe mit ungeöffnetem
Röhrchen auf Dichtheit prüfen.
Messwert gilt nur für Ort und Zeitpunkt der Messung.

Messung durchführen und auswerten

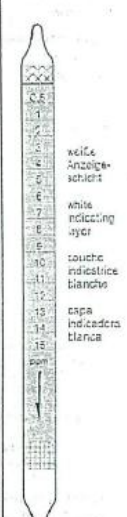
- Beide Spitzen des Röhrchens im Röhrchen-Öffner
abbrechen.
- Röhrchen dicht in die Pumpe einsetzen.
Pfeil zeigt zur Pumpe.
- Luft- oder Gasprobe durch das Röhrchen saugen.
- Gesamte Länge der Verfärbung ablesen.
- Wert mit dem Faktor F für die Luftdruckkorrektur
multiplizieren.
- Pumpe nach Gebrauch mit Luft spülen.

1 ppm H₂S = 1,42 mg H₂S/m³
1 mg H₂S/m³ = 0,71 ppm H₂S (20 °C, 1013 hPa)

Querempfindlichkeiten
Keine Störung der Anzeige durch 100 ppm SO₂,
100 ppm HCl oder 100 ppm Ethylmercaptan.

Entsorgen
Hautkontakte mit der Füllmasse vermeiden: Inhalt
ätzt. Sicher vor Unbefugten lagern.

Weitere Informationen
Auf der Verpackungsbänderle befinden sich
Bestellnummer, Verbrauchsdatum, Lagertemperatur
und Seriennummer. Bei Rückfragen die
Seriennummer angeben.



90 22 601 MÜL027
Dräger Safety AG & Co. KGaA
11th edition January 2007

Dräger Safety AG & Co. KGaA • Germany • Dräger Safety AG & Co. KGaA

Anhang 5: Technische Daten der Anlage TKS

Segment	Parameter		Einheit	Wert
1	Ventilatorsektion			
	Luftvolumenstrom	$Q_{\text{total,a}}$	m^3/h	13,5
2	Rohgasgenerator			
	Abwasserdurchfluss	Q_w	L/s	0,25
	Abwasserdurchfluss	Q_w	m^3/h	0,9
	Angenommenes Geruchsstoffemissionspotential	GEP	$\text{GE}_E/\text{m}^3_{\text{FI}}$	50.000
	Emissionsbeiwert	α_{od}	-	0,3
	Geruchsstoffmassenstrom	Ω	GE_E/h	13.500
	Geruchsstoffkonzentration	c_{od}	GE_E/m^3	1.000
3	Befeuchter			
	Durchmesser	DN_{hum}	m	0,10
	Höhe	h_{hum}	m	1,00
	Querschnittsfläche	A_{hum}	m^2	0,0064
	Volumen	V_{hum}	m^3	0,0064
	Luftvolumenstrom	$Q_{\text{hum,a}}$	m^3/h	3,38
	Aufenthaltszeit	$t_{\text{hum,a}}$	s	6,79
	Umwälzpumpe			Iwaki MD-30RZM-220N
	Düsen			Gardena 1365
	Umlaufwasser	$Q_{\text{c,w}}$	L/s	0,083
	Wasserverbrauch	$Q_{\text{c,w,lost}}$	L/d	0,50
	Volumen Wasservorlagebehälter	V_w	L	5,00
	Befeuchtungsgrad	-	% rF	> 95
4	UV Bestrahlung			
	Durchmesser	DN_{uv}	m	0,10
	Höhe	h_{uv}	m	1,00
	Querschnittsfläche	A_{uv}	m^2	0,0064
	Volumen	$V_{\text{uv,a}}$	m^3	0,0064
	Luftvolumenstrom	$Q_{\text{uv,a}}$	m^3/h	3,38
	Aufenthaltszeit	$t_{\text{uv,a}}$	s	6,79
	UV Lampe			Heraeus GPH212T5VH/4
	UV Lampe Gesamtleistung	P_{tot}	W	10
	UV Lampe UV-Leistung	P_{uv}	W	2,7
	ozonbildend			nein
	spezifischer Leistungseintrag	$p_{\text{tot,uv,a}}$	$\text{W}/\text{m}^3/\text{h}$	2,96

Segment	Parameter	Einheit		Wert
5	Biofilter			
	Material (Straße 1, 2 and 3)			WoodMix von Fa. Roth
	Material (Straße 4)			basis/oxi/active granulat von UGN
	Durchmesser	DN _{biof}	m	0,20
	Höhe	h _{biof}	m	1,50
	Querschnittsfläche	A _{biof}	m ²	0,0284
	Volumen	V _{biof,a}	m ³	0,0425
	Luftvolumenstrom	Q _{biof,a}	m ³ /h	3,38
	Geruchsstoffmassenstrom	Ω _{biof,a}	GE _E /h	3.375
	Aufenthaltszeit	t _{biof,a}	s	45,36
	Filterflächenbelastung	q _{A,biof}	m ³ /m ² /h	119,04
	Filterraumbelastung	q _{V,biof}	m ³ /m ³ /h	79,36
	Filtervolumenbelastung	q _{od,biof}	GE _E /m ³ /h	79.357

Anhang 6: Dichte und Porositäten

Roth WoodMix und UGN Granulat

Parameter	Formelzeichen	Einheit	Roth Woodmix	UGN Granulat
Volumen	V	cm^3	2.000	2.000
Masse (Schüttung)	m_F	g	454	845
Schüttdichte	$\rho_s = m_F / V$	g/cm^3	0,23	0,42
Wasser (Auffüllung bis 2 L)	$V_{S,ges}$	cm^3	1.250	1.100
Wasser (an- und eingelagert)	$V_{S,w}$	cm^3	130	867
Porenvolumen	$V_S = V_{S,ges} - V_{S,w}$	cm^3	1.120	233
Porosität	$\varepsilon = V_S / V$	-	0,56	0,12
Rohdichte	$\rho_r = m_F / (V \cdot (1 - \varepsilon))$	g/cm^3	0,52	0,48

Otto IHCS-Medium

$$\varepsilon = 0,71 = 1 - \frac{\rho_s}{\rho_r} = 1 - \frac{750 [\text{kg/m}^3]}{2600 [\text{kg/m}^3]}$$

Anhang 7: Spezifische Oberflächen

Spezifische Oberfläche Roth Woodmix

Parameter		Einheit	Wert
Korn	Länge	m	4,00E-02
	Breite	m	2,00E-02
	Dicke	m	1,00E-02
	Volumen	m ³	8,00E-06
	Oberfläche	m ²	2,80E-03
Rohdichte Woodmix		kg/m ³	520
Korn Masse		kg	4,16E-03
Schüttdichte Woodmix		kg/m ³	230
Anzahl Körner		1/m ³	55.288
Volumenspezifische Oberfläche		m ² /m ³	155
Massenspezifische Oberfläche		m ² /kg	0,67

Berechnung 6.2.2009

Spezifische Oberfläche IHCS

Parameter		Einheit	Wert
Korn	Länge	m	1,50E-02
	Breite	m	7,50E-03
	Dicke	m	5,00E-03
	Volumen	m ³	5,63E-07
	Oberfläche	m ²	4,50E-04
Rohdichte IHCS		kg/m ³	2600
Korn Masse		kg	1,46E-03
Schüttdichte IHCS		kg/m ³	750
Anzahl Körner		1/m ³	512.821
Volumenspezifische Oberfläche		m ² /m ³	231
Massenspezifische Oberfläche		m ² /kg	0,31

Berechnung 7.2.2009

Spezifische Oberfläche UGN Granulat

Parameter		Einheit	Werte			
Probennummer			1	2	3	4
Messwerte	Masse Gesamt (trocken)	g	58,8	59,2	73,9	70,1
	Cellulose Pellets Gesamtmasse	g	52	53	67	63
	Cellulose Pellets Anzahl lange Pellets	1	37	43	63	53
	Cellulose Pellets Anzahl kurze Pellets	1	70	52	78	78
	Glaskugeln Anzahl	1	138	119	144	104
	Glaskugeln Gesamtmasse	g	6,8	6,2	6,9	7,1
Glaskugeln	Durchmesser i.M.	m	7,50E-03	7,50E-03	7,50E-03	7,50E-03
	Außenoberfläche je Kugel	m ²	1,77E-04	1,77E-04	1,77E-04	1,77E-04
	Außenoberfläche ges	m ²	2,44E-02	2,10E-02	2,54E-02	1,84E-02
	Masse ges	g	6,8	6,2	6,9	7,1
	massenspezifische Oberfläche	m ² /g	3,59E-03	3,39E-03	3,69E-03	2,59E-03
Cellulose Pellets	Durchmesser	m	0,0075	0,0075	0,0075	0,0075
	Länge langes Pellet (ca.)	m	0,02	0,02	0,02	0,02
	Fläche je langes Pellet	m ²	5,60E-04	5,60E-04	5,60E-04	5,60E-04
	Fläche ges lange Pellets	m ²	2,07E-02	2,41E-02	3,53E-02	2,97E-02
	Länge kurzes Pellet (ca.)	m	0,01	0,01	0,01	0,01
	Fläche je kurzes Pellet	m ²	3,24E-04	3,24E-04	3,24E-04	3,24E-04
	Fläche ges kurze Pellets	m ²	2,27E-02	1,68E-02	2,53E-02	2,53E-02
	Außenoberfläche Pellets ges	m ²	4,34E-02	4,09E-02	6,05E-02	5,49E-02
	Masse ges	g	52	53	67	63
	massenspezifische Oberfläche	m ² /g	8,34E-04	7,72E-04	9,03E-04	8,72E-04
Gesamt	Masse	g	58,8	59,2	73,9	70,1
	massenspezifische Oberfläche	m ² /g	4,42E-03	4,16E-03	4,59E-03	3,46E-03
	massenspezifische Oberfläche	m ² /kg	4,42	4,16	4,59	3,46

Messungen (Durchführung W.Franke) und Berechnung 6.2.2009

Anhang 8: Geruch (ARANIED)

Parameter	Datum	Probenahmestelle					
		nv1	nb1	nv2	nb2	nf1	nf2
Geruchsstoff- konzentrationen in GE_E/m^3	05.07.2006	64 000		43 000	48 000	308	461
	27.07.2006	130 000	40 000	50 000	56 000	1 100	1 500
	15.08.2006	600 000	540 000	450 000	540 000	134	370
	28.09.2006	280 000	360 000	180 000	240 000	69	440
	26.10.2006	400 000	300 000	320 000	200 000	102	359
	16.11.2006	210 000	800 000	450 000	710 000	218	3 000
	21.12.2006	8 500	15 000	4 800	5 000	40	149
	31.01.2007	94 000	84 000	84 000	79 000	38	369
	26.03.2007	50 000	56 000	63 000	50 000	73	1 442
	02.05.2007	360 000	530 000	270 000	240 000	648	1 084
	05.06.2007	150 000	120 000	84 000	120 000	49	897
	<i>GeoMittel</i>	<i>134 154</i>	<i>155 703</i>	<i>103 401</i>	<i>109 861</i>	<i>134</i>	<i>654</i>
	<i>gerundet</i>	<i>130 000</i>	<i>160 000</i>	<i>100 000</i>	<i>110 000</i>	<i>130</i>	<i>650</i>
Wirkungsgrade	05.07.2006		0,69		-0,12	0,97	0,97
	27.07.2006		0,10		-0,20	1,00	1,00
	15.08.2006		-0,29		-0,33	1,00	1,00
	28.09.2006		0,25		0,38	1,00	1,00
	26.10.2006		-2,81		-0,58	1,00	1,00
	16.11.2006		-0,76		-0,04	1,00	0,97
	21.12.2006		0,11		0,06	1,00	1,00
	31.01.2007		-0,12		0,21	1,00	0,97
	26.03.2007		-0,47		0,11	1,00	1,00
	02.05.2007		0,20		-0,43	1,00	0,99
	05.06.2007		-0,31		-0,09	1,00	0,99
	<i>Mittelwert</i>		<i>-0,31</i>		<i>-0,09</i>	<i>1,00</i>	<i>0,99</i>
Geruchspegel in dB_{od}	05.07.2006					46,81	26,64
	27.07.2006		46,02		47,48	30,41	31,76
	15.08.2006		57,32		57,32	21,28	25,68
	28.09.2006		55,56		53,80	18,40	26,43
	26.10.2006		54,77		53,01	20,11	25,56
	16.11.2006		59,03		58,51	23,38	34,77
	21.12.2006		41,76		36,99	16,02	21,72
	31.01.2007		49,24		48,98	15,79	25,67
	26.03.2007		47,48		46,99	18,66	31,59
	02.05.2007		57,24		53,80	28,12	30,35
	05.06.2007		50,79		50,79	16,90	29,53
	<i>Mittelwert</i>		<i>51,92</i>		<i>50,77</i>	<i>23,26</i>	<i>28,15</i>
Geruchsintensitäts- minderungsmass in dB_{od}	05.07.2006					-15,61	-15,72
	27.07.2006					-36,05	-31,64
	15.08.2006					-37,16	-27,37
	28.09.2006					-34,67	-27,45
	26.10.2006					-35,65	-23,74
	16.11.2006					-25,74	-15,27
	21.12.2006					-33,45	-23,31
	31.01.2007					-28,82	-15,40
	26.03.2007					-29,13	-23,45
	02.05.2007					-33,90	-21,27
	05.06.2007					-31,02	-22,46
	<i>Mittelwert</i>					<i>-31,02</i>	<i>-22,46</i>

Anhang 9: Geruch (LI-BS.40)

Kategorie	Rohgas		vor Kat		Reingas		Geruchs- int.mind.maß		Wirkungsgrad η	
Probenahmestelle	I	I	III	III	IV	IV	PI	Kat	PI	Kat
Parameter	C_{od}	L_{od}	C_{od}	L_{od}	C_{od}	L_{od}	a_G	a_G		
Einheit	GE_E/m^3	db_{od}	GE_E/m^3	db_{od}	GE_E/m^3	db_{od}	db_{od}	db_{od}		
Datum / Uhrzeit										
09.10.08 / 12:59	1 367	31,4	1 290	31,1	102	20,1	-0,3	-11,0	0,06	0,92
09.10.08 / 13:25	1 534	31,9	861	29,4	152	21,8	-2,5	-7,5	0,44	0,82
10.10.08 / 10:50	1 218	30,9	1 218	30,9	1 218	30,9	0,0	0,0	0,00	0,00
13.10.08 / 10:55	3 866	35,9	1 290	31,1	384	25,8	-4,8	-5,3	0,67	0,70
13.10.08 / 11:15	4 598	36,6	3 649	35,6	456	26,6	-1,0	-9,0	0,21	0,88
13.10.08 / 12:02	5 793	37,6	3 866	35,9	362	25,6	-1,8	-10,3	0,33	0,91
13.10.08 / 12:15	5 468	37,4	4 598	36,6	512	27,1	-0,8	-9,5	0,16	0,89
27.10.08 / 11:03	456	26,6	483	26,8	609	27,8	0,2	1,0	-0,06	-0,26
27.10.08 / 11:40	406	26,1	483	26,8	724	28,6	0,8	1,8	-0,19	-0,50
03.11.08 / 11:45	456	26,6	431	26,3	152	21,8	-0,2	-4,5	0,05	0,65
03.11.08 / 12:43	2 734	34,4	912	29,6	228	23,6	-4,8	-6,0	0,67	0,75
17.11.08 / 11:42	5 161	37,1	2 896	34,6	3 069	34,9	-2,5	0,3	0,44	-0,06
17.11.08 / 12:14	9 742	39,9	3 069	34,9	1 933	32,9	-5,0	-2,0	0,68	0,37
27.11.08 / 11:40	767	28,8	1 367	31,4	645	28,1	2,5	-3,3	-0,78	0,53
27.11.08 / 12:26	456	26,6	1 625	32,1	431	26,3	5,5	-5,8	-2,56	0,73
<i>Mittelwert</i>		32,5		31,5		26,8	-1,0	-4,7	0,01	0,49

Anhang 10: Schwefelhaltige Gase (LI-BS.40)

Probe		13.10.2008 B			13.10.2008 C		
Probenahmestelle		Rohgas I	vor Kat III	Reingas IV	Rohgas I	vor Kat III	Reingas IV
Geruchsstoffkonzentration	GE _E /m ³	4 598	3 649	456	5 468	4 598	512
Schwefelwasserstoff (H ₂ S)	ppm	0,50	0,30	< 0,2	1	2	< 0,2
Mercaptane	ppm	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Dimethylsulfid (DMS)	ppm	< 1	< 1	< 1	4	3	< 1

Anhang 11: TOC (LI-BS.40)

Parameter	TOC(FID) in mg C/m ³			ηPI	ηKat	TOC(PID) in mg C/m ³			ηPI	ηKat
Probenahmestelle	I	III	IV			I	III	IV		
Datum, Uhrzeit										
27.10.2008, 11:03	13,01	12,04	14,61	7%	-21%	5,82	4,82	5,69	17%	-18%
27.10.2008, 11:40	10,60	11,39	13,07	-7%	-15%	5,44	5,65	6,48	-4%	-15%
03.11.2008, 11:45	12,42	n.g.	12,10			4,92	n.g.	3,64		
03.11.2008, 12:43	13,85	12,85	12,80	7%	0%	6,70	5,35	4,92	20%	8%
17.11.2008, 11:42	56,70	73,44	69,66	-30%	5%	151,94	156,22	141,24	-3%	10%
17.11.2008, 12:14	47,52	45,90	51,84	3%	-13%	57,78	77,04	98,44	-33%	-28%
27.11.2008, 11:40	8,75	10,02	9,20	-15%	8%	3,94	3,51	3,87	11%	-10%
27.11.2008, 12:26	9,19	9,18	9,78	0%	-7%	3,27	3,10	2,89	5%	7%
Mittelwert				-5%	-6%				2%	-7%

Anhang 12: VOC (LI-BS.40)

Parameter	Bestimmung	BG	Einheit	Messwerte			Wirkungsgrad (Bez. auf Nachweisbarkeit)										
				3. November 2008		27. November 2008	3. November 2008		27. November 2008		Mittelwert						
				Rohgas	vorKat	Reingas	Rohgas	vorKat	Reingas	PI	Kat	PI	Kat	PI	Kat		
Aromaten (auf Benzol aufbauende Ringe)	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	1 992	2 124	2384	394	287	<BG	-0,07	-0,12	0,27	1,00	0,10	0,44	0,40	
	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	641	133	715	317	156	165	0,79	-4,38	-0,12	0,51	0,65	-2,22	0,18	
	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	100	2	113	48	6	26	0,98	-61,78	-0,13	0,88	0,93	-32,56	0,16	
	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	290	55	253	80	17	57	0,81	-3,60	0,13	0,79	0,29	-2,98	0,21	
	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	117	17	111	<BG	10	23	0,85	-5,53	0,05	k.A.	0,85	-3,41	0,05	
	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	1,00	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	
	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	21	<BG	19	<BG	<BG	<BG	1,00	k.A.	0,10	k.A.	1,00	k.A.	0,10	
	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	24	<BG	30	<BG	<BG	<BG	1,00	k.A.	-0,25	k.A.	1,00	k.A.	-0,25	
	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	24	<BG	26	23	<BG	<BG	1,00	k.A.	-0,08	1,00	1,00	k.A.	0,46	
	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	94	<BG	81	101	<BG	<BG	1,00	k.A.	0,14	1,00	1,00	k.A.	0,57	
	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	71	<BG	43	3	<BG	<BG	1,00	k.A.	0,39	1,00	1,00	k.A.	0,70	
	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	38	<BG	11	39	<BG	<BG	1,00	k.A.	0,71	1,00	1,00	k.A.	0,86	
	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	41	<BG	<BG	17	<BG	<BG	1,00	k.A.	1,00	1,00	1,00	k.A.	1,00	
	Summe der Einzelkomponenten				3 453	2 331	3 786	1 022	476	271							
	n-Alkane (Ketten, c-c Einfachbindungen)	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
		VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	41	<BG	<BG	k.A.	k.A.	1,00	1,00	k.A.	1,00
		VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
VDI 3482 Blatt 5		1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	
VDI 3482 Blatt 5		1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	1 427	421	417	k.A.	k.A.	0,70	0,01	0,70	0,01	0,71	
VDI 3482 Blatt 5		1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	3 744	1 024	1 126	k.A.	k.A.	0,73	-0,10	0,73	-0,10	0,70	
VDI 3482 Blatt 5		1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	1 367	359	446	k.A.	k.A.	0,74	-0,24	0,67	-0,24	0,67	
VDI 3482 Blatt 5		1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	217	55	86	k.A.	k.A.	0,75	-0,56	0,75	-0,56	0,60	
VDI 3482 Blatt 5		1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	303	15	19	k.A.	k.A.	0,95	-0,27	0,95	-0,27	0,94	
Summe der Einzelkomponenten				0	0	0	7 099	1 874	2 094								

Parameter	Bestimmung	BG	Einheit	Messwerte			Wirkungsgrad (Bez. auf Nachweisbarkeit)				
				3. November 2008	27. November 2008	3. November 2008	27. November 2008	3. November 2008	27. November 2008		
				Rohgas vorKat. Reingas	Rohgas vorKat. Reingas	Rohgas vorKat. Reingas	PI	Kat. Gesamt	PI	Kat. Gesamt	
Iso-Alkane (verzweigte Ketten, c-c Einfachbindungen)	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	1,00	k.A.
	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	Summe der Einzelkomponenten		µg/m³	0	0	175	0	0	1,00	k.A.	1,00
Cyclo-Alkane (Ringe, c-c Einfachbindungen)	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	239	77	95	0,68	-0,23	0,60
	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	185	44	48	0,76	-0,09	0,74
	Summe der Einzelkomponenten		µg/m³	0	0	424	121	143	0,76	-0,09	0,74
	Alkohole (mit OH-Gruppen)	VDI 3482 Blatt 5	10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.
VDI 3482 Blatt 5		10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
VDI 3482 Blatt 5		10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
VDI 3482 Blatt 5		10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
VDI 3482 Blatt 5		10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
VDI 3482 Blatt 5		10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Summe der Einzelkomponenten			µg/m³	0	0	0	0	0	k.A.	k.A.	k.A.
Ketone (Sauerstoff angelagert an C)	VDI 3482 Blatt 5	10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	VDI 3482 Blatt 5	10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	VDI 3482 Blatt 5	10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	VDI 3482 Blatt 5	10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	VDI 3482 Blatt 5	10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	VDI 3482 Blatt 5	10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	VDI 3482 Blatt 5	10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	VDI 3482 Blatt 5	10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
	Summe der Einzelkomponenten		µg/m³	0	0	0	0	0	k.A.	k.A.	k.A.
	Hexanone (Sauerstoff angelagert an C)	VDI 3482 Blatt 5	10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.
VDI 3482 Blatt 5		10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
VDI 3482 Blatt 5		10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
VDI 3482 Blatt 5		10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
VDI 3482 Blatt 5		10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
VDI 3482 Blatt 5		10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
VDI 3482 Blatt 5		10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
VDI 3482 Blatt 5		10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Summe der Einzelkomponenten			µg/m³	0	0	0	0	0	k.A.	k.A.	k.A.

Parameter	Bestimmung	BG	Einheit	Messwerte			Wirkungsgrad (Bez. auf Nachweisbarkeit)					
				3. November 2008		27. November 2008	3. November 2008		27. November 2008		Mittelwert	
				Rohgas	vorKat	Reingas	PI	Kat	PI	Kat	PI	Kat
Acetate (Sauerstoff und OH-Gruppe an C angelagert)												
Ethylacetat	VDI 3482 Blatt 5	10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
n-Butylacetat	VDI 3482 Blatt 5	10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
iso-Butylacetat	VDI 3482 Blatt 5	10	µg/m³	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
<i>Summe der Einzelkomponenten</i>			µg/m³	0	0	0						
LHKW (halogenierte KW)												
Trichlormethan	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	1,00	k.A.	1,00	1,00
1,1,1-Trichlorethan	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	1,00	k.A.	1,00	1,00
Tetrachlormethan	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	1,00	k.A.	1,00	1,00
Trichlorethen	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	50	k.A.	k.A.	0,71	1,00	0,71	1,00
Tetrachlorethen	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	625	k.A.	k.A.	1,00	k.A.	1,00	1,00
Chlorbenzol	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
1,2-Dichlorbenzol C6H4Cl2	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
1,3-Dichlorbenzol	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
1,4-Dichlorbenzol	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Bromdichlormethan	VDI 3482 Blatt 4	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Tribrommethan	VDI 3482 Blatt 4	1	µg/m³	<BG	<BG	53	k.A.	k.A.	0,89	1,00	0,89	1,00
Dibromchlormethan	VDI 3482 Blatt 4	1	µg/m³	<BG	<BG	440	k.A.	k.A.	1,00	k.A.	1,00	1,00
<i>Summe der Einzelkomponenten</i>			µg/m³	0	0	2 726			1,00	k.A.	1,00	1,00
Terpene (auf Hexen aufbauende KW)												
a-Pinen	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
b-Pinen	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Limonen	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
3-Caren	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
a-Terpinen	VDI 3482 Blatt 5	1	µg/m³	<BG	<BG	<BG	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
<i>Summe der Einzelkomponenten</i>			µg/m³	0	0	0						
<i>Summe derRaumlufschadstoffe</i>			µg/m³	3 453	2 331	3 786	11 446	2 574	2 508			

Anhang 13: Geruch (NL-KLEM)

Kategorie	Rohgas		Reingas		Geruchs- Int.mind.maß	Wirkungsgrad
Parameter	C_{od}	L_{od}	C_{od}	L_{od}	a_G	-
Einheit	GE_E/m^3	db_{od}	GE_E/m^3	db_{od}	db_{od}	η
Datum/ Uhrzeit						
29.05.08 / 08:03	89 000	49,5	140	21,5	-28,0	1,00
29.05.08 / 08:07	59 000	47,7	63	18,0	-29,7	1,00
02.06.08 / 11:55	2 800	34,5	140	21,5	-13,0	0,95
02.06.08 / 11:57	4 500	36,5	210	23,2	-13,3	0,95
02.06.08 / 11:59	2 500	34,0	180	22,6	-11,4	0,93
17.07.08 / 12:03	270 000	54,3	71	18,5	-35,8	1,00
17.07.08 / 12:10	210 000	53,2	57	17,6	-35,7	1,00
<i>Mittelwert</i>		<i>44,2</i>		<i>20,4</i>	<i>-23,9</i>	<i>0,98</i>

Anhang 14: TOC (NL-KLEM)

Kategorie	Rohgas	Reingas	Wirkungsgrad	Rohgas	Reingas	Wirkungsgrad
Parameter	TOC(FID)		η	TOC(PID)		η
Einheit	mg C/m ³		-	mg C/m ³		-
Datum, Uhrzeit						
29.05.08 / 08:03	1 512	1 242	18 %	22,47	0,21	99 %
29.05.08 / 08:07	1 512	1 350	11 %	23,54	0,43	98 %
02.06.08 / 11:55	810	540	33 %	0,43	0,21	50 %
02.06.08 / 11:57	756	648	14 %	0,43	0,21	50 %
02.06.08 / 11:59	756	702	7 %	0,43	0,21	50 %
17.07.08 / 12:03	1 890	1 458	23 %	13,05	0,10	99 %
17.07.08 / 12:10	1 890	1 404	26 %	12,84	0,10	99 %
Mittelwert			19 %			78 %

Anhang 15: Geruch (TKS)

Datum	Probenahme- stelle	Probe	C _{od}	L _{od}	TOC(FID)	TOC(PID)	Geruchs- qualität	a _{od}	a _{od} (Filter)	eta	eta (Filter)
			GE _E /m ³	dB _{od}	ppm	ppm		dB _{od}	dB _{od}	-	-
24.11.2008	Rohgas	1	287	24,58	2,58	1,27	moderig, Syphon				
24.11.2008	Befeuchter 1	2	121	20,83	2,70	1,71	chemisch	-3,75		0,58	
24.11.2008	Biofilter 1	3	21	13,22	n.g.	n.g.	schimmelig, muffig	-11,36	-7,61	0,93	0,83
24.11.2008	UV	4	845	29,27	2,00	1,01	Ozon	4,69		-1,94	
24.11.2008	Befeuchter 2	5	n.g.		n.g.	n.g.	n.g.				
24.11.2008	Biofilter 2	6	< 50		n.g.	n.g.	Ozon				
24.11.2008	Befeuchter 3	7	128	21,07	1,56	0,84	Seife, Waschmittel	-3,51		0,55	
24.11.2008	Biofilter 3	8	19	12,79	1,52	0,87		-11,79	-8,28	0,93	0,85
24.11.2008	Befeuchter 4	9	152	21,82	1,41	0,64	chemisch	-2,76		0,47	
24.11.2008	Biofilter 4	10	21	13,22	n.g.	n.g.	Kaugummi, Zitrone	-11,36	-8,60	0,93	0,86
15.12.2008	Rohgas	1	152	21,82	1,90	0,27	fäkal				
15.12.2008	Befeuchter 1	2	91	19,59	2,08	0,12	fäkal	-2,23		0,40	
15.12.2008	Biofilter 1	3	18	12,55	2,45	0,08	faulig, schimmelig	-9,27	-7,04	0,88	0,80
15.12.2008	UV	4	431	26,34	3,14	0,24	Waschmittel	4,53		-1,84	
15.12.2008	Befeuchter 2	5	406	26,09	2,94	n.g.	Waschmittel, chemisch	-0,26		0,06	
15.12.2008	Biofilter 2	6	144	21,58	3,10	1,02	Zitrone, Gas	-0,23	-4,50	0,05	0,65
15.12.2008	Befeuchter 3	7	91	19,59	2,08	0,12	fäkal	-2,23		0,40	
15.12.2008	Biofilter 3	8	13	11,14	3,43	0,71	schimmelig, fäkal	-10,68	-8,45	0,91	0,86
15.12.2008	Befeuchter 4	9	102	20,09	2,02	1,84	schimmelig, fäkal	-1,73		0,33	
15.12.2008	Biofilter 4	10	13	11,14	3,23	1,77	schimmelig	-10,68	-8,95	0,91	0,87
04.02.2009	Rohgas	1/11	29,50	14,70	1,28	0,07	säuerlich				
04.02.2009	Befeuchter 1	2	25	13,98	0,97	0,07	säuerlich	-0,72		0,15	
04.02.2009	Biofilter 1	3	11	10,41	1,60	0,00	schimmelig	-4,28	-3,57	0,63	0,56
04.02.2009	UV	4	693	28,41	1,26	0,10	ozon	13,71		-22,49	
04.02.2009	Befeuchter 2	5	542	27,34	1,30	0,14	ozon	-1,07		0,22	
04.02.2009	Biofilter 2	6	121	20,83	1,51	0,05	ozon	6,13	-6,51	-3,10	0,78
04.02.2009	Befeuchter 3	7	25	13,98	1,41	0,10	säuerlich	-0,72		0,15	
04.02.2009	Biofilter 3	8	11	10,41	1,54	0,03	säuerlich	-4,28	-3,57	0,63	0,56
04.02.2009	Befeuchter 4	9	27	14,31	1,50	0,04	schwefelig	-0,38		0,08	
04.02.2009	Biofilter 4	10	16	12,04	1,77	0,08	fäkal	-2,66	-2,27	0,46	0,41
05.02.2009	Rohgas	1/11	38,24	15,82	n.g.	n.g.	schimmelig, säuerlich, gammelig				
05.02.2009	Befeuchter 1	2	29	14,62	n.g.	n.g.	zitronig, süßlich	-1,20		0,24	
05.02.2009	Biofilter 1	3	13	11,14	n.g.	n.g.	Rindenmulch, Laub	-4,69	-3,48	0,66	0,55
05.02.2009	UV	4	575	27,60	n.g.	n.g.	Waschmittel	11,77		-14,04	
05.02.2009	Befeuchter 2	5	384	25,84	n.g.	n.g.	Waschmittel, Ozon	-1,75		0,33	
05.02.2009	Biofilter 2	6	48	16,81	n.g.	n.g.	Ozon, chemisch, Kunststoff	0,99	-9,03	-0,26	0,88
05.02.2009	Befeuchter 3	7	27	14,31	n.g.	n.g.	vergoren	-1,51		0,29	
05.02.2009	Biofilter 3	8	14	11,46	n.g.	n.g.	süßlich	-4,36	-2,85	0,63	0,48
05.02.2009	Befeuchter 4	9	15	11,76	n.g.	n.g.	säuerlich	-4,06		0,61	
05.02.2009	Biofilter 4	10	13	11,14	n.g.	n.g.	fäkal, muffig	-4,69	-0,62	0,66	0,13
17.03.2009	Rohgas	1/11	129,80	21,13	n.g.	n.g.	muffig, süßlich				
17.03.2009	Befeuchter 1	2	108	20,33	n.g.	n.g.	muffig, fäkal	-0,80		0,17	
17.03.2009	Biofilter 1	3	23	13,62	n.g.	n.g.	Kompost	-7,52	-6,72	0,82	0,79
17.03.2009	UV	4	173	22,38	n.g.	n.g.	Ozon/chemisch	1,25		-0,33	
17.03.2009	Befeuchter 2	5	81	19,08	n.g.	n.g.	Ozon/chemisch	-3,30		0,53	
17.03.2009	Biofilter 2	6	48	16,81	n.g.	n.g.	Ozon/chemisch	-4,32	-2,27	0,63	0,41
17.03.2009	Befeuchter 3	7	203	23,07	n.g.	n.g.	fäkal	1,94		-0,56	
17.03.2009	Biofilter 3	8	25	13,98	n.g.	n.g.	säuerlich	-7,15	-9,10	0,81	0,88
17.03.2009	Befeuchter 4	9	121	20,83	n.g.	n.g.	muffig, seifig	-0,30		0,07	
17.03.2009	Biofilter 4	10	19	12,79	n.g.	n.g.	chemisch	-8,35	-8,04	0,85	0,84

Anhang 16: Spurengase (TKS)

Untersuchung von Spurengasen

Datum: 13.01.2009

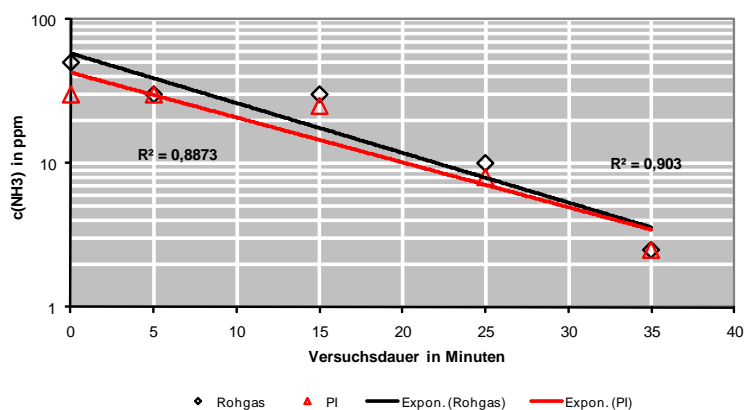
Durchführung: W.Franke, T.Eckelsbach

Cyclodextrin		Cavasol W7 HP
Masse	g	8
Umlaufwasser	L	4
c(W7HP)	g/L	2

13.01.2009	R ²
Roh	0,903
Bef.1	
PI	0,887
Bef.3 (βCD)	

Uhrzeit	Versuchszeit	Rohgas	PI	Biofilter 2
hh:mm	Minuten	c(NH3) in ppm	c(NH3) in ppm η _{PI}	c(NH3) in ppm η _{BioF}
	0	50	30 40 %	
	5	30	30 0 %	0,10 100 %
	15	30	25 17 %	0,10 100 %
	25	10	8 20 %	0,10 99 %
	35	2,5	2,5 0 %	0,10 96 %
			Mittelwert 15 %	Mittelwert 99 %

Abbau von Spurengasen: Ammoniak



Untersuchung von Spurengasen

Datum: 14.01.2009

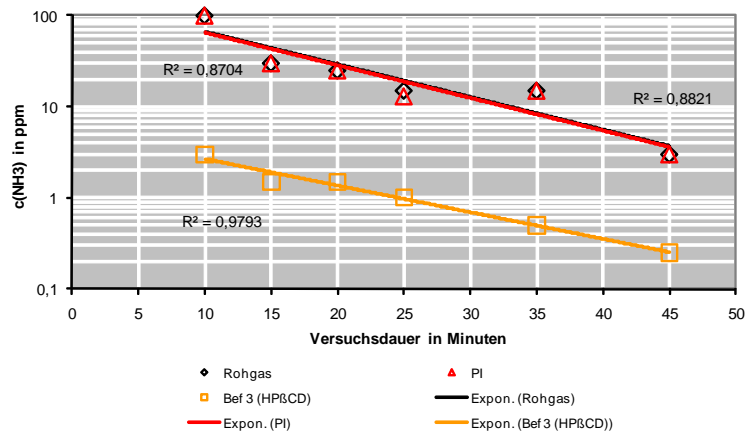
Durchführung: W. Franke, T. Eckelsbach

Cyclodextrin		Cavasol W7 HP
Masse	g	8
Umlaufwasser	L	4
c(W7HP)	g/L	2

14.01.2009	R^2
Roh	0,882
Bef. 1	
PI	0,87
Bef. 3 (ßCD)	0,979

Uhrzeit	Versuchszeit	Rohgas	PI		Bef 3 (HPßCD)	
hh:mm	Minuten	c(NH ₃) in ppm	c(NH ₃) in ppm	η_{PI}	c(NH ₃) in ppm	η_{LV}
20:05	0	200	150	25 %	3,0	99 %
20:15	10	100	100	0 %	3,0	97 %
20:20	15	30	30	0 %	1,5	95 %
20:25	20	25	25	0 %	1,5	94 %
20:30	25	15	13	13 %	1,0	93 %
20:40	35	15	15	0 %	0,5	97 %
20:50	45	3	3	0 %	0,25	92 %
			Mittelwert	5 %	Mittelwert	95 %

Abbau von Spurengasen: Ammoniak



Untersuchung von Spurengasen

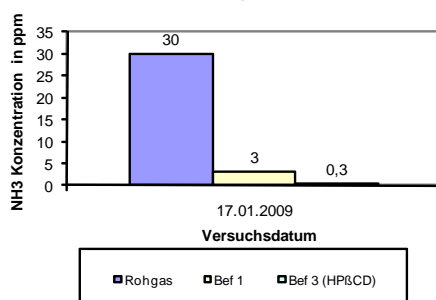
Datum: 17.01.2009
Durchführung: W.Franke

17.01.2009	R ²

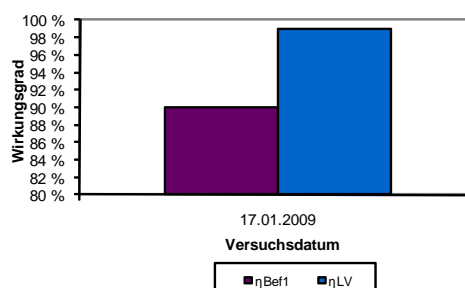
Cyclodextrin		Cavasol W7 HP
Masse	g	8
Umlaufwasser	L	4
c(W7HP)	g/L	2

Uhrzeit	Versuchszeit	Rohgas	Bef 1		PI		Bef 3 (HPßCD)	
hh:mm	Minuten	c(NH3) in ppm	c(NH3) in ppm	η _{Bef1}	c(NH3) in ppm	η _{PI}	c(NH3) in ppm	η _{LV}
10:00	10	30	3	90 %	25	17 %	0,3	99 %
			Mittelwert	90 %	Mittelwert	17 %	Mittelwert	99 %

Abbau von Spurengasen: Ammoniak



Abbau von Spurengasen: Ammoniak



Untersuchung von Spurengasen

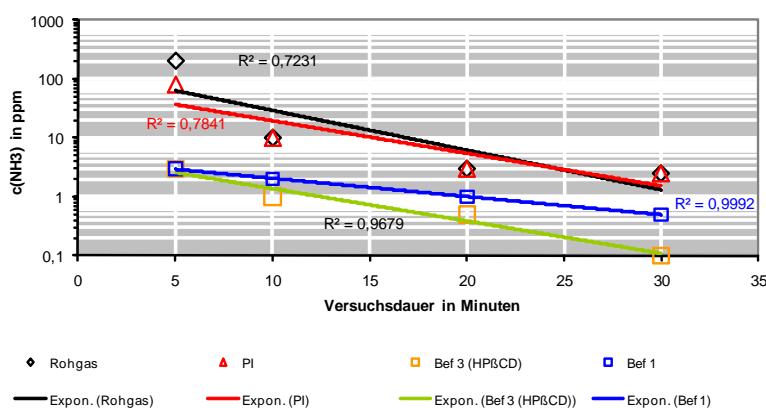
Datum: 20.01.2009
Durchführung: W.Franke, T.Eckelsbach

20.01.2009	R ²
Roh	0,723
Bef.1	0,999
PI	0,784
Bef.3 (ßCD)	0,968

Cyclodextrin		Cavasol W7 HP
Masse	g	4
Umlaufwasser	L	4
c(W7HP)	g/L	1

Uhrzeit	Versuchszeit	Rohgas	Bef 1		PI		Bef 3 (HPßCD)		BioF 1/2/3/4	
hh:mm	Minuten	c(NH3) in ppm	c(NH3) in ppm	η _{Bef 1}	c(NH3) in ppm	η _{PI}	c(NH3) in ppm	η _{LV}	c(NH3) in ppm	η _{BioF}
	5	200	3	99 %	80	60 %	3,0	99 %	0,10	100 %
	10	10	2	80 %	10	0 %	1,0	90 %	0,10	99 %
	20	3	1	67 %	3	0 %	0,5	83 %	0,10	97 %
	30	2,5	0,5	80 %	2,5	0 %	0,10	96 %	0,10	96 %
			Mittelwert	81 %	Mittelwert	15 %	Mittelwert	92 %	Mittelwert	98 %

Abbau von Spurengasen: Ammoniak



Untersuchung von Spurengasen

Datum: 20.01.2009

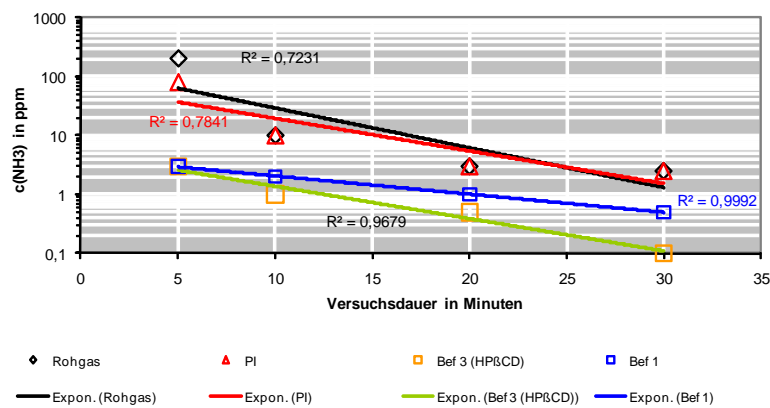
Durchführung: W.Franke, T.Eckelsbach

Cyclodextrin		Cavasol W7 HP
Masse	g	4
Umlaufwasser	L	4
c(W7HP)	g/L	1

20.01.2009 R ²	
Roh	0,723
Bef.1	0,999
PI	0,784
Bef.3 (ßCD)	0,968

Uhrzeit	Versuchszeit	Rohgas	Bef 1		PI		Bef 3 (HPßCD)		BioF 1/2/3/4	
hh:mm	Minuten	c(NH3) in ppm	c(NH3) in ppm	η _{Bef 1}	c(NH3) in ppm	η _{PI}	c(NH3) in ppm	η _{LV}	c(NH3) in ppm	η _{BioF}
	5	200	3	99 %	80	60 %	3,0	99 %	0,10	100 %
	10	10	2	80 %	10	0 %	1,0	90 %	0,10	99 %
	20	3	1	67 %	3	0 %	0,5	83 %	0,10	97 %
	30	2,5	0,5	80 %	2,5	0 %	0,10	96 %	0,10	96 %
			Mittelwert	81 %	Mittelwert	15 %	Mittelwert	92 %	Mittelwert	98 %

Abbau von Spurengasen: Ammoniak



Untersuchung von Spurengasen

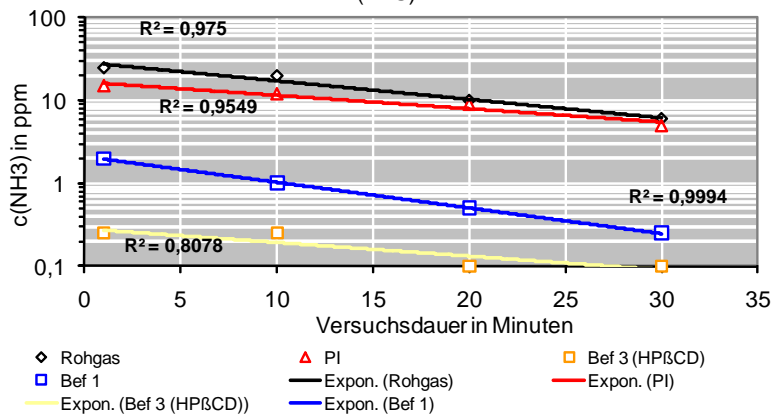
Datum: 27.01.2009
Durchführung: S.Volke, W.Franke

27.01.2009	R ²
Roh	0,975
Bef.1	0,999
PI	0,955
Bef.3 (βCD)	0,808

Cyclodextrin		Cavasol W7 HP
Masse	g	8
Umlaufwasser	L	4
c(W7HP)	g/L	2

Uhrzeit	Versuchszeit	Rohgas	Bef 1		PI		Bef 3 (HPßCD)		BioF 1/2/3/4	
hh:mm	Minuten	c(NH3) in ppm	c(NH3) in ppm	η _{Bef 1}	c(NH3) in ppm	η _{PI}	c(NH3) in ppm	η _{LV}	c(NH3) in ppm	η _{BioF}
	1	25	2	92 %	15	40 %	0,25	99 %	0,10	100 %
	10	20	1	95 %	12	40 %	0,25	99 %	0,10	100 %
	20	10	0,5	95 %	9	10 %	0,10	99 %	0,10	99 %
	30	6	0,25	96 %	5	17 %	0,10	98 %	0,10	98 %
			Mittelwert	94 %	Mittelwert	27 %	Mittelwert	99 %	Mittelwert	99 %

Abbau von Spurengasen: Ammoniak (TKS)



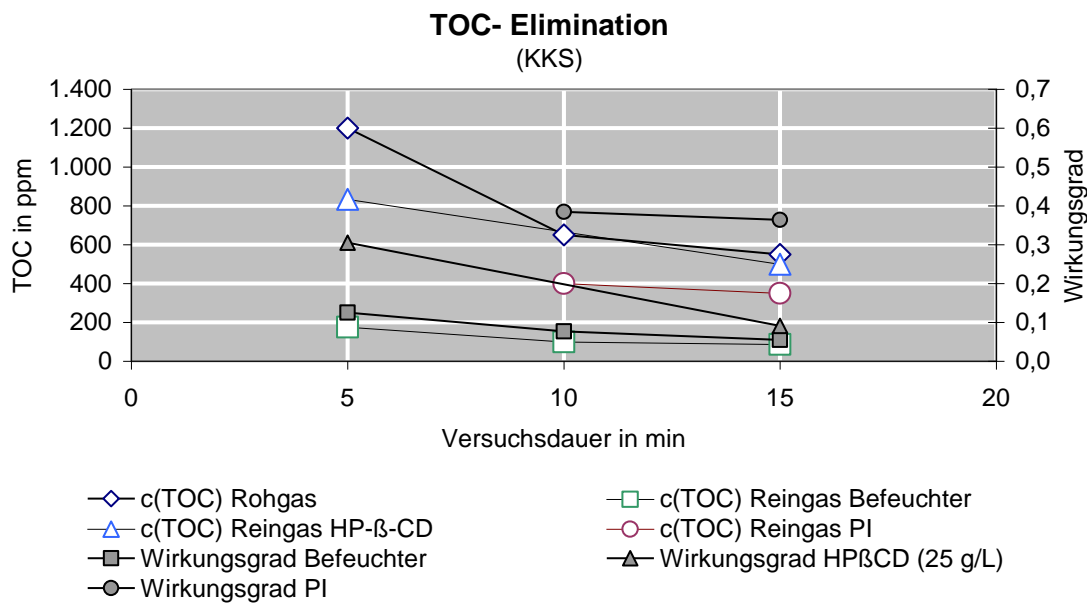
Untersuchung von TOC (Normalbetrieb)				
Datum:		22.01.2009		
Durchführung:		franke/volke		
PNS	c(TOC, FID)	c(TOC, PID)		
1	1,2	0,2		
2	1,1	0,2		
3	1,2	0,1	Filter 1	9%
4	1,6	0,4	PI	
5	1,7	0,5		
6	1,4	0,1	Filter 2	-18%
7	1,8	0,2	LV	
8	1,3	0,1	Filter 3	-28%
9	1,5	0,2		
10	1,5	0,2	Filter 4	0%

Untersuchung von TOC (Zugabe Benzol)

Datum:	22.01.09
Durchführung:	franke/volke

Cyclodextrin		Cavazol W7 HP
Masse	g	100
Umlaufwasser	L	4
c(W7HP)	g/L	25

Versuchszeit		min	5	10	15
c(TOC) Rohgas	1	c(TOC, FID) in ppm	1200	650	550
c(TOC) Reingas PI	4	c(TOC, FID) in ppm		400	350
c(TOC) Reingas HP-β-CD	7	c(TOC, FID) in ppm	834		500
c(TOC) Reingas Befeuchter	2/5/9	c(TOC, FID) in ppm	1050	600	520
c(TOC) Rohgas	1	c(TOC, FID) in mgC/m3	200	108,33	91,67
c(TOC) Reingas PI	4	c(TOC, FID) in mgC/m3		66,67	58,33
c(TOC) Reingas HP-β-CD	7	c(TOC, FID) in mgC/m3	139		83,33
c(TOC) Reingas Befeuchter	2/5/9	c(TOC, FID) in mgC/m3	175	100,00	86,67
eta PI	4	-		38%	36%
eta β-CD	7	-	31%		9%
eta Befeuchter	2/5/9	-	13%	8%	5%



Anhang 17: Simulation HP-β-CD-Verbrauch

t	Luftvolumen- strom Q _L	c(NH ₃) Rohgas	c(NH ₃) Reingas Befeuchter	eta	c(NH ₃) Reingas HP-β-CD Bef.	eta	M*(NH ₃)	n(NH ₃)	n*	n*(HP-β-CD)	n(HP-β-CD)	M*(HP-β-CD)	Q			Verbrauch HP-β-CD						
													Umlaufwasser	c(HP-β-CD)	Δt							
min	m ³ /h	ppm NH ₃	mg/m ³	g/m ³	ppm NH ₃	g/mol	g/s	g/mol	mol/s	mol/s	mol/s	g/mol	g/s	L/s	m ³ /s	g/m ³	g/L	min	s	g/min	g	
1	4,00	0,00	118,24	89,87	0,09	3,89	0,97	0,96	9,99E-05	16	6,24E-06	6,24E-06	1135	7,08E-03	0,083	8,30E-05	85,34	0,09	1	60	0,42	0,42
2	4,00	0,00	101,24	76,94	0,08	3,63	0,96	0,96	8,55E-05	16	5,34E-06	5,34E-06	1135	6,06E-03	0,083	8,30E-05	73,06	0,07	1	60	0,36	0,79
3	4,00	0,00	86,67	65,87	0,07	3,38	0,96	0,96	7,32E-05	16	4,57E-06	4,57E-06	1135	5,19E-03	0,083	8,30E-05	62,55	0,06	1	60	0,31	1,10
4	4,00	0,00	74,21	56,40	0,06	3,15	0,96	0,96	6,27E-05	16	3,92E-06	3,92E-06	1135	4,45E-03	0,083	8,30E-05	53,56	0,05	1	60	0,27	1,37
5	4,00	0,00	63,53	48,28	0,05	2,93	0,95	0,95	5,36E-05	16	3,35E-06	3,35E-06	1135	3,81E-03	0,083	8,30E-05	45,85	0,05	1	60	0,23	1,60
6	4,00	0,00	54,39	41,34	0,04	2,73	0,95	0,95	4,59E-05	16	2,87E-06	2,87E-06	1135	3,26E-03	0,083	8,30E-05	39,26	0,04	1	60	0,20	1,79
7	4,00	0,00	46,57	35,39	0,04	2,54	0,95	0,95	3,93E-05	16	2,46E-06	2,46E-06	1135	2,79E-03	0,083	8,30E-05	33,61	0,03	1	60	0,17	1,96
8	4,00	0,00	39,87	30,30	0,03	2,37	0,94	0,94	3,37E-05	16	2,10E-06	2,10E-06	1135	2,39E-03	0,083	8,30E-05	28,78	0,03	1	60	0,14	2,10
9	4,00	0,00	34,14	25,94	0,03	2,20	0,94	0,94	2,88E-05	16	1,80E-06	1,80E-06	1135	2,04E-03	0,083	8,30E-05	24,64	0,02	1	60	0,12	2,22
10	4,00	0,00	29,23	22,21	0,02	2,05	0,93	0,93	2,47E-05	16	1,54E-06	1,54E-06	1135	1,75E-03	0,083	8,30E-05	21,09	0,02	1	60	0,11	2,33
11	4,00	0,00	25,02	19,02	0,02	1,91	0,92	0,92	2,11E-05	16	1,32E-06	1,32E-06	1135	1,50E-03	0,083	8,30E-05	18,06	0,02	1	60	0,09	2,42
12	4,00	0,00	21,42	16,28	0,02	1,78	0,92	0,92	1,81E-05	16	1,13E-06	1,13E-06	1135	1,28E-03	0,083	8,30E-05	15,46	0,02	1	60	0,08	2,50
13	4,00	0,00	18,34	13,94	0,01	1,66	0,91	0,94	1,55E-05	16	9,68E-07	9,68E-07	1135	1,10E-03	0,083	8,30E-05	13,24	0,01	1	60	0,07	2,56
14	4,00	0,00	15,70	11,93	0,01	1,54	0,90	0,83	1,33E-05	16	8,29E-07	8,29E-07	1135	9,41E-04	0,083	8,30E-05	11,33	0,01	1	60	0,06	2,62
15	4,00	0,00	13,44	10,22	0,01	1,44	0,89	0,73	1,14E-05	16	7,10E-07	7,10E-07	1135	8,05E-04	0,083	8,30E-05	9,70	0,01	1	60	0,05	2,67
16	4,00	0,00	11,51	8,75	0,01	1,34	0,88	0,64	9,72E-06	16	6,07E-07	6,07E-07	1135	6,90E-04	0,083	8,30E-05	8,31	0,01	1	60	0,04	2,71
17	4,00	0,00	9,85	7,49	0,01	1,25	0,87	0,57	8,32E-06	16	5,20E-07	5,20E-07	1135	5,90E-04	0,083	8,30E-05	7,11	0,01	1	60	0,04	2,74
18	4,00	0,00	8,44	6,41	0,01	1,16	0,86	0,50	7,12E-06	16	4,45E-07	4,45E-07	1135	5,05E-04	0,083	8,30E-05	6,09	0,01	1	60	0,03	2,77
19	4,00	0,00	7,22	5,49	0,01	1,08	0,85	0,44	6,10E-06	16	3,81E-07	3,81E-07	1135	4,33E-04	0,083	8,30E-05	5,21	0,01	1	60	0,03	2,80
20	4,00	0,00	6,18	4,70	0,00	1,01	0,84	0,39	5,22E-06	16	3,26E-07	3,26E-07	1135	3,70E-04	0,083	8,30E-05	4,46	0,00	1	60	0,02	2,82
21	4,00	0,00	5,29	4,02	0,00	0,94	0,82	0,34	4,47E-06	16	2,79E-07	2,79E-07	1135	3,17E-04	0,083	8,30E-05	3,82	0,00	1	60	0,02	2,84
22	4,00	0,00	4,53	3,45	0,00	0,87	0,81	0,30	3,83E-06	16	2,39E-07	2,39E-07	1135	2,72E-04	0,083	8,30E-05	3,27	0,00	1	60	0,02	2,86
23	4,00	0,00	3,88	2,95	0,00	0,81	0,79	0,27	3,28E-06	16	2,05E-07	2,05E-07	1135	2,32E-04	0,083	8,30E-05	2,80	0,00	1	60	0,01	2,87
24	4,00	0,00	3,32	2,53	0,00	0,76	0,77	0,23	2,81E-06	16	1,75E-07	1,75E-07	1135	1,99E-04	0,083	8,30E-05	2,40	0,00	1	60	0,01	2,88
25	4,00	0,00	2,84	2,16	0,00	0,71	0,75	0,21	2,40E-06	16	1,50E-07	1,50E-07	1135	1,70E-04	0,083	8,30E-05	2,05	0,00	1	60	0,01	2,89
26	4,00	0,00	2,44	1,85	0,00	0,66	0,73	0,18	2,06E-06	16	1,29E-07	1,29E-07	1135	1,46E-04	0,083	8,30E-05	1,76	0,00	1	60	0,01	2,90
27	4,00	0,00	2,09	1,58	0,00	0,61	0,71	0,16	1,76E-06	16	1,10E-07	1,10E-07	1135	1,25E-04	0,083	8,30E-05	1,51	0,00	1	60	0,01	2,91
28	4,00	0,00	1,79	1,36	0,00	0,57	0,68	0,14	1,51E-06	16	9,42E-08	9,42E-08	1135	1,07E-04	0,083	8,30E-05	1,29	0,00	1	60	0,01	2,92
29	4,00	0,00	1,53	1,16	0,00	0,53	0,65	0,12	1,29E-06	16	8,07E-08	8,07E-08	1135	9,16E-05	0,083	8,30E-05	1,10	0,00	1	60	0,01	2,92
30	4,00	0,00	1,31	0,99	0,00	0,50	0,62	0,11	1,11E-06	16	6,91E-08	6,91E-08	1135	7,84E-05	0,083	8,30E-05	0,94	0,00	1	60	0,00	2,93

Anhang 18: Berechnungen Wirtschaftlichkeit

Wirtschaftlichkeitsvergleich, Biofiltermaterialien

Parameter	Formelzeichen	Einheit	Werte		
Material			Woodmix	UGN Granulat	Otto IHCS
Luftvolumenstrom	Q_L	m^3/h	1 000	1 000	1 000
Luftvolumenstrom	Q_L	m^3/s	0,278	0,278	0,278
Filterflächenbelastung	qA	$m^3/(m^2 \cdot h)$	100	243	189
Schüttungshöhe	h	m	1,5	1,5	1,5
Filterfläche	A	m^2	10	4	5
Filterbettvolumen	V	m^3	15	6	8
volumenspez. Oberfläche	$A_{spez,V}$	m^2/m^3	155,00	1 757,17	231,00
Innere Oberfläche	A_{in}	m^2	2 325,00	10 543,01	1 732,50
Investkosten Material volumenspez	EP	$€/m^3$	60	1 900	270
Investkosten Material	IK_m	$€$	900	11 400	2 025
spez. Druckverlust bei $qA=100 m^3/m^2/h$	Δp_{spez}	Pa/m	100	66	55
Druckverlust bei $qA=100 m^3/m^2/h$	Δp_{100}	Pa	150	99	82,5
Faktor durch Erhöhung von qA		1	1	5,9049	3,5721
Druckverlust bei $qA=100 m^3/m^2/h$	Δp	Pa	150	585	295
Dichte Luft (Normaldruck)		kg/m^3	1,20	1,20	1,20
Gewählter Ventilator (Fa. Karl-Klein)			C-B 240/2 M Ex ATEX	C-S 380/4 T Ex ATEX	C-B 240/2 M Ex ATEX
Investkosten Ventilatoren	IK_v		1 300	3 600	1 300
Anschlussleistung	P_{el}	kW	0,8	4,8	0,8
Energiepreis EP		$€/kWh$	0,12	0,12	0,12
Betriebskosten	B_{ke}	$€/a$	840,96	5 045,76	840,96
Investkosten ges	IK		2 200	15 000	3 325
Betriebskosten Energie ges	Bke		841	5 046	841

Wirtschaftlichkeitsvergleich, HP- β -CD Vorbehandlung

Parameter	Formelzeichen	Einheit	Wert
Luftvolumenstrom	Q_L	m^3/a	8 760 000
Konzentration an H_2S	$c(\text{H}_2\text{S})$	mg/m^3	10
Wirkungsgrad	$\eta(\text{H}_2\text{S})$		1,00
Fracht	$m(\text{H}_2\text{S})$	g/a	87 600
molare Masse	$M(\text{H}_2\text{S})$	g/mol	34
molarer Massenstrom	$n(\text{H}_2\text{S})$	mol/a	2 576
HP- β -CD Verbrauch als molarer Massenstrom	$n(\text{HP-}\beta\text{-CD})$	mol/a	2 576
molare Masse	$M(\text{HP-}\beta\text{-CD})$	g/mol	1 135
Verbrauch als Massenstrom	$m(\text{HP-}\beta\text{-CD})$	g/a	2 924 294
Verbrauch als Massenstrom	$m(\text{HP-}\beta\text{-CD})$	kg/a	2 924
Kosten		$\text{€}/\text{kg}$	15
Betriebskosten	BK	$\text{€}/\text{a}$	43 864
Dosieranlage	IK	€	4 000

Wirtschaftlichkeitsvergleich, PI Vorbehandlung

Parameter	Formelzeichen	Einheit	Wert
Luftvolumenstrom	Q_L	m^3/s	0,28
Konzentration H_2S	$c(\text{H}_2\text{S})$	mg/m^3	10,00
Konzentration H_2S	$c(\text{H}_2\text{S})$	g/m^3	0,010
Wirkungsgrad PI	η		1,00
Konzentration H_2S abzubauen durch PI	$c(\text{H}_2\text{S})$	g/m^3	0,010
Bindungsenthalpie H_2S	ΔH_i	kJ/mol	600
molare Masse H_2S	$m_{M,i}$	g/mol	34
Strahlungsleistung $\lambda = 185 \text{ nm}$	P_i	kW	0,05
Wirkungsgrad $\lambda = 185 \text{ nm}$	P_i	$\%$	6,00
Anschlussleistung	P_{ges}	kW	0,82
Leistung je Strahler		W	200
Anzahl Strahler		Stck	5
Einkaufspreis Strahler	EP (Strahler)	$\text{€}/\text{Stck}$	180
Investitionskosten Strahler	IK (Strahler)	€	900
Betriebsstunden		h	8 760
Stromverbrauch		kWh/a	7 157
Einkaufspreis Energie	EP (Strom)	$\text{€}/\text{kWh}$	0,12
Betriebskosten Energie	BK (Energie)	€/a	859

Wirtschaftlichkeitsvergleich, Kostenzusammenstellung

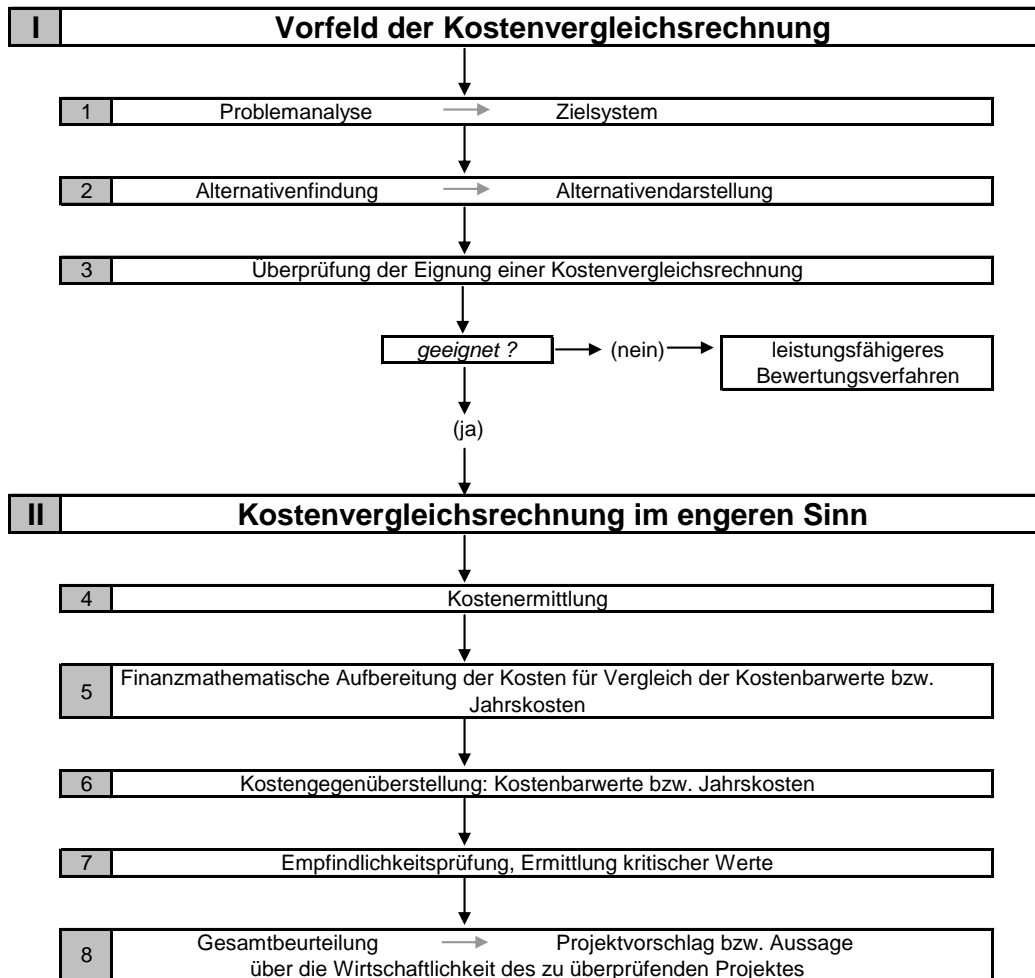
Parameter	Einheit	Wert	Wert	Wert	Wert
Maßnahme	1	Woodmix-Biofilter mit vorgeschalteter HP-β-CD Befeuchter	Woodmix-Biofilter mit vorgeschalteter PI	UGN Granulat Filter	Otto IHCS Filter
<i>Eingangswerte der KVR</i>					
IK Material	€	4 000	900	11 400	2 025
IK Ventilator	€	1 300	1 300	3 600	1 300
IK PI	€	0	900	0	0
IK	€	5 300	3 100	15 000	3 325
IKR Reinvestitionen	€	0	900	0	0
BK Energie	€/a	841	1 700	5 046	841
BK Additiv	€/a	43 864	0	0	0
BK	€/a	44 705	1 700	5 046	841
<i>Ergebnis der KVR</i>					
Investitionen IKBW	€	5 300	3 100	15 000	3 325
Re-Investitionen IKR_BW	€		3 400		
Laufenden Kosten LK_BW	€	215 100	8 200	24 300	4 000
IKBW +IKR_BW +LK_BW = PKBW	€	220 400	14 700	39 300	7 325



Universität Kassel
Fachbereich Bauingenieurwesen
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft

Arbeitsblatt zur Kostenvergleichsrechnung KVR gem LAVA-Leitlinien

Übersicht über die KVR (Ablaufschema)



Abschnitt I

wird von diesem Arbeitsblatt nicht behandelt.

Abschnitt II

Die Kostenermittlung (4) ist separat durchzuführen. Im Tabellenblatt "Kostenarten" sind die ermittelten Werte für die Alternativen einzutragen.

Für die Schritte 5 bis 8 sind die Tabellenblätter mit den entsprechenden Bezeichnungen zu verwenden.

4. Schritt: Kostenarten

Alternative	BioF+ßCD	BioF+PI	UGN	Otto
Investitionskosten	5 300 €	3 100 €	15 000 €	3 325 €
Pauschal	5 300	3 100	15 000	3 325
Kosten für Grunderwerb				
Kosten für Vorarbeiten				
Bau- und Erschliessungsk.				
Reinvestitionskosten	keine Summation !			
Teilkosten1 IKR1	0 €	900 €	0 €	0 €
Nutzungsdauer1 n1		1,0 a		
Teilkosten2 IKR2				
Nutzungsdauer2 n2				
Teilkosten3 IKR3				
Nutzungsdauer3 n2				
Laufende Kosten	44 705 €/a	1 700 €/a	5 046 €/a	841 €/a
Pauschal	44 705 €/a	1 700 €/a	5 046 €/a	841 €/a
Personalkosten				
Sachkosten				
Energiekosten				

5. Schritt: Finanzmathematische Aufbereitung

Der Bezugszeitpunkt wird auf den Anfang der Nutzung gelegt, die Investitionen sind zuvor zu tätigen.

Alternative	BioF+βCD	BioF+PI	UGN	Otto
Investitionszeitraum n_i	1 a	1 a	1 a	1 a
Nutzungsdauer n	5 a	5 a	5 a	5 a
Langfristiger Zinssatz (Realwert) i_r	3,0 % p.a.	3,0 % p.a.	3,0 % p.a.	3,0 % p.a.
Realzins (eigener Wert) i_r				
Nominalzinssatz i_n				
Inflationsrate i_i				
Realwert $i_r = f(i_n, i_i)$	3,0 % p.a.			
Preissteigerungsrate r (Technik)	1,0 % p.a.	1,0 % p.a.	1,0 % p.a.	1,0 % p.a.
Annuitätenfaktor KFAKR	0,21835	0,21835	0,21835	0,21835

Investitionskostenbarwerte IKBV

Alternative	BioF+βCD	BioF+PI	UGN	Otto
Investitionskosten IK	5 300 €	3 100 €	15 000 €	3 325 €
Nominalkosten NK = IK / n_i	5 300 €	3 100 €	15 000 €	3 325 €
Σ AFAKE	1,000	1,000	1,000	1,000
IK_BW = NK * Σ AFAKE	5 300 €	3 100 €	15 000 €	3 325 €
Jahreskosten JK_IK	1 200 €/a	700 €/a	3 300 €/a	700 €/a

Reinvestitionskosten

Alternative	BioF+βCD	BioF+PI	UGN	Otto
Teilkosten1 IKR1	0 €	900 €	0 €	0 €
Nutzungsdauer1 n_1	0 a	1 a	0 a	0 a
Renivestitionsanzahl		4		
Σ AFAKE (r) * DFAKE (i_r)		3,810		
IKR_BW_T1	0 €	3 429 €	0 €	0 €
Teilkosten2 IKR2	0 €	0 €	0 €	0 €
Nutzungsdauer2 n_2	0 a	0 a	0 a	0 a
Renivestitionsanzahl				
Σ AFAKE (r) * DFAKE (i_r)				
IKR_BW_T2	0 €	0 €	0 €	0 €
Teilkosten3 IKR3	0 €	0 €	0 €	0 €
Nutzungsdauer3 n_2	0 a	0 a	0 a	0 a
Renivestitionsanzahl				
Σ AFAKE (r) * DFAKE (i_r)				
IKR_BW_T3	0 €	0 €	0 €	0 €
IKR_BW	0 €	3 400 €	0 €	0 €
Jahreskosten JK_IKR	0 €/a	700 €/a	0 €/a	0 €/a

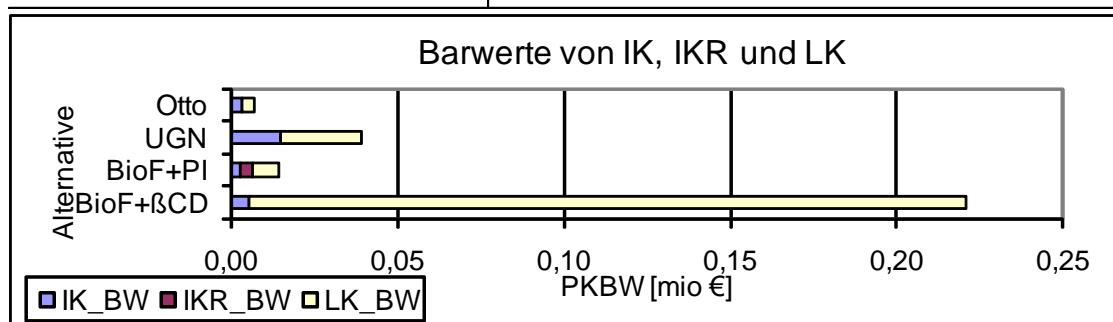
Laufende Kosten

Alternative	BioF+βCD	BioF+PI	UGN	Otto
zum Planungszeitpunkt LK	44 705 €/a	1 700 €/a	5 046 €/a	841 €/a
Vorlaufzeit t_v	2 a	2 a	2 a	2 a
Preissteigerungsrate (Lohn) r_s	1,0 % p.a.	1,0 % p.a.	1,0 % p.a.	1,0 % p.a.
AFAKE	1,020	1,020	1,020	1,020
Zeitpunkt d. Nutzungsbeginns LK_0	45 604 €/a	1 734 €/a	5 147 €/a	858 €/a
DFAKRP	4,716	4,716	4,716	4,716
LKBW_0 = LK_0 * DFAKRP	215 076 €	8 178 €	24 276 €	4 046 €
LK_BW	215 100 €	8 200 €	24 300 €	4 000 €
Jahreskosten JK_LK	47 000 €/a	1 800 €/a	5 300 €/a	900 €/a

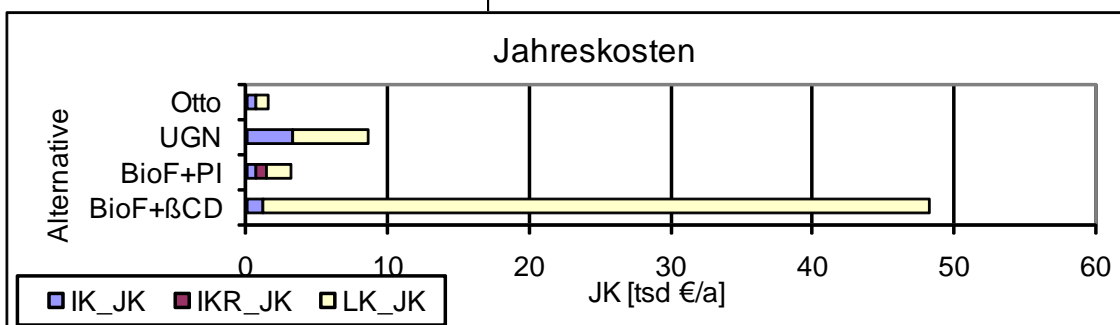
6. Schritt: Kostengegenüberstellung

Vergleich der Projektkostenbarwerte und Jahreskosten nach Abschn. 5.2 LAWA-KVRL

Alternative	BioF+βCD	BioF+PI	UGN	Otto
Projektkostenbarwerte				
PKBW				
Investitionen IKBW	5 300 €	3 100 €	15 000 €	3 325 €
Reinvestitionen IKR_BW		3 400 €		
Laufenden Kosten LK_BW	215 100 €	8 200 €	24 300 €	4 000 €
IKBW + IKR_BW + LK_BW = PKBW	220 400 €	14 700 €	39 300 €	7 325 €
Günstigste PKBW	7 325 €			
ΔPKBW	213 075 €	7 375 €	31 975 €	0 €
relativer PKBW	3009 %	201 %	537 %	100 %



Jahreskosten	BioF+βCD	BioF+PI	UGN	Otto
JK				
Jahreskapitalkosten (Investitionen) JK_IK	1 200 €/a	700 €/a	3 300 €/a	700 €/a
Jahreskapitalkosten (Reinvestitionen) JK_IKR		700 €/a		
Jahreskosten (Laufende Kosten) JK_LF	47 000 €/a	1 800 €/a	5 300 €/a	900 €/a
JK_IK + JK_IKR + JK_LF = JK	48 200 €/a	3 200 €	8 600 €	1 600 €
Günstigste JK	1 600 €			
ΔJK	46 600 €	1 600 €/a	7 000 €	0 €
relative JK	3013 %	200 %	538 %	100 %



**In der Schriftenreihe WASSER • ABWASSER • UMWELT
des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft ¹⁾
der Universität Kassel sind bisher folgende Bände erschienen:**

	Preis €
Band 1: Stickstoff und Phosphor in Fließgewässern – Wissensstand und Folgerungen für die Abwasserreinigung (1986) 1. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium	vergriffen
Band 2: Planungshilfen zur weitergehenden Abwasserreinigung und Klärschlamm Entsorgung (1988) 2. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium	vergriffen
Band 3: Betrieb und Wirtschaftlichkeit der Kraft-Wärme-Kopplung auf kleinen und mittelgroßen Kläranlagen in Hessen (1988) Wolf, P., Eck-Düpont, M.	vergriffen
Band 4: Behandlung von Deponiesickerwasser (1988) 1. Abfallseminar des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft	25,-- €
Band 5: Stand der Technik bei der Vermeidung gefährlicher Stoffe in der Abwasserbeseitigung (1989) 3. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium	25,-- €
Band 6: Phänomene der hydraulischen Leitfähigkeit dauernd hydromorpher Bodenmatrices – Untersuchungen einer Randbedingung bei Wurzelraumanlagen (1990) Lüken, Bernd O.	25,-- €
Band 7: Anforderungen an die Regenwasserbehandlung bei Mischwasserkanalisation (1991) 4. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium	vergriffen
Band 8: Messen und Regeln in der Abwassertechnik Planung – Ausführung – Betrieb (1992) 5. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium	25,-- €
Band 9: Wachstum und Abtrag der Sielhaut in Mischwasserkanälen (Ende 1992) Reiff, H.	vergriffen
Band 10: Wirkungen stoßartiger Belastungen auf ausgewählte Fließgewässerorganismen – Ein Beitrag zur Beurteilung ökologischer Schäden durch Niederschlagswassereinleitungen aus Kanalisationen (1992) Borchardt, D.	25,-- €
Band 11: Ökologische Gewässersanierung im Spannungsfeld zwischen Natur und Kultur (1993) 6. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium	25,-- €

¹⁾ Band 1 bis Band 22: Schriftenreihe WASSER-ABWASSER-ABFALL
der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik

Band 12:	Großtechnische Untersuchungen zur vorgeschalteten und kaskadenförmigen Denitrifikation im Vergleich zur Bemessung nach A 131 und zum Einfluß der Kalk-Phosphat-Fällung auf den Schlamm (1995) Bendzuck, Chr.	25,-- €
Band 13:	Thermische Klärschlammbehandlung – Planung, Technologie und Erfahrungen – (1994) 7. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium	25,-- €
Band 14:	Vergleichende Untersuchungen zur erhöhten biologischen Phosphorelimination (1995)	25,-- €
Band 15:	Beitrag zur Planung und Bemessung der Stickstoffelimination bei Tropfkörperanlagen (1996) Mehlhart, G.	25,-- €
Band 16:	Ökologische und technische Hinweise zur Abwasser und Klärschlammbehandlung bei knappen Kassen (1996) 8. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium	25,-- €
Band 17:	Untersuchungen zur Abhängigkeit der erhöhten biologischen Phosphatelimination von Temperatur und Substratversorgung (1997) Bendzuck, Chr.	25,-- €
Band 18:	Abwasserbehandlung, Gewässerschutz und Wasserwirtschaft an der Schwelle zum 21. Jahrhundert (1997) 9. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium	25,-- €
Band 19:	Einfluß von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose kleiner Fließgewässer im ländlichen Raum (1998) Fischer, J.	vergriffen
Band 20:	Integrierte Planung von Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung mit Hilfe von Simulationsmodellen – Lösungsansätze und Handlungsanleitungen (2002) Mang, J.	25,-- €
Band 21:	Weitergehende Mischwasserbehandlung in Bodenfilterbecken (2002) Born, W.	25,-- €

Die Bände 1 bis 21 sind, soweit nicht vergriffen, zu beziehen über

Verein zur Förderung der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik e.V.
der Universität Kassel

Kurt-Wolters-Str. 3, 34125 Kassel

Tel. 0561/804-2869, Fax 0561/804-3642

www.uni-kassel.de/fb14/siwawi

Ab Band 22 erfolgt der Vertrieb über

kassel university press GmbH

Diagonale 10

34127 Kassel

Tel. 0561/804-2159, Fax 0561/804-3429

www.upress.uni-kassel.de

- | | |
|--|---------|
| Band 22: Ein exemplarischer Ansatz zur Einbindung neuer Bemessungswege und neuer Reinigungstechnologien bei der Ertüchtigung von Kläranlagen (2003)
ISBN 3-89958-039-7
Schier, W. | 25,-- € |
| Band 23: Membranfiltration in Hessen – Teil 1 (2005)
ISBN 3-89958-040-0 | 25,-- € |
| Band 24: Membranfiltration in Hessen – Teil 2, Zusammenfassung und Ausblick (2008)
ISBN 978-3-89958-158-4 | 25,-- € |
| Band 25: Bau eines einfachen Membranfiltrationsgerätes (Prototyp) zur Aufbereitung von Trinkwasser aus Oberflächenwasser für kleine Personengruppen in Notsituationen ohne Fremdenergie (2008)
ISBN 978-3-89958-159-1 | 30,-- € |
| Band 26: Foulingverhalten des Membranbelebungsverfahrens und Auswirkungen auf die Leistungsfähigkeit (2005)
ISBN 3-89958-160-1
Wett, M. | 25,-- € |
| Band 27: Forschung für die Praxis am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft (2005)
10. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium
ISBN 3-89958-161-X | 25,-- € |
| Band 28: Untersuchungen zur Sulfidbildung und zur Effizienz der Geruchsminimierung durch Zugabe von Additiven in Abwasserkanalisationen (2008)
ISBN 978-3-89958-453-0
Frey, M. | 30,-- € |
| Band 29: Retentionsbodenfilter zur Mischwasserbehandlung in Hessen (2008)
ISBN 978-3-89958-604-2 | 30,-- € |
| Band 30: Hygienisierung von Mischwasser in Retentionsbodenfiltern (2008)
ISBN 978-3-89958-606-0
Waldhoff, A. | 30,-- € |
-

- | | |
|--|---------|
| Band 31: Odours and VOCs: Measurement, Regulation and Control (2009)
ISBN 978-3-89958-608-5 | 35,-- € |
| Band 32: Biofilter als Bestandteil kombinierter Abluftbehandlungs-
verfahren in der Abwasserwirtschaft (2011)
Franke, W.
ISBN 978-3-86219-170-3 | 30,-- € |

