



Angepasste Klärschlammkompostierung und Möglichkeiten der Klärschlammmentsorgung in Schwellen- und Entwicklungsländern

Bachelorarbeit

am Institut für Siedlungswasserwirtschaft

der Technischen Universität Braunschweig

von

Tilman Vorhoff

Matr.-Nr. 4027876

eingereicht am 29.01.2013

Betreuer: Dipl.-Geoökol. H. Feldhaus

Erstprüfer: Prof. Dr.-Ing. T. Dockhorn

Zweitprüfer: Prof. Dr.-Ing. N. Dichtl



Aufgabenstellung für eine Bachelorarbeit
am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig

für Tilmann Vorhoff
Matr.-Nr. 4027876

Angepasste Klärschlammkompostierung und Möglichkeiten der Klärschlamm Entsorgung in Schwellen- und Entwicklungsländern

Rahmenbedingungen

In vielen Regionen in Schwellen- und Entwicklungsländern ist das Grundbedürfnis einer einwandfreien Versorgung mit Trinkwasser sowie einer hygienisch vertretbaren Abwasserentsorgung nicht selbstverständlich. Oftmals hängt von der Ressource Wasser und deren Verfügbarkeit Lebensqualität und wirtschaftliche Entwicklung ab, weshalb viele internationale Sanitärprojekte den Bau von Wasser- und Abwasseranlagen fördern. Um einen erfolgreichen Transfer von Wasser-, Abwasser- und Klärschlammtechnik zu erzielen, ist es besonders wichtig mit den vorherrschenden Randbedingungen angepasste Lösungsvorschläge zu entwickeln und zu realisieren. Die zum Einsatz kommenden Technologien sollten neben den technisch-wirtschaftlichen auch die sozioökonomischen, institutionellen, politischen und kulturellen Aspekte beachten.

Klärschlamm entsteht durch mechanische, biologische und chemische Prozesse während der Abwasserreinigung. Es gibt verschiedene Verfahrensketten, die die Klärschlämme derart vorbereiten, dass sie schadlos verwertet werden können. Eine einfach zu realisierende Möglichkeit stellt die Klärschlammkompostierung dar. Bei dieser werden Klärschlämme gemeinsam mit organischen Strukturmitteln unter aeroben Bedingungen durch Mikroorganismen bis zur Mineralisierung umgesetzt und ein humusartiges Endprodukt, der Kompost, entsteht. Die gleichzeitige Desinfektion und biologische Trocknung des Ausgangsmaterials sind neben der einfachen Umsetzung und der Erzeugung von Klärschlammkompost Vorteile der Kompostierung, die dazu beitragen, dass dieses Verfahren auch in Schwellen- und Entwicklungsländern häufig zum Einsatz kommt.

Aufgabenstellung

Vor diesem Hintergrund erhält Herr Tilmann Vorhoff die Aufgabe, die Anpassungsmöglichkeiten der Klärschlammbehandlungsmethoden an die Randbedingungen in Schwellen- und Entwicklungsländern am Beispiel der Klärschlammkompostierung zu erarbeiten und zu diskutieren. Zunächst sollen hierfür der Stand der Technik, die unterschiedlichen Verfahrensvarianten am Markt und die Randbedingungen der Klärschlammkompostierung in Industrieändern sowie

deren Entsorgungsmöglichkeiten recherchiert werden. Ein besonderes Augenmerk sollte bei der Literaturrecherche aber auch auf die in Dritte Weltländern gesammelten praktischen Erfahrungen mit dem ausgewählten Verfahren Klärschlammkompostierung gelegt werden. Im Anschluss daran soll kritisch betrachtet werden, wie die in Industrieländern entwickelte Klärschlammbehandlungstechnologie an die vorherrschenden Randbedingungen in Schwellen- und Entwicklungsländern übertragen werden kann.

Dabei gilt es anhand von drei Klärschlämmen aus der Industriezone Tra Noc, Can Tho, Vietnam, die Leitparameter der Klärschlammkompostierung zu ermitteln und zu charakterisieren sowie deren Eignung für die Klärschlammkompostierung unter Berücksichtigung von Hemm- und Problemstoffen zu bestimmen. Basierend auf diesen Arbeiten soll Herr Vorhoff die Vor- und Nachteile der Klärschlammkompostierung festlegen und hinsichtlich Ihrer Anpassung und Umsetzbarkeit in Dritte Weltländern bewerten. Ferner sollen die an die Klärschlammbehandlung anschließenden realisierbaren Klärschlamm Entsorgungswege am Beispiel der Industriezone Tra Noc, Can Tho, Vietnam dargelegt, geprüft und beurteilt werden.

Die Arbeit wird von Frau Dipl.-Geoökol. Helen Feldhaus betreut. Während der Arbeit ist eine enge Zusammenarbeit mit der Betreuerin erforderlich. Fachliteratur ist am Institut vorhanden und steht Herrn Vorhoff zur Verfügung.

Erstprüfer: Prof. Dr.-Ing. T. Dockhorn
Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig

Zweitprüfer: Prof. Dr.-Ing. N. Dichtl
Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig

Prof. Dr.-Ing. T. Dockhorn

Braunschweig, 26.09.2012

Ausgegeben am: 16.10.12

Abzugeben am: 29.01.13

Verlängert bis:

Abgegeben am:

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	I
Abbildungsverzeichnis	IV
Tabellenverzeichnis	VI
1 Einleitung.....	8
2 Klärschlammaufkommen und -eigenschaften	10
2.1 Allgemeines Verfahren der Abwasserbehandlung auf Kläranlagen	10
2.2 Schlammarten	12
2.2.1 Primärschlamm	13
2.2.2 Sekundärschlamm	14
2.2.3 Tertiärschlamm	14
2.2.4 Rohschlamm	15
2.2.5 Fäkalschlamm	15
2.2.6 Industrielle Schlämme	17
2.3 Klärschlammengen.....	18
2.4 Schlammzusammensetzung und -charakterisierung	19
2.4.1 Wassergehalt und Trockenmasse	20
2.4.2 Glühverlust und Glührückstand	21
2.4.3 Chemischer und Biochemischer Sauerstoffbedarf.....	22
2.4.4 pH-Wert.....	22
2.4.5 Nährstoffe	22
2.4.6 Schwermetalle.....	23
2.4.7 Organische Schadstoffe.....	24
2.4.8 Mikrobielle Beschaffenheit	25
3 Grundlagen der Klärschlammkompostierung	26
3.1 Der aerobe mikrobielle Stoffwechselprozess	26
3.2 Temperaturverlauf und Phasen der Kompostierung	28
3.2.1 Mesophile Phase	29

3.2.2	Thermophile Phase.....	30
3.2.3	Abkühlphase.....	30
3.2.4	Reifephase.....	31
3.3	Parameter der Kompostierung.....	31
3.3.1	C/N-Verhältnis.....	31
3.3.2	Wassergehalt.....	33
3.3.3	Belüftung.....	33
3.3.4	pH-Wert.....	34
3.3.5	Rottegrad.....	35
4	Stand der Technik: Methoden der Klärschlammkompostierung.....	36
4.1	Mietenkompostierung.....	36
4.2	Kompostierung in Reaktoren.....	39
4.3	Weitere Verfahren.....	41
4.4	Zuschlagstoffe.....	43
5	Entsorgungswege.....	47
5.1	Landwirtschaft.....	47
5.2	Landschaftsbau und Rekultivierung.....	49
5.3	Deponierung.....	51
6	Klärschlammkompostierung in Schwellen- und Entwicklungsländern.....	52
6.1	Randbedingungen der Klärschlammkompostierung in Entwicklungs- und Schwellenländern.....	52
6.1.1	Klimatische Randbedingungen.....	52
6.1.2	Abwasserzusammensetzung und Vorbehandlung.....	56
6.1.3	Politische und rechtliche Anforderungen.....	58
6.1.4	Soziokulturelle Anforderungen.....	59
6.1.5	Ökonomische Randbedingungen.....	60
6.1.6	Technologische Randbedingungen.....	62
6.2	Praktische Erfahrungen der Klärschlammkompostierung in Entwicklungs- und Schwellenländern.....	63
6.2.1	Ägypten.....	63
6.2.2	Polen.....	65
6.2.3	Estland.....	67

6.2.4	Südafrika.....	70
6.2.5	China.....	74
6.2.6	Überblick über praktische Erfahrungen	84
7	Untersuchung von Klärschlammdaten der Industriezone Tra Noc (Can Tho, Vietnam)..	87
7.1	Randbedingungen Vietnams und der Industriezone Tra Noc	87
7.1.1	Landespezifische Informationen Vietnam	88
7.1.2	Institutionelle und rechtliche Randbedingungen in Vietnam	89
7.1.3	Stand der Abwasserreinigung	92
7.1.4	Stand der Klärschlammbehandlung und -entsorgung	92
7.2	Eignung des Kompostierungsverfahrens für die Industriezone Tra Noc	94
7.2.1	Die Industriezone Tra Noc (Can Tho)	94
7.2.2	Die Abwasser- und Klärschlammbehandlung in Tra Noc.....	95
7.2.3	Untersuchung von drei Klärschlämmen aus Tra Noc.....	99
7.2.4	Überprüfung der Randbedingungen der Industriezone Tra Noc	102
8	Zusammenfassung und Ausblick/Fazit	105
9	Literaturverzeichnis.....	107

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Verfahrensschema einer Kläranlage.....	10
Abbildung 2-2: Wirkung der Absetzzeit auf städtische Rohabwasser ermittelt in Absetzgläsern	13
Abbildung 2-3: Entwicklung der Klärschlammproduktion und des Bruttoinlandsproduktes in Deutschland von 1950-1988	19
Abbildung 2-4 Wasserbindung an eine Schlammflocke.....	20
Abbildung 3-1: Vereinfachtes Prozessschema des aeroben mikrobiellen Stoffwechsels	27
Abbildung 3-2: Verlauf von Temperatur und pH-Wert während der Kompostierung	28
Abbildung 3-3: Freisetzung von Stickstoff (Stickstoffverluste) während der Kompostierung in Abhängigkeit von dem C/N-Verhältnis des Rottegemisches	32
Abbildung 4-1: Umsetzgeräte für die Mietenkompostierung.....	37
Abbildung 4-2: Zwangsbelüftungssysteme in der Mietenkompostierung.....	38
Abbildung 4-3: Zeilenmieten mit Umsetzgerät	39
Abbildung 4-4: Fließschema einer Klärschlammkompostierung im Reaktor.....	40
Abbildung 4-5: Beladung eines Tunnels mit Frontlader (links) und einer automatischen Beschickung (rechts) im Kompostwerk Warngau	42
Abbildung 4-6: Rottecontainer in Vreden-Ellewick (links) und Rottetrommel (rechts)	43
Abbildung 4-7: Anteil Strukturmaterial im Klärschlammgemisch in Abhängigkeit vom Feststoffgehalt für verschieden entwässerte Rohschlämme.....	46
Abbildung 5-1: Klärschlamm Entsorgungswege in Deutschland 2002	47
Abbildung 6-1: Selbsterhitzung bei 14-tägiger Intensivrotte bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen.....	54
Abbildung 6-2: Kerntemperatur in der Nachrotte bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen, umsetzen jeweils nach sieben Tagen.....	55
Abbildung 6-3: Abwasser- und Klärschlammbehandlung in Al Berka und Alexandria	63
Abbildung 6-4: Verlauf des Stickstoff- und Kohlenstoffgehalts, sowie des C/N-Verhältnisses während der Kompostierung	66
Abbildung 6-5: Klärschlammverbleib in Estland in 2007	68
Abbildung 6-6: Vergleich der Temperaturverläufe bei der Klärschlammkompostierung in Tartu mit verschiedenen Zuschlagstoffen.....	69

Abbildung 6-7: Schlammensorgungsmethoden in Südafrika in 2004	70
Abbildung 6-8: Überblick über die Region Sasolburg	71
Abbildung 6-9: Temperaturprofile von drei Proben in Versuch in Sasolburg.....	72
Abbildung 6-10: Anzahl von Klärschlammanlagen in China.....	74
Abbildung 6-11: Temperaturverlauf in den Haufwerken während der Kompostierung	78
Abbildung 6-12: Temperaturverläufe während der Kompostierung.....	81
Abbildung 6-13: Kompostierungsverfahren in Qinhuangdao	83
Abbildung 6-14: Produktion und Emission von flüchtigen organischen Verbindungen	84
Abbildung 7-1: Karte von Vietnam	88
Abbildung 7-2: Klimadiagramme von Can Tho und Hanoi.....	89
Abbildung 7-3: Die Industriezone Tra Noc und ihre Umgebung.....	94
Abbildung 7-4: Übersicht über das Industriegebiet Tra Noc und das vorhandene Entwässerungsnetz.....	95
Abbildung 7-5: Art der angewandten Abwasserbehandlung nach Herkunft des Abwassers..	96
Abbildung 7-6: Verteilung der Abwassermengen auf die verschiedenen Industriezweige.....	98
Abbildung 7-7: Verteilung der Klärschlamm-mengen auf die verschiedenen Industriezweige	99

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Schwermetallbelastung von Fäkalschlämmen im Vergleich zur AbfKlärV	17
Tabelle 2-2: Tägliche einwohnerspezifische Produktion und Wassergehalt ausgewählter Klärschlämme	18
Tabelle 2-3: Mittlere Nährstoffgehalte im Klärschlamm in g/kg m _T	23
Tabelle 2-4: Konzentrationen von Schwermetallen in [mg/kg TS] in deutschen kommunalen Klärschlämmen zwischen 1977 und 2006 im Vergleich zur novellierten Klärschlammverordnung (AbfKlärV)	24
Tabelle 3-1: Einteilung der Rottegrade anhand der erreichten Maximaltemperatur im Selbsterhitzungsversuch.....	35
Tabelle 4-1: Mietenformen und Abmessungen der Mieten	37
Tabelle 4-2: Materialien als Zusatzstoffe für die Kompostierung.....	44
Tabelle 4-3: Stoffliche Eigenschaften von Zuschlagstoffen und Klärschlämmen	45
Tabelle 5-1: Überblick über Grenzwerte von Schwermetallen und Ausbringempfehlung für Nährstoffe	48
Tabelle 5-2: Beispiele von Klärschlammkompostanwendungen im Landschaftsbau	50
Tabelle 6-1: Zusammensetzungen in kommunalem Abwasser	57
Tabelle 6-2: Schwermetallgrenzwerte für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm und Gehalte in [mg/kg TS] in Deutschland und Polen	65
Tabelle 6-3: BSB ₅ und CSB von zwei Proben zu verschiedenen Kompostierungszeitpunkten	72
Tabelle 6-4: Schwermetallgehalte und Pathogenhäufigkeit im Klärschlamm und Kompost aus Sasolburg im Vergleich zu nationalen und EU-weiten Grenzwerten.....	73
Tabelle 6-5: Schadstoffgehalte chinesischer Klärschlämme und Grenzwerte für die landwirtschaftliche Verwertung auf Böden mit pH < 6,5 und pH > 6,5.....	75
Tabelle 6-6: Zusammensetzungen der Komposthaufwerke	77
Tabelle 6-7: Eigenschaften der Klärschlämme und der Zuschlagstoffe	79
Tabelle 6-8: Eigenschaften des Hausmülls und des Klärschlammes.....	80
Tabelle 6-9: Aufbau der Versuchshaufwerke	81
Tabelle 6-10: Belüftungsperioden in den einzelnen Phasen.....	83

Tabelle 6-11: Überblick über praktische Erfahrungen in Ägypten, Polen, Estland und Südafrika.....	85
Tabelle 6-12: Übersicht über praktische Erfahrungen in China	86
Tabelle 7-1: Grenzwerte an der Einleitstelle für industrielle Abwässer nach TCVN 5945:2005	90
Tabelle 7-2: Abwasserzusammensetzung sortiert nach den einzelnen Industriezweigen	97
Tabelle 7-3: Zusammensetzung drei ausgewählter Produktionszweige.....	100
Tabelle 7-4: Vergleich von Kennwerten von Klärschlämmen aus Tra Noc zu Klärschlämmen aus Deutschland	101
Tabelle 7-5: Bewertung der Klärschlamme aus Tra Noc auf ihre Kompostierbarkeit	102

1 Einleitung

In den sogenannten Schwellen- und Entwicklungsländern war in den letzten Jahren eine große Entwicklung in der abwassertechnischen Entwicklung zu erkennen, z.B. eine Erhöhung der Anschlussgrade der Bevölkerung an die öffentliche Abwasserbehandlung oder immer häufiger eingesetzte biologische Reinigungsverfahren von Abwässern. Mit den steigenden Abwassermengen durch die sich verbessernde Abwasserreinigungssituation sowie steigendem Bevölkerungswachstum vergrößert sich auch der Anfall von Klärschlamm in Schwellen- und Entwicklungsländern. Für die Behandlung und Verwertung von anfallenden Klärschlämmen aus der Abwasserreinigung und Fäkalschlämmen existieren in diesen Ländern größtenteils noch keine entsprechenden Einrichtungen. Die Deponierung sowie die direkte Aufbringung in der Landwirtschaft sind die üblichen Entsorgungswege für Klärschlamm in den meisten Schwellen- und Entwicklungsländern.

Die Kompostierung als wirtschaftliches und umweltfreundliches Verfahren hat sich in vielen Ländern bereits in der Abfallwirtschaft etabliert. In Deutschland und anderen Industrieländern wird dieses Verfahren z.T. auch zur Stabilisierung, Desinfektion und Aufarbeitung von Klärschlämmen eingesetzt. Der Großteil der Klärschlämme wird jedoch durch andere technisch anspruchsvollere Verfahrensweisen wie der Verbrennung und Faulung verwertet und entsorgt.

Diese hochtechnologischen Konzepte in niedrig entwickelten Ländern zum Einsatz zu bringen ist offensichtlich zum Scheitern verurteilt. Daher bietet sich die Klärschlammkompostierung als technisch einfaches Konzept der Klärschlammbehandlung und -entsorgung an. Auf dem Gebiet der Klärschlammkompostierung sind in Schwellen- und Entwicklungsländern bereits viele praktische Erfahrungen gesammelt worden. In der Literatur werden zudem viele Forschungsergebnisse von Klärschlammkompostierungsversuchen unter Laborbedingungen in solchen Ländern vorgestellt.

Vietnam hat in den letzten Jahren ein erhebliches Wirtschaftswachstum erfahren, was in einer steigenden Anzahl von aktuell mehr als 200 registrierten Industriezonen zu sehen ist. Die Mehrzahl dieser Industriegebiete verfügt über keine funktionierende Infrastruktur zur Abwasser- und Klärschlammbehandlung, was zu erheblichen Umweltverschmutzungen und Risiken für Menschen und Tiere führt [50].

Diese Arbeit befasst sich mit der Berücksichtigung verschiedener Randbedingungen für eine mögliche Implementierung der Klärschlammkompostierung in einer Industriezone im Süden von Vietnam. Hierfür werden zunächst die Grundlagen und gängigen Verfahren der Klärschlammkompostierung beschrieben. Anschließend werden die zu beachtenden Randbedingungen bei der Anpassung von Technologien aus Industrieländern an örtliche Verhältnisse in Schwellen- und Entwicklungsländern erläutert sowie einige ausgewählte Erfahrungen der Klärschlammkompostierung in Schwellen- und Entwicklungsländern beschrieben. Letztendlich soll entschieden werden können, ob die Klärschlammkompostierung unter den Rahmenbedingungen der Industriezone Tra Noc als Klärschlammbehandlungs- und entsorgungsmethode zu empfehlen ist.

2 Klärschlammaufkommen und -eigenschaften

Ziel der Abwasserreinigung ist Schmutz- und Schadstoffe aus Abwässern zu entfernen, um schließlich sauberes Wasser zu erhalten. Neben dem gereinigten Wasser als Endprodukt fallen in den verschiedenen Reinigungsstufen einer Kläranlage daher verschiedene Reststoffe an. Neben Klärschlämmen werden dem Abwasserbehandlungsprozess auch Rechengut, Sandfanggut und Fette und Öle abgezogen. Die Qualität und Quantität dieser Abfälle hängt sehr stark von der spezifischen regionalen Abwasserzusammensetzung sowie der Verfahrenstechnik der Kläranlage ab [89]. Dieses Kapitel soll einen Überblick über die im Abwasserbehandlungsprozess anfallenden Klärschlammarten schaffen sowie einen Einblick in die für die Klärschlammbehandlung mittels Kompostierung wichtigen Kennwerte zu geben.

2.1 Allgemeines Verfahren der Abwasserbehandlung auf Kläranlagen

Kläranlagen werden für gewöhnlich über längere Zeiträume betrieben, sodass der Stand der Technik der verwendeten Verfahren abhängig vom Baujahr variiert. Generell setzt sich eine Kläranlage aus einer mechanischen und einer biologischen Reinigungsstufe zusammen. Manche Kläranlagenbetreiber schließen an die biologische Reinigungsstufe noch eine dritte, die chemische Reinigung an [89]. Das Verfahrensschema einer Kläranlage mit mechanischer, biologischer sowie chemischer Reinigung ist in Abbildung 2-1 dargestellt.

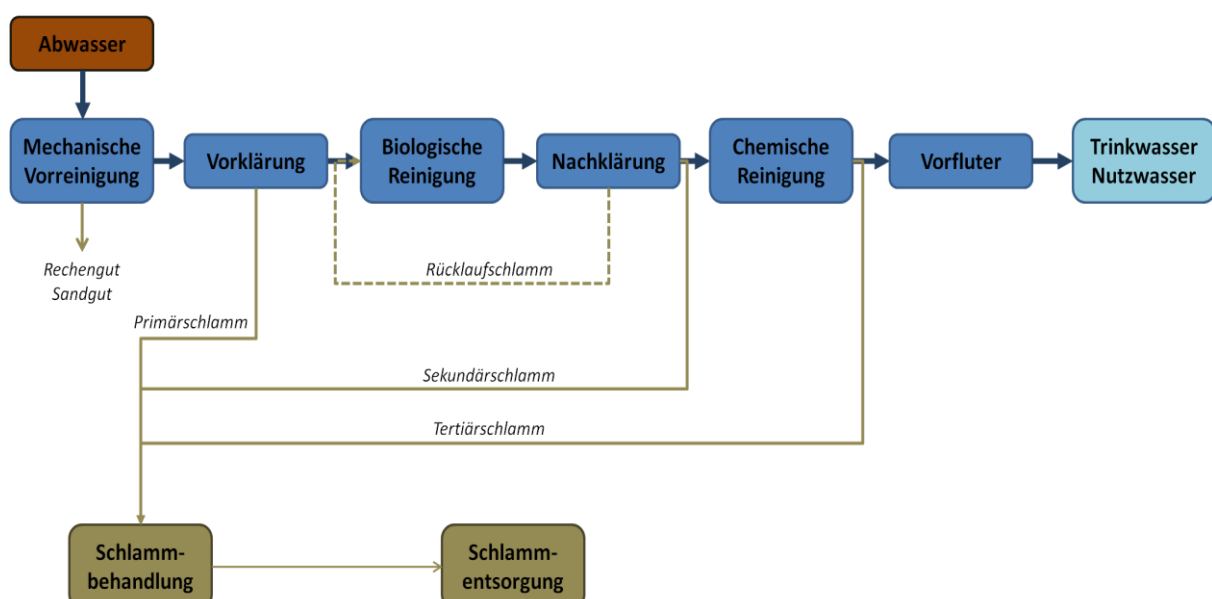


Abbildung 2-1: Verfahrensschema einer Kläranlage nach [89]

Die Abwasserbehandlung beginnt mit dem Zulauf von Schmutzwasser aus der Kanalisation in die mechanische Vorbehandlung. Im ersten Verfahrensschritt, der Rechenanlage, werden grobe Verschmutzungen, wie z.B. Klopapier, Laub oder Steine, aus dem Abwasserstrom entfernt. Je geringer die Spaltweite der Rechen, desto weniger Grobstoffe befinden sich anschließend im Zulauf des Sandfangs. Das Entfernen dieser Grobstoffe verhindert ein Verstopfen der Pumpen der Kläranlage. Anschließend wird im Sandfang die Fließgeschwindigkeit so weit vermindert, dass körnige Sinkstoffe, z.B. Sandkörner mit Durchmessern von 0,1-0,2 mm, zu Boden sinken. Sand hat eine hohe Verschleißwirkung auf Maschinen und würde zudem in folgenden Verfahrensschritten feste sedimentierte Massen in den Schlammrührern der Becken bilden, die nur sehr aufwendig zu beseitigen sind. Der letzte Schritt der mechanischen Behandlung bildet das Vorklärbecken, in dem ungelöste Stoffe des Abwassers sowie absetzbare körnige Teilchen, die von dem vorgeschalteten Sandfang nicht zurückgehalten wurden, sedimentieren oder an der Oberfläche aufschwimmen (z.B. Fette und Öle) und entfernt werden [13].

In der biologischen Reinigungsstufe werden in einem durch künstliche Belüftung hergestellten aeroben Milieu die Selbstreinigungsprozesse von Gewässern nachgeahmt, um so gelöste Schmutz- und Nährstoffe aus dem Abwasser zu entfernen. Die organischen und anorganischen Inhaltsstoffe des Abwassers werden im Belebungsbecken durch die im sogenannten Belebtschlamm befindlichen Mikroorganismen weitestgehend oxidiert und abgebaut. Hauptsächlich werden dadurch die Kohlenstoffverbindungen zersetzt sowie der organisch gebundene Stickstoff und Ammonium durch mikrobielle Nitrifikation und Denitrifikation abgebaut [47].

Die Leistung der biologischen Reinigung kann durch den BSB₅-Abbau charakterisiert werden. Ab einer Konzentration im Ablauf des Belebungsbeckens von < 20 mg/l kann von einer Vollreinigung des Abwassers gesprochen werden. In der anschließenden Nachklärung wird dasselbe Prinzip wie in der Vorklärung angewandt. Hier wird der Belebtschlamm, bestehend aus den abbauenden Mikroorganismen (Bakterien, Pilze und Protozoen) der biologischen Klärung, aus dem Abwasserstrom durch Sedimentation entfernt und teilweise dem Belebungsbecken als Rücklaufschlamm wieder zugeführt oder als sogenannter Überschuss- oder Sekundärschlamm einer Schlammbehandlung unterzogen [13] [47].

In der dritten Reinigungsstufe, wird durch chemische Zusätze, wie z.B. Eisensulfat, Eisenchlorid oder Kalk, Phosphat ausgefällt. Die Entfernung von Phosphaten, die durch menschliche Fäkalien und phosphathaltigen Waschmitteln ins Abwasser eingetragen wer-

den, ist für die anschließende Einleitung des gereinigten Wassers in den Vorfluter von großer Bedeutung. Die Phosphorkonzentrationen im Abwasser wirken auf den Menschen zwar nicht giftig, jedoch führend sie zur Eutrophierung von Gewässern durch die Förderung von Algenwachstum, welches wiederum sauerstoffzehrend auf die tieferen Regionen des Gewässers wirkt. Die gefällte, abgesetzte Substratmasse, die entsprechend reich an Phosphor ist, wird am Boden des Nachklärbeckens gesammelt, entfernt und der Klärschlammbehandlung zugeführt [13].

Zu guter Letzt, wird das gereinigte Wasser in einen Vorfluter gegeben. Als Vorfluter werden Fließgewässer oder Abwasserteiche verwendet, in denen das Wasser weiter von den dort lebenden Organismen gereinigt wird. Alternativ wird das gereinigte Wasser auch auf Rieselfelder gegeben oder in der Landwirtschaft verregnet. Durch das Bodenmaterial, wo es nochmals biologisch und physikalisch reinigenden Prozessen ausgesetzt ist, gelangt das Wasser schlussendlich in das Grundwasser [13].

2.2 Schlammarten

Klärschlamm setzt sich im Allgemeinen aus Abwasser und organischen sowie anorganischen Feststoffen zusammen. Die genaue Qualität und Zusammensetzung von Klärschlämmen hängt von verschiedenen Faktoren ab. Zu nennen sind hier vor allem die Zusammensetzung des Abwassers, die verwendeten Abwasserbehandlungsverfahren und die Behandlungsstufe, in der die Schlämme anfallen [89]. Die Verfahrensübersicht in Abbildung 2-1 bietet einen Überblick über den Entstehungsort der anfallenden Schlämme. Die Schlammarten sind in DIN 12382-1999 nach ihrer Entstehung während der Abwasserbehandlung definiert.

2.2.1 Primärschlamm

Primärschlamm ist als in der Vorklärung abgetrennter Schlamm, der nicht mit anderem zurückgeführten Schlamm vermischt ist, in DIN 12382-1999 definiert. Primärschlamm kann von grau-schwarz, graubraun bis gelb gefärbt sein und enthält Bestandteile wie Kot, Gemüse- und Obstreste oder Papier [88]. Den größten Einfluss auf die Schlammbeschaffenheit hat neben der Art der mechanischen Reinigung vor allem die Absetzzeit in der mechanischen Reinigungsstufe. Die folgende Abbildung 2-2 nach Sierp [82] zeigt den zeitabhängigen Verlauf der Verminderung der absetzbaren Abwasserinhaltsstoffe. Die selektive Wirkung der Sedimentation ist deutlich zu erkennen. Der Großteil der Schwebstoffe (ca. 70 %) ist bereits nach 1-2 Stunden abgesetzt.

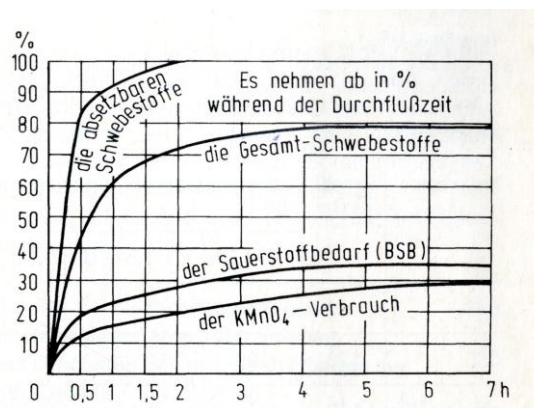


Abbildung 2-2: Wirkung der Absetzzeit auf städtische Rohabwasser ermittelt in Absetzgläsern [82]

Schmutzstoffe geringerer Teilchengröße, die für gewöhnlich einen höheren organischen Anteil als größere Teilchen aufweisen, werden erst mit zunehmender Verweilzeit abgeschieden. Je länger also die Absetzzeit ist, desto größer sind die Anteile geringer Partikelgrößen im Primärschlamm. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass kürzere Absetzzeiten die Anteile geringerer Teilchengröße im Sekundär- oder Tertiärschlamm erhöhen [65].

Die Schlammbeschaffenheit des Primärschlammes unterliegt zeitlichen Veränderungen und ist instabil. Aufgrund der Anwesenheit von fäulnisfähigen Substanzen sollte Primärschlamm möglichst noch frisch aus dem Absetzbecken abgezogen und behandelt bzw. stabilisiert werden, da er sonst beginnt unter Geruchsbildung anzufaulen. Zudem verschlechtern sich durch die Faulungsprozesse seine Eigenschaften bezüglich Eindickung und Entwässerbarkeit [65][89].

2.2.2 Sekundärschlamm

Sekundärschlamm ist der im biologischen Reinigungsteil entstehende Überschussanteil an belebtem Schlamm, der nicht in das Belebungsbecken zurückgeführt wird. Er wird oftmals auch Überschussschlamm genannt.

Belebter Schlamm entsteht durch Zersetzungsprozesse der Mikroorganismen, die in der biologischen Abwasserreinigungsstufe eingesetzt werden. Durch ein genügendes Angebot von Nährstoffen im Abwasser vermehren sich die Mikroorganismen sehr schnell und vergrößern damit zugleich die Menge an belebtem Schlamm. Im Belebungsbecken werden gelöste Bestandteile im Abwasser verfügbar gemacht. Im Überschussschlamm befinden sich größtenteils nicht absetzbare sowie kolloidal-gelöste Schwebstoffe wieder. Absetzbare Stoffe, die mechanisch noch nicht entfernt wurden, sind ebenfalls Bestandteil des Überschussschlammes, welcher im Nachklärbecken sedimentiert. Eine hohe Restverschmutzung nach der mechanischen Reinigungsstufe führt demnach zu einer größeren Sekundärproduktion [65][89].

2.2.3 Tertiärschlamm

Tertiärschlamm hat seinen Ursprung in der chemischen Abwasserwasserbehandlung. Neben der Phosphatfällung kommen dort auch die Flockung oder Filtration zum Einsatz [89].

Grundlegendes Ziel der dritten Abwasserreinigungsstufe ist die Ausscheidung von gelöstem Phosphor. Fällungsprozesse werden aus wirtschaftlichen Gründen oft baulich in die Vorklärung oder die biologischen Abwasserreinigung integriert. In diesen Fällen liegt der Tertiärschlamm bereits als Gemisch mit Primär- oder Sekundärschlamm vor. Er unterscheidet sich chemisch gesehen deutlich vom Primär- oder Sekundärschlamm, vor allem durch höhere Phosphatkonzentrationen. Die Farbe des Tertiärschlammes ist abhängig von der stofflichen chemischen Reaktion, die in der Phosphatfällung verwendet wird. Hinsichtlich der weiteren Behandlung ist der Tertiärschlamm zunächst nicht so problematisch. Es geht keine Geruchsbelastung von ihm aus und er ist im Gegensatz zu den anderen beiden Schlammarten stabil [91].

2.2.4 Rohschlamm

Rohschlamm bezeichnet die unbehandelten Schlämme vor der Stabilisierung. Es ist ein Gemisch mit unterschiedlichen Mengenanteilen an Primär-, Sekundär- und gegebenenfalls auch Tertiärschlamm [91].

2.2.5 Fäkalschlamm

Fäkalschlamm entstammt Einzelanwesen, Streusiedlungen, ortsfernen Wohnplätzen, abgelegenen Fremdenverkehrseinrichtungen oder schwer erschließbaren Altstadtzonen. Dort ist der Anschluss an das öffentliche Kanalnetz wirtschaftlich nicht sinnvoll. Die Behandlung von Abwässern solcher Einrichtungen erfolgt über:

- Kleinkläranlagen ohne Abwasserbelüftung gemäß DIN 4261, Teil 1, als Mehrkammer-Absetzgruben und Mehrkammer-Ausfaulgruben,
- Kleinkläranlagen mit Abwasserbelüftung gemäß DIN 4261, Teil 2, als Belebungs-, Tropfkörper- und Tauchkörperanlagen oder
- Abflusslose Sammelgruben [12]

Diese Arten von Anlagen sind innerhalb des Grundstücks des Gebäudes oder Gebäudekomplexes integriert. Um solch eine Grundstückskläranlage ordnungsgemäß zu betreiben, muss die Anlage regelmäßig gewartet werden und bei Bedarf der anfallende Schlamm, welcher sich in den Gruben der Kleinkläranlagen sammelt, entsorgt werden. Die abgezogenen Abwässer werden üblicherweise abhängig vom vorliegenden Untergrund versickert und der biologischen Reinigung des Bodens überlassen oder in kurzen Kanälen dem nächsten offenen Gewässer zugeleitet [65].

Nach RESCH [77] fielen 1977 in den alten Bundesländern ca. 9,3 Mio. m³ Fäkalschlamm bei 9,8 Mio. an Hauskläranlagen angeschlossenen Einwohnern an. Der mittlere einwohnerspezifische Schlammanfall betrug 0,95 m³/(E*a). Zehn Jahre später schätzte BILLMEIER [12] die Anzahl der an Kleinkläranlagen angeschlossenen Einwohner auf ca. 9 Mio. aus 2,3 Mio. Wohngebäuden.

Der Schlammanfall variiert abhängig von der Bauart der Hauskläranlage [15]:

- Kleinkläranlagen mit Abwasserbelüftung $0,5 - 1,0 \text{ m}^3/(\text{E} \cdot \text{a})$
- Mehrkammergruben $0,6 - 0,8 \text{ m}^3/(\text{E} \cdot \text{a})$
- Mehrkammerausfallgruben $1,2 - 1,5 \text{ m}^3/(\text{E} \cdot \text{a})$
- Abflusslose Sammelgruben $20 - 30 \text{ m}^3/(\text{E} \cdot \text{a})$

RESCH [77] und BILLMEIER [12] prognostizieren keinen starken Rückgang, sondern dass auf lange Sicht damit zu rechnen ist, dass die Abwässer von ca. 10% der Bevölkerung Deutschlands in Hauskläranlagen behandelt wird. Dies verdeutlicht, dass der Fäkalschlammanfall in der Schlammbehandlung sehr zu berücksichtigen ist. In Bezug auf Schlammanfall in Entwicklungs- und Schwellenländern kann vor allem in den ruralen Gebieten mit noch höheren Anteilen von Fäkalschlamm gerechnet werden [93].

Neben der Menge ist auch die Zusammensetzung von enormer Bedeutung für die weitere Behandlung des Fäkalschlammes. Diese hängt vor allem von der Entleerungshäufigkeit der Gruben ab. Zu beachten ist, dass Fäkalschlamm Stoffe wie z.B. Steine, Sand, Plastikmaterial, Glas, Blechdosen oder Rasierklingen enthalten kann [89].

Die entsprechenden Installationen in Wohngebäuden zur Entwässerung und Entleerung sind bereits besonders verschleißbeständig und verstopfungssicher ausgelegt, aber auch in der weiteren Behandlung muss darauf geachtet werden, dass Fäkalschlamm sperrige und faserige Stoffe beinhalten kann [65]. Untersuchungen der TU München haben ergeben, dass die Konzentration der Verschmutzungsparameter mit größer werdendem zeitlichen Abstand zwischen Grubenleerungen zunimmt [15].

Hinsichtlich der Schwermetallbelastung von Fäkalschlämmen können ebenfalls die Untersuchungen der TU München sowie Ergebnisse aus Untersuchungen aus Schleswig-Holstein herangezogen werden. Im Vergleich mit den Grenzwerten der novellierten Klärschlammverordnung (AbfKlärV) liegen die Werte deutlich im vertretbaren Bereich (vgl. Tab. 2-1).

Tabelle 2-1: Schwermetallbelastung von Fäkalschlämmen im Vergleich zur AbfklärV [65]

Element in mg/kg m _T	TU München	Schleswig-Holstein		Grenzwert AbfklärV
	Fäkalschlamm	Fäkalschlamm	Abflusslose Gruben	Klärschlamm
Cadmium	2,1	1,5	1,1	10
Chrom	25	24	14	900
Nickel	23	15	24	200
Blei	155	20	14	900
Zink	1544	902	726	2500
Quecksilber	k.A.	0,4	1,0	8
Kupfer	186	177	177	800

Die häufigsten Behandlungs- und Beseitigungswege für Fäkalschlämme sind die Verwertung im Landbau, direkte Ablagerung, Mitbehandlung in Kläranlagen oder die getrennte Fäkalschlammbehandlung. Die Mitbehandlung in zentralen Kläranlagen sollte allen anderen Behandlungsmethoden vorgezogen werden, falls sich im Entsorgungsgebiet aufnahmefähige und gut erreichbare Kläranlagen befinden [12][65].

2.2.6 Industrielle Schlämme

Industrielle Prozesse verarbeiten meist Rohstoffe zu Produkten. Bei sehr vielen dieser Prozesse werden große Mengen von Wasser verarbeitet oder genutzt, was zur Folge hat, dass Schlämme und verunreinigtes Wasser anfallen. Auf Grund der Vielzahl der verschiedenen Industriezweige, verwendeten Rohstoffe und Produktionsverfahren unterscheiden sich diese Schlämme hinsichtlich ihrer Qualität und Quantität. Die größten Mengen an industriellen Klärschlämmen fallen in den Branchen Bergbau, Chemie, Holz und Papier, Galvanik, Eisen und Stahl, Metallverarbeitung, Lebensmittel und Getränkeherstellung an [89].

2.3 Klärschlammengen

Klärschlamm ist der Reststoff, der in Kläranlagen mengenmäßig am meisten anfällt. Die Quantität und Qualität werden von verschiedenen Faktoren bestimmt, wobei die Nutzung des Wassers, der Transport und die Art der Abwasserreinigung die wirkungsvollsten Einflüsse bilden. So wie jedes Abwasser abhängig vom Einzugsgebiet verschiedene Stoffkonzentrationen vorweist, trifft dies auch auf Klärschlämme zu. Daher kann Klärschlamm bezüglich seiner Zusammensetzung nicht einheitlich in Zahlen beschrieben werden, sondern nur basierend auf Erfahrungswerten und der Kenntnis über physikalische, biologische und chemische Prozesse die Produktion und -zusammensetzung von Klärschlämmen verschiedener Herkunft grob abgeschätzt werden (vgl. Tabelle 2-2). Bei der Dimensionierung von neuen Anlagen können diese Werte hilfreich für die Planung der Klärschlammensorgung und -verwertung sein. Im Einzelfall können die tatsächlichen Werte z.T. jedoch stark abweichen [65].

Tabelle 2-2: Tägliche einwohnerspezifische Produktion und Wassergehalt ausgewählter Klärschlämme [65]

Art des Klärschlammes	Mittlere tägliche einwohnerspezifische Schlammmenge [l/(E*d)]	Wassergehalt [%]
Primärschlamm, eingedickt	0,90	95,0
Sekundärschlamm aus Belebungsverfahren	5,00	99,3
Primär- und Sekundärschlamm aus Belebungsverfahren	2,00	96,0
Primär- und Sekundärschlamm aerob stabilisiert und eingedickt	2,00	97,5
Primär- und Sekundärschlamm, aerob stabilisiert und entwässert	0,25	80,0
Tertiärschlamm, eingedickt	1,00	98,5

Wie in Abbildung 2-3 zu sehen ist, stieg der Gesamtklärschlammfall in der Bundesrepublik Deutschland von 1957 bis 1988 stetig von 0,60 auf 2,70 Mio. Mg Trockenmasse an, obwohl die Bevölkerung in dem Zeitraum nicht sehr stark gewachsen ist. Der Anstieg der Klärschlammproduktion kann auf das Wirtschaftswachstum Deutschlands in dem Zeitraum zurückgeführt werden, welches für wachsende Abwassermengen aus der Industrie verantwortlich ist.

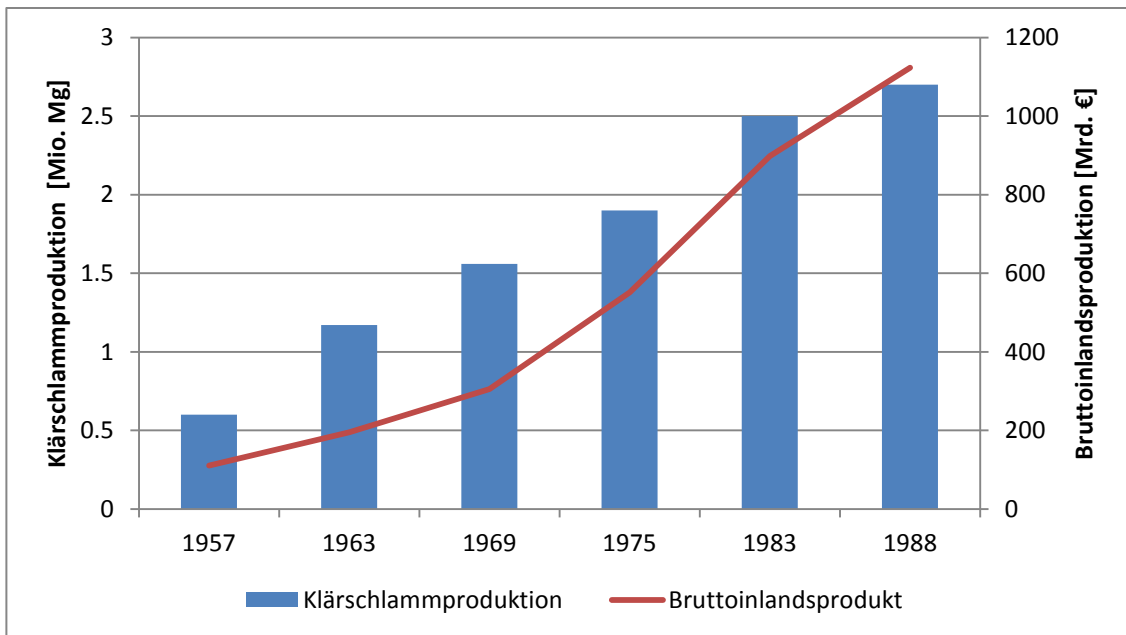


Abbildung 2-3: Entwicklung der Klärschlammproduktion und des Bruttoinlandsproduktes in Deutschland von 1950-1988 (Werte aus [65][86])

2.4 Schlammzusammensetzung und -charakterisierung

Klärschlamm sind Vielstoffgemische und unterscheiden sich in der Art der Inhaltsstoffe sehr wenig. Die Konzentration der verschiedenen Stoffe kann allerdings von Klärschlamm zu Klärschlamm stark variieren. Die folgenden Stoffe finden sich in den meisten Klärschlämmen wieder und sind für die Beurteilung der Schlammqualität von Bedeutung:

- Wasser
- Nährstoffe (z.B. Phosphor, Stickstoff)
- Organische Schadstoffe (z.B. PCB, PAK, AOX, PCDD/F)
- Schwermetalle (z.B. Cadmium, Kupfer, Blei, Quecksilber, Zink)
- Pathogene Organismen (z.B. Viren, Bakterien, Würmer) [91]

Es werden nun die laut [65] für die Kompostierung ausschlaggebenden Parameter des Klärschlammes behandelt.

2.4.1 Wassergehalt und Trockenmasse

Das Volumen und die Konsistenz des Klärschlammes werden bedeutend durch ihren Wassergehalt beeinflusst. Bestimmt wird der Wassergehalt nach der Versuchsbeschreibung gemäß DIN 38414, Teil 2. Durch folgende Formel lässt sich der Wassergehalt berechnen:

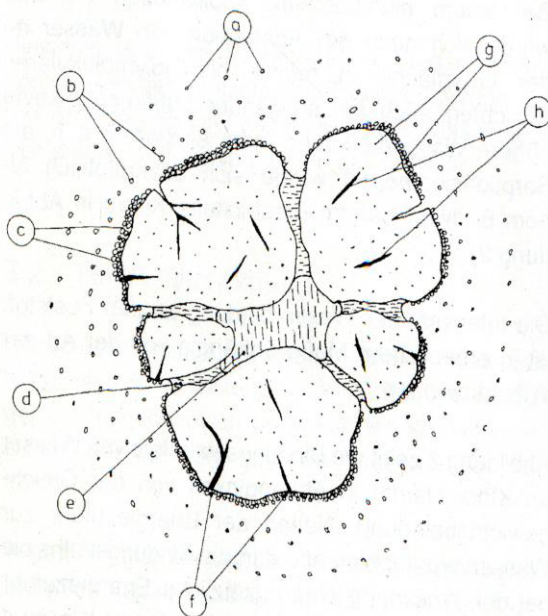
$$WG = \left(\frac{M_s - M_{tm}}{M_s} \right) * 100 = \frac{M_w}{M_s} * 100 \quad [\%]$$

M_s = Schlammmasse

M_{tm} = Trockenmasse

M_w = Masse des Wassers

Der Wassergehalt ist abhängig von der Feststoffgröße und -zusammensetzung von Klärschlämmen. Je mehr organische Trockensubstanz vorliegt und je kleiner die Feststoffteilchen sind, desto größer wird der Wassergehalt [89]. Das Wasser kann im Klärschlamm als freies oder gebundenes Wasser vorliegen. Beim gebundenen Wasser wird nach Art der Bindung an die Schlammflocke unterschieden (vgl. Abb. 2.4) [3].



Freies Wasser

a Freies Wasser zwischen den Schlammflocken

Zwischenraumwasser

- b Adhäsionswasser
- c Adsorptionswasser (mono – bis polymolekulare Schichten)
- d kapillares Zwischenraumwasser
- e kapillares Steigwasser
- f Mikrokapillarwasser

Innenwasser

- g Zellflüssigkeit
- h Innenkapillarwasser

Abbildung 2-4 Wasserbindung an eine Schlammflocke [3]

Der Trockenrückstand (TR) ist der Trockenmasseanteil der gesamten Schlammmenge. Er wird, analog zum Wassergehalt, angegeben in $\text{kg}_{\text{Trockenmasse}}/\text{kg}_{\text{Schlamm}}$ oder in Gewichtsprozent bezogen auf den Nassschlamm. Ermittelt wird der Trockenrückstand nach dem Untersuchungsmethode nach DIN 38414, Teil 2, in dem eine Probe bei 105 °C über einen Zeitraum von ca. 24 Stunden getrocknet wird. Der Trockenrückstand wird nach DIN 38414, Teil 2 mit

$$WG = \left(\frac{M_s - M_w}{M_s} \right) * 100 = \frac{M_{tm}}{M_s} * 100 \quad [\%]$$

oder über den Wassergehalt mit

$$TR = 100 - WG \quad [\%]$$

berechnet. Im Gegensatz zur Bestimmung des Trockensubstanzanteils (TS), wird bei der Bestimmung des Trockenrückstands Probe vor der Trocknung nicht filtriert, was dazu führt, dass im Trockenrückstand auch die gelösten Salze berücksichtigt sind [26].

2.4.2 Glühverlust und Glührückstand

Der Glührückstand (GR) ist der nach dem Verglühen verbleibende Rückstand der Trockenmasse und bezeichnet den mineralischen Anteil der Trockenmasse. Der GR wird durch Glühen der Trockensubstanz nach DIN 4047, Teil 10, ermittelt. Der verglühte Anteil der Trockenmasse wird Glühverlust (GV) genannt, aus dem auf den Anteil organischer Verbindungen in der Trockenmasse geschlossen werden kann. Der Wert ist für den aeroben sowie anaeroben Abbau von Bedeutung, da somit der Anteil der abbaubaren Substanz bestimmt wird. Der Glühverlust sowie der Glührückstand werden in Gewichtsprozent angegeben bezogen auf die gesamte Trockenmasse und stehen in folgender Abhängigkeit [65]:

$$GR = 100 - GV \quad [\%]$$

2.4.3 Chemischer und Biochemischer Sauerstoffbedarf

Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB₅) nach DIN 38409, Teil 51 entspricht der Masse an gelöstem Sauerstoff, die von den entsprechenden Mikroorganismen unter Versuchsbedingungen in 5 Tagen biochemisch abgebaut bzw. umgewandelt wird. Der biochemische Sauerstoffbedarf erfolgt als Summe aus den verschiedensten biochemischen Umwandlungsprozessen [75]. Je mehr Schmutzstoffe im Abwasser vorhanden sind, desto mehr Sauerstoff wird auch von den Organismen verbraucht.

Der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) ist nach DIN 38409, Teil 41 die Summe der unter Verfahrensbedingungen oxidierbaren Stoffe. Der CSB beinhaltet auch biologisch nicht abbaubare Wasserinhaltsstoffe und ist somit immer deutlich höher als der biochemische Sauerstoffbedarf. Der BSB₅ und CSB dienen zur Einschätzung der Wasserqualität. Verhältnisse aus CSB:BSB₅ von > 2 lassen auf eine gute biologische Abbaubarkeit der Wasserinhaltsstoffe schließen [75].

2.4.4 pH-Wert

Der pH-Wert ist definiert als der negative dekadische Logarithmus der Wasserstoffkonzentration in einer Lösung. Bei Klärschlämmen liegt der pH-Wert meistens mit 6,5 - 8 im neutralen Bereich. Er ist vor allem für die anaerobe Behandlung von Klärschlamm interessant, da er ein Indikator für den Fäulniszustand ist [89]. Auch bei der aeroben Behandlung kann der pH-Wert die mikrobielle Aktivität beeinflussen. Genauer wird darauf im Kapitel 3.3.5. eingegangen.

2.4.5 Nährstoffe

Klärschlämme enthalten relativ große Mengen an Nährstoffen, die bis zu 10 % der Trockensubstanz ausmachen können (vgl. Tabelle 2-3) und sowohl bei der Kompostierung als auch bei der Verwertung des Kompostes von Bedeutung sind. Stabilisierter und desinfizierter Klärschlamm findet gerade wegen seines Nährstoffgehaltes sowie seines Humuswertes und bodenverbessernder Eigenschaften Verwertung in der Landwirtschaft.

Tabelle 2-3: Mittlere Nährstoffgehalte im Klärschlamm in g/kg m_T [31]

Nährstoff	UBA 2001 [mg/kg TS]	DWA 2003 [mg/kg TS]	Literaturwerte aus [44] [% TS]
Gesamt Stickstoff	34,9	35,4	2,7-6,5
Phosphor (P ₂ O ₅)	48,7	55,4	3,4-5,5
Kalium (K ₂ O)	5,0	4,03	0,2-0,5
Magnesium (MgO)	k.A.	9,7	0,6-1,2
Calcium (CaO)	k.A.	102,9	5,0-16,0

Die Phosphor- und Stickstoffgehalte in Klärschlämmen sind generell hoch, im Gegensatz zu den eher geringeren Kaliumgehalten. Klärschlamm wird auf Grund seiner hohen pflanzenverfügbaren Phosphatmenge als Phosphordünger eingestuft [89].

2.4.6 Schwermetalle

Metalle, deren Dichte mit 3,5-5 g/cm³ über der von Leichtmetallen liegt, werden Schwermetalle genannt. Zu den sogenannten Spurenstoffe, die für den Menschen und Tiere in geringen Mengen lebensnotwendig sind, zählen Eisen, Kobalt, Nickel, Mangan, Zink, Kupfer und Molybdän. Quecksilber, Cadmium und Blei haben hingegen eine toxische Wirkung. Schwermetalle gelangen über anthropogen geschaffene Oberflächen in Städten, wie z.B. Gebäudeflächen, Rohre oder Stromleitungen in das Abwasser [73]. Einige Schwermetallverbindungen sind in der Umwelt sehr persistent und somit biologisch nicht abbaubar. Bei einer landwirtschaftlichen Ausbringung können sie ins Grundwasser oder in die Nahrung gelangen und sich dort anreichern. Das Überschreiten gewisser Schwellenwerte von Schwermetallen kann über die auf Klärschlamm gedüngtem Boden angebaute Nahrung zur Schädigung der tierischen sowie menschlichen Gesundheit führen. In der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) sind daher Grenzwerte für im Klärschlamm vorkommende Schwermetalle festgelegt, welche für eine landwirtschaftliche Verwertung eingehalten werden müssen. Neben dem Qualitätsverlust der Ernte führen erhöhte Schwermetallkonzentrationen auch zur Ertragsminderung [89].

In Tabelle 2-4 ist die Entwicklung der wichtigsten Schwermetallgehalte in Klärschlämmen in Deutschland zu sehen. Die Konzentrationen haben von 1977 bis 2006 erheblich abgenommen und lagen bereits 2006 deutlich unter den Grenzwerten der novellierten Klärschlammverordnung für die landwirtschaftliche Ausbringung.

Tabelle 2-4: Konzentrationen von Schwermetallen in [mg/kg TS] in deutschen kommunalen Klärschlämmen zwischen 1977 und 2006 im Vergleich zur novellierten Klärschlammverordnung (AbfKlärV) [91][54]

Substanz	1977	1982	1987	1993	1998	2002	2006	AbfKlärV
Cadmium	21	4,1	3,2	2	1,4	1,1	0,96	2,5
Chrom	630	80	83,4	70	49	45	36,7	100
Nickel	131	48	38	30	27	27	24,9	80
Blei	290	190	158	100	63	50	37,2	120
Zink	2140	1480	1300	1100	835	750	713,5	1.500
Quecksilber	4,8	2,3	2,4	2	1	0,7	0,59	1,6
Kupfer	378	370	384	260	289	306	300,4	700

Die hemmende Wirkung von hohen Schwermetallkonzentrationen auf Mikroorganismen ist für die Schlammbehandlung von großer Bedeutung, da häufig mikrobielle Stoffwechselprozesse eingesetzt werden, um Schmutzstoffe aus dem Klärschlamm zu entfernen [89]. Wie aus Tabelle 2-4 zu erkennen ist, besteht bei Klärschlämmen von kommunalen Abwässern keine Gefährdung für die Mikroorganismen durch im Klärschlamm enthaltene Schwermetalle. Einzig bei industriellen Klärschlämmen kann bedingt durch den Herstellungsprozess und Rohstoffeinsatz die Konzentration einiger Schwermetalle über den zulässigen Grenzwerten liegen und störende Auswirkungen bei der Schlammbehandlung zur Folge haben.

2.4.7 Organische Schadstoffe

Organische Verbindungen machen 45-90 % der Trockensubstanz aus. Der größte Teil liegt in Form von Bakterienmasse vor. Es befindet sich aber auch eine Vielzahl von organischen Schadstoffen im Klärschlamm. Die kritischsten Verbindungen mit ökotoxikologischer Relevanz im Klärschlamm sind vor allem: polychlorierte Biphenyle (PCB), polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/PCDF), polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Halogenverbindungen (AOX), Tenside, Phtalate und lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS) [89][92].

Die Ursache der organischen Problemstoffe sind wie bei den Schwermetallen anthropogene Quellen. Vor allem Reinigungsmittel, Körperpflegeprodukte, Holzschutzmittel, Weichmacher in Kunststoffen und Arzneimittel bringen organische Schadstoffe ins Abwasser ein. Schadstoffmengen und -konzentrationen können je nach Einzugsgebiet variieren. Dabei hat die Anzahl der angeschlossenen Haushalte und die Industrie vor Ort die größte Bedeutung [91]. Die oben genannten organischen Verbindungen sind mehr oder weniger biologisch abbaubar. So konnte in Versuchen in Österreich [92] zum Abbauverhalten von Schadstoffen während der Klärschlammkompostierung beobachtet werden, dass LAS z.B. durch die Rotte deutlich reduziert wurden, wohingegen bei den PAKs und PCBs kein Abbau erfolgte. Die Konzentration dieser schwer bis gar nicht abbaubaren Verbindungen lässt sich dementsprechend nur durch die Verringerung des Eintrags in das Abwasser reduzieren.

2.4.8 Mikrobielle Beschaffenheit

Primär- und vor allem Sekundärschlämme enthalten viele aerobe und fakultativ-anaerobe Mikroorganismen, die in dem nährstoffreichen Milieu des Schlammes gute Lebensbedingungen vorfinden. Klärschlamm weist mehrere hundert Organismenarten auf, welche an unterschiedliche Lebensbedingungen angepasst sind und somit die Schlammbehandlungsvorgänge unterschiedlich gestalten können. Bei der gemeinsamen Behandlung von Primär- und Sekundärschlamm im Faulbehälter siedeln sich z.B. vor allem Methanbakterien an, die die aeroben Kulturen des Schlammes ablösen. Zudem können sich große Mengen an Sekundärschlamm aus Belebungsbecken durch seinen aeroben Charakter störend auf den Faulungsprozess auswirken. Bei der aeroben Behandlung von Schlamm sind solche Überlegungen nicht nötig, da keine ausschlaggebenden Milieuänderungen vorliegen [89].

Klärschlämme enthalten natürlicherweise neben den in der biologischen Abwasserreinigung eingesetzten nützlichen Mikroorganismen des Belebtschlammes auch mikrobielle Krankheitserreger, wie z.B. pathogene Bakterien, Viren, Parasiten und Wurmeier, die hauptsächlich durch menschliche und tierische Exkremente ins Abwasser und somit in den Klärschlamm gelangen. Werden Klärschlämme für den Entsorgungsweg Landwirtschaft behandelt ist die Desinfektion des Klärschlammes daher unerlässlich, da die Gefahr besteht, dass Krankheitserreger über die Nahrung oder Futtermittel aufgenommen werden und die Gesundheit von Mensch und Tier gefährdet wird [92].

3 Grundlagen der Klärschlammkompostierung

Die Kompostierung von organischer Substanz ist ein aerober Vorgang, bei dem verschiedenste Mikroorganismen organische Substanz zu humusbildenden Substanzen umwandeln. Mit der aeroben Klärschlammbehandlung durch Kompostierung soll ein nährstoffreiches Endprodukt mit bodenverbessernden Eigenschaften gewonnen werden, welches landschaftsbaulich und landwirtschaftlich verwertet werden kann. Um für die Organismen ideale Abbauverhältnisse zu schaffen und somit ein qualitativ hochwertiges Endprodukt zu erlangen, sind bei der Aufarbeitung des Materials sowie für die Durchführung der Schlammkompostierung einige verfahrenstechnische Randbedingungen einzuhalten. Hierzu ist die Kenntnis der ablaufenden biochemischen Prozesse des Um- und Abbaus von organischen Substanzen Grundvoraussetzung [60].

3.1 Der aerobe mikrobielle Stoffwechselprozess

Der Stoffwechsel ermöglicht Lebewesen das Aufbauen von Zellsubstanzen sowie das Durchführen von Betriebsprozessen. Das Umsetzen von aufgenommener Nahrung zu körperaufbauenden organischen Stoffen wird Baustoffwechsel genannt. Vom zur Verfügung stehenden Kohlenstoff werden 20 % für den Körperaufbau genutzt. Die restlichen 80 % der Kohlenstoffquellen liefern die Energie zum Aufbau von Verbindungen beim Betriebsstoffwechsel. Die Abbauvorgänge der Kompostierung geschehen durch chemotrophe Organismen, die die chemische Energie der organischen und anorganischen Verbindungen verwerten. Der Prozess des aeroben mikrobiellen Abbaus ist vereinfacht dargestellt in Abbildung 3-1. Unter Anwesenheit von Sauerstoff und Wasser werden im Energiestoffwechsel die organischen Substrate durch Hydrolyse in Makromoleküle zerlegt und anschließend der organische Kohlenstoff unter Wasserstoffentzug bis zu anorganischen Endprodukten (z.B. CO_2 , H_2O , NO_3) oxidiert [89].

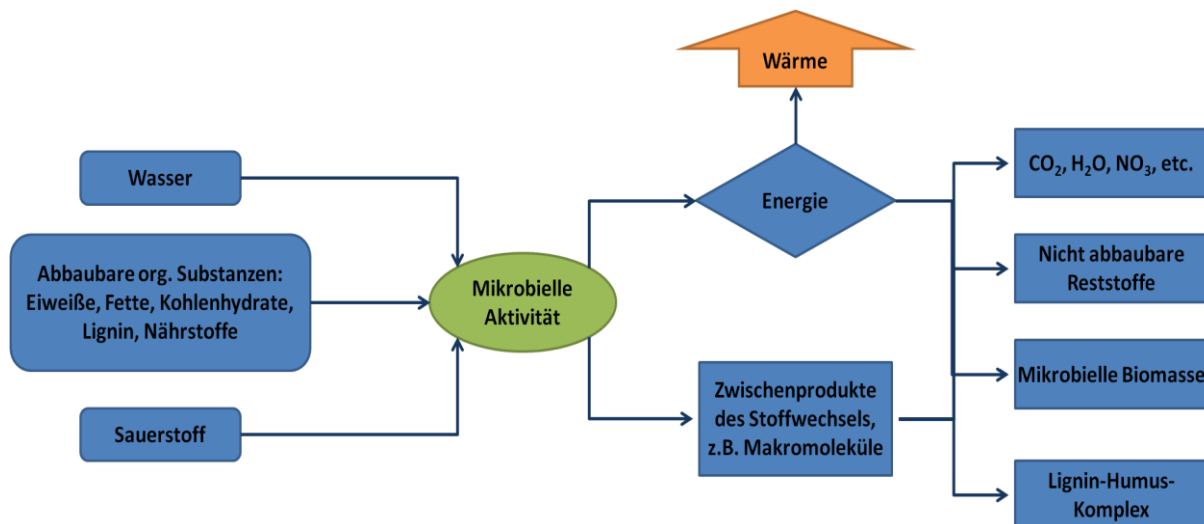
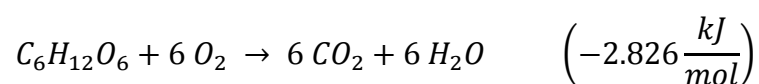


Abbildung 3-1: Vereinfachtes Prozessschema des aeroben mikrobiellen Stoffwechsels (nach [65][66][89])

Beim aeroben Abbauprozess würden Alkohole und Säuren als Gärprodukte ohne zusätzlichen Energiegewinn entstehen, wenn nicht genügend Sauerstoff vorhanden wäre, da die Oxidation des Wasserstoffs nicht stattfinden könnte und die organische Substanz nicht vollständig abgebaut werden würde. Bei der verfahrenstechnischen Nutzung von mikrobieller Stoffumsetzung ist daher eine ausreichende Sauerstoffversorgung sicherzustellen. Ein Teil der Endprodukte, die durch die Oxidation entstehen, wird während des aeroben Abbaus wieder zusammen mit umgewandeltem Lignin zu einem Lignin-Humus-Komplex aufgebaut, welcher ein gewünschtes Nebenprodukt bei der Kompostierung ist [66].

Durch den mikrobiellen Abbau wird außerdem Energie freigesetzt, die von den Mikroorganismen zur Vermehrung sowie zum Körperaufbau genutzt wird. Der Abbau organischer Substanz bis hin zur vollständigen Zersetzung zu CO_2 und H_2O kann am Beispiel der Glukose nachvollzogen werden, wobei die chemische Energie 2.826 kJ/mol beträgt:



Ein Teil der freigesetzten Energie kann biologisch nicht verwertet werden und wird als Wärme freigesetzt, was bei der Kompostierung zur Selbsterhitzung des Kompostguts führt [89].

3.2 Temperaturverlauf und Phasen der Kompostierung

Browne [17] war der erste in 1933, der die Selbsterhitzung von Komposten der biologischen Aktivität zuschreiben konnte. In den darauffolgenden Jahrzehnten wurde dieser Ansatz mit der sich entwickelnden Technologie weiter erforscht.

Unter optimalen Randbedingungen kann der Kompostierungsprozess resultierend aus dem aeroben Abbau organischer Substanz in die folgenden vier Phasen unterschieden werden:

- mesophile Phase,
- thermophile Phase,
- Abkühlphase,
- Reifephase [36].

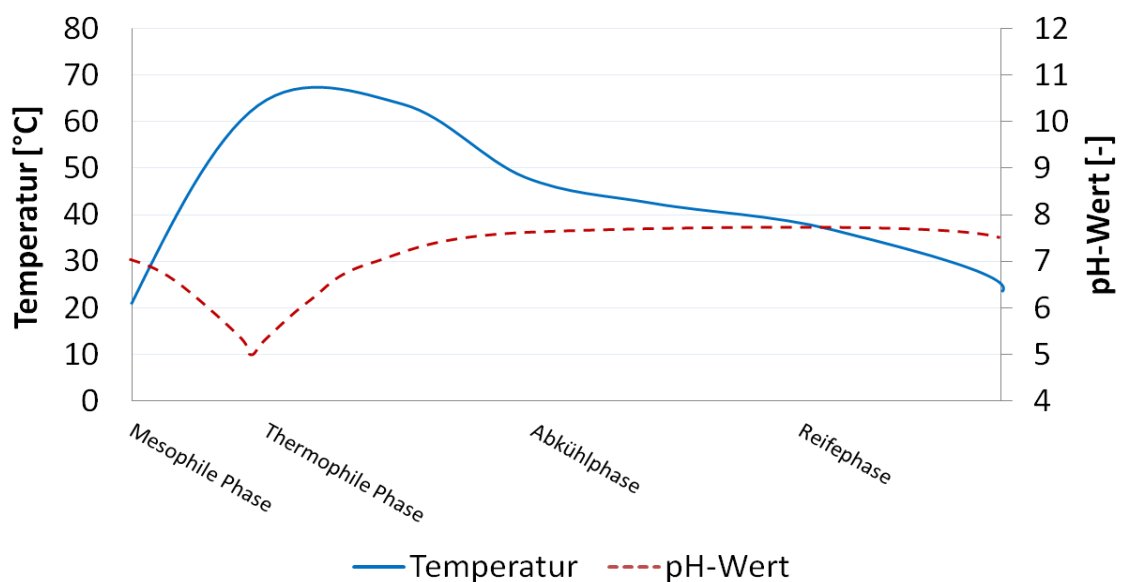


Abbildung 3-2: Verlauf von Temperatur und pH-Wert während der Kompostierung (nach [66])

Während dieser Phasen dominieren sukzessiv verschiedene mikrobielle Gemeinschaften, die an die jeweiligen unterschiedlichen Bedingungen bestens angepasst sind sowie unterschiedliche Substratkomponenten abbauen [58]. In Abbildung 3-2 ist der allgemeine Verlauf der Temperatur sowie dem pH-Wert im Komposthaufwerk während der einzelnen Kompostierungsphasen zu sehen. Dieser kann in der Höhe der erreichten Temperaturen sowie Dauer der einzelnen Phasen abhängig vom Kompostierungsverfahren und dessen Eingangsstoffen variieren. Im Folgenden werden die jeweiligen Phasen nun näher betrachtet.

3.2.1 Mesophile Phase

In der ersten Phase werden die leicht abbaubaren, energiereichen Verbindungen, wie Zucker, Aminosäuren oder Proteine, von Pilzen und Bakterien abgebaut. In dieser Phase herrscht Konkurrenz zwischen den Mikroorganismen um die leichter verfügbaren Substrate [48]. Bakterien haben ein hohes Oberfläche/Volumen-Verhältnis, welches ihnen einen schnellen Transport von gelösten Substraten in ihre Zellen ermöglicht. Bakterien sind zudem ernährungstechnisch die vielfältigsten aller am Kompostierungsprozess beteiligten Organismen. Ihr großes Spektrum an Enzymen ermöglicht es den Bakterien eine Vielzahl an organischen Verbindungen zu zersetzen. Durch diese Eigenschaften und daraus folgenden höheren Wachstumsraten besitzen die Bakterien einen Konkurrenzvorteil, so dass sich Pilze und andere Mikroorganismen zu Beginn des Kompostierungsprozesses nur sehr schlecht entwickeln können. Daraus ergibt sich, dass hauptsächlich Bakterien in der Initialphase der Kompostierung für den Großteil des intensiven Abbaus organischer Substanz und den Temperaturanstieg verantwortlich sind [79]. Bei der überwiegenden Bakterienpopulation handelt es sich um mesophile Arten, die einen Temperaturbereich von 20-40 °C präferieren [60]. In dieser Phase lässt sich ein Absinken des pH-Wertes auf ca. 5 beobachten, der auf die Bildung von organischen Säuren bei der schnellen Umsetzung leicht abbaubarer Substanzen durch Bakterien zurückzuführen ist [58].

Unter optimalen Bedingungen dauert diese Phase ungefähr zwölf bis vierundzwanzig Stunden. Mit Zunahme der Temperatur im Kompostgut, bedingt durch freigesetzte Wärme des biologischen Abbaus, beginnen die mesophilen Bakterien abzusterben oder Dauerformen (z.B. durch Sporenbildung) zu bilden. Dieser Vorgang geht einher mit dem Wachstum thermophiler Organismen, deren tolerierter Temperaturbereich bei 25-80 °C liegt, sowie einem pH-Anstieg auf einen Wert von ungefähr 8 (vgl. Abbildung 3-2), der bedingt ist durch die Verwertung organischer Säuren und die Freisetzung und Bildung von Alkali- (Natrium, Kalium) und Erdalkalimetallen (Magnesium, Calcium) sowie Ammonium und Ammoniak [58][89].

3.2.2 Thermophile Phase

Ab einer Temperatur von etwa 35 °C beginnt die zweite Phase der Kompostierung. Bei weiterer Temperaturerhöhung über 45 °C vermehren sich die thermophilen Organismen sehr rasch. Durch die weiterhin ablaufende Selbsterhitzung wird schnell das Temperaturoptimum von 50-55 °C erreicht, in der die größten Abbauraten zu finden sind. Es sind nun ausschließlich thermophile Organismen aktiv, vorwiegend Pilze, sporenbildende Bakterien und Aktinomyeten [89]. Bei Temperaturen über 65 °C wird die mikrobielle Aktivität vornehmlich eingeschränkt bis sie ab einer Temperatur von 75 °C fast zum Erliegen kommt, da nur noch sehr wenige Organismen vorliegen, die jedoch für die Kompostierung keine bedeutende Rolle spielen [60]. Obwohl bei zu hohen Temperaturen die mikrobielle Aktivität und somit der Abbau organischer Substanz eingeschränkt wird, sind aus hygienischer Sicht hohe Temperaturen wünschenswert. Die meisten krankheitserregenden Organismen sind mesophil, so dass die sichere Abtötung pathogener Keime bereits bei Temperaturen von 55-60 °C bei dreiwöchiger Rotte und Anfangswassergehalten von 40-60 % sichergestellt ist. Während der Intensivrotte werden nicht nur pathogene Keime abgetötet, sondern auch Pflanzensamen inaktiviert und Insektenlarven abgetötet. Zur Hygienisierung des gesamten organischen Materials bedarf es mindestens einer kompletten Umsetzung des Komposthaufwerks, da es z.B. durch die Eigenlast des Kompostmaterials zu diesem Zeitpunkt bereits zu einem erheblichen Porenvolumenverlust im Haufwerk kommt [89].

3.2.3 Abkühlphase

Wenn die Aktivität der thermophilen Organismen bedingt durch die Reduktion verwertbarer Substrate und die Inaktivierung biologischer Abbauprozesse durch zu hohe Temperaturen abnimmt, kühlt das Rottegut ab. Mesophile Organismen beginnen das Haufwerk ab Temperaturen um die 45°C erneut zu kolonisieren, entweder über zuvor gebildete überlebende Sporen, durch Eintrag aus der Luft oder gezielte Impfung des Rotteguts [89]. Während in der Initialphase die Organismen besonders die leicht abbaubaren Zucker und Proteine zersetzen, ist die Abkühlphase charakterisiert durch Organismen, die spezialisiert sind auf die biologisch schwerer abbaubaren Stärke- und Zellulosesubstrate [79].

3.2.4 Reifephase

Während der Reifephase werden die letzten verfügbaren, schwer abbaubaren Verbindungen zersetzt und teilweise in Humus umgewandelt. Hier überwiegen die Pilzpopulationen bedingt durch den abnehmenden Wassergehalt und die sinkende Verfügbarkeit von Substraten [48]. Die Komposttemperatur nähert sich in dieser Phase der Umgebungstemperatur an und der pH-Wert stabilisiert sich im neutralen Bereich (vgl. Abbildung 3-2).

3.3 Parameter der Kompostierung

Die Verrottung ist ein natürlicher Vorgang, der täglich in der Natur abläuft, sobald genügend Sauerstoff bereit steht. Bei der technischen Nutzung dieses Vorgangs strebt man danach, optimale Bedingungen für die Kompostierung zu schaffen. Hierfür müssen diverse Randbedingungen zu Beginn, aber auch während der Rottephasen eingehalten werden. Abhängig von der Schlammzusammensetzung, -menge und -herkunft sowie des Verfahrens der Kompostierung (in Mieten oder im Reaktor) und den vorherrschenden Betriebsbedingungen muss das Material ggf. vor der Kompostierung noch aufbereitet werden.

3.3.1 C/N-Verhältnis

Für den Zellaufbau und die Betriebsprozesse benötigen die Mikroorganismen eine ausreichende Nährstoffversorgung. Im Klärschlamm sind bereits einige Nährstoffe in ausreichenden Mengen vorhanden [65]. Beim mikrobiellen Baustoffwechsel spielt vor allem das C/N-Verhältnis eine große Rolle, da Stickstoff für die Mikroorganismen von großer Bedeutung ist. Das C/N-Verhältnis der Mikroorganismen liegt ungefähr bei 7:1. Für den Zellaufbau der Mikroorganismen werden ca. 20% des zur Verfügung stehenden Kohlenstoffes verbraucht [90]. Mit diesen Werten ergibt sich ein optimales C/N-Verhältnis von:

$$\frac{7}{0,2} : 1 = 35 : 1$$

In der Literatur werden Werte zwischen 20:1 und 35:1 als günstig angegeben [55][60][65].

Höhere C/N-Verhältnisse führen zu einer Verbrennung des Kohlenstoffs und einer rapiden Vermehrung der Bakterien zu Beginn der Kompostierung. Dadurch kommt die Verrottung mühsam in Gang. Niedrigere C/N-Verhältnisse hingegen haben bei alleiniger Kompostierung von Klärschlamm oder hohen Klärschlammanteilen in Gemischen einen größeren Verlust von Stickstoff durch Ammoniakfreisetzung zur Folge (vgl. Abbildung 3-3). Neben dem entstehenden Ammoniakgeruch vermindert sich damit auch die Qualität des Kompostes [65][90].

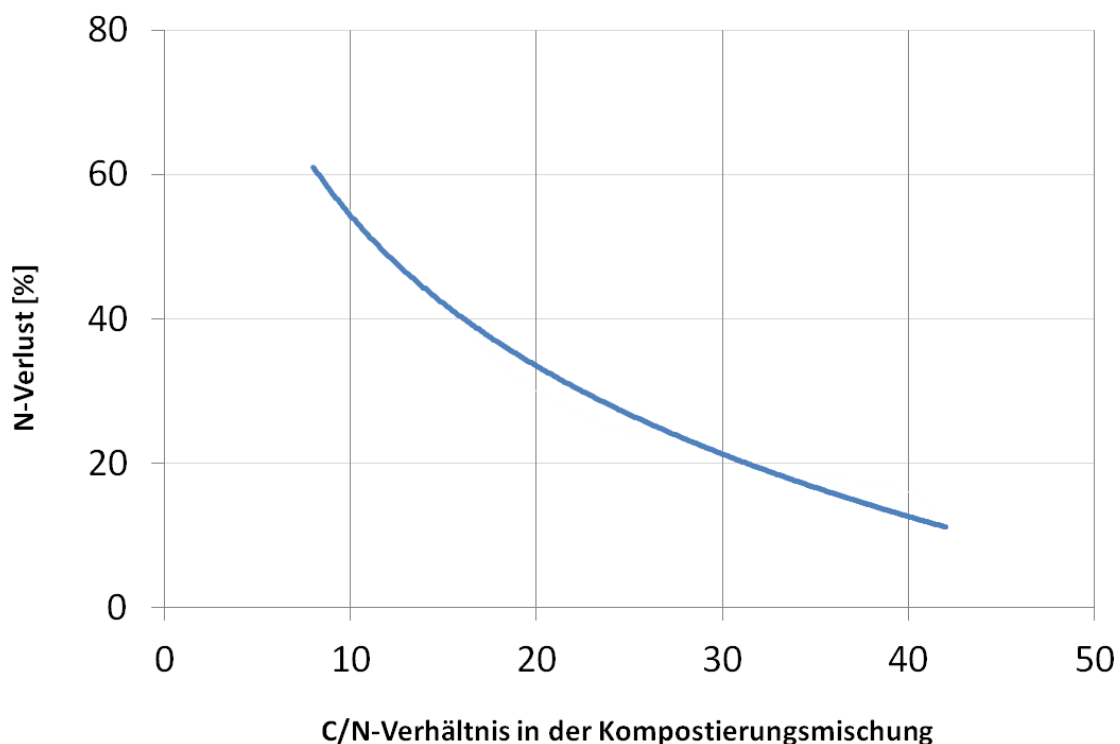


Abbildung 3-3: Freisetzung von Stickstoff (Stickstoffverluste) während der Kompostierung in Abhängigkeit von dem C/N-Verhältnis des Rottegemisches (nach [25])

Die optimale Nähstoffzusammensetzung kann durch Mischung des Klärschlammes mit geeigneten Kompostrohstoffen oder gezielte Nährstoffzugabe bei der Materialaufbereitung und während der Rotte erzielt werden [65]. Während des Rottevorgangs verengt sich das C/N-Verhältnis aufgrund der mikrobiellen Stoffwechselprozesse und liegt zum Ende der Kompostierung bei ungefähr 15-20:1 [55].

3.3.2 Wassergehalt

Biologische Prozesse benötigen Feuchtigkeit, denn Mikroorganismen können Nahrung nur in gelöster Form aufnehmen. Das hat zur Folge, dass ein bestimmter Mindestwassergehalt während des Prozessverlaufs der Kompostierung eingehalten werden muss, um den Rottevorgang aufrecht zu erhalten. Dieser wird mit 25-35 % in der Literatur angegeben. Nach oben hin ist der Wassergehalt des Klärschlammes auf 55-65 % begrenzt. Grund dafür ist das notwendige Luftporenvolumen, welches eine ausreichende Sauerstoffversorgung für den aeroben Stoffwechsel sicherstellt. Bei hohen Anteilen von strukturbildenden Zuschlagstoffen darf der Wassergehalt auch bei 70 % liegen [65].

Der optimale Wassergehalt ist zudem abhängig vom Verhältnis von mineralischen zu organischen Inhaltsstoffen. Je mehr organische Substanz sich im Material befindet, desto höher kann bzw. muss der Wassergehalt sein. Bei der Mischung von Klärschlamm mit Abfällen muss der Klärschlamm auf mindestens 60 % entwässert sein [90]. Um ein Milieu für die Mikroorganismen zu schaffen, in dem ihre Stoffwechselprozesse optimal ablaufen können, ist eine vorherige Entwässerung des Schlammes also unerlässlich.

3.3.3 Belüftung

Bei der Kompostierung herrscht eine Konkurrenzbeziehung zwischen Wassergehalt und Luftporenvolumen. Zum einen muss ein gewisser Anteil an Wasser im Rottegut vorliegen, der als Transportmedium für Organismen und Nährstoffe dient, und zum anderen genügend Luftporenvolumen für die Sauerstoffversorgung der aeroben Abbauvorgänge bereitgestellt werden, was jedoch nur durch die Abtrennung anhaftenden Schlammwassers realisiert werden kann [89].

Um im Kompostmaterial ein ausreichendes Luftporenvolumen zu erhalten, werden dem Klärschlamm vor Kompostierungsbeginn Zuschlagstoffe, wie Stroh oder Holzschnipsel, beigemischt, die von Natur aus einen geringen Wassergehalt vorweisen sollten sowie in der Lage sind, die strukturellen Eigenschaften im Gemisch zu verbessern. Über das Mischungsverhältnis wird ein optimales Luftporenvolumen für die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen hergestellt. Je nach Strukturmittel, werden unterschiedliche Wassergehalte (25-65 %) und davon abhängige Luftporenvolumina (35-55 %) im Klärschlamm empfohlen [6][10].

Die Versorgung des Komposthaufwerks mit sauerstoffreicher Luft kann entweder mit oder ohne Zwangsbelüftung erfolgen. Bei einer Kompostierung ohne kontinuierliche Belüftung wird mit einer regelmäßigen Umsetzung des Komposthaufwerkes gearbeitet. Dabei wird das komplette Rottematerial mit Hilfe von Umsetzmaschinen gewendet und gelockert, was in einer schubartig erhöhten aeroben mikrobiellen Aktivität sowie einer Reduzierung eventuell vorhandener anaerober Verhältnisse im Haufwerk resultiert [89]. Durch Belüftungsmechanismen kommt es im Kompostmaterial für gewöhnlich zur Verdunstung von Wasser, was ein Absinken des Wassergehalts mit sich zieht. Bei hohen Verdunstungsraten (vor allem bei der Zwangsbelüftung), muss das Haufwerk gelegentlich befeuchtet werden, um das Verhältnis von Wassergehalt und Luftporen im Gleichgewicht zu halten [42].

Die Parameter Wassergehalt und Luftporenvolumen beeinflussen mit dem C/N-Verhältnis zusammen entscheidend den Verlauf der Rotte sowie die Qualität des Endproduktes und müssen daher bei der Kompostierung durchgehend kontrolliert werden.

3.3.4 pH-Wert

Der pH-Wert hat einen wesentlichen Einfluss auf den aeroben Abbau organischer Verbindungen. Enzymatische Reaktionen haben ein mehr oder weniger breites pH-Optimum. Abweichungen von diesem pH-Optimum haben Auswirkungen auf die Geschwindigkeit, mit der die enzymatischen biochemischen Reaktionen, wie z.B. das Wachstum von Mikroorganismen, ablaufen. Die aeroben Abbauvorgänge der Kompostierung laufen am besten in einem pH-Bereich von 7-8 ab. Es sollte also ein leicht alkalisches Milieu vorliegen. Da kommunale Klärschlämme meistens einen pH-Wert um 7 haben ist eine Materialvorbereitung bezüglich des pH-Wertes nicht nötig [65]. In der mesophilen Phase der Kompostierung kann es durch die Bildung von organischen Säuren durch den biologischen Abbau organischer Substanz zu einem Absinken des pH-Wertes auf bis zu 5 kommen, bevor in den darauffolgenden Phasen diese Säuren weiter zersetzt werden und der pH-Wert durch die Bildung und Freisetzung basischer Verbindungen auf etwa 8 steigt und stabilisiert (vgl. Kapitel 3.2.1.).

3.3.5 Rottegrad

Der Rottegrad ist eine Kenngröße, welche die Reife, Stabilität und Qualität von Komposten charakterisiert. Auf einer Skala von I bis V kennzeichnet er den aktuellen Stand der Umsetzung der biologisch leichter abbaubaren, organischen Substanz [16]. Für die Bestimmung des Rottegrads wird die Aktivität der Mikroorganismen mit Hilfe des Selbsterhitzungsversuchs ermittelt. Dabei gilt, je höher die Selbsterhitzungstemperatur ist, desto höher ist die Aktivität der Mikroorganismen, was auf einen höheren Anteil an leicht abbaubaren Nährstoffen im Haufwerk sowie eine geringere Reife des Komposts schließen lässt [33].

Tabelle 3-1 zeigt die Einteilung von Komposten nach der Gütesicherung der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK). Dabei wird der Kompost in Frisch- (Rottegrad I-III) und Fertigungskompost (Rottegrad IV-V) unterschieden. Frischkompost bezeichnet hygienisiertes, in intensiver Rotte befindliches oder zu intensiver Rotte fähiges Kompostgut. Fertigungskompost wird als hygienisiert und biologisch stabilisiert angesehen [16]. Der Rottegrad sollte bei der Verwertung des Komposts berücksichtigt werden [42].

Tabelle 3-1: Einteilung der Rottegrade anhand der erreichten Maximaltemperatur im Selbsterhitzungsversuch [16]

Rottegrad	Max. Temperatur [° C]	Produktbezeichnung
I	> 60	Frischkompost
II	50-60	Frischkompost
III	40-50	Frischkompost
IV	30-40	Fertigungskompost
V	< 30	Fertigungskompost

4 Stand der Technik: Methoden der Klärschlammkompostierung

Um die Anpassung des Verfahrens der Klärschlammkompostierung an Randbedingungen von Schwellen- und Entwicklungsländern zu diskutieren und zu bewerten, ist es notwendig zunächst einen Überblick über die verschiedenen Verfahrensvarianten am Markt zu erlangen. Die Kompostierung ist eines der ältesten Verfahren zur Gewinnung von nährstoffreichem Dünger aus organischen Abfallstoffen. Die erste industrielle Klärschlammkompostierungsanlage in Deutschland wurde im Jahr 1973 von der Firma BAV errichtet. In den darauffolgenden fünf Jahren wurden weitere 27 großtechnische Anlagen zur Klärschlammkompostierung nach dem Vorbild des BAV-Reaktors realisiert [9]. Heutzutage sind in Deutschland über 30 Klärschlammkompostierungsanlagen in Betrieb, die sich hauptsächlich im ländlichen Raum mit Anschlussgrößen von bis 25.000 EW befinden. Verfahrenstechnisch stehen nach heutigem Stand der Technik verschiedene Rottesysteme zur Verfügung. Es wird unterschieden zwischen

- Kompostierung in geschlossenen Reaktoren und
- Mietenkompostierung,

die wiederum in verschiedenen Formen ausgeführt werden können. Die Kompostierung erfolgt meist in zwei Phasen, einer etwa vierzehntägigen Intensiv- und einer mehrwöchigen Nachrotte. Die verschiedenen am Markt befindlichen Kompostierungssysteme unterscheiden sich hauptsächlich in der angewandten Technik für die Intensivrotte. Die Nachrotte wird für gewöhnlich als offene Mietenkompostierung durchgeführt [6].

4.1 Mietenkompostierung

Die Mietenkompostierung ist das älteste Rottesystem, aus der die meisten der heutigen Kompostierungsverfahren mit der Absicht die Behandlungsdauer zu verkürzen abgeleitet wurden. Die Mietenkompostierung wird erfahrungsgemäß in aufgeschütteten Haufwerken in Form von Dreiecks-, Trapez- oder Tafelmieten durchgeführt. Eine Tafelmiete ist im Prinzip eine sehr breite Trapezmiete. Da die Mieten im Verhältnis zu ihren Volumina eine relativ große Oberfläche haben, sind bestimmte Mindestvolumina notwendig, damit ein Auskühlen des Rottekörpers verhindert wird [89]. Die empfohlenen Abmessungen der einzelnen Mietenformen sind in Tabelle 4-1 ersichtlich. So können die Mieten je nach Form bis zu 4 m

hoch, 75 m breit und 160 m lang ausgelegt werden. Die Werte sind Richtwerte, d.h. der Anlagenbetreiber kann frei entscheiden, welche Ausmaße für seine Randbedingungen am besten geeignet sind.

Tabelle 4-1: Mietenformen und Abmessungen der Mieten [2]

	Dreiecksmiete	Trapezmiete	Tafelmiete
Höhe	1,5-3 m	2-2,5 m	1,5-4 m
Breite	3-6 m	4-6 m	6-75 m
Länge	30-160 m	30-60 m	8-85 m

Die Mietenkompostierung unterscheidet bei der Belüftungsart zwischen zwangsbelüfteten und umgesetzten Mieten. Bei unbelüfteten Systemen wird der Sauerstoff durch Diffusion und Konvektion sowie durch Umsetzen des Materials eingetragen. Die Umsetzung muss regelmäßig erfolgen, um Kanalbildungen und entsprechend anaerobe Bereiche im Kompostgut zu vermeiden, die Geruchsbelästigungen zur Folge haben. Als Umsetzgeräte werden in der Praxis seitlich gezogene oder flächensparende, z.T. selbstfahrende Aggregate eingesetzt (vgl. Abbildung 4-1). Tafelmieten in Rottehallen werden bedingt durch ihre breite Ausdehnung meist mit automatisierten, auf Schienen laufenden, nicht bodengängigen Umsetzaggregaten gewendet. Zwangsbelüftete Systeme sind besonders bei größeren Mieten notwendig und können sowohl als Druck- als auch als Saugbelüftung oder in Kombination beider Varianten (vgl. Abbildung 4-2) eingesetzt werden [89].



Abbildung 4-1: Umsetzgeräte für die Mietenkompostierung (Quellen: links:[1]; rechts: [40])

Die Mietenkompostierung ohne Zwangsbelüftung ist die kostengünstigste Rottemethode, da während des gesamten Rottezeitraums nur technisch einfache Anwendungen benötigt werden [65]. Kosten für das Mischen mit Strukturmaterialien und den Transport des Klärschlammes zur Anlage und des Kompostes zum Endverbraucher fallen bei allen Verfahren an. Die Bedeutung der Zugabe von Strukturmaterialien wird im Kapitel 4.5. näher erläutert.

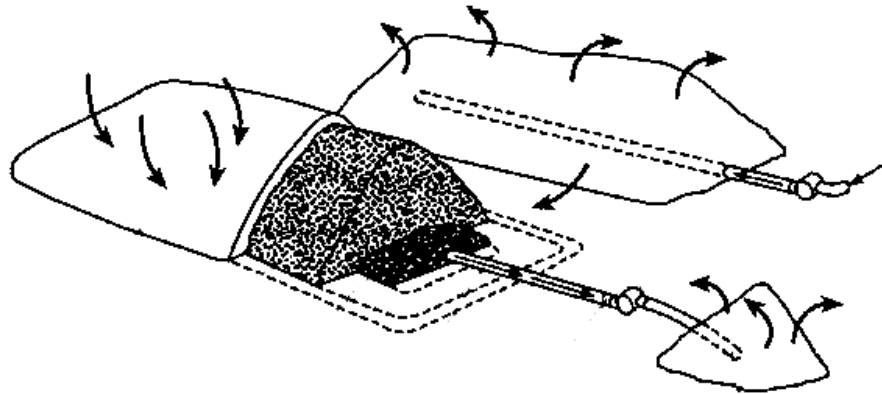


Abbildung 4-2: Zwangsbelüftungssysteme in der Mietenkompostierung (Quelle: [37])

Eine weitere Unterscheidung zwischen Mietenkompostierungsverfahren kann durch die Einhausung erfolgen. Die Mietenkompostierung wird meist für kleinere bis mittlere Anlagengrößen eingesetzt, so dass die Mieten geringe Mengen an Emissionen (Geruch, Kohlendioxid, pathogene Keime) produzieren. Der Abstand zu Wohngebieten sollte nichtsdestotrotz mindestens ca. 600 m betragen, sofern keine Krankenhäuser oder Altenheime angrenzen [65]. Anlagen mit Durchsätzen von über 6.500 Mg/a müssen aus rechtlichen Gründen (TA Luft in Verbindung mit der 4. BImSchV) im Bereich der Intensivrotte eingehaust sein, um ihre Emissionen zu reduzieren. Solche Anlagen müssen zusätzlich über eine Abluftreinigung verfügen [89].

Zwei Sonderformen der Mietenkompostierung sind die Matten- und die Zeilenkompostierung. Die Mattenkompostierung ist eine offene Mietenkompostierung, bei der als untere Lage sperrige Pflanzenabfälle eingebaut werden, auf die dann das Gemisch von Klärschlamm und Strukturmittel ausgebreitet und oberflächlich in die Pflanzenabfälle eingearbeitet wird. Die Miete wird schichtweise mit Grünabfällen und Klärschlamm bis zu einer Höhe von 1,5 m aufgebaut. Dieses Verfahren ist nur für sehr strukturreiche organische Abfallstoffe geeignet und wird in der Klärschlammbehandlung eher wenig eingesetzt. Bei der Zeilenkompostierung wird das Rottegut in nach oben offenen Zeilen zu schmalen, ca. 2,5 m hohen Dreiecks- oder Trapezmieten aufgeschüttet (vgl. Abbildung 4-3). Die Zeilenmieten

sind eingehaust und werden von mehreren Umsetzern bearbeitet. Spaltböden sorgen für eine ausreichende Belüftung sowie eine geregelte Sickerwasserabführung. Die Zeilen können unterschiedlich belüftet, bewässert und umgesetzt werden, so dass der Rotteverlauf für jede Zeile separat gesteuert werden kann. Bei den Umsetzungen wird das Rottegut nach und nach bis zum Ende der Zeile getragen, wo sich dann ausschließlich fertiger Kompost befindet. Neben der kurzen Behandlungsdauer von nur 8 Wochen, ist auch der Schutz vor Niederschlags und Temperatureinflüssen durch die Einhausung von Vorteil [89].



Abbildung 4-3: Zeilenmieten mit Umsetzgerät [78]

4.2 Kompostierung in Reaktoren

Die Kompostierung in Reaktoren erfolgt in wärmeisolierten, zwangsbelüfteten zylindrisch geformten Behältern, die je nach Hersteller auch in mehrere Etagen unterteilt sein können. Im Prinzip folgen alle Reaktortypen demselben in Abbildung 4-4 dargestellten Verfahrensschema der Firma BAV, welches nun beispielhaft beschrieben wird. Ein Gemisch aus 35 Vol. % Klärschlamm, 50 Vol. % Kompostrückgut, das den Reaktor bereits durchlaufen hat, und 15 Vol. % eines Strukturmittels (z.B. Sägespäne) wird über Vertikalförderer und Egalisatoren von oben kontinuierlich in den Bioreaktor gefüllt und verteilt. Das Gemisch sollte einen Wassergehalt von ca. 65 % aufweisen. Durch die ebenfalls kontinuierlich ablaufende Entnahme des fertigen Komposts am Reaktorboden mit Hilfe einer Austragsfräse wandert das Rottegut von oben nach unten durch den Reaktor. Die Rottemasse wird vom Reaktorboden aus im Gegenstromverfahren über den gesamten Querschnitt des Reaktors belüftet. Während der Rotte muss aus seuchenhygienischen Gründen das durchlaufende Rottegut für mindestens 10 Tage Temperaturen von über 55 °C und für mindestens 48 Stunden

Temperaturen von über 65 °C ausgesetzt sein [65]. Um diese Temperaturniveaus zu erreichen, sollte die Materialschicht optimal eine Höhe von 6-12 m aufweisen und die Aufenthaltszeit ungefähr zwei Wochen betragen. Um das Ziel der Desinfektion sicherzustellen, wird der Hauptrotte eine Nachrotte von zwei Wochen in einem zweiten Reaktor oder sechs Wochen in Mieten angeschlossen.

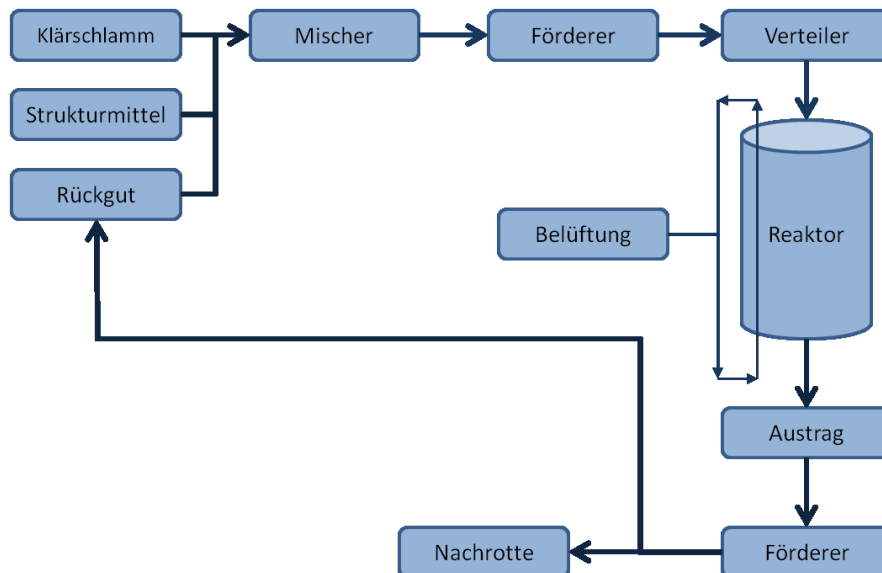


Abbildung 4-4: Fließschema einer Klärschlammkompostierung im Reaktor, angepasst nach [9]

Die Firma BAV führt Reaktoren mit Volumenkapazitäten von 50 m³ bis zu 500 m³, in denen jeweils 875 m³ bzw. 8750 m³ Klärschlamm pro Jahr zu 375 m³ bzw. 3.750 m³ reifem Kompost verarbeitet werden können. Bei größeren Mengen Klärschlamm müssen mehrere Rottereaktoren betrieben werden [9][10].

Eine weitere Variante eines Reaktors zur Klärschlammkompostierung ist von der Firma Dambach 1976 auf den Markt gebracht worden, der sogenannte Biozellenreaktor. Das Kompostmaterial wandert im Reaktor durch 8 übereinander angeordnete Zellen (mit einer Nutzhöhe von ca. 1 m) von oben nach unten durch Betätigung von Klappböden, die jedes Mal, wenn der oberste Boden gefüllt ist, von unten nach oben fortschreitend geöffnet werden. Durch Aufklappen des Bodens findet eine Durchmischung und Auflockerung des Kompostes statt, so dass ein aerobes Milieu im Kompostmaterial vorliegt. Die mittlere Aufenthaltszeit pro Etage beträgt etwa 3 Tage, so dass die gesamte Kompostierung ca. 24 Tage dauert. Alle Zuleitungen (z.B. für die zusätzliche Belüftung) und Hebel befinden sich außen am Reaktor, so dass Reparaturarbeiten erleichtert werden. Nichtsdestotrotz ist die komplizierte Mechanik für die Übertragung in Entwicklungsländer z.B. nachteilig [9][10].

In den vergangenen 30 Jahren konnten an der Reaktorverfahrensweise durch gesammelte praktische Erfahrungen etliche Verbesserungen vorgenommen werden. Heutzutage befinden sich in Deutschland etwa 20 Reaktorkompostierungsanlagen in Betrieb. Die Anschlussgrößen dieser Anlagen variieren zwischen 12.000 und 90.000 Einwohnergleichwerten (EWG) mit 5.000 bis 70.000 m³ jährlich anfallenden entwässerten Klärschlamm [10].

4.3 Weitere Verfahren

Weitere Verfahren, die hier nur kurz beschrieben werden, sind die Tunnelkompostierung, Rotteboxen, Rottecontainer und Rottetrommeln.

Das Tunnelverfahren ist eine Abwandlung der Zeilenkompostierung, bei dem die Zeilen eingekapselt werden, so dass der Abluftstrom und der Wärmeverlust des Rottekörpers reduziert werden. In Tunneln mit einer Breite von 2-4 m und einer Länge von 25-50 m wird das Rottegut meistens vollautomatisch behandelt. Der Eintrag der Kompostmaterialien kann aber auch durch einen Frontlader geschehen (vgl. Abbildung 4-5). Nach der schichtweisen Beschickung wird das Tunneltor geschlossen und die Belüftung aktiviert. Aufgrund der Selbsterhitzung des Komposts durch die mikrobielle Aktivität kommt es zu einem Temperaturanstieg im Tunnel von bis zu 55°C, so dass die Hygienisierung sichergestellt wird. Zur Belüftung des Rottekörpers wird Abluft des Tunnels im Gemisch mit Frischluft verwendet, so dass der Temperaturunterschied möglichst klein gehalten wird. Gelegentlich muss im Tunnel Wasser verdunstet und das Rottegut anschließend umgesetzt werden, um Verdunstungsverluste von Wasser im Rottekörper auszugleichen. Vor dem Austrag des Komposts wird das Material abgekühlt, um die Freisetzung von Wasserdampf zu reduzieren. Die Rottedauer beträgt für gewöhnlich zwei Wochen. Anschließend wird der Kompost je nach gewünschtem Rottegrad nachgerottet [89][66].



Abbildung 4-5: Beladung eines Tunnels mit Frontlader (links) und einer automatischen Beschickung (rechts) im Kompostwerk Warngau [46]

Rotteboxen ähneln den Einrichtungen der Tunnelkompostierung. Sie sind ebenfalls geschlossen und sollen so die Abströme von Emissionen und Wärme reduzieren. Die zwangsbelüfteten Rotteboxen werden über Fördersysteme oder Radlader beschickt und entleert, haben allerdings nur ein Volumen von ca. 50-60 m³ und sind somit kleiner als Tunnel. Der größte Unterschied zum Tunnelverfahren ist die Art der Umsetzung des Rottekörpers. Hierzu wird das Material z.B. durch Kratzböden in Intervallen aus der Rottebox ausgetragen und nach Durchlaufen einer Umwälzeinrichtung wieder in die Box eingeführt. Bei der Klärschlammkompostierung wird eine Aufenthaltszeit von 14 Tagen mit insgesamt ca. 4 Umsetzungen angesetzt [89][2]

Rottecontainer unterscheiden sich von den Rotteboxen lediglich in ihrer Größe und Konstruktion. Rottecontainer haben ein Volumen von ca. 20 m³, so dass sie per LKW oder Kran transportiert und am Rotteplatz abgestellt werden können. Durch Schnellkupplungen werden die Container an das Klima- und Belüftungssystem angeschlossen. Nach der Rottedauer kann das Material dann ohne große Umstände an den jeweiligen Standort der nachfolgenden Nachrotte transportiert werden. Die Abluft aus Rotteboxen und -containern muss z.B. mit Biofiltern vor Abgabe an die Umwelt gereinigt werden, da die Grenzwerte der BImSchV meistens überschritten werden. Für die Nachrotte wird für diese beiden Verfahren die offene Mietenkompostierung verwendet, die i.d.R. ein bis zwei Wochen dauert [89].



Abbildung 4-6: Rottcontainer in Vreden-Ellewick (links, [8]) und Rottetrommel (rechts [49])

Bei der Rottetrommel handelt es sich um ein horizontales leicht geneigtes Drehrohr, in dem das Rottegut kontinuierlich bewegt wird. Bei den meisten verwendeten Systemen wird zusätzlich belüftet, so dass die Aufenthaltszeit je nach Materialzusammensetzung nur einen Tag bis eine Woche beträgt [11].

Die in diesem Kapitel behandelten Verfahren sind ebenso, wie die Reaktorverfahrensweise größtenteils durch die Einhausung oder Wärmeisolation klima- und somit standortunabhängig, jedoch durch ihre komplexe technische Umsetzung für den Transfer in Länder eher ungeeignet.

4.4 Zuschlagstoffe

Damit eine einwandfreie Kompostierung stattfinden kann, müssen nicht nur verfahrenstechnisch optimale Bedingungen herrschen. Klärschlamm lässt sich allein nur sehr schwer kompostieren. Der entwässerte Klärschlamm muss mit geeigneten Strukturmitteln versetzt werden, um die nötigen Wassergehalte von 30-65 % zu erreichen sowie ein ausreichendes Luftporenvolumen herzustellen [65]. Die Förderung der Durchlüftung des Haufwerkes gilt als die Hauptaufgabe von Strukturmitteln [88]. Eine weitere Funktion von Zuschlagstoffen für den Kompostierungsprozess ist die Optimierung des C/N-Verhältnis in einen Bereich von 25-35:1 (siehe Kapitel 3.3.1.). Als Zuschlagstoffe kommen vor allem Rückstände und Reststoffe aus landwirtschaftlichen oder industriellen Prozessen sowie Abfälle in Frage. Tabelle 4-2 gibt einen Überblick über potentielle Strukturmittel und deren Herkunft.

Tabelle 4-2: Materialien als Zusatzstoffe für die Kompostierung [83]

Art/Herkunft der Strukturmittel	Beispiele
<u>Abfälle</u>	
Siedlungsabfälle	Hausmüll, Pappe- und Papierabfälle
Bioabfall	Küchenabfall, Kantinenabfall
Grüngut	Baum-, Strauch- und Rasenschnitt
Abfälle aus der kommunalen Entsorgung	Straßenkehricht, Abfall aus Kanalisation
<u>Produktionsreststoffe</u>	
Nahrungsmittelherstellung	Kakaoschalen, Rübenerde
Holzverarbeitung	Holzschnipsel, Sägemehl
Papierindustrie	Papierschlämme
Pharmaindustrie	Pilzmycel, extrahierte Heilkräuter
Textil- und Lederindustrie	Ledermehl
<u>Landwirtschaftliche Sekundärrohstoffe</u>	
Ernterückstände	Stroh,
Verarbeitungsabfälle	Putzabfälle, Stallmist
Tierexkrete	Kuhmist
<u>Anorganische Sekundärreststoffe</u>	
Kalk	Entkarbonisierungsrückstände
Gesteins- und Tonmehle	

Aufgrund der vielfältigen Quellen der Zuschlagstoffe unterscheiden sie sich nach Art und Zusammensetzung sowie hinsichtlich ihrer Konsistenz, ihres Wassergehaltes, ihres Nährstoffgehaltes und ihrer Struktureigenschaften erheblich [55]. Die Eignung einzelner Materialien wird in erster Linie durch ihre jeweiligen stofflichen Eigenschaften bestimmt, welche wiederum Einfluss auf das Emissions- und Abbauverhalten während der Rotte und die Qualität und Lagerfähigkeit des Endproduktes nehmen. Tabelle 4-3 beschreibt die stofflichen Eigenschaften der wichtigsten geeigneten Strukturmaterialien, sowie deren Eignung für die Kompostierung. Vergleichend dazu sind auch die Zusammensetzungen einiger Klärschlämme beschrieben.

Tabelle 4-3: Stoffliche Eigenschaften von Zuschlagstoffen und Klärschlämmen (Werte aus [27][65])

Substrat	C [%]	N [%]	C/N	Wassergehalt [%]	Lagerungsdichte D [kg/m ³]
Getreidestroh	40-50	0,3-0,5	80-120	5-20	60
Reisstroh	35-45	0,8-1,3	35-40	10-20	45
Holzhäcksel	45-60	0,8-1,3	35-75	25-40	300
Sägespäne	45-55	0,1-0,2	225-550	20-40	400
Altpapier	35-50	0,1-0,3	200-400	4-10	1100
Klärschlamm					
Rohschlamm	30-35	1-5	70-350	92-98	k.A.
Entwässert	22-30	1-4	55-300	70-85	k.A.
Getrocknet (Trockenbeet)	22-30	1-4	55-300	30-55	k.A.
Kompost (Nachrotte)	30-45	2-4	75-225	15-30	1100

Kompostrohstoffe sollten C/N-Verhältnisse von > 35 aufweisen, so dass optimale C/N-Verhältnisse im Gemisch erreicht werden können. Außerdem sollten die Wassergehalte der Materialien möglichst gering sein. Dies ist für alle in Tabelle 4-3 aufgelisteten Zuschlagstoffe der Fall. Dennoch eignen sich gewisse Substrate für die Kompostierung mit Klärschlamm besser als andere. Papier muss z.B. noch zerkleinert werden, damit es als Zuschlagstoff die Funktion des Strukturbildners während der Kompostierung erfüllen kann, und nimmt zudem im Gemisch mit Klärschlamm umgehend Wasser auf, was zu einem Stabilitätsverlust führt [6]. Industriereststoffe können mit erhöhten Schadstoffkonzentrationen belastet sein, welche die mikrobielle Aktivität hemmen würden, und frischer Gras- und Parkschnitt verrottet nur langsam und ist jahreszeitlich unterschiedlich verfügbar [65]. Als ideales Strukturmittel haben sich aus praktischen Erfahrungen Holzhäcksel herausgestellt, da diese trotz Wasseraufnahme ihre strukturegebende Funktion nicht verlieren [6].

Bei der Bestimmung des Massenanteils der Strukturmaterialien am gesamten Kompostgut ist die Kenntnis der Wasseranteile in den Ausgangsmaterialien notwendig. In Versuchen von Bauerfeld [6] stellte sich ein optimaler Wassergehalt für die Eigenerwärmung von ca. 60 % für die Zuschlagstoffe Holzhäcksel und Stroh heraus. Abbildung 4-7 zeigt die aus den oben genannten Versuchen abgeleitete Abhängigkeit des Strukturmittelanteils von den Wassergehalten bzw. Trockenrückständen der beiden Eingangsmaterialien. Der Zielwassergehalt des Gemischs in den Versuchen betrug 60 %.

Für ein Gemisch aus Holzhäckseln mit einem Trockensubstanzanteil von 700 kg/m^3 mit entwässertem Rohschlamm ($\text{TR} = 300 \text{ kg/m}^3$) wird ein Massenanteil des Strukturmaterials von ca. 25 % benötigt, um eine optimale Temperaturentwicklung im Kompostgut zu erreichen.

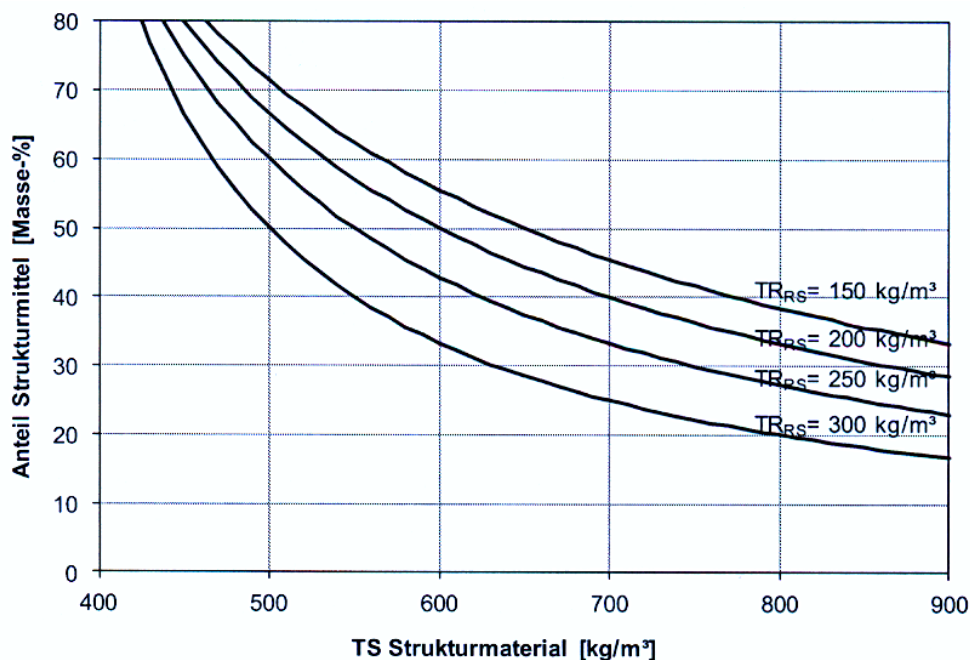


Abbildung 4-7: Anteil Strukturmaterial im Klärschlammgemisch in Abhängigkeit vom Feststoffgehalt für verschieden entwässerte Rohschlämme [6]

Strukturmaterialien, die nicht regelmäßig anfallen, sondern z.B. nur nach Erntezeiten, müssen für eine ständige Verfügbarkeit auf entsprechend geeigneten Lagerflächen über längere Zeit vorgehalten werden. In Regionen mit Niederschlagsmengen von über 700 mm sollten die Lagerflächen überdacht werden, um den niedrigen Wassergehalt beizubehalten [25]. Im Falle einer Lagerung ist dafür zu sorgen, dass während des Lagerungszeitraumes möglichst keine selbstständigen Rotteprozesse einsetzen. Eine Zerkleinerung von Strukturmaterial auf die geeigneten Größen für die Klärschlammkompostierung sollte daher erst kurz vor dem Einsatz des Strukturmaterials erfolgen [65].

5 Entsorgungswege

Aus Daten einer Fragebogenaktion der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (ATV-DVWK) und dem Bundesverband der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft (BGW) geht hervor, dass 2002 die anfallenden Klärschlämme in Deutschland zu 36 % verbrannt, 35 % als Dünger in der Landwirtschaft oder als Re-
kultivierungsmaterial im Landschaftsbau verwertet, 15 % kompostiert und je 7 % deponiert oder auf sonstige Art und Weise verwendet wurden (vgl. Abbildung 5-1) [61].

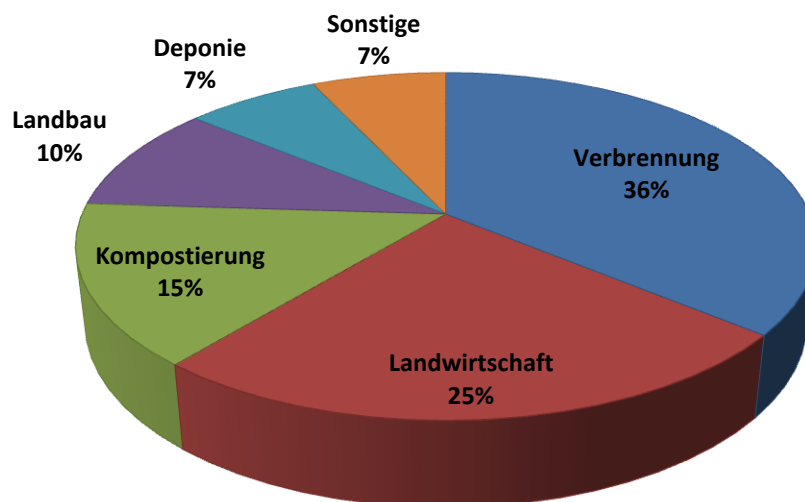


Abbildung 5-1: Klärschlamm Entsorgungswege in Deutschland 2002 [24]

Europaweit nehmen die landwirtschaftliche und landschaftsbauliche Verwertung sowie die Deponierung von Klärschlämmen sogar Anteile von durchschnittlich 36 % bzw. 42 % ein [65]. Für Komposte aus der Klärschlammkompostierung bilden diese Bereiche ebenfalls potentielle Entsorgungsmöglichkeiten, auf die im Folgenden näher eingegangen wird.

5.1 Landwirtschaft

Klärschlammkomposte sollen in der Landwirtschaft hauptsächlich als Nährstofflieferant dienen und stellen zu chemischen Düngern eine preisgünstigere Alternative dar. Jedoch sind im Vergleich zu Mineraldüngern die Nährstoffe nicht direkt nach der Ausbringung pflanzenverfügbar. Hierzu müssen die im Kompost befindlichen Nährstoffe erst von Mikroorganismen und im Boden ablaufenden Umsetzungsvorgängen mobilisiert werden. Komposte sorgen eher für eine längerfristige Bodenverbesserung anstatt einer unmittel-

baren Nährstoffbereitstellung. Bei der Verwendung von Komposten als Dünger auf Ackerflächen sollte darauf geachtet werden, dass einer Eutrophierung von Oberflächengewässern oder Verschmutzung des Grundwassers durch übermäßige Nährstoffmengen vorgebeugt wird, indem die Anwendung von Kompost erst nach der Bodenfrostperiode durchgeführt wird [11][65].

Die Verwendung von Kompost kann deshalb bei unterschiedlichen Kulturpflanzen auch verschieden Wirkungen haben, da die Anbauzeiten verschiedener Kulturen variieren. Es hat sich in Versuchen gezeigt, dass der Einsatz von Komposten bei Getreideanbauflächen nicht unbedingt ertragsfördernd wirkt, da im Frühjahr aus dem Kompostmaterial noch nicht genügend Stickstoff freigesetzt wurde. Bei längerlebigen Blattfruchtkulturen, wie z.B. Zuckerrüben, Kartoffeln oder Mais, hingegen stehen die Nährstoffe in den Sommermonaten zur Verfügung und der Kompost verbessert zudem die Wasserhaltefähigkeit [11].

Tabelle 5-1 gibt einen Überblick über die empfohlenen Ausbringgrenzen von Kompost enthaltenen Nährstoffen sowie in Deutschland geltende Grenzwerte der novellierten Klärschlammverordnung (AbfKlärV) für Schwermetalle für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlammprodukten.

Tabelle 5-1: Überblick über Grenzwerte von Schwermetallen und Ausbringempfehlung für Nährstoffe [65][11]

Substrat	Ausbringempfehlung [kg/ha]	Grenzwerte AbfKlärV [mg/kg m _T] (bei < 5% P ₂ O ₅ im Boden)
N	300	-
P₂O₅	150	-
K₂O	200	-
Blei	-	120 (150)
Cadmium	-	2,5 (3)
Chrom	-	100 (120)
Kupfer	-	700 (850)
Nickel	-	80 (100)
Quecksilber	-	1,6 (2)
Zink	-	1.500 (1.800)

Die Nährstoffe Phosphat und Kalium sind voll pflanzenverfügbar, so dass eine Ausbringungsmenge von 150 kg P₂O₅/ha und 200 kg K₂O/ha im Jahr ausreichend ist, weil damit der Bedarf von den meisten Kulturpflanzen vollständig abdeckt ist [11].

Schwermetalle treten i.d.R. in Komposten in geringeren Konzentrationen auf als in Klärschlämmen und überschreiten deshalb die gesetzlichen Grenzwerte in Deutschland nicht. Schwermetalle sind abhängig vom pH-Wert des Bodens unterschiedlich mobil und pflanzenverfügbar. Kalkzehrende Wachstumsbedingungen wirken erhöhend auf die Freisetzung der Schwermetalle, so dass kalkhaltige Komposte Vorteile bezüglich der Aufnahme von Schwermetallen in Pflanzen haben. Der Gehalt an Schwermetallen im Klärschlamm und Klärschlammkompost ist für viele Landwirte ein ausschlaggebendes Argument für die Verwendung von künstlich hergestelltem Dünger. Allerdings können durch eine kontrollierte Aufbringung von Klärschlammkomposten auf Ackerflächen die gesundheitlichen Risiken durch den Verzehr der dortig angebauten Nahrungsmittel auf einem erträglichen Minimum gehalten werden [65].

Neben Ackerflächen wird Kompost in der Praxis auch häufig im Wein- und Obstbau verwendet. Da es sich bei Wein- und Obstkulturen um langfristige Dauerkulturen handelt, ist dort vor allem die Eigenschaft der Bodenverbesserung von Interesse für den Landwirt. Hinsichtlich der Schwermetallbelastung der angebauten Pflanzen besteht im Wein- und Obstanbau keine Gefahr, da die Früchte nur indirekt mit dem Klärschlammkompost in Berührung treten. Außerdem bieten Komposte, die mit strukturreichen Zuschlagstoffen kompostiert wurden, bei Anlagen an Steilhängen einen gewissen Erosionsschutz [11].

5.2 Landschaftsbau und Rekultivierung

Die Klärschlammanwendung im Landschaftsbau und in der Rekultivierung dient in erster Linie der Bodenverbesserung der Auftragsböden. Probleme der aufgetragenen Böden können unter anderem Humusmangel, Verdichtung der obersten Bodenschicht, Erosion oder Grundwassersenkungsmaßnahmen sein [61]. Bei der Anwendung von Kompost wird unterschieden zwischen der Form der Aufbringung, der flächenmäßigen Ausdehnung und der Ausbringmenge [11]. Die Aufbringung erfolgt i.d.R. einmalig und kann durch Einarbeitung oder Auflagerung des Kompostes erfolgen. Die Anwendung von Kompost auf kleinen Flächen wird eher selten praktiziert. Tabelle 5-2 zeigt einige Beispiele für die verschiedenen Flächenkategorien.

Tabelle 5-2: Beispiele von Klärschlammkompostanwendungen im Landschaftsbau [11][61][65]

Begrenzte Flächen	Großflächen	Kleine Flächen
<ul style="list-style-type: none"> • Randstreifen • Böschungsbegrenzung • Lärmschutzwälle • Abdeckung von Halden und Deponien • Altablagerungen und Altlastenflächen • Erosionsschutzflächen • Sportplatzbau 	<ul style="list-style-type: none"> • Rekultivierungsflächen von Kippböden • Bergbaufolge-landschaften • Bodensanierung • Militärisch genutzte Flächen 	<ul style="list-style-type: none"> • Städtische Grünanlagen • Dachbegrünung • Baumschulen • Zierpflanzen-gartenbau • Hausgärten

Die Aufbringung von Klärschlämmen im Landschaftsbau unterliegt z.T. rechtlichen Randbedingungen und stützt sich auf Anwendungsempfehlungen von Einrichtungen wie der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. oder den Normen DIN 18916 sowie DIN 18917 [11]. Grundsätzlich sind im Landschaftsbau und der Rekultivierung gute Absatzchancen für Klärschlammkomposte gegeben. Bei der Verwertung im Landschaftsbau müssen, im Gegensatz zur landwirtschaftlichen Verwertung, nicht die Grenzwerte der Klärschlammverordnung berücksichtigt werden, so dass für Rekultivierungsmaßnahmen und landschaftsbauliche Aktivitäten große Mengen an Klärschlammkompost verwendet werden können. Dabei muss allerdings darauf geachtet werden, dass eine Bearbeitung der gedüngten Böden minimal gehalten wird, um eine übermäßige Nährstoffmobilisierung zu vermeiden [65]. Eine Akkumulation von Schwermetallen ist auf Grund des einmaligen Einsatzes nicht zu erwarten [61]. In den neuen Bundesländern liegt das Potential allein bei der Rekultivierung von Flächen aus dem Braunkohletagebau bei einer Menge von ca. 14 Mio. Mg Klärschlammkomposttrocken-substanz, sowie für die von der Westgruppe der sowjetischen Streitkräfte benutzten Übungsgelände von der 3,5-fachen Menge des jährlichen Klärschlammanfalls in Deutschland. Bei der Verwertung von Klärschlammkompost auf Flächen von solcher Ausdehnung darf der Transport jedoch nicht vernachlässigt werden, so dass der Klärschlamm und der daraus hergestellte Kompost möglichst aus der Umgebung der zu rekultivierenden Flächen entstammt. Desweiteren sind landschaftsbauliche Maßnahmen in einem zeitlich möglichst engem Zeitrahmen durchzuführen, was für große Flächen schwieriger durchzuführen ist [61].

5.3 Deponierung

Die Deponierung von Klärschlämmen, Fäkalschlämmen oder sonstigen Abfällen ist eine Methode, bei der das Material auf der kleinsten möglichen Fläche mit größtmöglichem Volumen langfristig abgelagert wird. Ziel der kontrollierten modernen Deponierung ist die Minimierung der vom Abfall und Klärschlamm entstehenden schädlichen Umweltwirkungen. So müssen Vorrichtungen für die Sammlung von Sickerwasser sowie Deponiegasen wie z.B. Methan an der Deponie installiert sein [93].

Die direkte Deponierung kommunaler Klärschlammes ist in Deutschland seit Juni 2005 nicht mehr gestattet [35]. In anderen Ländern der EU und weltweit wird die Deponierung von Abfällen sowie Klärschlämmen oft als häufigste Beseitigungsmethode verwendet, da sie oftmals die preisgünstigste Variante darstellt. In ländlichen Gebieten in Entwicklungsländern werden Reststoffe z.T. einfach in Gruben oder Landflächen abgelagert. In den letzten Jahren haben die Regierungen weltweit verstärkt Regulierungen bezüglich Standort und Betrieb von Deponien eingeführt, die den Entsorgungsweg über die Deponie kostenintensiver gemacht haben. In fast allen Ländern muss z.B. der Klärschlamm vor der Deponierung auf einen Wassergehalt von mindestens 15-20 % entwässert werden, um Sickerwassermengen zu reduzieren und die Stabilität zu erhöhen. Trotz alledem ist die Deponierung in Entwicklungsländern weiterhin die beliebteste Variante, da andere Entsorgungs- bzw. Behandlungsverfahren teurer und technisch aufwändiger sind. Sickerwassermengen werden durch die Kompostierung von Klärschlamm wenig verringert, jedoch aber die Konzentrationen von Schadstoffen und BSB₅. Oft wird die Deponierung von der Bevölkerung alternativen Entsorgungswegen (landwirtschaftliche Verwertung, Verbrennung) vorgezogen, da sie jegliche Art der Verwendung von menschlichen Fäzes als gesundheitsschädlich ansehen. So werden selbst qualitative Klärschlämme aus Gebieten ohne industrielle Verschmutzung durch Schwermetalle sehr häufig in Deponien beseitigt, so dass deren landwirtschaftliches Potential leider ungenutzt bleibt [93].

Ein entscheidendes Kriterium, welches bei dieser Entsorgungsmethode zu beachten sein sollte, ist die Tatsache, dass es sich nicht um eine endgültige Entsorgung handelt, sondern vielmehr um eine längere Zwischenlagerung. Die Deponierung ist demnach kein nachhaltiges Lösungskonzept.

6 Klärschlammkompostierung in Schwellen- und Entwicklungsländern

Deutschland als Industrieland befindet sich heutzutage in der Verfahrenstechnik der Abwasser- und Klärschlammbehandlung in einem sehr fortgeschrittenen Stadium. Aufbauend auf einem langen Zeitraum der Forschung und Entwicklung kann auf eine große Vielfalt technischer Lösungen und Konzepte zurückgegriffen werden. In den meisten Schwellen- und Entwicklungsländern ist dies noch lange nicht der Fall. Im Zuge der Entwicklungshilfe lassen sich das in Deutschland und anderen Industrieländern gewonnene Know-How und die erfolgreichen Erfahrungen in der Praxis nicht ohne Berücksichtigung einiger standortabhängiger Faktoren übertragen. Die zum Einsatz kommenden Lösungen müssen unter anderem an die verschiedenen klimatischen, wirtschaftlichen, politischen, rechtlichen und kulturellen Gegebenheiten angepasst werden. Es liegt auf der Hand, dass ohne individuelle Prüfung der Situation und Überblick der genauen Umstände keine allgemein gültige Lösung gefunden werden kann [14].

6.1 Randbedingungen der Klärschlammkompostierung in Entwicklungs- und Schwellenländern

Im Folgenden werden einige verschiedene Randbedingungen beschrieben, die bei der Anpassung von Klärschlammbehandlungstechnologien an Schwellen- und Entwicklungsländer zu berücksichtigen sind.

6.1.1 Klimatische Randbedingungen

Die jeweiligen klimatischen Gegebenheiten sind für das gesamte Abwasser- und Klärschlammbehandlungsverfahren von großer Bedeutung. Die Qualität und Quantität des Abwassers und damit die notwendigen Reinigungsverfahren sowie die Klärschlammqualität und -menge hängen stark von der standortabhängigen Umgebungstemperatur, Niederschlagsmenge und dessen saisonaler Verteilung ab. Für qualitative Aussagen über die Auswirkungen klimatischer Einflüsse auf die Klärschlammbeschaffenheit müssen die örtlichen Randbedingungen betrachtet werden. Es gibt jedoch eine Reihe von grundlegenden Kausalitäten,

die für die Schlammproduktion und den Kompostierungsprozess angewendet werden können [6].

Viele Schwellen- und Entwicklungsländer liegen im Einfluss tropischer und subtropischer Klimate [76]. Da dort meist hohe Niederschlagsmengen und hohe Schwankungen der Niederschlagsverteilung, z.B. durch den Monsun, vorzufinden sind, kann mit erhöhtem Abwasseranfall und hohen Konzentrationsveränderungen im Zulauf der Kläranlagen gerechnet werden [von Sperling]. Andererseits liegen in diesen Regionen meist hohe Jahresdurchschnittstemperaturen vor, die zu einem erhöhten einwohnerspezifischen Wasserverbrauch, aber auch höherer Verdunstungsverlusten führen [88]. Diese Veränderungen des Volumensstroms haben Auswirkungen auf die Klärschlammzusammensetzung, die bei der Kompostierung bei der Auswahl und Dosierung von Zuschlagstoffen berücksichtigt werden sollten.

Die Umgebungstemperatur ist ein weiterer Faktor, der an jedem Standort unterschiedliche Ausmaße haben und die Kompostierung beeinflussen kann. Es ist bekannt, dass mit steigender Temperatur im Kompostgut die mikrobielle Aktivität zunimmt (vgl. Kapitel 3.2.). In der Chemie wird oft die sogenannte RGT-Regel herangezogen, die besagt, dass sich bei einer Erhöhung der Temperatur um 10 Kelvin die chemische Reaktionsgeschwindigkeit verdoppelt. Im Kompostgut sind jedoch sehr heterogene Populationen mit unterschiedlichen Temperaturbereichen und -optima anzutreffen, so dass diese Kinetik nur beschränkt zutrifft. Sinkt die Temperatur im Kompostgut unter 5° wird die mikrobielle Aktivität stark gehemmt, während spätestens bei Temperaturen über 75°C bei den meisten Mikroorganismen eine Inaktivierung durch Proteindenaturierung einsetzt. Wenig mikrobielle Arten können auch noch bei höheren Temperaturen überleben [60]. Bei höheren Umgebungstemperaturen sollte der Klärschlamm relativ schnell nach seiner Entnahme einer Behandlung unterzogen werden, da er ansonsten durch die einsetzende Zersetzung organischer Materialien und hohe Sauerstoffzehrung beginnt in den Fäulniszustand überzugehen.

Es liegen wenige Recherchen vor, die sich mit dem Einfluss der Umgebungstemperatur auf den Rotteverlauf und -erfolg befassen. Erfolgreiche praktische Erfahrungen der Klärschlammkompostierung lassen sich in Gebieten mit Außentemperaturen von -10°C bis hin zu 35-40°C finden. Die Parameter Sauerstoffversorgung, Wassergehalt und Umsetzung sollen laut Leschber [65] einen deutlich höheren Einfluss auf den Temperaturverlauf der Miete haben als die Außentemperatur. Die Umgebungstemperatur hat nichtsdestotrotz einen gewissen Einfluss auf den Rottekörper, da die Mieten im direkten Austausch mit der Umgebungsluft stehen. Somit wird die während der Kompostierung entstehende Wärme im

Rottehaufwerk je nach Temperaturgefälle an die Umgebung abgegeben. Der Einfluss der Umgebungstemperatur ist in der thermophilen Phase am wesentlichsten, da in dieser Phase der Stoffumsatz und die Desinfektionsleistung durch die hohen Temperaturen am intensivsten sind [60].

Bauerfeld [6] untersuchte in Versuchen mit Zwangsbelüftung für jeweils ca. 100 l Rottematerial bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen (5 bis 30 °C) die Wirkung der Umgebungstemperatur auf die Haufwerkstemperatur und somit den aeroben Abbau des Kompostmaterials. Für die Versuche wurde ein Gemisch von Klärschlamm und Holzhäckseln (im Mischungsverhältnis 30: 70) mit einem Wassergehalt von ca. 60 % verwendet. Wie in Abbildung 6-1 zu sehen ist, beeinflusst die Lufttemperatur vor allem in der Intensivrotte den zeitlichen Verlauf der Selbsterhitzung bis zum Erreichen der maximalen Temperatur. Es ist deutlich zu erkennen, dass bei niedrigeren Umgebungstemperaturen von 5 bis 15 °C ein Temperaturanstieg erst nach 0,8-1,8 Tagen zu verzeichnen ist und die Anlaufphase 4-6 Tage länger ist als bei den Kompostierungsversuchen von 20-30 °C. Dennoch wird ein Temperaturniveau von über 50 °C in den Haufwerken erreicht.

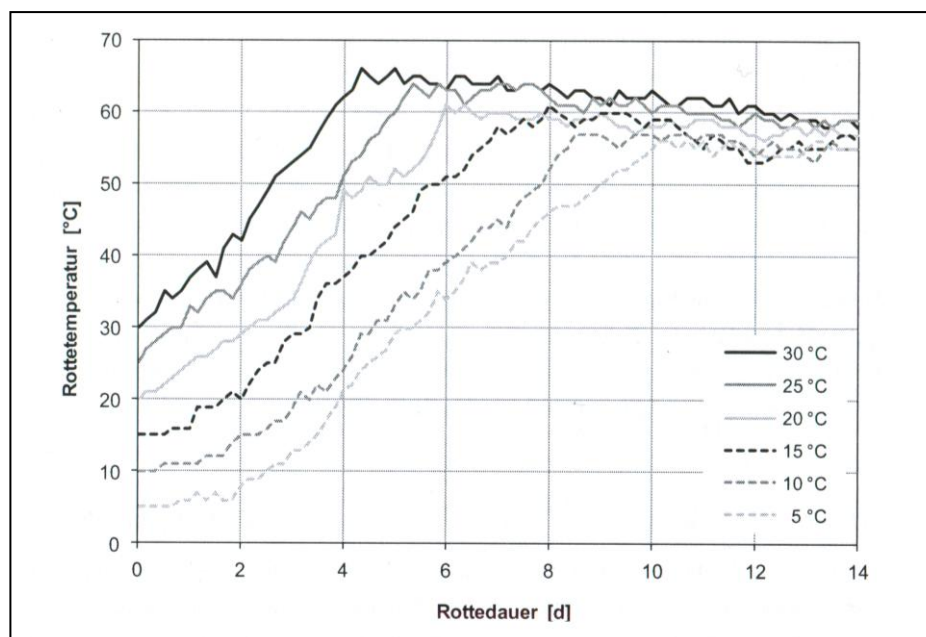


Abbildung 6-1: Selbsterhitzung bei 14-tägiger Intensivrotte bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen [6]

Die Selbsterhitzung im Kompostgut durch die mikrobielle Aktivität ist bei niedrigen Umgebungstemperaturen ausreichend hoch, um trotz des hohen Temperaturunterschiedes zwischen Umgebung und Rottekörper genügend Wärme im Kompostgut zu produzieren, so dass das für die Desinfektion nötige Temperaturniveau von über 55 °C über den notwendigen Zeitraum gehalten wird. Bei niedrigen Temperaturen sollten trotzdem zur Minimierung

von Abstrahlungsverlusten Vorrichtungen installiert werden, wie Überdachungen oder Abdeckfolien bei belüfteten Mieten. Die Intensivrotte dauerte in den Versuchen von Bauerfeld [6] zwei Wochen. Anschließend wurde eine offene Kompostierung des Rottegutes in Mieten ohne Zwangsbelüftung mit wöchentlicher manueller Umsetzung durchgeführt. Auch hier gab es abgesehen von dem Wiederanstieg der Rottekerntemperatur beim Wenden und der Endtemperatur nur geringe Unterschiede im Kerntemperaturverlauf der Haufwerke bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen (vgl. Abbildung 6-2).

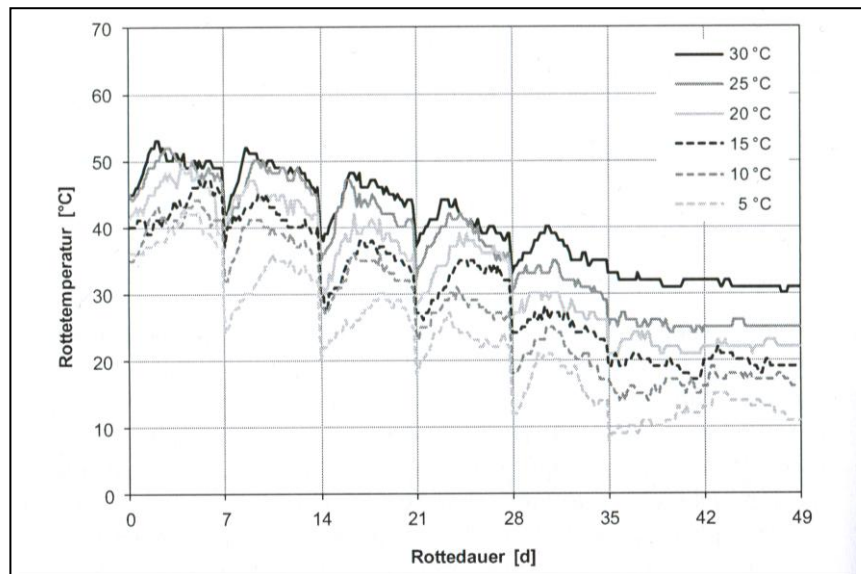


Abbildung 6-2: Kerntemperatur in der Nachrotte bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen, umsetzen jeweils nach sieben Tagen [6]

Bei dem ebenfalls untersuchten Stoffumsatz ergaben die Versuche mit steigender Umgebungstemperatur einen stärkeren und schnelleren Abbau organischer Substanz während der Intensivrotte. Die Massenreduktion ausgehend von der Rohmasse des Ausgangsmaterials (= 100 %) lag nach der gesamten Kompostierungsdauer von 49 Tagen bei 60 (30 °C) bis 53 % (5 °C). Mit steigender Umgebungstemperatur ist also mit einer höheren Massenreduktion sowie mit einem größeren Abbaugrad organischer Feststoffe im Kompostmaterial zu rechnen.

Weitere Vorteile von höheren Umgebungstemperaturen ergaben sich in der Behandlungsdauer (vgl. Abbildung 6-3) und des Desinfektionspotenzials. Die Kriterien der ATV/VKS-Arbeitsgruppe 3.2.2 [4] und LAGA [64] für eine sichergestellte Desinfektion des Komposts (Rottetemperaturen von 55 °C über Zeitraum von zwei Wochen oder größer 65 °C über eine Woche) konnten nur bei 30 °C Umgebungstemperatur eingehalten werden, was für Laborversuche aber auf Grund der geringen Rottekerpervolumina zu erwarten war. Mit höheren

Umgebungstemperaturen nahm die Menge entfernter fäkalcoliformer Keime wie E. Coli ab [6].

Basierend auf diesen Untersuchungen lässt sich sagen, dass Regionen in warmen Klimazonen sich besonders für die Klärschlammkompostierung eignen. Aufgrund der höheren Umgebungstemperaturen sind die Bedingungen im Kompostmaterial für die abbauenden Mikroorganismen vorteilhafter, so dass die Abbauvorgänge besser ablaufen als in kühleren Umgebungen. Die organischen Substanzen des Klärschlammes werden intensiver abgebaut und die pathogenen Mikroorganismen wirksamer aus dem Kompostmaterial entfernt. Dies ermöglicht in wärmeren Klimaten kürzere Behandlungszeiträume, in denen ein qualitativ hochwertigeres Kompostprodukt erhalten wird.

Hinsichtlich des Wasserhaushaltes besteht in ariden Gebieten allerdings die Gefahr, dass der Wassergehalt des Rottekörpers durch die hohe Verdunstung zu sehr absinkt und dadurch ggf. bewässert werden muss. In niederschlagsintensiven Gebieten kann es wiederum zu einer Überfeuchtung des Kompostgutes kommen, solange dieses nicht adäquat geschützt wird.

6.1.2 Abwasserzusammensetzung und Vorbehandlung

Die Quantität und die Qualität des produzierten Schlammes hängen sehr stark von der Abwassermenge und -beschaffenheit, sowie der Art der Abwasserreinigung ab. Diese wiederum werden von anderen örtlichen Randbedingungen, z.B. dem Klima oder Lebensgewohnheiten der Bevölkerung, bestimmt. In Entwicklungs- und Schwellenländern lassen sich große Unterschiede zwischen ländlichen und städtischen Gebieten aufdecken [Bauerfeld]. In urbanen Regionen sind der einwohnerspezifische Wasserverbrauch und somit auch der Abwasseranfall meistens höher [76]. Für Siedlungen mit über 5.000 Einwohnern in warmen Regionen wurde ein Wasserverbrauch von 90 bis 140 L/(E*d) angegeben. Für Städte mit über 250.000 Einwohnern beträgt der Wasserverbrauch 150 bis 300 L/(E*d) [v. Sperling, 2005]. Im Vergleich dazu wird in Deutschland angelehnt an DWA-A 118 [30] mit 110 L/(E*d) für kleine Siedlungen und 230 L/(E*d) für städtische Ballungen ähnlicher Größe gerechnet. Nicht zu vernachlässigen ist, dass die Urbanisierung in Schwellen- und Entwicklungsländern zur jetzigen Zeit in einem unkontrollierbar rasanten Tempo abläuft [34], was eine Zunahme des Gesamtwasserbrauchs und Abwasseranfalls zur Folge hat.

Eine grobe Übersicht der Abwasserzusammensetzung in Entwicklungsländern im Vergleich zu Deutschland und den USA wird in Tabelle 6-1 gegeben, die in [Bauerfeld] aus verschiedenen länder- und regionalspezifischen Literaturwerten zusammengestellt wurde. Die großen Schwankungen in den Frachten sind auf unterschiedliche Siedlungsstrukturen und klimatische Verhältnisse zurückzuführen [76]. Deutliche Unterschiede zwischen den Ländern gibt es in der Konzentration von Fäkalcoliformen und Wurmeiern in den Abwässern. In Entwicklungsländern ist die Menge der im Abwasser gefundenen pathogenen Mikroorganismen um ein Vielfaches höher als in Deutschland oder den USA.

Tabelle 6-1: Zusammensetzungen in kommunalem Abwasser [6]

Parameter	Entwicklungsländer	USA	Deutschland
Spezifischer Schmutzwasseranfall [l/E*d]	72-240	200-280	80-200
BSB₅ [g/E*d]	40-60	50-120	60
CSB [g/E*d]	80-120	110-295	120
TS_o [g/E*d]	120-220	60-150	70
KN [g/E*d]	6-10	9-22	11
P_{ges} [g/E*d]	0,7-2,5	2,7-4,5	1,8
Fäkalcoliforme [n/100 ml]	10 ⁶ -10 ⁹	10 ³ -10 ⁸	10 ² -10 ⁸
Wurmeier [n/100 ml]	10 ⁶ -10 ⁹	k.A.	k.A.

Die angegebenen Literaturwerte (vgl. Tabelle 6-1) dienen ausschließlich dem Überblick. Bei der tatsächlichen Errichtung von Anlagen zur Abwasser- und Schlammbehandlung müssen die lokalen Stoffkonzentrationen erhoben und berücksichtigt werden. Bei der Betrachtung der Zusammensetzung von Klärschlämmen in China sind sehr große Schwankungen der Schwermetallkonzentrationen zu erkennen (vgl. Tabelle 6-5). Die Menge und Zusammensetzung des Klärschlammes wird durch die meist gesetzlich festgelegten Reinigungsziele und die damit verbundene Reinigungsmethode bestimmt. In den Industrieländern wird häufig eine vollständige Nährstoffelimination gefordert, während in Schwellen- und Entwicklungsländern meist nur die Kohlenstoffeliminierung und die Minimierung pathogener Keime gesetzlich festgelegt werden. Da nach der Abwasserreinigung sowohl das gereinigte Abwasser als auch der Klärschlamm als Dünger in der Landwirtschaft verwertet wird, ist es in Entwicklungsländern erstrebenswert, dass eine gewisse Menge an Nährstoffen im Abwasser und Klärschlamm verbleibt [6].

Ein weiterer Aspekt, der bei der Auswahl und Dimensionierung von Schlammbehandlungsanlagen zu bedenken ist, sind die erhöhten Fäkalschlammengen in den ländlichen Gebieten der Schwellen- und Entwicklungsländern, da dort Komposttoiletten oder Latrinen mit Gruben gebräuchliche sanitäre Einrichtungen sind [87].

6.1.3 Politische und rechtliche Anforderungen

Die hohen Kosten der Abwasser- und Schlammbehandlung sind das größte Hindernis bei der Implementierung internationaler Projekte. Regierungen in Entwicklungsländern haben dringendere Probleme als die Reinigung von Abwässern und die Behandlung von Klärschlämmen. Hierzu zählen Bürgerkriege und Konflikte, Armut und Hungersnöte. Die Entwicklung und die Finanzierung von Anlagen zur adäquaten Behandlung von Abwässern und Klärschlämmen hat aus diesen Gründen für Regierungen nur eine geringe Priorität. Viele Entwicklungsländer leiden unter politischer Beeinflussung und Korruption, welche in Umweltfragen die Standortwahl und Bauausführung betrifft [29][71].

Bei der Anpassung von Technologien aus dem Ausland muss sichergestellt sein, dass die zuständigen Institutionen und die gesetzliche Rechtslage die Implementierung dieser Technologie unterstützt. Die zuständigen Institutionen, falls vorhanden, müssen den Vorgang ggf. mit geeigneten Rechtsgrundlagen fördern [71].

Die in den Ländern geltenden rechtlichen Bedingungen beeinflussen die Wahl der Behandlungsmethode und die Reinigungsleistung von den anfallenden Abwässern. Für die Klärschlammkompostierung sind vor allem die gesetzlichen Regelungen für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlammkompost sowie Grenzwerte bzgl. der Schmutzstoffeinleitung in Abwässer von Bedeutung. Die wichtigsten internationalen Richtlinien dienen in vielen Schwellen- und Entwicklungsländern als Vorbild für die nationale Gesetzgebung bezüglich Schlammbehandlung und -verwertung. Diese sind primär:

- die EU Klärschlammrichtlinie (86/278/EWG, Stand 1986, derzeit novelliert,) die von den Mitgliedstaaten in entsprechende nationale Gesetze umgesetzt werden müssen,
- die Richtlinien der US Environmental Protection Agency (US EPA) (40 CFR Part 503, Stand 1993) für die landwirtschaftliche Wiederverwertung (Teil 1), Deponierung (Teil 2), Desinfektion (Teil 3) sowie Verbrennung (Teil IV) und
- die WHO Guidelines on Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, insbesondere Vol. 4: Excreta and Greywater Use in Agriculture, Stand 2006.

Bei der Orientierung an die Richtlinien der EU, der US EPA und der WHO ist jedoch zu beachten, dass diese ggf. an lokale Umstände der einzelnen Länder anzupassen sind [6]. Der Aufbau von einem institutionellen und rechtlichen Rahmen im Zuge einer funktionierenden Klärschlammbehandlung ist in Entwicklungs- und Schwellenländern von enormer Wichtigkeit, da in diesen Ländern aufgrund fehlender gesetzlicher Vorschriften oder mangelnder legislativer Umsetzung bestehender Gesetze Abwässer und Klärschlämme sehr häufig unsachgemäß entsorgt werden.

6.1.4 Soziokulturelle Anforderungen

Eine Technologie kann nur an die jeweiligen lokalen Randbedingungen angepasst werden, solange die Akzeptanz der einheimischen Bevölkerung die technische Maßnahme unterstützt. Dazu müssen vorherrschende Traditionen, soziale Strukturen und Machtverhältnisse der Landesbevölkerung betrachtet werden. Die Akzeptanz ist laut Dichtl [29] gegeben, wenn die beteiligten Akteure das gewählte Verfahren selbst wollen, weil sie der Meinung sind, dass es für das Erreichen des definierten Ziels unter den gegebenen Randbedingungen sinnvoll und geeignet ist. Hierbei sei die Definition des "Akteurs" nicht ausschließlich auf den Anlagenbetreiber begrenzt, sondern schließt auch die Bedürfnisse des Endverbrauchers mit ein. Ein Beispiel dieser Problematik wird in [29] beschrieben: GTZ-Mitarbeiter eines Sanitärprojektes in Sansibar berichteten, dass bei der Einführung eines öffentlichen Sanitärsystems dieses an traditionellen Verhaltensmustern scheiterte, da der lokalen Bevölkerung die installierten Systeme völlig fremd waren und sie deshalb die lokaltypischen Sanitärsysteme bevorzugten.

In der Klärschlammverwertung dürfen vor allem bei der Entsorgung in der Landwirtschaft die gesellschaftlichen Interessen und Bedenken der Bevölkerung nicht übersehen werden. Klärschlammkompost kann als Nährstoffquelle an Stelle von mineralischem Dünger eingesetzt werden und in Anbetracht der schwindenden geogenen Phosphatvorkommen und steigenden Mineraldüngerpreise eine günstige Alternative für Landwirte sein. Langfristig gesehen unterstützt Klärschlammkompost die nachhaltige Bewirtschaftung von Ackerflächen, indem er zur Verbesserung der Bodenstruktur und Humusanreicherung beisteuert. Besonders auf intensiv genutzten und nährstoffarmen Böden ist die Aufbringung von Kompost ratsam, um der Bodendegeneration und der Erosion vorzubeugen. In vielen Schwellen- und Entwicklungsländern wird Klär- oder Fäkalschlamm zu einem großen Teil meist nur mit

mangelhafter Vorbehandlung landwirtschaftlich verwertet. Daher bestehen seitens der Bevölkerung oftmals Bedenken bezüglich gesundheitlicher Risiken bei dem Konsum klärschlammgedüngter Nahrungsmittel. Dieses bedingt durch die im Klärschlamm vorkommenden pathogenen Mikroorganismen und Schadstoffe, die durch die Nahrung auf den Menschen übertragen werden können [93].

Für Landwirte kann die Aufbringung von nicht sorgfältig behandeltem Klärschlamm neben der Düngung auch negative Einflüsse auf die Ackerböden mit sich bringen. Bei schwermetalllastigen Klärschlämmen können diese sich langfristig im Boden anreichern, so dass dieser für die landwirtschaftliche Nutzung nicht mehr nutzbar ist. Eine Behandlung von Klärschlamm durch Kompostierung stellt eine ausreichende Minimierung von gesundheits- und umweltschädlichen organischen Schadstoffen sowie pathogenen Mikroorganismen sicher. Schwermetallgehalte in Klärschlämmen können nur durch die Reduzierung von Schwermetallen im Abwasser verringert werden, so dass Unsicherheiten bei Endverbrauchern bezüglich der landwirtschaftlichen Anwendung des entstehenden Kompostes nur abgebaut werden könnten, wenn die Schwermetallgrenzwerte bei der Abwasser-einleitung eingehalten werden. Regelmäßige qualitative Kontrollen der Abwässer, Behandlungsprozesse, Klärschlämme und des Klärschlammkomposts, sowie Aufklärungs- und Beratungsmaßnahmen für Landwirte und der Bevölkerung können dazu dienen die Akzeptanz der Verwendung von Klärschlammkompost als Düngemittlersatz zu steigern [6].

Ein weiterer Aspekt der Klärschlammkompostierung, der sich störend auf die Bevölkerung auswirken könnte, ist die Emission von unangenehm riechenden Gasen, wie Ammonium, aus dem Rottekörper. Um die Bevölkerung vor Geruchsbelästigungen durch Emissionen aus der Klärschlammkompostierung zu schützen, sollten Klärschlammkompostierungsanlagen in reichlicher Entfernung von Wohngebieten gebaut werden.

6.1.5 Ökonomische Randbedingungen

Schwellen- und vor allem Entwicklungsländer sind unter anderem durch Kapitalmangel und Verschuldung geprägt [18]. Daher sollten Technologien neben den bereits beschriebenen Randbedingungen auch kostentechnisch an das jeweilige Land angepasst sein, d.h. es sollten möglichst von den Ländern eigenständig finanzierbare Lösungsvorschläge bevorzugt werden. Allgemein sind Investitions- und Betriebskosten für jeden Fall einzeln zu betrachten, da die Kosten besonders bei verschiedenen Klimaten standortabhängig sind. Eine universelle Aussage zu den Kosten der Klärschlammbehandlung und -entsorgung ist daher nur schwer mög-

lich. Beispielhaft kann eine Design Study des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig für den Campus der Selcuk Universität in Konya (Türkei) zur Veranschaulichung der Wichtigkeit der Kostenbetrachtung herangezogen werden. Im Rahmen der Studie wurden vier verschiedene Möglichkeiten zur Abwasserreinigung betrachtet, die auch in Deutschland eingesetzt werden. Verglichen wurden eine Anlage mit Belebungsverfahren, eine Tropfkörperanlage sowie eine künstlich belüftete und eine natürlich belüftete Teichanlage. Die Investitionskosten lagen für alle vier Varianten in vergleichbarer Höhe, da das Belebungsverfahren und der Tropfkörper eine komplexere Maschinenteknik aufweisen, während bei den Teichanlagen größere Kosten durch benötigten Flächenbedarf entstehen. Bei den Betriebskosten offenbarten sich jedoch bemerkenswerte Unterschiede. Das natürlich belüftete Teichsystem bedurfte auf Grund des geringen apparativen Aufwandes, des geringen Energiebedarfs und des unerheblichen personellen Bedarfs nur knapp 25 % der Betriebskosten im Vergleich mit dem technisch anspruchsvollen Verfahren mit Belebungsbecken. Der Bau der Variante Teichanlagen konnte empfohlen werden, da sich die Anlage von den untersuchten Varianten unter den gegebenen Umständen als die kostengünstigste Lösung mit der größten Betriebssicherheit herausstellte [29].

Im Hinblick auf Klärschlammbehandlungsverfahren hat sich in einer Studie der chip GmbH und ZEK [23] ergeben, dass bei einer gesamtökonomischen Betrachtung der Klärschlambeseitigung nicht die verschiedenen Behandlungstechniken den Großteil der Kosten ausmachen, sondern die anschließende Klärschlamm Entsorgung. In der EU fallen über 90% der Gesamtkosten der Klärschlammbehandlung für die Verwertung und Entsorgung der Klärschlämme an [63]. Vor diesem Hintergrund sind bei der Auswahl eines Verfahrens nicht nur die Kosten für die Anwendung des Verfahrens zu berücksichtigen, sondern insbesondere die Kosten, die bei der Verwertung bzw. Entsorgung entstehen. Die Entsorgungskosten können bei der Klärschlammkompostierung durch die Vermarktung des Kompostes kompensiert werden, welches dieses Verfahren im Vergleich zu anderen üblichen Entsorgungsverfahren attraktiver machen sollte.

Eine Nutzwertanalyse von Bauerfeld [6], in der die Hauptkriterien Leistungsfähigkeit (z.B. Stoffumsatz, Energieverbrauch), Einfluss auf die Abwasserreinigung (z.B. Sickerwasser), Robustheit des Prozesses (z.B. Wartungsanfälligkeit), Betriebsmitteleinsatz und der personelle Aufwand an verschiedenen Klärschlammbehandlungsverfahren untersucht wurden, bestätigte den Vorteil der Klärschlammkompostierung gegenüber anderen Behandlungsmethoden in der Gesamtbetrachtung der oben genannten Kriterien.

6.1.6 Technologische Randbedingungen

Bei der Implementierung von Technologien aus dem Ausland in Schwellen- oder Entwicklungsländern muss darauf geachtet werden, dass lediglich regional verfügbare Ressourcen bei der Errichtung und dem Betrieb der Schlammbehandlungsanlagen verwendet werden. Denn nur so kann eine dauerhafte Funktionalität sichergestellt werden.

Für sehr viele Schlammbehandlungsprozesse, die in Deutschland realisiert werden, ist eine kontinuierliche Stromversorgung essentiell. Diese kann in vielen Ländern der Dritten Welt nicht garantiert werden [29].

Sehr wichtig ist ebenfalls, dass das lokale Personal über das Know-How und die technischen Mittel verfügt, Maschinen und Anlagenteile selbstständig zu betreiben, zu warten und zu reparieren. Anderenfalls, können bereits kleinste Beschädigungen dazu führen, dass die Anlage funktionsunfähig ist. Daher sind Anlagen, die mit einem Minimum an Technik und betrieblichem Aufwand in der Lage sind hohe Reinigungsziele zu erreichen, besonders geeignet für den Einsatz in Schwellen- und Entwicklungsländern [29].

Die Kompostierung bietet sich daher sehr gut als Schlammbehandlungsverfahren in diesen Ländern an. Sie kann technisch mit wenig Aufwand ausgeführt werden, z. B. in einer offenen Mietenkompostierung ohne Zwangsbelüftung. Neben der Reduzierung von gesundheits- und umweltschädlichen Inhaltsstoffen im Klärschlamm, kann der fertige Kompost zudem gewinnbringend vermarktet werden. Nachteilig für dieses Verfahren kann einzig der hohe spezifische Flächenbedarf sein. In Regionen, in denen die notwendigen Flächen preisgünstig zur Verfügung stehen, und keine essentielle Funktion für die Umgebung darstellen, ist die Kompostierung in Mieten eine mögliche Methode der Schlammentsorgung. In größeren Städten, wie sie in vielen Entwicklungsländern zu finden sind, wird die Mietenkompostierung innerhalb der Stadtgrenzen keine Anwendung finden können, da vorhandene Flächen für den Bau von Wohngebäuden dringender benötigt werden als die Klärschlammbehandlung. Im folgenden Kapitel werden praktische Anwendungen sowie Forschungserfahrungen zur Klärschlammkompostierung in Entwicklungs- und Schwellenländern beschrieben.

6.2 Praktische Erfahrungen der Klärschlammkompostierung in Entwicklungs- und Schwellenländern

Die Klärschlammkompostierung kommt bereits in einigen Schwellen- und Entwicklungsländern zum Einsatz. Die in dieser Arbeit beschriebenen Erfahrungen sollen später bei der Untersuchung der Klärschlammraten aus Vietnam als Orientierungshilfe dienen. Beschrieben werden in den folgenden Kapiteln gesammelte Erfahrungen in Ägypten, Polen, Estland, Südafrika und China.

6.2.1 Ägypten

In Ägypten wird in Al Berka (Kairo) und in Alexandria Klärschlamm auf Kompostierungsanlagen verwertet. Die Abwasserreinigung und Vorbehandlung des Schlammes in den Kläranlagen der beiden Städte ist schematisch in Abb. 6-1 dargestellt. In Alexandria wird das Abwasser lediglich einer mechanischen Reinigung bestehend aus Rechen, Sandfang und Absetzbecken unterzogen. Der Schlamm wird mechanisch mit einer Bandfilterpresse entwässert, bevor er kompostiert wird. In Kairo ist die Abwasserbehandlung um eine biologische Reinigung im Belebungsbecken, sowie einem Nachklärbecken erweitert. Hier fällt im Gegensatz zur Abwasserreinigung in Alexandria neben Primärschlamm zusätzlich Sekundärschlamm an. Die Schlammvorbehandlung besteht aus einer Eindickung mit anschließender Entwässerung auf Trockenbeeten [28].

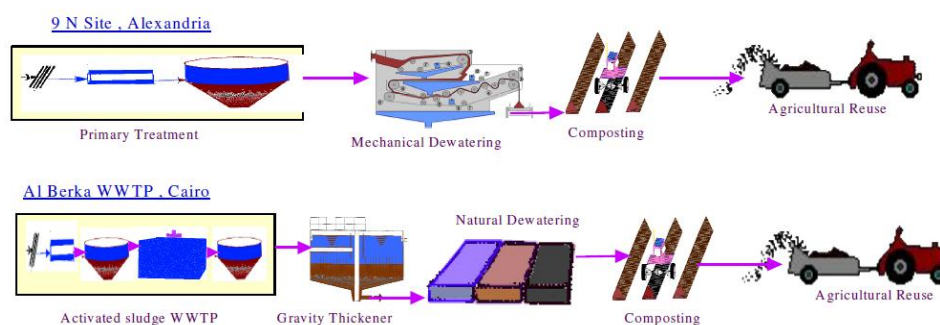


Abbildung 6-3: Abwasser- und Klärschlammbehandlung in Al Berka und Alexandria [28]

Bei der Kompostierungsanlage der Kläranlage Al Berka handelt es sich um ein Pilotprojekt, welches 2007 ins Leben gerufen wurde, um 140 m³ entwässerten Klärschlamm pro Tag zu verwerten, der auf den Trockenbeeten der Kläranlagen Al Berka und Shobera anfällt. In Al Berka wird der Klärschlamm in Mieten auf einer Fläche von 10 Hektar kompostiert. Ins-

gesamt wurden 12 Mieten mit verschiedenen Zusammensetzungen an entwässertem Schlamm, reifem Kompost und Reisstroh über einen Kompostierungszeitraum von 3 Monaten untersucht. Die Laborergebnisse mikrobiologischen Untersuchungen haben gezeigt, dass die im Klärschlamm befindlichen pathogenen Mikroorganismen größtenteils abgetötet werden, jedoch in den meisten Mieten nicht komplett entfernt werden konnten. Als bestes Mischungsverhältnis haben sich in den beschriebenen Versuchen 4 Teile entwässertes Schlamm (25 % TS) zu einem Teil Fertigkompost (60 % TS) und einem Teil geschreddertes Reisstroh (85 % TS) herausgestellt. Auf Basis dieser Versuchsergebnisse soll zukünftig der Kompostierungsprozess in größeren Mieten und über einen Zeitraum von 4-8 Wochen mit einer anschließenden Reifephase von 30 bis 60 Tagen erfolgen [28][38].

Alexandria verfügt über zwei Hauptkläranlagen, in denen das Abwasser nur einer mechanischen Behandlung unterzogen wird. Die Kläranlage Ost ist mit einer Behandlungskapazität von 490.000 m³/d etwas größer als die Anlage West, die eine Kapazität von 360.000 m³/d hat. Der anfallende Primärschlamm wird aus der Anlage Ost über eine Distanz von 12 km zur Anlage West gepumpt. Insgesamt fallen in beiden Anlagen zusammen ca. 3000 m³/d Primärschlamm mit einem Trockensubstanzgehalt von 3,8-5,25 % an. Die mechanische Entwässerung wird in der Anlage Alexandria West unter Zugabe von Polymeren (2-4 kg/Mg TS) mit Bandfilterpressen durchgeführt. Der Transport des entwässerten Schlammes (580 Mg/d, mit einer Feststoffkonzentration von 25-30 %) zur 45 km entfernten Kompostierungsanlage wird mit LKWs durchgeführt [38].

Die Schlammbehandlungsanlage liegt im Südwesten von Alexandria, in ausreichender Entfernung von Wohngebieten, und hat eine Fläche von 1,51 km². Seit 1997 wird dort Klärschlamm die Mietenkompostierung von Klärschlamm auf zwei Flächen von jeweils 0,29 km² praktiziert. Der entwässerte Schlamm wird mit fertigem Kompost in einem Verhältnis von 1,5: 1 gemischt und in lange parallelen Reihen aufgehäuft. Die Mieten haben eine Länge von 250 m, eine Sohlbreite von 2-4,5 m und sind 1-2 m hoch. Über einen Kompostierungszeitraum von 4-8 Wochen werden die Haufwerke einwöchig mit Hilfe einer mechanischen Umsetzmaschine gewendet. Es werden im Zentrum der Mieten durch die hohen Umgebungstemperaturen rasch Temperaturen von 55-70 °C erreicht, die die Desinfektion des Schlammes sicherstellen. Auf diese Weise werden in Alexandria jährlich 112.000 Mg Kompost hergestellt, die der Landwirtschaft als Düngemittel zur Verfügung stehen [38].

6.2.2 Polen

Polen ist seit 2004 Mitglied der Europäischen Union aufgenommen und muss sich somit an die legislativen Richtlinien der EU anpassen und dementsprechend auch nationale Gesetze zur Behandlung und Entsorgung von Klärschlamm erlassen, falls dies noch nicht geschehen ist. In Polen gibt es bereits seit 2002 eine Klärschlammverordnung, in der Schwermetallgrenzwerte für landwirtschaftlich verwerteten Klärschlamm geregelt sind. Diese Grenzwerte liegen z.T. unter den Grenzwerten, die in Deutschland gefordert sind. Allerdings werden die Grenzwerte im Vergleich zu Deutschland teilweise nicht eingehalten, wie in Tabelle 6-2 zu sehen ist. Viele Klärschlämme in Polen überschreiten bei den Gehalten von Cadmium, Chrom, Nickel und Zink oft deutlich die Grenzwerte der polnischen Klärschlammverordnung. Besonders industrielle Abwässer weisen im Vergleich mit deutschen Industrieabwässern oftmals eine deutlich schlechtere Qualität auf [57].

Tabelle 6-2: Schwermetallgrenzwerte für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm und Gehalte in [mg/kg TS] in Deutschland und Polen [57]

Schwermetall	Grenzwert Deutschland AbfKlärV	Grenzwert Polen Klärschlammverordnung	In Polen häufig auftretende Werte	Durchschnittliche Gehalte in Niedersachsen in 2003
Blei	900	500	100-500	27
Cadmium	10	10	1-20	1,0
Chrom	900	500	250-700	30
Kupfer	800	800	200-500	264
Nickel	200	100	100-300	24
Zink	2.500	2.500	2.500-4.000	657
Quecksilber	8	5	k.A.	0,6

Jährlich werden in Polen ca. 1,06 Mio. Mg TS produziert, die sich zu 70 % auf industrielle und zu 30 % auf kommunale Quellen verteilen. Entsorgt werden die Klärschlämme zu fast 50 % in Deponien, was hauptsächlich an den geringen Deponiegebühren von 5 €/Mg Klärschlamm-trockensubstanz liegt. Durch die steigenden Mengen an Klärschlamm werden diese Gebühren in der Zukunft steigen, was alternative Schlammentsorgungswege attraktiver werden lässt. Auch umweltschutztechnisch soll die Entwicklung der Schlammbehandlung nun weg von der Deponierung hin zur Verbrennung sowie Klärschlammkompostierung mit anschließender landwirtschaftlicher Verwertung führen, wobei sich hohen Schwermetallwerte

in polnischen Klärschlämmen als problematisch erweisen könnten, falls dessen Eintrag in die Abwässer und Klärschlämme nicht reduziert wird [56][57].

Im zentral gelegenen Torun wird schon seit einigen Jahren der Klärschlamm der kommunalen Kläranlage kompostiert. Täglich werden dort ca. 60.000 m³ Abwasser behandelt, wobei etwa 80 Mg Klärschlamm pro Tag anfallen. Die Kompostierung wird auf einer der Kläranlage angrenzenden Fläche von knapp 130 Hektar betrieben. Als Zuschlagstoffe werden in Torun dem Klärschlamm Rapsstroh und Sägespäne im Verhältnis 1:1 hinzugegeben [59].

Im Jahr 2004 wurde der Klärschlamm aus Torun in Laborversuchen [100] untersucht. Dabei wurde der Kompost aus anaerob stabilisiertem Schlamm der Kläranlage Torun, Rapsstroh und Sägespäne im Verhältnis von 2:1:1 zusammengestellt. Aus 0,2 m³ Kompost wurden im Labor zwei Haufwerke geformt, jeweils am Tag 8, 19, 28, 36, 43, und 53 der Kompostierung manuell umgesetzt wurden. Während des Kompostierungszeitraumes wurden drei Phasen beobachtet. In den ersten fünf Tagen stieg die Temperatur rapide von 22 °C auf 48 °C an und erreichte den thermophilen Temperaturbereich, der für 22 Tage anhielt. Darauf folgte die Abkühlphase, in der die Temperatur von 48 °C auf ca. 16-18 °C sank. In der letzten Phase konnten keine messbaren Temperaturänderungen beobachtet werden.

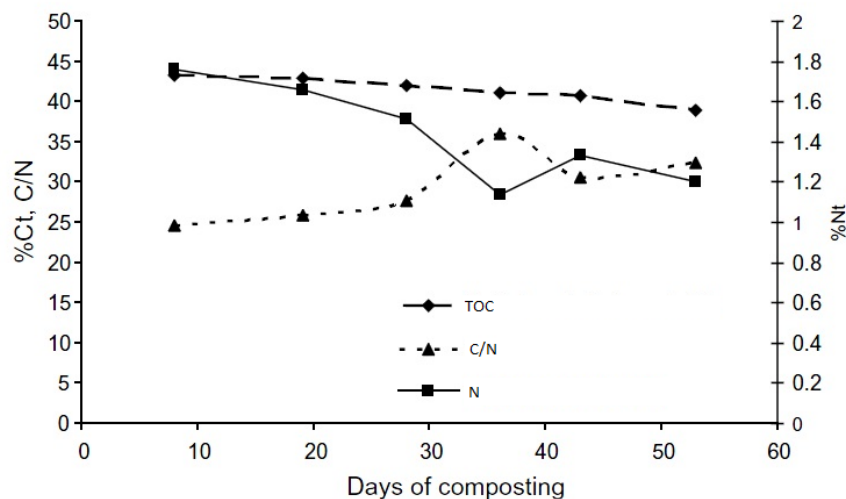


Abbildung 6-4: Verlauf des Stickstoff- und Kohlenstoffgehalts, sowie des C/N-Verhältnisses während der Kompostierung [100]

Abbildung 6-4 zeigt den Verlauf des C/N-Verhältnisses während des Kompostierungsvorgangs, welches erstaunlicherweise von 25:1 auf ca. 32:1 stieg. Idealerweise sollte das C/N-Verhältnis sich durch den Kompostierungsprozess auf mindestens 15:1 verengen, indem Kohlenstoff abgebaut und als CO₂ an die Atmosphäre abgegeben wird, während der Stickstoff zwar umgesetzt, jedoch nicht in Form von Ammonium an die Umgebung verloren geht.

Das in diesem Versuch untersuchte Kompostierungsverfahren, ist daher nicht sehr gut geeignet, um Klärschlamm für die landwirtschaftliche Verwertung zu stabilisieren, obwohl die Hygienisierung sichergestellt werden konnte. Berücksichtigt werden sollte, dass es sich um einen Laborversuch handelt und die großtechnische Umsetzung dieser Verfahrensweise möglicherweise bessere Ergebnisse hinsichtlich der Stabilisierung vorweisen würde.

6.2.3 Estland

In Estland wurden bis zu Beginn der 90er Jahre kommunale und industrielle Abwässer größtenteils ungeklärt in den Vorfluter und direkt oder indirekt in die Ostsee geleitet [68]. Vorhandene Kläranlagen seien laut Graf und Kerner [39] oftmals veraltet oder teilweise sogar nicht mehr betriebsfähig und verfügen meistens nur über eine mechanische Abwasserbehandlung. Erst mit der EU Waste Water Directive 91/227/EEC begann in Estland in den 90er Jahren der flächendeckende Bau von Kläranlagen mit mechanisch-biologischen Reinigungsstufen sowie der Renovierung von Kläranlagen auf einen neueren Stand der Technik [39].

Dadurch waren zum Ende der 90er Jahre bereits über 90 % der urbanen Bevölkerung und 60 % der ländlichen Bevölkerung an eine Kläranlage angeschlossen [5]. Im Jahr 2005 wurden schon über 99,4 % der anfallenden Abwässer gereinigt. In städtischen Gebieten erfolgt die Abwasserbehandlung hauptsächlich durch das Belebtschlammverfahren, wohingegen auf dem Land für gewöhnlich Pflanzenkläranlagen eingesetzt werden [28].

Obwohl sich die Abwasserbehandlung in Estland in den vergangenen Jahren enorm verbessert hat, gibt es in der Klärschlammbehandlung und -verwertung noch reichlich Nachholbedarf. Ausschließlich auf Kläranlagen von größeren städtischen Gebieten sind Anlagen für eine biologische Schlammstabilisierung eingerichtet. In den ländlichen Regionen, in denen hauptsächlich Pflanzenkläranlagen und dezentrale Anlagen zur mechanischen Abwasserbehandlung zu finden sind, existieren momentan noch keine nachhaltigen Entsorgungswege. Hier wird der Klärschlamm getrocknet und anschließend in Deponien entsorgt. 2007 sind in Estland 28,8 Mio. kg TR Klärschlamm in der öffentlichen Abwasserbehandlung angefallen. Im europaweiten Vergleich war bei der Schlammbehandlung im letzten Jahrzehnt in Estland die größte prozentuale Entwicklung in Richtung Kompostierung zu erkennen [56], obwohl die Kompostierung als Entsorgungsweg für Klärschlamm in Estland noch keinen großen Anteil einnimmt (vgl. Abbildung 6-5) [28].

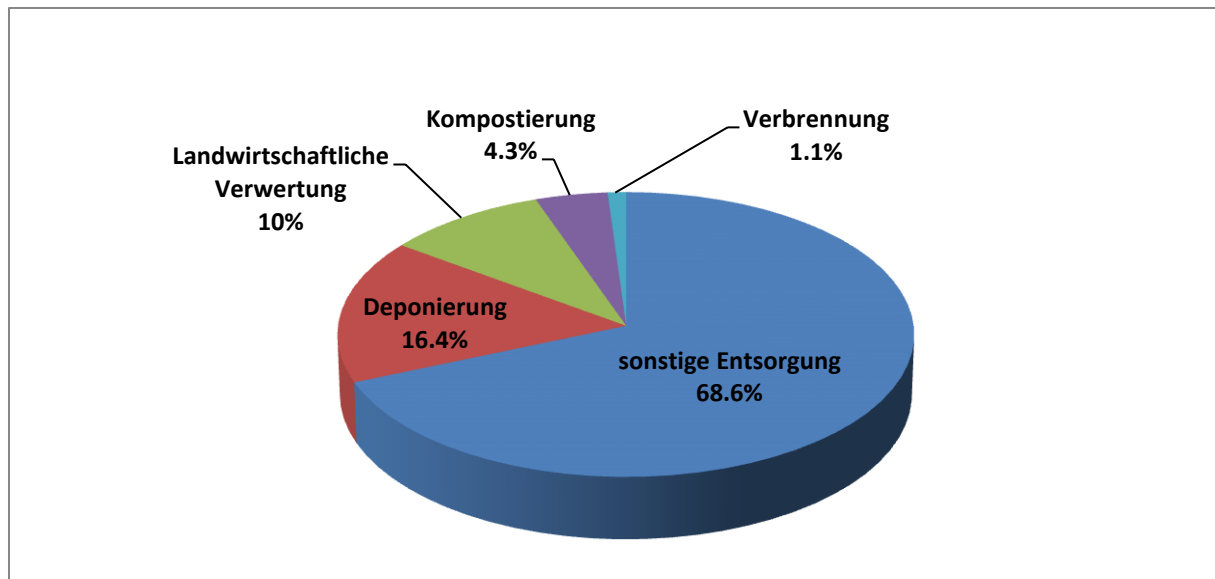


Abbildung 6-5: Klärschlammverbleib in Estland in 2007 [28]

Generell gibt es in Estland bezüglich der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm keine Imageprobleme und auch die legislativen Einschränkungen sind nicht so strikt wie die EU-Vorgaben. Klärschlamm gilt in den ländlichen Gebieten Estland bei den Landwirten als beliebtes Düngemittel, da die Böden in Estland meistens nicht sehr nährstoffreich sind und die industriell produzierten Düngemittel einen schlechten Ruf bedingt durch die Sowjetzeiten haben, in der die Dünger eine geringe Qualität und hohe Schadstoffgehalte hatten [28]. Die Absetzmöglichkeiten von Klärschlammkomposten sind in Estland also grundsätzlich sehr gut.

Die Behandlung von Klärschlamm durch Kompostierung wird in Estland unter anderem in Tartu und der Hauptstadt Tallin eingesetzt. Tartu liegt im Südosten von Estland und ist mit 100.000 Einwohnern nach Tallin die zweitgrößte Stadt des Landes. Nach der Eindickung und Entwässerung des anfallenden Klärschlammes wird auf der Zentralkläranlage der Stadt der Klärschlamm mit Rindenmulch und anderen organischen Abfällen gemischt und anschließend in offenen Mieten kompostiert. Während des Rottezeitraums von drei Monaten werden die Mieten regelmäßig umgesetzt. Die anschließende Nachrotte dauert bis zu einem Jahr. [28]

Im Jahr 2006 wurden Untersuchungen [41] zu verschiedenen Zuschlagstoffen in Tartu durchgeführt. Diese ergaben, dass Holzschnipsel im Verhältnis von 1:1-1,2 am besten als Zuschlagstoff für die Kompostierung geeignet sind. In Abbildung 6-6 ist der Temperaturverlauf in den Mieten, 50 cm unterhalb der Oberfläche, mit den jeweiligen untersuchten Zuschlagstoffen aufgezeigt. Es ist deutlich zu erkennen, dass von allen Haufwerken einzig die Mischung mit den Holzschnipseln das erforderliche Temperaturniveau für die Desinfektion von 55 °C über

einen längeren Zeitraum halten konnte. Die Zuschlagstoffe Stroh sowie ein Stroh-Rinden-Gemisch konnten mit Klärschlamm während der Kompostierung ca. 11 Tage Temperaturen von über 50 °C erreichen und sind somit eine Alternative zu den Holzschnipseln.

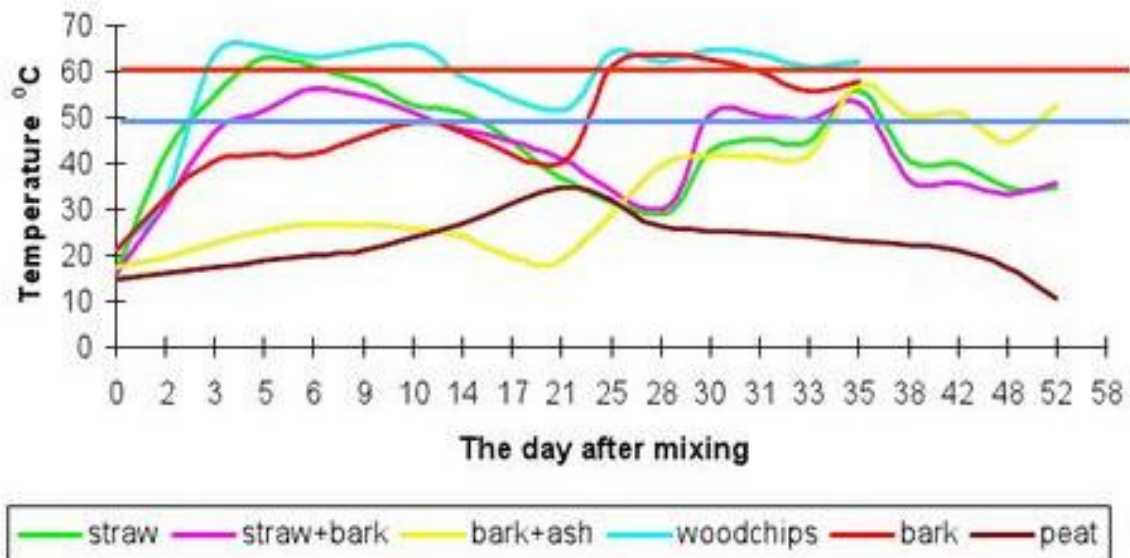


Abbildung 6-6: Vergleich der Temperaturverläufe bei der Klärschlammkompostierung in Tartu mit verschiedenen Zuschlagstoffen [41]

Jährlich können in Tartu rund 12.000 m³ Kompost produziert werden, der über die Landwirtschaft den Nährstoffkreislauf schließen soll. Die Böden in der Umgebung von Tartu sind im Gegensatz zu den meisten Ackerböden in Estland relativ nährstoffreich, wodurch die landwirtschaftliche Verwertung des Kompostes in Tartu eingeschränkt ist. Die Ackerflächen müssen aufgrund der hohen Nährstoffgehalte nicht intensiv gedüngt werden. Außerdem wollen die Landwirte sich nicht durch die in Estland geltenden rechtlichen Rahmenbedingungen, die für die Düngung mit Klärschlamm existieren, nicht einschränken lassen. Aus diesem Grund gibt es in Tartu Planungen die Klärschlammkompostierung in Zukunft durch eine Klärschlammfäulung zu substituieren, so dass der Klärschlamm als Energiequelle genutzt wird [28].

In Tallin, mit 420.000 Einwohnern die größte Stadt Estlands [21], wurde 1998 in der Zentralkläranlage das Abwasser von 2.563 industriellen Einrichtungen sowie 10.279 Haushalten gereinigt. Die Behandlung des Abwassers (64,7 Mm³ im Jahr 1998) erfolgt mechanisch mit einer anschließenden aeroben biologischen Reinigungsstufe. In der Kläranlage fallen jährlich 72.000 t Klärschlamm an, der in einer anaeroben Schlammstabilisierung behandelt werden. Vom eingedickten und entwässerten Schlamm (17 % TS) werden 60 % kompostiert. Die restlichen 40 % des Faulschlammes werden in Deponien entsorgt. Dieser Anteil soll verringert

werden, da die Kapazitäten der Deponien in naher Zukunft erschöpft sein werden und der Bau neuer Deponien vermieden werden soll. Die Kompostierungsanlage soll daher ausgebaut werden, so dass in Zukunft die gesamte Schlammmenge kompostiert werden kann [72].

6.2.4 Südafrika

In Südafrika befinden sich etwa 950 Kläranlagen in Betrieb, die zusammen pro Tag ungefähr 5 bis 7 Mio. m³ des anfallenden Abwassers reinigen. Über die Hälfte der Kläranlagen in Südafrika sind Kleinkläranlagen, in denen weniger als 500 m³ pro Tag behandelt werden. In Südafrika liegen, wie auch in den meisten Entwicklungsländern, wenige Informationen über die Praktiken der Schlammbehandlung in Kleinkläranlagen vor. In einer landesweiten Umfrage wurden 72 Kläranlagen [84], die sich hauptsächlich auf Kläranlagen mit einer Reinigungsleistung ab 2000 m³/d konzentriert hat, zu ihren Schlammbehandlungsmethoden befragt. Drei Viertel der anfallenden Schlammmasse werden nach der traditionellen anaeroben und aeroben Schlammstabilisierung keiner weiteren Behandlung unterzogen, bevor sie endgültig entsorgt werden. Fast ein Fünftel der gesamten anfallenden Schlamm-trockenmasse wird auf 9 % aller befragten Kläranlagen kompostiert. Die Kompostierung wird in großstädtischen Regionen aber auch in Kläranlagen kleinerer Städte eingesetzt [84].

Marx et al. [70] geben einen detaillierten Überblick über die Verteilung der jeweiligen Entsorgungswege von Klärschlammen in Südafrika (vgl. Abb. 6-7).

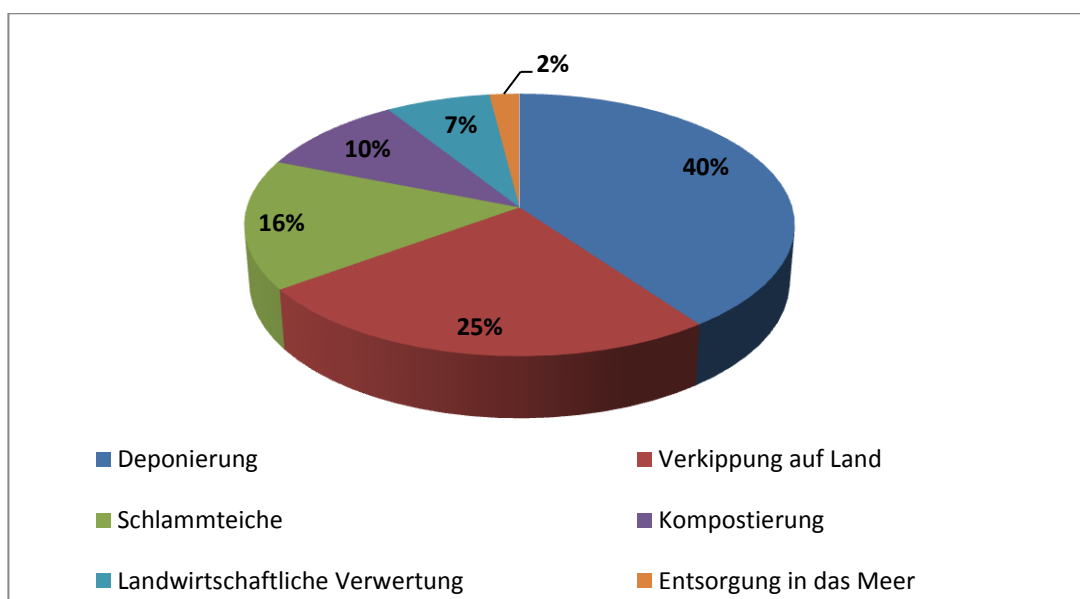


Abbildung 6-7: Schlamm-entsorgungsmethoden in Südafrika in 2004, angepasst nach [70]

Im Jahr 2007 wurden Versuche bei der Sasol Chemical Industry (SCI) in Sasolburg durchgeführt, in denen eine geeignete Behandlungsmethode für die in der Abwasserbehandlungsanlage der SCI entstehenden Schlämme ermittelt werden sollte. Die SCI produziert seit den 50er Jahren kommerziell Brennstoffe und Wachse sowie seit neuerer Zeit auch Chemikalien. Die Brennstoffe werden durch den Fischer-Tropsch Prozess aus Kohle und Erdgas hergestellt. Die Kläranlage behandelt neben den Prozessabwässern der Brennstoff- und Chemikalienherstellung auch Abwässer einer Ö Raffinerie, einer Düngemittelfabrik und einem Gummierhersteller, sowie kommunale Abwässer aus den benachbarten Wohngebieten in Sasolburg [80]. Die Abbildung 6-8 gibt einen Überblick über die Region und die Kläranlage.



Abbildung 6-8: Überblick über die Region Sasolburg [angepasst aus Google Maps]

In der Kläranlage Sasolburg wird das Schmutzwasser einer mechanisch-biologischen Behandlung unterzogen. Es fallen pro Tag ca. 30 m^3 Rohschlamm an, der anschließend durch eine natürliche Entwässerung in Trockenbeeten auf die Hälfte seines Volumens reduziert wird. Die vorherrschende Entsorgungsmethode für den entwässerten Schlamm in Sasolburg ist die Lagerung. Zu der Zeit der Versuchsdurchführungen war die Kapazität der Lagerstätten bereits zu 90% ausgeschöpft, so dass entweder neue Lagerstätten oder eine nachhaltigere alternative Schlammentsorgung gefunden werden musste [80].

In den Experimenten wurde neben der SLASH-Methode (Zugabe von Asche und Kalk zum Schlamm) und dem ASP-Verfahren (Pasteurisierung von Belebtschlamm) auch die Kompostierung untersucht. Die Randbedingungen bzw. Schlammigenschaften in diesen Versuchen waren wie folgt: Der entwässerte Schlamm aus den Trockenbeeten hatte einen Wassergehalt von 86 %. Grünabfall (Pflanzen- und Baumschnitt) wurde in einem Schredder auf eine Partikelgröße von 20 cm zerkleinert und in einem Verhältnis von 2:1 mit dem Klärschlamm gemischt. Das Luftporenvolumen des Gemischs betrug 50%. Kompostiert wurde das Material

in Mieten mit einem Volumen von 1 m³. In den Mieten wurde mit Hilfe von Sensoren die Temperatur an verschiedenen Stellen der Haufwerke aufgezeichnet. Immer wenn die Temperatur an einer Stelle über 70°C stieg, wurden die Mieten gewendet. Abbildung 6-9 zeigt den Temperaturverlauf über die Kompostierungsperiode von 3 Wochen.

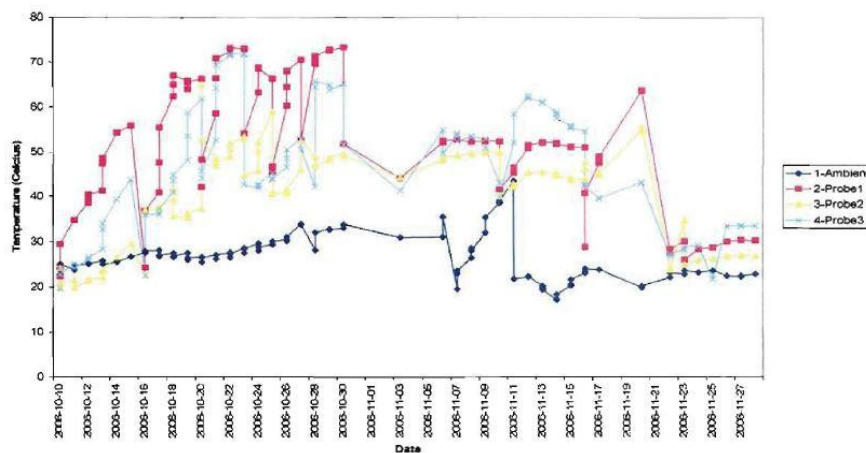


Abbildung 6-9: Temperaturprofile von drei Proben in Versuch in Sasolburg [80]

Es ist ein rascher Anstieg innerhalb von 5 Tagen auf ein für die Hygiene notwendiges Temperaturniveau von über 55 °C zu erkennen. Nach zwei Monaten Kompostierung fiel die Temperatur wieder ab und erreichte Temperaturen um 30 °C. Die anschließende Reifephase dauerte einen Monat. Neben der Temperatur wurde auch der biologische und chemische Sauerstoffbedarf (BSB₅ und CSB, vgl. Kapitel 2.4.3.) gemessen. Die Werte der BSB₅ - und CSB-Messung können aus Tabelle 6-3 entnommen werden. Für den BSB₅ des entwässerten Klärschlammes liegen keine Werte vor, da dieser vom Messgerät nicht erfasst wurde.

Tabelle 6-3: BSB₅ und CSB von zwei Proben zu verschiedenen Kompostierungszeitpunkten (k.A. – keine Angabe; Werte aus [80])

Probe	BSB ₅ (mg/L)	CSB (mg/L)	BSB ₅ /CSB
Klärschlamm 1	k.A.	95,8	k.A.
Klärschlamm 2	k.A.	95,8	k.A.
Kompost 1 (3 Wochen)	125	528	0,17
Kompost 2 (3 Wochen)	87,4	528	0,12
Kompost 1 (Reifephase)	93	522	0,18
Kompost 2 (Reifephase)	101	522	0,19
Kompost 1 (fertig)	30	132	0,23
Kompost 2 (fertig)	10	92	0,11

Ein BSB₅/CSB-Verhältnis unter 0,2 bedeutet, dass die Substrate nicht abbaubar sind. Verhältnisse im Bereich von 0,2 bis 0,6 deuten auf schwer bis normal abbaubare Substrate hin. Ab einem Verhältnis von 0,6 oder mehr kann man von gut abbaubaren Verbindungen ausgehen [Scholz]. In den Versuchen von Scholz [80] lag das BSB₅/CSB-Verhältnis bereits nach 3 Wochen Kompostierung bei 0,17 bzw. 0,12, was auf eine vollständige Zersetzung der im Klärschlamm enthaltenen biologisch leicht abbaubaren Substanz schließen lässt. Obwohl die BSB₅/CSB-Verhältnisse sich im Verlauf der Kompostierung nicht mehr wesentlich ändern, ist ein weiterer Abbau organischer Substanz zu erkennen, da der BSB₅ und CSB im fertigen Kompost deutlich niedriger sind als nach 3 Wochen oder in der Reifephase. Die für die Stabilisierung enorme Wichtigkeit der Reifephase wird hier besonders deutlich.

Die Gehalte an Schwermetallen und pathogenen Mikroorganismen im Klärschlamm und Kompost aus Sasolburg sowie die Grenzwerte der geltenden Richtlinie in Südafrika für Komposte sowie der EU für Klärschlämme sind in Tabelle 6-4 dargestellt.

Tabelle 6-4: Schwermetallgehalte und Pathogenhäufigkeit im Klärschlamm und Kompost aus Sasolburg im Vergleich zu nationalen und EU-weiten Grenzwerten (MPN-most probable number; Werte aus [80])

Schadstoff	Grenzwerte Südafrika WRC - Klasse A (mg/kg)	Grenzwerte EU (mg/kg)	Klärschlamm Sasolburg (mg/kg)	Kompost Sasolburg (mg/kg)
Cadmium	< 40	20-40	1,1	0,65
Chrom	< 1200	-	160	100
Kupfer	< 1500	1000-1750	2800	1300
Zink	< 2600	2500-4000	1200	840
Blei	< 300	750-1200	47	34
Quecksilber	< 15	16-25	10,5	4,3
Nickel	< 420	300-400	76	47
Coliforme Bakterien [MPN/g TS]	< 1000	-	> 2419	0
Wurmeier [Menge Eier/g TS]	< 0,25	-	2	0

Hinsichtlich der Schwermetalle befinden sich die Schwermetallgehalte des Klärschlammes aus Sasolburg mit Ausnahme von Kupfer bereits deutlich unter den Grenzwerten der EU. Im Kompost ist der Kupfergehalt geringfügig kleiner als der Grenzwert für Komposte in Südafrika, so dass rechtlich die Verwertung des Kompostes in Ordnung ist. Auch die Hygiene-

vorschriften für die Kompostanwendung in Südafrika werden von dem in Sasolburg produzierten Kompost eingehalten. Die im Klärschlamm befindlichen coliformen Bakterien sowie Wurmeier wurden vollständig entfernt.

In den oben beschriebenen Versuchen hat sich der Kompostierungsprozess als die geeignetste Lösung für die Klärschlammbehandlung in Sasolburg herausgestellt. Um den Kompost erfolgreich vermarkten und in der Landwirtschaft einsetzen zu können, müssen die Kupfergehalte im Klärschlamm reduziert werden. Aus diesem Grund soll die SCI in weiteren Studien die Quelle der Schwermetalle ermitteln, damit die Konzentration an Schwermetallen, insbesondere Kupfer, im Klärschlammkompost reduziert werden kann [80].

6.2.5 China

Bedingt durch den enormen Bevölkerungsanstieg und das rasante Wirtschaftswachstum wurde in den vergangenen Jahren in China erheblich in den Bau von Kläranlagen investiert. Die Anzahl von betriebenen Kläranlagen verdoppelte sich von 909 Anlagen im Jahr 2005 auf 1993 Anlagen in 2009 mit einer Kapazität ca. 106 Mio. t pro Tag. Im Hinblick auf die nächsten Jahre wird sich diese Zahl sehr bald erneut verdoppeln, denn 2009 übertrafen die sich noch im Bau befindlichen Kläranlagen bereits die momentan betriebenen um etwa 370 Stück (vgl. Abbildung 6-10).

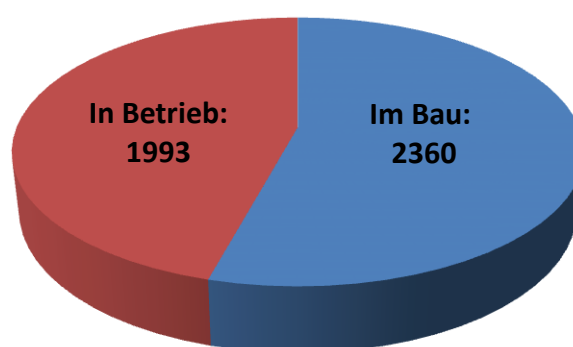


Abbildung 6-10: Anzahl von Klärschlammanlagen in China [85]

Ein positiver Aspekt dieser rapiden Entwicklung ist, dass der Anschluss an eine Abwasserbehandlung von 14,86 % in 1990 auf 73 % in 2010 gestiegen ist und somit deutlich mehr Abwässer behandelt werden. Allerdings ist zu beachten, dass aus einer Kläranlage nicht nur gereinigtes Wasser hervorgeht. Mit der höheren Abwasserbehandlungsrate stiegen auch die

zu behandelnden Schlammengen auf den Kläranlagen. Von 1978 bis 2009 wuchs das Aufkommen von entwässertem Schlamm (TS von 20%) von 150 Mg/d auf 48.000 Mg/d. Xu und Zhang [98] prognostizieren einen zusätzlichen Anstieg der Schlammproduktion von 2.460.000 Mg pro Jahr. Problematisch ist allerdings, dass weniger als 25% der Kläranlagen (Stand 2009) mit funktionierenden Einrichtungen zur Schlammbehandlung ausgestattet sind. Um die anfallenden Schlammengen bestmöglich zu verwerten und nicht nur in Deponien zu entsorgen, wie es aktuell praktiziert wird, ist es für China daher dringend notwendig landesweit nachhaltige Schlammbehandlungsanlagen zu bauen [85].

Tabelle 6-5 hat die Wertespanne von Schwermetall- und Nährstoffgehalten einiger Klärschlämme von Kläranlagen im Vergleich zu den in China geltenden Grenzwerten für die landwirtschaftliche Verwertung aufgelistet [97]. Eine Vielzahl von Klärschlämmen halten diese Grenzwerte nicht ein. Vor allem die Grenzwerte für Chrom, Kupfer, Zink und Nickel werden deutlich überschritten.

Tabelle 6-5: Schadstoffgehalte chinesischer Klärschlämme und Grenzwerte für die landwirtschaftliche Verwertung auf Böden mit pH < 6,5 und pH > 6,5 (Werte aus [97])

Schadstoff	Klärschlämme Chinesischer KA (mg/kg)	Grenzwerte für landwirtschaftliche Verwertung (mg/kg)	
		pH < 6,5	pH > 6,5
Cadmium	0,05 – 5,00	5	20
Chrom	42,60 – 1550,00	600	1000
Kupfer	28,40 – 3068,00	800	1500
Zink	168,60 – 8353,00	2000	3000
Blei	41,00 – 374,00	300	1000
Quecksilber	0,61 – 8,50	5	15
Nickel	10,40 – 693,10	100	200
Arsen	5,60 - 57,12	75	75
Bor	51,20 – 59,20	150	150

Zum größten Teil wird in China Klärschlamm in der Landwirtschaft unbehandelt als Dünger verwertet, verbrannt oder deponiert. Eine Umfrage bei 75 kommunalen Kläranlagen in 43 Städten hat gezeigt, dass ungefähr 90 % der produzierten Klärschlämme durch Aufbringen in der Landschaft verwertet werden [99]. In der Zukunft soll deshalb die Klärschlammkompostierung eine größere Rolle spielen, da der Eintrag der im Klärschlamm enthaltenen

organischen Schadstoffe und Pathogene vor allem auf landwirtschaftlichen Flächen verringert werden soll. In Studien wurde Klärschlammkompost in China bereits erfolgreich bei Zierpflanzen und in Wäldern zur Verbesserung des Wachstums eingesetzt [97].

China hat bereits bei der Hausmüllkompostierung Erfahrungen gesammelt und diese bei der Umsetzung von Kompostierungsanlagen für Klärschlamm nutzen können. Die Regierung ist bemüht die Technologie weiter zu verbreiten und zu nutzen. Weiterhin wird auf diesem Gebiet Forschung betrieben. Laut einer Lebenszyklusanalyse der Schlammbehandlung von 15 kommunalen Kläranlagen ist die Kompostierung optimal für kleine- bis mittelgroße Kläranlagen geeignet. Für große Kläranlagen hingegen ist der anaerobe Abbau mit Biogasnutzung vorteilhaft [85].

Eine der ersten Klärschlammkompostierungsanlagen in China ist in die Tangshan Xijiao Sewage Treatment Plant integriert. 1994 wurde dort eine Pilotanlage errichtet, die mineralische Mehrnährstoffdünger (NPK-Dünger) aus Schlammkompost hergestellt hat, welcher von den Landwirten gut angenommen wurde. Es liegen zu den Randbedingungen der Klärschlammkompostierung in Tangshan leider keine genauen Informationen vor [97]. Im Folgenden werden einige Studien vorgestellt, die in China zur Klärschlammkompostierung durchgeführt wurden.

In 2007 erforschten Cai et al. [19] die Konzentrationen von 16 PAKs in vier verschiedenen Kompostierungsverfahren aus Klärschlamm-Reisstroh-Gemischen aus und verglichen die Abbauraten der vier Prozesse miteinander. Reisstroh ist ein landwirtschaftlicher Abfallstoff, der in China, wie auch in den meisten reisanbauenden Entwicklungsländern, vor Ort verbrannt wird. Bei der Verbrennung wird Kohlendioxid der Atmosphäre zugeführt und kann bei der Bevölkerung in der Umgebung zu Lungenschäden führen. In China fielen im Jahr 2004 auf 31 Mio. Hektar Reisanbaufläche ca. 16.5 Mrd. kg Reisstroh an. Für die Klärschlammkompostierung eignet sich Reisstroh sehr gut als Zuschlagstoff, da es reich an organischem Material (80 %) und Nährstoffen ist. Der oxidierbare organische Kohlenstoffanteil liegt bei 34%, womit Reisstroh auf C/N-Verhältnisse von 50:1 bis 150:1 kommt [51]. In den von Cai et al. [19] durchgeführten Versuchen wurde entwässerter Überschussschlamm aus der Datansha Kläranlage in Guangzhou (China) verwendet. Der Schlamm beinhaltete 173 g organischen Kohlenstoff/kg Schlamm und 25 g Stickstoff/kg Schlamm, und hatte somit ein C/N-Verhältnis von 6,9: 1. Der Wassergehalt des Schlamms betrug 81,7 %. Der Zuschlagstoff Reisstroh stammte vom Versuchsanbau der South China Agricultural University in Guangzhou und war luftgetrocknet und in kleine Schnipsel mit einer Länge von 5-6 cm

zerkleinert. Es enthielt 312 g organischen Kohlenstoff/kg Schlamm und 5,8 g Stickstoff/kg Schlamm (C/N-Verhältnis von 54:1) bei einem Feuchtegehalt von 12,2 %. Das Experiment wurde an der South China Agricultural University in Guangzhou durchgeführt.

Hierzu wurden vier verschiedene Haufwerke vorbereitet. Der Klärschlamm wurde mit dem Reisstroh gemischt, um ein C/N-Verhältnis von 13: 1 zu bekommen. Die genauen Zusammensetzungen der vier Haufwerke sind in Tabelle 6-6 aufgetragen. Als Zuschlagstoff dienten in zwei Haufwerken Holzschnipsel (4-20 cm x 2-4 cm). Außerdem wurden Leitungswasser sowie bei drei von vier Komposten Fäkalschlamm hinzugegeben, so dass ein Wassergehalt von 60 % in den Haufen zu Beginn der Kompostierung vorlag.

Tabelle 6-6: Zusammensetzungen der Komposthaufwerke (KS – Klärschlamm, RS – Reisstroh, HS – Holzschnipsel, LW – Leitungswasser, FS – Fäkalschlamm, Impf. – Impfung; Werte aus [19])

Behandlung	KS (kg)	RS (kg)	HS (kg)	LW (kg)	FS (kg)	Impf. (ml)
Haufwerk 1	750	160	-	20	25	-
Haufwerk 2	750	160	-	45	-	200
Haufwerk 3	600	130	73	18	20	-
Haufwerk 4	600	130	73	18	20	-

Die vier verschiedenen Komposte wurden in Haufwerken mit den Abmessungen 2.0 m x 1,5 m x 2,0 m auf präparierte Plattformen angesetzt. Die vier Komposte unterschieden sich vor allem in der Art der Belüftung während der Kompostierung. Zwei der Haufwerke wurden alle fünf Tage manuell umgesetzt. Von diesen beiden wurde Haufwerk 2 anstelle des Fäkalschlammes mit einer Impfung bestehend aus Mikroorganismen, Enzymen und wachstumsfördernden Agenzien versetzt. Die beiden übrigen Haufwerke wurden auf unterschiedliche Weise zwangsbelüftet. Zum einen (Haufwerk 3) morgens für vier Stunden und zum anderen (Haufwerk 4) in regelmäßigen Abständen 16-mal pro Tag für 15 Minuten. Zwischen den Belüftungsperioden war das Haufwerk für 75 Minuten unbelüftet. Nach 56 Tagen Kompostierung wurden Kompostproben genommen, um diese mit dem Eingangsmaterial der Kompostierung zu vergleichen. Außerdem wurden täglich die Temperaturen in den Haufwerken, 35 cm von der Oberfläche entfernt, gemessen und aufgezeichnet. Der Temperaturverlauf ist in Abbildung 6-11 zu sehen.

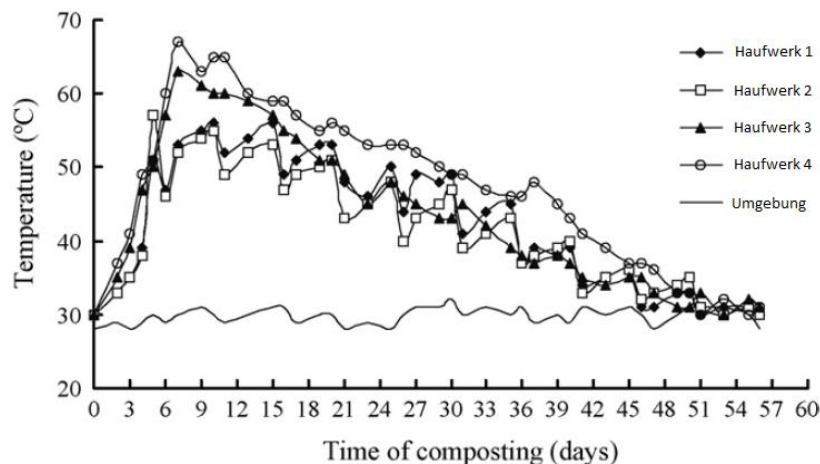


Abbildung 6-11: Temperaturverlauf in den Haufwerken während der Kompostierung (angepasst aus [19])

Die beiden belüfteten Haufwerke 3 und 4 erreichten bereits nach fünf Tagen ihr höchstes Temperaturniveau von 67 °C bzw. 63 °C. In den folgenden vier Wochen nahm die Temperatur der beiden Haufwerke langsam auf 45 °C ab, bevor sie sich bis zum Ende der Kompostierung an die Umgebungstemperatur angepasst hatte. Die Temperatur des Haufwerks mit 15-Minuten Belüftungsintervall lag bis zum Ende immer mit 5-10 °C über dem Niveau des täglich einmalig belüfteten Komposts. In den manuell gewendeten Haufen erhöhte sich die Temperatur in den ersten 10 Tagen auf 55 °C und hielt daraufhin für zwei Wochen eine Temperatur im thermophilen Bereich, bevor sie sich langsam an die Umgebungstemperatur annäherte. Es konnten im Hinblick auf die Temperaturentwicklung keine großen Unterschiede zwischen dem geimpften und dem mit Fäkalschlamm versehenen Haufen erkannt werden. Im geimpften Haufwerk 2 wurden die niedrigsten Abbauraten beobachtet. Die Impfung war somit nicht nötig.

Die Temperaturschwankungen in den Haufwerken 1 und 2 sind auf die Umsetzungen zurückzuführen, die alle fünf Tage vorgenommen wurden. Außerdem wurde durch die Umsetzung ein Temperaturanstieg, so wie er in den belüfteten Haufwerken 3 und 4 zu erkennen war, unterbunden. Der hohe Temperaturanstieg ermöglichte in den belüfteten Haufwerken 3 und 4 höhere Abbauraten als in anderen beiden Haufwerken. Bei höheren Temperaturen steigt die Substratlöslichkeit, so dass Schadstoffe von den Mikroorganismen leichter zum Abbau zur Verfügung stehen. Die regelmäßige Versorgung mit Sauerstoff ist ebenfalls ein Faktor, der den Temperaturanstieg unterstützt. Die dadurch geförderte mikrobielle Aktivität führt zu einer höheren Abbauraten, zumindest solange die Temperatur nicht zu hoch steigt und die Organismen inaktiviert. Für den Abbau von PAKs bieten niedrige C/N-Verhältnisse (13:1-24:1) laut Cai et al. [19] und Iranzo et al. [51] das beste Milieu, weil eine bessere

Homogenität des Kompostmaterials und damit auch eine bessere Verteilung der Mikroorganismen im Haufwerk erreicht wird. Die Kompostierung unter den erforschten Bedingungen erreichte den Abbau von PAKs unter die Grenzwerte der EU mit Abbauraten je nach PAK-Typ von 64 % bis 94 %. [19]

Cai et al. [20] untersuchten 2011 die Abbauraten von organischen Schadstoffen während der Kompostierung von Klärschlamm. Es wurden für die Versuche entwässerte Schlämme aus der Kläranlage Zhen'an in Foshan (kommunale Klärschlämme: industrielle Klärschlämme, 9:1) und der Kläranlage Beishiqiao in Xi'an (kommunale Klärschlämme: industrielle Klärschlämme, 4:6) entnommen. Die Sägespäne, mit denen der Klärschlamm zusammen kompostiert wurde, stammten von der Guangzhou Baiyun Greening Nursery Company aus Guangzhou. Die wichtigsten Eigenschaften der Ausgangsstoffe sind in Tabelle 7 dargestellt.

Tabelle 6-7: Eigenschaften der Klärschlamme und der Zuschlagstoffe (Werte aus [20])

Parameter	Xi'an	Foshan	Sägespäne
C (g Corg/kg)	144	205	370
N (g N/kg)	15,2	29,6	18,9
C/N	9,47:1	6,92:1	19,6:1
Wassergehalt (%)	81,0	80,7	12,2

In zwei Haufwerken (2,0 m Länge, 1,5 m Breite, 2,0 m Höhe) wurde der Schlamm aus Foshan mit Sägespänen im Verhältnis 1,5: 1 gemischt, um ein C/N-Verhältnis im Gemisch von 15: 1 zu erreichen. Zusätzlich wurden Holzschnipsel (4-20 x 2-4 cm) und Leitungswasser hinzugegeben, so dass im Haufwerk letztendlich ein Wassergehalt von 60% erreicht wurde. Einer der zwei Haufen (jeweils mit einem Volumen von 1,0-1,2 m³) wurde alle fünf Tage zur Belüftung umgesetzt. Das andere Haufwerk wurde alle 75 Minuten für eine Dauer von 15 Minuten, und somit pro Tag für vier Stunden, belüftet. Der Schlamm aus Xi'an wurde hingegen mit Maisstroh gemixt und einer natürlichen Belüftung unterzogen. Nach 56 Tagen wurden Kompostproben von verschiedenen Stellen der Haufwerke entnommen und gemischt, um homogene Proben zu erhalten. Das Ergebnis der Untersuchungen war, dass durch die Kompostierung eine erhebliche Reduktion der Stoffmengen der beobachteten PAKs, Phthalaten und Chlorobenzolen erreicht wurde. Die Abnahmeraten der 16 PAKs und der sechs Phthalaten, die analysiert wurden, lagen bei 54,6 % bis 75,9 % bzw. 58,3 % bis 90,6 %. Die PAK-Konzentrationen in allen drei Komposten lagen unter den Grenzwerten der EU für landwirt-

schaftliche Verwertung. Im Vergleich der drei verschiedenen Kompostierungsverfahren, lieferte der umgesetzte Kompost das beste Resultat [20].

Lu et al. [67] beschäftigten sich mit der Co-Kompostierung von Klärschlamm und kommunalem Hausmüll. Der organische Anteil im Hausmüll ist in Entwicklungsländern generell höher, daher bietet sich Hausmüll sehr gut zur Kompostierung an. Durchschnittlich kann in Entwicklungsländern 50% des anfallenden Hausmülls sofort kompostiert werden. Das relativ hohe C/N-Verhältnis und die strukturbildenden Eigenschaften von Hausmüll sind vorteilhaft für die Klärschlammkompostierung. In den Versuchen von Lu et al. [67] Versuchen wurde Hausmüll einer Müllkompostierungsanlage und entwässerter Klärschlamm einer Kläranlage in Shanghai verwendet. Im Hausmüll wurden Objekte mit einem Durchmesser von über 10 cm gefunden, in der Regenzeit wurden Wassergehalte von bis zu 80 % gemessen. Um eine relativ homogenes und strukturreiches Produkt zu bekommen, wurde der Hausmüll vor der Co-Kompostierung getrocknet (20 Tage Lagerung) und gesiebt (Siebgröße < 60 mm). Die Eigenschaften der beiden Ausgangsstoffe sind in Tabelle 6-6 dargestellt.

Tabelle 6-8: Eigenschaften des Hausmülls und des Klärschlammes (Werte aus [67])

Parameter	Hausmüll	Klärschlamm
Organisches Material (%)	49,1	45,5
Wassergehalt (%)	61,2	77,8
pH-Wert	6,28	6,68
Organischer Kohlenstoff (g/kg)	296,6	264,8
Stickstoffgehalt (g/kg)	12,33	25,05
C/N-Verhältnis	25:1	10:1

Die Kompostierung der oben betrachteten Klärschlämme erfolgte in einem säulenförmigen Reaktor mit 60 cm Durchmesser und einer Höhe von 80 cm. Zur Belüftung war 10 cm über dem Reaktorboden eine gelochte Plastikplatte mit einem Belüftungsrohr installiert. Die Temperatur wurde mit Glasthermometern 30 cm unter der Kompostoberfläche gemessen.

Die Versuche wurden in vier verschiedenen Gruppen mit unterschiedlicher Zusammensetzung des Kompostes, Belüftungsart und Luftzufuhr durchgeführt (vgl. Tabelle 6-9). Die ersten drei Versuchsgruppen sollten Aufschluss über die optimale Belüftungsart sowie über die optimale Luftzufuhr und Mischverhältnis von Klärschlamm und Hausmüll geben. Im letzten Experiment wurde dem Klärschlamm-Hausmüll-Gemisch verschiedene Mengen Fertigkompost beigefügt und anschließend kontinuierlich mit $0,5 \text{ l}/(\text{min} \cdot \text{kg}_{\text{FSZ}})$ belüftet [67].

Tabelle 6-9: Aufbau der Versuchshaufwerke (HM-Hausmüll, KS-Klärschlamm, FK-Fertigkompost, FSZ- Flüchtige Substanz) [Lu]

	Verhältnis HM : KS : FK (MSW: SS: MC)	Belüftung	Belüftungsrate [l/(min*kg _{FSZ})]
Experiment 1	9 : 1 : 0	Kontinuierlich (CA)	0,5
	9 : 1 : 0	Unterbrochen (IA)	0,5
Experiment 2	9 : 1 : 0	Kontinuierlich (CA)	0,5
	5 : 1 : 0	Kontinuierlich (CA)	0,5
	3 : 1 : 0	Kontinuierlich (CA)	0,5
Experiment 3	3 : 1 : 0	Kontinuierlich (CA)	0,2
	3 : 1 : 0	Kontinuierlich (CA)	0,5
	3 : 1 : 0	Kontinuierlich (CA)	0,8
Experiment 4	3 : 1 : 1	Kontinuierlich (CA)	0,5
	3 : 1 : 2	Kontinuierlich (CA)	0,5
	3 : 1 : 3	Kontinuierlich (CA)	0,5

In Abbildung 6-12 sind die Temperaturverläufe in den Komposthaufwerken der vier verschiedenen Experimente dargestellt. Die Ergebnisse des ersten Experiments zeigten, dass die kontinuierliche Belüftung im Gegensatz zur unterbrochenen Belüftung eine leicht vorteilhaftere Wirkung auf den Temperaturverlauf hatte, vor allem in der Initialphase zu Beginn der Kompostierung. Das zweite Experiment zeigte, dass die 3:1-Mischung von Hausmüll und Klärschlamm aufgrund ihrer Wärmeentwicklung und der damit verbundenen schnelleren Zersetzung der Organik am besten für die Kompostierung geeignet ist.

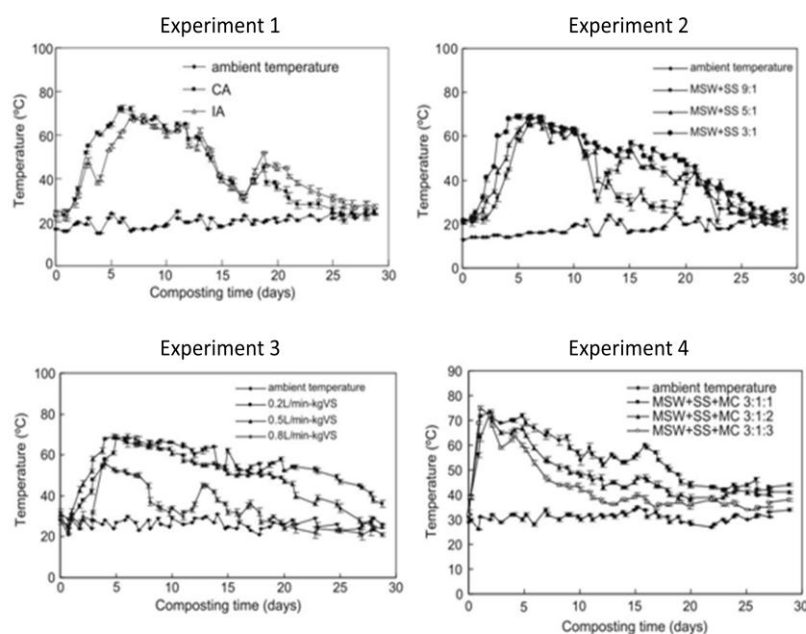


Abbildung 6-12: Temperaturverläufe während der Kompostierung [Lu]

Der reife Kompost der 3:1-Mischung enthielt zudem den höchsten Stickstoffgehalt, der für die landwirtschaftliche Verwertung von Interesse ist. Die Luftzufuhr von 0,5 l/min kg_{FSZ} erwies sich über den gesamten Kompostierungszeitraum gesehen als beste Variante. Durch die Zugabe von reifem Kompost zu dem Hausmüll-Klärschlamm-Gemisch konnte die Struktur und der Wassergehalt und damit auch die Initialphase der Kompostierung verbessert werden, jedoch führte der hohe Anteil an fertigem Kompost zu einem schnelleren Abfall der Temperatur sowie des Sauerstoffverbrauches und des Wassergehaltes im weiteren Verlauf der Kompostierung [67].

Bei der Betrachtung aller untersuchten Kompostierungsvarianten kann die Beimischung von Fertigungskompost zum Ausgangsmaterial für die Co-Kompostierung von Klärschlamm mit Hausmüll empfohlen werden (vgl. Abbildung 6-12, Experiment 4), insbesondere im Verhältnis 3:1:1 aus Hausmüll [MSW]: Klärschlamm [SS]: fertiger Kompost [MC]. Grund dafür ist, dass es sehr schnell ein Temperaturlevel von über 55 °C erreicht und über etwa 15 Tage hält. So ist eine Desinfektion des Klärschlammes gewährleistet sowie ein effektiver Abbau der organischen Bestandteile ermöglicht.

Ein weiteres Beispiel erfolgreicher Klärschlammkompostierung in China wird in [81] beschrieben. In Untersuchungen über die Produktion und Emission von flüchtigen organischen Verbindungen, wie zum Beispiel Ether oder Fettsäuren, während des Prozesses der Klärschlammkompostierung wurden Messungen in der Lvgang Klärschlammbehandlungsanlage in Qinhuangdao (im Norden Chinas in der Nähe von Peking gelegen) durchgeführt. Der in den oben beschriebenen Versuchen verwendete Klärschlamm wurde einer lokalen Kläranlage entnommen und mit fertigem Kompost sowie Holzschnipseln der Schlammbehandlungsanlage Lvgang im Verhältnis 8: 3: 1 (Schlamm: Kompost: Holzschnipsel) gemischt, um im Ausgangsmaterial ein Wassergehalt von 65 % und einen Anteil von organischem Kohlenstoff von ca. 34 % zu erreichen.

Das C/N-Verhältnis des Kompostmaterials kann anhand von Daten über die Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte der einzelnen Komponenten des Gemisches [22][81] zu ca. 32: 1 bestimmt werden. Der Aufbau des Kompostierungsverfahrens ist in Abb. 6-13 zu sehen.

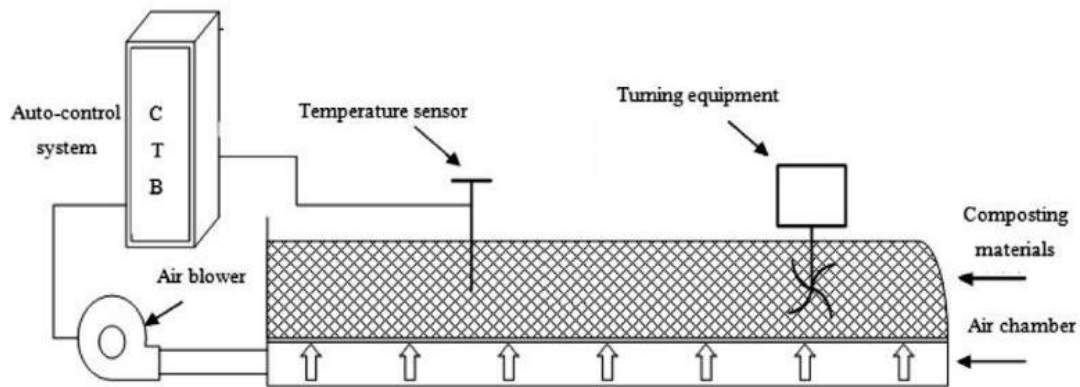


Abbildung 6-13: Kompostierungsverfahren in Qinhuangdao [81]

Die Kompostmiete hat eine Länge von 30 m, eine Breite von 5 m und eine Höhe von 1,6 m. Die Belüftung erfolgte über ein Gebläse am Mietenboden mit 0,14 l/min. Die in diesem Versuch angewendeten Belüftungsperioden sind in Tabelle 6-8 beschrieben. Die Miete wurde über die gesamte Kompostierungsdauer von 20 Tagen an den Tagen 11, 14 und 16 der Kompostierung umgesetzt [81].

Tabelle 6-10: Belüftungsperioden in den einzelnen Phasen [81]

Phase	Belüftungsdauer und -periode
Beginn mesophile Phase	13 min (3 belüftet, 10 unbelüftet)
Ende mesophile Phase	16 min (3 belüftet, 13 unbelüftet)
Thermophile Phase	29 min (9 belüftet, 20 unbelüftet)
Reifephase	35 min (15 belüftet, 20 unbelüftet)

In Abbildung 6-14 sind die tägliche Produktion und Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen (FOVs) in einem kg TS Kompostmaterial während den einzelnen Phasen dargestellt. Während zu Beginn der mesophilen Phase die Menge der emittierten FOVs noch leicht über den im Haufwerk produzierten FOVs lag, überwiegte zum Ende der mesophilen Phase die Produktion im Haufwerk sehr deutlich. Die hohen Freisetzungsgrade an FOVs in dieser Phase hängen mit den mikrobiologischen Abbau- und Stoffumwandlungsvorgängen zusammen. Laut dieser Versuchsergebnissen werden während der thermophilen sowie in der Reifephase keine nennenswerten Mengen an FOVs mehr im Kompostmaterial produziert oder emittiert. Die in der mesophilen Phase gemessenen, kritischen Mengen an flüchtigen organischen Verbindungen, erfordern eine besondere Kontrolle aller Prozessparameter in dieser Phase.

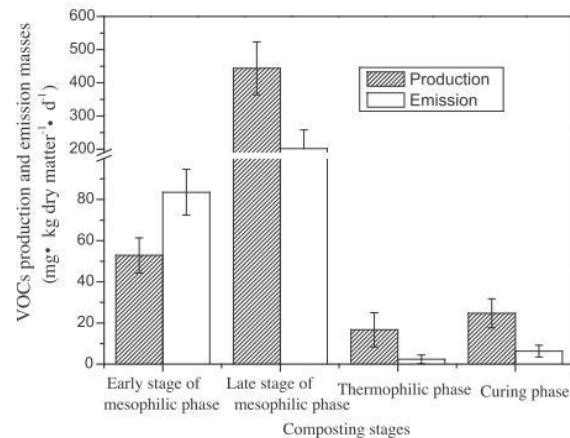


Abbildung 6-14: Produktion und Emission von flüchtigen organischen Verbindungen [81]

6.2.6 Überblick über praktische Erfahrungen

In den folgenden Tabellen 6-11 und 6-12 sind die praktischen Erfahrungen in der Klärschlammkompostierung in den oben beschriebenen Ländern übersichtlich zusammengestellt. Es kann zwischen Kompostierungsversuchen unter Laborbedingungen und betriebenen Klärschlammkompostierungsanlagen unterschieden werden.

Im Labor sowie auf bestehenden Kompostierungsanlagen ist die Mietenkompostierung die meistpraktizierte Methode, die das Ziel der Desinfektion hundertprozentig erreicht. Die Belüftung wurde meist durch Umsetzen des Kompostguts in regelmäßigen Abständen erreicht. In einigen Laborversuchen wurde die Zwangsbelüftung mit der Belüftung durch Umsetzen verglichen, wobei unterschiedliche Ergebnisse gefunden wurden. In Foshan erzielten die umgesetzten Komposte bessere Ergebnisse, wohingegen in Shanghai die zwangsbelüfteten Komposte höhere Abbauraten verzeichneten. Eine große Varietät zwischen den praktischen Erfahrungen gibt es bei den eingesetzten Zuschlagstoffen. Es wurden Ernterückstände, Sägespäne oder Rindenmulch, aber auch organische Abfälle aus der näheren Umgebung sowie Fertigkompost verwendet. In allen Szenarien nimmt der Klärschlamm aber mindestens über die Hälfte des Rottematerials aus.

Abschließend lässt sich sagen, dass die Mietenkompostierung in Entwicklungs- und Schwellenländern bereits gute Erfahrungen gemacht hat und bei der Suche nach einer geeigneten Klärschlammbehandlungsmethode mit Sicherheit eine sehr gute Alternative darstellt.

Tabelle 6-11: Überblick über praktische Erfahrungen in Ägypten, Polen, Estland und Südafrika

	Kompostierungsmethode und Randbedingungen	Kompostmaterial [Mischungsverhältnis]	Rottedauer	Ergebnis und sonstige Erkenntnisse
Ägypten - Kairo	Mieten (10 ha), 140 m ³ Schlamm/d;	Klärschlamm (25 % TS), Fertigungskompost (60 % TS), Reisstroh (85 % TS) [4:1:1]	3 Monate [zukünftig: 4-6 Wochen Intensivrotte; 30-60 Tage Nachrotte]	Desinfektion, Kompost (60 % TS)
Ägypten - Alexandria	Mieten (29 ha), wöchentliche Umsetzung;	Klärschlamm (25-30 % TS), Fertigungskompost [1,5: 1]	4-8 Wochen	Desinfektion 112.00 Mg Kompost/Jahr, Verwertung in Landwirtschaft
Polen – Torun	Laborversuche; Haufwerke mit 0,1 m ³ Klärschlamm; manuelle Umsetzung alle 7-11 Tage; C/N-Verhältnis 25:1	Klärschlamm, Rapsstroh, Sägespäne [2:1:1]	52 Tage	C/N-Verhältnis von 32:1
Estland - Tartu	Mieten, regelmäßige Umsetzung	Klärschlamm, Rindenmulch, org. Abfälle	Intensivrotte : 3 Monate, Nachrotte : 1 Jahr	12.000 m ³ Kompost /Jahr, geringer Absatz von Kompost wegen nährstoffreicher Böden
Estland - Tallin	k.A.	k.A.	k.A.	Ausbau der Anlage geplant
Südafrika	Laborversuche, Mieten (Volumen von 1m ³), Umsetzung bei Temperaturanstieg über 70 °C	Klärschlamm (14 % TS), Grünabfall (geschreddert)	50 Tage	Desinfektion, Kompost, der nationale Grenzwerte einhält, Klärschlamm aus industriellen Abwässern mit hohen Kupfergehalten verunreinigt

Tabelle 6-12: Übersicht über praktische Erfahrungen in China

	Kompostierungsmethode und Randbedingungen	Kompostmaterial [Mischungsverhältnis]	Rotte-dauer	Ergebnis und sonstige Erkenntnisse
China - Guangzhou	Laborversuche, Mieten, zwangsbelüftet und durch Umsetzung belüftet, C/N-Verhältnis 13:1	Klärschlamm, Reisstroh, Holzschnipsel, Fäkalschlamm [30:6:3:1]	8 Wochen	Abbauraten von PAKs von 64-94 %, niedrige C/N-Verhältnisse besonders gut für PAK-Abbau geeignet
China – Xi'an	Laborversuche, Mieten mit Umsetzung, kommunale Klärschlämme: industrielle Klärschlämme [4:6], WG 60	Klärschlamm, Maisstroh	8 Wochen	Abbauraten von PAKs und Phtalaten von 54,6-90,6%
China - Foshan	Laborversuche, Mieten;; 2 Haufwerke: 5-tägige Umsetzung, 15-minütige Belüftungsperioden, WG von 60%, C/N 15:1	Klärschlamm, Sägespäne [1,5: 1]	8 Wochen	Abbauraten von PAKs und Phtalaten von 54,6-90,6 %, umgesetzte Kompost weist bessere abbauraten auf
China - Shanghai	Laborversuche, Säulenförmiger Reaktor, unterschiedliche Belüftung und Zusammensetzung des Materials	Klärschlamm, kommunaler Hausmüll, Fertigungskompost [verschiedene Verhältnisse]	30 Tage	Desinfektion und hoher Abbau org. Substanz , Verhältnis von 3:1:1 (Klärschlamm: Hausmüll: Fertigungskompost) am besten geeignet
China - Qinhuangdao	Laborversuche, Miete, zwangsbelüftet und 3-malige Umsetzung, WG: 65 %, C/N 32:1	Klärschlamm, Fertigungskompost, Holzschnipsel [8:3:1]	20 Tage	Starke Produktion flüchtiger organischer Verbindungen zum Ende der mesophilen Phase

7 Untersuchung von Klärschlammdaten der Industriezone Tra Noc (Can Tho, Vietnam)

Dieses Kapitel befasst sich mit dem Anfall von Abwasser und Klärschlamm sowie deren Behandlung in der Industriezone Tra Noc, die im Süden Vietnams nahe der Stadt Can Tho liegt. In dem vom Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderten Verbundprojekt „Integriertes Abwasserkonzept für Industriezonen (AKIZ)“ wird am Beispiel der Industriezone Tra Noc in Vietnam nach quellnahen Maßnahmen zur Abwasservermeidung und -verwertung einschließlich Energie- und Wertstoffrückgewinnung für Transformations- und Entwicklungsländer in den Tropen geforscht. Im Rahmen dieses Projektes soll ein Zentralklärwerk für die Industriezone gebaut sowie in Container-Versuchen nötige Anpassungen deutscher Abwasser- und Klärschlammbehandlungstechnologien an die örtlichen Arbeitsbedingungen erarbeitet werden [Institut für Umwelttechnik Witten].

Da nur wenige Daten über die Qualität und Quantität des Klärschlammaufkommens in der Industriezone Tra Noc existieren, wurden in den ersten Phasen des AKIZ-Projekts grundlegende Daten über die Abwasserqualität und Klärschlammproduktion gesammelt [62], die für diese Bachelorarbeit zur Verfügung stehen. In weiteren Versuchen zur biologischen Abwasserbehandlung im Labormaßstab wurden Klärschlämme verschiedener Abwässer gewonnen, die im Laufe dieser Arbeit auf ihre Eignung für die Kompostierung ausgewertet werden.

7.1 Randbedingungen Vietnams und der Industriezone Tra Noc

Zunächst werden die Randbedingungen Vietnams sowie der Industriezone Tra Noc hinsichtlich der Abwasser- und Klärschlammbehandlung beschrieben, bevor Daten über drei Klärschlämme auf die Eignung für eine Klärschlammkompostierung untersucht werden.

7.1.1 Landespezifische Informationen Vietnam

Vietnam ist in Südostasien gelegen und grenzt im Norden an China und im Westen an Laos und Kambodscha. Im Osten und Süden ist Vietnam durch den Golf von Tonkin und das Südchinesische Meer begrenzt. Flächenmäßig ist Vietnam mit 331.210 km² fast so groß wie Deutschland. Die Bevölkerung Vietnams ist in den vergangenen 50 Jahren von 35 Mio. auf 91,5 Mio. (Stand Juli 2012) gestiegen. [21].



Abbildung 7-1: Karte von Vietnam [74]

Das Land verfügt über zwei fruchtbare Flussdeltas, das Delta des Roten Flusses im Norden und das Mekong-Delta im Süden, die durch den Annamitischen Küstenstreifen und das Hochland im östlichen Teil Vietnams getrennt sind. Das Klima unterscheidet sich im Norden und Süden Vietnams durch die gestreckte Landesform. Im Norden herrscht gemäßigtes tropisches Wechselklima mit einer kühlen Jahreszeit von November bis April und einer heißen Periode von Mai bis Oktober, während im Süden ein tropisches Klima mit ganzjährig sehr warmen Temperaturen. Vietnam liegt im Einfluss von zwei Monsunphasen. Der Nordost-Monsun bringt im Winter von Oktober bis März kaltes, nasses Wetter in den Norden. Der Süden bleibt davon unberührt. In der Zeit des Südwest-Monsuns von April bis Oktober kommt es zu hohen Niederschlagsmengen im gesamten Gebiet. In dieser Zeit sind ge-

legentlich Taifune zu beobachten und es kommt zu ausgedehnten Überschwemmungen in den Küstenregionen, vor allem im Mekong-Delta [28][21].

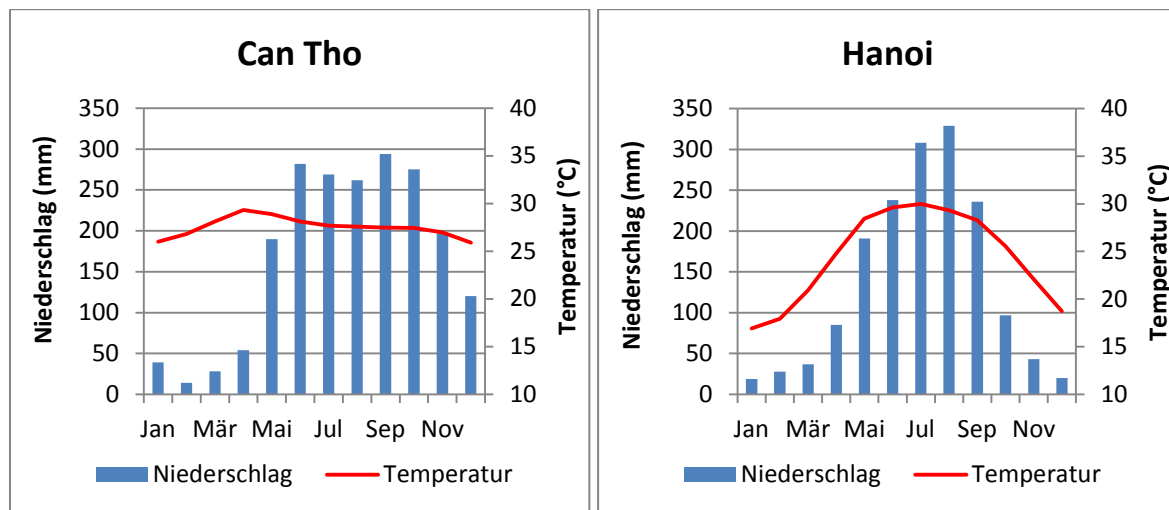


Abbildung 7-2: Klimadiagramme von Can Tho und Hanoi (erstellt nach Werten aus [69])

In Vietnam wird auf rund 7 Mio. Hektar Landwirtschaft betrieben, davon hauptsächlich auf Flächen, um beiden Flussdeltas. Reis ist das wichtigste Grundnahrungsmittel Vietnams und wird auf 80% der landwirtschaftlichen Nutzflächen angebaut. In den Deltaregionen werden ungefähr 90 % der Ackerflächen für den Reisanbau verwendet [52].

Knapp 70% der Bevölkerung lebt in ländlichen Gebieten. Die Urbanisierung beträgt 4 % und ist damit fast viermal so hoch wie das Bevölkerungswachstum Vietnams. Von der arbeitenden Gesellschaft waren 2011 ungefähr 48% in der Landwirtschaft, 22% im Industriesektor und 30% in der Dienstleistungsbranche tätig [21].

7.1.2 Institutionelle und rechtliche Randbedingungen in Vietnam

In Vietnam verteilt sich die Zuständigkeit für die Wasserver- und entsorgung auf mehrere Behörden. Für die Abwasserentsorgung sind die Ministerien für Gesundheit, die Landwirtschaft und ländliche Entwicklung, sowie das Bauministerium verantwortlich. Regional sind Umweltämter eingerichtet, die sich um die Überwachung der Abwassereinleitungen und den Betrieb von Kläranlagen kümmern sollen. Der Umweltschutz in Vietnam basiert auf dem in 2005 überarbeiteten *Law on Protection of the Environment* (No. 52/2005/QH11). Abschnitt 4 dieses Gesetzes befasst sich mit der Behandlung von Abwasser. In Paragraph 81 wird ausgeführt, dass Abwässer, die Industriezonen, Geschäfts- und Dienstleistungsunternehmen entstammen, gesammelt und nach Umweltstandards behandelt werden müssen. Seit Mitte der 90er Jahre existieren verpflichtende Umwelt- und Qualitätsstandards

(TCVN) für das Wasser- und Abwassermanagement, die seit 2008 nach und nach in Nationale Standards (QCVN) umgewandelt werden sollen [53]. Diese werden aber tatsächlich nur dort angewandt, wo die technische und finanzielle Situation es möglich macht. Im Fall von neu geplanten, national oder international finanzierten Projekten werden oftmals die Technischen Standards oder die Regelungen in der EU oder der US EPA zur Orientierung herangezogen [28].

Tabelle 7-1: Grenzwerte an der Einleitstelle für industrielle Abwässer nach TCVN 5945:2005

Parameter	Grenzwerte für an der Einleitstelle		
	A	B	C
pH-Wert	6 - 9	5,5 - 9	5 - 9
BSB ₅ (mg/l)	30	50	100
CSB (mg/l)	50	80	400
TR (mg/l)	50	100	200
TKN (mg/l)	15	30	60
NH ₄ -N (mg/l)	5	10	15
P _{ges} (mg/l)	4	6	8
Mineralische Öle und Fette (mg/l)	5	5	10
Coliforme (MPN/100ml)	3000	5000	-
Cu (mg/l)	2	2	5
Cd (mg/l)	0,005	0,01	0,5
Pb (mg/l)	0,1	0,5	1
Hg (mg/l)	0,005	0,01	0,01
Fe (mg/l)	1	5	10
Ni (mg/l)	0,2	0,5	2
Zn (mg/l)	3	3	5
Cr-(III) (mg/l)	0,2	1	2
Cr-(IV) (mg/l)	0,05	0,1	0,5

Der Standard TCVN 5945:2005 regelt die stoffspezifischen Grenzwerte in Industrieabwässern. Dabei wird unterschieden zwischen der Art des Wasserkörpers, in den das Abwasser geleitet werden darf. Abwässer, deren Konzentrationen unter den Werten in Spalte A liegen, dürfen in Anlagen eingespeist werden, die der kommunalen Trinkwasserversorgung dienen. Abwässer, die Stoffkonzentrationen oberhalb der Werte in Spalte A und unterhalb der Werte in Spalte B aufweisen, dürfen in alle übrigen Gewässer eingeleitet werden. Bei Überschreiten der Grenzwerte der Spalte B müssen die Abwässer auf Erlaubnis der zu-

ständigen Behörde in spezielle Gewässer wie Abwasserreservoirs oder Kanäle, die zu einer Kläranlage führen, geleitet werden. Tabelle 7-1 gibt einen Überblick über die wichtigsten Grenzwerte, die im technischen Regelwerk für Industrierwässer in Vietnam festgelegt sind.

Im Erlass 67:2003 EN werden Strafgebühren bei der Überschreitung der gesetzten Grenzwerte geregelt. Es existieren in Vietnam bisher nur Einleitungsgrenzwerte für das produzierte Abwasser, allerdings noch keine Grenzwerte für Verwertung von Klärschlämmen und Klärschlammkomposten in der Landwirtschaft oder im Landschaftsbau. Die landwirtschaftliche Verwertung von Abwasser und Klärschlamm ist in Vietnam im Technischen Standard TCVN 5298:1995 "General requirements for the use of waste waters and their sludge for watering and fertilizing purposes" geregelt. Hier ist allerdings nur festgelegt, dass der Schlamm keine schädigenden und giftigen Substanzen enthalten und erst nach einer Behandlung als Dünger auf Felder aufgebracht werden darf. Konkrete Grenzwerte sind nicht angegeben.

Leider werden die Gesetze zum Umweltschutz in Vietnam, wie in vielen Entwicklungs- und Schwellenländern auch, eher mangelhaft durchgesetzt und überwacht. In einem Artikel in der *Vietnam.net Bridge* [Vietnam.net Bridge] aus dem Jahr 2011 wird berichtet, dass die Umweltbehörde Vietnams in den vergangenen fünf Jahren nicht einen Prozess gegen den Verstoß von Umweltgesetzen und -standards geführt hat. Dies sei auf lokaler Ebene vor allem auf das komplexe System aus regulierenden Vorschriften der verschiedenen Institutionen zurückzuführen, die sich zum Teil überlappen, aber auch widersprechen, so dass die Zuständigkeiten oftmals nicht eindeutig sind.

Institutionell gibt es in Vietnam großes Verbesserungspotential. Untergeordnete Behörden besitzen eine sehr geringe Entscheidungsmacht, so dass Problemfälle für gewöhnlich an die staatliche Ebene weitergegeben wird, die dann ihre Entscheidungen wieder zurück an die lokalen Behörden gibt. Dieser Prozess kann sehr zeitaufwändig sein, vor allem wenn es um komplexe Entscheidungen unter Beteiligung von mehreren Ministerien geht. Außerdem mangelt es in den Behörden oftmals an qualifiziertem Personal [43].

Damit ein erfolgreiches Abwasser- und Klärschlammmanagement in Vietnam möglich ist müssen die bestehenden Gesetze und Technischen Standards systematisch überarbeitet, Verantwortliche in den Behörden ausreichend ausgebildet und die Kooperation der einzelnen beteiligten Institutionen optimiert werden.

7.1.3 Stand der Abwasserreinigung

Durch die wachsende Urbanisierung und Industrialisierung Vietnams wird ein steigender Druck auf die Umwelt Vietnams ausgeübt. So wird die unkontrollierte Ableitung verschmutzter häuslicher und industrieller Abwasser in Gewässer in Vietnam trotz gesetzlicher Regelung weiterhin praktiziert. Im Jahr 2008 wurde die Anschlussquote an Abwasserentsorgung auf 88 % in den Städten und 45 % auf dem Land geschätzt [53]. Die Konzentrationen von BSB_5 , CSB und NH_4 in Flüssen sind durch Abwässer meistens zwei- bis viermal höher als die gesetzlich erlaubten Einleitungsgrenzwerte für Abwasser. Eine strukturierte Abwasserentsorgung ist Vietnam weder ländlichen Gebieten noch in Städten vorhanden. Die existierenden, meist offenen Kanäle und Sammelsysteme haben ihre Hauptfunktion als Regenwasserableitung zum Vorfluter. Die vietnamesische Regierung will deshalb bis 2020 flächenmäßig eine sachgerechte Abwasserableitung als auch -behandlung realisieren. Ob diese Planungen in dieser kurzen Zeit zu verwirklichen sind, bleibt abzuwarten. In derzeitigen Projekten werden in 10 von 61 Städten mit Hilfe internationaler Unterstützung Trennkansysteme aufgebaut [28].

Solche Maßnahmen sind in Vietnam auch für die Abwasser- und Klärschlammbehandlung notwendig. Viele der im Zuge von Entwicklungsprojekten bereits entstandenen Anlagen sind mittlerweile wieder außer Betrieb, weil die Kosten für Strom, Betriebsmittel und Ersatzteilen finanziell nicht tragbar waren. Laut der Bundesagentur für Außenwirtschaft [7] soll mit Ausnahme von Abwasserteichen in Ho Chi Minh City in Vietnam keine öffentliche Kläranlage mehr betriebsfähig sein. In vielen Industriezonen in Vietnam besitzen die dort ansässigen Unternehmen daher auf ihrem Grundstück eigene Anlagen zur Abwasserbehandlung. Die Verfahrenstechnik dieser Kläranlagen besteht meistens aus einer mechanisch-biologischen Reinigung nach dem Belebtschlammverfahren [28].

7.1.4 Stand der Klärschlammbehandlung und -entsorgung

Vietnam verfügt also über keine adäquate Infrastruktur zur Behandlung von Abwasser. Daher war die Priorität der Integration sachgerechter Klärschlammbehandlung bisher auch sehr gering. Auf den operierenden Kläranlagen der Industriezonen wird der anfallende Schlamm in den meisten Fällen maschinell, durch Zentrifugen oder Bandfilterpressen, oder in Trockenbeeten über einen Zeitraum von 5-7 Tage entwässert. Anschließend wird der

Schlamm abtransportiert und deponiert. Schlamm aus Industriezonen mit geringerer Schadstoffbelastung wird nach der Entwässerung auch als Dünger in den Grünanlagen innerhalb der Industriezone verwendet [28].

In ländlichen Gebieten Vietnams ist die Lagerung, Kompostierung und Aufbringung von Fäkalschlamm auf landwirtschaftliche Flächen eine verbreitete Schlammentsorgungsmethode. Die Abwässer und Schlämme werden meist unbehandelt von Landwirten auf Felder ausgebracht. Der direkte Umgang mit unbehandeltem Schmutzwasser und Fäzes sollte jedoch aus gesundheitlichen Gründen vermieden werden. In Studien zu gesundheitlichen Schäden von Farmern, die Abwasser und Fäkalschlamm als Dünger für ihre Felder benutzen, stellte sich heraus, dass diese häufiger von Durchfall und Hautkrankheiten betroffen waren als Landwirte, die ihre Felder ohne Abwasser oder Klärschlamm düngen [43].

Die am weitesten verbreitete Schlammentsorgungsmethode in Vietnam ist die Deponierung von Klär- oder Fäkalschlamm. Problematisch an dieser Methode ist, dass die Kapazität der Deponien in Vietnam bald erreicht sein wird. Da der Bau neuer Deponien vermieden werden sollte, sind alternative Schlammentsorgungsmethoden notwendig. Der Bau neuer Deponien hätte zur Folge, dass landwirtschaftlich genutzte Flächen reduziert werden müssten. Die meisten Deponien in Vietnam sind zudem nicht auf dem neuesten technologischen Stand und bilden somit ein Risiko für die Gesundheit der Bevölkerung, die in unmittelbarer Nähe zu den Deponien angesiedelt ist, sowie für die Umwelt [53].

In warmen Klimazonen wurden bereits in der Kompostierung mit Hausmüll oder organischen Strukturmitteln internationale praktische Erfahrungen gesammelt, von denen einige in Kapitel 6.1. näher beschrieben wurden, die sich als vielversprechende Klärschlammbehandlungs- und entsorgungsverfahren für größere Mengen Klärschlamm herausgestellt haben. Daher wird nun im folgenden Kapitel die Eignung der Klärschlammkompostierung als alternative Klärschlammbehandlungsmethode für die Industriezone Tra Noc festgestellt.

7.2 Eignung des Kompostierungsverfahrens für die Industriezone Tra Noc

7.2.1 Die Industriezone Tra Noc (Can Tho)

Der Industriepark Tra Noc ist 10 km nordwestlich von Can Tho gelegen, der größten Stadt in der Region des Mekong Deltas, und liegt am Fluss *Sông Hậu*. Die Lage von Can Tho in Vietnam ist in Abbildung 7-1 zu sehen. Verkehrstechnisch ist das Industrieareal sehr gut verbunden. Das Gebiet ist ca. einen Kilometer vom Flughafen Tra Noc und zwei Kilometer vom Hafen von Can Tho entfernt. Die Autobahn 91 führt direkt am Industriegebiet vorbei. Der Industriepark wird durch einen kleineren Fluss in zwei Gebiete unterteilt: Tra Noc I und Tra Noc II [95]. Einen Überblick über die Region um das Industriegebiet bietet die Abbildung 7-3.

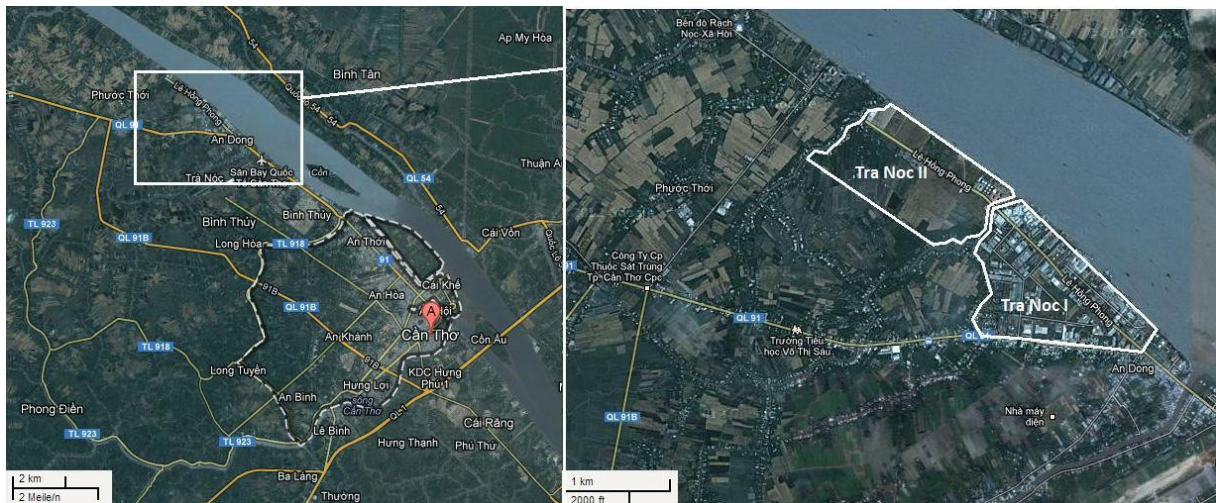


Abbildung 7-3: Die Industriezone Tra Noc und ihre Umgebung (angepasst aus Google Maps)

Tra Noc I hat eine Fläche von 135 Hektar und wurde 1995 angelegt. Bereits 2010 waren 100% der Fläche belegt, davon 112 Hektar vermietet. 1998 wurde die Erweiterung des Industrieparks Tra Noc II mit einer Fläche von 155 Hektar begründet. Bis 2010 waren hier 91,8 % der Gewerbeflächen belegt. Die Industriezone Tra Noc stellt für die Region Can Tho eine große Wirtschaftskraft dar. In den ansässigen Firmen ist ein registriertes Kapital von knapp US\$ 850 Mrd. vorhanden [95]. Insgesamt werden dort rund 20.000 Arbeitnehmer von 168 Unternehmen beschäftigt [45].

Die vorherrschenden Industriezweige werden für die Auswertung der vorliegenden Daten von [62] in die folgenden Kategorien eingeteilt:

- Fischverarbeitung
- Lebensmittelproduktion und Getränkeherstellung
- Bauindustrie
- Tierfutterproduktion
- Pharmazie, Pflanzenschutzmittel, Düngemittel, Chemie
- Büro, Banken, Geschäfte, Lagerraum, Hafen, Kantinen
- Metall-/ Stahlbe- und verarbeitung, Mechanik, Montage
- Textil- und Lederverarbeitung, Schuhe, Kartonagen, Verpackungen
- Tankstellen, Mineralöllager, Gaslager

7.2.2 Die Abwasser- und Klärschlammbehandlung in Tra Noc

Wie in Kapitel 7.1.4. beschrieben, sind in Vietnam nur sehr wenige Kläranlagen in Betrieb. So verfügt auch das Industriegebiet Tra Noc über keine zentrale Kläranlage. Im Gebiet verlaufen Abwasserkanäle dem Straßennetz folgend. Die Kanäle sind zum Teil in Form von abgedeckten Rinnen und zum Teil als Betonrohre ausgeführt. Ein kleiner Anteil von offenen Betonrinnen ist ebenfalls noch vorzufinden (vgl. Abbildung 7-4). Wie zu erkennen ist, münden die meisten Kanäle in die Flüsse in der Umgebung der Industriezone.

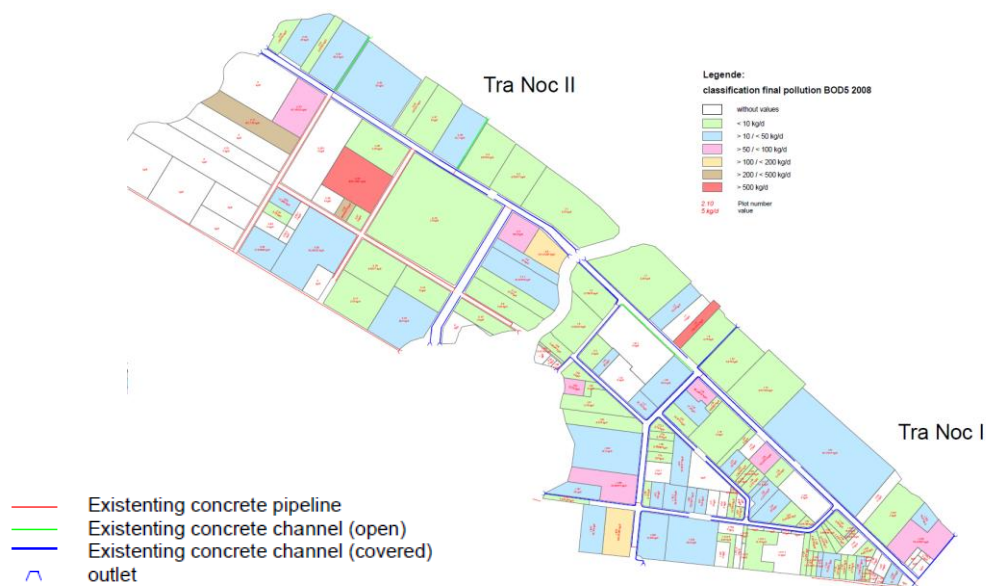


Abbildung 7-4: Übersicht über das Industriegebiet Tra Noc und das vorhandene Entwässerungsnetz [62]

Laut den Daten des Projektes AKIZ [62] wird von über der Hälfte der Unternehmen in Tra Noc das anfallende Abwasser auf ihrem Grundstück vorbehandelt (vgl. Abbildung 7-5, links). Die Abbildung 7-5 gibt zudem einen Überblick über die Art der Abwasserbehandlung in den Kläranlagen auf den Firmengrundstücken in Tra Noc. Knapp zwei Drittel der Anlagen bestehen aus einer mechanischen Reinigungsstufe, in denen nur kommunales Abwasser geklärt wird. Industrielle Abwässer werden hingegen, mit einer Ausnahme, ausschließlich einer mechanisch-biologisch-chemischen Reinigung unterzogen. Zu beachten ist hierbei, dass es sich bei den Anlagen lediglich um eine einfache Vorbehandlung des Abwassers handelt, so dass die Reinigungsleistungen der verschiedenen Kläranlagen als gut bis mangelhaft einzuschätzen sind.

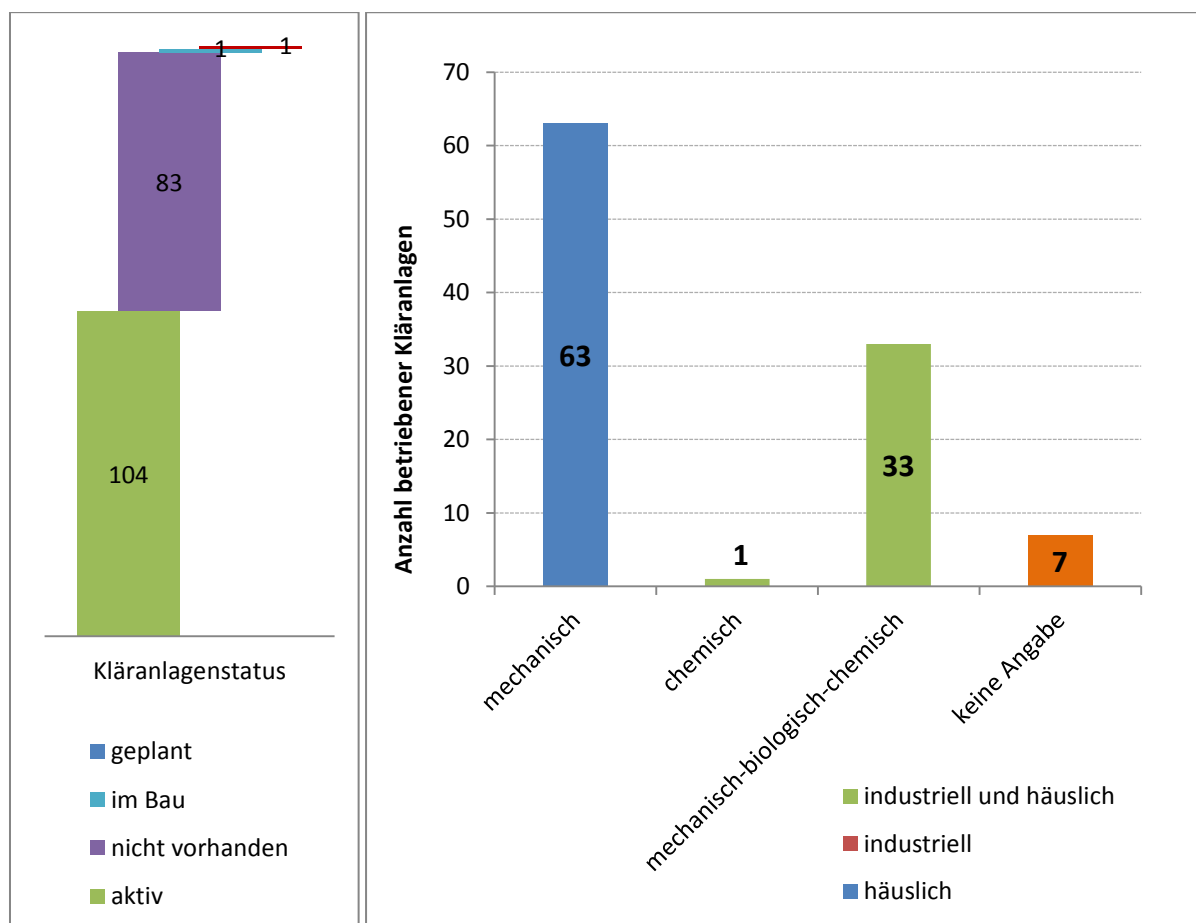


Abbildung 7-5: Art der angewandten Abwasserbehandlung nach Herkunft des Abwassers (nach Daten von [62])

Die Abwassermenge sowie -belastung mit organischen Schmutzstoffen ist in Tabelle 7-2 dargestellt. Pro Tag fallen in Tra Noc über 16.000 m³ Abwasser an, was in etwa der täglich anfallenden Abwassermenge der Stadt Wolfsburg entspricht. Die mit Abstand größte Menge an Abwasser von über 10.000 m³/d entstammt der fischverarbeitenden Industrie in Tra Noc.

Die Schmutzfrachten der Abwässer Tra Nocs liegen im Mittel deutlich über den in Kapitel 7.1.2. behandelten zulässigen Schadstoffgehalten für die Einleitung in Gewässer (vgl. Tabelle 7-1). Eine zentrale Kläranlage für das Gebiet ist daher dringend notwendig, um die Fließgewässer in der Umgebung der Industriezone zu schützen. Das BSB₅/CSB-Verhältnis aller Abwässer beträgt 0,68 (= 688,2: 1013,27), was nach [80] auf biologisch gut abbaubare Verbindungen im Abwasser schließen lässt.

Tabelle 7-2: Abwasserzusammensetzung sortiert nach den einzelnen Industriezweigen (Werte aus [62])

Industrie	BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]	TS [mg/l]	Abwasser [m ³ /d]
Fischverarbeitung	922,70	1327,33	254,89	10.636,578
Lebensmittel	235,47	411,79	83,87	1.335,915
Bauindustrie	340,06	657,49	217,86	199,483
Tierfutter	420,35	665,11	227,45	718,744
Chemie, Pharmazie	225,08	370,86	340,26	288,230
Büro, Lager	192,63	356,24	229,92	736,708
Metall	453,65	886,86	213,34	298,793
Textil	100,14	162,49	52,62	1.523,111
Tankstelle, Öllager	148,19	293,33	172,55	262,469
unbestimmt	278,07	556,14	221,02	52,325
Gesamt	688,20	1013,27	217,93	16.052,358

Wie bereits erwähnt, produziert die Fischverarbeitungsindustrie mit zwei Drittel des gesamten Schmutzwasseranfalls den Löwenanteil der Abwässer in der Tra Noc (vgl. Abbildung 7-6). Die meisten Unternehmen dieser Branche behandeln ihre Abwässer biologisch-chemisch im Belebtschlammverfahren. Aus den Projektdaten von [62] ist ersichtlich, dass manche Betriebe ihre Abwässer nicht in vollem Umfang behandeln können, so dass z.T. auch unbehandelte Schmutzwässer an die Kanäle des Industriegebietes abgegeben werden.

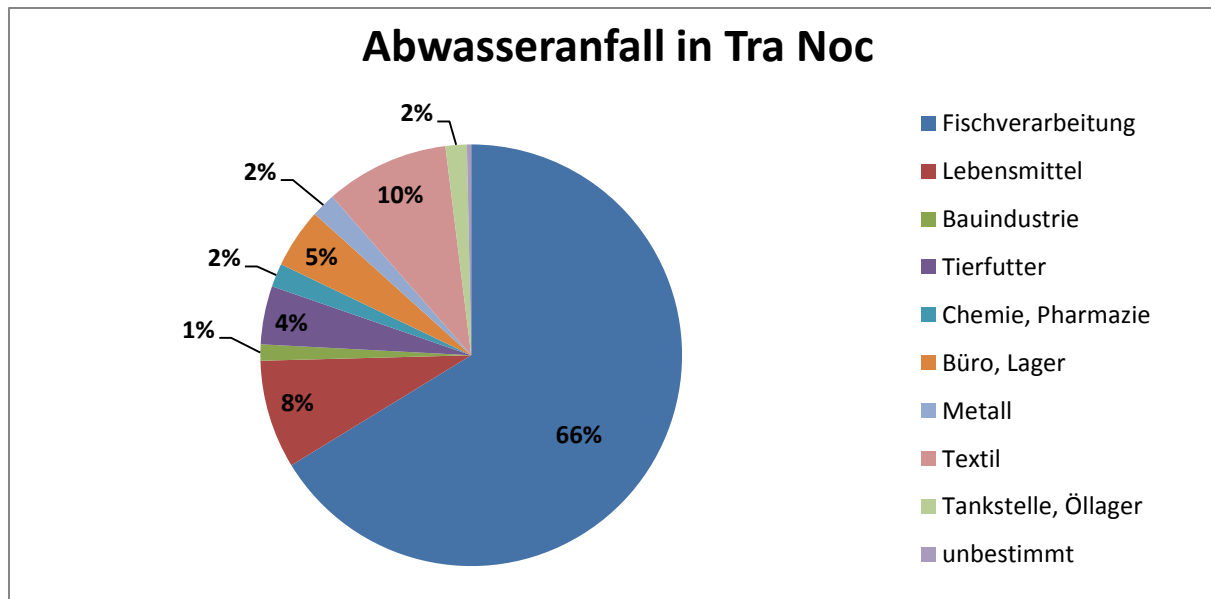


Abbildung 7-6: Verteilung der Abwassermengen auf die verschiedenen Industriezweige (Werte aus [62])

Aufgrund der indirekten Ableitung der Abwässer in die benachbarten Fließgewässer fallen, abgesehen von den Reststoffen der Vorbehandlung, in einigen Betrieben praktisch keine Klärschlämme an. Eine Anlage zur Klärschlammbehandlung existiert auf dem Gebiet Tra Noc oder in seiner Umgebung nicht. Der Entsorgungsweg der produzierten Klärschlämme ist unbekannt.

Aus der täglich produzierten Abwassermenge in Tra Noc und der darin befindlichen BSB₅-Fracht kann über die einwohnerspezifische BSB₅-Fracht für kommunale Abwässer sowie dem einwohnerspezifischen Schlammanfall pro Tag [65] annähernd die theoretische Schlammproduktion des Industrieparks berechnet werden. Beispielhaft für die fischverarbeitende Industrie gilt:

$$\text{Tägliche BSB}_5\text{-Fracht: } 9.814,39 \frac{\text{kg BSB}_5}{\text{d}}$$

$$\text{Tägliche einwohnerspezifische BSB}_5\text{-Fracht: } 60 \frac{\text{g BSB}_5}{\text{E} \cdot \text{d}}$$

$$\text{Tägliche Einwohnerspezifische Schlammproduktion: } 2 \frac{\text{l}}{\text{E} \cdot \text{d}}$$

$$\text{Schlammmenge} = \left(\frac{\left(\frac{9814,39 \text{ kg BSB}_5}{\text{d}} \right) \cdot \left(\frac{1000 \text{ g}}{\text{kg}} \right)}{\frac{60 \text{ g BSB}_5}{\text{E} \cdot \text{d}}} \right) \cdot \left(\frac{2 \text{ l}}{\text{E} \cdot \text{d}} \right) = 303.294 \text{ l / d}$$

Für die gesamte Industriezone kann so ein Schlammanfall von 368,24 m³/d berechnet werden. Wie in Abbildung 7-7 zu sehen ist, stammt auch hier der größte Anteil aus der fischverarbeitenden Industrie. Die Abwässer aus der Fischindustrie besitzen eine hohe BSB₅-Fracht, so dass nach den oben beschriebenen Berechnungen fast 90 % des anfallenden Klärschlammes in dieser Branche produziert werden. Besonders hervorzuheben ist dabei die vietnamesische Firma THIEN MA III SEAFOOD EXPORT-IMPORT COMPANY. Sie macht mit einer BSB₅-Fracht von über 8000 kg/d ca. 73 % des gesamten theoretisch berechneten Schlamm-anfalls aus [62].

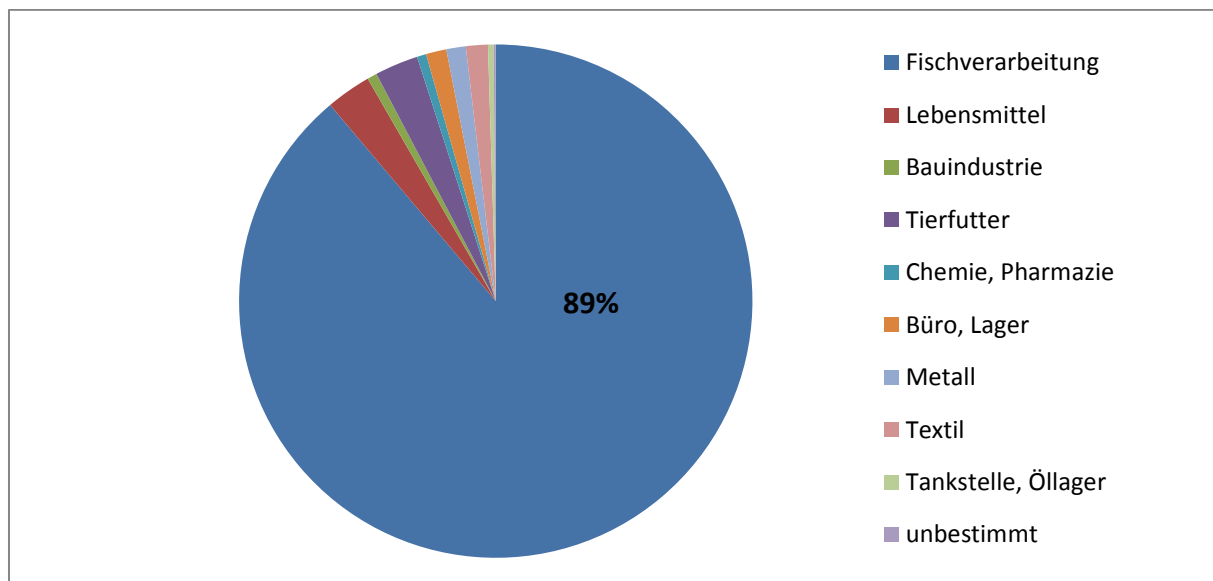


Abbildung 7-7: Verteilung der Klärschlammengen auf die verschiedenen Industriezweige (Werte aus [62])

Im Zusammenhang der Verbesserung der Abwasserbehandlung und -entsorgungssituation in Tra Noc gilt es ein adäquates Entsorgungskonzept für die in der Abwasserbehandlung anfallenden Klärschlämme in der Industriezone zu implementieren. Daher wird nun die Klärschlammkompostierung als alternatives Klärschlammensorgungsverfahren für die Industriezone Tra Noc anhand von drei Klärschlammproben von [62] untersucht.

7.2.3 Untersuchung von drei Klärschlämmen aus Tra Noc

Für die Bewertung der Kompostierung als mögliche Klärschlammensorgungsmethode liegen konkrete Daten von Kreuter und Planning [62] zu Klärschlämmen aus drei verschiedenen Produktionszweigen vor. Es handelt sich um Rücklaufschlamm aus der Fischverarbeitung und der Brauerei, sowie eingedicktem Schlamm aus der Chitinproduktion. Die Eigenschaften dieser Schlämme sind in Tabelle 7-3 dargestellt. Basierend auf diesen Parametern werden

die drei Schlämme nun auf ihr Kompostierungspotenzial untersucht und anschließend bewertet. Aufgrund der Schwankungsbereiche der Schlammdaten aus Tra Noc, in der Tabelle eingeklammerten, werden die Schlämme auf Basis von Mittelwerten bewertet.

Tabelle 7-3: Zusammensetzung drei ausgewählter Produktionszweige (¹ Rücklaufschlamm, ² eingedickter Schlamm; Werte aus[62])

Parameter	Fischverarbeitung ¹⁾	Brauerei ¹⁾	Chitinproduktion ²⁾
pH [-]	7,5 (6,7-8,3)	8,25 (7,6-8,9)	7,25 (6,7-7,8)
CSB [mg/l]	4250 (1.800-6.700)	3250 (2.500-4.000)	7450 (5.500-9.400)
TR [g/l]	0,9 (0,5-1,3)	1,05 (0,6-1,5)	18 (15-21)
Wassergehalt [%]	99,91 (99,87-99,95)	99,90 (99,85-99,94)	98,2 (97,9-98,5)
TKN [mg/l]	326,75 (23,5-630)	192,5 (70-315)	575 (550-600)
NH ₄ -N [mg/l]	86,5 (3-170)	27,5 (4-51)	12,5 (5-20)
P _{ges} [mg/L]	97,5 (10-185)	54 (13-95)	150,5 (81-220)

Die pH-Werte der einzelnen Schlämme liegen allesamt in einem für die Kompostierung günstigen Bereich von 6-9, so dass bezüglich des pH-Wertes keine Behandlung notwendig ist. Leider kann auf Grund der fehlenden Daten zum BSB₅-Gehalt der Klärschlämme keine konkrete Aussage zur Abbaubarkeit der im Klärschlamm befindlichen organischen Substanz gemacht werden. Allerdings ist anzunehmen, dass das Verhältnis von CSB/BSB₅ in den Klärschlämmen ähnlich groß ist wie in den Abwässern. Für den gesamten Abwasserstrom im Industriegebiet Tra Noc beträgt das CSB/BSB₅-Verhältnis im Mittel 1,47. Daher kann vermutet werden, dass die Klärschlämme biologisch gut abbaubar sein sollten.

Mit Hilfe des TR-Gehalts kann auf den Wassergehalt der Klärschlämme geschlossen werden. Dieser liegt bei den Rücklaufschlämmen durchschnittlich bei 99,90 % und beim eingedickten Schlamm bei 98,2 %. Diese Wassergehalte sind im Vergleich zu Wassergehalten von Klärschlämmen aus deutschen Kläranlagen (ca. 96%) deutlich höher [65]. Das kann unter anderem daran liegen, dass in Tra Noc in den Kleinkläranlagen lediglich eine Vorbehandlung und keine vollständige Klärung der Abwässer durchgeführt wird. Für die Kompostierung sind Wassergehalte von 25-65 % wünschenswert, damit einerseits ein ausreichendes Luftporenvolumen gewährleistet wird, sowie andererseits genügend Nährstoffe in gelöster Form den Mikroorganismen zur Verfügung stehen können (vgl. Kapitel 3.3.3.). Für eine erfolgreiche Kompostierung müssen die Klärschlämme also noch hinreichend entwässert werden.

In Tabelle 7-4 sind für den Rücklaufschlamm des Belebtschlammverfahrens und Flüssigschlamm typische Zusammensetzungen von Klärschlämmen aus Deutschland angegeben. Die Daten sollen als Vergleichswert für die Bewertung der Klärschlämme aus Tra Noc dienen.

Tabelle 7-4: Vergleich von Kennwerten von Klärschlämmen aus Tra Noc zu Klärschlämmen aus Deutschland (Werte für Deutschland aus [65])

Parameter	Belebter Schlamm Deutschland	Flüssigschlamm Deutschland	Rücklaufschlämme Tra Noc	Eingedickter Schlamm Tra Noc
pH [-]	6,0-7,0	-	7,88	7,25
TR [%]	0,5-3,0	4,0	0,09-0,1	1,8
TKN [m_T %]	3-10	2,6	18-36	3,2
NH ₄ -N [m_T %]	-	1,0	2,6-9,6	0,07
P _{ges} [m_T %]	0,9-1,5	2,0	5,1-10,8	0,8

Hinsichtlich der Nährstoffgehalte besteht keine Gefahr der Überdüngung durch den Klärschlamm aus Tra Noc, da der prozentuale Anteil der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor an der Trockenmasse nur etwas größer ist als der, der üblicherweise z.B. in Deutschland in Beleb- oder Flüssigschlämmen zu finden ist. Letztendlich wird das Nährstoffverhältnis vor allem durch die Zugabe von Zuschlagstoffen reguliert. Die Anteile an Ammonium sind im eingedickten Schlamm sehr gering, in den Rücklaufklärschlämmen aus Tra Noc jedoch etwas höher als gewöhnlich. Bei der Kompostierung kommt es bei pH-Werten von 7 oder größer zur Umwandlung von Ammonium zu Ammoniak, so dass bei hohen Ammoniumgehalten mit einer starken Ammoniakfreisetzung und damit verbundenen Geruchsemissionen zu rechnen ist. Des Weiteren verliert das Kompostprodukt an Düngewert, je mehr Ammoniak freigesetzt wird.

In der folgenden Tabelle 7-5 werden die einzelnen Schlämme mit ihren Parametern auf ihre Eignung für die Kompostierung bewertet. Die Schlämme können von ihrer Zusammensetzung her generell gut für die Kompostierung verwendet werden. Eine Entwässerung auf einen Wassergehalt von mindestens 65 % sowie die Bearbeitung des Materials mit Zuschlagstoffen sind allerdings unerlässlich. Die in den Schlämmen aus der Fischverarbeitung enthaltenen Ammoniumgehalte könnten während der Kompostierung zu erhöhten Ammoniakemissionen führen. Daher ist dieser Parameter für die Kompostierung des Klärschlammes als nachteilig bewertet worden.

Tabelle 7-5: Bewertung der Klärschlamme aus Tra Noc auf ihre Kompostierbarkeit

Parameter	Fischverarbeitung ¹⁾	Brauerei ¹⁾	Chitinproduktion ²⁾
pH [-]	++	++	++
CSB [mg/l]	k.A.	k.A.	k.A.
TR (g/l)	--	--	--
Wassergehalt [%]	--	--	--
TKN (mg/l)	+	+	+
NH ₄ -N (mg/l)	-	0	0
P _{ges} [mg/L]	++	+	++
++ sehr vorteilhaft -- sehr nachteilig + vorteilhaft 0 weder vor- noch nachteilig - nachteilig			

Im Folgenden wird nun überprüft, ob die Randbedingungen der Industriezone Tra Noc ebenfalls eine Klärschlammkompostierung ermöglichen.

7.2.4 Überprüfung der Randbedingungen der Industriezone Tra Noc

Die Klärschlammkompostierung wird nach den in Kapitel 6.1. erläuterten Randbedingungen hin auf ihr Anpassungsvermögen an die Industriezone Tra Noc überprüft.

Klimageographisch sind zwei wichtige Aspekte zu beachten. Zum einen, dass es im Mekong Delta im Zeitraum von Juni bis November häufig zu hohen Niederschlägen und gelegentlichen Überflutungen kommt. Daher sollte die Klärschlammbehandlungsanlage so eingerichtet sein, so dass das Kompostgut gegen Überschwemmungen und Überfeuchtung durch Niederschlag geschützt ist. Eine offene Mietenkompostierung kann vor diesen Einflüssen z.B. durch eine Überdachung geschützt werden.

Zum anderen, herrschen in Can Tho über das Jahr konstant Temperaturen von 25-30 °C (vgl. Abbildung 7-2). Unter diesen Bedingungen kommt es im Vergleich zur Kompostierung in Deutschland, wo Jahresmitteltemperaturen von 7-10 °C vorliegen [32], zu einer höheren Massereduktion sowie einer kürzeren Initialphase und Behandlungsdauer des Komposts. Außerdem wird unter den höheren Umgebungstemperaturen das für die vollständige Des-

infektion notwendige Temperaturniveau von über 55 °C innerhalb des Rottekörpers lange genug aufrecht erhalten (vgl. Kapitel 6.1.1.).

Die Abwässer des Industriegebietes Tra Noc sind mit Frachten (BSB_5 , CSB , TS , N_{tot} , P_{tot}) verschmutzt, die über den nationalen Grenzwerten liegen und bedürfen einer sachgerechten Behandlung. In Vietnam existieren noch keine rechtlich fixierten Grenzwerte bezüglich der Verwendung von Klärschlämmen. In den meisten internationalen und nationalen Richtlinien finden sich nur Grenzwerte für Schwermetalle, pathogene Mikroorganismen oder organische Schadstoffe (vgl. Kapitel 6.1.3.). Die in [62] vorliegenden Daten geben leider keine Auskunft über diese Parameter zu den Klärschlämmen aus Tra Noc. Vor allem bei der Kompostierung ist die Kenntnis über die jeweiligen Schadstoffgehalte für die anschließende Verwertung bzw. Vermarktung des Kompostes von großer Bedeutung, da hohe Schadstoffgehalte gesundheitsschädliche Auswirkungen haben können. In Vietnam sind zwar keine Richtlinien bei der landwirtschaftlichen oder landschaftsbaulichen Verwertung von Klärschlammkompost einzuhalten, jedoch liegt es im Interesse der Endverbraucher, dass das Endprodukt Klärschlammkompost entseucht ist sowie eine gute Qualität besitzt und somit die Bodeneigenschaften verbessert. Die Anwesenheit von Pathogenen im Klärschlamm führt oft zu einer kritischen Betrachtung von Landwirten und Endverbrauchern gegenüber der landwirtschaftlichen Verwendung von Klärschlammprodukten. Kompostierte Klärschlämme sind vor allem durch eine sichergestellte Desinfektion ausgezeichnet, so dass bei einer Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen das Gesundheitsrisiko für Menschen und Tiere minimal ist. Auf Grund der steigenden Preise für Düngemittel könnte Klärschlammkompost als Düngersersatz auf den Feldern eine lohnenswerte Alternative sein. Die jährliche Nachfrage von Mineraldünger in Vietnam beträgt ca. 8,5 Mio. Mg. Diese kann von der landeseigenen Düngerproduktion (5,9 Mio. Mg) nicht gedeckt werden kann. Der Kompost, der durch die Klärschlammbehandlung produziert werden könnte, sollte also gut absetzbar sein. In einer Umfrage unter Landwirten in Vietnam stellte sich heraus, dass 7 von 11 Landwirten Kompost anwenden würden, es jedoch keinen auf dem Markt in Vietnam zu erwerben gäbe, was von einem Mitarbeiter des Cu Chi Department of Agriculture and Rural Development bestätigt wurde [53]. Aus dieser Umfrage ging ebenfalls hervor, dass die Landwirte heutzutage um ein Vielfaches mehr für chemisch hergestellten Dünger bezahlen als vor 15 Jahren. Falls der hergestellte Kompost also finanziell tragbar für Landwirte angeboten werden kann, dürften sich aller Wahrscheinlichkeit nach auch genügend Abnehmer für den Kompost finden.

Die Klärschlammkompostierung in Mieten ohne Zwangsbelüftung ist eine Methode zur Klärschlammbehandlung, die sehr einfach ausgeführt werden kann, nicht sehr viel technisches Fachwissen und Ausrüstung benötigt sowie geringe Investitions- und Betriebskosten aufweist. Als Zuschlagstoff kann lokal vorhandenes Reisstroh aus der Reisproduktion verwendet werden und für die Umsetzung der Mieten können effektiv auch einfache Frontlader zum Einsatz kommen [38].

Ein großer Nachteil der Mietenkompostierung ist der große Flächenbedarf. Das Industriegebiet Tra Noc liegt über 10 km entfernt von Can Tho und ist sonst nur von einem Flughafen und landwirtschaftlichen Nutzflächen umgeben. Mögliche Geruchsemissionen würden evtl. nur die wenigen Bewohner an den umliegenden Flussläufen belästigen. So sollte sich in der näheren Umgebung des Industriegebietes eine Fläche von der benötigten Größe sehr leicht finden und erwerben lassen. Der Transport der Klärschlämme von den einzelnen Betrieben zu der Kompostierungsanlage kann von LKWs bewältigt werden.

Die in Tra Noc anfallenden Schlämme müssen aufgrund ihrer hohen Wassergehalte vor der Kompostierung entwässert werden. Eine finanziell günstige, aber effektive Variante der Klärschlammmentwässerung und -trocknung auf die gewünschten Wassergehalte von unter 65 % ist die natürliche Entwässerung in Schlamm-trockenbeeten. Sie bedürfen in Bau und Betrieb im Vergleich zu anderen Anlagen und Verfahren der Schlammmentwässerung nur einen geringen technischen und wirtschaftlichen Aufwand und dienen im Betrieb zugleich als Klärschlamm-speicher [65]. Schlamm-trockenbeete benötigen wie die Mietenkompostierung eine große Fläche, die in der Umgebung der Industriezone leicht zu finden sein sollte.

Die Kombination aus Entwässerung in Schlamm-trockenbeeten und einer Kompostierung zur Verwertung von Klärschlämmen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen bietet nach Betrachtung aller wichtigen Randbedingungen zur Anpassung von Technologien eine sehr gute Alternative für die Schlammbehandlung für die Industriezone Tra Noc. Die beiden Verfahren sind mit geringem finanziellem sowie technischem Aufwand realisierbar. Für eine endgültige Bewertung werden jedoch noch genauere Daten zu den Klärschlamm-eigenschaften benötigt, insbesondere über Hemmstoffe wie Schwermetalle und die Menge an pathogenen Mikroorganismen in den Klärschlämmen.

8 Zusammenfassung und Fazit

Ein erfolgreiches Abwasserbehandlungskonzept kann nur in Kombination mit einer nachhaltigen Klärschlamm Entsorgung funktionieren. In Schwellen- und Entwicklungsländern fehlen meist sowohl funktionierende Abwasserentsorgungssysteme als auch anschließende Klärschlammbehandlungsanlagen. Die Entwicklung auf den heutigen Stand der Technik in der Abwasserbehandlung in Industrieländern hat mehrere Jahrzehnte Forschung sowie Sammlung von praktischen Erfahrungen und Optimierung von Anlagentechnik benötigt. In Deutschland wird weiterhin an der Verbesserung bestehender Technologien gearbeitet. Dies gilt insbesondere für die Klärschlammbehandlung und -verwertung, da seit 2005 die Entsorgung von Klärschlämmen auf Deponien untersagt ist. Im Rahmen dieser Forschungen werden hinsichtlich der internationalen Entwicklungsarbeit auch die Möglichkeiten und Grenzen des Technologietransfers in Schwellen- und Entwicklungsländer erarbeitet. In diesen Ländern ist für die selbstständige Entwicklung und dem Aufbau von Behandlungsanlagen für Abwasser und Klärschlamm mit Sicherheit ein längerer Fortschrittszeitraum zu erwarten als in Industrieländern. Faktoren hierfür sind unter anderem institutionelle, rechtliche sowie wirtschaftliche Randbedingungen. In zahlreichen Entwicklungshilfeprojekten weltweit wird der Aufbau nachhaltiger Abwasser- und Klärschlamm Entsorgungskonzepte gefördert.

Eines dieser Projekte ist das AKIZ-Projekt, welches im Rahmen einer deutsch-vietnamesischer Kooperation anhand der Industriezone Tra Noc in Südvietnam ein Integriertes Abwasserkonzept für Industriezonen entwickeln soll. Ein Teilprojekt befasst sich dabei mit der Schlammbehandlung und-entsorgung. Dafür werden Messungen und Versuche vor Ort durchgeführt. Anhand von Daten, die diesem Projekt entstammen, wurde in dieser wissenschaftlichen Arbeit die Eignung der Kompostierung als Behandlungsverfahren für die in Tra Noc anfallenden Klärschlämme ermittelt. Dabei wurden die am Markt befindlichen Technologien unter Berücksichtigung lokaler Randbedingungen sowie von bereits in Schwellen- und Entwicklungsländern gesammelten praktischen Erfahrungen der Klärschlammkompostierung untersucht. Für die Kompostierung von den Klärschlämmen für die Industriezone Tra Noc ergaben sich etliche Vorteile.

Die im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe können durch die Herstellung von Kompost genutzt und der Nährstoffkreislauf somit nachhaltig geschlossen werden. In der Umgebung der Industriezone sind sehr viele Flächen zu finden, die landwirtschaftlich bewirtschaftet werden und den entstehenden Klärschlammkompost verwerten können. Das Endprodukt Kompost dient als Nährstoffquelle und verbessert die Bodenqualität. Da der Kompost bei der Anwendung auf Ackerflächen auf eine große Fläche verteilt wird, ist das Risiko einer Schwermetallanreicherung im gedüngten Boden minimal. Die Inaktivierung und Entfernung von pathogenen Organismen kann durch Kontrolle der wichtigen Prozessparameter während der Kompostierung sichergestellt werden.

Weitere Aspekte, die für den Einsatz der Kompostierung sprechen ist, dass die Technik der Kompostierung relativ simpel auszuführen ist. Der Prozess kann sehr einfach gesteuert und kontrolliert werden, so dass die Klärschlammkompostierung im Vergleich zu anderen Klärschlammbehandlungsmethoden am Markt relativ geringe Investitions- und Betriebskosten vorzuweisen hat. Außerdem ist die Klärschlammkompostierung sehr gut erforscht und es kann sich an etlichen erfolgreichen praktischen Erfahrungen in anderen Schwellen- und Entwicklungsländern orientiert sowie auf zahlreiche Beschreibungen und Forschungsergebnisse in der Literatur zurückgegriffen werden.

Gegen den Einsatz der Kompostierung von Klärschlämmen und die Verwertung als Kompost auf landwirtschaftlichen Flächen spricht, dass während des Kompostierungsprozesses Schwermetalle nicht abgebaut werden können. Je nach Schwermetallgehalt im Klärschlamm kann der entsprechende Kompost hohe Mengen an Schwermetallen enthalten, die ihn für die landwirtschaftliche Verwertung unbrauchbar machen, da das gesundheitliche Risiko zu hoch ist oder rechtlich fixierte Grenzwerte nicht eingehalten werden können.

Die vorliegenden Daten, die Basis dieser Untersuchung waren, ermöglichen keinen Einblick in die Konzentration von Hemm- und Problemstoffen in den Klärschlämmen der Industriezone. Die Wahrscheinlichkeit von hohen Schwermetallgehalten ist in Industriezonen generell hoch. Daher ist für eine endgültige Bewertung der Klärschlammkompostierung als alternative Schlammentsorgungsmethode in Tra Noc, die Untersuchung von dortigen Klärschlämmen auf ihre Schwermetallgehalte essentiell.

Aus den oben ausgeführten Gründen ist die Klärschlammkompostierung für die Entsorgung der Klärschlämme der Industriezone Tra Nocs gut geeignet. Nichtsdestotrotz sollte diese Methode mit anderen Verfahren, die nach Berücksichtigung der örtlichen Randbedingungen ebenfalls eine potentielle Klärschlammentsorgungsmethode darstellen, verglichen werden.

9 Literaturverzeichnis

- [1] agratechnik-im-einsatz.de: Einige Bilder vom Kompostieren. Zugriff am 27.01.2013 unter: http://www.agrartechnik-im-einsatz.de/de/index.php?page=view_picture&id=98457
- [2] Amlinger, F.; Peyr, S.; Clemens, J.; Cuhls, C.; Hildebrandt, U.; Müsken, J. (2005): Stand der Technik der Kompostierung. Grundlagenstudie. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.), Wien
- [3] ATV-DVWK Merkblatt M-379 (2004): Klärschlamm-trocknung. ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef
- [4] ATV/VKS-Arbeitsgruppe 3.2.2. (1988): Entseuchung von Klärschlamm. Dritter Arbeitsbericht. Korrespondenz Abwasser, Vol. 35 (12), S. 1325-1333
- [5] Banhard, P. (2001): Water Pricing and Policy in Estonia; Presentation for the 1st Conference of the NIS Water Senior Officials, Kiev, 09.11.09.2001
- [6] Bauerfeld, K. (2012): Einfluss klimatischer Randbedingungen auf die Klärschlammbehandlung. Dissertation an der TU Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Braunschweig
- [7] bfai (Bundesagentur für Außenwirtschaft)(2002): Marktanalysen: Wassermanagement und Wassertechnik Asien/Pazifik. Kapitel Vietnam, S. 315ff.
- [8] Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V. (2006): Serie: Vorstellung von Produktionsanlagen – Klärschlammkompostierungsanlage Vreden. Informationsdienst Humuswirtschaft& KomPost 02/06
- [9] Bidlingmaier, Werner; Bickel, Frank (1980): Untersuchung aerober Stabilisierungsverfahren zur Schlammverrottung. Fachinformationszentrum Energie, Physik, Mathematik (Forschungsbericht / Bundesministerium für Forschung und Technologie : Technologische Forschung und Entwicklung ; T 80-175). Eggenstein-Leopoldshafen
- [10] Bidlingmaier, W.; Müsken, J. (1987): Wege und Irrwege der Schlammkompostierung. In: Klärschlammbehandlung – 62. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 97, Kommissionsverlag R. Oldenbourg, München
- [11] Bidlingmaier, W. (Hrsg.) (2000): Biologische Abfallverwertung. Ulmer-Verlag, Stuttgart
- [12] Billmeier, E. (1987): Menge und Beschaffenheit von Fäkalschlämmen. In: Loll, U. (Hrsg.) (1987): Recycling von Klärschlamm 1, EF-Verlag für Energietechnik und Umwelttechnik GmbH, Berlin
- [13] Bischof, W.; Hosang, W. (1998): Abwassertechnik. 11. Aufl., Teubner Verlag, Stuttgart
- [14] Bischof, F. (2008): Angepasste Technologien für internationale Märkte. Stand des Programms German Water Partnership, Amberg
- [15] Bischofsberger, W.; Resch, H.; Baumgart, P. (1987): Schlämme aus Hauskläranlagen. Berichte aus Wassergüte-wirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen der Technischen Universität München, Bd. 48, München

- [16] Breitenbach, E. (1998): Phytosanitäre Qualitätsbeurteilung von gewerblich hergestellten Komposten anhand ihres Pilzspektrums. Dissertation an der Humboldt-Universität Berlin
- [17] Browne, C. (1933): The spontaneous heating and ignition of hay and other agricultural products. Science Nr. 77, S. 223-229
- [18] Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung: Lexikon der Entwicklungspolitik: Entwicklungsland. Zugriff am 27.01.2013 unter: <http://www.bmz.de/de/service/glossar/E/entwicklungsland.html>
- [19] Cai, Q.Y; Mo, C.H; Wu, Q.T; Zeng, Q.Y; Katsoyiannis, A.; Féraud, J.-F. (2007): Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)-contaminated sewage sludge by different composting processes. Journal of Hazardous Materials 142 (2007), Elsevier Ltd, S. 535-542
- [20] Cai, Q.Y; Mo, C.H; Lü, H.; Zeng, Q.Y; Wu, Q.T; Li, Y.W (2011): Effect of composting on the removal of semivolatile organic chemicals (SVOCs) from sewage sludge. Biosource Technology 2011, Elsevier Ltd
- [21] Central Intelligence Agency (CIA): The world factbook. Zugriff am 27.01.2013 unter: <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/>
- [22] Chen, J.; Chen, T.-B.; Gao, D.; Lei, M.; Zheng, G.-D.; Liu, H.-T.; Guo, S.-L; Cai, L. (2011): Reducing H₂S production by O₂ feedback control during large-scale sewage sludge composting. Waste Management 31 (2011), Elsevier Ltd, S. 65-70
- [23] chip GmbH und ZEK (Zentrum für Entsorgungstechnik und Kreislaufwirtschaft) (2005): Technologien zur Überschlussschlammreduktion bei der biologischen Abwasserbehandlung. Bericht des Forschungsverbunds Ziel-2, Innovative Wassertechnologien - marktgerechte Lösungen für innerbetriebliche Prozesse der Abwasserbehandlung.
- [24] Coburg, R.; Stadtfeld, R.; Oehmichen, U.; Lohaus, J.; Willms, M. (2003): Marktdaten Abwasser 2002. Korrespondenz Abwasser 04/2003, S. 491-495
- [25] Cuhls, C.; Mähl, B; Clemens, J. (2010): Bioabfallverwertung – Handbuch Emissionsarmer Anlagenbetrieb. Studie der GEWITRA Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer mbH im Auftrag der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.
- [26] Dichtl, N.; Mayerl, C.; Kopp, J.; Engelhart, M.; Winter, A.; Müller, J. (2011): Verfahrenstechnik der Schlammbehandlung. Umdruck zur Vorlesung an der Technischen Universität Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Braunschweig
- [27] Dichtl, N.; Dockhorn, T.; Bauerfeld, K. (2010): Klärschlammbehandlung und -verwertung. In: Ruhr-Universität Bochum (Hrsg.): Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und entsorgung, Teil II: Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung, Band 2: Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern. Bochum
- [28] Dichtl, N.; Dockhorn, T.; Bauerfeld, K. (2009): Schlussbericht zum BMBF-Vorhaben: Klärschlammbehandlung und -verwertung unter anderen klimatischen und sonstigen Randbedingungen. Verbundprojekt Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet Abwasser, Teilprojekt B4, Förderkennzeichen: 02WA0733.

- [29] Dichtl, N.; Dockhorn, T.; Moshage, U. (2003): *Angepasste Technologien zur Abwasserreinigung für Entwicklungs- und Schwellenländer*. Carolo-Wilhelmina 1/2003, Braunschweig, S. 58-64
- [30] DWA-A 118 (2006): *Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen*, Stand 03/2006, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef
- [31] Durth, A.; Schaum, C.; Meda, A.; Wagner, M.; Hartmann, K.-H., Jardin, N.; Kopp, J.; Otto-Witte, R. (2005): „*Ergebnisse der DWA-Klärschlammerhebung 2003*“. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- [32] DWD (Deutscher Wetterdienst): *Mittelwerte der Temperatur bezogen auf den Standort 2010*. Zugriff am 27.01.2013 unter:
http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=dwdwww_result_page&portletMasterPortlet_i1gsbDocumentPath=Content%2FOeffentlichkeit%2FKU%2FKU2%2FKU21%2FKlimadaten%2Fgerman%2Fdownload__mw__temp__1981-2010.html
- [33] El Edghiri, T. (2004): *Untersuchung geeigneter Strategien zur biologischen Behandlung städtischer Hausabfälle in Schwellenländern – Fallbeispiel Marokko*. Dissertation an der Universität Kassel im Fachbereich Agrarwissenschaften, Fachgebiet Abfallwirtschaft, Kassel
- [34] Engelhard, K. (2000): *Welt im Wandel. Die gemeinsame Verantwortung von Industrie- und Entwicklungsländern*. Omnia Verlag, Köln, S. 68
- [35] Faulstich, M.; Franke, M.; Löh, I.; Mocker, M. (2010): *Urban Mining – Wertstoffgewinnung aus Abfalldeponien*. Bayrische Abfall- und Deponietage 2010, Referat 12
- [36] Flemming, H.C; Faulstich, M. (1995): *Was geschieht bei der biologischen Abfallbehandlung*. In: Faulstich, R.E.; Kolb, M.; Netter, F.R. (Hrsg.): *Praxis der biologischen Abfallbehandlung - 18. Mülltechnische Seminar. Berichte aus der Wassergüte- und Abfallwirtschaft*, Bd. 121, München, S. 5-48
- [37] Misra, R.V.; Roy, R.N.; Hiraoka, H. (2003): *On-farm composting methods*. Land and water discussion paper No. 2, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rom
- [38] Ghazy, M. (2011): *Sustainable sewage sludge management in Egypt based on Life Cycle Assessment*. Dissertation an der TU Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Braunschweig
- [39] Graf, H.; Kerner, M. (1998): *Handbuch Baltikum heute*. Nordeuropäische Studien 14, Berlin Verlag
- [40] Grünland GmbH: *Kompostumsetzer*. Zugriff am 27.01.2013 unter:
<http://www.gruenland-gmbh.de/technik/umsetzer.htm>
- [41] Haller, J. (2008): *The composting of sewage sludge in Tartu Waterworks Ltd*; Präsentation in Sigulda, Lettland, 24.-25.04.2008
- [42] Hedel, S. (2005): *Die Kompostierung Von Schweineexkrementen in Der Provinz Can Tho (Vietnam)*. Diplomarbeit an der Martin-Luther-Universität in Halle-Wittenberg, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, GRIN Verlag
- [43] Huibers, F.; Redwood, M; Raschid-Sally, L. (2010): *Challenging conventional approaches to managing wastewater use in agriculture*. In: Drechsel, P. et al. (Hrsg.) (2010): *Wastewater*

irrigation and health – Assessing and mitigating risk in low-income countries. Earthscan, London.

[44] Hüttl, R. (2004): Leitfaden zum Einsatz von Kompost und Klärschlamm bei der Rekultivierung. 1. Aufl., Cottbuser Schriften zur Ökosystemgenese und Landschaftsentwicklung, Forschungszentrum Bergbaulandschaften (BTU), Cottbus

[45] Huy, H.T. (2011): The economic transition and migration of Vietnam and the Mekong Delta region. CAS Discussion Paper No 78. Can Tho.

[46] ia GmbH Wissensmanagement und Ingenieursleistungen: Bildgalerie Umbau Kompostwerk Warngau. Zugriff am 27.01.2013 unter: <http://www.ia-gmbh.de/default.asp?top=1&alink=3&ID=110>

[47] Imhoff, K.R.; Imhoff, K (1993): Taschenbuch der Stadtentwässerung. 28. Aufl., R. Oldenbourg Verlag, München

[48] Insam, H.; Franke-Whittle, I.; Goberna, M. (2010): Microbes at work. From wastes to resources. London, Springer.

[49] Institut für Energie-, Verfahrens- und Umwelttechnik: Umweltbiotechnologie. Zugriff am 27.01.2013 unter: <http://evu.jade-hs.de/content/umweltbiotechnologie>

[50] Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Witten/Herdecke GmbH (2009): Informationen zum BMBF-geförderten Verbundprojekt AKIZ – Integriertes Abwasserkonzept für Industriezonen mit quellenahen Maßnahmen zur Abwasservermeidung und-verwertung einschließlich Energie- und Wertstoffrückgewinnung für Transformations- und Entwicklungsländer in den Tropen.

[51] Iranzo, M.; Canizares, J.V.; Roca-Perez, L; Sainz-Pardo, I.; Mormeneo, S.; Bolud, R. (2004): Characteristics of rice straw and sewage sludge as composting materials in Valencia (Spain). Bioresource Technology 95 (2004), Elsevier Ltd, S. 107-112

[52] Jirström, M.; Rundquist, F.-M. (2004): Determinants of agricultural diversification in Vietnam: changes at the farm level in the Mekong and Red River deltas. In: Toriyama, K; Heong, K.L.; Hardy, B. (Hrsg.): Rice is Life: Scientific Perspectives for the 21st Century. Proceedings of the World Rice Research Conference held in Tokyo and Tsukuba, Japan, 4.-7.11.2004

[53] Karius, R. (2011): Entwicklung eines ganzheitlichen Konzeptes zur Behandlung und Entsorgung aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen in (peri-)urbane Gebieten Vietnams. Diplomarbeit an der Technischen Universität Dresden

[54] Kehres, B. (2010a): BMU stellt Novelle der Klärschlammverordnung vor. H&K aktuell 11/10, S.3-5

[55] Kehres, B. (Red.)(2010b): Betrieb von Kompostierungsanlagen mit geringen Emissionen klimarelevanter Gase. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (Hrsg.), Köln

[56] Kelessidis, A.; Stasinakis, A. (2012): Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. Waste Management 32 (2012), Elsevier Ltd., S.1186-1195

[57] Könemann, R. (2005): Zukunft der Klärschlamm Entsorgung in der europäischen Union. Vortrag auf der Deutsch-Türkischen Tagung „Vor- und nachsorgende Abfallwirtschaft“ – Die Türkei auf dem Weg in die EU, 25.-27.5.2005 in Izmir, Türkei

- [58] Körner, I. (2008): Stickstoffhaushalt bei der Kompostierung – Bilanzen, Gehalte, Umsetzungs- und Austragungsprozesse. In: Stegmann, R. (Hrsg.): Hamburger Berichte. Bd. 33, Technische Universität Hamburg-Harburg, Verlag Abfall aktuell, Hamburg
- [59] Kosobucki, P.; Chmarzynski, A.; Buszewski, B. (2000): Sewage sludge composting. Polish Journal of Environmental Studies Vol. 9, No. 4 (2000), S. 243-248
- [60] Kranert, M.; Cord-Landwehr, K. (2010): Einführung in die Abfallwirtschaft. 4. Aufl., Teubner + Vieweg, Wiesbaden
- [61] Kraus, J. (2003): Herstellung von Leichtzuschlagstoffen aus Klärschlamm. Dissertation an der Universität Fridericana Karlsruhe. Schriftenreihe des ISWW Karlsruhe, Band 112. Universität Karlsruhe-Institutsverlag, Karlsruhe
- [62] Kreuter, S.; Panning F. (2011): BMBF –Verbundprojekt AKIZ, Teilprojekt 5, Monitoringkonzept, Fördernummer: 02WA1069, Vorläufige Ergebnisse der Monitoringuntersuchungen (unveröffentlicht). Institut für Umwelttechnik und Management, Universität Witten/Herdecke.
- [63] Kroiss, H. (1986): Anaerobe Abwasserreinigung. Wiener Mitteilungen Nr. 62, Wien
- [64] LAGA (Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Abfall) (1995): Merkblatt M10: Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost, Müllhandbuch Kennziffer A6856, Lfg 3/95
- [65] Leschber, Reimar; Loll, Ulrich (1996): Klärschlamm. 4. Aufl., Ernst & Sohn, Berlin
- [66] Loll, Ulrich (2002): Mechanische und biologische Verfahren der Abfallbehandlung. Ernst & Sohn, Berlin
- [67] Lu, Y.; Wu, X.; Guo, J. (2009): Characteristics of municipal solid waste and sewage sludge co-composting. Waste Management 29 (2009), Elsevier Ltd., S. 1152-1157
- [68] Ludwig, K. (1999): Estland; C.H. Beck Verlag
- [69] Mapped Planet: Klimadiagramm der Geo-Koordinaten.Zugriff am 27.01.2013 unter: <http://www.mappedplanet.com/klima/index.php?lat=21.0245&lon=105.841> und <http://www.mappedplanet.com/klima/index.php?lat=10.0333&lon=105.783>
- [70] Marx, C.J.; Alexander, W.V.; Johannes, W.G; Steinbach-Kane, S. (2004): A technical and financial review of sewage sludge treatment technologies. WRC report No. 1240/04, S. Africa
- [71] Massoud, M.A.; Tarhini, A.; Nasr, J.A (2009): Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. Journal of Environmental Managemnt 90 (200), Elsevier Ltd., S. 652-659
- [72] Myllymaa, T.: Tallinn water treatment and sewerage. The Sea and the Cities Articles. Zugriff am 27.01.2013 unter: <http://www.helsinki.fi/envirohist/seaandcities/>
- [73] Olivia, J.; Bernhardt, A.; Reisinger, H.; Domening, M.; Krammer, H.-J. (2009): Klärschlammmaterialien zur Abfallwirtschaft. Umweltbundesamt Österreich, Klagenfurt
- [74] Pfeifer, M.: Vietnam 2005 – ein Reisebericht mit vielen Bildern, interessanten Infos und interaktiver Vietnamkarte. Zugriff am 27.01.2013 unter: <http://www.pfeifermartin.de/vietnamstart.htm>
- [75] Philipp, B. (Hrsg.) (1994): Einführung in die Umwelttechnik, 2. Aufl., Vieweg, Wiesbaden

- [76] Pinnekamp, J.; Haber, K.; Halft, N.; Montag, D.; Tondera, K.; Yao, G. (2010): Vertiefende Untersuchungen der Randbedingungen und Koordination Kernprojekt A. Abschlussbericht zum BMBF-Verbundprojekt Exportorientierte F+E auf dem Gebiet Abwasser, Teilprojekt A1, Förderkennzeichen 02WA0734. Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen.
- [77] Resch, H. (1979): Schlämme aus Hauskläranlagen – Anfallmengen und Beschaffenheit.
- [78] RP online: Mettmann – Mikroben arbeiten im Dunkeln. Zugriff am 27.01.2013 unter: <http://www.rp-online.de/region-duesseldorf/mettmann/nachrichten/mikroben-arbeiten-im-dunkeln-1.898658>
- [79] Ryckeboer, J.; Mergaert, J.; Vaes, K.; Klammer, S.; De Clercq, D.; Coosemans, J.; Insam, H.; Swings, J. (2003): A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. *Annals of Microbiology* Nr.53, S. 349-410
- [80] Scholz, C. (2007): Improving contaminated sewage sludge – An experiment based assessment of selected treatment options for the Sasol Sewage Works in Sasolburg (South Africa). Dissertation an der North-West University in Potchefstroom, Südafrika
- [81] Shen, Y.; Chen, T.-B.; Gao, D.; Zheng, G.; Liu, H.; Yang, Q. (2012): Online monitoring of volatile organic compound production and emission during sewage sludge composting. *Bioresource Technology* 123 (2012), Elsevier Ltd., S. 463-470
- [82] Sierp, F. (1993): Wirkung der Absetzzeit auf städtisches Abwasser. In Imhoff, K.; Imhoff, K.R. (1993): Taschenbuch der Stadtentwässerung, 28. Aufl., R. Oldenbourg Verlag, München
- [83] Sihler, A. (1993): Inputmaterialien für die Kompostierung. In: Bioabfall-Management 3, Rheinisches Institut für Ökologie, Köln, S. 230-234
- [84] Snyman, H.G., Herselmann, J.E., Kasselmann, G. (2004): A metal content survey of South African sewage sludge and an evaluation of analytical methods for their determination in sludge. WRC Report No. 1283/01/04, Südafrika
- [85] Spinosa, L. (Hrsg.)(2011): Wastewater sludge: A global overview of the current status and future prospects. 2. Aufl., IWA Publishing, London
- [86] Statistisches Bundesamt: Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen - Bruttoinlandsprodukt, Bruttonationaleinkommen, Volkseinkommen (Lange Reihen ab 1950). Zugriff am 27.01.2013 unter: <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/VGR/VolkswirtschaftlicheGesamtrechnungen.html>
- [87] Strauss, M.; Barreiro, W. C.; Steiner, M.; Mensah, A.; Jeuland, M.; Belomey, S.; Montangero, A.; Koné, D. (2003): Urban excreta management – Situation, challenges, and promising solutions. Vortrag auf IWA Asia-Pacific Regional Conference Bangkok, 19.-23.10.2003, Thailand
- [88] Tchobanoglous, G.; Burton, F.L.; Stensel, H.D. (2003): Wastewater Engineering (Metcalf&Eddy). 4th Edition, Mc. Graw-Hill, New York
- [89] Thomé-Kozmiensky, K.-J. (1998): Klärschlamm Entsorgung. TK-Verlag, Neuruppin
- [90] Thomé-Kozmiensky, K.-J. (1985): Kompostierung von Abfällen 1. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, Berlin
- [91] Umweltbundesamt (Hrsg.) (2012): Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Broschüre, Bonn

- [92] Umweltinstitut des Landes Voralberg (2005): Klärschlammkompost – Abbauverhalten von Schadstoffen während der Kompostierung. Bericht UI-1/2005, Amt der Voralberger Landesregierung
- [93] UN-HABITAT (2009): Global Atlas of excreta, wastewater sludge, and biosolids management: Moving forward the sustainable and welcome uses of a global Resource. United Nations Human Settlements Programm, Nairobi
- [94] Vietnam.net Bridge: 2005 environmental protection law not respected. Zugriff am 27.01.2013 unter: <http://english.vietnamnet.vn/en/environment/13550/2005-environment-protection-law-not-respected.html>
- [95] Vietnam Trade Promotion Agency: Industrial parks and industrial clusters in Can Tho Province. Zugriff am 27.01.2013 unter:
http://www.vietrade.gov.vn/en/index.php?option=com_content&view=article&id=1172:industrial-parks-and-industrial-clusters-in-can-tho-province-part-1&catid=298:can-tho-province&Itemid=293
- [96] von Sperling, M; Andreoli, C.V. (2005): Introduction to sludge management. In: von Sperling, M.; de Lemos Chernicharo, C.A. (Hrsg.): Biological wastewater treatment in warm climates, Volume II, IWA Publishing, London, S. 1167-1169
- [97] Wei, Y.-S.; Fan, Y.-B.; Wang, M.-J., Wang, J.-S. (2000): Composting and compost application in China. Conservation and Recycling 30 (2000), Elsevier Ltd., S. 277-300
- [98] Xu, G.R.; Zhang, Z. (2010): Sludge Management and its Development in China. Singapore International Water Week, 28.06.-02.07.2010
- [99] Yao, G. (1997): Strategie zur städtischen Klärschlamm Entsorgung in der Volksrepublik China unter Berücksichtigung deutscher Erfahrungen. Abfall, Recycling, Altlasten Bd. 12, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen e.V., Aachen
- [100] Zbytniewski, R.; Buszewski, B. (2005): Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost. Part 1: chemical and spectroscopic properties. Bioresource Technology 96 82005), Elsevier Ltd., S. 471-478

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre hiermit an Eides statt, dass ich die vorstehende Bachelorarbeit selbstständig angefertigt und die benutzten Hilfsmittel sowie die befragten Personen und Institutionen vollständig angegeben habe.

Braunschweig, den 28.01.2013

T. Goluff