



DEZENTRALE KLÄRSCHLAMMVERBRENNUNG

Ingo Kügler
Andreas Öhlinger
Birgit Walter



BERICHTE
BE-260

Wien, 2004



Projektleitung

Ingo Kügler

Autoren

Ingo Kügler

Andreas Öhlinger

Birgit Walter

Mitarbeit

Brigitte Karigl

Christian Neubauer

Roman Past

Wolfgang Sarny

Erich Singer

Lektorat

Brigitte Karigl

Ingo Kügler

Birgit Walter

Satz/Layout

Ingo Kügler

Wir danken den Betrieben Tecon Engineering GmbH, Andritz AG, Pyromex AG und UC Prozesstechnik GmbH für die gute Zusammenarbeit und die freundliche Unterstützung.

Weitere Informationen zu Publikationen des Umweltbundesamtes unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Eigenvervielfältigung

Gedruckt auf Recyclingpapier

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2004
Alle Rechte vorbehalten
ISBN 3-85457-756-7

ZUSAMMENFASSUNG

Das Ziel des vorliegenden Berichts ist es, den Stand der Technik der dezentralen Klärschlammverbrennung, einen Kostenvergleich dieser Behandlungsart mit anderen Behandlungsmethoden und die Zusammensetzung von österreichischem kommunalem Klärschlamm zu erheben.

Aktuelle Konzepte und Vergleich mit anderen Methoden der Klärschlammbehandlung

In der vorliegenden Studie werden derzeitige nationale und internationale Konzepte der dezentralen Klärschlammverbrennung bzw. -behandlung vorgestellt. Berücksichtigt werden dabei:

- Verfahrensbeschreibungen (Trocknung, Verbrennung/Entgasung/Pyrolyse)
- Massen- und Energiebilanzen
- Emissionen
- Kosten (Wirtschaftlichkeit, Anlagengröße usw.)

Die hier betrachteten Konzepte dezentraler Klärschlammbehandlungsanlagen haben folgende gemeinsame Eckpunkte:

- Dezentrale Kleinanlagen (Einsatz bereits bei geringen Klärschlamm-mengen möglich)
- Reduktion der Klärschlamm-mengen durch thermische Behandlung
- Kurze Transportwege bzw. keine Transportwege
- Energiegewinnung (elektrische Energie, Wärme) durch verschiedene thermische Behandlungsmethoden
- Reduktion der Geruchsemissionen
- ev. Phosphorrückgewinnung aus dem Klärschlamm (Rohstoffgewinnung)

Folgende vier aktuelle Konzepte der dezentralen Klärschlammbehandlung werden vorgestellt:

- Tecon Engineering GmbH: Kalogeo (Verbrennung)
- Andritz AG: EcoDry-Verfahren (Verbrennung)
- Pyromex AG: Ultrahochtemperatur-Entgasung (Entgasung)
- UC Prozesstechnik GmbH: Klärschlamm-pyrolyse (Pyrolyse)

Allen vier Konzepten sind eine Klärschlamm-entwässerung sowie eine Klärschlamm-trocknung vorgeschaltet. Die Unterschiede in den einzelnen Verfahren sind folgender Tabelle zu entnehmen:

Tabelle 1: Übersicht über die aktuellen Konzepte der Verbrennung von kommunalem Klärschlamm in dezentralen kleinen Verbrennungsanlagen

	Tecon Engineering GmbH	Andritz AG	Pyromex AG	UC Prozesstechnik GMBH
Trocknung	Solar od. Abwärme	Abwärme	Pyrogas, Abwärme	Pyrolysegas, Erdgas
Reaktor	Verbrennung in stationärer Wirbelschicht	Verbrennung im Zyklonofen	Entgasung im Hochtemperaturreaktor	Pyrolyse im Drehrohr
Energiezufuhr über	Erd- oder Biogas	energieautark (Erdgas, Erdöl beim Anfahren)	Induktionsstrom	Indirekt durch Erdgas
Temperatur [°C]	650 bzw. 850	>850	1.200 - 1.700	700
Abgasreinigung	Trockene Sorption (Kalkhydrat, Aktivkoks), Quench, Keramikfilter	Trocken (Kalkhydrat, Herdofenkoks) oder nass (Venturiwäscher und alkal. Wäscher)	Alkalischer und saurer Wäscher	Aktivkohlefilter und Wäscher
Energienutzung	Strom, Trocknung, Faul-turm, Fernwärme	Trocknung	Trocknung, Gasmotor, Strom	Trocknung, Wärme, Strom
Kosten [€/t TS]	143 - 268 (28 % TS)	200 - 300 (5 % TS, nass)	400 - 450 (3 - 8 % TS)	160 - 320 (25 % TS)

Unter der Annahme von Kosten für die mechanische Entwässerung (von ca. 5 % auf ca. 25 % TS) von 50 - 100 €/t TS, kann davon ausgegangen werden, dass die Verfahren der Firmen Andritz AG, Tecon Engineering GmbH und UC Prozesstechnik GmbH zu den kostengünstigeren zählen, das Verfahren von Pyromex AG hingegen eher kostenintensiv ist. Bei diesen Kostenangaben ist allerdings anzumerken, dass die Größe der Anlage einen bedeutenden Einfluss auf die Höhe der tatsächlichen Kosten hat. Ein Vergleich mit „anderen“ Methoden der Klärschlammbehandlung (v.a. externe Monoverbrennung, Mitverbrennung, landwirtschaftliche Verwertung, Kompostierung, Vererdung, MBA, Deponierung) zeigt, dass mit

der EcoDry-Methode von Andritz AG, mit Kalogeo von Tecon Engineering GmbH und mit der Pyrolyse nach der UC Prozesstechnik GmbH Kosten realisierbar sind, die mit jenen der „anderen Methoden“ der Klärschlammbehandlung vergleichbar sind. Die Entgasung von Pyromex AG liegt über diesem Niveau.

Phosphatrückgewinnung

Da die natürlichen Phosphorvorräte der Erde in den nächsten Jahren (ca. 90 – 100 Jahre) zu Ende gehen werden, wird die Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm bzw. aus der Asche der Klärschlammverbrennung zukünftig wesentlich an Bedeutung gewinnen, vor allem dann, wenn die direkte Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft nicht mehr so durchgeführt werden kann wie bisher.

Die geschätzten Kosten für eine Rückgewinnung aus dem Abwasser oder Klärschlamm bzw. einer Monoverbrennung von Klärschlamm mit anschließender Rücklösung des Phosphats aus der Asche belaufen sich bislang noch auf das zwei- bis zehnfache des Importpreises von Rohphosphat.

Bei sämtlichen beschriebenen Rückgewinnungsverfahren findet der Aufschluss chemisch bzw. chemisch/thermisch statt. Von der Vielzahl an technischen Lösungen ist jedoch noch keine vollständig ausgereift. Eine großtechnische Umsetzung mit wissenschaftlicher Begleitung zum Nachweis der Praxisreife ist noch ausständig. Von elementarer Bedeutung für alle Verfahren ist die Pflanzenverfügbarkeit des gewonnenen Phosphats.

Zusammensetzung von österreichischem kommunalem Klärschlamm

Um Aussagen über die Zusammensetzung von österreichischem kommunalem Klärschlamm treffen zu können, wurden Analysedaten von Klärschlämmen, die dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft von 85 Betreibern österreichischer Kläranlagen für die Jahre 1998 – 2000 zur Verfügung gestellt wurden, ausgewertet. Folgende Ergebnisse wurden dabei erhalten:

Tabelle 2: Klärschlammzusammensetzung; Klärschlammdata der Anlagenbetreiber; pH-Wert, Trockensubstanz und Wassergehalt

Parameter	Median [Gew %]	Mittel [Gew %]	90-Perc. [Gew %]	Min [Gew %]	Max [Gew %]	VK [%]	Anzahl
pH-Wert	7,67	8,57	11,94	6,40	12,30	22,91	55
Trockensubstanz	30,50	28,93	46,97	3,17	55,00	47,40	79
Wassergehalt	67,02	70,37	94,57	47,67	96,83	18,27	54

Tabelle 3: Klärschlammzusammensetzung; Klärschlamm Daten der Anlagenbetreiber; Hauptbestandteile

Parameter	Median [g/kgTS]	Mittel [g/kgTS]	90-Perc. [g/kgTS]	Min [g/kgTS]	Max [g/kgTS]	VK [%]	Anzahl
Ammonium-Stickstoff	1,60	2,65	5,96	0,00	21,65	120,64	68
Nitrat-Stickstoff	0,17	2,68	12,51	0,01	39,30	306,62	32
organ. Stickstoff	14,18	14,12	-	5,94	23,96	44,65	6
Stickstoff gesamt	25,19	27,12	42,14	7,11	56,15	42,84	72
Kalzium	70,98	108,27	260	2,67	332,43	84,94	70
Kalium	2,63	3,02	4,83	0,52	10,13	58,12	73
Magnesium	9,17	10,28	18,21	1,21	30,00	53,24	67
Phosphor	31,00	34,55	63,54	1,94	78,88	53,12	73

Tabelle 4: Klärschlammzusammensetzung; Klärschlamm Daten der Anlagenbetreiber; anorganische Spurenelemente und AOX

Parameter	Median [mg/kgTS]	Mittel [mg/kgTS]	90-Perc. [mg/kgTS]	Min [mg/kgTS]	Max [mg/kgTS]	VK [%]	Anzahl
Arsen	6,05	7,05	14,88	0,36	15,51	56,89	16
Blei	53,82	75,56	156,59	11,35	582,77	101,71	84
Cadmium	1,19	1,30	2,10	0,30	3,27	47,03	83
Chrom	43,40	53,60	96,99	5,80	236,25	70,30	84
Kobalt	6,53	9,66	24,00	2,60	35,67	83,60	41
Kupfer	197,10	215,16	367,94	51,50	622,90	49,03	84
Mangan	220,86	433,06	679,49	0,04	7100,00	248,46	42
Molybdän	3,90	4,59	8,76	1,13	10,00	55,70	26
Nickel	27,69	32,24	55,71	5,10	133,00	60,11	84
Quecksilber	1,00	1,09	1,79	0,33	2,57	43,81	83
Zink	809,52	831,95	1279,80	86,67	1948,00	42,43	84
AOX	147,00	154,48	277,85	60,33	338,43	46,72	30

Die erhaltenen Daten wurden mit Literaturangaben über die Zusammensetzung von österreichischen Klärschlämmen verglichen. Die Ergebnisse der Auswertung der Daten der Anlagenbetreiber entsprechen sehr gut den Literaturangaben über österreichische Klärschlammzusammensetzungen.

Weiters zeigt sich, dass die heute tatsächlich im Klärschlamm enthaltenen Schwermetallkonzentrationen deutlich unter den gesetzlich zulässigen Konzentrationen für die landwirtschaftliche Verwertung gemäß den Länderbestimmungen liegen und auch die langfristig vorgesehenen Werte der entsprechenden EU-Richtlinie bereits heute von den jeweiligen 90-Perzentilen unterschritten werden. Lediglich das Cadmium 90-Perzentil von 2,10 mg/kg TS liegt leicht über dem für 2025 veranschlagten Wert von 2,0 mg/kg TS.

Eine Auswertung der Abhängigkeit der Klärschlammzusammensetzung von der Größe der Kläranlagen zeigte, dass keinerlei Abhängigkeit zwischen der Konzentration an bestimmten Parametern im Klärschlamm und der Größe der Kläranlage (in EW60) zu bemerken ist.

Eine Auswertung der Klärschlammzusammensetzung in Abhängigkeit vom Einzugsgebiet ergab, dass der Großteil der Werte mit städtischem Einzugsgebiet über jenen mit ländlichem Einzugsgebiet liegt.

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	9
2	KLÄRSCHLAMMTROCKNUNG	12
2.1	Kontakt Trocknung	12
2.1.1	Scheibentrocknung	12
2.1.2	Dünnschichttrocknung.....	13
2.2	Konvektionstrocknung	13
2.2.1	Bandtrocknung	13
2.2.2	Trommeltrocknung	13
2.3	Strahlungstrocknung	13
2.3.1	Solare Trocknung	13
3	PHOSPHATGEWINNUNG	15
3.1	Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm	16
3.2	Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche	18
3.3	Kosten der Phosphorrückgewinnung	19
4	AKTUELLE KONZEPTE	20
4.1	Tecon Engineering GmbH: Kalogeo	21
4.1.1	Allgemein.....	21
4.1.2	Verfahrensbeschreibung	21
4.1.3	Massen- und Energiebilanzen.....	26
4.1.4	Emissionen.....	27
4.1.5	Kosten	28
4.2	Andritz AG: EcoDry-Verfahren	28
4.2.1	Allgemein.....	28
4.2.2	Verfahrensbeschreibung	29
4.2.3	Massen - und Energiebilanzen.....	32
4.2.4	Emissionen.....	33
4.2.5	Kosten	34
4.3	Pyromex AG: Hochtemperatur – Entgasung	35
4.3.1	Allgemein.....	35
4.3.2	Verfahrensbeschreibung	35
4.3.3	Massen- und Energiebilanzen.....	41
4.3.4	Emissionen.....	42
4.3.5	Kosten	42
4.4	UC Prozesstechnik GmbH: Klärschlamm- pyrolyse nach dem HD-PAWA- THERM®-Verfahren	43

4.4.1	Allgemein.....	43
4.4.2	Verfahrensbeschreibung	43
4.4.3	Massen- und Energiebilanzen.....	46
4.4.4	Emissionen.....	48
4.4.5	Kosten	49
4.5	Weitere Konzepte anderer Anlagenbauer	50
4.5.1	Eisenmann: Pyrobustor-Anlage.....	50
4.6	Zusammenfassung der Kosten der aktuellen Konzepte	51
5	ANDERE KLÄRSCHLAMMBEHANDLUNGSMETHODEN	53
5.1	Thermische Schlammbehandlung in externer Monoverbrennung (Zentrale Großanlage)	53
5.1.1	Kosten	53
5.2	Mitverbrennung	53
5.2.1	Kosten	54
5.3	Landwirtschaftliche Verwertung.....	54
5.3.1	Kosten	57
5.4	Kompostierung.....	57
5.4.1	Kosten	58
5.5	Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung (MBA)	58
5.5.1	Kosten	59
5.6	Vererdung	59
5.6.1	Kosten	60
5.7	Nassoxidation.....	60
5.7.1	Kosten	61
5.8	Deponierung	61
5.9	Anaerobe Behandlung von Klärschlamm	62
5.10	Kosten im Überblick - Zusammenfassung.....	62
6	KLÄRSCHLAMMZUSAMMENSETZUNG.....	65
6.1	Datengrundlage	65
6.2	Bewertung der Klärschlammkosten von Anlagenbetreibern und Ermittlung von Abhängigkeiten	65
6.2.1	Bewertung der Klärschlammkosten der Anlagenbetreiber.....	66
6.2.2	Klärschlammzusammensetzung in Abhängigkeit von der Größe der Kläranlagen	74
6.2.3	Klärschlammzusammensetzung in Abhängigkeit vom Einzugsgebiet	76
6.2.4	Vergleich der Schwermetallkonzentrationen mit den Grenzwerten für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm	78
7	ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	80

8	TABELLENVERZEICHNIS	81
9	LITERATURVERZEICHNIS	83

1 EINLEITUNG

Thema des vorliegenden Berichts ist es, Fachgrundlagen über den Stand der Technik der dezentralen Klärschlammverbrennung in Österreich, einen Kostenvergleich dieser Behandlungsart mit alternativen Behandlungsmethoden und Informationen über die Zusammensetzung von österreichischem Klärschlamm zu erheben. Dabei ist nur kommunaler Klärschlamm (SN 945) Gegenstand der Untersuchungen, Industrieschlämme werden nicht berücksichtigt.

Aktueller Anlass für die Bestandsaufnahme ist, dass aufgrund der Bestimmungen der Deponieverordnung (BGBl. 164/1996), Klärschlamm ab 1. Jänner 2004 (in Ausnahmefällen bis 1. Jänner 2009) nicht mehr ohne geeignete Vorbehandlung auf Deponien abgelagert werden darf. In Europa ist daher die Frage der Klärschlamm Entsorgung Gegenstand intensiver Fachdiskussionen und Anstrengungen in Forschung und Entwicklung (STADLBAUER et al., 2003).

Um eine Vorstellung über die anfallenden Mengen an kommunalem Klärschlamm zu erhalten, ist die Entwicklung der letzten Jahre zu betrachten. Die Menge des kommunalen Klärschlammes ist im Verlauf der letzten Jahre deutlich angestiegen, und zwar von 186.036 t TS (Trockensubstanz) im Jahr 1995 auf 243.700 t TS im Jahr 2001. In Österreich wurde Klärschlamm bisher entweder deponiert, thermisch verwertet, landwirtschaftlich genutzt oder einer sonstigen Verwertung zugeführt. Die Menge des in der Landwirtschaft eingesetzten Klärschlammes ist in diesem Zeitraum um rund 10 % zurückgegangen, und zwar von 41.500 t TS im Jahr 1995 auf 36.800 t TS im Jahr 2001. Die Menge des verbrannten Klärschlammes ist hingegen von 63.250 t TS auf 76.800 t TS angestiegen, wobei der Hauptanteil der thermischen Verwertung auf Wien entfällt. Im Jahr 2001 wurden noch immer beträchtliche Mengen kommunalen Klärschlammes deponiert, und zwar 43.000 t TS, dies entspricht rund 18 % der Gesamtmenge. Rund 87.100 t TS bzw. 35,7 % der Gesamtmenge wurden im Jahr 2001 „sonstig verwertet“ (z.B. Kompostierung, Aufbereitung, Landschaftsbau, Zwischenlagerung, Bauzuschlagsstoff, Kleinmengenabgaben etc.) (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT, 2002).

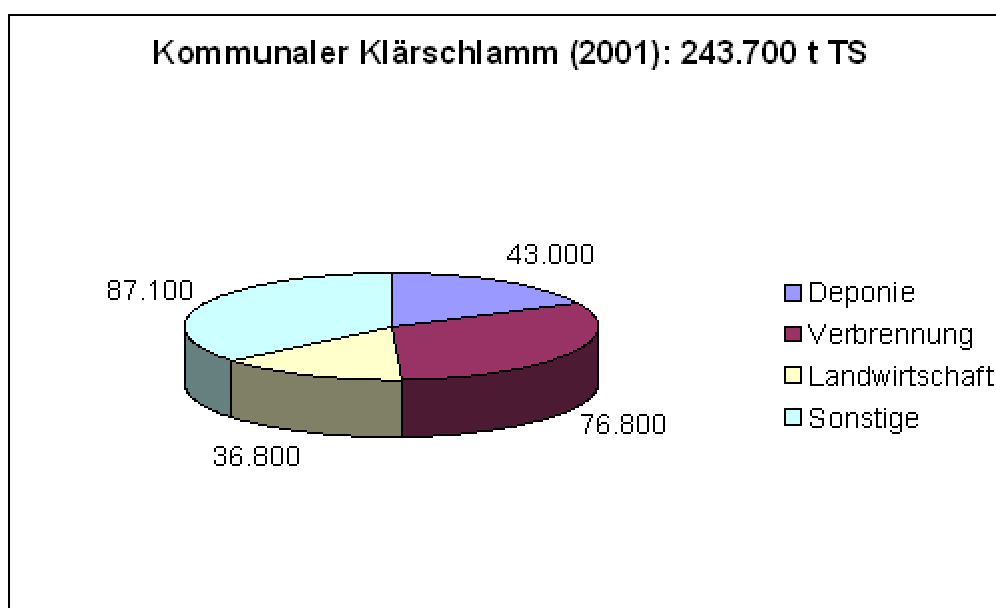


Abbildung 1: Aufkommen und Behandlung von kommunalem Klärschlamm 2001 in Österreich (Quelle: BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT, 2002)

Durch das Verbot der Ablagerung von unbehandeltem Klärschlamm und Diskussionen über Einschränkungen der landwirtschaftlichen Verwertung müssen viele Kläranlagenbetreiber, Abwasserverbände und Entsorger neue Konzepte für die gesetzeskonforme Behandlung des Klärschlammes entwickeln und umsetzen.

Die Verbrennung von kommunalem Klärschlamm in dezentralen kleinen Verbrennungsanlagen ist ein mögliches Behandlungsverfahren. Die Größe der Anlage hängt dabei von der Größe der Abwasserreinigungsanlage und somit von der Menge des anfallenden Klärschlammes ab. Nur im Bundesland Wien (Verbrennungsanlagen des Werkes Simmeringer Haide) wird der kommunale Klärschlamm zur Gänze verbrannt. Allerdings kann man diese nicht als dezentrale Klärschlammverbrennungsanlage bezeichnen, da ca. 1,8 Mio. m³ Schlamm von der Hauptkläranlage Wien übernommen und nach weiteren Aufbereitungen in Zentrifugen in 3 stationären Wirbelschichtfeuerungsanlagen verbrannt werden. Die Leistungsfähigkeit und die Entsorgungssicherheit der Verbrennungsanlagen sind unumstritten. Außer Wien haben auch Großstädte wie München, Frankfurt am Main und Hamburg ihre Klärschlamm Entsorgung ganz auf Verbrennung eingestellt. Damit zeigt sich, dass die Verbrennung von Klärschlamm in großen zentralen Anlagen seit vielen Jahren zum Stand der Technik zählt. Die Frage nach dem Stand der Technik bei kleinen dezentralen Anlagen zur Klärschlammverbrennung blieb bislang nur unzureichend beantwortet. Grundsätzlich sind bei der thermischen Behandlung des Klärschlammes mehrere Verfahren mit unterschiedlichen Prozessstufen in verschiedenen Ofensystemen denkbar. Welche tatsächlich als Stand der Technik gelten, wird in der vorliegenden Studie untersucht.

Die Entscheidung über die Entsorgung von Klärschlamm wird nicht nur auf der Grundlage technischer und ökologischer Parameter getroffen, sondern wird vor allem auch von wirtschaftlichen Interessen beeinflusst. Dadurch müssen und sollen auch ökonomische Parameter in den Entscheidungsfindungs-Prozess einfließen. Als Grundlage für diese Überlegungen sollen daher die Kosten der dezentralen Klärschlammverbrennung mit den Kosten der traditionellen Entsorgungswege verglichen werden. Ein wesentlicher Bestandteil dieses Kostenvergleichs bildet die Frage, ob sich mit den (neuen) Konzepten der dezentralen Klärschlammverbrennung annähernd konkurrenzfähige Wege der Klärschlammbehandlung aufbauen. Bisher galten die Deponierung bzw. die landwirtschaftliche Verwertung als vergleichsweise preisgünstigste Entsorgungswege, die von zahlreichen Kläranlagenbetreibern bevorzugt gewählt wurden. Somit gelten Kosten dieser Entsorgungsmethoden als Maßstab für Kosten neuer Wege der Klärschlamm Entsorgung. Inwieweit die neuen Wege der Klärschlamm Entsorgung diesem Maßstab gerecht werden, kann der vorliegenden Studie entnommen werden.

Die Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm oder aus der Asche nach der Klärschlammverbrennung wird in Zukunft immer mehr an Bedeutung gewinnen. Grund dafür ist der endliche abbaubare Phosphorvorrat der Erde. In unterschiedlichen Literaturstellen werden verschiedene Zeitspannen für dessen Ende angegeben, sodass der genaue Zeitpunkt nicht vorhergesagt werden kann. Dies ist aber Grund genug, um auch den Stand der Technik bei der Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm oder aus der Asche nach der Klärschlammverbrennung näher zu beleuchten.

In unmittelbarem Zusammenhang mit den Technologien der Klärschlammbehandlung bzw. -verbrennung stellt sich die Frage der Qualität kommunalen Klärschlammes in Österreich. Damit wird gleichzeitig die Frage aufgeworfen, ob ein repräsentativer Überblick über die anorganische und organische Schadstoffbelastung des Klärschlammes in Österreich erhalten werden kann. Korrelieren diese Analysendaten mit Randbedingungen wie Größe der Kläranlagen, aus denen die Klärschlämme stammen, bzw. mit dem Einzugsgebiet der entsprechenden Kläranlagen? Da - wie bereits erwähnt - nach wie vor große Mengen an kommunalem Klärschlamm landwirtschaftlich entsorgt werden, ist damit eng verbunden die Frage, ob aufgrund der chemischen Analysendaten Bedenken bestehen, kommunalen Klärschlamm

landwirtschaftlich zu entsorgen, d.h. ein Vergleich der Analysendaten mit bestehenden Grenzwerten für die landwirtschaftliche Entsorgung von Klärschlamm scheint angebracht.

In Summe soll dieser Bericht einen fundierten Überblick über den Stand der Technik der dezentralen Klärschlammverbrennung in Österreich, über Kosten der Klärschlammbehandlung und über die Zusammensetzung von österreichischem Klärschlamm geben.

2 KLÄRSCHLAMMTROCKNUNG

Kommunaler Klärschlamm fällt in Kläranlagen als Nassschlamm mit rund 5 % TS an. Vor einer Verbrennung muss er daher entwässert bzw. je nach Verbrennungsanlage getrocknet werden. Für die Mitverbrennung in Müllverbrennungsanlagen oder Braunkohlekraftwerken ist eine mechanische Entwässerung mit Pressen oder Zentrifugen auf rd. 30 % TS ausreichend. Für eine Mitverbrennung in Steinkohlekraftwerken mit Schmelzkammerfeuerung oder Monoverbrennung mit Wirbelschichtfeuerung ist eine weitergehende Trocknung unumgänglich (BAYRISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2004).

Ein weiterer Grund für die Klärschlamm Trocknung ist, neben Gewichts- und Volumenreduktion, ein handhabbares und heizwertreiches Produkt zu erhalten. Durch die Klärschlamm Trocknung lässt sich die Palette der Entsorgungswege erweitern und größere Transportentfernungen werden wirtschaftlich kalkulierbar.

Folgende Verfahrensprinzipien werden unterschieden:

- Kontakt Trocknung (z.B. Scheibentrockner, Dünnschicht Trockner)
- Konvektion Trocknung (z.B. Band Trockner, Trommel Trockner)
- Strahlung Trocknung (z.B. solare Trocknung)

Im Folgenden werden Klärschlamm Trocknungsverfahren, die sich insbesondere für kleine und mittlere Anlagengrößen eignen, detaillierter betrachtet. Bei der Auswahl des Verfahrens sollten folgende Punkte beachtet werden:

- Klärschlammdurchsatz
- gewünschter TS-Gehalt im Trockengut
- projektspezifische, standortbezogene Klimadaten
- zur Verfügung stehende Fläche
- zur Verfügung stehende Energieart (solare Strahlungsenergie, elektrische Energie, Abwärme, Erdgas, ...)
- standortspezifische Energiepreise

2.1 Kontakt Trocknung

Die beiden gängigsten Verfahren der Kontakt Trocknung von Klärschlamm sind die Scheibentrocknung und die Dünnschicht Trocknung.

2.1.1 Scheibentrocknung

Beim Scheibentrockner handelt es sich um ein rotierendes Scheibenbündel. Die Heizfläche besteht aus Scheiben, die in einem bestimmten Abstand auf einer Welle montiert sind. Die Scheiben, zwischen denen der Schlamm, liegt sind beheizt oder werden mit Dampf erwärmt. Transportschaukeln am äußeren Rand der Scheiben sorgen dafür, dass der Klärschlamm durch den Trockner befördert wird (PONNDORF MASCHINENFABRIK GMBH, 2004)

2.1.2 Dünnschichttrocknung

Dünnschichttrockner arbeiten mit einem sich schnell drehenden Rotor, der mit einer Vielzahl von Schaufeln besetzt ist. Diese werfen das Gut an die beheizte Wand, wo es einen dünnen, turbulenten Film bildet. Durch den ausgezeichneten Wärmeübergang in diesem Film wird die Flüssigkeit rasch verdampft und es entsteht ein pulverförmiger, teilweise feingemahlener Feststoff. Dieser wird, teils durch die Stellung der Schaufeln, teils durch das Schleppgas, welches den Trockner durchströmt, zum Austrag gefördert (THERMISCHE TROCKNUNG, 2004).

2.2 Konvektionstrocknung

Als die beiden gängigsten Verfahren der Konvektionstrocknung – insbesondere für die Trocknung von Klärschlamm – werden die Bandtrocknung und die Trommeltrocknung angeführt.

2.2.1 Bandtrocknung

Der mechanisch vorentwässerte Klärschlamm wird auf ein perforiertes Trocknungsband aufgegeben und mit diesem durch den Trockner transportiert. Bei den meisten Anlagen wird der Klärschlamm von einem Band mindestens einmal auf ein darunter liegendes abgeworfen und entgegengesetzt nochmalig durch den Trockner gefördert. Das Gut auf dem Förderband wird von Warmluft durchströmt und dabei getrocknet. Das Klärschlamm Trockengut fällt vom letzten Band in eine Fördereinrichtung (z.B. Transportschnecke) und wird zum jeweiligen Bestimmungsort (z.B. Verbrennungsofen) gefördert. Die Beheizung kann direkt oder indirekt erfolgen, wobei alle Heizmedien (Heizöl, Erdgas, Faulgas, Dampf, Wasser, Deponiegas, Thermalöl) einsetzbar sind. Der erreichbare Trocknungsgrad liegt bei über 90 % TS.

2.2.2 Trommeltrocknung

Über geeignete Aufgabevorrichtungen wird das Gut der Trocknungstrommel zugeführt. An der Aufgabeseite nehmen Transportschaukeln das Gut auf und führen es den Trommeleinbauten zu, wobei diese je nach gewünschten Produkteigenschaften variieren können. Meistens erfolgt die Trocknung im Gleichstrom. Das Gut trifft dabei auf das heiße Trocknungsgas (bis 1000 °C). Die Verweilzeit im Trockner ist abhängig von Trommeldrehzahl, Trommelneigung, Strömungsgeschwindigkeit des Trocknungsgases und von der Stauvorrichtung am Trommelende (STELA TROCKNUNGSTECHNIK, 2004).

2.3 Strahlungstrocknung

2.3.1 Solare Trocknung

Die solare Klärschlamm Trocknung wurde aus den früher eingesetzten Schlamm-trockenbeeten einschließlich Folienüberdachungen entwickelt, ist allerdings nur für entwässerten Schlamm ab 20 % TS anwendbar. Für die Solartrocknung gelten folgende Prinzipien:

- Niederschlagswasser fernhalten

- Strahlungswärme speichern
- hohe Verdunstungsrate durch „Gewächshauseffekt“
- zielgerichtete Be- und Entlüftung
- regelmäßig Schlamm umwenden

Der Schlamm wird überwiegend in einer Gewächshauskonstruktion mit Be- und Entlüftungssystemen solar getrocknet.

Bei der solaren Klärschlamm Trocknung existieren verschiedene Systeme. Die Installation eines Bandtrockners im Gewächshaus garantiert die höchste Verdunstungsrate, allerdings verursacht der hohe verfahrenstechnische Aufwand hohe Investitionskosten. Aus diesem Grund konnte sich das System bisher auf Dauer nicht am Markt behaupten.

Niedrigere Kosten sind bei der Trocknung auf dem Hallenboden zu erreichen. Um den Schlamm zu wenden, gibt es verschiedene Möglichkeiten. Einfache Systeme dienen ausschließlich der Schlammwendung („elektrisches Schwein“). Der Schlamm wird dabei nicht durch die Halle transportiert, sondern bleibt am selben Ort liegen. Erst wenn der gesamte Schlamm getrocknet und ausgeräumt ist, kann die Halle erneut mit feuchtem Schlamm befüllt werden. Die Halle muss also zum Leeren und Befüllen befahren werden.

Andere Systeme verwenden einen Schubwender, der den Schlamm wendet und gleichzeitig in Längsrichtung transportiert. Bei diesem System ist ein Durchlaufbetrieb möglich. Der feuchte Schlamm wird an der Stirnseite der Halle eingebracht und der getrocknete an der anderen entnommen.

Bei einem Energieeintrag entsprechend der jährlichen Solarstrahlung (in Mitteleuropa) von 1.000 bis 1.100 kWh/m² kann unter den Bedingungen der solaren Klärschlamm Trocknung in einer Halle eine jährliche Verdunstung von rund 850 l Wasser je m² Hallenfläche erzielt werden. Wird für die kritische Periode (Dezember bis Februar) ein entsprechender Pufferraum vorgesehen, so kann ganzjährig ein Endprodukt mit 70 – 80 % TS erzeugt werden. Der gesamte Energieaufwand für den Betrieb der verfahrenstechnischen Einrichtungen beträgt ca. 25 kWh/t Wasserverlust.

3 PHOSPHATGEWINNUNG

Da die natürlichen Phosphorvorräte der Erde in den nächsten Jahren (ca. 90 – 100 Jahre) zu Ende gehen werden, wird die Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm bzw. aus der Asche der Klärschlammverbrennung zukünftig wesentlich an Bedeutung gewinnen, vor allem dann, wenn die direkte Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft nicht mehr so durchgeführt werden kann wie bisher. Diese Problematik betrifft sowohl bestehende Schlammverbrennungsanlagen, als auch den Bau von geplanten Neuanlagen (ERMEL, 2002).

Bei der Abwasserreinigung wird der Phosphor durch eine Simultanfällung mit Eisen- oder Aluminiumsalzen, häufig in Kombination mit einer erweiterten biologischen Phosphorelimination, bis zu 90 % in den Klärschlamm übergeführt. Eine Phosphor-Rückgewinnung kann entweder aus dem Klärschlamm selbst oder aus der Asche einer nachgeschalteten Klärschlammverbrennung erfolgen.

Um das Phosphorpotenzial aus Aschen der Klärschlammverbrennung nutzen zu können, ist eine Monoverbrennung nötig, da nur so relevante Phosphorkonzentrationen zu erhalten sind. Im Bereich der Phosphorrückgewinnung aus Aschen besteht allerdings noch erheblicher Forschungsbedarf.

Nach dem Verbrennungsvorgang fallen phosphathaltige Aschen an, in denen die organischen Schadstoffe einschließlich endokriner Substanzen weitgehend zerstört wurden. Wichtige chemische Bestandteile der Klärschlammaschen sind:

- SiO_2
- CaO
- Al_2O_3
- Fe_2O_3
- P_2O_5

Nach Art der bei der Klärschlammmentwässerung verwendeten Fällmittel (Eisen- oder Aluminiumsalze bzw. CaO / Kalkmilch) lassen sich Fe-reiche, Al-reiche und Ca-reiche Aschen unterscheiden. Schwermetalle treten nur als Neben- oder Spurenkomponenten auf.

Bei sämtlichen Verfahren ist zu Beginn eine Lösung des im Schlamm bzw. in der Asche gebundenen Phosphors in die wässrige Phase notwendig. Dies erfolgt durch mechanischen, thermischen oder chemischen Aufschluss (Desintegration).

Die geschätzten Kosten für eine Rückgewinnung aus dem Abwasser oder Klärschlamm bzw. einer Monoverbrennung von Klärschlamm mit anschließender Rücklösung des Phosphats aus der Asche belaufen sich bislang noch auf das zwei- bis zehnfache des Importpreises von Rohphosphat.

Bei sämtlichen im Folgenden beschriebenen Rückgewinnungsverfahren findet der Aufschluss chemisch bzw. chemisch/thermisch statt. Von der Vielzahl an technischen Lösungen ist jedoch noch keine vollständig ausgereift. Eine großtechnische Umsetzung mit wissenschaftlicher Begleitung zum Nachweis der Praxisreife ist noch ausständig. Von elementarer Bedeutung für alle Verfahren ist die Pflanzenverfügbarkeit des gewonnenen Phosphats.

3.1 Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm

Eine Möglichkeit der Phosphorrückgewinnung ist ein schmelzmetallurgisches Verfahren. Dabei handelt es sich um die Einbringung von Klärschlamm in einen Eisenbadreaktor, wo die enthaltenen Phosphorverbindungen zunächst reduziert werden. Der gelöste Phosphor wird daraufhin durch den Einsatz von Sauerstoff von der auf dem Eisenbad befindlichen Schlacke abgebunden und mit dieser aus dem Reaktor abgezogen. Die Phosphate sollen vollständig aufgeschlossen sein, damit bei einer Verwendung der Schlacke als Düngemittel die komplette Pflanzenverfügbarkeit gegeben ist. Das Verfahren muss aber noch weiter optimiert werden, u.a. hinsichtlich der Zusammensetzung der Phosphorschlacke.

Beim Krepro-Verfahren, entwickelt von Kemira Kemwater, Alfa Laval und dem Betreiber der Kläranlage Helsingborg (Schweden), kann Klärschlamm in vier Fraktionen (Eisenphosphat, heizwertreicher organischer Schlamm, Fällungskemikalien und kohlenstoffreiches Zentrat) separiert werden.

Zu Beginn wird der Schlamm einem Hydrolysereaktor zugeführt, wo er bei einem pH-Wert von ca. 2, einer Temperatur von 140 °C und einem Druck von 4 bar für ca. 1 h verbleibt. Dabei gehen ca. 40 – 60 % der organischen Substanz und ca. 75 % des Phosphors (je nach eingesetztem Fällmittel) in Lösung. Anschließend wird der ungelöste Anteil in einer Zentrifuge auf ca. 45 % TS entwässert und ausgeschleust. Aufgrund der hohen Trockensubstanz eignet sich der Schlamm für die Verbrennung. Die Reaktionsführung ermöglicht, dass ein großer Teil der Schwermetalle ungelöst bleibt und mit dem Schlamm abgetrennt werden kann. Im Zentrat verbleiben die gelösten organischen Substanzen und ein Teil des Stickstoffs, der gelöste Phosphor sowie Fe^{2+} . Durch stufenweise Anhebung des pH-Wertes und Zugabe von Fe^{3+} als Fällmittel fällt Eisenphosphat (FePO_4) aus, welches wiederum in einer Zentrifuge von der flüssigen Phase abgetrennt wird.

Der Rückstand besteht aus Restwasser, welches CSB in hoher Konzentration und das Fällmittel enthält. In der Abwasserbehandlungsanlage eignet sich dieses Wasser zum einen als Kohlenstoffquelle für die Denitrifikation und zum anderen - aufgrund des Gehalts an Fe^{2+} - als Fällmittel.

Das Verfahren wurde ca. drei Jahre lang in einem Pilotversuch der Öresundsverket-Kläranlage von Helsingborg (Schweden) getestet (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V., 2003).

Ein weiteres Verfahren ist das Seaborne-Verfahren, das vom Seaborne Environmental Research Laboratory entwickelt wurde. Es besteht aus mehreren Modulen, wovon die Phosphorrückgewinnung ein Teil ist. Eine strikte Stoffstromtrennung zur Rückgewinnung von Nährstoffen (Schonung von Phosphatressourcen) und die Separierung der Schwermetalle sind Vorteile dieses Verfahrens. Auf diese Weise können ca. 80 % des Phosphors schwermetallfrei zurückgewonnen werden. So entstehen aus Klärschlämmen hochwertige Dünger (INFONET-UMWELT SCHLESWIG-HOLSTEIN, 2004). Die Schwermetallentfernung erfolgt mit Hilfe des RoHM-Prozesses (Removal of Heavy Metal), der den im Biogas enthaltenen Schwefelwasserstoff zur Fällung der Schwermetalle einsetzt. Dadurch ergeben sich folgende Vorteile:

- Die Biomasse und demzufolge der daraus hergestellte Dünger sind nahezu frei von Schwermetallen.
- Die abgetrennten Schwermetallsulfide können in der Industrie wieder verwendet werden.
- Das Biogas ist befreit von dem korrosiv wirkenden Schwefelwasserstoff.

Die vorab durch die Fermentation aufgeschlossenen Substratbausteine werden im RoHM-Prozess durch Absenkung des pH-Wertes in Lösung gebracht. Neben den Schwermetallen wird auch Phosphor extrahiert, wobei es zu einer erheblichen Reduktion der Feststofffracht

kommt. Der ungelöste Feststoffrest wird abgetrennt und kann thermisch verwertet werden. Im zweiten Verfahrensschritt erfolgt die Schwermetallfällung mit Hilfe des Schwefelwasserstoffs aus dem Biogas. Der rückgelöste Phosphor kann mit Kalzium oder einem anderen zweiwertigen Metall aus der Flüssigphase ausgefällt und das Fällungsprodukt als Dünger verwendet werden (siehe Abbildung 2) (SEABORNE EPM AG, 2004).

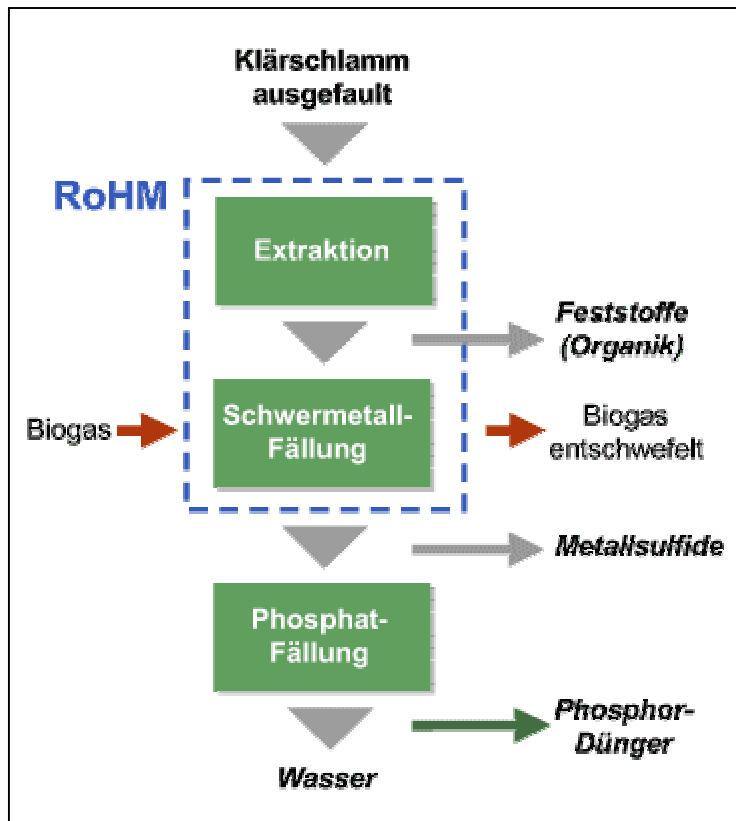


Abbildung 2: Phosphor-Rückgewinnung nach dem Seaborne-Verfahren

Mit rund 1 Mio. € hat das Land Schleswig-Holstein die Errichtung einer Pilotanlage gefördert. Die Anlage wurde in Owschlag (Kreis Rendsburg-Eckernförde) errichtet, wo Anfang 2000 der Probebetrieb aufgenommen und zwischenzeitlich erfolgreich abgeschlossen wurde. Die erste großtechnische Anlage entsteht im Frühjahr 2004 auf dem Klärwerksgelände der Stadt Gifhorn (Niedersachsen) und wird vom Bundesumweltministerium (BMU) als Demonstrationsanlage gefördert.

Das Aqua-Reci-Verfahren ist ein Nassoxidationsverfahren für Klärschlamm, das im überkritischen Bereich des Wassers ($p > 221 \text{ bar}$, $T > 374 \text{ °C}$) arbeitet. Bei einer Verweilzeit von 60 Sekunden im Reaktor findet unter Zugabe von Reinsauerstoff eine vollständige Oxidation aller Schlamminhaltsstoffe statt.

Die durch die Oxidation entstehende Wärme ermöglicht eine autotherme Betriebsweise, sodass nur zum Anfahren des Prozesses Wärmeenergie zugeführt werden muss. Durch Säure- oder Laugezugabe lässt sich aus dem verbleibenden anorganischen Schlamm Phosphor vollständig lösen. Die dabei benötigten Chemikalienmengen liegen jedoch deutlich unter denen zur Lösung von Phosphor aus Klärschlammmasche.

Zu den Problemen dieses Prozesses zählen die Bildung von Ablagerungen besonders im Bereich der Wärmetauscher sowie Korrosion. In den USA und Japan werden Pilotanlagen zur überkritischen Nassoxidation betrieben, in Schweden existiert seit 1998 eine Pilotanlage.

3.2 Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche

Beim Verbrennungsprozess wird Phosphor quantitativ in die Asche eingebunden. Die Rücklösung kann teilweise mit heißem Wasser, quantitativ nur durch die Zugabe von Säure oder Lauge erfolgen. Die benötigte Chemikalienmenge hängt u.a. von der Verbrennungstemperatur und damit dem Grad der Verschlackung der Asche sowie den zur Phosphorfällung eingesetzten Chemikalien (z.B. Eisen- oder Aluminiumsalze) ab.

Bei der Monoverbrennung von Klärschlamm beträgt der Anteil an Phosphor in der Asche, je nach Betriebsweise der Kläranlage, zwischen 10 bis ca. 22 % gerechnet als Phosphorpentoxid (P_2O_5). Weitere wesentliche Bestandteile der Klärschlammasche sind SiO_2 (30 – 50 %), CaO (ca. 10 – 20 %) sowie Aluminium- und Eisenoxid. Calcium wird hauptsächlich mit der Wasserhärte eingetragen. Aus den eingetragenen Feststoffen, wie Sand, Split und Ähnlichem stammt das Siliziumoxid. Aluminiumverbindungen werden zum Teil über die im Waschmittel enthaltenen wasserenthärtenden Zeolithe eingetragen. Bei den nach CORNEL, 2002 untersuchten Aschen stammten die Eisen- und Aluminiumverbindungen jedoch größtenteils aus den zur P-Elimination verwendeten Fällmitteln und ließen sich bei gezielter Anwendung von Bio-P-Verfahren deutlich minimieren. Dies würde den Phosphorgehalt nochmals um einige Prozentpunkte anheben, sodass ein P_2O_5 -Gehalt von 15 bis 25 % realistisch erscheint. Dies liegt in der Größenordnung der abgebauten Phosphaterze (5 – 40 %) und bedeutet eine Aufkonzentrierung um ca. Faktor 6 gegenüber einem Schlamm mit 30 % TS (CORNEL, 2002).

Die Schwermetalle werden - bis auf die wenigen flüchtigen Schwermetalle, wie z.B. Quecksilber - im gleichen Maße aufkonzentriert, d.h. sie liegen bezogen auf den Wirkstoff Phosphor in gleicher Relation vor. Organische Schadstoffe werden durch die Verbrennung zerstört, ebenso werden Keime und geruchsbildende Stoffe durch die Verbrennung eliminiert.

Eine wichtige Rolle spielt die Bindungsform des Phosphors, die wahrscheinlich von der Art der P-Elimination bei der Abwasserreinigung abhängt. In Aschen aus reinem Bio-P-Schlamm liegt der als Polyphosphat eingelagerte Phosphor nach der Verbrennung als anorganisches Polyphosphat vor. Dieses lässt sich mit Wasser gut auswaschen. Ist jedoch Eisen im Schlamm enthalten oder wurde die Schlacke bei Verbrennungstemperaturen von ca. 1000 °C verglast, so wird die Phosphatrücklösung stark unterdrückt bzw. kommt gänzlich zum Erliegen. Sollen auch Metallphosphate aus der Verbrennungasche gelöst werden, so ist der Einsatz von Schwefelsäure nötig (CORNEL, 2002).

Daraus ergeben sich mehrere potenzielle Wege, Phosphor aus der Asche von Monoklärschlammverbrennungen zu nutzen. Die direkte Aufbringung der Asche auf landwirtschaftliche Flächen dürfte nur dann akzeptabel sein, wenn die Schwermetallgehalte, Gehalte endogener Substanzen und POPs sehr niedrig sind und nachgewiesen werden kann, dass der Phosphor in einer pflanzenverfügbaren Form vorliegt. Die direkte Aufarbeitung der Asche in der Düngemittelindustrie dürfte ebenfalls nur bei geringer Schwermetallbelastung denkbar sein, da sowohl etliche Schwermetalle als auch Eisenverbindungen bei den in der Phosphoreraufbereitung eingesetzten Verfahren stören (CORNEL, 2002).

In Bio-P-Schlamm-Aschen (nur erhöhte biologische Phosphorelimination) liegt Phosphor in einer wasserlöslichen Form vor. Daraus lassen sich mit heißem Wasser oder Niederdruckprozessdampf Phosphate zurücklösen. Diese werden in einem zweiten Prozessschritt z.B. als Calciumphosphat oder Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP) ausgefällt. Dadurch entfallen weitere verfahrenstechnisch aufwendige Aufbereitungsverfahren (Säurezugaben, Ionenaustauscher) (BUER, 2004). Der Nachteil bei dieser Vorgehensweise ist, dass nur der Polyphosphatanteil, der bei heutigen Verhältnissen selten mehr als 40 % der Rohphosphatfracht ausmacht, rückgewinnbar ist. Hinzu kommt, dass es bei der in Österreich üblichen Stabilisierung der Schlämme durch Faulung zu einer Umlagerung des Polyphosphats in eine chemisch-physikalische Bindungsform kommt, die nach der Veraschung eine Extraktion mit Wasser kaum möglich erscheinen lässt (CORNEL, 2002).

Eine weitere Möglichkeit ist die Eluierung der Phosphate aus der Asche mit Schwefelsäure wie beim BioCon-Verfahren. Bei diesem Verfahren (entwickelt von PM Energi / BioCon A/S in Dänemark) wird der pulverisierten Asche Schwefelsäure und Wasser zugegeben. Hierdurch gehen Phosphate und die meisten Schwermetalle in Lösung. Nachfolgend wird durch eine Reihe hintereinander geschalteter Ionenaustauscher Eisen- bzw. Aluminiumchlorid, Kaliumhydrogensulfat und schließlich Phosphorsäure gewonnen. Im verbleibenden Aschereststoff befinden sich die nicht flüchtigen Schwermetalle. Beim BioCon-Verfahren steigt der Chemikalienbedarf allerdings linear mit dem Fällmittelgehalt im Schlamm. Eisen- oder Aluminiumfällmittel sollten daher nur minimal eingesetzt werden. Das Verfahren wurde im Technikumsmaßstab bei Aalborg (Dänemark) erprobt (BUER, 2004).

3.3 Kosten der Phosphorrückgewinnung

In Österreich betragen nach Angaben der Donau Chemie die Kosten für Phosphatdünger ab Lagerhaus (Bereich Landwirtschaft) ca. 0,78 €/kg für Superphosphat (18 % P_2O_5) und ca. 0,66 €/kg für Hyperphosphat (29 % P_2O_5 mehlfein). Die Kosten für die Phosphatrückgewinnung mit den zuvor genannten Verfahrenstechnologien betragen zurzeit noch ein Vielfaches der derzeitigen Rohstoffkosten. Um Phosphate aus Klärschlamm(asche) zurückzugewinnen, sind Verfahrensumstellungen und/oder Ergänzungen notwendig, die mit Investitionen und einem betrieblichen Mehraufwand verbunden sind. Außerdem hängen die Kosten für die Rückgewinnung von Phosphor sehr von den örtlichen Rahmenbedingungen ab.

Selbst unter günstigen Annahmen werden mit den derzeitigen Gutschriften für 1 kg zurückgewonnenes Phosphat die zusätzlichen Kosten im Bereich der Kläranlage sowie zusätzlich anzusetzende Logistikkosten für den Vertrieb der gewonnenen Phosphate bei weitem nicht gedeckt.

4 AKTUELLE KONZEPTE

In diesem Kapitel werden derzeitige nationale und internationale Konzepte der dezentralen Klärschlammverbrennung bzw. -behandlung vorgestellt. Berücksichtigt wurden dabei:

- Verfahrensbeschreibungen (Trocknung, Verbrennung/Entgasung/Pyrolyse)
- Massen- und Energiebilanzen
- Emissionen
- Kosten (Wirtschaftlichkeit, Anlagengröße usw.)

Die hier betrachteten Konzepte dezentraler Klärschlammbehandlungsanlagen haben folgende gemeinsame Eckpunkte:

- Dezentrale Kleinanlagen (Einsatz bereits bei geringen Klärschlammengen möglich)
- Trocknung des Klärschlammes erfolgt durch z.B. Abwärme, Solarenergie usw.
- Reduktion der Klärschlammengen durch thermische Behandlung
- Kurze Transportwege bzw. keine Transportwege
- Energiegewinnung (elektrische Energie, Wärme) durch verschiedene thermische Behandlungsmethoden
- Reduktion der Geruchsemissionen
- ev. Phosphorrückgewinnung aus dem Klärschlamm (Rohstoffgewinnung)

In den folgenden Kapiteln werden vier aktuelle Konzepte der dezentralen Klärschlammbehandlung vorgestellt. Es handelt sich dabei um zwei Verbrennungen, eine Entgasung und eine Pyrolyse:

- Tecon Engineering GmbH: Kalogeo (Trocknung – Verbrennung)
- Andritz AG: EcoDry-Verfahren (Trocknung – Verbrennung)
- Pyromex AG: Ultrahochtemperatur-Entgasung (Trocknung – Entgasung)
- UC Prozesstechnik GmbH: Klärschlammpyrolyse (Trocknung – Pyrolyse)

Allen vier thermischen Behandlungsmethoden geht eine Trocknung des kommunalen Klärschlammes voraus.

Wie bereits erwähnt, ist der Einsatz solcher dezentralen Klärschlammbehandlungsanlagen bei geringen Klärschlammengen möglich. Nach THOMÉ-KOZMIENSKY (1998) beträgt das täglich in der Abwasserreinigungsanlage anfallende Schlammvolumen pro Einwohner 2 l mit einer Trockenmasse von 80 g. Mit dem Wert der Trockenmasse wurde die Einwohnerzahl ermittelt (siehe Tabelle 5), die in etwa einer bestimmten Schlammmenge zugeordnet werden kann. Die Schlammmenge wurde von 500 – 5.000 t gewählt. Dies entspricht ca. den Mengen, die in einer dezentralen Klärschlammbehandlungsanlage eingebracht werden können.

Tabelle 5: eingesetzte Klärschlammmenge im Bezug zur Einwohnerzahl

Klärschlamm	Einwohnerzahl
[t TS/a]	
500	17.123
1.000	34.247
1.500	51.370
2.000	68.493
2.500	85.616
3.000	102.739
3.500	119.863
4.000	136.986
4.500	154.110
5.000	171.233

4.1 Tecon Engineering GmbH: Kalogeo

4.1.1 Allgemein

Von der Firma Tecon Engineering GmbH wurde unter dem Namen „Kalogeo“ ein Verfahren zur thermischen Verwertung von Klärschlamm entwickelt. Dieses Verfahren besteht aus einer vorgeschalteten solaren Klärschlamm-trocknung und einem Wirbelschichtofen. In der stationären Wirbelschicht erfolgt eine Vergasung der organischen Bestandteile des Klärschlammes mit anschließender Verbrennung. Die dabei entstehende Wärme wird in den Sommermonaten in das Fernwärmenetz eingespeist und im Winter zur Trocknung des Klärschlammes eingesetzt.

Die Gewichtsreduktion durch den Kalogeo-Prozess beträgt ca. 86 %, dies bedeutet, dass bei einem Einsatz von 14.000 t Klärschlamm (28 % TS) pro Jahr 2.000 t Asche anfällt. Die anfallende Asche ist deponiefähig.

Die erste Kalogeo Anlage wurde 2003 auf dem Gelände der Kläranlage Bad Vöslau in Niederösterreich errichtet.

4.1.2 Verfahrensbeschreibung

Das Kalogeo-Verfahren kombiniert die solare Trocknung des Klärschlammes mit einer thermischen Verwertung mit Energienutzung.

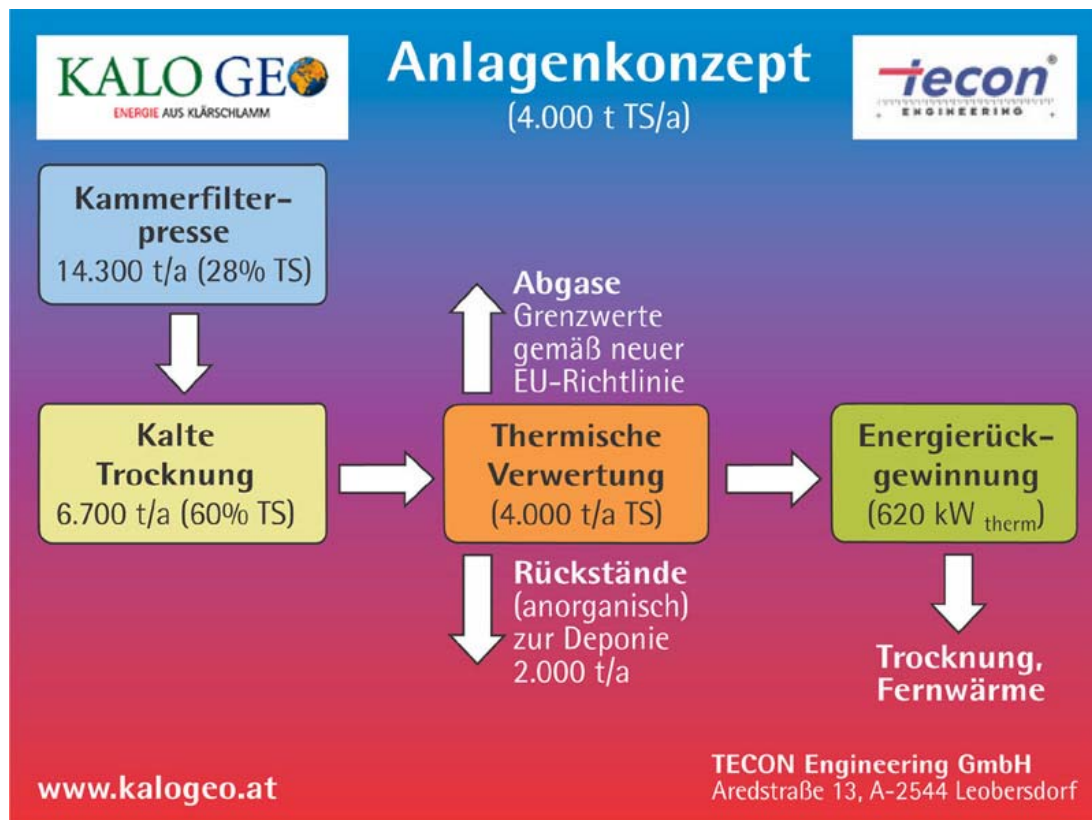


Abbildung 3: Kalogeo Anlagenkonzept (Quelle: Tecon Engineering GmbH)

Der erste Schritt beim Kalogeo Verfahren ist die Trocknung des Klärschlammes. In Bad Vöslau wird die Variante der solaren Trocknung angewandt. Grundsätzlich können auch andere Trocknungsverfahren (siehe Kapitel 2) zum Einsatz kommen.

Der mechanisch vorentwässerte Klärschlamm (rund 25 – 35 % TS, oTS-Gehalt bis 65 %) wird mit einer Schütthöhe von ca. 30 cm in die solare Trocknungshalle (3.300 m² Grundfläche) eingebracht. Hier wird er zum Großteil unter Nutzung von Solarenergie, vor allem in den Wintermonaten auch zusätzlich mit der Abwärme von der thermischen Anlage getrocknet. Zur Sicherstellung einer gleichmäßigen Trocknung wird der Schlamm mit Hilfe eines so genannten „elektrischen Schweins“ gewendet. Das Schwein orientiert sich mit Ultraschallsensoren und ist ca. 8 h/d in Betrieb. Im Schnitt kann dabei eine Tonne Wasser pro Stunde verdunstet und abgegeben werden. Außer der Verdunstung von Wasser finden bei der Trocknung keinerlei Stoffzugaben oder Umwandlungen statt. Die Trocknung findet bei Temperaturen um 55 °C statt („kalte Trocknung“). Die Be- und Entlüftung der Trocknungshalle erfolgt zyklisch durch Öffnen und Schließen der Ventilationsklappen. Die Abluft ist nach Betreiberangaben nahezu frei von Geruchsstoffen, es liegen aber keine Messdaten vor, ob bzw. in welchem Ausmaß die Abluft mit organischen Schadstoffen belastet ist. Nach einer Trocknungszeit von 10 bis 20 Tagen betragen die Schlammhöhe ca. 10 cm und der Trockensubstanzgehalt zwischen 60 und 65 %, wobei bei längerer Verweildauer eine Trocknung bis 80 % TS möglich ist. Der getrocknete Klärschlamm wird mit Hilfe eines Radladers in eine Förderschnecke geschoben und der thermischen Behandlung zugeführt.

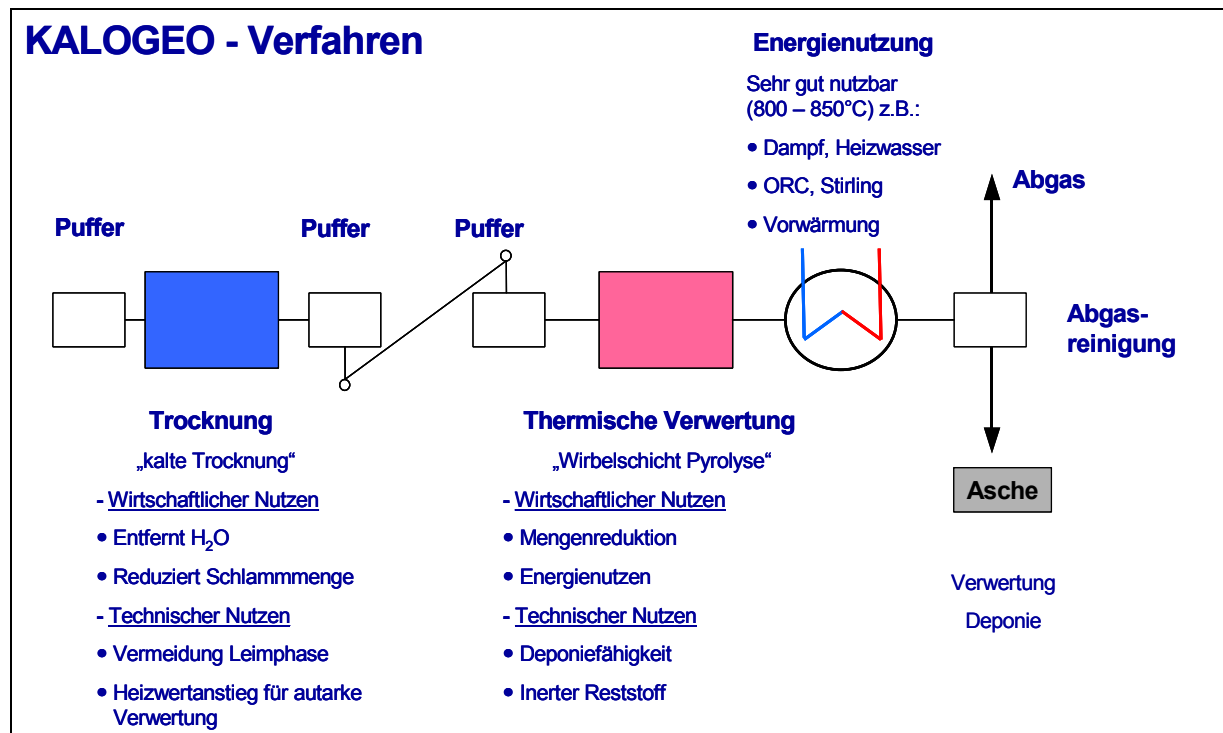


Abbildung 4: Kalogeo Verfahren (Quelle: Tecon Engineering GmbH)

Die thermische Behandlung (Wirbelschicht-Vergasung) besteht aus folgenden Komponenten:

- Wirbelschichtreaktor (stationäre Wirbelschicht)
- Thermoölkreislauf
- Abgasreinigung

Der Wirbelschichtreaktor besteht im Wesentlichen aus einem mit Quarzsand gefüllten Stahlbehälter. Wirbelluft wird am Boden des Reaktors über einen patentierten kalten Luftverteiler eingedüst. Durch die von unten nach oben strömende Wirbelluft wird die Sandmasse in den Fluidisierungszustand gebracht, wobei sie die Eigenschaften einer Flüssigkeit annimmt. Erdgas oder Biogas werden mit der kalten Wirbelluft gemischt und über den Luftverteiler eingedüst. Sobald das Gas-Luftgemisch die Oberfläche der Wirbelschicht erreicht, wird es durch einen Zündbrenner, der permanent in Betrieb ist, entzündet. Dadurch entsteht ein „Flammenschild“ an der Bettoberfläche.

Beim Anfahren des Wirbelschichtreaktors wird das Sandbett auf 650 °C erwärmt. Ab dieser Temperatur wird der Klärschlamm auf das Sandbett aufgebracht. Der Klärschlamm versinkt im Sand und wird dort unter Sauerstoffmangel vergast. Dabei steigen die organischen Bestandteile bzw. Vergasungsprodukte nach oben und werden im Flammenschild verbrannt. Die anorganischen Bestandteile werden als Aschepartikel über das Abgas ausgetragen. Im Sand verbleiben nur Störstoffe wie z.B. Steine, die durch einen im Sandbett versenkten Metallkäfig ausgefiltert werden. Auch Rechengut kann in zerkleinerter Form dosiert zugegeben werden, dies geschieht vor allem bei Energieüberschuss im Ofen. In der Nachbrennkammer erfolgt anschließend die gesetzlich vorgeschriebene Nachverbrennung bei einer Verweilzeit von mindestens zwei Sekunden und einer Temperatur von 850 °C, um eine komplette Oxidation aller organischen Bestandteile zu gewährleisten. Anschließend erfolgt die Abwärmenutzung in einem Wärmetauscher mit Thermoölkreislauf. Die dabei gewonnene Wärme kann

zur Erzeugung von elektrischem Strom (ORC) oder für Heizzwecke (Trocknung, Faulturm, Betriebsgebäude, Fernwärmenetz, etc.) verwendet werden.

Am Standort Bad Vöslau wird derzeit direkt neben der Kläranlage eine Hackschnitzelheizung der EVN errichtet. Die Abwärme aus dem Kalogeo-Prozess wird in den Sommermonaten komplett an diese übergeben und in das Fernwärmenetz eingespeist. Während des Winters wird die Abwärme größtenteils zur Klärschlamm-trocknung eingesetzt. Eine Verstromung ist daher nicht vorgesehen. An anderen Standorten ist eine Verstromung mit Hilfe des ORC Prozesses oder eines Stirlingmotors jederzeit möglich (siehe Absatz 4.1.2.1).

Die Reinigung des Abgasstromes (ca. 8.000 m³/h) erfolgt durch eine trockene Sorption mit Kalkhydrat und Aktivkoks. Durch eine schnelle Abkühlung des Rauchgases von 380 °C auf 180 °C in einer Quench (Eindüsung von ca. 600 l H₂O/h) wird die Entstehung von Dioxinen und Furanen weitgehend vermieden. Das Wasser verdampft dabei vollständig. Das Abgas strömt schließlich noch durch einen Keramikfilter, in dem Abluft und Asche getrennt werden. Der Keramikfilter wird regelmäßig mittels Druckluft gereinigt. Die Asche wird über eine Fördereinrichtung gleichmäßig auf vier Container zu je 10 t verteilt. Der Abtransport zur Deponie erfolgt mittels LKW (2 Container). Die Asche soll ausgestuft werden, um sie später in gesonderten Kompartimenten einer Deponie abzulagern. Dadurch kann später auf den in der Asche enthaltenen Phosphor zurückgegriffen werden.

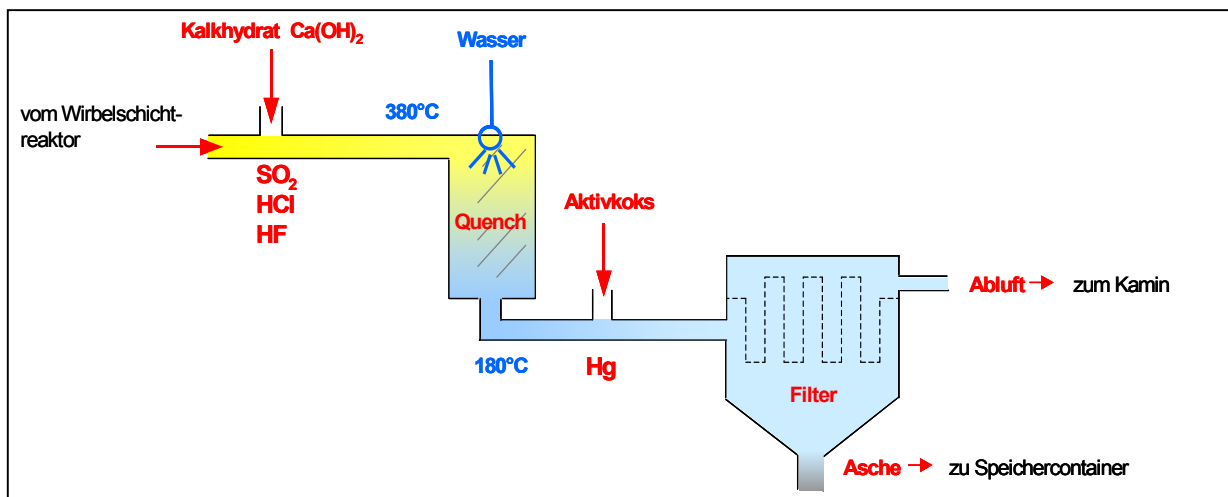


Abbildung 5: Abgasreinigung (Quelle: Tecon Engineering GmbH)

Der Betrieb der Kalogeo-Anlage läuft vollautomatisch. Im Falle einer Störung wird ein Alarm samt Störmeldung am Handy des Betriebsleiters ausgelöst. Bei schwerwiegenden Problemen schaltet die Anlage automatisch ab. Die ständige Anwesenheit eines Mitarbeiters im Kontrollraum ist daher nicht notwendig. Lediglich für die Beschickung der Trocknungseinrichtung sowie den Abtransport der Asche müssen an den Wochentagen ca. 3 Stunden angenommen werden.

Die Bauzeit für die Anlage in Bad Vöslau betrug ungefähr sechs Monate.



Abbildung 6: Erste Kalogeo Anlage in Österreich auf dem Gelände der Kläranlage Bad Vöslau/NÖ
(Quelle: Tecon Engineering GmbH)

4.1.2.1 Erzeugung elektrischer Energie mittels ORC (Organic Rankine Cycle) (Verfahrensvariante)

Grundsätzlich ist eine Nutzung der im Kalogeo-Prozess anfallenden Verbrennungswärme zur Stromerzeugung möglich, z.B. im ORC-Prozess.

Der ORC-Prozess funktioniert nach dem gleichen Prinzip wie der Wasser-Dampf-Prozess mit dem Unterschied, dass anstelle von Wasser ein organisches Arbeitsmedium (Kohlenwasserstoffe wie Iso-Pentan, Iso-Oktan, Toluol oder Silikonöl) verwendet wird. Diese Arbeitsmedien besitzen günstigere Verdampfungseigenschaften bei tieferen Temperaturen und Drücken. In Abbildung 7 ist die Funktionsweise des ORC-Prozesses schematisch dargestellt. Die Verbrennungswärme wird über einen Thermoölkessel an den ORC-Prozess übertragen. Thermoöl wird als Wärmeträgermedium verwendet, da dadurch die für den Betrieb des ORC-Prozesses erforderlichen Temperaturen (Thermoöl-Vorlauftemperatur 300°C) erreicht werden können und gleichzeitig ein praktisch druckloser Kesselbetrieb möglich ist. Durch die vom Thermoöl an den ORC-Prozess übertragene Wärme wird das eingesetzte organische Arbeitsmedium verdampft. Der Dampf gelangt zu einer langsam laufenden Axialturbine, in der er unter Entspannung ins Vakuum mechanische Arbeit leistet, die im direkt an die Turbine gekoppelten Generator (kein Zwischengetriebe erforderlich) elektrische Energie erzeugt. Der entspannte Dampf wird einem Regenerator zur internen Wärmerückgewinnung zugeführt, wodurch der elektrische Wirkungsgrad erhöht wird. Anschließend gelangt der Arbeitsmitteldampf in den Kondensator. Die von dort abgeführte Wärme kann als Prozess- bzw. Fernwärme genutzt werden. Über eine Pumpe wird das Kondensat schließlich wieder auf Betriebsdruck gebracht und dem Verdampfer zugeführt. Damit ist der ORC-Kreislauf geschlossen. Der oben beschriebene Prozess wird im Biomasse-Heizkraftwerk der STIA Holz-

industrie GmbH in Admont (Steiermark) eingesetzt (BIOS BIOENERGIESYSTEME GmbH, 2004).

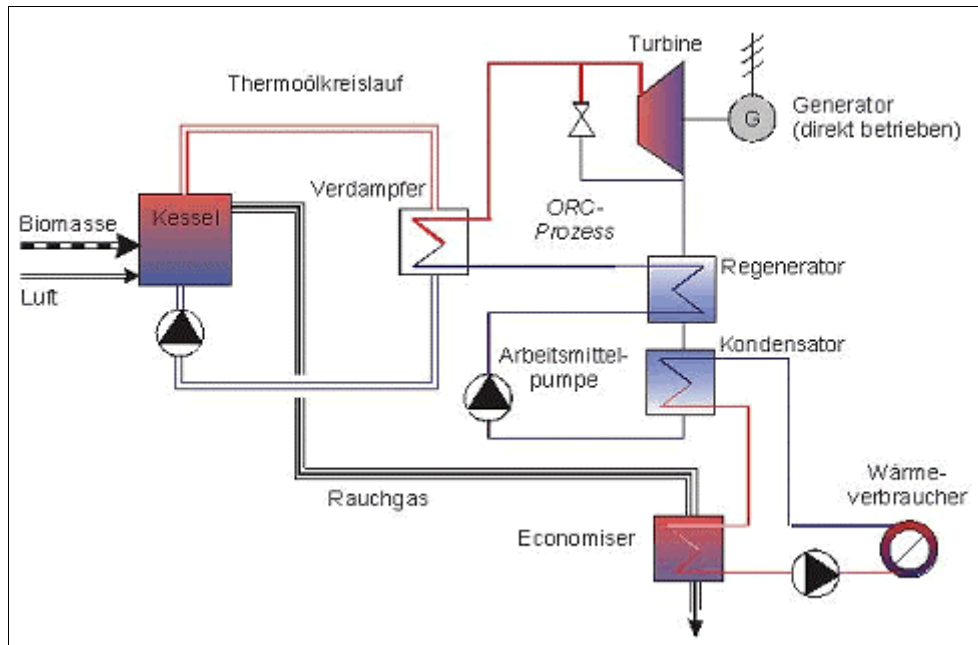


Abbildung 7: Schematische Darstellung einer Biomasse-KWK mit ORC-Prozess

4.1.3 Massen- und Energiebilanzen

In die solaren Trocknungshallen werden jährlich 14.000 t mechanisch entwässerter Klärschlamm mit ca. 28 % TS eingebracht (entspricht ca. 4.000 t TS/a). Nach dem Trocknungsvorgang verbleiben 6.666 t Klärschlamm (60 % TS), die der thermischen Verwertung zugeführt werden. Dieser Verfahrensschritt führt zu einer nochmaligen Gewichtsreduktion, wobei letztendlich 2.000 t deponiefähige Asche anfallen. Die Gewichtsreduktion durch den Kalogeo-Prozess beträgt ca. 86 %.

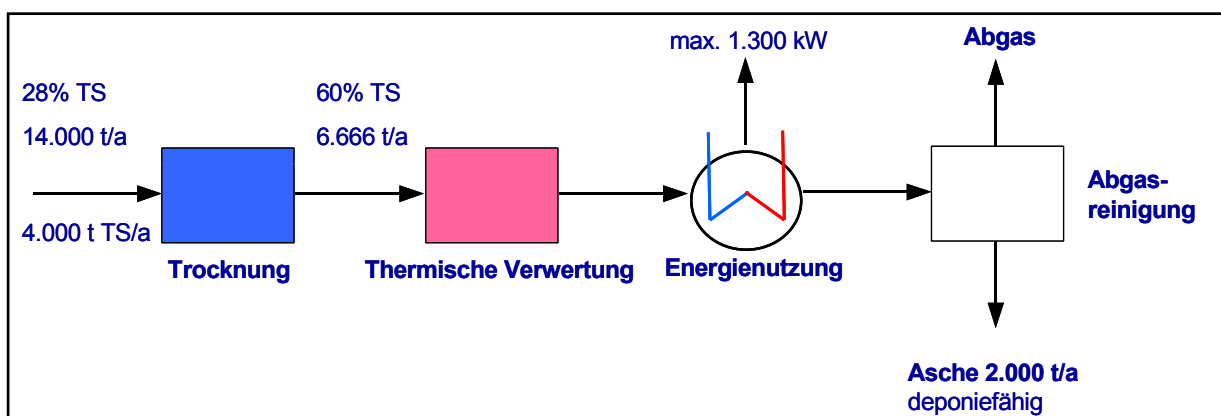


Abbildung 8: Kalogeo Massenströme der Anlage des Abwasserverbandes Bad Vöslau (100.000 EGW) (Quelle: Tecon Engineering GmbH)

Tabelle 6: Solare Trocknung (Quelle: Tecon Engineering GmbH)

Input	
Kommunaler Klärschlamm (Eigen und Fremd)	4.000 t TS/a (28%)
Wärme aus der thermischen Verwertung	600 kW
Solare Energie	ca. 500 kW
Elektrische Energie	ca. 60 kW
Output	
Kommunaler Klärschlamm (getrocknet)	4.000 t TS/a (60%)
Abluft	

Tabelle 7: Thermische Verwertung (Quelle: Tecon Engineering GmbH)

Input	
Kommunaler Klärschlamm (getrocknet)	4.000 t TS/a (60%)
Rechengut	150 t/a
Elektrische Energie	ca. 65 kW
Stützflamme	700 MJ/h Erdgas oder Faulgas
Druckluft	24 Nm ³ /h
Sand	3 kg/h
Aktivkohle	ca. 3 kg/h
Kalkhydrat	ca. 12 kg/h
Output	
Wärme für weitere Verwendung	700 kW (netto)
Asche (anorganischer Anteil)	etwa 2.000 t/a
Schadstoffe (Abfallverbrennung - Sammelverordnung (BGBl. II Nr. 389/2002 - AVV))	in Asche, Aktivkohle und Kalkhydrat gebunden

Die Zusammensetzung des Schlammes wie auch geänderte Energieströme im Laufe eines Jahres können bei den hier angegebenen Werten entsprechende Abweichungen hervorrufen.

4.1.4 Emissionen

Bei den Emissionen werden laut Angaben der Anlagenbetreiber die gesetzlich vorgeschriebenen Auflagen eingehalten. Konkrete Emissionsdaten wurden vom Anlagenbetreiber nicht zur Verfügung gestellt, da sich die Anlage noch im Probetrieb befindet und noch Betriebsoptimierungen durchgeführt werden. Sobald aussagekräftige Daten vorhanden sind, werden diese auf der Homepage des Unternehmens veröffentlicht.

4.1.5 Kosten

Die Kosten für die thermische Klärschlammverwertung mit Kalogeo sind abhängig von verschiedenen Parametern (z. B. Anlagengröße, Entwässerungsgrad des Schlammes, Trocknungsverfahren, Energiekosten, Preis für die Ascheentsorgung etc.). Die Fa. Tecon Engineering GmbH gibt als Kosten für die Klärschlammmentsorgung nach dem Kalogeo-Verfahren je nach Massenströmen 40,- bis 75,- €/t mechanisch entwässerten Klärschlamm (28 % TS) an. Bezogen auf die Trockensubstanz ergibt dies somit Entsorgungskosten von 143,- bis 268,- €/t.

Für die Errichtung der Anlage kann ein Betrag von 900,- €/t TS bis 2.300,- €/t TS angesetzt werden.

4.2 Andritz AG: EcoDry-Verfahren

4.2.1 Allgemein

Das von Andritz AG entwickelte Verfahren (EcoDry-Verfahren) kombiniert Trocknung und Verbrennung von Klärschlamm unter Nutzung des Heizwertes von Klärschlamm. Um eine solche Anlage energieautark betreiben zu können, muss nach Andritz AG der Klärschlamm mindestens 50 % organischen Anteil aufweisen und zumindest zu 25 % entwässert werden. Die Abwärme aus der Verbrennung wird hier zum Betreiben der Trocknungsanlage genutzt.

Die Asche, die nach der Verbrennung als Reststoff anfällt, ist deponiefähig. Die Gewichtsreduktion durch das gesamte Verfahren beträgt ca. 97 %, d.h. dass die Masse der Asche ca. 3 % der Masse des eingedickten Schlammes ausmacht.

Derzeit wird in Österreich (Eferding/OÖ) eine Anlage gebaut, die nach dem EcoDry-Verfahren errichtet und betrieben werden soll. Abbildung 9 stellt eine Klärschlammverwertungsanlage nach dem EcoDry-Verfahren dar.

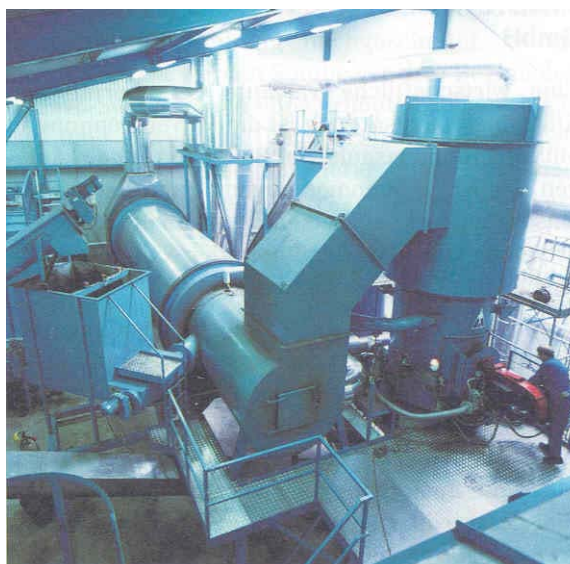


Abbildung 9: Klärschlammverwertungsanlage EcoDry; (Quelle: Andritz AG)

4.2.2 Verfahrensbeschreibung

Nach Andritz AG sind die wesentlichsten Merkmale dieses Verfahrens:

- der entwässerte Klärschlamm wird ohne Verwendung von primären Energieträgern (Öl oder Gas) getrocknet
- das getrocknete Klärschlammgranulat wird als Brennstoff einer Zyklonfeuerung zugeführt, die Abwärme dient zur Heizung des Trocknungsprozesses
- als Reststoff fällt nach der Verbrennung Asche und die Reststoffe aus der Rauchgasreinigung an

Abbildung 10 zeigt das Anlagenschema einer nach dem EcoDry-Verfahren betriebenen Anlage.

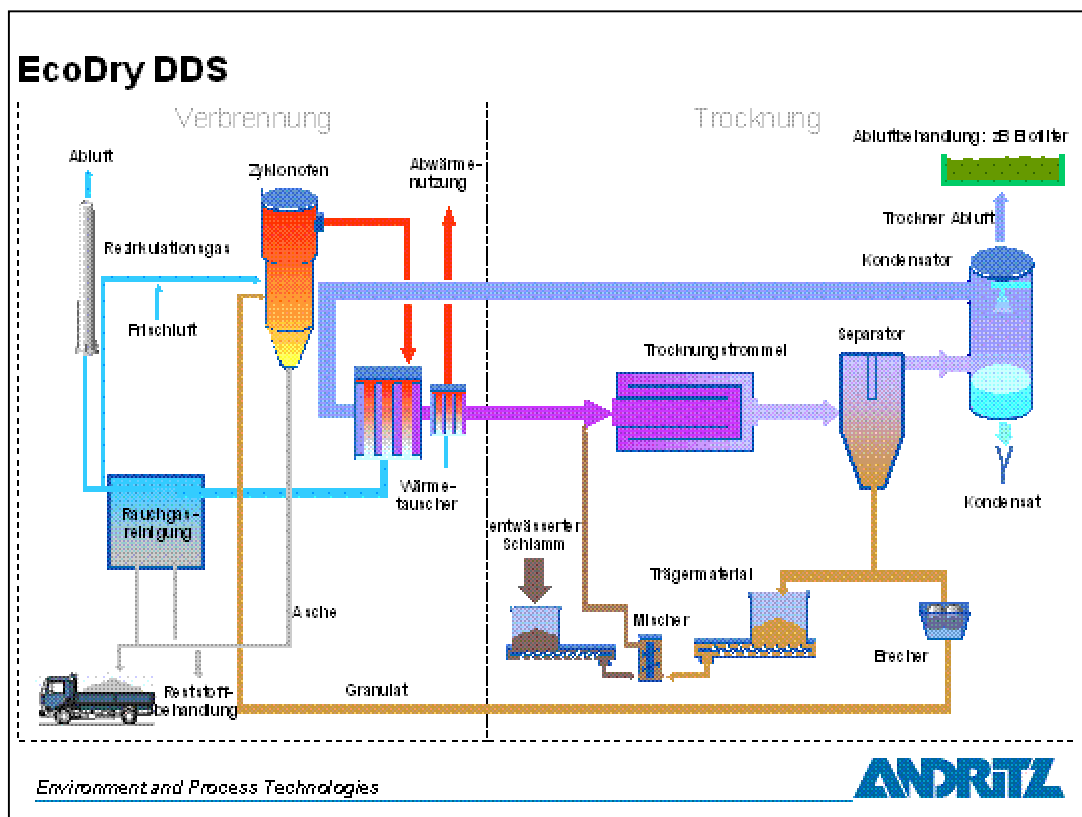


Abbildung 10: Ablaufschema des EcoDry-Verfahrens; (Quelle: Andritz AG)

Die dezentrale Klärschlammbehandlungsanlage besteht dabei aus einer Annahmestation für entwässerten Klärschlamm und einem Schlamm-lagersilo, aus dem der Klärschlammkuchen direkt dem Trocknungsprozess zugeführt wird. Der Klärschlamm wird zuerst in der Trocknungstrommel getrocknet (siehe 4.2.2.1) und anschließend im Zyklonofen verbrannt (siehe 4.2.2.2). Als Reststoff fällt nach der Verbrennung Asche an.

4.2.2.1 Trocknung

Nach Andritz AG besteht die Trocknung aus einer konventionellen Trommeltrocknungsanlage mit einer Kreislaufführung des Trocknungsgases und Rückmischung von Trockengranulat.

Da die Wärmeauskopplung von der Verbrennung in die Trocknung über verschiedene Systeme erfolgen kann, hat man beim Typ der Trocknungsanlage eine relativ große Auswahlmöglichkeit. Tabelle 8 führt verschiedene Wärmeauskopplungsvarianten nach Andritz AG an. Es stehen dabei sechs verschiedene Anlagenkonfigurationen zur Verfügung.

Tabelle 8: Wärmeauskopplungsvarianten nach Andritz AG

Wärmeübertragung aus Verbrennung in Trocknung	Anwendbare Trocknungstechnologie
Abgas/Gas	Trommeltrockner; Bandtrockner
Abgas/Thermalöl	Bandtrockner; Wirbelschichttrockner
Abgas/Dampf	Bandtrockner; Wirbelschichttrockner

Nach der Trocknung fällt ein Granulat als Reststoff an, das direkt der Verbrennung zugeführt wird. Anlagen, bei denen der Input (z.B. Klärschlamm aus Kläranlagen) genau definiert ist, sind so ausgelegt, dass die Granulatmenge aus der Trocknung zur Gänze thermisch behandelt wird.

4.2.2.2 Verbrennung

Nach der Trocknung wird der Klärschlamm in einem Zyklonofen bei Temperaturen von $> 850\text{ °C}$ verbrannt. Dabei wird das Granulat aus der Klärschlamm-trocknung in einem Feinbrecher zerkleinert und pneumatisch in den Ofen eingedüst. Als Reststoff wird Asche ausge-tragen.

Abbildung 11 zeigt einen Zyklonofen des EcoDry-Verfahrens. Dieser Zyklonofen besteht nach THOMÉ-KOZMIENSKY (1998) aus folgenden Anlageteilen:

- Primärkammer mit Aschenkammer und luftgekühltem Aschenschaber
- Sekundärkammer mit demontierbarem Oberteil
- Abgaskanal für die Ableitung der heißen Verbrennungsgase
- Anfahrbrenner

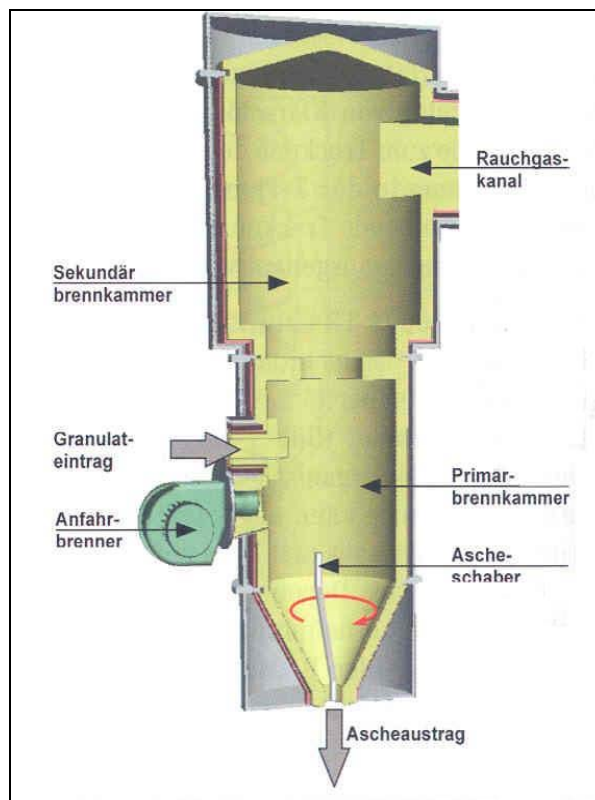


Abbildung 11: Zyclonöfen des EcoDry-Verfahrens; (Quelle: Andritz AG)

Zyclonöfen haben nach Betreiberangaben eine kompakte Bauweise ohne mechanisch bewegte Teile im Inneren, sind sehr robust und einfach in Betrieb, Bedienung und Wartung.

Nach der Verbrennung fällt Asche als Reststoff an, der grundsätzlich als gefährlicher Abfall zu entsorgen ist. Durch ein Ausstufungsverfahren ist es generell möglich, die Aschen nach der Verbrennung aus dem Regime der gefährlichen Abfälle auszugliedern.

4.2.2.3 Abgasreinigung

Nach Andritz AG ist das in der Verbrennung entstehende Gemisch von Gas- und Feststoffkomponenten wesentlich von der Zusammensetzung der Klärschlämme und den Verbrennungsbedingungen im Zyclonofen abhängig.

Durch die im Ofen vorherrschenden Temperaturen von $> 850\text{ °C}$ werden die organischen Bestandteile im Klärschlamm zerstört. De-Novo-Bildung von Dioxinen und Furanen wird durch die Milieubedingungen im Abgas (Schwefelkonzentration 3mal höher als Chlorkonzentration) verhindert. Die Grenzwerte von NO_x aus der AVV werden in der Anlage in OÖ eingehalten (siehe 4.2.4), da eine SNCR-Anlage geplant ist.

Sofern der Klärschlamm mit Kalk stabilisiert wurde, werden durch den Kalk saure Bestandteile wie SO_2 , SO_3 , HCl etc. in der Zyclonbrennkammer teilweise abgeschieden und mit der Ofenasche ausgetragen. Die restlichen Bestandteile werden, nach Abkühlung des Rauchgases im Wärmetauscher, der Rauchgasreinigung zugeführt, die je nach Anforderung sowohl mit einem nassen als auch mit einem trockenen Verfahren betrieben werden kann.

Beim trockenen Verfahren wird nach Andritz AG ein Gemisch aus Kalkhydrat und Herdofenkoks mit dem Abgas in einem Reaktor vermischt. Bei diesem Vorgang werden die sauren Bestandteile in deren Salze umgewandelt und mit dem Reststoff ausgetragen. Quecksilber und Cadmium im Rauchgas werden adsorptiv an den Herdofenkoks gebunden und ebenfalls

mit dem Reststoff ausgetragen. Die nach dem trockenen Verfahren gereinigten Abgase werden über den Kamin in die Atmosphäre abgeführt. Bei der Anlage in OÖ ist eine trockene Rauchgasreinigung nach Verbrennung des Klärschlammes geplant.

Beim nassen Verfahren der Rauchgasreinigung kommt ein Venturiwäscher zum Einsatz. Die Rauchgase werden zuerst über den Venturiwäscher geführt und danach in einem alkalischen Wäscher von den Schadstoffen befreit. Die Salze liegen größtenteils in gelöster Form vor, das Waschwasser aus der Rauchgasreinigung muss gereinigt werden. Die Schwermetalle Quecksilber und Cadmium werden in der nachgeschalteten Aktivkohlestufe adsorptiv abgetrennt. Die Abgase werden nach dieser Reinigungsstufe ebenfalls über den Kamin in die Atmosphäre abgeführt.

In Abhängigkeit vom Verfahren der Rauchgasreinigung (trockene oder nasse Rauchgasreinigung) fallen unterschiedliche Arten und Mengen an Reststoffen an. Beim trockenen Verfahren werden in Abhängigkeit von der eingesetzten Menge Klärschlamm ca. 30 – 100 kg/h Reststoffe ausgeschleust. Bei den nassen Verfahren sind je nach Belastung der beladene Aktivkohle und die Reststoffe aus der Reinigung des Waschwassers zu entsorgen.

Die Abluft aus der Trocknung wird entweder über einen Biofilter geführt oder kann mitverbrannt werden. Für die Klärschlammbehandlungsanlage in OÖ ist ein Biofilter geplant. Nach Andritz AG reicht dieser Biofilter zur Reinigung der Abluft aus der Trocknung aus.

4.2.3 Massen - und Energiebilanzen

Auf Grund der vorliegenden Daten war die Erstellung einer konkreten Massen- und Energiebilanz nicht möglich. Grundsätzlich fallen je nach Anlagengröße und Klärschlammumsatz, in Abhängigkeit von der Klärschlamm-TS, unterschiedliche Mengen an Asche, Granulat und Reststoffen aus der Rauchgasreinigung an. In seiner Grundkonzeption ist das EcoDry-Verfahren geeignet, Klärschlamm mit einem TS von 25 % in einer Bandbreite von 16.000 – 72.000 t/Jahr pro Linie thermisch zu behandeln. Wie bereits eingangs erwähnt, kommt es beim gesamten Verfahren zu einer Gewichtsreduktion von ca. 97 %, bezogen auf eingedickten Klärschlamm.

Die folgende Abbildung 12 zeigt den Einsatzbereich einer nach dem EcoDry-Verfahren gebauten und betriebenen Anlage in Abhängigkeit von Heizwert in [kJ/kg TS] und Umsatz in [kg TS/h]. Der Anlagendurchsatz wird nach Andritz AG in erster Linie vom Entwässerungsgrad und Organikgehalt des Klärschlammes bestimmt. Für die Ofenleistung sind bestimmende Größen wie der Heizwert des Granulates und der Umsatz von Bedeutung.

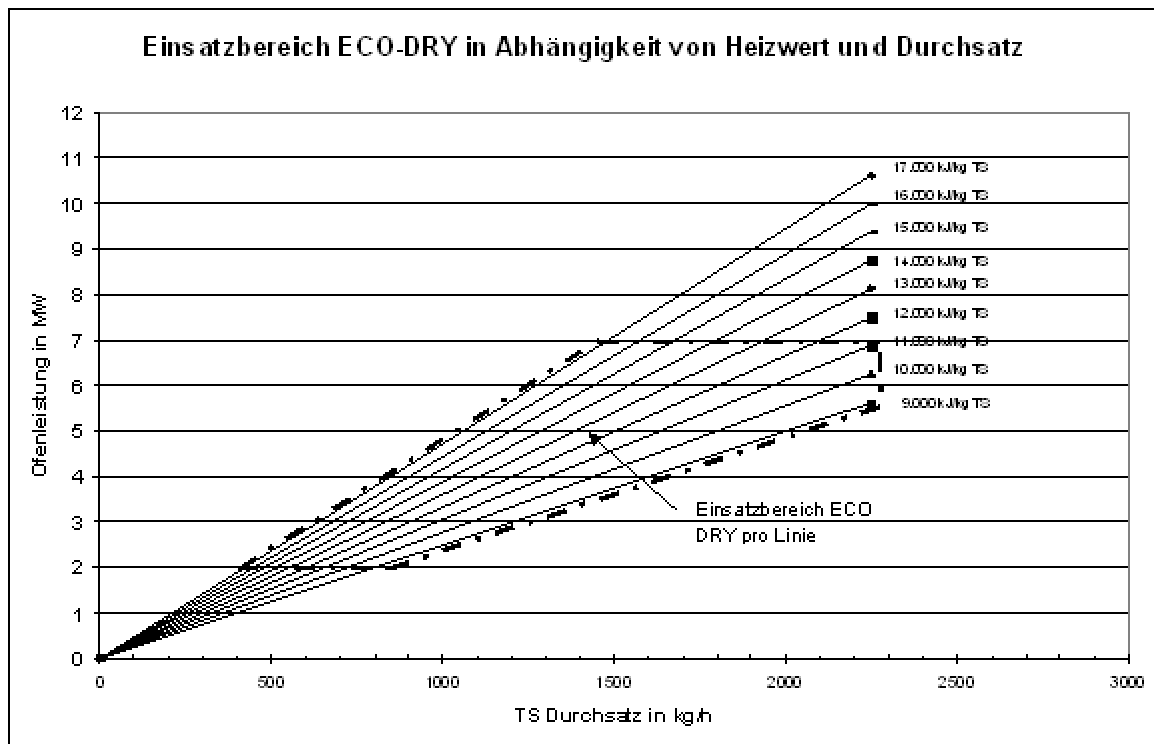


Abbildung 12: Einsatzbereich in Abhängigkeit von Heizwert und Durchsatz; (Quelle: Andritz AG)

Nach Andritz AG kann bei konstanter Ofenleistung ein Wärmeüberschuss durch unterschiedlichen Entwässerungsgrad des Klärschlammes bzw. dem damit korrespondierenden Wärmebedarf in der Trocknung entstehen, der extern genutzt werden kann.

Bei der Verbrennung sind Anlagendurchsätze von 800 – 2.290 kg TS/h pro Linie möglich, was bei einer darauf abgestimmten Trocknungsanlage eine Verdampfungsleistung von 2.300 – 6.600 kg Wasser pro Stunde entspricht.

4.2.3.1 Energiebedarf

Nach THOMÉ-KOZMIENSKY (1998) benötigt das EcoDry-System bei der Entwässerung auf über 25 % TR (=Trockenrückstand) und einem Organikanteil über 50 % im Schlamm keine thermische Fremdenergie für die Trocknung. Primärenergie wird nur beim Anfahren einer Anlage eingesetzt, wobei der Primärenergiebedarf an Erdgas oder Heizöl einer EcoDry 10-Anlage dafür bei ca. 500 kWh liegt. Die Anfahrzeit beläuft sich auf 30 Minuten, danach kann auf Feststofffeuerung mit getrocknetem und gemahlenem Klärschlammgranulat umgestellt werden.

4.2.4 Emissionen

Für diesen Bericht konnten keine anlagenbezogenen Emissionsdaten ermittelt werden. Nach Andritz AG halten die Emissionen nach der trockenen oder nassen Rauchgasreinigung auf jeden Fall die Grenzwerte der Abfallverbrennung – Sammelverordnung (BGBl. II Nr. 289/2002) ein.

Die in Tabelle 9 dargestellten Emissionen, bezogen auf 11 Vol.-% O₂, sind nach THOMÉ-KOZMIENSKY (1998) die im Anlagenbetrieb zu erwartende Emissionen. Zusätzlich wurde diese Tabelle mit den Emissionsgrenzwerten für Verbrennungsanlagen (Anlage 1) der Ab-

fallverbrennung – Sammelverordnung (BGBl. II Nr. 289/2002) ergänzt. Für SO_x wurde der Grenzwert von SO₂ herangezogen.

Tabelle 9: Emissionswerte des Abgases aus dem EcoDry-Verfahren nach THOMÉ-KOZMIENSKY (1998)

Parameter	Einheit	Emission	AVV	
Staub	mg/Nm ³	< 1,00	10 ¹	10 ²
C _{organ.}	mg/Nm ³	< 3,00	10 ¹	10 ²
CO	mg/Nm ³	< 40,00	50 ¹	100 ²
SO _x	mg/Nm ³	20,00	50 ¹	50 ²
HCl	mg/Nm ³	< 3,00	10 ¹	10 ²
HF	mg/Nm ³	< 0,1	0,5 ¹	0,7 ²
NO _x	mg/Nm ³	< 90,00	200 ^{1;5}	300 ^{2;5}
Cd, Tl	mg/Nm ³	< 0,02	0,05 ³	
Hg	mg/Nm ³	< 0,03	0,05 ¹	0,05 ²
∑ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	mg/Nm ³	< 0,2	0,5 ³	
PCDD/F	ng/Nm ³	< 0,02	0,1 ⁴	

¹ Tagesmittelwerte

² Halbstundenmittelwerte

³ MW über einen Zeitraum von 0,5 bis 8 Stunden

⁴ MW über einen Zeitraum von 6 bis 8 Stunden

⁵ bei einer Nennkapazität bis 2 t_{Abfall}/h

4.2.5 Kosten

Die Investitionskosten für eine Anlage nach dem EcoDry-Verfahren liegen, inklusive E-Technik, Montage und Inbetriebnahme und abhängig von der Anlagengröße und den Zusatzausrüstungen (wie z.B. Kühlturm, Schlammsilos etc.) zwischen 5.000.000,- und 8.000.000,- € pro Linie (ohne Errichtungskosten).

Die spezifischen Betriebskosten ohne Finanzierungskosten, Personal und Entsorgungskosten für die Reststoffe liegen, in Abhängigkeit von den Kosten für die Betriebsmittel, bei ca. 10,- und 15,- €/t Nassschlammdurchsatz. Unter der Annahme, dass Nassschlamm einen Trockensubstanz-Gehalt von ca. 5 % aufweist, ergibt dies somit auf die Trockensubstanz bezogene Entsorgungskosten von 200,- bis 300,- €/t.

4.2.5.1 Anlagengröße

Nach THOMÉ-KOZMIENSKY (1998) liegt der optimale Einsatz einer EcoDry-Anlage bei Kommunen oder Abwasserverbänden mit 50.000 – 1.000.000 Einwohnergleichwerten. Tabelle 10 dient als Übersicht der Anlagengrößen in Bezug zu den Einwohnergleichwerten.

Tabelle 10: Baugrößen und optimale Einsatzbereiche von EcoDry-Anlagen nach THOMÉ-KOZMIENSKY (1998)

Anlagentyp	Verdampfungsleistung	Anlagengröße LxBxH	Ausreichend für Kläranlagen
	[l/h]	[m]	EGW
EcoDry 05	500	22 x 9 x 10	75.000
EcoDry 10	1000	25 x 10 x 11	150.000
EcoDry 20	2000	28 x 11 x 11	300.000
EcoDry 30	3000	30 x 12 x 12	450.000
EcoDry 40	4000	31 x 13 x 12	600.000
EcoDry 60	6000	35 x 13 x 13	900.000

Eine EcoDry 60-Anlage mit einer Verdampfungsleistung von 6.000 l/h kann ca. 2.000 kg TS/h verbrennen.

4.3 Pyromex AG: Hochtemperatur – Entgasung

4.3.1 Allgemein

Das von Pyromex entwickelte Verfahren zur Klärschlammbehandlung ist eine Ultrahochtemperatur-Entgasung. Mit diesem Verfahren ist es möglich, die gesamte Organik im Klärschlamm in ein energiereiches, nutzbares Brenngas umzuwandeln. Die Anlage ist ab 10 t/Tag Trockensubstanz einsetzbar. Es wurde bereits eine Anlage in Düsseldorf (D) und eine Großanlage in Neustadt a.d. Weinstraße (Mannheim, D) gebaut, die nach diesem Verfahren betrieben werden.

4.3.2 Verfahrensbeschreibung

Beim Pyromex-Verfahren wird der Klärschlamm nach der thermischen Trocknung entgast und in zwei Fraktionen, einerseits ein Brenngas (Pyrogas), andererseits ein anorganisches Material, getrennt.

Abbildung 13 zeigt das Ablaufschema einer Ultrahochtemperatur-Entgasung. Dabei kommt der Klärschlamm zuerst in die Vorbehandlung (Entwässerung und Trocknung) und anschließend zur Entgasung. Bei diesem Ablaufschema wird über einen Gasmotor elektrische Energie gewonnen, die sowohl dem Eigenverbrauch dient als auch dem Markt zur Verfügung gestellt werden kann. Abbildung 14 stellt eine gesamte Hochtemperatur-Entgasungsanlage dar.

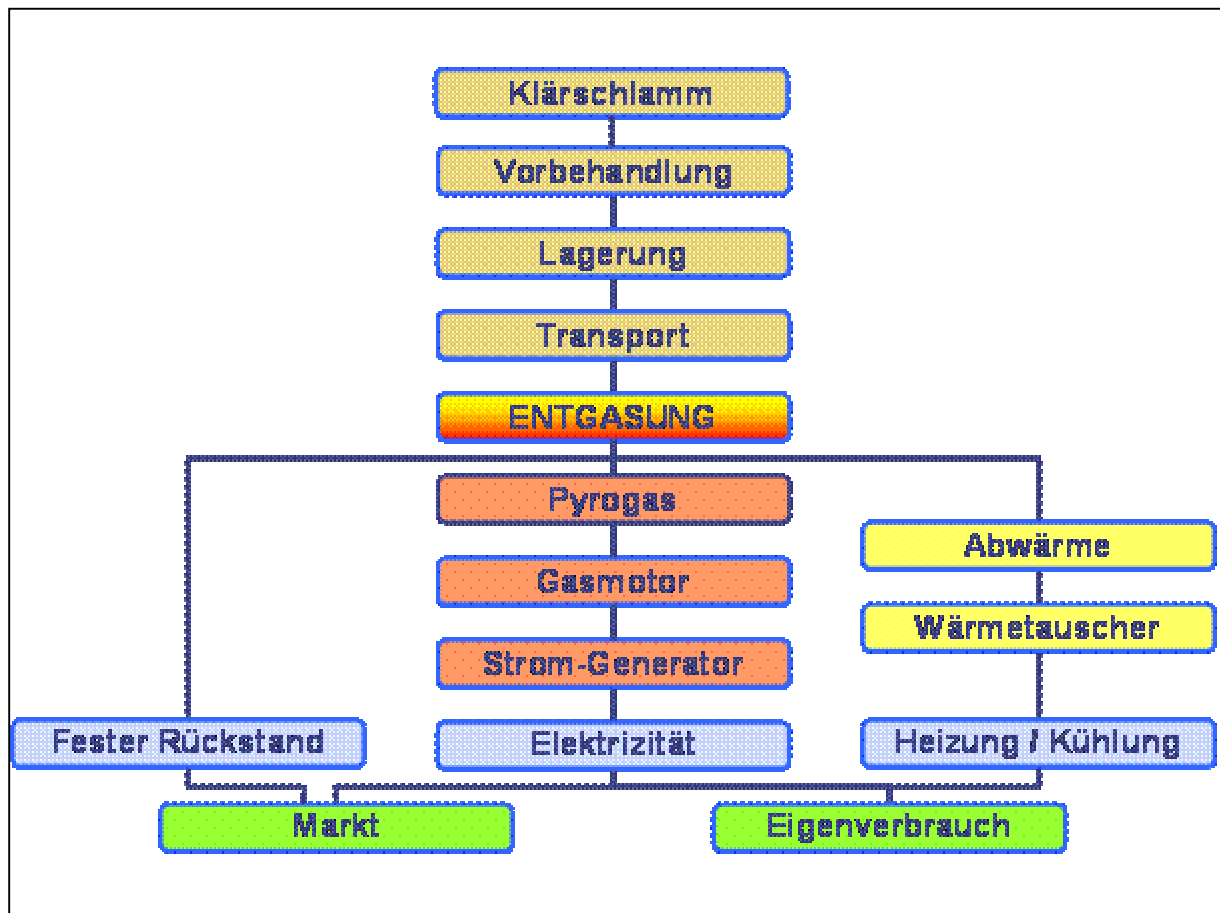


Abbildung 13: Ablauf einer Ultrahochtemperatur-Entgasung; (Quelle: Pyromex AG)



Abbildung 14: Frontansicht einer Hochtemperatur-Entgasungsanlage; (Quelle: Pyromex AG)

Abbildung 15 zeigt das gesamte Fließschema einer Ultrahochtemperatur-Entgasung nach Pyromex AG.

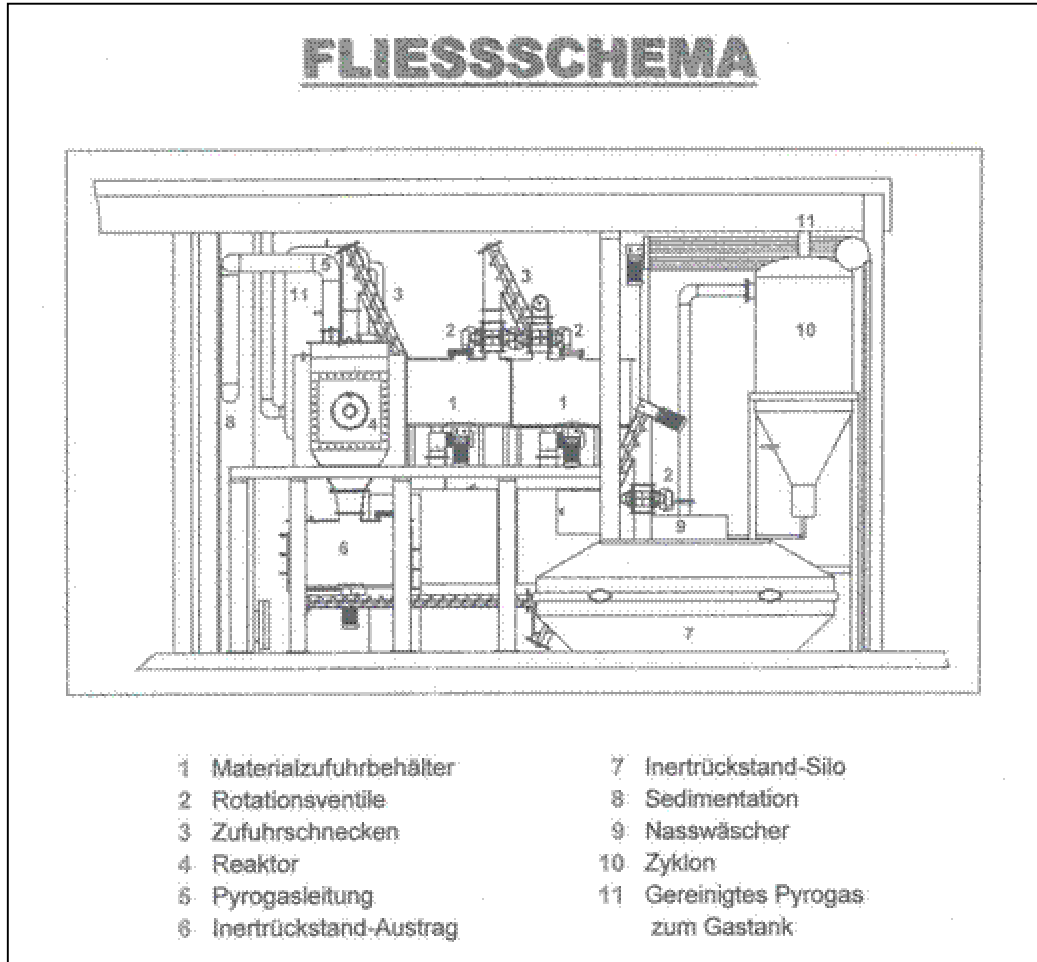


Abbildung 15: Fließschema einer Ultrahochtemperatur-Entgasung; (Quelle: Pyromex AG)

Über den Materialzufuhrbehälter, Rotationsventile und Zufuhrschnecken gelangt der getrocknete Klärschlamm in den Reaktor (siehe 4.3.2.2). Das Pyrogas wird über die Pyrogasleitung und die Rauchgasreinigung in den Gastank geleitet, das anorganische Material im Inertrückstand-Silo gesammelt.

4.3.2.1 Thermische Trocknung

Die Trocknung erfolgt in einer Compact-Trocknungsanlage, die pro Modul zweizügig mit jeweils zwei parallel angeordneten Trockenkaskaden ausgestattet ist (siehe Abbildung 16), der Wassergehalt wird dabei von 80 % auf 20 % reduziert. Die Anlage verfügt über eine Zufuhr- und Verteilereinrichtung, die zur Förderung und Verteilung des Filterkuchens in die einzelnen Trockenstrecken dienen.

Zur Beheizung der Trocknungsanlage wird das von der Pyromex-Anlage erzeugte Pyrogas eingesetzt. Die Temperatur während der Trocknung liegt bei 280 – 300 °C. Beide Module haben eine gesamte Verdampfungsleistung von 1,5 m³/h.



Abbildung 16: Anlage (Compact-Trocknungsanlage) zur Trocknung von Klärschlamm; (Quelle: Pyromex AG)

Die bei der Trocknung entstehenden Brüden werden über ein Luftleitungssystem, welches zur Trocknungsanlage gehört, abgesaugt und über einen Biofilter gereinigt. Zusätzlich zu den Biofiltern werden die Brüden auch über zwei Nasswäscher gereinigt um Geruchsemissionen so weit wie möglich zu vermeiden. In Abbildung 17 ist ein Biofilter nach Pyromex zu sehen.



Abbildung 17: Biofilter; (Quelle: Pyromex AG)

4.3.2.2 Hochtemperatur-Entgasung und Energieerzeugung

Der Klärschlamm wird so lange getrocknet bis sich ein TS-Gehalt von ca. 80 % eingestellt hat, anschließend wird er automatisch in einen Hochtemperaturreaktor übergeführt. Der Reaktor wird mit Induktionsstrom aus Eigenproduktion betrieben. Die Induktionsanlage besteht aus einer Induktionsspirale mit einer speziellen Metalllegierung und stellt das Kernstück der Anlage dar. Der Reaktor arbeitet im Hochtemperaturbereich von 1.200 – 1.700 °C. Die Entgasung im Hochtemperaturreaktor erfolgt ohne Zufuhr von Sauerstoff. Abbildung 18 und Abbildung 19 bilden Induktionsanlagen ab.



Abbildung 18: Reaktor mit Induktionsspirale; (Quelle: Pyromex AG)

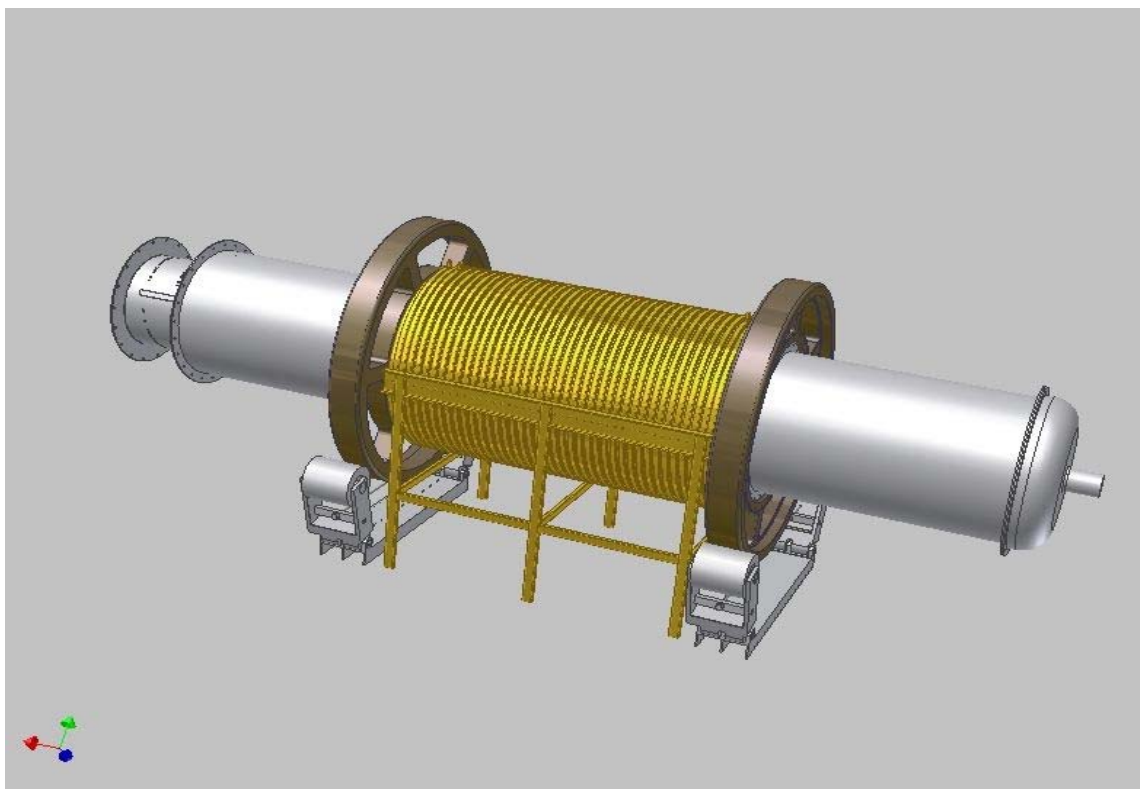


Abbildung 19: 3D-Ansicht eines Hochtemperaturreaktors; (Quelle: Pyromex AG)

Bei der Entgasung entstehen ein mineralisches Granulat und ein Pyrolysegas. Der Klärschlamm wird somit in diesem Bereich der Anlage in zwei Fraktionen zerlegt:

- Brenngas (Pyrogas)
- Anorganischer, weitgehend inerte fester Rückstand (< 1 % Organik)

Die Organik wird bei der Hochtemperatur-Entgasung in eine Gasphase umgewandelt. Dieses Pyrogas kann unter anderem für den Betrieb eines Gasmotors gekoppelt mit einem Stromgenerator genutzt werden. Bei der Umwandlung des organischen Materials in niedermolekulares brennbares Gas spielen sich folgende chemische Reaktionen ab:

- $C_nH_m \rightarrow CH_4 + H_2 + C$
- $CH_4 + H_2O \rightarrow CO + 3H_2$
- $C + H_2O \rightarrow CO + H_2$
- $C + CO_2 \rightarrow 2CO$

Nach Pyromex AG ist das mineralische Granulat, das als Reststoff bei der Hochtemperatur-Entgasung anfällt, verwertbar oder kann deponiert werden. Abbildung 20 zeigt Rohschlamm mit einer Trockensubstanz von 85 % und den Rückstand in Form des mineralischen Granulates.

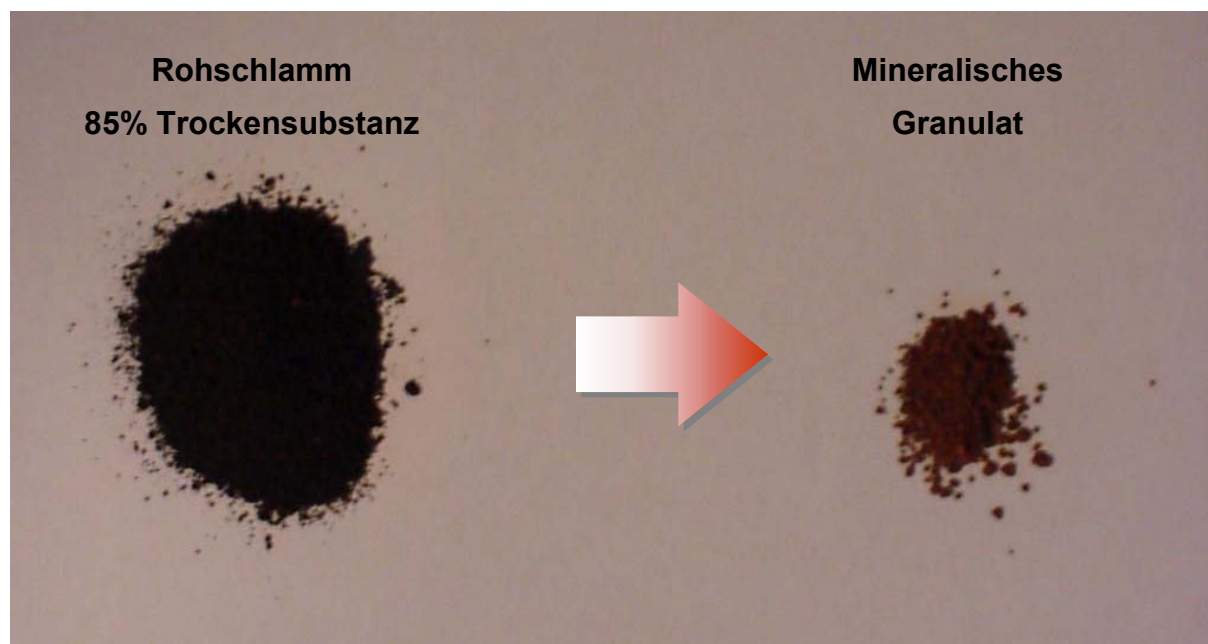


Abbildung 20: Rohschlamm vor und mineralisches Granulat nach der Entgasung; (Quelle: Pyromex AG)

4.3.2.3 Abgasreinigung

Die Abgasreinigung einer Hochtemperatur-Entgasungsanlage besteht nach Pyromex grundsätzlich aus einem alkalischen und sauren Wäscher. Das Washwasser wird durch Neutralisation und Fällung der Schwermetalle gereinigt. Das Rauchgasreinigungsprodukt muss deponiert werden.

Abbildung 21 zeigt einen Gaswäscher einer Hochtemperatur-Entgasungsanlage.



Abbildung 21: Gaswäscher einer Hochtemperatur-Entgasungsanlage; (Quelle: Pyromex AG)

4.3.2.4 Energienutzung

Der Betreiber einer solchen Anlage hat drei Energienutzungsmöglichkeiten:

1. Nutzung des energiereichen Pyrogases für die Trocknung des Klärschlammes an Stelle von Öl oder Propangas
2. Reinigung der Gase und Betrieb eines Gasmotors mit Generator
3. Umwandlung des Pyrogases in Wasserstoff mit anschließender Stromerzeugung über eine Brennstoffzelle. Diese Form der Nutzung befindet sich nach Pyromex AG allerdings noch im Versuchsstadium.

4.3.3 Massen- und Energiebilanzen

Auf Grund der vorliegenden Daten war die Erstellung einer konkreten Massen- und Energiebilanz nicht möglich. Ein Teil der gewonnenen Energie dient dem Eigenbedarf, der andere Teil kann extern abgesetzt werden. Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über Möglichkeiten der Stromproduktion aus der Entgasung von Klärschlamm. Pro Tonne Klärschlamm wären hierbei 1.035 kWh verfügbar, der Eigenbedarf liegt bei 345 kWh.

Tabelle 11: Möglichkeiten der Stromproduktion; (Quelle: Pyromex AG)

Ermittelte Energiewerte Klärschlamm Entgasung	
Verfügbar pro Tonne Klärschlamm	1.035 kWh
Eigenbedarf	345 kWh
Bedarf für Klärschlamm (Bedeutet Öleinsparung von ca. 100 ltr./h)	540 kWh
Vertrieb für Verkauf	150 kWh

4.3.4 Emissionen

Folgende in Tabelle 12 angeführten Emissionswerte wurden nach Pyromex AG in einer Anlage in Deutschland gemessen. Zusätzlich werden die Ergebnisse der Abgasmessung mit den Emissionsgrenzwerten für Verbrennungsanlagen (Anlage 1) der Abfallverbrennung – Sammelverordnung (BGBl. II Nr. 289/2002) verglichen. (Angaben beziehen sich auf 11 % Sauerstoff im Abgas.)

Tabelle 12: Ergebnisse einer Abgasmessung in einer Anlage; (Quelle: Pyromex AG)

Bezeichnung	Maßeinheit	Ultrahoch temperatur- Entgasung	AVV	
			Emissionsgrenzwerte (GAbfall) für Verbrennungsanlagen	
			(Angaben beziehen sich auf 11 % Sauerstoff im Abgas)	
Staub	[mg/Nm ³]	1	10 ¹	10 ²
Kohlenstoff organisch	[mg/Nm ³]	0,5	10 ¹	10 ²
Chlor (als HCl)	[mg/Nm ³]	1	10 ¹	10 ²
Fluor (als HF)	[mg/Nm ³]	0,03	0,5 ¹	0,7 ²
Schwefeloxid (als SO ₂)	[mg/Nm ³]	20	50 ¹	50 ²
Stickstoff (als NO ₂)	[mg/Nm ³]	135	200 ^{1;5}	300 ^{2;5}
Kohlenmonoxid (CO)	[mg/Nm ³]	38	50 ¹	100 ²
Quecksilber (Hg)	[mg/Nm ³]	0,002	0,05 ¹	0,05 ²
Cd, Tl	[mg/Nm ³]	0,002	0,05 ³	
∑ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	[mg/Nm ³]	0,07	0,5 ³	
PCDD/PCDF	[ng/m ³]	0,005	0,1 ⁴	

¹ Tagesmittelwerte

² Halbstundenmittelwerte

³ MW über einen Zeitraum von 0,5 bis 8 Stunden

⁴ MW über einen Zeitraum von 6 bis 8 Stunden

⁵ bei einer Nennkapazität bis 2 t_{Abfall}/h

Alle Messwerte liegen dabei deutlich unter den angeführten Grenzwerten der Abfallverbrennungsverordnung.

4.3.5 Kosten

Nach Angaben der Pyromex AG wird die Klärschlammbehandlung in zwei Varianten angeboten, nämlich „Bau einer Anlage“ oder „Dienstleistung Klärschlamm Entsorgung“. Die Investitionskosten für die Errichtung einer Pyromex-Anlage belaufen sich auf ca. 6.000.000,- bis 7.000.000,- €. Bei der zweiten Variante übernimmt Pyromex AG die Klärschlamm Entsorgung.

Die Kosten sind dabei von der Entwässerung, Trocknung und Entgasung abhängig. Unterschieden wird zwischen Entgasung ohne vorheriger Entwässerung / Trocknung und Entgasung mit Entwässerung / Trocknung. Der Preis für die drei Stufen, Entwässerung, Trocknung und Entgasung beträgt ca. 400,- bis 450,- €/t Klärschlamm (3 – 8 % TS). Nimmt man nur die Entgasung in Anspruch, sind in etwa 200,- bis 300,- €/t Klärschlamm (70 – 80 % TS) zu bezahlen. Der Entsorgungsvertrag läuft dabei ca. 5 bis 7 Jahre und die Anlage wird von Pyromex AG gebaut.

Laut Firmenangaben beträgt die Grenze des Durchsatzes für einen wirtschaftlichen Anlagenbetrieb 10 - 15 t TS/d.

4.4 UC Prozesstechnik GmbH: Klärschlammpyrolyse nach dem HD-PAWA-THERM®-Verfahren

4.4.1 Allgemein

Die UC Prozesstechnik GmbH entwickelte ein Verfahren zur thermischen Behandlung von Klärschlamm mittels Pyrolyse. Die Pyrolyse oder Verschwelung ist ein Prozess zur thermischen Zersetzung organischer Stoffe unter Ausschluss von Sauerstoff bei Temperaturen um 500 °C (Niedertemperaturpyrolyse) bzw. 700 bis 900 °C (Hochtemperaturpyrolyse). Die Pyrolyse grenzt sich gegenüber der Vergasung durch das Fehlen eines zusätzlich zugeführten Oxidationsmediums (Luft, Sauerstoff, Wasserdampf) zur Umsetzung des Kohlenstoffs ab. Bei der Klärschlammpyrolyse wird der Klärschlamm (organische Substanz) durch Entgasung unter Luftabschluss thermisch zersetzt.

Das Hauptprodukt dieses Verfahrens ist heizwertreiches Schwelgas. Als Reststoffe oder Abfallprodukte fallen Pyrolyseöl, Prozesswasser und fester Pyrolyserückstand, der aufgrund geringer oxidativer Umsetzung elementaren Kohlenstoff aufweist, an. Das Schwelgas bzw. die Schadstoffe darin müssen vor einer energetischen Verwertung (z.B. Kraft-Wärme-Kopplung durch motorische Verbrennung) gereinigt werden. Wichtig ist dabei der weitere Verbleib von Hg.

Sowohl in Deutschland als auch in Österreich wurden bereits Anlagen zur Pyrolyse von Klärschlamm mit Nutzung der Energie nach dem von UC Prozesstechnik GmbH entwickelten Verfahren projektiert. Die Nutzung der Energie erfolgt durch motorische Verbrennung mit Kraft-Wärme-Kopplung. Die elektrische Energie wird für den Eigenbedarf der Abwasserreinigungsanlage verwendet oder kann in ein Leitungsnetz eingespeist werden. Die entstehende Abwärme bei der motorischen Verbrennung wird für die Trocknung des entwässerten Klärschlammes genutzt. An dem nachfolgenden Beispiel soll das Verfahren detailliert beschrieben werden.

4.4.2 Verfahrensbeschreibung

Der entwässerte Klärschlamm gelangt mit einem TS von ca. 20 % in die Trocknung. Nach der Trocknung weist der Klärschlamm einen TS von ca. 90 % auf, anschließend findet die Pyrolyse des getrockneten Klärschlammes in einem Pyrolyserohr statt. Das Pyrolysegas strömt über den Wäscher in das Blockheizkraftwerk und wird dort energetisch verwertet. Abbildung 22 bildet das Verfahrensfliessbild der Anlage zur Pyrolyse von Klärschlamm ab.

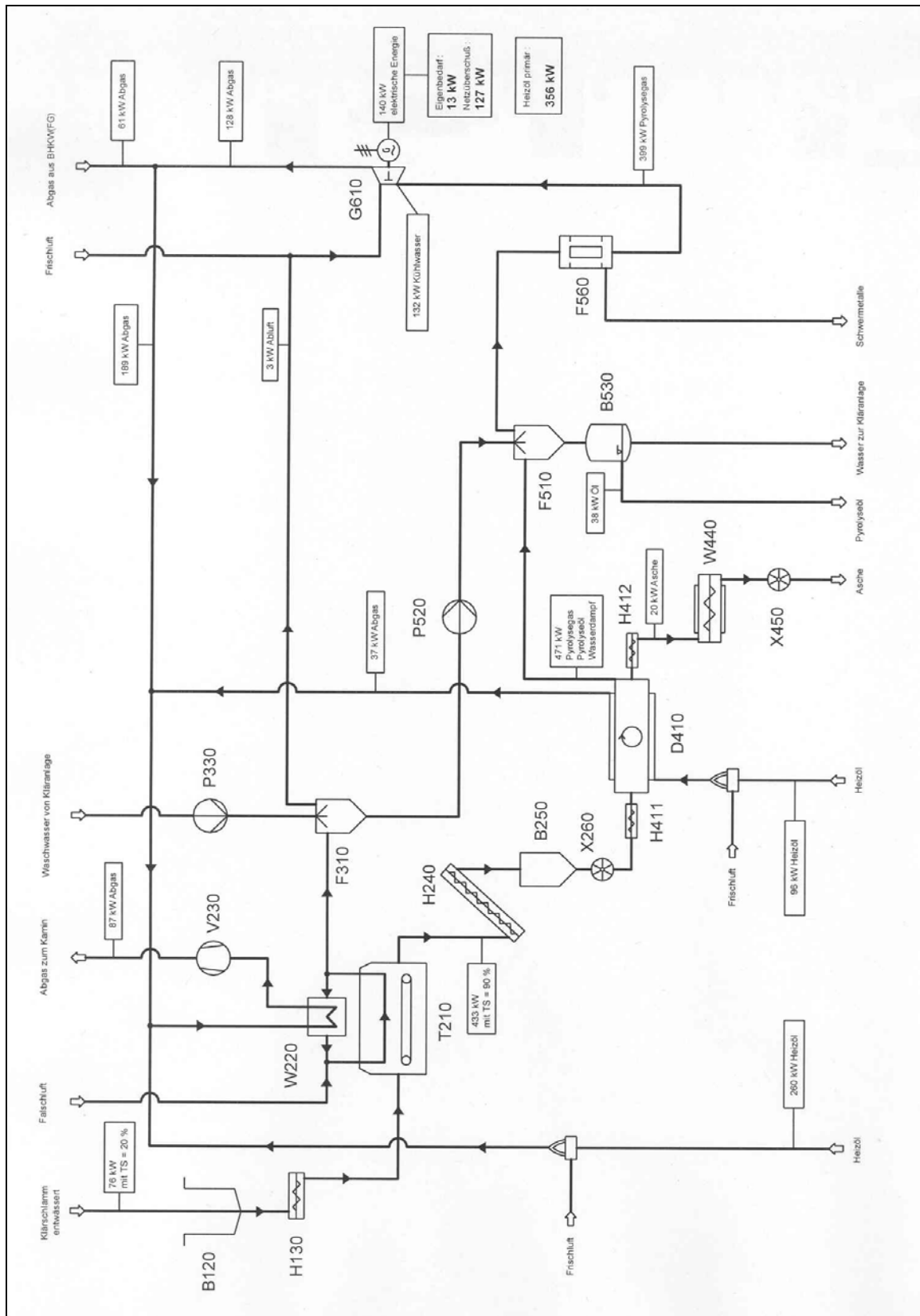


Abbildung 22: Verfahrensfließbild mit Energiebilanz; (Quelle: UC Prozesstechnik GmbH)

4.4.2.1 Trocknung

Nach der Entwässerung des ausgefaulten Klärschlammes (TS-Gehalt von ca. 20 %) wird dieser aus einem Zwischenbunker mit Austragsvorrichtung (Abbildung 22: B120) durch eine Transportschnecke (H130) in einen Umlaufrockner (T210) befördert. Im Trockner erfolgt die Volltrocknung des Klärschlammes auf einen TS-Gehalt von 90 %. Das für die Trocknung des Klärschlammes benutzte Falschluff/Wasserdampfgemisch-Gemisch wird in einem Wärmetauscher (W220) erwärmt. Die Brüden und die Falschluff werden in einem Wäscher (F310) gereinigt, der Wasserdampf nach der Kondensation über einen Gaswäscher (F510) direkt einem Behälter (B530) zugeführt. Das für den Wäscher notwendige Betriebswasser entnimmt Pumpe (P330) direkt der Kläranlage, die Abluft aus dem Wäscher wird von einem Ventilator (V230) abgesaugt und als Abluft an die Umwelt abgegeben bzw. als Verbrennungsluft in ein BHKW (Blockheizkraftwerk) eingedüst.

4.4.2.2 Pyrolyse

Anschließend wird der getrocknete Klärschlamm über eine Transportschnecke (H240) in den Vorlagebehälter (B250) transportiert. Eine gasdichte Zellenradschleuse (X260) dosiert das Trockengut in die Pyrolyserohr-Zugabeschnecke (H411). Die eigentliche Pyrolyse findet in einem indirekt durch Erdgas befeuerten Drehrohr (D410) statt. Bei Temperaturen um ca. 700 °C und unter Sauerstoffabschluss entsteht ein heizwertreiches Gas mit kurzkettingen Alkanen und Alkenen, CO und H₂. Der Rest ist Inertgas und H₂O.

Weitere Reststoffe sind fester Rückstand, Öl und Pyrolysewasser. Der feste Rückstand wird von einer Austragsschnecke (H412) aus dem Pyrolyserohr ausgetragen und weiter in der Kühlschnecke (W440) abgekühlt. Nach der Abkühlung wird dieser in einen Container überführt und entsorgt.

4.4.2.3 Pyrolysegasbehandlung

Das Pyrolysegas wird nach dem Pyrolysereaktor in einem Gaswäscher (F510) abgekühlt und gereinigt. Dabei wird aus dem Gaswäscher das Wasser- und Ölkondensat in Behälter (B530) geleitet. Die Ölphase wird in diesem Behälter mechanisch abgetrennt und entsorgt. Das für diesen Prozess notwendige Waschwasser wird von einer Pumpe aus der Kläranlage entnommen. Das aus den beiden Wäschern (F310) und (F510) verwendete Waschwasser und Wasserkondensat wird wieder in die Kläranlage rückgeführt. Soweit erforderlich, wird im Waschwasser enthaltenes Quecksilber in einer nachgeschalteten TMT 15 Anlage behandelt. Die Schwermetalle im Pyrolysegas werden in einem nachgeschalteten Adsorber (F540) aus dem Pyrolysegasstrom abgetrennt und extern entsorgt.

4.4.2.4 Energieerzeugung

Nach der Reinigung wird das Pyrolysegas in einer Kraft-Wärme-Kopplungsanlage (BHKW; G610) energetisch verstromt. Die durch die motorische Verbrennung erzeugte mechanische Energie wird in einem Generator in elektrische Energie umgewandelt und sowohl zum Betrieb der gesamten Kläranlage verwendet als auch in das Stromnetz eingespeist.

Die anfallende Abwärme der Abgase aus dem BHKW mit Pyrolysegas-Motoren, aus der Beheizung des Pyrolyse-Drehrohrs und aus der Erdgasverbrennung wird zur thermischen Trocknung des Klärschlammes herangezogen. Die Abwärme des Kühlwassers der Gasmotoren kann grundsätzlich, wenn geeignete Abnehmer zur Verfügung stehen, genutzt werden.

4.4.3 Massen- und Energiebilanzen

Es ergibt sich nach UC Prozesstechnik GmbH bei der dargestellten Anlage folgende in Tabelle 13 zusammengefasste Massenbilanz:

Tabelle 13: Input-/Outputströme; (Quelle: UC Prozesstechnik GmbH)

Input-Ströme:			
		[kg/h]	
1.	Klärschlamm	670	
	Trockensubstanz	134	
	davon oTS ¹	74	
	Wasser	536	
2.	Waschwasser aus der Vorklärung	22.000	Trocknung und Pyrolyse
3.	Heizöl zur Stützfeuerung	8	Drehrohr
		22	Trocknung
	Frischluff	ca. 786	
Output-Ströme:			
		[kg/h]	
1.	Pyrolyse-Rückstand	61	
	davon oTS ¹	3	
2.	Abgas (gesamt)	1.930	
3.	Abwasser aus Wäsche	22.541	Trocknung und Pyrolyse
4.	Pyrolyseöl	4	
5.	Pyrolysegas (gereinigt)	64	

¹ organische Trockensubstanz (oTS): nach THOMÉ-Kozmiensky (1998) ist dies der organische Teil der Trockensubstanz, der sich aus ungelösten Stoffen – wie lebenden und toten organischen, partikulären Substanzen – sowie gelösten Stoffen – wie z.B. Polysacchariden und Proteinen – zusammensetzt

Für Aktivkohle und Schwermetalle konnten im Zuge der Recherchearbeiten keine Werte ermittelt werden.

Abbildung 23 stellt die Massenbilanz, d.h. die Input-Outputströme, dieses Verfahrens nochmals graphisch dar. Weiters werden die einzelnen Verfahrensschritte durch die Anlage gezeigt. Die extern benötigte Heizölmenge beträgt dabei 30 kg/h bei einem Durchsatz von 670 kg/h Klärschlamm entwässert (20 % TS). Das Wasser zur Wäsche stammt aus der Kläranlage und wird nach dessen Gebrauch wieder in die Kläranlage rückgeführt. Am Beginn der Kette kommt der entwässerte Klärschlamm in die Anlage hinein, am Ende wird elektrische Energie gewonnen.

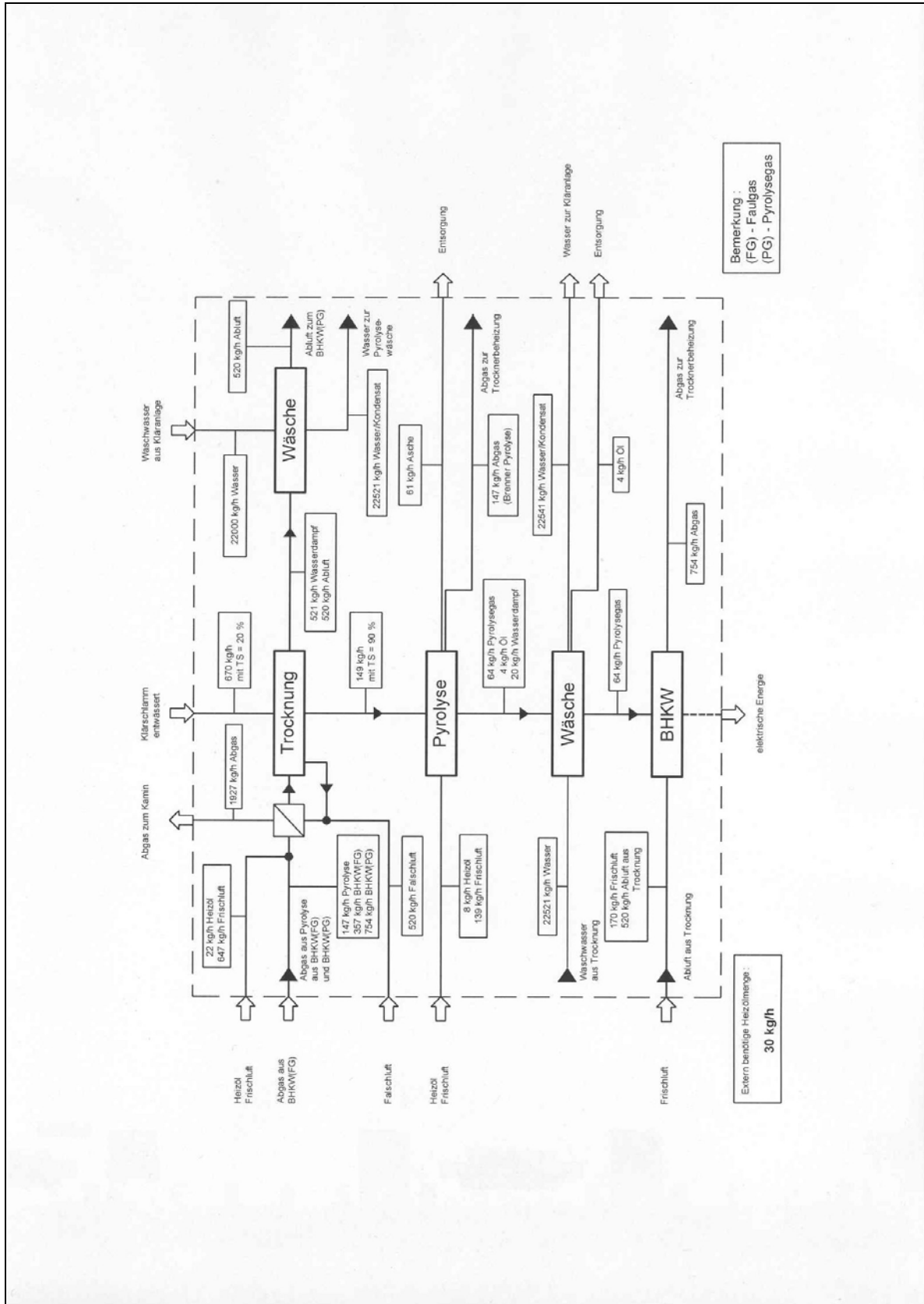


Abbildung 23: Grundfließbild mit Massenbilanz; (Quelle: UC Prozesstechnik GmbH)

Abbildung 22 zeigt zusätzlich die Energiebilanz einer Pyrolyseanlage, neben dem Energieinhalt des Klärschlammes werden 356 kW Heizöl zur thermischen Behandlung des Klärschlammes (Pyrolyse) benötigt. Der entwässerte Klärschlamm (20 % TS) weist einen Energieinhalt von 76 kW auf, der getrocknete Klärschlamm (90 % TS) einen Energieinhalt von 433 kW, das Pyrolysegas, Pyrolyseöl und Wasserdampf nach der Pyrolyse einen Energieinhalt von 471 kW und das gereinigte Pyrolysegas eine Energieinhalt von 399 kW. Es wird insgesamt 140 kW elektrische Energie erzeugt, wobei der Eigenbedarf 13 kW und der Netzüberschuss 127 kW beträgt. Die folgende Tabelle stellt ungefähr die Energiebilanz aus Abbildung 22 dar.

Tabelle 14: Energiebilanz der Anlage; (Quelle: UC Prozesstechnik GmbH)

Input-Ströme		
	[kW]	
Klärschlamm TS=20 %	76	vor Trocknung
Klärschlamm TS=90%	433	Nach Trocknung
Pyrolysegas, -öl, Wasserdampf	471	Nach Pyrolyse
Pyrolysegas	399	
Heizöl primär	356	
Output-Ströme		
Pyrolyserückstand	20	
Pyrolyseöl	38	
Elektrische Energie	140	
Kühlwasser	130	
Abgas (gesamt)	87	
Abgas aus BHKW	61	

4.4.4 Emissionen

4.4.4.1 Gase, Dämpfe und Stäube

In der Pyrolyseanlage ist die einzige Emissionsquelle der Abgaskamin aus der motorischen Verbrennung des Pyrolysegases und der Verbrennung von Heizöl EL zur vorgesehenen Stützfeuerung.

Durch die Pyrolyse ändert sich grundsätzlich die Gesamtbilanz, bezogen auf die im getrockneten Klärschlamm enthaltenen Elemente, nicht. Während des Pyrolysevorgangs erfolgen im Wesentlichen eine Anreicherung von Hg und Cd in der Gasphase sowie Bildung der Schadstoffe NH₃, H₂S, HCl und HCN und die Entstehung von Wasserdampf und gasförmige organische Verbindungen. Tabelle 15 zeigt die Schadstoffanteile im Pyrolysegas nach der Gasreinigung (Aktivkohlefilter und Wäsche). Die Werte aus dieser Tabelle basieren auf Messungen an der Uni Kassel, vorgenommen durch den TÜV Hamburg.

Tabelle 15: Schadstoffanteile im Pyrolysegas nach der Reinigung; (Quelle: UC Prozesstechnik GmbH)

Komponente	Beladung
	[mg/m ³] (i.N.tr.)
SO ₂	23
HCl	1,5
∑ F	0,5
H ₂ S	2,0
HCN ^{*)}	9,0
NH ₃	28
NO _x	20
Hg	0,023
Cd	0,026
Staub	4,3

Nach UC Prozesstechnik GmbH wurde für die Werte der Schwermetalle, Staub und Schwefelverbindungen auf Gewährleistungsdaten der Hersteller für Reinigungsverfahren nach dem Stand der Technik zurückgegriffen.

4.4.4.2 Lärm

Die lärmintensivsten Anlagenteile weisen in einem Abstand von 1 m folgende in Tabelle 16 angeführte Schalldruckpegel auf:

Tabelle 16: Schalldruckpegel bestimmter Teile der Behandlungsanlage; (Quelle: UC Prozesstechnik GmbH)

Bezeichnung	Schalldruckpegel
	[dB(A)]
Schnecken	66
Antrieb Drehrohr	66
Gasbrenner	72
Pumpen	77

4.4.4.3 Geruchsemissionen

Aufgrund der thermischen Behandlung und der geschlossenen Betriebsweise der Pyrolyseanlage sind bei ordnungsgemäßem Betrieb keine Geruchsemissionen zu erwarten. Die Abluft aus der Trocknung wird als Sekundärluft bei der motorischen Verbrennung hinsichtlich Geruchsemissionen neutralisiert.

4.4.5 Kosten

Die Vollkosten bei diesem Verfahren belaufen sich, nach UC Prozesstechnik GmbH, auf 40,- bis 80,- €/t Klärschlamm bezogen auf 25 % TS. Bezogen auf die Trockensubstanz erge-

ben sich somit Entsorgungskosten von 160,- bis 320,- €/t. Die Mindestanlagengröße für einen wirtschaftlichen Betrieb beträgt ca. 1.500 t TS.

4.5 Weitere Konzepte anderer Anlagenbauer

4.5.1 Eisenmann: Pyrobustor-Anlage

Die Pyrobustor Anlage funktioniert nach einem Zwei-Stufen-Verfahren aus Pyrolyse und Verbrennung, das in einem gemeinsamen, ausmauerungsfreien Drehrohrofen abläuft. Im Detail besteht der patentrechtlich geschützte „Pyrobustor“ aus einer drehbar gelagerten Verbrennungskammer und einer in deren Innenraum gelegenen, drehfest mit ihr verbundenen Pyrolysekammer, beide in Trommelform, sowie der entsprechenden, dem Bedarfsfall angepassten Peripherie. Um das zu behandelnde Material kontinuierlich in Richtung Brenner zu fördern, wurden beide Trommeln mit schraubenförmig angeordneten Transport- und Mischschaufeln ausgestattet. Da beide Trommeln beschickungsseitig gegenüber den feststehenden Wandteilen abgedichtet sind, ergeben sich zwei getrennte Abzüge für Pyrolysegas und Rauchgas. Im Pyrobustor kann nur getrockneter Klärschlamm (TS 90 %) eingesetzt werden, der Klärschlamm muss daher vor der thermischen Behandlung getrocknet werden.

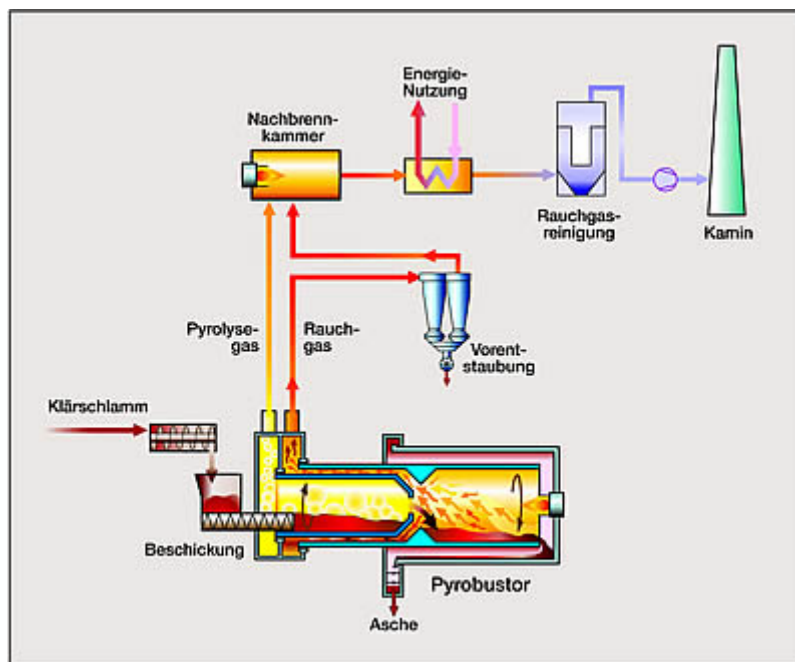


Abbildung 24: Schema der Pyrobustor-Anlage für dezentrale Klärschlammverbrennung; (Quelle: Eisenmann)

Das beim Verschmelzungsprozess (Ausschluss von Sauerstoff) entstehende Pyrolysegas wird direkt in die Nachbrennkammer geleitet, während der erzeugte Koks über eine Materialschleuse in die Verbrennungskammer gelangt. Der Wärmebedarf des Pyrolyseprozesses wird durch das bei der Verbrennung entstehende, ca. 750 °C heiße Rauchgas gedeckt. Dieses wird durch einen Ringspalt an der Pyrolysekammer vorbeigeführt und gibt einen Teil seiner Wärmeenergie an diese ab. Die Wärmeenergie der Asche wird ebenfalls teilweise wieder an die Verbrennungskammer abgegeben (HANNIG, 2001).

Ein erheblicher Teil des Energiebedarfs wird durch das entstehende Pyrolysegas gedeckt. Bei Versuchen mit getrocknetem Klärschlamm betrug die Einsparung an Primärenergie rund 30 %, wobei diese Zahl durchaus noch optimierbar erscheint.

Die heißen Rauchgase aus der Nachverbrennung enthalten ebenfalls ein erhebliches energetisch nutzbares Potenzial. Verwendungsmöglichkeiten ergeben sich für direkt beheizte Trocknungsanlagen oder zur Dampferzeugung bzw. zur Heißwasser- oder Thermalöl-Erwärmung für indirekt beheizte Trockner. Der Primärenergieeinsatz für die Trocknung wird entscheidend reduziert, was zu niedrigeren Betriebskosten führt.

Der Pyrobustor ist insbesondere für mittlere bis kleinere Kläranlagenbetreiber geeignet und kann direkt auf dem Kläranlagengelände installiert werden. Auch in kleinen Baugrößen mit relativ geringen Durchsätzen (Richtwert ab 300 kg/h Trockengranulat mit ca. 10 % Restfeuchte) lässt sich die Anlage wirtschaftlich betreiben. Bei Prozess-Ende beträgt der Gewichtsverlust mindestens 50 % des getrockneten Klärschlammes. Etwa ein Drittel des Trockengranulat-Volumens verbleibt als Asche, deren Glühverlust rund 1 % beträgt.

Falls keine Trocknung auf dem Kläranlagengelände vorhanden ist, bietet die Fa. Eisenmann anstelle des Pyrobustors einen direkt befeuerten Ganzstahl-Drehrohrofen zur Veraschung von entwässerten Klärschlamm an, der für Durchsätze ab ca. 500 kg/h Schlamm mit TS-Gehalt zwischen 20 und 30 % (übliche Werte durch mechanische Entwässerung) erhältlich ist. Bei diesem Prozess entsteht ein weitgehend staubfreies Aschegranulat mit einem Restkohlenstoffgehalt kleiner 1 %. Die Wärmenutzung der Rauchgase sollte zweckmäßigerweise kläranlagenintern erfolgen (HANNIG, 2001).

4.6 Zusammenfassung der Kosten der aktuellen Konzepte

In der folgenden Tabelle 17 sind die Kosten der aktuellen Konzepte zusammenfassend aufgelistet.

Tabelle 17: Zusammenfassung der Kosten der aktuellen Konzepte, bezogen auf die Trockensubstanz in €/t, in Klammer sind die jeweiligen Trockensubstanzgehalte angeführt

Konzept	Kosten (€/t TS)
Tecon Engineering GmbH: KALOGEO	143 - 268 (28 %)
Andritz AG: EcoDry-Verfahren	200 - 300 (5 %, nass)
PYROMEX AG: Hochtemperatur – Entgasung	400 - 450 (3 – 8 %) 200 - 300 (70 – 80 %)
UC Prozesstechnik GmbH: Klärschlamm- <i>pyrolyse</i>	160 - 320 (25 %)

Die beiden Verfahren, von denen jeweils Kosten für die Behandlung von mechanisch entwässerten Klärschlämmen bekannt sind, weisen Kosten von 143,- bis 268,- €/t TS (Tecon Engineering GmbH: Kalogeo) bzw. 160,- bis 320,- €/t TS (UC Prozesstechnik GmbH: Klärschlamm-*pyrolyse*) auf. Dabei ist also das Verfahren nach Kalogeo das kostengünstigere.

Die beiden Unternehmen Andritz AG und Pyromex AG gaben jeweils Kostenbereiche für die Behandlung von Nassschlämmen bekannt (200,- bis 300,- €/t TS bzw. 400,- bis 450,- €/t TS). Diesbezüglich stellt sich das Eco-Dry-Verfahren von Andritz AG als kostengünstigere Methode dar.

Unter der Annahme von Kosten für die mechanische Entwässerung (von ca. 5 % auf ca. 25 % TS) von 50 - 100 €/t TS, kann davon ausgegangen werden, dass die Verfahren der

Firmen Andritz AG, Tecon Engineering GmbH und UC Prozesstechnik GmbH zu den kostengünstigeren zählen, das Verfahren von Pyromex AG hingegen kostenmäßig etwas höher liegt. Bei diesen Kostenangaben ist allerdings anzumerken, dass die Größe der Anlage einen bedeutenden Einfluss auf die Höhe der tatsächlichen Kosten hat.

Ein Vergleich der aktuellen Konzepte mit weiteren Methoden der Klärschlamm Entsorgung findet sich in Kapitel 5.10.

5 ANDERE KLÄRSCHLAMMBEHANDLUNGSMETHODEN

In diesem Kapitel werden andere Klärschlammbehandlungsmethoden kurz beschrieben. Es handelt sich dabei um eine thermische Schlammbehandlung in externer Monoverbrennung, Mitverbrennung, landwirtschaftliche Verwertung, Kompostierung, mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA), Vererdung, Nassoxidation, Deponierung und anaerobe Behandlung von Klärschlamm. Zusätzlich werden in einem eignen Absatz die Kosten der jeweiligen Behandlungsmethoden angeführt. Am Ende werden diese Kosten mit den Kosten der Aktuellen Konzepte aus Kapitel 4 verglichen.

5.1 Thermische Schlammbehandlung in externer Monoverbrennung (Zentrale Großanlage)

Laut Gewässerschutzbericht (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT, 2002) wurden im Jahr 2001 76.800 t TS Klärschlamm der Verbrennung zugeführt. Der Hauptanteil ist auf den Raum Wien zurückzuführen. Dort wird der gesamte kommunale Klärschlamm in 3 stationären Wirbelschichtfeuerungsanlagen des Werkes Simmeringer Haide verbrannt.

Die Verbrennungsanlage liegt in unmittelbarer Nähe zur Kläranlage, woraus sich kurze Transportwege ergeben und Abwasser aus der Entwässerung problemlos in die Kläranlage zurückgeführt werden kann. Dünnschlamm mit einer TS von 4,5 % wird mittels Zentrifugen auf 34 – 36 % TS entwässert. Der „Dickschlamm“ wird mittels Dickstoffpumpen über Rohrleitungen der Verbrennung in den drei Wirbelschichtöfen zugeführt.

Der stündliche Durchsatz liegt bei jeweils 3,8 t TS in den Wirbelschichtöfen 1 und 2 und bei 5,2 t TS im Ofen 3. Die Verbrennungsluft wird vorgewärmt, die Brennkammern sind mit Ölbrennern (Heizöl in den Wirbelschichtöfen 1 und 2, Altöl im Wirbelschichtofen 3) ausgestattet.

5.1.1 Kosten

Für Österreich wurden für die Monoverbrennung von mechanisch entwässertem Klärschlamm (30 % TS) in zentralen Großanlagen Kosten von 70,- €/t bzw. 233,- €/t TS erhoben. In der Literatur finden sich unterschiedliche Kosten für die Klärschlamm-Entsorgung durch Monoverbrennung in Großanlagen. Nach ERMEL (2002) reicht die Preisspanne in Großanlagen von 330,- bis 500,- €/t TS. Weitere in der Fachliteratur zitierte Kostendaten zur Monoverbrennung von Klärschlamm sind in der Tabelle 20 dargestellt. Sie weisen Kosten von durchschnittlich 300,- bis 900,- €/t TS auf.

5.2 Mitverbrennung

In der Abfallverbrennungsanlage Lenzing wurden im Jahr 1999 insgesamt 113.157 t Abfälle eingesetzt. Davon 26.162 t Klärschlamm, dies entspricht ca. 23 % der gesamt eingesetzten Abfallmenge (ROLLAND, 2001). Als Zusatzbrennstoffe werden Heizöl, Erdgas und Kohle zum An-, Abfahren und bei Bedarf verwendet. Die maximale Brennstoffwärmeleistung der Anlage beträgt als Dauerlast rund 110 MW. Die Anlage ist für die Behandlung von Abfällen mit einem Mischheizwert von 6,5 – 29 MJ/kg ausgelegt. Die einzusetzenden Abfallmengen

werden durch die thermische Leistung definiert und betragen ungefähr 7 – 60 Tonnen pro Stunde. Die Gesamtanlage besteht im Wesentlichen aus:

- der Übernahme,
- Aufbereitung und Lagerung der Abfälle,
- einer Wirbelschichtfeuerung mit Fließbettkühler und Nachbrennkammer,
- einem Abhitzeessel,
- einer trockenen, nassen und katalytischen Rauchgasreinigungsanlage mit
- Abwasserbehandlung.

Im Kohlekraftwerk St. Andrä wurden in den vergangenen Jahren versuchsweise kommunale und industrielle Klärschlämme mitverbrannt (max. 4,3 t/h) (BÖHMER, 2002). Dieses Kraftwerk ist derzeit aber stillgelegt, es wird daher kein Klärschlamm mehr mitverbrannt.

5.2.1 Kosten

Wie in Tabelle 20 dargestellt, existiert ein großer Bereich, innerhalb dessen die Entsorgungskosten für die Mitverbrennung von Klärschlamm liegen. Für Österreich wurde für mechanisch entwässerte Klärschlämme (30 % TS) ein Kostenbereich von 60,- bis 80,- €/t bzw. 200,- bis 267,- €/t TS erhoben. Wie die Daten von HUNZIKER (2003) und VAN NIEUWENHOVEN (2001) zeigen, dürften tendenziell gesehen die Kosten für die Klärschlamm - Mitverbrennung bei der Zementherstellung am geringsten sein (99,- bis 290,- €/t TS). Die Kosten für die Mitverbrennung in Kohlekraftwerken liegen bei ca. 250,- bis 1.000,- €/t TS (RIES, 2003; WIZGALL, 2004; BAUMANN, 2001). Die Behandlung in Abfallverbrennungsanlagen weist innerhalb dieser Gruppe hingegen tendenziell die höchsten Kosten von 300,- bis 1.100,- €/t TS (WIZGALL, 2004; HUNZIKER, 2003) auf. Grundsätzlich stellt die Mitverbrennung von Klärschlämmen im Vergleich zur Monoverbrennung von Klärschlamm die kostengünstigere Variante dar, wie auch der Tabelle 20 zu entnehmen ist.

5.3 Landwirtschaftliche Verwertung

Rechtliche Basis für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm ist die EU-Richtlinie 86/278 vom 12. Juni 1986 „Richtlinie über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft“, welche in Österreich durch die Bodenschutz- und Klärschlammgesetze bzw. Verordnungen der Bundesländer in nationales Recht umgesetzt wurde (ÖWAV, 2003).

Die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm entspricht im Grundsatz dem Verwertungsgebot des § 1(2) Abfallwirtschaftsgesetz (AWG 1990). Klärschlamm enthält Nährstoffe und organische Substanzen, wodurch ein Einsatz zur Pflanzendüngung und Verbesserung der Bodenstruktur möglich ist. Die Bodenschutzbestimmungen der Bundesländer schränken die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm wegen der Belastung mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen ein.

Die rechtlichen Bestimmungen zur landwirtschaftlichen Verwertung von kommunalem Klärschlamm in Österreich sind in den einzelnen Bundesländern unterschiedlich. Eine einheitliche Regelung bezüglich der erlaubten Gehalte bestimmter organischer Schadstoffe im Klärschlamm z.B. als bundesweite Klärschlammverordnung wäre wichtig.

Ausbringungsverbote für Klärschlamm bestehen in Österreich in den Bundesländern Salzburg und Vorarlberg. In Tirol bestand ein generelles Verbot der Ausbringung von Klärschlamm. Die Bestimmungen des Tiroler Feldschutzgesetzes 2000 LGBL. 58/2000 sind aber derzeit nicht anwendbar, da mit LGBL. 24/01 die Tiroler Klärschlammverordnung 2000 aufgehoben wurde.

In Salzburg besteht ein Verwendungsverbot für Klärschlamm und Klärschlammisierungen:

„§ 3 (1) Die Verwendung von Klärschlamm und Klärschlammisierungen auf Böden ist verboten“ (Salzburg, Klärschlamm-Bodenschutzverordnung StF: 85/2002).

In Wien besteht ebenfalls ein Ausbringungsverbot von Klärschlamm:

„§ 1 (1) Die Ausbringung von Klärschlamm in Wien ist verboten“ (Wien, 8. Gesetz über das Verbot der Ausbringung von Klärschlamm, 2000).

In Vorarlberg beschränkt sich die Ausbringung auf Klärschlammdünger:

„§ 1 (1) Klärschlamm darf nur in Form von Klärschlammdünger (§ 2) zur Ausbringung abgegeben und verwendet werden“ (Vorarlberg, Klärschlammverordnung LGBl. Nr. 75/1997, 27/2002).

Die Anforderungen an Klärschlammdünger werden in § 2 festgelegt.

Die folgende Tabelle zeigt die zulässigen Grenzwerte in den einzelnen Bundesländern (Richtlinien) für Schadstoffe im Klärschlamm und Boden (UMWELTBUNDESAMT, 2004).

Tabelle 18: Zulässige Grenzwerte (Richtlinien) für Schadstoffe im Klärschlamm und Boden – (UMWELTBUNDESAMT, 2004)

Klärschlamm (mg/kg):												
	Bgl'd		K				NÖ		OÖ	Stmk	Vgb	ÖWWV
	GKL ¹		Klasse				QKL ²					
	II	I	B	AB	A	I	III	II				
Arsen	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cadmium	10	2	2,5	2	1	0,7	8	2	5	10	4	10
Kobalt	-	-	-	-	-	-	100	10	-	100	-	-
Chrom	500	100	100	70	70	70	500	50	400	500	300	500
Kupfer	500	300	300	300	150	70	500	300	400	500	500	500
Quecksilber	10	2	2,5	2	0,7	0,4	8	2	7	10	4	10
Molybdän	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-
Nickel	100	60	80	60	60	25	100	25	80	100	100	100
Blei	500	100	150	150	150	45	400	100	400	500	150	500
Zink	2000	1000	1800	1200	500	200	2000	1500	1600	2000	1800	2000
AOX	-	-	500 [#]				500		500	-	-	-
PAK	-	-	6 [#]				-		-	-	-	-
PCB	-	-	1 [#]				je 0,2*		je 0,2*	-	je 0,2*	-
PCDD/PCDF	-	-	-				100 ⁺		100 ⁺	-	100 ⁺	-
Dioxin	-	-	50 [#]				-		-	-	-	-

* PCB für die Komponenten Nr. 28, 52, 101, 138, 153, 180
⁺ Summe der 2-, 3-, 7-, 8-TCDD-Toxizitätsäquivalenten (ng/kg) berechnet nach den I-TEFs
[#] Stoffe dieser Gruppe sind nur im Anlassfall bzw. auf Verdacht im Behördenauftrag zu untersuchen (Dioxin in ng/kg TE)

Böden (mg/kg):												
	ÖNORM L 1075		Bgl'd	K			NÖ		OÖ	Stmk	Vgb	ÖWWV
	RW ³	BV ³		5<pH <5,5	5,5<pH <6,5	pH> 6,5	KSVO	MKVO				
Arsen	20	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cadmium	10,5 ⁺	0,5 0,3 ⁺	2	0,5	1	1,5	1,5*	2	1	2	2*	3
Kobalt	50	20	-	-	-	-	-	-	-	50	-	-
Chrom	100	50	100	50	75	100	100	100	100	100	100	100
Kupfer	100	50	100	40	50	100	60	100	100	100	100	100
Quecksilber	1	0,2	1,5	0,2	0,5	1	1	2	1	1	1	2
Molybdän	5	2	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-
Nickel	60	40	60	30	50	70	50	50	60	60	60	50
Blei	100	50	100	50	70	100	100	100	100	100	100	100
Selen	5	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thallium	1	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Vanadium	50	50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zink	300	150	300	100	150	200	200	300	300*	300	300°	300

*° für Böden mit pH-Wert unter 6,0: Grenzwert für Zink: * 150 mg/kg, ° 200 mg/kg TS
Cadmium: 1 mg/kg TS
⁺ gilt für leichte und schwach saure Böden

Quellen: Bgl'd: Klärschlamm- und Müllkompostverordnung LGBl. Nr. 82/1991 idF. LGBl. Nr. 4/2001

K: Klärschlamm- und Kompostverordnung LGBl. Nr. 74/2000

NÖ: KSVO: Klärschlammverordnung LGBl. Nr. 6160/2-3; Stammverordnung 80/94

MKVO: Müllkompostverordnung LGBl. Nr. 6160/1-1; Stammverordnung 13/94

OÖ: Klärschlamm-, Müll- und Klärschlammkompostverordnung LGBl. Nr. 21/1993

Stmk: Klärschlammverordnung LGBl. Nr. 89/1987; 2. Novelle LGBl. Nr. 51/2000

Vgb: Klärschlammverordnung LGBl. Nr. 27/2002

ÖWWV: Regelblatt 17: Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen. Empfehlungen für Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen. 1984

ÖNORM L 1075: Richtwerte (mg/kg TS) für anorganische Elemente in landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden

¹: Güteklasse

²: Qualitätsklasse

³: RW: Richtwert; BV: Belastungsverdacht

Anmerkung: Die Bestimmungen des Tiroler Feldschutzgesetzes 2000 LGBl. 58/2000 über die Ausbringung von Klärschlamm in der Landwirtschaft sind derzeit nicht anwendbar, da mit LGBl. 24/01 die Tiroler Klärschlammverordnung 2000 aufgehoben wurde.

5.3.1 Kosten

Die Kosten für die landwirtschaftliche Entsorgung von Klärschlamm variieren ebenfalls innerhalb von weiten Grenzen, wie der Tabelle 20 zu entnehmen ist. Vereinzelt Betreiber von Kläranlagen im Burgenland und in Vorarlberg erzielen für die Abgabe von Klärschlamm zur landwirtschaftlichen Entsorgung sogar Erlöse. Grundsätzlich sind damit allerdings Kosten verbunden. Nassschlämme werden zu Kosten von 75,- bis 629,- €/t TS landwirtschaftlich entsorgt. Bei mechanisch entwässerten Schlämmen (20 bis 30 % TS) kostet die Entsorgung 100,- bis 525,- €/t TS. Generell ist die Entsorgung von entwässerten Schlämmen kostengünstiger als jene von Nassschlämmen.

5.4 Kompostierung

Gemäß Kompostverordnung ist die Kompostierung die gesteuerte, exotherme biologische Umwandlung abbaubarer organischer Materialien in ein huminstoffreiches Material mit mindestens 20 Masseprozent organischer Substanz. Ziel der Kompostierung ist somit die Herstellung eines Humus-Produkts, welches als Nährstofflieferant, als Bodenverbesserungsmittel oder als Bestandteil von Pflanzsubstraten in verschiedenen Anwendungsbereichen Verwendung findet.

Im Zuge der Kompostierung wird die in den Inputmaterialien enthaltene organische Substanz von aeroben Mikroorganismen unter Sauerstoffaufnahme als Energie- und Nährstoffquelle verwertet. Dabei wird ein Teil des Kohlenstoffs in der Zellsubstanz der Mikroorganismen gebunden und ein anderer Teil als Kohlendioxid an die Atmosphäre abgegeben. Während eines - stark von Einsatzmaterial und Kompostierungstechnik abhängigen - Zeitraumes von 10 bis 30 Wochen werden dadurch zwischen 55 und 65 % der ursprünglichen Abfallmasse abgebaut.

Klärschlämme aus kommunalen Kläranlagen eignen sich auf Grund ihrer stofflichen Zusammensetzung sehr gut als Eingangsstoff für die Kompostierung, wobei die über die Kompostverordnung Anlage 1 Teil 2 festgelegten Qualitätsanforderungen betreffend Herkunft und Schadstoffgehalt jedenfalls einzuhalten sind. Als Zuschlagstoffe werden beim Aufsetzen der Kompostmieten vorwiegend kohlenstoffreiche Strukturmaterialien wie Baum- und Strauchschnitt, Siebüberlauf und Erde zugemischt, da für eine ausreichend gute Durchlüftung der Miete der Klärschlammanteil unter 40 % bleiben sollte.

Je nach Art und Qualität des eingesetzten Klärschlammes können über den Weg der Kompostierung und unter Einhaltung der relevanten Rechtsvorschriften marktfähige Produkte erzeugt werden, welche unter der Bezeichnung „Kompost gemäß Kompostverordnung“ bzw. „Qualitätsklärschlammkompost gemäß Kompostverordnung“ für bestimmte Anwendungsbereiche vertrieben werden dürfen. Auf Grund des relativ hohen maschinellen Aufwandes von leistungsstarken Maschinen wie Radladern, Umsetzgeräten, Miststreuer, etc. ist ein wirtschaftlicher Betrieb einer Klärschlammkompostierung nach AMLINGER et al. (2003) erst ab einer Größe von ca. 1.000 Jahrestonnen Klärschlamm (30 % TS) möglich. Im Jahr 2000 wurden in Österreich nach AMLINGER et al. (2003) etwa 70.000 Tonnen Komposte unter Verwendung von Klärschlämmen hergestellt und in Verkehr gebracht.

Laut einer aktuellen Auswertung aus der Kompostdatenbank des BMLFUW werden Klärschlämme als Ausgangsmaterial für die Kompostierung derzeit in etwa 40 österreichischen Anlagen eingesetzt.

5.4.1 Kosten

Nach BRUNNER (2001) wurden vom Amt der Salzburger Landesregierung für das Land Salzburg Kosten von 254,- €/t TS (30 % TS) bis 356,- €/t TS (20 % TS) für die Kompostierung von Klärschlamm erhoben. Nach Auskünften von österreichischen Betreibern von Kompostieranlagen ist mit Kosten von 55,- bis 60,- €/t mechanisch entwässerter Klärschlamm (30 % TS) bzw. 183,- bis 200,- €/t TS zu rechnen. Generell werden die Kosten für die Kompostierung von Klärschlämmen von den Kosten der Produktion und des Transportes bestimmt. Ein nicht zu vernachlässigender Kostenanteil entsteht auch durch die Qualitätsüberwachung von Eingangsmaterial und Fertigprodukt durch Laboruntersuchungen, den Unterhalt und Betrieb des gesamten Verwertungssystem, den verwaltungstechnischen Aufwand sowie die Aufwendungen für die fachliche Betreuung der Klärschlammherzeuger und Kompostabnehmer. Prinzipiell ist die Reaktorkompostierung teurer als die Mietenkompostierung, die dynamische teurer als die statische, die Kompostierung in eingehausten Mieten teuer als in überdachten oder offenen Mieten. Hier weisen die Kosten eine Spanne von 75,- bis 500,- €/t TS auf (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998).

5.5 Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung (MBA)

Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA) dient der Vorbehandlung von Abfällen durch eine verfahrenstechnische Kombination mechanischer und anaerob-aerober oder rein aerober biologischer Prozesse. Ziel der mechanischen Prozesse ist die Separierung von für eine biologische Behandlung wenig geeigneten Stoffen, von Störstoffen und Schadstoffen. Ziel der biologischen Prozesse ist der weitest mögliche Abbau verbliebener organischer Substanzen durch die Anwendung anaerob-aerober oder aerober Verfahren (ROLLAND, 2000).

In Österreich wird die mechanisch-biologische Abfallbehandlung vorwiegend zur Vorbehandlung von Siedlungsabfällen vor einer Deponierung eingesetzt. Dabei wird einerseits die heizwertreiche Fraktion durch mechanische Schritte abgetrennt und einer thermischen Behandlung zugeführt und andererseits reaktionsarmer Abfall erzeugt, der entsprechend der Deponieverordnung abgelagert werden darf.

Der Stand der Technik und die Anforderungen an die Einsatzstoffe, die Betriebsweise und Verfahrenstechnik mechanisch-biologischer Abfallbehandlungsanlagen werden in der „Richtlinie für die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen“ festgelegt. Als Inputstoffe in eine mechanisch-biologische Abfallbehandlung kommen neben Restmüll, Gewerbeabfällen, Sperrmüll, Friedhofsabfällen, Bioabfällen unter anderem auch Klärschlämme zum Einsatz. Je nach Anlage werden unterschiedliche Abfallfraktionen behandelt. Nach ROLLAND et al. (2001) wurden im Jahr 1999 in Summe 260.000 t Abfälle in 11 MBA-Anlagen behandelt. Davon entfallen rund 195.000 t auf Restmüll bzw. Restmüll-Sperrmüll- oder Restmüll-Biomüll-Gemische und in etwa 38.000 t auf Klärschlämme.

Vor allem aufgrund der Anforderungen der Deponieverordnung hat die Bedeutung der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Österreich stark zugenommen. Zu Beginn des Jahres 2004 waren bereits 17 Anlagen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Betrieb. Demnach wird auch die Menge an behandelten Klärschlämmen in den letzten Jahren stark zugenommen haben, wenn man berücksichtigt, dass alleine die im November 2003 in

Betrieb genommene Anlage „MBA-Halbenrain“ einen geplanten Jahresinput von insgesamt 25.000 t Klärschlamm vorsieht.

5.5.1 Kosten

Einige österreichische Betreiber von Anlagen der mechanisch-biologischen Vorbehandlung stellten Informationen über die Entsorgungskosten von kommunalen Klärschlämmen in ihren Anlagen zur Verfügung. Dabei wurden Kosten von 40,- bis 65,- €/t mechanisch entwässerter Schlamm aus kommunalen Kläranlagen genannt. Dies würden trockensubstanzbezogene Kosten von 160,- bis 260,- €/t TS bedeuten. Der einzige in der Fachliteratur (BRUNNER, 2001) gefundene Wert von 360,- €/t TS (erhoben im Land Salzburg) liegt demnach über diesem genannten Kostenbereich.

5.6 Vererdung

Die Herstellung von Erden aus Abfällen zielt auf die Erzeugung von bodenähnlichen mineralischen oder mineral-organischen Substraten. Diese sollen in den wesentlichen Merkmalen natürlich entstandenem Boden oder Untergrund entsprechen und relevante Bodenfunktionen übernehmen. Man kann grob zwei Verfahrensvarianten unterscheiden. Einerseits werden Erden aus Abfällen durch Mischungen von "rein" mineralischen Materialien erzeugt. Andererseits werden mineralische und organische Materialien vermischt und einem biologischen Prozess unterworfen. Für diese zweite Verfahrensvariante beginnt sich der Begriff der "Vererdung" zu etablieren (ROLLAND, 2001).

In den letzten Jahren haben sich einige bereits in der Praxis erprobte Vererdungsverfahren entwickelt. Allen Verfahren ist gemeinsam, dass nach einer Siebung und Vermischung der Inputstoffe die ermittelte Rezeptur einer Mietenlagerung bzw. Freilandrotte zugeführt wird. Je nach Verfahren werden Strukturmaterial, mineralische Stoffe und Zuschlagsstoffe Schritt für Schritt beigemischt. Die aufgeschichteten Mieten werden im Zuge der Hitzerottephase regelmäßig umgesetzt. Das erhaltene Rottegut kann entweder versetzt mit Bodenaushub oder direkt nach weiteren Stabilisierungs-, Durchmischungs- und Lagerungsphasen relevante Bodenfunktionen übernehmen.

Werden mineralische und organische Materialien im Zuge des Vererdungsprozesses miteinander vermischt und einem biologischen Prozess unterworfen, so kommen als Ausgangsmaterialien neben Bodenaushub, getrennt gesammelten biogenen Abfällen, Friedhofsabfällen, Papierfaserschlämmen, Altlastenmaterialien, etc. auch Klärschlämme in Frage.

Ob und unter welchen Voraussetzungen Klärschlämme einer Vererdung zugeführt werden können, soll künftig durch die verbindliche Regelung klar definierter Inputkriterien für Eingangsstoffe in einen Vererdungsprozess festgelegt werden. Aus Sicht des vorsorgenden Umweltschutzes wäre die Festlegung bundesweit einheitlicher Standards für den Betrieb von Vererdungsanlagen wünschenswert.

Neben den bisher angesprochenen Verfahrensvarianten der Vererdung hat sich als spezielles Verfahren die „Klärschlammvererdung mit Schilf“ entwickelt. Dieses Verfahren wurde im Rahmen eines Pilotprojektes im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung durch das Joanneum Research entwickelt.

Die Klärschlammvererdung mit Schilf ist eine flächenhafte Methode der Klärschlammmentwässerung und Schlammstabilisierung in mit Schilf bepflanzten Becken. Die Bauweise der Becken ähnelt jener herkömmlicher Trockenbeete mit einer Filterschicht aus Sand und Schotter sowie einer Drainage. Der Klärschlamm wird in bestimmten Mengen und Intervallen über ei-

nen Zeitraum von mehreren Jahren direkt in die Schilfbecke gepumpt. Über das Filtersystem fließt ein Teil des Wassers aus dem Klärschlamm in die Kläranlage zurück (REINHOFER et al., 1998).

Die Wirkungsmechanismen in einem Vererdungsbecken ergeben sich aus dem Zusammenwirken von Schilf, Mikroorganismen, Klärschlamm und Filtermaterial. Die Schlüsselfunktion dazu stellen die direkten und indirekten Wirkungen des Schilfs dar. Die Durchwurzelung des Klärschlammkörpers ermöglicht einerseits einen Wasserentzug durch die Wurzeln, auch aus den unteren Schichten. Andererseits lockern die Wurzeln die Klärschlammsschichten auf und halten die Poren offen bzw. vergrößern den Porenraum. Dadurch wird neben einer besseren Entwässerung auch eine bessere Entlüftung möglich. Weiters erfolgt durch die Wurzeln selbst eine Abgabe von Sauerstoff, was zu aeroben Verhältnissen im unmittelbaren Wurzelbereich führt. Weiterer Sauerstoffeintrag erfolgt durch die auf Halmbewegungen beruhende Rissbildung im Klärschlamm. Durch den Bestandsabfall des Schilfs erfolgt ein zusätzlicher Eintrag von abbaubarer organischer Masse in den Klärschlamm. Hierbei handelt es sich zum Großteil um langsam abbaubare Stoffe, die den Klärschlamm zusätzlich strukturieren.

Probleme kann es bei einer Beschickung im Winter geben, da die Anlage zufrieren kann und der eingebrachte Schlamm sich nur wenig entwässert (REINHOFER et al., 1998). Es besteht die Gefahr, dass in der so aufgestauten Klärschlammsschicht beim Auftauen im Frühjahr Faulvorgänge mit einhergehender Geruchsentwicklung stattfinden. Eine Möglichkeit dem zu entgehen, ist die Speicherung des Klärschlammes in der Zeit von November bis April in einem zu errichtenden Schlamm Speicher (REINHOFER et al., 1998).

Die Klärschlammvererdung mit Schilf ist nach Ansicht von REINHOFER et al. (1998) insbesondere für Kläranlagen unter 1.000 Einwohnergleichwerten eine Möglichkeit zur Behandlung von Klärschlamm. In der Steiermark gab bzw. gibt es kleinere Anlagen in Heiligenkreuz am Waasen, Weinitzen, Großhart und Mühlen.

5.6.1 Kosten

BRUNNER (2001) hat in ihren Umfragen in Salzburg Kosten von 283,- €/t TS für die Vererdung von Klärschlamm erhoben. Nach HAIDER & HUSZ (2003) sind Berechnungen über die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens nur für den konkreten Fall möglich und können lediglich hinsichtlich der reinen Betriebskosten grob geschätzt mit ca. 40,- bis 80,- €/t feuchter Klärschlamm angenommen werden. Unter der Annahme, dass der feuchte Klärschlamm etwa 28 % TS aufweist, würden die Entsorgungskosten rechnerisch bei 143,- bis 286,- €/t TS liegen. Die Gesamtkosten können noch wesentlich erhöht bzw. vermindert werden, durch Kosten bzw. Übernahmegebühren von Ausgangsmaterialien sowie Erzielung von Erlösen für das Fertigprodukt Erde bzw. Biomasse (HAIDER & HUSZ, 2003).

5.7 Nassoxidation

Mit dem Begriff Nassoxidation wird die flammenlose Oxidation von Substanzen (organisch und teilweise auch anorganisch) in wässriger Lösung bei erhöhten Drücken (ca. 10 – 220 bar) und Temperaturen (ca. 150 – 330 °C) umschrieben. Die Reaktion, bestehend aus thermischer Zersetzung, Hydrolyse und Oxidation, verläuft exotherm und es entsteht vorwiegend Kohlendioxid und Wasser. Stellvertreter hierfür sind das VerTech-Verfahren und das LoPrOx-Verfahren.

Bei der überkritischen Nassoxidation (Supercritical Water Oxidation, SCWO) liegen die Temperaturen und Drücke über dem kritischen Zustandspunkt des reinen Wassers ($T > 374^{\circ}\text{C}$ und $p > 221 \text{ bar}$). Die zwei Hauptprobleme des Verfahrens sind die Korrosion der drucktra-

genden Reaktorwände und die Verstopfung durch ausfallende Salze und Festkörper. Aus diesen Gründen ist eine Anwendung im industriellen Maßstab bis heute unwirtschaftlich (AFHZ, 2004).

5.7.1 Kosten

Für die Superkritische Nassoxydationsanlage findet man in der Literatur folgende Kostenrechnung:

Tabelle 19: Kostenrechnung für eine Superkritische Nassoxydationsanlage für 10 t TS/Tag (€) (KROIß, 2003)

ERRICHTUNGSKOSTEN	2,700.000
JAHRESKOSTEN	
Kapitalkosten (10%/ Jahr, 10 Jahre)	396.000
Reparatur und Instandhaltung (10% der Ausrüstungskosten)	79.000
Personalkosten Betrieb	352.000
Betriebsmittelkosten	
Sauerstoff	350.000
Elektrische Energie	19.000
Kühlwasser	16.000
Deponiekosten Rückstände	22.000
GESAMTBETRIEBSKOSTEN PRO JAHR	1,234.000
JÄHRLICHE EINNAHMEN AUS PRODUKTION	
Heißwasser	(264.000)
CO ₂ -Produktion	(119.000)
SUMME EINNAHMEN	(383.000)
JAHRESKOSTEN NETTO	851.000
SPEZIFISCHE KOSTEN JE t TS	243

Die Tabelle zeigt, dass dieses System mit einer klassischen Verbrennungsanlage mit entsprechender Abgasreinigung kostenmäßig vergleichbar bzw. sogar günstiger wäre. Weitere in der Literatur (Tabelle 20) angeführte Kosten für die Nassoxydation liegen mit 373,- und 500,- €/t TS (Ver-Tech-Verfahren) höher als der von KROIß (2003) ermittelte Wert von 243,- €/t TS für die Superkritische Nassoxydation.

5.8 Deponierung

Da die Übergangsbestimmungen gemäß § 76 Abs. 7 AWG 2002 die Deponierung von unbehandeltem Klärschlamm unter bestimmten Voraussetzungen bis 31.12.2008 weiter ermöglichen, werden diesbezügliche Kosten ebenfalls angeführt. Für die Deponierung in Österreich wird in der Literatur (Tabelle 20) der breite Kostenbereich von 100,- bis 1.000,- €/t TS genannt.

5.9 Anaerobe Behandlung von Klärschlamm

Die anaerobe Behandlung von Klärschlamm wird in Faultürmen direkt in den Kläranlagen durchgeführt. Davon abgesehen wäre eine anaerobe Behandlung von Klärschlamm in mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen technisch möglich, wird aber nach Recherchen des Umweltbundesamtes in Österreich nicht durchgeführt.

Weiters ist ein Einsatz von Klärschlamm als Ausgangsmaterial in Biogasanlagen denkbar. Nach RESCH et al. (2004) fährt der Großteil der österreichischen Biogasanlagen mit einem kombinierten System aus Wirtschaftsdüngern (62 %) und Cofermentation von organischen Abfällen (24,5 %) und nachwachsenden Rohstoffen (8,5 %). Lediglich 0,8 % der 24,5 % an organischen Abfällen (d.h. also 0,03 % der gesamten Menge an Ausgangsmaterialien) werden von Klärschlamm abgedeckt. Nach Recherchen des Umweltbundesamtes handelt es sich dabei um einen einzigen bäuerlichen Betrieb in Oberösterreich, der Klärschlamm zur Biogaserzeugung einsetzt. Als Gründe dafür, dass Klärschlamm in Österreich fast nicht als Ausgangsmaterial für die Biogaserzeugung eingesetzt wird, gelten wirtschaftliche Überlegungen. So werden Anlagen, die elektrischen Strom aus „Klärschlamm-Biogas“ erzeugen, nicht als Ökostromanlage nach dem Ökostromgesetz anerkannt, wodurch keine Abnahmeverpflichtung des Stroms zu festgesetzten Preisen erfolgt. Weiters ist eine Aufbringung der Biogaserzeugungs-Reststoffe auf landwirtschaftliche Flächen mit kostenaufwendigen Bodenuntersuchungen verbunden und außerdem sind in diesem Fall keine ÖPUL-Förderungen mehr möglich.

5.10 Kosten im Überblick - Zusammenfassung

In der nachfolgenden Tabelle 20 sind die Kosten der Klärschlammbehandlung und -entsorgung mit unterschiedlichen Behandlungsverfahren aufgelistet. Die dargestellten Kosten stellen Richtwerte dar, die der Fachliteratur entnommen bzw. von den Betreibern/Herstellern mitgeteilt wurden.

Die Ausgangsmaterialien für die unterschiedlichen Behandlungsverfahren sind zum Teil Nassschlämme, zum anderen Teil mechanisch entwässerte bzw. getrocknete Schlämme. Die entsprechenden Trockensubstanzgehalte werden – sofern vorhanden - direkt bei den jeweiligen Werten in Klammern angeführt.

Alle angeführten Entsorgungskosten wurden zur besseren Vergleichbarkeit auf Trockensubstanz bezogen.

Tabelle 20: Kosten der Klärschlammbehandlung und -entsorgung mit unterschiedlichen Behandlungsverfahren in €/t bezogen auf TS

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)
Tecori: Kalogeo (28 %)	143 - 268								
Andritz: Eco-Dry (nass)	200-300								
PYROMEX: Entgasung (nass)	400 - 450								
UC Prozesstechnik: Pyrolyse (25 %)	160-320								
Nassoxidation				500				373*	
Klärschlamm-trocknung				150-325	250-430			300 (inkl. Ablagerung)	
Externe (Mono-) Verbrennung		1330 (5%) 358 (20%)	233 (30%)	300-600	300-450	40%: 300-900 90%: 400-900	479	250-268	
Mitverbrennung			200-267 (30%)	250-450 (nass) 150-300 (25%)	50-342	30%: 300-1100 90%: 400-1000	99-453	268-290	615-1035
Landwirtschaftliche Verwertung		629 (5%) 283(20%)	100-133 (30%)	75-250 (nass) 150-300 (25%)	75-300	200-400 (4,5%) 200-300(30%)	206		228-580 (3%) 278-525 (m.e.)
Kompostierung		254 (30%) 356 (20%)	183-200 (30%)		75-500		227-237		
Vererdung		283							
MBA		360	160-260 (25%)						
Deponierung				100-200		500-1000	348	225	

- (1) Herstellerangaben (Kosten wurden auf Trockensubstanz umgerechnet)
- (2) BRUNNER (2001), Daten im Bundesland Salzburg erhoben
- (3) Auskunft der österreichischen Betreiber bzw. Ämter der Landesregierungen (Kosten wurden auf Trockensubstanz umgerechnet)
- (4) RIES (2003), Daten aus Deutschland zuzüglich Deponiekosten
- (5) THOMÉ-KOZMIENSKY (1998), Daten aus Deutschland
- (6) WIZGALL (2004), Daten aus Deutschland
- (7) HUNZIKER (2003), Daten aus der Schweiz, ohne Kosten für die Schlammwässerung bzw. -vortrocknung
- (8) VAN NIEUWENHOVEN (2001), Daten aus den Niederlanden. *) keine Entwässerungskosten von 110 €
- (9) AUMANN (2001), Daten aus Deutschland

Wie aus Tabelle 20 erkennbar ist, sind für die meisten Behandlungsmethoden große Kostenspannen angeführt.

Aus österreichischer Sicht sind insbesondere die beiden Spalten (2) und (3), welche Kosten österreichischer Anlagen beinhalten, von Interesse. Dabei ist zu bemerken, dass jene Kosten, die vom Umweltbundesamt im Zuge dieser Studie – also im Jahr 2004 - direkt bei den Anlagenbetreibern bzw. bei den Ämtern der Landesregierungen erhoben wurden (Spalte (3)), niedriger liegen als jene, die vom Amt der Salzburger Landesregierung im Jahr 2001 recherchiert wurden (Spalte (2)). Der Grund hierfür liegt möglicherweise in den unterschiedlichen Erhebungsjahren.

Dennoch lassen sich in beiden Fällen – vor allem bei der Behandlung von mechanisch entwässertem Klärschlamm - ähnliche Tendenzen erkennen. So hat sich etwa die landwirtschaftliche Verwertung in beiden Fällen mit Kosten von 100,- bis 133,- €/t TS bzw. 283,- €/t TS als die kostengünstigste Methode herausgestellt. Diese Behandlungskosten werden gefolgt von den Kosten bei der Klärschlammbehandlung in den MBAs, welche in der Höhe von 160,- bis 260,- €/t TS bzw. 360,- €/t TS liegen. In der gleichen Größenordnung liegen die Kosten bei der Klärschlammbehandlung in den Kompostieranlagen mit 180,- bis 200,- €/t TS bzw. 254,- bis 356,- €/t TS. Für die thermische Schlammbehandlung in externer Monoverbrennung (Zentrale Großanlage) wurden Kosten von 233,- €/t TS bzw. 358,- €/t TS erhoben. Die Kosten in der Mitverbrennung mit 200,- bis 267,- €/t TS sind etwa mit jenen der Monoverbrennung in der zentralen Großanlage vergleichbar.

Werden speziell die vom Umweltbundesamt erhobenen Kosten der „anderen Methoden“ der Klärschlammbehandlung mit den Kosten der aktuellen Konzepte der dezentralen Klärschlammbehandlung verglichen, so ergibt sich ein uneinheitliches Bild. Mit KALOGEO (143,- bis 268,- €/t TS) und der Pyrolyse nach der UC Prozesstechnik GmbH (160,- bis 320,- €/t TS) scheinen Kosten realisierbar, die mit jenen der „anderen Methoden“ der Klärschlammbehandlung vergleichbar sind (Bereich von 100,- bis 267,- €/t TS). Die beiden Methoden von Andritz AG bzw. Pyromex AG lassen nur bedingt einen Vergleich zu, da diese Methoden von nassen Klärschlämmen ausgehen. Unter der Annahme von Kosten für die mechanische Entwässerung (von ca. 5 % auf ca. 25 % TS) von 50 - 100 €/t TS würden die Kosten der Eco-Dry-Methode von Andritz AG mit den „anderen Methoden“ vergleichbar sein, die Kosten der Entgasung von Pyromex AG darüber liegen. Bei diesen Kostenangaben ist allerdings anzumerken, dass die Größe der Anlage einen bedeutenden Einfluss auf die Höhe der tatsächlichen Kosten hat.

6 KLÄRSCHLAMMZUSAMMENSETZUNG

6.1 Datengrundlage

Um möglichst repräsentative Aussagen bezüglich der Zusammensetzung kommunalen Klärschlammes in Österreich treffen zu können, wurden Analysedaten von Klärschlämmen die dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft von 85 Betreibern österreichischer Kläranlagen für die Jahre 1998 – 2000 zur Verfügung gestellt wurden, ausgewertet. Zur Bewertung und Einordnung der Ergebnisse erfolgte ein Vergleich mit Daten aus anderen Analysen von Klärschlämmen österreichischer kommunaler Kläranlagen. Dazu zählen Klärschlamm- und Klärschlammchemie-Daten, die bereits am Umweltbundesamt vorhanden waren und als Basis für die Publikationen SCHARF et al. (1995) und SCHARF et al. (1997) verwendet wurden, weiters Klärschlamm- und Klärschlammchemie-Daten, welche aus den Bundesländern dem Umweltbundesamt zur Verfügung gestellt wurden sowie in der Literatur angeführte Daten über österreichische Klärschlammzusammensetzungen.

6.2 Bewertung der Klärschlamm- und Klärschlammchemie-Daten von Anlagenbetreibern und Ermittlung von Abhängigkeiten

Für die Bewertung der Klärschlamm- und Klärschlammchemie-Daten der Anlagenbetreiber wurden Hauptbestandteile, anorganische Spurenelemente (Schwermetalle) und organische Spurenelemente herangezogen. Weiters wurden allgemeine Parameter wie etwa pH-Wert, Trockensubstanz und Wassergehalt angeführt.

Um die von den Kläranlagenbetreibern übermittelten Analyseergebnisse vergleichen bzw. aggregieren zu können, war es in vielen Fällen notwendig, Parameter bzw. Einheiten zu normieren. Zur Ausreißerbereinigung (Beseitigung von Messfehlern, Tippfehlern, etc.) wurden innerhalb der Anlagen für jeden Parameter Ausreißer bestimmt und diese eliminiert. Von 7.636 Messdaten wurden 346 als Ausreißer identifiziert und eliminiert. Die Ausreißerlokalisierung erfolgte mittels graphischem Verfahren (Box-plot) im SPSS.

Entsprechend der einschlägigen Literatur wurde für die angeführten Parameter nicht nur eine Berechnung des arithmetischen Mittelwertes (Mittel) durchgeführt, sondern der in diesen Fällen aussagekräftigere Median als repräsentative Größe verwendet. Weiters wurde das 90-Perzentil angeführt. Um den Streubereich zu charakterisieren, wurden weiters Minimal- und Maximalwerte (Min bzw. Max) bzw. der Variationskoeffizient (VK) angeführt. Der Variationskoeffizient (VK) ist die relative Standardabweichung, d.h. die Standardabweichung dividiert durch den Mittelwert (arithmetisches Mittel) und mit dem Faktor 100 multipliziert (da die Angabe des Variationskoeffizienten in Prozent erfolgt):

$$\text{Variationskoeffizient} = \frac{\text{Standardabweichung}}{\text{Mittelwert}} * 100$$

Weiters wurde in der Spalte „Anzahl“ die Zahl der Kläranlagen angeführt, die Werte für den entsprechenden Parameter geliefert haben.

6.2.1 Bewertung der Klärschlamm- und Anlagenbetreiber

6.2.1.1 pH-Wert, Trockensubstanz und Wassergehalt

In der nachfolgenden Tabelle 21 sind die Kenn- und Daten für jeden der angeführten Parameter dargestellt.

Tabelle 21: Klärschlammzusammensetzung; Klärschlamm- und Anlagenbetreiber; pH-Wert, Trockensubstanz und Wassergehalt

Parameter	Median [Gew %]	Mittel [Gew %]	90-Perc. [Gew %]	Min [Gew %]	Max [Gew %]	VK [%]	Anzahl
pH-Wert	7,67	8,57	11,94	6,40	12,30	22,91	55
Trockensubstanz	30,50	28,93	46,97	3,17	55,00	47,40	79
Wassergehalt	67,02	70,37	94,57	47,67	96,83	18,27	54

Die Trockensubstanzwerte der einzelnen Proben wiesen je nach Entwässerungsgrad des Klärschlammes große Unterschiede von 3,17 bis 55,0 Gew % auf.

Komplementär dazu lagen naturgemäß die Werte des Wassergehalts. Hauptsächlich hervorgerufen durch die unterschiedliche Anzahl der Messungen war der Variationskoeffizient allerdings geringer.

Auch die pH-Werte schwankten beträchtlich vom schwach sauren (pH-Wert = 6,40) bis zum stark basischen (pH-Wert = 12,30) Milieu. Üblicherweise liegt der pH-Wert des Klärschlammes im neutralen Bereich. Sofern der pH-Wert nicht durch industrielle Belastung verfälscht wird (was beim vorliegenden kommunalen Klärschlamm eher auszuschließen ist) ist die Abweichung des pH-Wertes vom neutralen Bereich ein Maß für den Fäulniszustand des Klärschlammes (THOMÉ-KOZMIENSKY, 1998).

6.2.1.2 Hauptbestandteile

Zu den Hauptbestandteilen zählen Stickstoff, Phosphor, Kalzium, Magnesium sowie Kalium. In der nachfolgenden Tabelle 22 sind Median, Mittelwert, 90-Perzentil, Minimal- und Maximalwerte, Variationskoeffizient bzw. Anzahl der Messwerte für jeden der angeführten Parameter dargestellt.

Tabelle 22: Klärschlammzusammensetzung; Klärschlamm- und Anlagenbetreiber; Hauptbestandteile

Parameter	Median [g/kgTS]	Mittel [g/kgTS]	90-Perc. [g/kgTS]	Min [g/kgTS]	Max [g/kgTS]	VK [%]	Anzahl
Ammonium-Stickstoff	1,60	2,65	5,96	0,00	21,65	120,64	68
Nitrat-Stickstoff	0,17	2,68	12,51	0,01	39,30	306,62	32
organ. Stickstoff	14,18	14,12	-	5,94	23,96	44,65	6
Stickstoff gesamt	25,19	27,12	42,14	7,11	56,15	42,84	72
Kalzium	70,98	108,27	260	2,67	332,43	84,94	70

Parameter	Median [g/kgTS]	Mittel [g/kgTS]	90-Perc. [g/kgTS]	Min [g/kgTS]	Max [g/kgTS]	VK [%]	Anzahl
Kalium	2,63	3,02	4,83	0,52	10,13	58,12	73
Magnesium	9,17	10,28	18,21	1,21	30,00	53,24	67
Phosphor	31,00	34,55	63,54	1,94	78,88	53,12	73

6.2.1.2.1 Stickstoff

Stickstoff wurde in den Analysen als Ammonium-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff, organischer Stickstoff bzw. als Stickstoff (gesamt) angegeben. Im biologischen Anlagenteil einer Kläranlage findet die Umwandlung von Ammonium in Nitrit und Nitrat (Nitrifikation) statt. Diese Nitrifikationsvorgänge sind störenden Einflüssen ausgesetzt (z.B. niedrigen Wassertemperaturen). Eine totale Stickstoffoxidation ist in der Kläranlage kaum zu erwarten, eine Restmenge an Ammonium im Ablauf der Kläranlage und im Klärschlamm ist daher immer anzutreffen (SCHARF et al., 1997). Die Stickstoffzusammensetzung in jeder Oxidationsform unterliegt daher zeitlich wie örtlich erheblichen Schwankungen, wie auch die hohen Variationskoeffizienten bei den Werten von Ammonium- bzw. Nitrat-Stickstoff erkennen ließen. In der vorliegenden Studie hat der organische Stickstoff mit einem Median von 14,18 g/kg TS den größten Anteil am Gesamtstickstoff mit einem Median von 25,19 g/kg TS.

6.2.1.2.2 Phosphor

Phosphor liegt im Klärschlamm vorwiegend als organisch gebundener Phosphor und als Phosphat vor. Bezogen auf die Trockensubstanz schwankt der Phosphoranteil bei Anlagen ohne Fällmittelzugabe zwischen 10 und 20 g/kg TS und kann bei Anlagen mit Simultanfällung (3. Reinigungsstufe) bis zu 60 g/kg TS (im Mittel 40 g/kg TS) erreichen (ÖWWV, 1984). In der vorliegenden Studie lag der Phosphorgehalt bei 31 g/kg TS (Median). Die Literaturwerte (Tabelle 25) zeigten für Phosphor ebenfalls einen Bereich von 1,47 g/kg TS bis 35 g/kg TS (Median-Werte).

6.2.1.2.3 Kalium, Kalzium, Magnesium

Kalium ist im Klärschlamm in der Regel nur in geringer Menge enthalten. Als Median-Werte fanden sich in der Literatur Werte zwischen 0,27 und 6,6 g/kg TS (Tabelle 25). Der in der vorliegenden Arbeit ermittelte Median von 2,63 g/kg TS scheint daher ein repräsentativer Wert zu sein.

Der Gehalt an Kalzium in Klärschlämmen hängt hauptsächlich vom Anlagentyp und vom Stabilisierungsverfahren (Menge des zugesetzten Kalkes) in der Kläranlage ab. Gemessen wurden stark schwankenden Werte mit einem Median von 70,98 g/kg TS.

Magnesium ist üblicherweise – wie der Tabelle 25 zu entnehmen ist - in etwa zu 7 bis 10 mg/kg (Median-Werte) bezogen auf TS im Klärschlamm kommunaler Kläranlagen enthalten. In der vorliegenden Studie wurde ein gut damit korrespondierender Medianwert von 9,17 g/kg TS in einem stark schwankenden Bereich von 1,21 bis 30 g/kg TS ermittelt.

6.2.1.2.4 Allgemeine Bewertung der Hauptbestandteile

Im Allgemeinen entsprechen die ermittelten Werte der Hauptbestandteile ausnahmslos den in der Fachliteratur angeführten Angaben (Tabelle 25). Die größeren Schwankungsbreiten in der vorliegenden Arbeit sind hauptsächlich darauf zurückzuführen, dass die Klärschlamm-Proben nicht unter vergleichbaren Bedingungen (unterschiedliche Anlagen, Betriebsweisen, Klärschlammarten etc.) gezogen wurden.

6.2.1.3 Anorganische Spurenelemente (Schwermetalle)

Die anorganischen Spurenelemente, die in dieser Studie ausgewertet wurden, sind Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Mangan, Molybdän, Nickel, Quecksilber und Zink. In der nachfolgenden Tabelle 23 sind die angeführten Parameter hinsichtlich ihres Medians, Mittelwertes, 90-Perzentsils, Minimal- und Maximalwertes, Variationskoeffizienten sowie Anzahl der Messwerte dargestellt. Vergleichsdaten für diese Elemente liegen in Tabelle 25 vor.

Tabelle 23: Klärschlammzusammensetzung; Klärschlammdata der Anlagenbetreiber; anorganische Spurenelemente

Parameter	Median [mg/kgTS]	Mittel [mg/kgTS]	90-Perc. [mg/kgTS]	Min [mg/kgTS]	Max [mg/kgTS]	VK [%]	Anzahl
Arsen	6,05	7,05	14,88	0,36	15,51	56,89	16
Blei	53,82	75,56	156,59	11,35	582,77	101,71	84
Cadmium	1,19	1,30	2,10	0,30	3,27	47,03	83
Chrom	43,40	53,60	96,99	5,80	236,25	70,30	84
Kobalt	6,53	9,66	24,00	2,60	35,67	83,60	41
Kupfer	197,10	215,16	367,94	51,50	622,90	49,03	84
Mangan	220,86	433,06	679,49	0,04	7100,00	248,46	42
Molybdän	3,90	4,59	8,76	1,13	10,00	55,70	26
Nickel	27,69	32,24	55,71	5,10	133,00	60,11	84
Quecksilber	1,00	1,09	1,79	0,33	2,57	43,81	83
Zink	809,52	831,95	1279,80	86,67	1948,00	42,43	84

Während die Nährstoffe Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium und Kalzium im Klärschlamm als grundsätzlich positiv zu bewerten sind, gelten einige Metalle als essentiell für das Pflanzenwachstum, Schwermetalle und andere Elemente im Klärschlamm wiederum als kritische Begleiter und als anorganische Schadstoffe. Im Folgenden werden aus Gründen der Übersichtlichkeit ohne sonstige Bewertung drei bis vier Metalle zusammengefasst.

6.2.1.3.1 Arsen, Blei, Cadmium und Quecksilber

Arsen-Werte bewegen sich in der Literatur - wie in Tabelle 25 dargestellt – im Mittel bei 4 bis 7 mg/kg TS. In der vorliegenden Arbeit wurde ein Median von 6,05 mg/kg TS ermittelt, wobei allerdings nur von 16 Kläranlagen Werte zu diesem Parameter geliefert wurden. Dennoch

streuten die Angaben stark von 0,36 bis 15,51 mg/kg TS. Arsen gehört zu jenen Elementen, die hinsichtlich der Akkumulation in den Pflanzen eine relativ geringe Gefahr für die Pflanze darstellen. Allerdings ist der Arseneintrag durch Klärschlamm aufgrund der Vorbelastung in einigen Gebieten Österreichs zu berücksichtigen.

In der Literatur (Tabelle 25) fanden sich für Blei höchst unterschiedliche Median-Werte von 54 bis 400 mg/kg TS. Der Median in der vorliegenden Studie mit einem Wert von 53,82 mg/kg TS befand sich somit am unteren Ende dieses Bereiches. Dennoch gab es eine große Schwankungsbreite der Blei-Gehalte von einem Minimalwert von 11,35 mg/kg TS bis zu einem Maximalwert von 582,77 mg/kg TS. Bei der Ermittlung dieser Werte konnte auf eine große Probenanzahl zurückgegriffen werden, da von fast allen (84 von 85) Kläranlagenbetreibern Analysendaten für den Parameter Blei übermittelt wurden. Für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm bewegt sich der Grenzwert von Blei je nach Länder-Verordnung zwischen 150 und 500 mg/kg TS.

In der vorliegenden Studie wurde für die Cadmium-Konzentration der Median 1,19 mg/kg TS ermittelt, was ziemlich genau den Fachliteraturangaben entspricht. Der Median für Quecksilber lag bei 1,00 mg/kg TS, und bewegte sich damit am unteren Bereich der Literaturdaten (Tabelle 25). Beide Elemente sowie ihre Verbindungen sind schon in geringen Mengen für Mensch, Tier und Pflanze stark schädigend. Durch seine geringe Mobilität im Boden ist Quecksilber allerdings etwas weniger gefährlich eingestuft als Cadmium.

6.2.1.3.2 Chrom, Kobalt, Mangan und Molybdän

In der vorliegenden Studie wurde für Chrom aus einer Vielzahl von Proben (Analysen von 84 Anlagen) ein Median von 43,40 mg/kg TS ermittelt. In der Literatur (Tabelle 25) sind für kommunale Klärschlämme in Österreich Chrom-Median-Werte von 40 bis 64 mg/kg TS angeführt, womit sich eine sehr gute Übereinstimmung mit dem hier ermittelten Wert ergibt. Für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm bewegt sich der Grenzwert von Chrom je nach Länder-Verordnung zwischen 300 und 500 mg/kg TS.

Allgemein sind die Gehalte an Kobalt in Klärschlämmen gering. Wie aus Tabelle 23 ersichtlich, schwankten die Kobaltgehalte in der vorliegenden Studie zwischen 2,60 bis 35,67 mg/kg TS. Der Median betrug 6,53 mg/kg TS, welcher sehr gut mit den wenigen in der Literatur angeführten Median-Werten von 5,6 mg/kg TS und 10,5 mg/kg TS korrespondiert.

Die Gehalte an Mangan schwankten in den untersuchten Klärschlämmen sehr stark in der Abhängigkeit von der Herkunft des jeweiligen Schlammes. Berechnet wurde ein Median von 220 mg/kg TS. Zum Vergleich wurden in der Literatur Mangan-Median-Werte um 300 mg/kg TS gefunden. Mangan stellt im Allgemeinen keine Belastung für die Pflanzen durch die Klärschlammdüngung dar und ist in den Landesverordnungen nicht begrenzt.

Für Molybdän wurde ein Median von 3,90 mg/kg TS ermittelt, welcher unter den in der Literatur gefundenen Werten liegt.

6.2.1.3.3 Nickel, Kupfer und Zink

Die Nickelgehalte bewegten sich zwischen 5,10 mg/kg TS und 133,00 mg/kg TS. Der Median lag bei 27,69 mg/kg TS. In der Literatur werden Median-Werte von 25 mg/kg TS bis 39 mg/kg TS angeführt. Die hier gefundenen Werte bewegten sich also hinsichtlich ihres Medians im unteren Feld der Literatur-Werte, wobei allerdings der Streubereich bedeutend größer war. Der Grenzwert für Nickel liegt derzeit in den meisten österreichischen Regelungen bei 80 mg/kg TS bis 100 mg/kg TS.

In der vorliegenden Arbeit wurde für Kupfer aus einer Vielzahl von Einzelwerten (Werten aus 84 von 85 Kläranlagen) ein Median von 197,10 mg/kg TS berechnet. Zum Vergleich führt die Literatur Werte im selben Bereich an.

Der ermittelte Median für Zink lag bei 809,52 mg/kg TS und damit etwas unter den in der Fachliteratur angegebenen Werten im Bereich um 1.000 mg/kg TS.

Eine Hauptquelle für Kupfer und Zink im Abwasser ist die Korrosion der Wasser- und Abwasserleitungen. Ein Ersatz von verzinkten Rohren und Kupferrohren durch ein korrosionsfreies bzw. metallfreies Leitungsnetz könnten die Kupfer- und Zinkgehalte im Klärschlamm senken (SCHARF et al., 1997).

6.2.1.3.4 Allgemeine Bewertung der Schwermetalle

Wie im Detail bei den einzelnen Schwermetallen angeführt, entsprachen die ermittelten Daten den in der Fachliteratur zitierten Werten, wobei großteils die in der vorliegenden Studie ermittelten Gehalte im unteren Feld der Literaturangaben zu finden waren. Auffallend war die große Spanne zwischen dem Minimalwert und dem Maximalwert einzelner Stoffe. Dies führt dazu, dass die Aussagekraft des errechneten Mittelwertes eingeschränkt ist. Für die zusammenfassende Bewertung wurde daher der Median verwendet.

6.2.1.4 Organische Spurenelemente

In diese Gruppe fielen nur AOX-Werte, da andere organische Spurenelemente nur vereinzelt von wenigen Kläranlagen untersucht wurden und daher diesbezüglich keine repräsentativen Aussagen getroffen werden konnten. Nachfolgend (Tabelle 24) sind AOX – Werte in den angeführten statistischen Kenngrößen dargestellt. Der Summenparameter AOX erfasst die Menge der an Aktivkohle adsorbierbaren, schwach bis mittelpolaren Halogenverbindungen, insbesondere anthropogen hergestellte organische Verbindungen, die in der Regel in der Natur selbst nicht vorkommen. Viele dieser Halogenverbindungen sind schwer abbaubar. Viele flüchtige halogenierte organische Verbindungen gasen in der Kläranlage zum Großteil aus und sind daher nicht mehr im Klärschlamm zu finden. Der Median für AOX betrug in der vorliegenden Studie 147,00 mg/kg TS. Die Gehalte für AOX lagen somit in für kommunalen Klärschlamm typischen Größenordnungen (siehe Tabelle 25).

Tabelle 24: Klärschlammzusammensetzung; Klärschlamm Daten der Anlagenbetreiber; organische Spurenelemente

Parameter	Median [mg/kgTS]	Mittel [mg/kgTS]	90-Perc. [mg/kgTS]	Min [mg/kgTS]	Max [mg/kgTS]	VK [%]	Anzahl
AOX	147,00	154,48	277,85	60,33	338,43	46,72	30

6.2.1.5 Literaturvergleich und Zusammenfassung

Wie bereits in den vorigen Kapiteln geschildert, entsprechen die Ergebnisse der Auswertung der Daten der Anlagenbetreiber sehr gut den Literaturangaben über österreichische Klärschlammzusammensetzungen. In den beiden nachfolgenden Tabellen, Tabelle 25 und Tabelle 26 sind zusammenfassend die in der vorliegenden Studie ermittelten Ergebnisse der Daten der Anlagenbetreiber den Werten aus der Fachliteratur gegenübergestellt. Tabelle 25 stellt die ermittelten Median-Werte entsprechenden Literaturwerten gegenüber, während Tabelle 26 Vergleiche über die Bereiche zwischen Minimal- und Maximalwerten erlaubt. Um die Vergleichbarkeit sicherzustellen, mussten die Literaturdaten in gleiche Einheiten umge-

rechnet bzw. verbindungsbezogene Angaben (CaO, P₂O₅, K₂O, etc.) in elementbezogene Angaben (Ca, P, K, etc.) umgerechnet werden (Normierung der Parameter und Einheiten).

*Tabelle 25: Klärschlammzusammensetzung in Österreich, Vergleich der Median-Werte der Klärschlamm-
daten der Anlagenbetreiber mit Literaturangaben, Parameter und Einheiten durch
Umweltbundesamt normiert*

Parameter	Einheit	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)
pH-Wert		7,67		6,8							
Trockensubstanz	Gew %	30,5	5	7,9		6,40					
Wasser	Gew %	67,02		92,1		93,60					
Ca	g/kg TS	70,98	60,2	57,9		3,61	73				
K	g/kg TS	2,63	3,1	5,0		0,27				1,7-6,6	
Mg	g/kg TS	9,17	10,3	10		7,45	9				
N ges	g/kg TS	25,19	43,6	39		2,42	27			13-64	
NH ₄ -N	g/kg TS	1,60	12,9	5,4		0,26					
P	g/kg TS	31,00	28,1	13,1		1,47	34			8,7-35,0	
As	mg/kg TS	6,05	4,0	3,6			7				
Cd	mg/kg TS	1,19	1,2	3	1	1,1	5	1,3		1,3	1,28
Co	mg/kg TS	6,53	5,6	10,4							10,51
Cr	mg/kg TS	43,40	54	64	53	44		41		40	45,02
Cu	mg/kg TS	197,10	240	190	218	227	800	190		200	114,30
Hg	mg/kg TS	1,00	2,1	1,8	1	0,8	6	0,8		0,8	1,18
Mn	mg/kg TS	220,86	320	298							393,85
Mo	mg/kg TS	3,90	5,2	14,6							4,90
Ni	mg/kg TS	27,69	35	37	27	25		25		25	28,92
Pb	mg/kg TS	53,82	100	145	56	54	400	56		55	31,66
Zn	mg/kg TS	809,52	1250	1320	961	1015	1000	892		900	538,69
AOX	mg/kg TS	147,00	140						140,00		

- (1) Daten der Kläranlagenbetreiber: 85 Kläranlagen, Median-Werte
- (2) SCHARF et. al. (1997): 17 Klärschlammproben, Median-Werte
- (3) AICHBERGER (1991): über 1000 Klärschlammproben, Modalwerte
- (4) AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (2004): Proben aus 170 Kläranlagen, Durchschnittswerte
- (5) BUNDESAMT FÜR AGRARBIOLOGIE (2000): Proben aus 166 Kläranlagen, Median-Werte
- (6) BRUNNER, P.H. (2004)
- (7) ZESSNER, M. (2002): 323 Klärschlammproben, Median-Werte
- (8) FÜRHACKER (2003): 164 Messungen, Median-Werte
- (9) ZESSNER & AICHBERGER (2003)
- (10) AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG (2000): gewichtete Mittel

Tabelle 26: Klärschlammzusammensetzung in Österreich, Vergleich der Bereiche aus Minimal- und Maximalwerten der Klärschlammraten der Anlagenbetreiber mit Literaturangaben, Parameter und Einheiten durch Umweltbundesamt normiert

Parameter	Einheit	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
pH-Wert		6,4-12,3		2,1-12,3				
Trockensubstanz	Gew %	3,2-55,0	1,1-23,0	0,2-99,9	0,3-58,4			
Wasser	Gew %	47,7-96,8		0,1-99,8	41,6-99,7	-		
Ca	g/kg TS	2,7-332,4	36,6-99,8	0,4-467,4	0,1-175,7			
K	g/kg TS	0,5-10,1	1,6-9,1	0,3-54,0	0,01-5,0	1,5-2,3		
Mg	g/kg TS	1,1-30,0	6,2-18,5	1-56	1,4-71,2			
N ges.	g/kg TS	7,1-56,2	30,3-94,5	3-385	0,09-19,8	-	20-80000	
NH ₄ -N	g/kg TS	0-21,7	5,3-41,3	0,08-252,3	0,007-4,6			
P	g/kg TS	1,9-78,9	19,2-34,1	0,9-105,6	0,05-47,3		30-90000	
As	mg/kg TS	0,4-15,6	1,3-14,4	0,1-54		4-5		
Cd	mg/kg TS	0,3-3,3	0,4-3,4	0,1-285	0-4,3	2-6	0,5-2	
Co	mg/kg TS	2,6-35,7	2,2-13,5	1-140		2-5		
Cr	mg/kg TS	5,8-236,3	25-130	5-97600	12-550	40-100	40-275	
Cu	mg/kg TS	51,5-622,9	170-540	12-4310	13-740	30-210	100-500	
Hg	mg/kg TS	0,3-2,6	1,0-48,0	0,01-460	0-17,2	0,2-3	0,3-2	
Mn	mg/kg TS	0,04-7100	80-620	42-2700		210-1000		
Mo	mg/kg TS	1,1-10,0	3-17,9	1-650				
Ni	mg/kg TS	5,1-133,0	14-94	2-1840	2-105	30-50	20-80	
Pb	mg/kg TS	11,4-582,8	40-290	5-19150	1-633	15-100	40-130	
Zn	mg/kg TS	86,7-1948,0	700-1700	18-14370	70-2360	420-1080	450-2000	
AOX	mg/kg TS	60-338	65-406			-		13-510

- (1) Daten der Kläranlagen-Betreiber: 85 Kläranlagen, Bereich zwischen Minimal- und Maximalwerte
- (2) SCHARF et al.(1995): Bereiche zwischen Minimal- und Maximalwerte
- (3) AICHBERGER (1991): über 1000 Klärschlammproben, Bereiche zwischen Minimal- und Maximalwerte
- (4) BUNDESAMT FÜR AGRARBIOLOGIE (2000): Proben aus 166 Kläranlagen, Bereiche zwischen Minimal- und Maximalwerte
- (5) BÖHMER et al. (2001): Bereiche
- (6) LESCHBER (2002): Bereiche
- (7) FÜRHACKER (2003): 164 Messungen, Bereiche zwischen Minimal- und Maximalwerte

Die in den beiden Tabellen angeführten Konzentrationen zeigen Daten aus den Jahren 1991 bis 2004. In Anbetracht dieser Zeitspanne kann eine Entwicklung der Größenordnungen der Konzentrationen der einzelnen Parameter untersucht werden. Die meisten Parameter zeigen eine uneinheitliche Entwicklung. Lediglich die Konzentrationen der Parameter Cadmium, Chrom, Molybdän, Blei und Zink weisen eine sinkende Tendenz auf. Bei Arsen hingegen gibt es einen Anstieg.

6.2.2 Klärschlammzusammensetzung in Abhängigkeit von der Größe der Kläranlagen

Untersucht wurde ferner, ob ein Zusammenhang zwischen der Größe einer Kläranlage und den Konzentrationen der sich im entsprechenden Klärschlamm befindlichen Inhaltsstoffen besteht. Dazu wurden als Zusatzinformation zu den einzelnen Klärschlammproben auch die jeweiligen Kläranlagen-Größen (ausgedrückt in EW60-Werte) ausgewertet.

Insgesamt fallen in Österreich auf kommunale Kläranlagen 13,7 Millionen Einwohnerwerte (EW) an. Etwa die Hälfte davon sind Einwohner (E), die andere Hälfte entstammen Industrie und Gewerbe (EWG). Der Einwohnerwert (EW) entspricht der Summe aus Einwohner (E) und Einwohnergleichwerten (EGW) ($EW = E + EGW$). Für die Berechnung des Einwohnerwertes (EW) wird die BSB₅-Fracht herangezogen und davon ausgegangen, dass ein EW einer Fracht von 60g je Tag entspricht (ZESSNER & AICHBERGER, 2003).

Um geeignete Vergleiche ziehen zu können, erfolgte eine Einteilung der Kläranlagen gemäß der EU-Abwasser-Richtlinie (Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser). Demnach werden Kläranlagen gemäß ihrem EW60-Wert folgendermaßen eingeteilt:

	<	2000	Kategorie (1)
2000	-	10000	Kategorie (2)
10001	-	15000	Kategorie (3)
15001	-	50000	Kategorie (4)
50001	-	150000	Kategorie (5)
	>	150000	Kategorie (6)

Innerhalb dieser Kategorien wurden jeweils Median-Werte für die wichtigsten Parameter der entsprechenden Klärschlämme ermittelt. In der nachfolgenden Tabelle 27 wurden diese Median-Werte einander gegenüber gestellt, um eine eventuell existierende Abhängigkeit ermitteln zu können.

Tabelle 27: Median-Werte der Klärschlamm-Parameter zusammengefasst nach EW60-Werte der entsprechenden Kläranlagen

Parameter	Einheit	< 2000	2000-10000	10001-15000	15001-50000	50001-150000	>150000
Trockensubstanz	Gew %	14,38	20,40	25,90	35,71	27,54	21,00
Wassergehalt	Gew %	85,62	79,60	65,40	63,98	72,60	71,25
pH-Wert		7,24	7,09	7,67	7,83	7,89	10,03
Ammonium-Stickstoff	g/kg TS	3,02	0,60	0,85	1,71	1,96	2,03
Nitrat-Stickstoff	g/kg TS	0,02	0,04	0,25	0,14	0,10	0,01
organ. Stickstoff	g/kg TS	-	-	5,35	14,77	12,66	-
Stickstoff ges.	g/kg TS	41,00	26,36	26,00	23,45	22,20	34,90
Kalzium	g/kg TS	14,21	16,22	144,71	111,54	64,18	246,71
Kalium	g/kg TS	3,40	2,89	2,58	2,44	3,10	2,07
Magnesium	g/kg TS	4,28	6,11	7,13	9,25	13,35	18,14
Phosphor	g/kg TS	31,61	26,50	23,53	31,08	35,71	68,49
Arsen	mg/kg TS	-	-	8,01	6,93	5,80	6,02
Blei	mg/kg TS	40,33	41,45	42,00	52,53	74,39	90,38
Cadmium	mg/kg TS	1,67	1,13	0,80	1,10	1,65	1,93
Chrom	mg/kg TS	52,08	39,38	37,60	44,30	47,02	52,78
Kobalt	mg/kg TS	29,76	14,88	4,97	7,31	6,16	7,81
Kupfer	mg/kg TS	306,26	225,78	196,92	180,00	208,15	211,79
Mangan	mg/kg TS	123,23	0,84	326,94	330,00	190,00	117,09
Molybdän	mg/kg TS	4,40	3,00	2,69	5,17	5,54	5,36
Nickel	mg/kg TS	55,65	37,91	23,75	28,36	24,91	28,03
Quecksilber	mg/kg TS	0,69	1,08	0,80	1,00	1,08	1,89
Zink	mg/kg TS	1.4763,78	768,70	716,27	876,67	797,13	837,47
AOX	mg/kg TS	-	157,63	191,00	118,33	143,00	-

6.2.2.1 pH-Wert, Trockensubstanz, Wassergehalt

Der Trockensubstanzgehalt in Abhängigkeit von der Kläranlagen-Größe zeigte ein Maximum bei mittleren Kläranlagen-Größen von 15.000-50.000 EW60. Komplementär dazu verhielt sich naturgemäß der Wassergehalt im Klärschlamm. Tendenziell ist der pH-Wert in größeren Kläranlagen höher als in kleineren.

6.2.2.2 Hauptbestandteile

Mit Ausnahme von sehr kleinen Kläranlagen, bei welchen hohe Werte an Ammonium-Stickstoff zu verzeichnen waren, nahm der Gehalt an Ammonium-Stickstoff bei größeren Kläranlagen tendenziell zu. Komplementär dazu verhielten sich die Gehalte an Nitratstickstoff. Damit zeigte sich, dass in größeren Kläranlagen der Klärschlamm tendenziell weniger oxidiert wird als dies in kleineren Anlagen der Fall ist. Demgegenüber nahm der Wert von Stickstoff (gesamt) zu größeren Kläranlagen ab, wobei er bei Kläranlagen über 150.000 EW60 wieder stark zunahm. Bei Kalzium und Kalium zeigte sich ein sehr inhomogenes Bild. Bezüglich der Magnesiumwerte war ein fast linearer Anstieg zu verzeichnen. Auch die Konzentrationen an Phosphor wurden in Klärschlämmen aus größeren Anlagen eher höher, was auf den Umstand zurückzuführen ist, dass es in größeren Anlagen eher zu Phosphat-Fällungen kommt als in kleineren.

6.2.2.3 Spurenelemente

Bei den Parametern Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Mangan, Molybdän, Nickel, Zink und AOX war in Abhängigkeit von der Kläranlagengröße ein sehr uneinheitliches Bild zu sehen. Lediglich bei den Parametern Blei und Quecksilber war ein Anstieg der Konzentrationen mit steigender Kläranlagengröße zu bemerken, während die Gehalte an Arsen eher fielen.

6.2.2.4 Zusammenfassende Bemerkungen zur Klärschlammzusammensetzung in Abhängigkeit von der Größe der Kläranlagen

Zusammenfassend ist festzustellen, dass keine signifikante Abhängigkeit der Gehalte an bestimmten Parametern ablesbar ist. Lediglich bei den Parametern Magnesium, Blei und Quecksilber ist grundsätzlich ein Anstieg der Konzentrationen mit steigender Größe der Kläranlage zu beobachten.

6.2.3 Klärschlammzusammensetzung in Abhängigkeit vom Einzugsgebiet

Um die Abhängigkeit der Klärschlammzusammensetzung vom Einzugsgebiet bewerten zu können, wurden Kläranlagen mit städtischem Einzugsgebiet, d.h. die Kläranlagen der 10 größten Städte Österreichs zu einer Gruppe zusammengefasst. Diese „Stadt-Klärschlämme“ wurden mit den Klärschlämmen aller restlichen Kläranlagen („Land-Klärschlämme“) verglichen.

In Tabelle 28 sind die beiden Klärschlammgruppen hinsichtlich ihrer Median-Werte gegenübergestellt sowie mit den Grenzwerten der Bundesländer für die landwirtschaftliche Verwertung verglichen.

Tabelle 28: Klärschlammzusammensetzung (Median-Werte) der Kläranlagen der 10 größten Städte

Parameter	Einheit	Land	Stadt	Grenzwerte der Bundesländer
pH-Wert		7,60	11,39	
Trockensubstanz	Gew %	31,66	30,04	
Wassergehalt	Gew %	65,83	66,61	
Ammonium-Stickstoff	g/kg TS	1,20	2,32	
Nitrat-Stickstoff	g/kg TS	0,13	0,01	
organ. Stickstoff	g/kg TS	10,55		
Stickstoff ges.	g/kg TS	23,05	29,58	
Kalzium	g/kg TS	73,86	168,74	
Kalium	g/kg TS	2,56	2,16	
Magnesium	g/kg TS	8,75	13,30	
Phosphor	g/kg TS	29,23	61,69	
Arsen	mg/kg TS	7,73	5,35	
Blei	mg/kg TS	48,00	96,44	150 - 500
Cadmium	mg/kg TS	1,08	1,92	2 - 10
Chrom	mg/kg TS	42,42	42,56	300 - 500
Kobalt	mg/kg TS	6,00	7,81	
Kupfer	mg/kg TS	176,07	218,67	400 - 500
Mangan	mg/kg TS	217,67	117,09	
Molybdän	mg/kg TS	3,34	5,36	
Nickel	mg/kg TS	25,60	33,81	80 - 100
Quecksilber	mg/kg TS	0,94	1,72	2 - 10
Zink	mg/kg TS	790,25	947,60	1600 - 2000
AOX	mg/kg TS	140,00	306,33	

Bei den Parametern Nitrat-Stickstoff, Mangan und Arsen lagen die Median-Werte der „Stadt“-Klärschlämme deutlich niedriger als jene der Land-Klärschlämme.

Die Median-Werte von Trockensubstanz, Wassergehalt, Kalium sowie Chrom und Zink waren in beiden Kategorien im selben Bereich (+/-20 %).

Dem gegenüber lag der Großteil der Median-Werte der „Stadt“-Parameter höher als die entsprechenden „Land“-Median-Werte. Dabei wiesen AOX, Kalzium, Phosphor und Blei mehr als doppelt so hohe Werte auf.

Dennoch lagen auch die Median-Werte der „Stadt“-Parameter noch immer deutlich unterhalb der Grenzwerte der einzelnen Bundesländer für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm.

6.2.4 Vergleich der Schwermetallkonzentrationen mit den Grenzwerten für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm

Weiters wurde abgeschätzt, wie die Klärschlammqualität von österreichischen kommunalen Kläranlagen vor allem im Hinblick auf etwaige Grenzwerte für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm zu werten ist. Zu diesem Zweck wurden die Median-Werte bzw. 90-Perzentile der Parameter mit entsprechenden Grenzwerten

- der Bundesländer bzw.
 - der EU-Klärschlammrichtlinie bzw.
 - des aktuellen Entwurfs der neuen EU-Klärschlammrichtlinie
- für die landwirtschaftliche Nutzung von Klärschlamm verglichen.

In Tabelle 29 sind die sich aus diesen Zielvorstellungen ergebenden Grenz- und Richtwerte der für die landwirtschaftliche Verwertung zugelassenen Klärschlämme aus den verschiedenen Länderregelungen in Österreich angeführt. Weiters sind zum Vergleich die Grenzwerte der Klärschlammrichtlinie 86/278 vom 12. Juli 1986 sowie die derzeit vorgesehenen Ziel-Grenzwerte dieses EU-Richtlinienentwurfs (3. Entwurf vom 27.04.2000) angegeben (MOSER, 2003). Dem gegenübergestellt wurden Messwerte aus den Klärschlämmen der vorliegenden Studie in Form von Medianwerten und 90-Perzentilen.

Tabelle 29: Schwermetallkonzentrationen (Median und 90-Perzentil) der Anlagenbetreiber im Vergleich mit Grenzwerten für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm

	Median	90-Perzentil	Grenzwerte für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm				
			Grenzwerte der Bundesländer	EU-RL-86/278	Vorgesehene Grenzwerte EU		
mg/kg TS					dzt.	ab 2015	ab 2025
Zn	809,52	1279,80	1600 - 2000	2500 - 4000	2500	2000	1500
Cu	197,10	367,94	400 - 500	1000 - 1750	1000	800	600
Cr	43,40	96,99	300 - 500	-	1000	800	600
Pb	53,82	156,59	150 - 500	750 - 1200	750	500	200
Ni	27,69	55,71	80 - 100	300 - 400	300	200	100
Cd	1,19	2,10	2 - 10	20 - 40	10	5	2
Hg	1,00	1,79	2 - 10	16 - 25	10	5	2

Die Tabelle zeigt, dass die heute tatsächlich im Klärschlamm enthaltenen Schwermetallkonzentrationen deutlich unter den gesetzlich zulässigen Konzentrationen für die landwirtschaftliche Verwertung gemäß den Länderbestimmungen liegen und auch die langfristig vorgesehenen Werte der EU-Richtlinie bereits heute vom 90-Perzentil unterschritten werden. Lediglich das Cadmium 90-Perzentil von 2,10 mg/kg TS liegt leicht über dem für 2025 veranschlagten Wert von 2,0 mg/kg TS. Cadmium und auch Quecksilber stellen ausschließlich toxische Elemente dar. Beide Elemente und ihre Verbindungen sind schon in geringen Mengen für Mensch, Tier und Pflanze stark schädigend. Durch seine höhere Mobilität im Boden ist Cadmium allerdings etwas gefährlicher eingestuft (SCHARF et al., 1997). Wenn auch (wie in Absatz 6.2.1.5 erwähnt) bei den Cadmium-Konzentrationen ein Trend zu niedrigeren Werten zu

beobachtet ist, so muss doch einer weiteren Reduktion des Cadmiums im Abwasser Aufmerksamkeit gewidmet werden.

Von Cadmium abgesehen ergaben sich, gemessen an den Grenzwerten bzw. den gewählten Zielwerten, sehr niedrige Konzentrationen an anorganischen Spurenelementen in den untersuchten Klärschlämmen, so dass von einem zufrieden stellenden Durchschnitt der Klärschlammqualität in Österreich – repräsentiert durch die Untersuchungen - gesprochen werden kann.

7 ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Aufkommen und Behandlung von kommunalem Klärschlamm 2001 in Österreich (Quelle: BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT, 2002).....	9
Abbildung 2: Phosphor-Rückgewinnung nach dem Seaborne-Verfahren.....	17
Abbildung 3: Kalogeo Anlagenkonzept (Quelle: Tecon Engineering GmbH).....	22
Abbildung 4: Kalogeo Verfahren (Quelle: Tecon Engineering GmbH).....	23
Abbildung 5: Abgasreinigung (Quelle: Tecon Engineering GmbH).....	24
Abbildung 6: Erste Kalogeo Anlage in Österreich auf dem Gelände der Kläranlage Bad Vöslau/NÖ (Quelle: Tecon Engineering GmbH).....	25
Abbildung 7: Schematische Darstellung einer Biomasse-KWK mit ORC-Prozess.....	26
Abbildung 8: Kalogeo Massenströme der Anlage des Abwasserverbandes Bad Vöslau (100.000 EGW) (Quelle: Tecon Engineering GmbH).....	26
Abbildung 9: Klärschlammverwertungsanlage EcoDry; (Quelle: Andritz AG).....	28
Abbildung 10: Ablaufschema des EcoDry-Verfahrens; (Quelle: Andritz AG).....	29
Abbildung 11: Zyklonofen des EcoDry-Verfahrens; (Quelle: Andritz AG).....	31
Abbildung 12: Einsatzbereich in Abhängigkeit von Heizwert und Durchsatz; (Quelle: Andritz AG).....	33
Abbildung 13: Ablauf einer Ultrahochtemperatur-Entgasung; (Quelle: Pyromex AG).....	36
Abbildung 14: Frontansicht einer Hochtemperatur-Entgasungsanlage; (Quelle: Pyromex AG).....	36
Abbildung 15: Fließschema einer Ultrahochtemperatur-Entgasung; (Quelle: Pyromex AG).....	37
Abbildung 16: Anlage (Compact-Trocknungsanlage) zur Trocknung von Klärschlamm; (Quelle: Pyromex AG).....	38
Abbildung 17: Biofilter; (Quelle: Pyromex AG).....	38
Abbildung 18: Reaktor mit Induktionsspirale; (Quelle: Pyromex AG).....	39
Abbildung 19: 3D-Ansicht eines Hochtemperaturreaktors; (Quelle: Pyromex AG).....	39
Abbildung 20: Rohschlamm vor und mineralisches Granulat nach der Entgasung; (Quelle: Pyromex AG).....	40
Abbildung 21: Gaswäscher einer Hochtemperatur-Entgasungsanlage; (Quelle: Pyromex AG).....	41
Abbildung 22: Verfahrensfliessbild mit Energiebilanz; (Quelle: UC Prozesstechnik GmbH).....	44
Abbildung 23: Grundfließbild mit Massenbilanz; (Quelle: UC Prozesstechnik GmbH).....	47
Abbildung 24: Schema der Pyrobustor-Anlage für dezentrale Klärschlamm Entsorgung; (Quelle: Eisenmann).....	50

8 TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Übersichtung über die aktuellen Konzepte der Verbrennung von kommunalem Klärschlamm in dezentralen kleinen Verbrennungsanlagen	2
Tabelle 2: Klärschlammzusammensetzung; Klärschlammdaten der Anlagenbetreiber; pH-Wert, Trockensubstanz und Wassergehalt	3
Tabelle 3: Klärschlammzusammensetzung; Klärschlammdaten der Anlagenbetreiber; Hauptbestandteile	4
Tabelle 4: Klärschlammzusammensetzung; Klärschlammdaten der Anlagenbetreiber; anorganische Spurenelemente und AOX.....	4
Tabelle 5: eingesetzte Klärschlammmenge im Bezug zur Einwohnerzahl.....	21
Tabelle 6: Solare Trocknung (Quelle: Tecon Engineering GmbH).....	27
Tabelle 7: Thermische Verwertung (Quelle: Tecon Engineering GmbH).....	27
Tabelle 8: Wärmeauskopplungsvarianten nach Andritz AG.....	30
Tabelle 9: Emissionswerte des Abgases aus dem EcoDry-Verfahren nach THOMÉ-KOZMIENSKY (1998)	34
Tabelle 10: Baugrößen und optimale Einsatzbereiche von EcoDry-Anlagen nach THOMÉ-KOZMIENSKY (1998)	35
Tabelle 11: Möglichkeiten der Stromproduktion; (Quelle: Pyromex AG).....	41
Tabelle 12: Ergebnisse einer Abgasmessung in einer Anlage; (Quelle: Pyromex AG).....	42
Tabelle 13: Input-/Outputströme; (Quelle: UC Prozesstechnik GmbH).....	46
Tabelle 14: Energiebilanz der Anlage; (Quelle: UC Prozesstechnik GmbH).....	48
Tabelle 15: Schadstoffanteile im Pyrolysegas nach der Reinigung; (Quelle: UC Prozesstechnik GmbH)	49
Tabelle 16: Schalldruckpegel bestimmter Teile der Behandlungsanlage; (Quelle: UC Prozesstechnik GmbH)	49
Tabelle 17: Zusammenfassung der Kosten der aktuellen Konzepte, bezogen auf die Trockensubstanz in €/t, in Klammer sind die jeweiligen Trockensubstanzgehalte angeführt.....	51
Tabelle 18: Zulässige Grenzwerte (Richtlinien) für Schadstoffe im Klärschlamm und Boden – (UMWELTBUNDESAMT, 2004).....	56
Tabelle 19: Kostenrechnung für eine Superkritische Nassoxidanlage für 10 t TS/Tag (€) (KROIB, 2003)	61
Tabelle 20: Kosten der Klärschlammbehandlung und -entsorgung mit unterschiedlichen Behandlungsverfahren in €/t bezogen auf TS.....	63
Tabelle 21: Klärschlammzusammensetzung; Klärschlammdaten der Anlagenbetreiber; pH-Wert, Trockensubstanz und Wassergehalt	66
Tabelle 22: Klärschlammzusammensetzung; Klärschlammdaten der Anlagenbetreiber; Hauptbestandteile	66
Tabelle 23: Klärschlammzusammensetzung; Klärschlammdaten der Anlagenbetreiber; anorganische Spurenelemente	68

Tabelle 24: Klärschlammzusammensetzung; Klärschlamm Daten der Anlagenbetreiber; organische Spurenelemente	70
Tabelle 25: Klärschlammzusammensetzung in Österreich, Vergleich der Median-Werte der Klärschlamm Daten der Anlagenbetreiber mit Literaturangaben, Parameter und Einheiten durch Umweltbundesamt normiert	71
Tabelle 26: Klärschlammzusammensetzung in Österreich, Vergleich der Bereiche aus Minimal- und Maximalwerten der Klärschlamm Daten der Anlagenbetreiber mit Literaturangaben, Parameter und Einheiten durch Umweltbundesamt normiert	73
Tabelle 27: Median-Werte der Klärschlamm-Parameter zusammengefasst nach EW60-Werte der entsprechenden Kläranlagen	75
Tabelle 28: Klärschlammzusammensetzung (Median-Werte) der Kläranlagen der 10 größten Städte	77
Tabelle 29: Schwermetallkonzentrationen (Median und 90-Perzentil) der Anlagenbetreiber im Vergleich mit Grenzwerten für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm	78

9 LITERATURVERZEICHNIS

Abfallwirtschaftsgesetz 2002 (AWG 2002, BGBl. I Nr. 102/2002): Bundesgesetz, mit dem ein Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft erlassen und das Kraftfahrzeuggesetz 1967 und das Immissionsschutzgesetz – Luft geändert werden.

A-FHZ ABSOLVENTEN FACHHOCHSCHULE ZENTRALSCHWEIZ (2004): http://www.a-fhz.ch/alumni/Alumni_1.00.pdf.

AICHBERGER K. (1991): Situation of sewage sludge in Austria – Use in agriculture, national guidelines and laws, future aspects (A general view). In: L'HERMITE, P. (Hrsg.): Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes. Elsevier Applied Science, London und New York.

AMLINGER, F. & WEISSENSTEINER, CH. (2000): Abschätzung der Verteilung von Schadstoffen in der Umwelt in Österreich bei verschiedenen Verwertungsmengen an organischen Materialien. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (2004): Klärschlammqualität. www.ooe.gv.at/umwelt/wasser/klaersch/kl_sl_ql.htm.

AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG (2000): Steiermärkisches Klärschlammverwertungs- und Entsorgungskonzept, Graz.

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT; GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2004): Thermische Behandlung/Verwertung. <http://www.stmugv.bayern.de/de/abfall/klaer5.htm>.

BIOS BIOENERGIESYSTEME GmbH (2004): ORC-Prozess. <http://bios-bioenergy.at/bios01/biomass/de/orc.html>.

BÖHMER, S.; RUMPLMAYR, A.; RAPP, K. & BAUMGARTNER, A. (2001): Mitverbrennung von Klärschlamm in kalorischen Kraftwerken. UBA-BE-194, Umweltbundesamt GmbH, Wien

BÖHMER, S.; SCHINDLER, I.; SZEDNYJ, I. & WINTER, B. (2003): Stand der Technik bei kalorischen Kraftwerken und Referenzanlagen in Österreich. Monographie Band 162 (M-162). Umweltbundesamt GmbH, Wien.

BRUNNER A. (2001): Salzburger Klärschlamm-Konzept 2001. Hausdruckerei Amt der Salzburger Landesregierung, Salzburg.

BRUNNER, P.H. (1991): Entscheidungshilfen zur Frage „Deponieren oder Verbrennen von Klärschlamm“ Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien.

BRUNNER, P.H. (2004): Thermische Klärschlamm Entsorgung - ein abfallwirtschaftliches Erfordernis? Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien. www.abfallwirtschaft.steiermark.at

BUER, T., MONTAG, D., SEYFRIED, A. (2004): Gewinnung von Phosphat und anderen Nährstoffen aus Klärschlamm: Techniken und Wirtschaftlichkeit. http://www.isa.rwth-aachen.de/docs/wiss_Anh_KTBL_Buer.pdf

BUNDESAMT FÜR AGRARBIOLOGIE (2000): Jahresbericht 2000.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT UND BUNDESMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT UND ARBEIT (2002): Abfallverbrennung – Sammelverordnung (BGBl. II Nr. 389/2002).

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2002): Gewässerschutzbericht 2002. Wien.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT (1996): Verordnung über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung, BGBl. 164/1996).

CORNEL, P. (2002): Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm und Klärschlammaschen. <http://hikwww1.fzk.de/itc-wgt/0/hauszeitung03-2002/wasser9.pdf>.

DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V. (2003): http://www.atv.de/fachth/arbeitsberichte/2003/abf-klaer-03-06_805-814.pdf.

ERMEL, G. (2002): Klärschlammverbrennung in kleinen Anlagen. In: KROISS, H. (Hrsg.): Wiener Mitteilungen: Wasser – Abwasser – Gewässer. Band 177a, Klärschlamm. Möglichkeiten und Verfahren zu Verwertung / Entsorgung ab 2004. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien.

FAULSTICH, M. (1996): Fachtagung im Auftrag des Bayrischen Staatsministeriums für Landesentwicklung. Perspektiven der Klärschlammentsorgung. Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft Technische Universität München, Berichtsheft Nr. 126. Hieronymus Buchreproduktions-GmbH, München.

FÜRHACKER, M. (2003): Organische Schadstoffe im Klärschlamm. In: KROISS, H. (Hrsg.): Wiener Mitteilungen: Wasser – Abwasser – Gewässer. Band 184, Klärschlamm 2003. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien.

HAIDER, R. & HUSZ, G (2003): Alternative Stoffliche Verwertung von Klärschlamm. In: KROISS, H. (Hrsg.): Wiener Mitteilungen: Wasser – Abwasser – Gewässer. Band 184, Klärschlamm 2003. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien.

HANNIG, M. (2001): Dezentrale Verbrennung von Klärschlamm mit Drehrohrtechnik. In: Entsorgung-Magazin 10-2001.

HUNZIKER, P. (2003): Organisation und Logistik für die Klärschlammentsorgung - Erfahrungen aus der Schweiz. In: KROISS, H. (Hrsg.): Wiener Mitteilungen: Wasser – Abwasser – Gewässer. Band 184, Klärschlamm 2003. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien.

INFONET-UMWELT SCHLESWIG-HOLSTEIN, (2004): <http://www.umwelt.schleswig-holstein.de>.

KROISS, H. (2003): Neue internationale Entwicklungen auf dem Gebiet Klärschlamm. In: KROISS, H. (Hrsg.): Wiener Mitteilungen: Wasser – Abwasser – Gewässer. Band 184, Klärschlamm 2003. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien.

LAND SALZBURG (2002): Landesgesetzblatt, 27. Stück – 85. Verordnung der Salzburger Landesregierung zum Schutz des Bodens bei der Verwendung von Klärschlamm und klärschlammhaltigen Materialien (Klärschlamm-Bodenschutzverordnung), StF: 85/2002, Salzburg.

LAND VORARLBERG (2002): Verordnung der Landesregierung über die Ausbringung von Klärschlamm (Klärschlammverordnung), LGBl. Nr. 75/1997, 27/2002, Bregenz.

LAND WIEN (2000): Landesgesetzblatt für Wien - 8. Gesetz: Verbot der Ausbringung von Klärschlamm, Wien.

LESCHBER, R. (2002): Die Zukunft der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung aus europäischer Sicht. In: KROISS, H. (Hrsg.): Wiener Mitteilungen: Wasser – Abwasser – Gewässer. Band 177a, Klärschlamm. Möglichkeiten und Verfahren zu Verwertung / Entsorgung ab 2004. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien.

MOSER, D. (2003): Aktuelle Entwicklungen der rechtlichen Rahmenbedingungen für die Klärschlammverwertung und –entsorgung in Österreich und der EU. In: KROISS, H. (Hrsg.):

Wiener Mitteilungen: Wasser – Abwasser – Gewässer. Band 184, Klärschlamm 2003. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien.

MÜLLER H. (2004): Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft. Müller Abfallprojekte GmbH, Weibersdorf. [taten.municipia.at/alle/o_Name/f0001351.html](http://www.municipia.at/alle/o_Name/f0001351.html).

ÖWWV (1984): Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen - Empfehlungen für Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen. Regelblatt 17, Selbstverlag des Österreichischen Wasserwirtschaftsverbandes, Wien.

PONNDORF MASCHINENFABRIK GMBH (2004): <http://www.ponndorf-gmbh.de/german/produkte/scheibentrockner.htm>.

RESCH, R., PÖTSCH, E. M. & PUNDTNER E. (2004): Biogasanlagen in Österreich – ein aktueller Überblick, Irtding. www.bal.bmf.gv.at/publikationen/experten2004/resch.pdf

RIES, T.: Kommunalen Klärschlamm – Wohin damit? Vortrag: Aktuelle Verfahren zur Klärschlammbehandlung und –entsorgung. Forschungszentrum Karlsruhe, Fortbildungszentrum für Technik und Umwelt, www.aew-betrieb.de

SCHARF, S.; LORBEER, G.; HANUS, A. & PICHLER, W. (1995): Analytische Untersuchung von Klärschlamm. UBA-BE-046, Bundesministerium für Umwelt, Wien.

SCHARF, S.; SCHNEIDER, M. & ZEHTNER, G. (1997): Zur Situation der Verwertung und Entsorgung des kommunalen Klärschlammes in Österreich. Monographien Band 095 (M-095). Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.

SEABORNE EPM AG (2004): Technologie. http://www.seaborne-erl.de/1_technologie/technologie.html

STADLBAUER, E.A.; BOJANOWSKI, S.; FRANK, A.; SCHILLING, G.; LAUSMANN, R. & GRIMMEL, W. (2003): KA – Abwasser, Abfall 2003 (50) Nr. 12: Untersuchungen zur thermokatalytischen Umwandlung von Klärschlamm und Tiermehl. Universitäts-Buchdruckerei, Bonn.

STELA TROCKNUNGSTECHNIK (2004): Trommeltrockner. <http://www.stela.de/Trommeltrockner/trommeltrockner.htm>.

THERMISCHE TROCKNUNG (2004): Trockner – Bauarten. http://www.drying.de/trocknung_3.htm.

THOMÉ-KOZMIENSKY, K.J. (1998): Klärschlamm Entsorgung. TK Verlag Thomé-Kozmiensky, Neuruppin.

UMWELTBUNDESAMT (2004): Umweltsituation in Österreich - Siebenter Umweltkontrollbericht. Umweltbundesamt. Wien.

VAN NIEUWENHOVEN, M. (2001): Klärschlamm Entsorgung in den Niederlanden. In: VDI-BW Seminar „Prioritäre Abfallströme“ Klärschlamm / Holz / Ersatzbrennstoffe / Tiermehl – 15. – 16. Februar 2001, Neuss.

VERBUNDGESELLSCHAFT (2000): Umweltbericht.

WIZGALL R. (2004): Strategie zur Klärschlamm Entsorgung kommunaler Kläranlagen in Baden-Württemberg. Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg. http://www.kursnet.de/downloads/fohlen_kamingespraechewizgall_uvm.pdf

ZESSNER, M. & AICHBERGER, K. (2003): Wertstoffe und Schwermetalle im Klärschlamm. In: KROISS, H. (Hrsg.): Wiener Mitteilungen: Wasser – Abwasser – Gewässer. Band 184, Klärschlamm 2003. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien.

ZESSNER, M. (2002): Klärschlammverwertung und Entsorgung. In: KROISS, H. (Hrsg.): Wiener Mitteilungen: Wasser – Abwasser – Gewässer. Band 177b, Klärschlamm. Schlamm-

behandlung und Entsorgung. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Publikationen des Umweltbundesamtes, Wien](#)

Jahr/Year: 2004

Band/Volume: [BE-260](#)

Autor(en)/Author(s): Kügler Ingo, Öhlinger Andreas, Walter Birgit

Artikel/Article: [Dezentrale Klärschlammverbrennung. 1-86](#)