

ZUR SITUATION DER VERWERTUNG UND ENTSORGUNG DES KOMMUNALEN KLÄRSCHLAMMES IN ÖSTERREICH

Sigrid Scharf, Manfred Schneider, Gerhard Zethner

MONOGRAPHIEN

Band 095

M-095

Wien, 1997

Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie



Projektleitung

Sigrid Scharf

Autoren

Sigrid Scharf

Manfred Schneider

Gerhard Zethner

unter Mitarbeit von Johannes Grath und Doris Lassnig

Übersetzung

Ulrike Stärk

Satz und Tabellennachbearbeitung

Elisabeth Lössl

Layout

Maria Eichhorn

Evelyn Neuhold

Susanne Schmid

Titelphoto

Eine regionale Kläranlage in Österreich (Bernhard Gröger)

Alle analytischen Untersuchungen mit Ausnahme der Bestimmungen von Cäsium 137 und der Untersuchung der hygienischen Beschaffenheit wurden im Labor des Umweltbundesamtes durchgeführt.

Mit der Bestimmung von Cäsium 137 und der Beurteilung der hygienischen Beschaffenheit wurden das Forschungszentrum Seibersdorf beauftragt.

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt (Federal Environment Agency)
Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien (Vienna), Austria

Druck: Riegelnik, 1080 Wien

© Umweltbundesamt, Wien, 1997
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-404-5

ZUSAMMENFASSUNG

In Österreich wurden in den vergangenen Jahrzehnten kommunale Abwässer verstärkt erfaßt und einer Reinigung zugeführt. Mit der Novelle zum Wasserrechtsgesetz im Jahr 1990 wurde für den Abwasserbereich das Vorsorgeprinzip, nämlich die Forderung, die Abwasser-Vermeidung und -reinigung nach dem Stand der Technik vorzunehmen, gesetzlich verankert. Derzeit sind ca. 76 % der Bevölkerung an die öffentliche Kanalisation angeschlossen. Die restlichen häuslichen Abwässer werden zum überwiegenden Teil über Hauskläranlagen und Senkgruben erfaßt. Mit der Erhöhung des Anschlußgrades an Kanalisation und Abwasserreinigungsanlagen ist der Anteil der Senkgruben und Hauskläranlagen naturgemäß stark zurückgegangen. 1995 waren 1.230 kommunale Abwasserreinigungsanlagen in Betrieb, davon 1.168 mit einer biologischen Reinigungsstufe.

Kommunales Abwasser, ein Gemenge aus häuslichem und gewerblichem Abwasser sowie Niederschlagswasser, ist eine Ansammlung von vielerlei anthropogenen Abfällen und Schadstoffen. Die im Abwasser enthaltenen organischen Stoffe unterliegen in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung physikalisch-chemischen Verteilungsprozessen und biochemischen Abbauvorgängen. Leichtflüchtige Verbindungen gasen aus, viele organische Stoffe werden vollständig abgebaut, während ein kleinerer Teil mit dem Kläranlagenablauf in die Gewässer eingetragen und ein weiterer Teil der organischen Substanzen im Klärschlamm zurückgehalten werden.

Der Ausbau der Abwasserreinigung führte nicht nur zu einer deutlichen Verbesserung der Wasser- und Gewässergüte der Flüsse und Seen in Österreich, sondern auch proportional dazu zu einer steigenden Menge an Klärschlamm.

In Österreich fielen im Jahr 1991 ca. 3,4 Mio. m³ Klärschlamm mit einer mittleren Trockenmasse (Trockensubstanz, TS) von 5 % aus der Behandlung kommunaler Abwässer an. Dies entspricht ca. 170.000 t TS Klärschlamm, 1995 waren es bereits 186.036 t TS. Der Schlammanfall aus kommunalen Anlagen wird sich mittelfristig durch die vermehrte Erfassung der Abwässer nach Abschluß der Planungs- und Bauvorhaben an Kanalnetzen und Kläranlagen, sowie durch die flächendeckende Einführung der Phosphatfällung auf eine Trockenmasse von geschätzten 260.000 t erhöhen.

Klärschlamm ist Abfall und unterliegt daher den Bestimmungen des Abfallwirtschaftsgesetzes (AWG), welches seit 1. Juli 1990 in Kraft ist. Im AWG werden eine qualitative und quantitative Abfallvermeidung, eine ressourcenschonende Abfallverwertung und eine ordnungsgemäße Entsorgung der nicht verwertbaren Abfälle vorgeschrieben.

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

Der Nährstoffgehalt des Klärschlammes ist mit Ausnahme von Kali mit den anderer organischer Dünger (Gülle, Kompost) vergleichbar. Ein Vergleich zeigt, daß der gesamte anfallende kommunale Klärschlamm hinsichtlich der Nährstoffe Stickstoff, Phosphat und Kali ca. fünf Prozent der derzeit eingesetzten Mineraldüngeremenge ersetzen könnte (Stand 1994). Dies aber auch nur dann, wenn der Schadstoffgehalt des kommunalen Klärschlammes so niedrig wäre, daß der gesamte kommunale Klärschlamm in Österreich landwirtschaftlich verwertbar wäre.

Die Behandlung von kommunalem Klärschlamm ist regional sehr unterschiedlich. 1995 wurden in Österreich 13 % im Landschaftsbau oder nach Kompostierung zur Rekultivierung bzw. für Deponieabdeckungen verwendet, rund 22 % des kommunalen Klärschlammes wurden landwirtschaftlich verwertet. (Während im Burgenland und in Vorarlberg rund 70 % Prozent des anfallenden Klärschlammes landwirtschaftlich verwertet wurden, war in Tirol und in

Kärnten dieser Anteil eher gering.) Etwa 31 % des österreichischen Klärschlammes aus kommunalen Kläranlagen wurden 1995 - meist in entwässerter Form - vor allem in Kärnten, Salzburg, Niederösterreich und in der Steiermark deponiert. Klärschlamm aus den beiden Wiener Großkläranlagen wurde verbrannt. In Kärnten wurde kommunaler Klärschlamm teilweise in Industrieanlagen thermisch behandelt. Auch in Niederösterreich wurden 0,4 % des kommunalen Klärschlammes 1995 verbrannt. Insgesamt wurden daher ca. ein Drittel des in Österreich anfallenden kommunalen Klärschlammes thermisch behandelt.

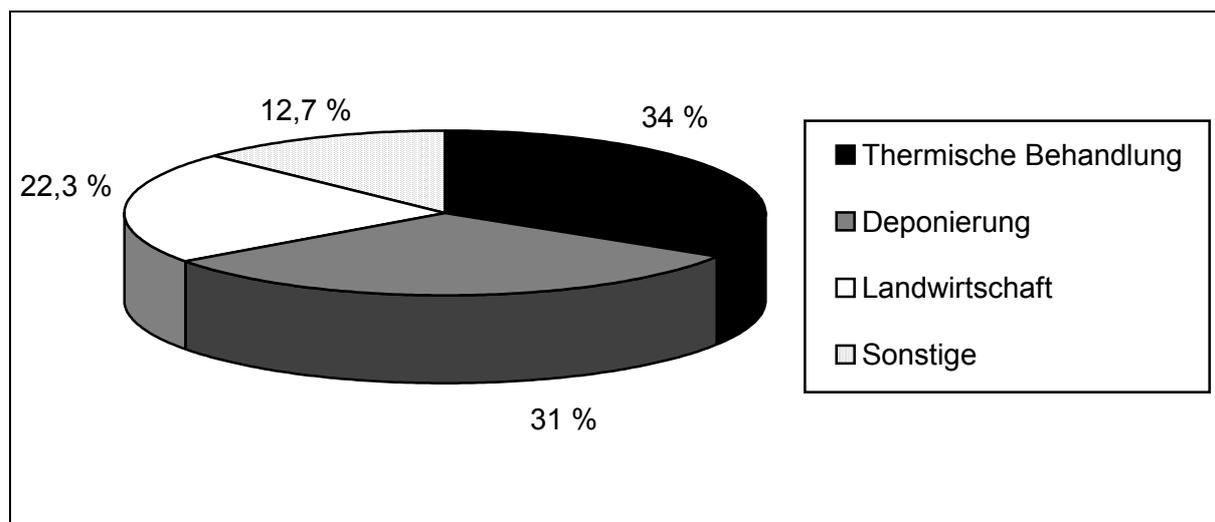


Abb. 1: Kommunalen Klärschlammfall, dessen Verwertung und Entsorgung in Österreich, Stand 1995 (Angaben in %); BMLF, 1996.

Die rechtlichen Bestimmungen zur landwirtschaftlichen Verwertung von kommunalem Klärschlamm in Österreich sind unterschiedlich. In Kärnten und Wien gibt es diesbezüglich keine Regelungen, die anderen Bundesländer haben in Landesverordnungen bzw. Richtlinien Vorschriften für den Klärschlamm. Während alle existierenden Regelungen Grenz- bzw. Richtwerte für eine Reihe von Schwermetallen beinhalten, sind Niederösterreich und Oberösterreich die einzigen Bundesländer, die für die organischen Parameter Adsorbierbare Organische Halogene (AOX), Polychlorierte Biphenyle (PCB), Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine (PCDD) und Polychlorierte Dibenzofurane (PCDF) Grenzwerte anführen. So wie in den meisten anderen europäischen Staaten auch, sind andere organische Substanzen im Klärschlamm nicht begrenzt. Die anfallende Klärschlammrockensubstanz besteht zu ca. 50 % aus organischen Substanzen. Das Wissen über das Vorkommen von toxischen Stoffen im Klärschlamm ist für dessen Nutzung von großer Relevanz. Daher wäre eine einheitliche Regelung bezüglich der erlaubten Gehalte bestimmter organischer Schadstoffe im Klärschlamm z. B. als bundesweite Klärschlammverordnung wichtig.

Für die Erarbeitung von Grundlagen für eine Aussage, welche Wege der Verwertung oder Entsorgung von Klärschlamm in Zukunft angewendet werden sollten, muß vorerst dessen Qualität bekannt sein.

In der vorliegenden Studie sind Klärschlammanalysen des Umweltbundesamtes publiziert. Faulschlammproben von siebzehn kommunalen Kläranlagen wurden auf über hundert anorganische, organische und biologische Parameter untersucht, um einen Überblick über die Qualität des kommunalen Klärschlammes zu erhalten.

Als Auswahlkriterien für die untersuchten Stoffe wurden existierende Grenzwerte, physikalisch-chemische Daten der Stoffe und dadurch bedingt deren mögliche Eliminationswege in der Kläranlage, sowie Literaturdaten über Stoffkonzentrationen im Klärschlamm herangezogen.

Alle untersuchten Klärschlammproben wurden im Winter 1994/1995 genommen, stammen (bis auf eine Ausnahme) von kommunalen Kläranlagen mit Faultürmen, die mindestens eine Plangröße von ≥ 30.000 Einwohnergleichwerten aufweisen, und sind nicht chemisch stabilisiert.

Die chemischen Analysen erfolgten - soweit möglich - nach Normvorschriften. Für jene Parameter, für die keine Normvorschriften vorliegen, wurden teilweise erstmalig Untersuchungsmethoden durch das Umweltbundesamt für dieses Medium adaptiert. Das Umweltbundesamt hat bereits im Jahre 1996 die angewandten Untersuchungsmethoden sowie die detaillierten Analyseergebnisse aller untersuchten Substanzen für die 17 Kläranlagen veröffentlicht (UBA-BE-046: „Analytische Untersuchung von Klärschlamm“; UBA-BE-047: „Methoden zur Untersuchung von Klärschlamm“).

Im Zuge des Projektes wurden Fragebogen ausgesandt, um Informationen über die spezifischen Daten der untersuchten Kläranlagen und deren Einleiterstrukturen zu erhalten.

Radioaktivitätsmessungen

Die Gehalte an Cäsium 137 in den untersuchten Klärschlammproben lagen zwischen 66 und 7.059 Becquerel/kg TS. Die genaue Ursache der teilweise hohen Gehalte ist nicht bekannt.

Metalle

Die Faulschlammproben wurden auf die Gehalte an Aluminium, Arsen, Bor, Blei, Cadmium, Eisen, Kalium, Kalzium, Kobalt, Kupfer, Magnesium, Mangan, Molybdän, Natrium, Nickel, Phosphor, Quecksilber, Selen, Thallium, Vanadium, Zink und Zinn untersucht.

Die Schwermetallgehalte lagen mit zwei Ausnahmen unter den existierenden Grenz- bzw. Richtwerten für die landwirtschaftliche Verwertung. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurde bei einer Anlage ein Kupfergehalt von 540 mg/kg TS ermittelt, der damit über dem höchstzulässigen Grenzwert von 500 mg/kg TS lag. Die Analysen auf Quecksilber ergaben bei einer Probe einen Wert von 48 mg/kg TS und damit eine fast fünffache Überschreitung des Grenz- bzw. Richtwertes. Die Ursachen für diese beiden Überschreitungen konnten auf Basis der zur Verfügung stehenden Informationen über Einleiter nicht identifiziert werden.

Organische Stoffe

Polychlorierte Biphenyle (PCB) und Dioxine waren nur in geringen Gehalten nachweisbar. Diese Ergebnisse stimmen mit ausländischen Daten überein. Die existierenden Grenzwerte wurden für diese beiden Substanzgruppen und auch für AOX wesentlich unterschritten.

Die mengenmäßig wichtigsten organischen Stoffgruppen, welche bei den Untersuchungen nachgewiesen werden konnten, sind anionische und nichtionische Tenside, beides Inhaltsstoffe von Wasch- und Reinigungsmitteln, sowie Kohlenwasserstoffe.

Zur Bestimmung der Kohlenwasserstoffe wird ein Summenparameter herangezogen, eine Unterscheidung zwischen biogenen und mineralölbürtigen Kohlenwasserstoffen ist mit dieser Methode nicht möglich. Die nachgewiesenen Kohlenwasserstoffe stammen insbesondere aus dem Haushalt (unverdaute Nahrungsreste, Lipide der Fäzes, kosmetische Produkte, und anderes) und von Mineralöl- bzw. Kraftstoffresten. Da die Anwendungsgebiete dieser Substanzen sehr breit sind, wurden sie im Klärschlamm teilweise sogar im Prozentbereich nachgewiesen. Es sollte sichergestellt sein, daß ein mit Kohlenwasserstoffen hoch belasteter Klärschlamm von einer landwirtschaftlichen Verwertung ausgeschlossen wird.

Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS), teilweise im Prozentbereich im Klärschlamm nachgewiesen, sind die wichtigsten Vertreter der anionischen Tenside. Tenside sind in allen von Haushalt, Gewerbe und Industrie eingesetzten Wasch- und Reinigungsmitteln als Hauptwirkstoffe enthalten. Allein aus dem unmittelbaren Lebensbereich des Menschen stammen große Mengen an Tensiden (Körperpflege- und Reinigungsmittel). LAS sind die in den höchsten Konzentrationen - auch in unserer Studie - gefundenen Chemikalien und nach heutigem Wissen die am höchsten konzentrierten xenobiotischen (nicht biologischen Ursprungs) organischen Substanzen im Klärschlamm. Aus toxikologischer Sicht scheint den LAS nur eine akute Bedeutung zuzukommen, doch sind bei dieser Stoffgruppe, bei der in absehbarer Zeit keine deutliche Verminderung in den Klärschlämmen zu erwarten ist, weitere Untersuchungen hinsichtlich des Verhaltens in der Umwelt erforderlich. So liegen noch keine eindeutigen wissenschaftlichen Erkenntnisse über den Abbau im Boden bzw. die Phytotoxizität vor. Ein Grenzwert für eine landwirtschaftliche Verwendung wäre zu überlegen.

Für Nonylphenole, Hauptabbauprodukte der Nonylphenolethoxylate, die zu der Gruppe der nichtionischen Tenside zählen, wurden im Rahmen dieser Untersuchungen Gehalte in mg/kg TS bestimmt. Wegen der hohen aquatischen Toxizität von Nonylphenolen hat sich die Waschmittelindustrie freiwillig entschlossen, Nonylphenolethoxylat-Tenside in Haushalts- und Gewerbewaschmitteln nicht einzusetzen. Diese Stoffe weisen wie Phthalate, die ebenfalls im Klärschlamm im Bereich von wenigen mg/kg vorkommen, hormonähnliche Wirkungen auf. Eine analytische Kontrolle des Klärschlammes bei landwirtschaftlicher Verwendung auf diese Substanzen ist zu empfehlen.

Die Summe der Gehalte an 17 polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen lag in den österreichischen Klärschlämmen im Bereich von wenigen mg/kg.

Polybromierte Biphenyle, DDT, Hexachlorcyclohexane (u. a. Lindan), Benzol sowie dessen alkylierte und chlorierte Derivate und Pentachlorphenol wurden nur in Spuren ermittelt. Produktverbote und andere gesetzliche Maßnahmen zeigen ihre Wirkungen.

Aus der Kenntnis der zeitlichen Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen im Abwasser sowie dem wachsenden Wissen über die Umweltwirkungen von Substanzen sollte die Festlegung von Grenzwerten für einige ausgewählte organische Substanzen im Klärschlamm alle zehn bis fünfzehn Jahre überprüft werden. Dabei sollte auf die Revision von ökotoxischen Substanzen und auf die tatsächlich in die Umwelt und insbesondere in den Klärschlamm gelangenden Schadstoffe besondere Rücksicht genommen werden. Im Sinne eines vorsorgenden Umweltschutzes sollten die Grenzwerte entsprechend angepaßt werden.

SUMMARY - Recycling and Disposal of Municipal Sewage Sludge in Austria

The rate of municipal wastewater collected and subjected to treatment has steadily increased in the course of the last decades in Austria. The Austrian Water Act as amended in 1990 applies the precautionary principle to sewage treatment by stipulating that sewage prevention and treatment must be carried out by using the best available technology. At present about 76 % of the households are connected to public sewers. Most of the sewage not covered by the aforementioned facilities is disposed of by means of domestic sewage treatment facilities or cesspools. The ever increasing rate of connection to sewers and sewage treatment plants has inevitably led to a decrease in cesspools and domestic sewage treatment plants. In 1995 1,230 municipal sewage treatment plants were in operation, of which 1,168 applied biological treatment processes.

Municipal sewage comprises wastewater of residential and commercial origin as well as surface runoff and thus contains a large variety of waste of anthropogenic origin and pollutants. During primary (mechanical) and secondary (biological) treatment organic substances undergo physico-chemical screening and biochemical degradation processes.

Highly volatile compounds evaporate and many of the organic substances are completely degraded, leaving only a small amount of pollutants to be discharged after treatment to the receiving waters. Another small portion of organic substances remains in the sewage sludge.

Increasing treatment of sewage has brought about a significant improvement of water quality in Austrian rivers and lakes, at the same time generating proportionally increasing amounts of sewage sludge.

In 1991, approximately 3.4 mio. m³ sewage sludge containing on average 5 % of dry matter were produced from the treatment of municipal sewage. This corresponds to approximately 170,000 t of dry substance of sewage sludge. And as corresponding to current planning and building activities the amount of waste water covered by sewers and sewage treatment plants will steadily increase, so will the amount of sewage sludge. It is expected that the nation-wide introduction of phosphorus precipitation will increase the amount of sewage sludge (dry substance) to approximately 260,000 t.

Sewage sludge is waste and thus subject to the regulations of the Federal Waste Management Act which has been in force since July 1st 1990. It stipulates that waste quantities and their pollutant contents shall be kept as low as possible (waste prevention). Re-use of waste is based on the understanding that raw material and energy reserves shall be conserved. Waste which cannot be recycled nor re-used shall be deposited in a sanitary way.

The use of sewage sludge in agriculture is another example of fulfilling the obligation to re-use waste as laid down in § 1 (2) of the Federal Waste Management Act. Due to the nutrients and organic substances it contains, sewage sludge can be used as fertilizer and to improve soil structure; however, the possibilities of applying sewage sludge in agriculture are limited due to its content of inorganic and organic pollutants.

With the exception of potash the nutrient content of sewage sludge is similar to that of other organic fertilizers (manure, compost). A comparison reveals that with regard to the nutrients nitrogen, phosphate, and potash the total amount of municipal sewage sludge available could substitute approximately 5 % of the currently applied amount of commercial fertilizer (as of 1994). And this only on condition that the pollutant loading of all the municipal sewage sludge available was low enough to allow its use for agricultural purposes.

Treatment of municipal sewage sludge varies widely from region to region. In Austria in 1995, 13 % of municipal sewage sludge was used in landscaping, or for recultivating or capping landfills, approximately 22 % was used for agricultural purposes. (In the Austrian prov-

inces Burgenland and Vorarlberg more than 70 % of the sewage sludge generated was used in agriculture, in Tyrol and Carinthia the share of reused sewage sludge was comparatively low.) In 1995 about one third of the sewage sludge from Austrian sewage treatment plants was dewatered and deposited, mostly in Carinthia, Salzburg, Lower Austria, and Styria. Sewage sludge produced by the two large sewage treatment plants in Vienna was mainly incinerated. In Carinthia municipal sewage sludge was partly cofired in industrial installations. Thus about one third of the municipal sewage sludge generated in Austria was incinerated.

In Austria there are different regulations governing the use of municipal sewage sludge in agriculture. In Carinthia and Vienna there are no regulations at all, in the other Austrian provinces sewage sludge is governed by ordinances enacted at the provincial level. All regulations currently in force contain limit values for a number of heavy metals, but Lower Austria and Upper Austria are the only provinces having set limit values for the organic parameters absorbable organic halogens (AOX), polychlorinated biphenyls, polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans. Similar to most other European states, there are no limit values for other organic substances contained in sewage sludge. About 50 % of dry sewage sludge is made up of organic substances. And since sound use of sewage sludge necessitates information on the presence of toxic substances, it is recommended to enact regulations at the national level setting limit values for the concentrations of selected organic pollutants in sewage sludge. In Austria this could be achieved in the form of a nation-wide sewage sludge ordinance.

In order to find possible future ways and means of re-using or disposing of sewage sludge its quality has to be determined first.

The present study contains sewage sludge analyses carried out by the Austrian Federal Environment Agency. Digested sludge samples from 17 municipal sewage sludge treatment plants, taken in winter 1994/1995, were investigated with regard to more than one hundred inorganic, organic and biological parameters in order to get an idea of the quality of municipal sewage sludge.

For this investigation, substances were selected with regard to already available limit values and the physico-chemical properties of the substances which determine the ways in which they can be eliminated in sewage treatment plants. In addition, data from literature on substance concentrations in sewage sludge were used.

All sewage sludge samples investigated stem from municipal sewage treatment plants with digestion tanks (except one), with a capacity of $\geq 30,000$ population equivalents. The samples were not chemically stabilised.

As far as possible, chemical analyses were carried out according to standard regulations. For investigations for which no standards were available, for the first time investigation methods of the Federal Environment Agency were adapted to this specific purpose. As early as 1996 the Federal Environment Agency published detailed information on applied investigation methods and the results obtained from the analyses of substances investigated at 17 sewage treatment plants.

In the course of the project questionnaires were sent out to gather data about the investigated sewage treatment plants and their discharge patterns.

Radioactivity

The investigated sewage sludge samples showed caesium 137 contents between 66 and 7,059 becquerel/kg ds (dry substance). The causes for the in part very high caesium contents are unknown.

Metals

The digested sludge samples were investigated for their contents of aluminium, arsenic, boron, lead, cadmium, iron, potassium, calcium, cobalt, copper, magnesium, manganese, molybdenum, sodium, nickel, phosphorus, mercury, selenium, thallium, vanadium, zinc and tin.

With two exceptions the concentrations of all heavy metals were below the limit values currently in force. For one sewage treatment plant a copper concentration of 540 mg/kg ds was determined, which exceeds the maximum permissible limit value of 500 mg/kg ds. One sample showed a mercury concentration of 48 mg/kg ds, which exceeds the limit value by five times. Unfortunately, the information available about possible emission sources did not allow to identify the causes of these two exceedances.

Organic substances

Polychlorinated biphenyls (PCB) and dioxins were ascertained only at very low concentrations. This corresponds to data from other countries. The concentrations of both substance groups as well as of AOX were below the limit values in force.

Among the organic substances determined in the course of the investigations the detergent derived alkylbenzenesulphonates and nonylphenols as well as hydrocarbons are of particular importance due to the large extent to which they are used.

Hydrocarbons are determined by using a sum parameter. The hydrocarbons found are mostly from households (undigested food, faeces lipids, cosmetic products and others) and from mineral oil and fuel residues. Due to their wide range of application these substances could be detected even at concentrations at the percent level in sewage sludge. It should be ensured that sewage sludge showing high concentrations of hydrocarbons is excluded from application to land.

Linear alkylbenzenesulphonates (LAS) are the most important anionic surfactants. Surfactants are the main active agents contained in detergents and cleaning products used in households, industry and commerce. Among all the chemicals found, LAS are the most concentrated xenobiotic (non-naturally occurring) organic substances present in sewage sludge. From a toxicological point of view LAS only pose a problem when applied at very high rates. But since the amount of sewage sludge generated is not likely to decrease in the foreseeable future, the behaviour of sewage sludge in the environment certainly warrants further study, scientific knowledge on the degradation in soil or the phytotoxicity of sewage sludge still being rather limited. It should be considered to establish a limit value for the application of sewage sludge to agricultural land.

In the course of this investigation the concentrations of nonylphenols were determined in mg/kg. Nonylphenols are the main degradation products of nonylphenolethoxylates, which belong to the group of the anionic surfactants. Nonylphenol is highly toxic to aquatic organisms, and nonylphenolethoxylates-tensides are banned from household and industrial detergents. Like phthalates, which are also present in sewage sludge at levels of a few mg/kg, they produce actions similar to hormones. It is therefore highly recommended to screen sewage sludge for these substances prior to its application to agricultural land.

In Austrian sewage sludge samples the sum of 17 polycyclic aromatic hydrocarbons remained within a range of a few mg/kg.

Polybrominated biphenyls, DDT, hexachlorocyclohexane, benzene as well as its alkylated and chlorinated derivatives, and pentachlorophenols were only detected in trace amounts. The ban of certain products and other legal measures are beginning to show their effects.

The current knowledge of the temporal development of pollutant concentrations in sewage and growing awareness of the (potential) environmental impacts of these substances strongly indicate a thorough review of all limit values set for some selected organic substances in sewage sludge. This should be done every 10-15 years. In this connection particular attention should be paid to ecotoxic substances and to those pollutants which are actually introduced into the environment, and especially into sewage sludge. Limit values should be determined with the precautionary principle in mind.

INHALT

Einleitung	13
1 KOMMUNALER KLÄRSCHLAMM - EIN ÜBERBLICK	14
1.1 Einführung	14
1.2 Kommunaler Klärschlamm in Österreich - Mengenabschätzung	15
1.3 Abwasserreinigung - bisherige Entwicklung und zukünftige Anforderungen.....	16
1.4 Mögliche Quellen für den Eintrag von organischen Stoffen und Metallen in die Kläranlage.....	17
2 KLÄRSCHLAMMVERWERTUNG UND -ENTSORGUNG IN ÖSTERREICH ..	18
2.1 Deponierung des anfallenden kommunalen Klärschlammes.....	20
2.2 Verbrennung von kommunalem Klärschlamm.....	21
2.3 Landwirtschaftliche Verwertung von kommunalem Klärschlamm.....	21
2.4 Alternativen der Klärschlamm-Entsorgung	22
2.4.1 Mechanisch-biologische Behandlung.....	22
2.4.2 Pyrolyse und Ent-/Vergasung	22
2.4.3 Sonstige Verfahren.....	23
3 ENTWICKLUNG IM KLÄRSCHLAMMBEREICH AUF EUROPÄISCHER EBENE	24
3.1 Gesetzliche Regelungen	24
3.2 Boden- und Klärschlammgrenzwerte	27
4 AUSWAHL DER KLÄRANLAGEN, PROBENAHMEN UND UNTERSUCHUNGSSUMFANG	36
4.1 Auswahl der Kläranlagen.....	36
4.2 Probenahme.....	37
4.3 Untersuchungsumfang	37
4.4 Untersuchungsumfang und Methoden	38
5 DARSTELLUNG DER MESSERGEBNISSE UND BEWERTUNG DER UNTERSUCHTEN SUBSTANZEN	40
5.1 Kenngrößen	40
5.2 Inhaltsstoffe des Klärschlammes.....	41
5.2.1 Makronährstoffe	41
5.2.2 Mikronährstoffe.....	43
5.2.3 Schwermetalle.....	43
5.2.4 Organische Schadstoffe	43

5.3	Diskussion der Untersuchungsergebnisse	46
5.3.1	Trockenrückstand, Glührückstand	46
5.3.2	Cäsium 137-Messungen	46
5.3.3	Hygienische Untersuchungen	48
5.3.4	Kohlenstoffgehalte	48
5.3.5	Stickstoffverbindungen	49
5.3.6	Phosphor	50
5.3.7	Kalium, Natrium, Kalzium, Magnesium	50
5.3.8	Metalle	51
5.3.9	Organische Summenparameter und Stoffe	56
5.4	Weitere statistische Auswertungen	79
5.4.1	Beschreibung der statistischen Methoden	79
5.4.2	Bewertung	80
6	SCHLUSSBEMERKUNG	81
7	ANHANG	82
7.1	Anhang 1 Einige Begriffsdefinitionen	82
7.2	Anhang 2 Literaturverzeichnis	83
7.3	Anhang 3 Tabellen- und Abbildungsverzeichnis	89

EINLEITUNG

Mit steigender Tendenz fallen in Österreich jährlich ca. 3,4 Mio. m³ Klärschlamm aus der Behandlung kommunaler Abwässer an (UBA, 1995a).

In Österreich existiert für die landwirtschaftliche Verwertung von kommunalem Klärschlamm keine bundesweite Regelung. Die Bundesländer haben Landesverordnungen bzw. Richtlinien, in denen meist nur für Schwermetallgehalte im Klärschlamm Grenzwerte bzw. Richtwerte festgelegt sind. Nur in Niederösterreich und Oberösterreich sind die organischen Parameter Adsorbierbare Organische Halogene (AOX), Polychlorierte Biphenyle (PCB) und Polychlorierte Dibenzop-dioxine und Polychlorierte Dibenzofurane (PCDD und PCDF) begrenzt. So wie in den meisten anderen europäischen Staaten auch, sind andere organische Substanzen im Klärschlamm nicht begrenzt.

Ausgangspunkt für vorliegende Arbeit sind folgende Fragen, wobei für jede Fragestellung eine minimale a) bzw. maximale b) Aussage erwartet wurde:

* *Ist es möglich, einen repräsentativen Überblick über die anorganische und organische Schadstoffbelastung des Klärschlammes in Österreich zu erhalten?*

a) Überblick über die anorganische und organische Schadstoffbelastung des kommunalen Klärschlammes in Österreich

b) Aussagen, ob spezifischer Regelungsbedarf für organische Schadstoffe besteht

* *Bestehen Bedenken auf Grund der chemischen Analysendaten, kommunalen Klärschlamm landwirtschaftlich zu verwerten?*

a) Vergleich mit vorhandenen Grenzwerten

b) Aussagen, ob Maßnahmen zur Reduktion der Schadstoffbelastung oder zur Erhöhung der Verwertbarkeit zu treffen sind

* *Kann man die Analysendaten mit der Einleiterstruktur korrelieren und wenn ja, können durch gesetzliche Maßnahmen bei den Einleitern Schadstoffbelastungen im Klärschlamm vermieden werden?*

a) Aussagen über eine Korrelierung der Einleiterstrukturen mit den Schadstoffbelastungen im Klärschlamm ja/nein

b) Korrelation vorhanden, Aussagen über allfälligen Regelungsbedarf bei Einleitern zur Regulation der Schadstoffbelastungen bei Einleitern (und damit im Abwasser und im Klärschlamm)

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden 1995 zuerst Proben von mehreren kommunalen Kläranlagen analysiert und mit bestehenden Grenzwerten und erhobenen Einleiterstrukturen verglichen.

1 KOMMUNALER KLÄRSCHLAMM - EIN ÜBERBLICK

1.1 Einführung

Kommunales Abwasser ist ein Gemenge aus häuslichem und gewerblichem Abwasser, welches gemeinsam mit gesammeltem Niederschlagswasser in einer Mischkanalisation eingeleitet wird. In jedem Haushalt entsteht Abwasser und damit zwangsläufig auch Klärschlamm, der bei der für den Schutz von Wasser und Boden notwendigen Abwasserreinigung anfällt.

Abhängig von der Menge an gewerblichem Abwasser (10-70 %) und Oberflächenabfluß schwankt die Zusammensetzung des kommunalen Abwassers stark.

Die im Abwasser enthaltenen organischen Stoffe unterliegen in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung physikalisch-chemischen Verteilungsprozessen und biochemischen Abbauvorgängen. Leichtflüchtige Verbindungen gasen aus, viele organische Schmutzstoffe werden vollständig abgebaut, während ein kleinerer Teil mit dem Kläranlagenablauf in die Gewässer eingetragen und ein weiterer Teil der organischen Substanzen im Klärschlamm zurückgehalten wird.

In der Regel fallen bei der biologischen Abwasserreinigung folgende Reststoffe an (SCHÖNBERGER, 1990):

- die im Sandfang abgeschiedenen Stoffe
- die am Rechen abgeschiedenen Stoffe
- sogenannter Primärschlamm aus der mechanischen Reinigungsstufe (Sedimentationsstufe oder Vorklärung)
- sogenannter Sekundärschlamm
- sogenannter Tertiärschlamm aus der dritten oder chemischen Reinigungsstufe.

In der mechanischen Reinigungsstufe werden wasserunlösliche Stoffe aus dem Abwasser entfernt, in großen Becken kommt das Abwasser zur Ruhe, so daß die unlöslichen Stoffe mehrheitlich auf den Grund der Anlage absinken und dort als sogenannter Primärschlamm abgezogen werden können (BAUMANN, 1996). Er ist durch die zum Teil noch sehr groben Bestandteile inhomogen, dickt in der Vorklärung auf einen Feststoffgehalt von fünf bis zehn Prozent ein und besteht zu einem hohen Anteil aus anorganischen Stoffen. In ihm sind auch Schwermetalle enthalten.

Das geklärte Abwasser, das noch die wasserlöslichen Stoffe enthält, fließt anschließend in das Belüftungsbecken der biologischen Stufe. Mit Hilfe des Belebtschlammes erfolgt eine weitere Reinigung. Dieser Belebtschlamm besteht hauptsächlich aus aeroben Mikroorganismen, die Sauerstoff benötigen. In der biologischen Reinigungsstufe führen zwei Mechanismen zum Verschwinden von Stoffen aus dem Wasser:

- Biologischer Abbau, bei dem die aeroben Mikroorganismen den Abwasserinhaltsstoff konsumieren. Dabei wird die Substanz zum größten Teil mit Sauerstoff zu Kohlendioxid veratmet (mineralisiert), woraus der abbauende Mikroorganismus seine Lebensenergie gewinnt. Ein geringerer Anteil des abbaubaren Stoffes wird für das Wachstum und die Vermehrung der Biomasse verwendet.
- Physikalische Prozesse, z. B. Adsorption des Abwasserinhaltsstoffes an die Oberfläche der Mikroorganismen.

Nur der erste Mechanismus führt zum vollständigen Verschwinden des Stoffes aus der Umwelt. Beim zweiten Weg wird der Abwasserinhaltsstoff wohl aus dem Wasser entfernt, tritt aber dafür im Überschußschlamm wieder auf. Beide in der biologischen Stufe ablaufenden Reinigungsprozesse werden unter dem Begriff „Bioelimination“ zusammengefaßt.

Der Ausfluß des Belüftungsbeckens ist durch die vielen Belebtschlammflocken stark getrübt. Es ist Aufgabe des Nachklärbeckens, den Belebtschlamm abzutrennen. Ein Teil dieses Belebtschlammes wird als sogenannter Rücklaufschlamm in das Belüftungsbecken zurückgeführt. Der Überschußschlamm wird mit dem Primärschlamm (Schlamm aus der mechanischen Stufe) vereinigt und in den ev. vorhandenen Faulturn geleitet.

Durch den Einsatz einer dritten Reinigungsstufe in kommunalen Kläranlagen werden z. B. die Phosphorgehalte im Abwasser durch Fällung soweit verringert, daß Eutrophierungerscheinungen in gefährdeten Gewässern verhindert werden können (KIEFER, 1990). Ein abwassertechnisch gewünschter Nebeneffekt ist die Entfernung von schwer abbaubaren organischen Stoffen, Metallen, Viren und Bakterien aus dem Abwasser (HAHN, 1990). Der Tertiärschlamm enthält meist erhebliche Mengen der eingesetzten Fällmittel, das heißt Eisen-, Aluminium- und Kalziumverbindungen. Der organische Anteil in den Feststoffen - bestimmt als Glühverlust - ist gering, wenngleich auch organische Stoffe mitgefällt werden.

Heute wird der kommunale Klärschlamm bereits routinemäßig auf Nährstoffe (Phosphor, Stickstoff) und anorganische Schadstoffe (Schwermetalle) untersucht. Die Konzentrationen der organischen Verbindungen hingegen sind vergleichsweise schlecht bekannt. Neben der partikulären organischen Substanz (hauptsächlich Fäkalien) neigen in der Abwasserreinigung diejenigen organischen Stoffe zur Anreicherung im Klärschlamm, welche die folgenden Eigenschaften aufweisen:

- geringe Abbaubarkeit
- schlechte Wasserlöslichkeit oder Affinität zu unpolaren Oberflächen durch lipophile Molekülteile

1.2 Kommunaler Klärschlamm in Österreich - Mengenabschätzung

Eine Untersuchung des Umweltbundesamtes, die auf Angaben der Ämter der Landesregierungen beruht, weist 1991 ein Schlammaufkommen aus kommunalen Kläranlagen von rund 170.000 t Trockenmasse (Trockensubstanz, TS) pro Jahr aus. Dies entspricht ohne maschinelle Schlamm entwässerung (Wassergehalt des Schlammes 95 %) einer Masse von rund 3,4 Mio. t/a (bzw. m³/a) bei einer maschinellen Entwässerung (Wassergehalt rund 70 %) einer Masse von etwa 570.000 t/a (UBA, 1995a).

Für 1995 wurde durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (BMLF) eine Trockenmasse (Trockensubstanz, TS) an kommunalem Klärschlamm von 186.036 Tonnen dokumentiert. Diese Trockensubstanz wurde 1995 in Österreich zu ca. 35 % verwertet (landwirtschaftlich genutzt, kompostiert und aufbereitet) und zu ca. 65 % entsorgt (verbrannt und/oder deponiert).

Die aus der Industrie stammenden 204.520 Tonnen TS Klärschlamm wurden 1995 zu 87,5 % entsorgt und zu 12,5 % verwertet (kompostiert und aufbereitet) (BMLF, 1996).

Der zukünftig zu erwartende kommunale Klärschlammfall wird auf geschätzte 260.000 t TS ansteigen.

Um den Betrieb der Kläranlagen aufrecht erhalten zu können und damit den Gewässerschutz zu gewährleisten, ist eine ordnungsgemäße Verwertung oder Entsorgung dieses Klärschlammes unbedingt erforderlich. Die Situation des Klärschlammaufkommens sowie dessen Verwertung bzw. Entsorgung stellt sich regional sehr unterschiedlich dar.

1.3 Abwasserreinigung - bisherige Entwicklung und zukünftige Anforderungen

- Bisherige Entwicklung

Die Erfassung und zentrale Reinigung der Abwässer wurde in den vergangenen Jahrzehnten in Österreich massiv vorangetrieben.

1995 waren 1.230 kommunale Abwasserreinigungsanlagen (ARAs) in Betrieb (davon 1.168 mit biologischer Reinigung). Die Abwasserreinigungskapazität, ausgedrückt in Einwohnergleichwerten (EGW) betrug 1995 rund 17 Mio. EGW. Zählt man zu den kommunalen Kläranlagen auch die größeren Abwasserreinigungsanlagen der Industrie (größer 50.000 EGW) hinzu, so ergab sich für 1991 eine Gesamtkapazität von rund 23,8 Mio. EGW (BMLF, 1996).

Mit Stand 1991 wurden österreichweit etwa 68 %, 1995 73,5 % der kommunalen Abwässer einer biologischen Reinigung unterzogen (BMLF 1993, 1996). 1995 wurden 83,8 % der CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf)-Zulaufkraft aus allen Abwasserquellen mit biologischen Abwasserreinigungsanlagen behandelt.

Dieser Ausbau der Abwasserreinigung führte zu einer deutlichen Verbesserung der Wasser- und Gewässergüte der Flüsse und Seen in Österreich. Für die Fließgewässer wird dies durch die Gewässergütekarten dokumentiert, für die Seen können beispielhaft die Abnahme der Phosphorkonzentration oder die Zunahme der Sichttiefe genannt werden.

Der positive Aspekt des Ausbaus der Abwasserreinigung bringt allerdings auch ein Problem mit sich, nämlich die proportional dazu anwachsende Menge an Klärschlamm. Der Klärschlamm stellt neben dem gereinigten Abwasser das zweite wesentliche Produkt der Abwasserreinigung dar.

- Gesetzliche Anforderungen

Mit der Novelle zum Wasserrechtsgesetz im Jahr 1990 wurde u. a. auch für den Abwasserbereich das Vorsorgeprinzip gesetzlich verankert. Ausgedrückt wird das Vorsorgeprinzip durch die Forderung, die Abwasservermeidung und -reinigung nach dem Stand der Technik vorzunehmen (Emissionsprinzip). Darüber hinaus wurde auch das Immissionsprinzip festgelegt, nämlich durch die gesetzliche Verankerung der Zielvorstellung über die anzustrebende Gewässergüte (Immissionsgrenzwerte) (BMLF, 1993).

Die Emissionsbegrenzung wurde im § 33b Wasserrechtsgesetz geregelt. Dazu wurde bereits auch die „Allgemeine Abwasseremissionsverordnung“ (AAEV, BGBl. 179/1991; Neufassung BGBl. 186/1996) erlassen. In dieser Verordnung sind u. a. generelle wasserwirtschaftliche Anforderungen an die Abwasserbehandlung sowie der allgemeine Stand der Rückhalte- und Vermeidungstechnik enthalten.

Mit der Wasserrechtsnovelle und in weiterer Folge den daraus resultierenden Emissionsverordnungen für kommunales Abwasser (BGBl. 180/1991; Änderungen in 554/1992, 537/1993, Neufassung BGBl. 210/1996) wird die Abbauleistung einer Kläranlage festgelegt. Die Kläranlagen sollen 90 % der biologisch abbaubaren Schmutzfracht, gemessen am biochemischen Sauerstoffbedarf, aus dem Abwasser entfernen.

Weiters ist die Allgemeine Abwasseremissionsverordnung die Grundlage für etwa 60, teilweise bereits umgesetzte „branchenspezifische“ Verordnungen. Die AAEV gilt jeweils in Verbindung mit der entsprechenden branchenspezifischen Verordnung.

- Prognose

Da die Emissionsverordnungen auch Forderungen zur Nährstoffentfernung aus dem Ablauf der Kläranlage beinhalten, zieht dies auch Konsequenzen für den Klärschlammfall nach sich. Während die Einführung einer Stickstoffentfernung keine Auswirkungen auf die künftig

zu entsorgenden Schlamm-Mengen hat, wird der spezifische Schlammanfall durch die Verpflichtung zur Phosphorentfernung weiter ansteigen, weil die geforderten niedrigen Phosphorablaufwerte nur durch Fällverfahren eingehalten werden können (BMLF, 1993).

Der Anstieg der Gesamtschlamm-Menge erklärt sich durch folgendes:

- weiterer Anstieg des Anschlußgrades vor allem im ländlichen Raum;
- im ländlichen Raum gelangt vermehrt mineralisches Material in die Kanalisation;
- verstärkte Einführung der Phosphatfällung; Schlammanfall steigt dadurch bis zu 20-25 % an;
- bessere Betriebsüberwachung der Abwasserreinigungsanlagen (BMLF, 1996).

Die Bandbreiten für den spezifischen jährlichen Schlammanfall liegt bei unterschiedlichen Verfahren zur Schlammbehandlung zwischen 11-32 kg Trockensubstanz pro Einwohner und Jahr (TS/EW/a).

1.4 Mögliche Quellen für den Eintrag von organischen Stoffen und Metallen in die Kläranlage

Bei der Beurteilung von Quellen, die für den Eintrag von organischen Stoffen und Metallen in die Kläranlage verantwortlich sind, unterscheidet man zwischen diffusen und punktuellen Emittenten. Die folgenden Beispiele werden nicht gewichtet angeführt.

Beispiele für diffuse Emittenten:

- geologische Grundbelastungen
- Hausinstallationen und Dachrinnen
- Deposition von weiträumig verfrachteten Luftschadstoffen
- Luftimmissionen aus industriellen Quellen, Energieerzeugung (z. B. Holzfeuerung), Müllverbrennungsanlagen
- oberflächliche Abschwemmungen und Drainagierungen auch landwirtschaftlich genutzter Flächen
- Abrieb und Korrosion von metallischen Gebrauchsgegenständen
- Verkehr

Beispiele für erfaßbare Quellen:

- Haushalte
- Metallver- und -bearbeitungsbetriebe, einschließlich Fahrzeug- und Maschinenbau und Elektroindustrie
- Oberflächenbehandlungsanlagen
- chemische Laboratorien und pharmazeutische Betriebe, Druckereien und Photolabors
- Textil- und Textilveredlungsbetriebe
- Gerbereien
- Porzellan- und Keramikbetriebe
- Arztpraxen, Ambulatorien und Krankenhäuser
- Betriebe der Glasherstellung und -verarbeitung, Bleiglasätzereien und -schleifereien, Spiegelglashersteller
- Batteriehersteller
- Rauchgasreinigungsanlagen
- Papier- und Zellstoffindustrie
- Lebensmittelbetriebe

2 KLÄRSCHLAMMVERWERTUNG UND -ENTSORGUNG IN ÖSTERREICH

Klärschlamm kann entweder in den natürlichen Stoffkreislauf eingebunden werden (landwirtschaftliche Verwertung) oder muß aus diesem entfernt und nach geeigneter Behandlung abgelagert werden.

Wurde früher die Ausbringung des Klärschlammes auf landwirtschaftliche Flächen als weitgehend unbedenklich betrachtet, führte einerseits die ständig steigende Vielfalt und andererseits das Wissen um Schadstoffgehalte im Klärschlamm zu einer intensiven Diskussion bezüglich der Verwertung oder Entsorgung des Klärschlammes. Der Umfang der landwirtschaftlichen Verwertung scheint weniger von den naturräumlichen Gegebenheiten als vielmehr von der Gesetzeslage und von der Meinungsbildung im jeweiligen Bundesland sowie der Initiative der Landesbehörde, der Klärschlammberater und der Kläranlagenbetreiber abhängig zu sein (BMLF, 1996).

Nachfolgend wird eine Aufstellung der Wege, die kommunaler Klärschlamm in Österreich 1991 nahm, gezeigt. In der rechten Spalte der Tabelle 1 wird die Bedeutung der Deponierung von Klärschlamm besonders herausgestellt, zumal die Rückstände der thermischen Behandlung ebenfalls deponiert werden müssen.

Tab. 1: Kommunale Klärschlammverwertung und Entsorgung in Österreich (Stand 1991); UBA (1995a)

kommunale Klärschlammverwertung und Entsorgung	inkl. Wien Angaben in %	exkl. Wien Angaben in %
Thermische Behandlung	34	1
Deponierung nach der Entwässerung	35	53
Verwertung in der Landwirtschaft	18	27
Verwertung im Landschaftsbau oder Kompostierung und anschl. Verwendung bei Rekultivierung bzw. Deponieabdeckung	9	13
Sonstige Behandlung und Zwischenlager	4	6

1995 wurden in Österreich von den 186.036 t TS/a im kommunalen Bereich anfallenden Klärschlamm

- 63.322 t TS/a verbrannt,
- 57.751 t TS/a deponiert,
- 41.507 t TS/a landwirtschaftlich verwertet,
- 23.556 t TS/a auf andere Art verwertet (z. B. aufbereitet, kompostiert, etc.).

Die 186.036 t KS waren 47,6 % des Gesamtklärschlammanteils (BMLF, 1996).

Tab. 1a: Kommunale Klärschlammverwertung und Entsorgung in Österreich (Stand 1995); BMLF (1996)

kommunale Klärschlammverwertung und Entsorgung	Angaben in %	Angaben in t TS/a
Thermische Behandlung	34	63.222
Deponierung	31	57.751
Verwertung in der Landwirtschaft	22,3	41.507
Sonstige Verwertung	12,7	23.556

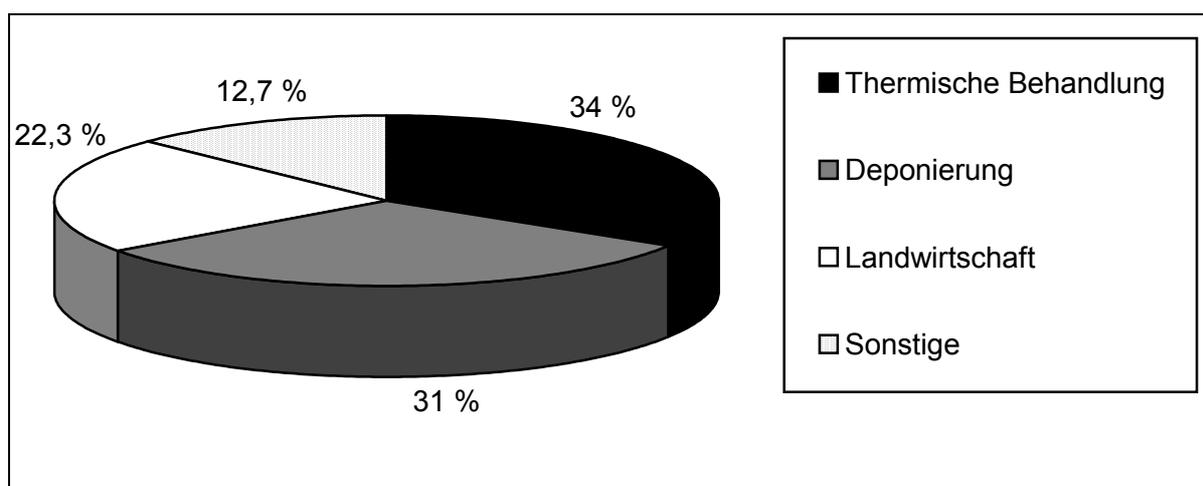


Abb. 1: Kommunalen Klärschlammfall, dessen Verwertung und Entsorgung in Österreich, Stand 1995 (Angaben in %); BMLF (1996)

In den einzelnen Bundesländern wurden 1991 die in Tabelle 2 angeführten Verwertungs- und Entsorgungswege besprochen.

Tab. 2: Klärschlamm aufkommen, Verwertung und Entsorgung in den einzelnen Bundesländern; UBA (1995a)

Klärschlamm aus kommunalen Abwasserreinigungsanlagen (Stand 1991)								
Bundesland	Klärschlamm-Aufkommen in Tonnen TS	Klärschlammverwertung bzw. -entsorgung in Prozent des Aufkommens						
		Land-wirtsch.	Landsch. bau	Kompo-stierung	Verbren-nung	Deponie-rung	Zwischen-lager	Sonsti-ges
Burgenland	8.998	68	0	0	0	32	0	0
Kärnten	5.950	15	1	0	26	56	1	1
Niederösterreich	18.500	12	6	3	0	53	26	0
Oberösterreich	28.700	21	0	4	0	75	0	0
Salzburg	8.200	27	6	57*	0	10	0	0
Steiermark	18.700	19	0	6**	0	68	0	7
Tirol	13.420	19	40	0	0	41	0	0
Vorarlberg	10.600	65	7	0	0	28	0	0
Wien	56.669	0	0	0	100	0	0	0

* Nach der Kompostierung zur Deponieabdeckung verwendet (in Siggerwiesen)

** Nach der Kompostierung im Landschaftsbau verwendet

In Tabelle 2a sind die Daten für kommunalen Klärschlammfall, dessen Verwertung und Entsorgung - nach Bundesländern geschlüsselt - für 1995 zusammengefaßt.

Tab. 2a: *Kommunaler Klärschlammfall, -verwertung und -entsorgung in Österreich, Stand 1995; BMLF (1996)*

	B	K	NÖ	OÖ	S	ST	T	V	W	Ö	Ö (%)
Einwohner (Mio EW)	0,27	0,56	1,48	1,39	0,50	1,18	0,63	0,35	1,54	7,91	
Schlammfall**	8,0	7,3	57,0	103,0	25,4	89,5	29,1	9,9	61,3	390,5	
Schlammfall (%)	2,0	1,9	14,6	26,4	6,5	22,9	7,5	2,5	15,7	100	
Herkunft**											
Kommunal	8,0	6,5	20,0	27,1	9,4	27,5	16,3	9,9	61,3	186,0	47,6*
Entsorgung kommunal**											
Deponie	0,3	2,7	7,0	14,2	4,9	19,3	8,2	1,4	0	57,7	31,0
Verbrennung	0	1,5	0,4	0	0	0	0	0	61,3	63,2	34,0
Landwirtschaft	6,0	0,9	6,0	10,6	4,1	4,1	2,4	7,3	0	41,5	22,3
Sonstige	1,7	1,4	6,6	2,3	0,4	4,1	5,7	1,2	0	23,6	12,7

* In Österreich fielen 1995 ca. 52,4 % industrieller Klärschlamm an

** 1.000 t TS/a

2.1 Deponierung des anfallenden kommunalen Klärschlammes

Deponien sind definitionsgemäß Anlagen zur langfristigen Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung; BGBl. 164/1996). Die Deponieverordnung regelt die Ablagerung von Abfällen auf Deponien gemäß den §§ 28 und 29 AWG und gilt demnach nur für die Errichtung oder wesentliche Änderung von Deponien, nicht aber für bestehende Deponien.

Gemäß § 5 Z.1 der Deponieverordnung BGBl. 164/1996 ist die Ablagerung von schlammigen Abfällen verboten, wenn die Funktionsfähigkeit des Deponiebasisentwässerungssystems beeinträchtigt wird oder die Standfestigkeit des Deponiekörpers nicht gegeben ist.

Diese Bestimmung gilt neben der Bestimmung des § 5 Z. 7 der Deponieverordnung, wonach grundsätzlich die Ablagerung von Abfällen verboten ist, deren Anteil an organischem Kohlenstoff (TOC) mehr als fünf Masseprozent beträgt. Die Deponieverordnung BGBl. 164/1996 ist mit 1. Jänner 1997 in Kraft getreten. Damit sind die zitierten Bestimmungen geltendes Recht.

Die Wasserrechtsgesetznovelle Deponien, BGBl. 59/1997, regelt die wasserrechtliche Bewilligung der Errichtung, des Betriebes und der Änderung von Anlagen zur Ablagerung von Abfällen (Deponien) sowie die Anpassung der am 1. Juli 1997 bestehenden, nach § 29 AWG oder wasserrechtlich bewilligten Deponien an den Stand der Technik. Nicht dem Deponietyp oder dem bisherigen Konsens entsprechende Abfälle dürfen nach Maßgabe der lit.c des § 31d Abs. 3 AWG nicht weiter abgelagert werden. Gemäß § 31d Abs. 3 lit.c Wasserrechtsgesetz ist durch Anpassung an den Stand der Technik ab 1. Jänner 2004 insbesondere das Verbot der Deponierung gemäß § 5 der Deponieverordnung, BGBl. 164/1996, einzuhalten. Der Landeshauptmann kann unter bestimmten Voraussetzungen durch Verordnung die Anpassungsfrist für das Verbot der Deponierung bis längstens 31. Dezember 2008 verlängern.

1995 wurden 31 % des Klärschlammes aus kommunalen Anlagen in Österreich - meist in entwässertem Form - deponiert. Die Deponierung von entwässertem Klärschlamm stellt in Kärnten, Niederösterreich, Steiermark, Oberösterreich und Salzburg den wesentlichsten Entsorgungspfad dar. 34 % des Klärschlammes werden nach einer thermischen Behandlung deponiert.

2.2 Verbrennung von kommunalem Klärschlamm

Klärschlamm aus den beiden Wiener Großkläranlagen (Simmering und Blumental) wird zur Gänze verbrannt. In Kärnten wird kommunaler Klärschlamm teilweise in der Industrie mitverbrannt. In Niederösterreich wurden 1995 0,4 % des kommunalen Klärschlammes thermisch behandelt. Insgesamt wurden daher 1995 34 % des in Österreich kommunal anfallenden Klärschlammes verbrannt.

Die Vorteile der Verbrennung liegen in der Massenminderung der Klärschlämme und der weitgehenden Mineralisierung der organischen Schadstoffe. In der Regel liegen die anorganischen Schadstoffe im Verbrennungsrückstand als Oxide vor. Bei ca. 40 % Glühverlust in der TS verbleibt bei der Verbrennung von einer t TS rund 400 kg Asche zurück, die stabil zu deponieren ist (BDE, 1995). Dagegen sieht FAULSTICH (1996) einen Ascheanteil von 50 % bezogen auf die Trockensubstanz eines Faulschlammes als gegeben an. Zusätzlich sind ev. Rückstände aus der Rauchgasreinigung zu beachten.

Die Verbrennung von Klärschlamm findet in verschiedenen Typen von Verbrennungsanlagen statt. Besonders verbreitet sind Drehrohr- und Wirbelschichtkessel zur thermischen Nutzung von entwässertem, vorgetrocknetem Klärschlamm. Eine Übersicht über die verschiedenen Feuerungsanlagentypen findet sich in UBA (1995b). Die Vortrocknung von Klärschlamm auf einen Feststoffgehalt von mindestens 50 % TS ist einerseits zur Reduktion des Transportaufwandes nötig, andererseits zur Erhöhung des Heizwertes und damit zur Reduktion bzw. Vermeidung des Einsatzes von Zusatzbrennstoff. So ist Rohschlamm ab einem TS-Gehalt von ca. 35 % selbstgänglich brennbar (FAULSTICH, 1996).

Klärschlamm kann - sollten im Einzelfall die notwendigen Genehmigungen vorliegen - in Verbrennungsanlagen (Kraftwerken, Industriefeuerungen, etc.) mitverbrannt werden oder als Zusatzbrennstoff z. B. in Zementwerken, Ziegeleien oder Asphaltwerken, eingesetzt werden.

2.3 Landwirtschaftliche Verwertung von kommunalem Klärschlamm

Es darf nur stabilisierter Klärschlamm auf Felder und Äcker aufgetragen werden. Bei diesem Schlamm wurden vorher die leicht zersetzbaren organischen Stoffe durch Faulung (anaerob), Belüftung (aerob) oder sonstige Verfahren abgebaut.

Die landwirtschaftliche Verwertung wird von Bundesland zu Bundesland verschieden stark angewendet. Während im Burgenland und in Vorarlberg derzeit rund 70 % des anfallenden kommunalen Klärschlammes landwirtschaftlich verwertet werden, ist in Tirol und Kärnten dieser Anteil eher gering. 1995 wurden in Österreich 22 %, das entspricht 41.507 t TS kommunalem Klärschlamm, landwirtschaftlich verwertet. In den meisten Klärschlammregelungen der Bundesländer wird davon ausgegangen, daß 2,5 t Klärschlamm (Trockensubstanz) pro Hektar und Jahr auf Ackerland aufgetragen werden darf. Dies würde bedeuten, daß die 42.000 t TS, die im Jahre 1995 auf landwirtschaftliche Nutzflächen aufgetragen worden sind, ca. 0,7 % der gesamten österreichischen landwirtschaftlichen Nutzfläche erfordern (BMLF, 1996).

Bei der Verwertung von Klärschlämmen in der Landwirtschaft sind die Auswirkungen der Inhaltsstoffe der Schlämme auf die Eigenschaften und auf die Situation des Bodens von besonderem Interesse (siehe Kap. 4 und 5).

Grenzwerte zum Schutz der landwirtschaftlichen Böden in Österreich sind in Tabelle 12 ersichtlich.

Weiters gelten in fast allen Bundesländern Verbote der Schlammanwendung in bestimmten Gebieten, wie etwa

- in Naturschutzgebieten
- in Wasserschutz- und Schongebieten
- auf Moore und Streuwiesen
- auf Uferflächen und in Abschwemmgebieten
- in Karstgebieten
- auf Waldböden und deren Randbereichen
- bei durchnäßten, schneebedeckten und gefrorenen Flächen und
- in der Nähe von Wohngebieten

2.4 Alternativen der Klärschlamm-Entsorgung

2.4.1 Mechanisch-biologische Behandlung

Wie bereits dargestellt, wird Klärschlamm derzeit überwiegend deponiert, einer Verbrennung zugeführt und auf landwirtschaftlichen Flächen bzw. bei Landschaftsgestaltungsaufgaben aufgebracht. Neben diesen mengenmäßig wichtigsten Entsorgungswegen wird in Österreich auch die mechanisch-biologische Behandlung (Kompostierung) gemeinsam mit Haushaltsabfällen bzw. Restmüll angewendet. Das Produkt dieser Behandlung wird wegen seines Schadstoffgehaltes üblicherweise deponiert bzw. zur Deponieabdeckung verwendet. Nur in Einzelfällen ist eine Verwendung im Landschaftsbau möglich. Vorteilhaft an einer mechanisch-biologischen Behandlung vor einer Ablagerung ist die Reduktion des Wassergehalts, des Volumens und eine Stabilisierung des Klärschlammes.

Weiters laufen in Österreich Untersuchungen zur Kompostierung von Klärschlamm allein bzw. unter Zugabe von Strukturmaterial, jedenfalls aber nicht gemeinsam mit anderen Abfällen. Daneben sind Versuche der Vererdung von Klärschlamm im Gange.

Neben diesen biologischen Möglichkeiten gibt es eine Reihe von Verfahren, die derzeit in Entwicklung sind oder in meist kleinem, teilweise auch industriellem Maßstab erprobt werden.

2.4.2 Pyrolyse und Ent-/Vergasung

Beide Verfahrensprinzipien beruhen auf einer Erhitzung unter (z. T. partiellem) Ausschluß von Sauerstoff. Dadurch werden die im Klärschlamm enthaltenen organischen Verbindungen in energiereiche Gase und einen festen Rückstand überführt. Die gebildeten Produkte können direkt (Gas) oder nach einer Aufbereitung (fester Rückstand) thermisch genutzt werden. Die Grundlagen dieser Verfahren werden in THOMÉ-KOZMIENSKY (1994) oder FAULSTICH (1996) beschrieben.

In Österreich existieren keine Anlagen zu oben erwähnten Verfahren, im Ausland gibt es Pilotanlagen bzw. entsprechende Projekte.

2.4.3 Sonstige Verfahren

Weitere zumindest theoretisch bekannte Verfahren sind dem Oberbegriff „Naßoxidation“ zuzuordnen. Darunter werden Verfahren verstanden, die unter Zugabe von Sauerstoff bei Drücken bis 150 bar und Temperaturen zwischen 150 und 300 °C im nassen Zustand eine weitgehende Mineralisierung erreichen. Einige Verfahren arbeiten auch im überkritischen Bereich bei Temperaturen bis 600 °C und Drücken um 250 bar (LESSEL, 1996).

Beim VerTech-Tiefschachtverfahren werden Klärschlämme in Tiefbohrlöcher eingebracht, um die erforderlichen Temperaturen und Drücke zu erreichen. Unter Verwendung von reinem Sauerstoff wird Klärschlamm in einem Tiefschachtreaktor (bis 1500 Meter tief) bei Temperaturen von bis zu 280 °C oxidiert.

Prinzipiell kann die Naßoxidation auch in entsprechenden oberirdischen Anlagen durchgeführt werden. Es ist jedoch keine entsprechende Anlage bekannt.

3 ENTWICKLUNG IM KLÄRSCHLAMMBEREICH AUF EUROPÄISCHER EBENE

3.1 Gesetzliche Regelungen

Trotz steigender Tendenz der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung in einigen EU-Mitgliedsstaaten ist die Situation im Klärschlammbereich durch fehlende Entsorgungskapazitäten, vor allem aber durch Einwände und Widerstände gegen neue Verwertungs- und Entsorgungsanlagen gekennzeichnet.

In einer Dokumentation des Europäischen Parlaments (LINDNER, 1995) wird der Klärschlammmanfall in den Mitgliedsstaaten der EG auf ca. 230 Mio. t/a Naßschlamm geschätzt (Stand 1987). Demgegenüber liegt die in Tabelle 4 ermittelte Gesamtmenge trotz Einbeziehung weiterer Länder bei 7 Mio. t/a Trockensubstanz/a bzw. bei rund 150 Mio. t/a Naßschlamm (Stand 1992). Diese Zahl dürfte jedoch wegen der zum Teil unsicheren Datelage in einigen Ländern zu niedrig liegen. Die EU-Kommission selbst rechnet wegen der Anforderungen in der Abwasserrichtlinie (RL 91/271/EWG) in den nächsten 10 Jahren mit einer Erhöhung der Klärschlamm-Menge um 50-60 %.

Die wichtigsten Entsorgungswege für die derzeit in Europa jährlich anfallenden rund 150 Mio. t Klärschlamm sind die landwirtschaftliche Verwertung und die Ablagerung mit einem Anteil von rund 36 % bzw. 42 % (siehe Tab. 4); daneben beträgt der Anteil der Verbrennung etwa 11 %, 5 % werden noch im Meer (bis 1998) beseitigt und der Rest verteilt sich auf unbedeutende Einsatzmöglichkeiten wie Rekultivierung, landbauliche Maßnahmen, Forst und Kompostierung.

Trotzdem werden vor diesem Hintergrund mittelfristig eine Zunahme der landwirtschaftlichen Verwertung sowie der Verbrennung und eine Abnahme der Ablagerung von Klärschlämmen prognostiziert. Der zukünftige Klärschlammmanfall in den 12 alten Mitgliedstaaten wurde dabei unter Berücksichtigung der zu erwartenden Bevölkerungsentwicklung, der an Kläranlagen angeschlossenen Einwohner und nationaler Abfallwirtschaftsdaten geschätzt (Tab. 3). Diese Schätzungen (LINDNER, 1995) prognostizieren für die alten 12 Mitgliedsstaaten für das Jahr 2000 rund 180 Mio. t/a und für 2005 über 200 Mio. t/a Naßschlamm.

Tab. 3: *Künftige Entwicklung von Menge, Verwertung und Entsorgung kommunaler Klärschlämme in den alten 12 Mitgliedstaaten der EU (Angaben in 1000 t TS/a (%)) ; LINDNER (1995)*

Entsorgungsweg	1984	1992	2000	2005
Verwertung	2.057 (37)	2.504 (39)	3.617 (40)	4.576 (45)
Verbrennung	518 (9)	715 (11)	2.088 (24)	3.872 (38)
Ablagerung	2.988 (54)	3.257 (50)	3.200 (36)	1.615 (17)
Gesamtmenge	5.563 (100)	6.476 (100)	8.906 (100)	10.063 (100)

Tab. 4: Anfall und Entsorgung kommunaler Klärschlämme in Europa, Stand 1992 (Angaben in 1.000 t TS/a (%)); LINDNER (1995)

	Menge	Landwirtschaft	Deponie	Verbrennung	See	Sonstige (Rekultivierung, Forst u. a.)
Belgien	59,2 (0,8)	17,2 (29)	32,5 (55)	8,9 (15)	--	0,6 (1)
Dänemark	170,3 (2,3)	92 (54)	34 (20)	40,9 (24)	--	3,4 (2)
Deutschland	2.681,2 (36,3)	724 (27)	1.448 (54)	375,2 (14)	--	134 (5)
Finnland	150 (2)	37,5 (25)	112,5 (75)	--	--	--
Frankreich	865,4 (12)	502 (58)	233,5 (27)	130 (15)	--	--
Griechenland	48,2 (0,6)	4,8 (10)	43,4 (90)	--	--	--
Großbritannien	1.107 (15)	488 (44)	88,6 (8)	77,4 (7)	332 (30)	121 (11)
Irland	36,7 (0,5)	4,4 (12)	16,6 (45)	--	12,8 (35)	2,9 (8)
Italien	816 (11)	269,2 (33)	449 (55)	16,2 (2)	--	81,6 (10)
Luxemburg	8 (0,1)	1 (12)	7 (88)	--	--	--
Niederlande	335 (4,5)	87 (26)	171 (51)	10 (3)	--	67 (20)
Norwegen	95 (1,3)	53,2 (56)	41,8 (44)	--	--	--
Österreich	170 (2,3)	30,6 (18)	59,5 (35)	57,8 (34)	--	22,1 (13)
Portugal	25 (0,3)	2,7 (11)	7,3 (29)	--	0,5 (2)	14,5 (58) ¹⁾
Schweden	200 (2,7)	80 (40)	120 (60)	--	--	--
Schweiz	270 (3,6)	121,5 (45)	81 (30)	67,5 (25)	--	--
Spanien	350 (4,7)	175 (50)	122,5 (35)	17,5 (5)	35 (10)	--
Insgesamt	7.387 (100)	2.690,1 (36,4)	3.068,2 (41,6)	801,4 (10,9)	380,3 (5,1)	447,1 (6)

¹⁾ Oberflächengewässer

Bedeutende Richtlinien der EU, die für Klärschlamm anzuwenden sind, sollen nachfolgend aufgelistet werden:

Richtlinie über Abfälle („Abfallrahmenrichtlinie“) RL 91/156/EWG

Die EG-Richtlinie über Abfälle, auch als Abfallrahmenrichtlinie bezeichnet, ist von herausragender Bedeutung, da sie immer, auch bei Anwendung der anderen angeführten Vorschriften zu beachten ist. Das heißt, die speziellen Regelungen der übrigen Richtlinien für bestimmte Abfallgruppen (z. B. Klärschlamm) oder Beseitigungs- bzw. Verwertungsverfahren gelten zusätzlich zu den Regelungen der Abfallrahmenrichtlinie. Die Rahmenrichtlinie enthält Grundsätze für die Beseitigung und Verwertung von Abfällen, für Abfallbewirtschaftungspläne, für Genehmigungen und für die Überwachung.

Die wichtigste Regelung der Abfallrahmenrichtlinie ist jedoch die EG-einheitliche Definition des Abfallbegriffes. Danach ist (nur) zwischen Abfällen zur Verwertung und Abfällen zur Beseitigung zu unterscheiden.

Damit fallen auch Reststoffe und als „Wirtschaftsgüter“ deklarierte Abfälle unter den Abfallbegriff. Dadurch entfällt die in der Praxis bisher häufig vertretene Auffassung, daß landwirtschaftlich zu verwertender Klärschlamm als Wirtschaftsgut anzusehen ist.

Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser RL 91/271/EWG

Mit dieser Richtlinie wird nicht nur die biologische Abwasserbehandlung europaweit Pflicht, sondern zugleich eine weitergehende Abwasserreinigung zum Entzug von Stickstoff und Phosphor für sogenannte empfindliche Gebiete vorgeschrieben. Dies führt zwangsläufig zu einem steigenden Klärschlammanteil.

Für Klärschlamm sieht die Richtlinie zudem in Artikel 14 u. a. vor:

- eine Förderung der Klärschlammverwertung,
- daß die Entsorgung kommunaler Klärschlämme bis zum 31. Dezember 1998 allgemeinen Regelungen unterzogen wird oder registrier- oder genehmigungspflichtig ist,
- eine stufenweise Einstellung des Einbringens von Klärschlamm in Oberflächengewässer durch Schiffe sowie des Ableitens über Leitungssysteme bis 31. Dezember 1998,
- eine Genehmigungspflicht für das Einbringen und Ableiten von Klärschlamm und eine stufenweise Verringerung der verbrachten Schadstoffmenge.

Richtlinie über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft RL 86/278/EWG

Die wichtigsten Vorschriften auf Gemeinschaftsebene betreffend Klärschlamm sind zweifellos in der EG-Klärschlammrichtlinie von 1986 niedergelegt. Hauptziel dieser Richtlinie ist, eine sichere Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft zu gewährleisten. Ferner bezweckt die Richtlinie, erste gemeinschaftliche Maßnahmen zum Schutz des Bodens festzulegen.

Die Richtlinie enthält demzufolge nur Mindestanforderungen und läßt strengere nationale Maßnahmen ausdrücklich zu. Eine Anerkennung strengerer Regelungen eines Mitgliedstaates durch die übrigen Mitgliedstaaten kann aus der Richtlinie nicht hergeleitet werden.

Damit die Bodengrenzwerte nicht überschritten werden, können die Mitgliedstaaten wahlweise entweder nach Anhang I B Schwermetallgrenzwerte für den Schlamm in Verbindung mit einer national selbst festzulegenden Mengenbegrenzung oder nach Anhang I C Frachtgrenzwerte als Zehnjahres-Mittelwert anwenden. Die EG-Richtlinie enthält keine europaweit verbindliche Begrenzung der Aufbringungsmenge, diese ist ggf. von den Mitgliedstaaten selbst festzulegen. Auch ist es nach der EG-Richtlinie möglich, die für einen Zeitraum von zehn Jahren zulässige Schwermetallfracht auf einmal aufzubringen.

3.2 Boden- und Klärschlammgrenzwerte

Fast alle Mitgliedsstaaten haben Grenzwerte für die in der EG-Klärschlammrichtlinie enthaltenen Schwermetalle im Boden und Klärschlamm entsprechend der Anhänge I A und I B festgelegt. In Österreich gibt es zwar keine bundeseinheitliche Regelung, jedoch bestehen in den meisten österreichischen Bundesländern eigene Gesetze und entsprechende Verordnungen bzw. Richtlinien zur Klärschlammverwertung (siehe Tab. 5-12). Für Burgenland, Niederösterreich, Oberösterreich, Steiermark und Vorarlberg wurden eigene Bodenschutz- bzw. Klärschlammgesetze mit zugehöriger Klärschlammverordnung erlassen. In Tirol und Salzburg wird die Klärschlammverwertung über Richtlinien geregelt. Für Kärnten und Wien gibt es keine entsprechenden Regelungen. Für Grenzwerte und Richtwerte werden in Folge vereinfachend und nicht differenzierend „Grenzwerte“ geschrieben. Es gibt Unterschiede in den Bundesländern, ob nur Schwermetalle begrenzt sind oder ob es auch „Grenzwerte“ für organische Verbindungen gibt. Weitere Unterschiede gibt es einerseits bei der Anzahl der Metalle, die begrenzt sind, andererseits hinsichtlich der Höhe dieser „Grenzwerte“. „Grenzwerte“ für organische Verbindungen gibt es nur in zwei Bundesländern. Diese „Grenzwerte“ der organischen Schadstoffe sind von Deutschland übernommen und sind in der Höhe nicht toxikologisch begründet, sondern Vorsorgewerte, die festgelegt wurden, um eine Anreicherung im Boden zu vermeiden. Unterschiede gibt es auch bei den Ausbringungsmengen sowie bei den Kriterien, welche Flächen dafür geeignet sind. Die „Bodengrenzwerte“ der verschiedenen Bundesländer sind dafür relativ ähnlich (BMLF, 1996).

Tab. 5: Klärschlammgrenzwerte für relevante Schadstoffe bei landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung in europäischen Ländern (Angaben in mg/kg TS Schlamm); LINDNER (1995)

Parameter	EG-Richtlinie		Belgien		Dänemark		Deutschland		Finnland	
	86/278/EWG	Anhang I B	Flandern	Wallonie	bis 30.06.95	ab 01.07.95	pH 5-6	Boden	pH >6	Klärschlamm
Blei	750-1.200	600	500	500	120	120	900	900	100	150
Cadmium	20-40	12	10	10	1,2	0,8	5	10	1,5	3
Chrom	1.000-1.500 ¹⁾	500	500	500	100	100	900	900	300	300
Kupfer	1.000-1.750	750	600	600	1.000	1.000	800	800	600	600
Nickel	300-400	100	100	100	45	30	200	200	100	100
Quecksilber	16-25	10	10	10	1,2	0,8	8	8	1	2
Zink	2.500-4.000	2.500	2.000	2.000	4.000	4.000	2.000	2.500	1.500	1.500
Arsen	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Fluorid	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Selen	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Dioxine/Furane	--	--	--	--	--	--	100 ²⁾	100	--	--
PCBs	--	--	--	--	--	--	je 0,2 ³⁾	je 0,2 ³⁾	--	--
AOX	--	--	--	--	--	--	500	500	--	--

¹⁾ Geplant

²⁾ ng TE/kg TS

³⁾ IUPAC-Standards NR. 28, 52, 101, 138, 153, 180

⁴⁾ stärker kontaminierter Schlamm darf mit Kalk, Torf, Rinde, Sand oder Boden bis auf Normalwerte (Cd, Hg, Pb) verdünnt werden.

Tab. 6: Klärschlammgrenzwerte für relevante Schadstoffe bei landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung in europäischen Ländern (Angaben in mg/kg TS Schlamm); LINDNER (1995)

Parameter	Frankreich		Großbritannien		Irland		Italien		Luxemburg		Niederlande	
	Referenz- werte	Grenzwerte	Grünland				Empfohlener Wert	Grenzwert	bis 31.12.94	ab 01.01.95		
Blei	800	1.600	1.000	750	750	750	750	1.200	300	300	100	
Cadmium	20	40	--	20	20	20	20	40	3,5	3,5	1,25	
Chrom	1.000	2.000	--	--	--	--	--	1.750	350	350	75	
Kupfer	1.000	2.000	--	1.000	1.000	1.000	1.000	1.750	450	450	75	
Nickel	200	400	--	300	300	300	300	400	70	70	30	
Quecksilber	10	20	--	16	10	16	10	25	3,5	3,5	0,75	
Zink	3.000	6.000	--	2.500	2.500	2.500	2.500	4.000	1.400	1.400	300	
Cr+Cu+Ni+Zn	4.000	8.000	--	--	--	--	--	--	--	--	--	
Arsen	--	--	--	--	--	--	--	--	25	25	15	
Fluorid	--	--	1.200	--	--	--	--	--	--	--	--	
Selen	100	200	--	--	--	--	--	--	--	--	--	
Dioxine/Furane	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	
PCBs	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	
AOX	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	

Tab. 7: Klärschlammgrenzwerte für relevante Schadstoffe bei landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung in europäischen und anderen Ländern (Angaben in mg/kg TS Schlamm); LINDNER (1995) und für Schweden von MATTHEWS (1996) erweitert

Parameter	Norwegen	Schweden ¹	Schweiz	Spanien Boden		Kanada	Neuseeland		USA	
				pH <7	pH >7		High Quality	Others		
Blei	100	200 (100)	500	750	1.200	500	600	300	840	
Cadmium	4	4 (2)	5	20	40	20	15	39	85	
Chrom	125	100 (100)	500	1.000	1.500	--	1.000	1.200	3.000	
Kupfer	1.000	1.200 (600)	600	1.000	1.750	--	1.000	1.500	4.300	
Nickel	80	50 (50)	80	300	400	180	200	420	420	
Quecksilber	5	5 (2,5)	5	16	25	5	10	17	57	
Zink	150	800 (800)	2.000	2.500	4.000	1.850	2.000	2.800	7.500	
Arsen	--	--	--	--	--	75	--	41	75	
Kobalt	--	--	60	--	--	150	--	--	--	
Molybdän	--	--	20	--	--	20	--	18	75	
Selen	--	--	--	--	--	14	--	36	160	
Dioxine/Furane	--	--	--	--	--	--	--	--	--	
PCBs	--	--	--	--	--	--	--	--	--	
AOX	--	--	500 (Richtwert)	--	--	--	--	--	--	

Werte (in Klammer) gelten ab 1. Jänner 1998

In Schweden werden weiters folgende maximale Konzentrationen von organischen Schadstoffen in Klärschlamm empfohlen: Nonylphenol: 50 mg/kg TS, Toluol: 5 mg/kg TS, Summe der PAK: 3 mg/kg TS, Summe der PCB: 0,42 mg/kg TS.

Tab. 8: „Klärschlammgrenzwerte“ für relevante Schadstoffe bei landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung in 7 österreichischen Bundesländern
(Angaben in mg/kg TS Schlamm)

Parameter	Burgenland ¹⁾	Niederösterreich ⁴⁾	Oberösterreich	Salzburg	Steiermark	Tirol	Vorarlberg
Blei	500 (100)	400 (100)	400	500	500	500	500
Cadmium	10 (2)	8 (2)	5	10	10	10	10
Chrom	500 (100)	500 (50)	400	500	500	500	500
Kupfer	500 (100)	500 (300)	400	500	500	500	500
Nickel	100 (60)	100 (25)	80	100	100	100	100
Quecksilber	10 (2)	8 (2)	7	10	10	10	10
Zink	2.000 (1.000)	2.000 (1.500)	1.600	2.000	2.000	2.000	2.000
Arsen	--	--	--	20	--	20	--
Kobalt	--	100 (10)	--	100	100	100	100
Molybdän	--	--	--	20	20	20	20
Selen				20			
Dioxine/Furane	--	100 ²⁾	100 ²⁾	--	--	--	--
PCBs	--	je 0,2 ³⁾	je 0,2 ³⁾	--	--	--	--
AOX	--	500	500	--	--	--	--

¹⁾ Güteklasse 2 ohne Klammer, Güteklasse 1 in Klammer

²⁾ ng TE/kg TS

³⁾ IUPAC Standards Nr. 28, 52, 101, 138, 153, 180

⁴⁾ Qualitätsklasse III ohne Klammer gültig bis 2004, in Klammer Qualitätsklasse II, Qualitätsklasse I soll den durchschnittlichen regionalen Oberbodengehalten entsprechen.

Quellen:

- Burgenländische Klärschlamm- und Müllkompostverordnung, LGBl. Nr. 82/91, 1991-9-30.
- Niederösterreichische Klärschlammverordnung, LGBl. Nr. 134/94 6160/2-0, 1994-7-28.
- Oberösterreichische Klärschlamm-, Müll- und Klärschlammkompostverordnung, LGBl. Nr. 21/93, 1993-3-31.
- Salzburger Richtlinien für die Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft, Kammer für Land- und Forstwirtschaft Salzburg, November 1987.
- Steiermärkische Klärschlammverordnung, LGBl. Nr. 89/1987, 1987-12-22
- Richtlinien für die Ausbringung von Klärschlamm auf Böden, Amt der Tiroler Landesregierung - Kulturbauamt, Oktober 1987.
- Vorarlberger Klärschlammverordnung, LGBl. Nr. 31/1987, 1987-8-20.

Tab. 9: Bodengrenzwerte für relevante Schadstoffe bei Aufbringung von Klärschlamm in europäischen Ländern; (Angaben in mg/kg TS Boden); LINDNER (1995)

Parameter	EG-Richtlinie 86/278/EWG		Belgien		Dänemark	Deutschland	Finnland	Frankreich
	Anhang I A		Flandern	Wallonie				
	Sandboden	Ton/Schluff			pH 5-6	pH >6		pH \geq 6
Blei	50-300	50	300	100	40	100	60	100
Cadmium	1-3	1	3	1	0,5	1	0,5	2
Chrom	100-150 ¹⁾	100	150	100	30	100	200	150
Kupfer	50-140	50	140	50	40	60	100	100
Nickel	30-75	30	75	50	15	50	60	50
Quecksilber	1-1,5	1	1,5	1	0,5	1	0,2	1
Zink	150-300	150	300	200	100	150	150	300
Arsen	--	--	--	--	--	--	--	--
Fluorid	--	--	--	--	--	--	--	--
Molybdän	--	--	--	--	--	--	--	--
Selen	--	--	--	--	--	--	--	--

¹⁾ Geplant

Tab. 10: Bodengrenzwerte für relevante Schadstoffe bei Aufbringung von Klärschlamm in europäischen Ländern (Angaben in mg/kg TS Boden); LINDNER (1995)

Parameter	Großbritannien		Irland	Italien	Luxemburg		Niederlande
	5,0-5,5	5,5-6,0			Empfohlen	Grenzwert	
Blei	300	300	50	100	50	300	85
Cadmium	3	3	1	1,5	1	3	0,8
Chrom	400	400	--	--	100	200	100
Kupfer	80	100	50	100	50	140	36
Nickel	50	60	30	75	30	75	35
Quecksilber	1	1	1	1	1	1,5	0,3
Zink	200	250	150	300	150	300	140
Arsen	50	50	--	--	--	--	29
Fluorid	500	500	--	--	--	--	--
Molybdän	4	4	--	--	--	--	--
Selen	4	4	--	--	--	--	--

Tab. 11: Bodengrenzwerte für relevante Schadstoffe bei Aufbringung von Klärschlamm in europäischen u. a. Ländern (Angaben in mg/kg TS Boden); LINDNER (1995)

Parameter	Norwegen	Schweden	Schweiz	Spanien		Kanada ¹⁾	Neuseeland	USA ²⁾
				Boden pH <7	Boden pH >7			
Blei	50	40	50	50	300	50	300	150
Cadmium	1	0,4	0,8	1	3	2	3	19,5
Chrom	100	30	75	100	150	--	600	1.500
Kupfer	50	40	50	50	210	--	140	750
Nickel	30	30	50	30	112	18	35	210
Quecksilber	1	0,3	0,8	1	1	0,5	1	8,5
Zink	150	75	200	150	450	185	300	1.400
Arsen	--	--	--	--	--	7,5	--	20,5
Fluorid	--	--	400	--	--	--	--	--
Kobalt	--	--	25	--	--	15	--	--
Molybdän	--	--	5	--	--	2	--	9
Selen	--	--	--	--	--	1,4	--	50
Thallium	--	--	1	--	--	--	--	--

¹⁾ Canada's Fertilizers Act

²⁾ EPA503 Proposed Regulation

Tab. 12: Bodengrenzwerter für relevante Schadstoffe bei Aufbringung von Klärschlamm in 7 österreichischen Bundesländern (Angaben in mg/kg TS Boden)

Parameter	Burgenland	Niederösterreich	Oberösterreich	Salzburg ³⁾	Steiermark	Tirol	Vorarlberg
Blei	100	100	100	100	100	100	100
Cadmium	2	1,5 ²⁾	1	2	2	2	3
Chrom	100	100	100	100	100	100	100
Kupfer	100	60	100	100	100	100	100
Nickel	60	50	60	50	60	50	60
Quecksilber	1,5	1	1	2	2	2	2
Zink	300	200	300 ¹⁾	300	300	300	300
Selen				10			
Arsen	--	--	--	20	--	20	--
Kobalt	--	--	--	50	50	50	--
Molybdän	--	--	--	5	10	10	--

¹⁾ pH-Wert unter 6,0: Grenzwert Zink 150 mg/kg TS

²⁾ pH-Wert unter 6,0: Grenzwert Cadmium 1 mg/kg TS

³⁾ weiters sind folgende Begrenzungen vorgesehen: für Thallium 1 mg/kg TS, Zinn 50 mg/kg TS, Vanadium 50 mg/kg TS, Bor 25 mg/kg TS, Fluor 200 mg/kg TS, Brom 10 mg/kg TS.

Quellen:

- Burgenländische Klärschlamm- und Müllkompostverordnung, LGBl. Nr. 82/91, 1991-9-30.
- Niederösterreichische Klärschlammverordnung, LGBl. Nr. 134/94 6160/2-0, 1994-7-28.
- Oberösterreichische Klärschlamm-, Müll- und Klärschlammkompostverordnung, LGBl. Nr. 21/93, 1993-3-31.
- Salzburger Richtlinien für die Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft, Kammer für Land- und Forstwirtschaft Salzburg, November 1987.
- Steiermärkische Klärschlammverordnung, LGBl. Nr. 89/1987, 1987-12-22
- Richtlinien für die Ausbringung von Klärschlamm auf Böden, Amt der Tiroler Landesregierung - Kulturbauamt, Oktober 1987.
- Vorarlberger Klärschlammverordnung, LGBl. Nr. 31/1987, 1987-8-20.

4 AUSWAHL DER KLÄRANLAGEN, PROBENAHE UND UNTERSUCHUNGSUMFANG

4.1 Auswahl der Kläranlagen

Über siebzig Kläranlagenbetreiber in Österreich wurden mit der Bitte angeschrieben, an diesem interdisziplinären Projekt teilzunehmen und einen Fragebogen über die Einleiterstruktur auszufüllen, Anonymität wurde zugesichert. Von ca. 25 % der Adressaten erhielt das Umweltbundesamt Rückmeldungen.

Nach Einlangen der ausgefüllten Fragebögen wurden zur Beprobung 17 Kläranlagen ausgewählt; alle untersuchten Klärschlammproben erfüllen folgende Kriterien:

- sie stammen von kommunalen Kläranlagen mit einer Plangröße ≥ 30.000 EGW
- sie sind Faulschlämme in verschiedenen Bearbeitungsstadien (mit einer Ausnahme als Vergleichswert)
- sie sind nicht chemisch stabilisiert (z. B. durch Kalkzugabe)
- sie wurden in der Zeit zwischen November 1994 und März 1995 genommen (in der kalten Jahreszeit sind für den Betrieb von Kläranlagen aufgrund der verringerten biologischen Aktivität nicht unbedingt optimale Betriebsbedingungen zu erwarten).

Die nachfolgende Tabelle zeigt eine Übersicht, wie viele Kläranlagen pro Bundesland untersucht wurden:

Tab. 13: Anzahl der beprobten Kläranlagen pro Bundesland

Bundesland	Anzahl der beprobten Kläranlagen
Burgenland	1
Kärnten	keine Rückmeldungen
Niederösterreich	3
Oberösterreich	5
Salzburg	2
Steiermark	1
Tirol	4
Vorarlberg	1
Wien *	nicht im Programm

* Klärschlamm aus Wien ist für diese Studie nicht repräsentativ, da

a) Wien die einzige Millionenstadt Österreichs ist und

b) der in Wien anfallende Klärschlamm nicht landwirtschaftlich genutzt sondern zu 100 % verbrannt wird

In der Projektplanung wurden diese Kläranlagen drei verschiedenen hypothetischen Einzugsgebieten (ländliches Gebiet, Fremdenverkehrsgebiet, städtisches oder industrielles Gebiet) zugeordnet. Nach Auswertung der Fragebögen und Analysendaten zeigte sich jedoch, daß die Ergebnisse eine solche Zuordnung nicht zulassen (siehe Kapitel 5).

4.2 Probenahme

Jeweils ein Mitarbeiter der betreffenden Kläranlage nahm an fünf aufeinander folgenden Tagen gleich große Stichproben (nach ÖNORM M 6290), füllte diese in dafür vom Umweltbundesamt bereitgestellte Kunststoffbehälter und schickte diese an das Labor des Umweltbundesamtes. Die fünf Stichproben wurden vereint, gerührt und für eine Untersuchung auf Hygiene-Parameter, eine Frischprobenbearbeitung und auf eine Luft- bzw. Gefriertrocknung (=Lyophilisation) aufgeteilt. Für Parameter, bei denen Kunststoffbehälter ev. problematisch sind, wurden Blindproben angesetzt.

4.3 Untersuchungsumfang

Es stellte sich am Beginn des Projektes die Frage, welche Stoffe vordringlich in kommunalen Klärschlämmen zu untersuchen sind.

Als Auswahlkriterien wurden in Österreich existierende Grenz- bzw. Richtwerte, physikalisch-chemische Daten der Stoffe und dadurch bedingt deren mögliche Eliminationswege in der Kläranlage sowie Literaturdaten über Stoffkonzentrationen im Klärschlamm herangezogen.

Grenzwerte

In den einzelnen Landesverordnungen bzw. Richtlinien werden unterschiedliche Parameter gesetzlich geregelt (siehe Kapitel 3.2). Für eine landwirtschaftliche Verwertung müssen beispielsweise in Niederösterreich untersucht werden: Nährstoffe und Spurenelemente, Trockensubstanz, organische Trockenmasse, Gesamtstickstoff, Ammonium-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff, Gesamt-Phosphor, Gesamt-Kalium, Gesamtkohlenstoff, Kalzium, Magnesium, Natrium, pH-Wert, Leitfähigkeit, Glührückstand, Karbonat, Mangan und Füllstoffe. Weiters sind „Grenzwerte“ vorgesehen für Enterobacteriaceen, Salmonellen, ansteckungsfähige Wurmeier, Radioaktivität nicht natürlichen Ursprungs, Zink, Kupfer, Chrom, Blei, Nickel, Kobalt, Arsen, Molybdän, Cadmium, Quecksilber.

An organischen Parametern sind AOX, Polychlorierte Biphenyle sowie Dioxine und Furane in der Oberösterreichischen und in der Niederösterreichischen Klärschlammverordnung begrenzt. Ebenso sind zahlreiche Parameter in unterschiedlicher Häufigkeit im Boden zu untersuchen.

Physikalisch-chemische Daten

Physikalisch-chemische Stoffdaten können erste Hinweise darauf geben, wie sich ein Stoff in der Umwelt verhält. So dienen diese Angaben zu einer groben Beurteilung, welche Stoffe vornehmlich zu welchem Umweltkompartiment tendieren, um dann entsprechend ihrer Persistenz und Toxizität primär in die Überprüfung einbezogen zu werden.

Das Abwasser transportiert organische Schadstoffe entweder in gelöstem Zustand oder adsorbiert an Schwebstoffe. Im ausgedehnten Kanalnetz können Stoffe bereits ausgasen, abgebaut werden oder sich an den Wandungen absetzen (RIPPEN, 1990).

Zusätzliche Kriterien bei der Parameterauswahl

Bei der Auswahl der Parameter wurden folgende Kriterien zusätzlich mitberücksichtigt:

- Literaturstudie
- Schadstoffeigenschaften von Stoffen
- Mengenaufkommen und Schadstoffeigenschaften von Metaboliten
- Der Umfang der Untersuchung sollte den finanziellen Aufwand rechtfertigen

Im Rahmen einer Literaturstudie über 900 Literaturstellen wurden beispielsweise von DRESCHER-KADEN (1989) Daten über den Übergang organischer Chemikalien in den Klärschlamm zusammengetragen. Verglichen mit anorganischen Belastungen findet man organische Schadstoffe meist nur unregelmäßig in Untersuchungsergebnissen. Aus den Literaturdaten geht hervor, daß im Klärschlamm etwa 300 organische Stoffe mit möglicher Schädwirkung auftreten, von denen 42 regelmäßig vorkommen.

Für die innerhalb weiter Grenzen schwankenden Konzentrationen einzelner organischer Schadstoffe in der Klärschlamm-Matrix können verschiedene Ursachen angegeben werden:

- Die Untersuchungsergebnisse sind schwer vergleichbar, da sie in verschiedenen Zeiträumen (Sommer, Winter, ...) und von Klärschlämmen unterschiedlichster Herkunft (Einzugsgebiet) gewonnen wurden. Oftmals wurden die Klärschlämme nicht näher definiert (Faulschlamm, stabilisierter Schlamm, Preßschlamm,..).
- Bedingt durch das abweichende Abbau- und Adsorptionsverhalten der einzelnen Verbindungen findet man im Abwasser und den verschiedenen Klärschlammtypen unterschiedliche Konzentrationen an organischen Schadstoffen.
- Die unterschiedlichen analytischen Nachweisgrenzen der verschiedenen angewandten Untersuchungsmethoden erschweren einen Vergleich zusätzlich. Bei den Methoden muß außerdem zwischen Einzelanalysen und Screeningverfahren unterschieden werden.
- Produktverbote und gesetzliche Maßnahmen sowie technische und ökonomische Entwicklungen im Bereich der Abwasserreinigung spiegeln sich oft in Konzentrationsabnahmen einzelner Schadstoffe wider.

4.4 Untersuchungsumfang und Methoden

Der Klärschlamm, welcher in unterschiedlichen, den Parametern angepaßten Zuständen (feucht, luftgetrocknet, lyophilisiert) analysiert wurde, wurde im Rahmen dieses Pilotprojektes auf über 100 Einzelparameter untersucht:

Feuchter Klärschlamm wurde für folgende Untersuchungen eingesetzt:

- Trockenrückstand und Wassergehalt bei 25°C bzw. 105°C
- Glührückstand
- pH-Wert
- Cäsium 137
- Enterobacteriaceen, Salmonellen und ansteckungsfähige Wurmeier
- Ammonium-, Kjeldahl-, Nitrat- und Gesamt-Stickstoff
- Benzol, Toluol, Xylol, Styrol und Dichlorbenzole
- Screening auf weitere organische Substanzen

Lufttrockener Klärschlamm wurde auf den Gehalt folgender Summenparameter untersucht:

- Anorganischer Kohlenstoff
- Organischer Kohlenstoff
- Gesamt-Kohlenstoff

Lyophilisierter Klärschlamm wurde für die folgende Analytik eingesetzt:

- Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink, Arsen, Molybdän, Kobalt, Natrium, Phosphor, Kalium, Kalzium, Magnesium, Mangan, Aluminium und Eisen, Selen, Thallium, Vanadium, Zinn, Barium und Bor
- Adsorbierbare organische Halogene (AOX)
- Summe der Kohlenwasserstoffe
- Tenside
- Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe
- Mono-, Di-, Tetra-, Penta- und Hexachlorbenzole
- Chlorphenole
- Polychlorierte Biphenyle und Polybromierte Biphenyle
- Octachlorstyrol, DDT und dessen Metaboliten
- Hexachlorcyclohexane
- Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und polychlorierte Dibenzofurane
- elektronenmikroskopische Untersuchungen

Methoden

Die Analysen im Umweltbundesamt erfolgten - soweit vorhanden - nach Normvorschriften. Alle angewandten und erarbeiteten Untersuchungsmethoden wurden im UBA (1996a) veröffentlicht. Die Cäsium 137- und die bakteriologischen Untersuchungen wurden vergeben, sie erfolgten nach standardisierten Verfahren.

5 DARSTELLUNG DER MESSERGEBNISSE UND BEWERTUNG DER UNTERSUCHTEN SUBSTANZEN

Die einzelnen Analysenergebnisse sind in UBA (1996b) zusammengefaßt und werden hier nicht detailliert dargestellt. Diese Ergebnisse beziehen sich alle - sofern nicht anders angegeben - auf die Trockensubstanz (TS) bei 105°C, um die Klärschlammgehalte der untersuchten anorganischen und organischen Stoffe besser vergleichen zu können. Im Folgenden werden Kenngrößen (Minimal- und Maximalwerte, Mediane, Mittelwerte und Varianzkoeffizienten) den Daten aus der internationalen Literatur gegenübergestellt und interpretiert.

5.1 Kenngrößen

In diesem Bericht werden einige Kenngrößen verwendet, die kurz erklärt werden sollen.

Die rechnerische Aufarbeitung der experimentell ermittelten Gehalte organischer Schadstoffe in den Faulschlammproben erfolgte, um den Streubereich zu charakterisieren, durch Kennzeichnung der *Minimal- und Maximalwerte*.

Zu weiteren Vergleichszwecken werden, wie in der Fachliteratur bereits üblich, für die Gehalte der untersuchten Parameter von 16 Faulschlammproben die *Medianwerte* angegeben. Die eine Probe, die keinen Faulschlamm darstellt, wird zu Vergleichszwecken ebenfalls angeführt, jedoch nicht in die Berechnungen einbezogen. Es konnten jedoch - bis auf wenige Ausnahmen - keine gravierenden Unterschiede zwischen Faul- und Nichtfaulschlamm festgestellt werden. In die weiterführenden Auswertungen wurden nur solche Meßreihen einbezogen, für die bei mindestens der Hälfte der Fälle Meßwerte oberhalb der Bestimmungsgrenze erhalten wurden (mehr als acht Werte).

Bei diesen Bewertungen wurden alle ermittelten Werte berücksichtigt. Für Gehalte, die zwischen der *Bestimmungs- und Nachweisgrenze* lagen und deshalb nicht eindeutig quantifizierbar waren, wurde die Nachweisgrenze eingesetzt. Bei Parametern, bei welchen nur Bestimmungsgrenzen definiert wurden (z. B. Schwermetalle), wurde anstelle der Nachweisgrenze die halbe Bestimmungsgrenze für weitere Berechnungen herangezogen. N.N.-Angaben wurden für die Berechnung der Mediane gleich Null gesetzt, in die *Mittelwertbildung* wurden diese Proben nicht einbezogen. Dies soll an einem kleinen Rechenbeispiel demonstriert werden (Tab. 14):

Tab. 14: Berechnung des Mittelwertes und des Medians (Bestimmungsgrenze wird mit 0,5 µg/kg, Nachweisgrenze mit 0,4 µg/kg angenommen):

Probe	gemessene Konzentration µg/kg	Werte zur Mittelwert bildung herangezogen	Werte zur Median berechnung herangezogen
1	6,1	6,1	6,1
2	4,3	4,3	4,3
3	2,5	2,5	2,5
4	< 0,5	0,4	0,4
5	2,1	2,1	2,1
6	n.n.	-	0
Berechnung		Mittelwert: 3,08	Median: 2,30

Der Mittelwert wird aus 5 Angaben gebildet, da in der 6. Probe der Parameter unter den gewählten Analysebedingungen nicht nachgewiesen werden konnte ($n = 5$, da eine Probe n.n.). Der Wert mit <0,5 wird 0,4 gleichgesetzt, da Werte unter der Bestimmungsgrenze gleich der Nachweisgrenze gesetzt werden.

Der *Variationskoeffizient* wurde als Maß der Streuung der Analysenwerte angeführt.

Errechnete Senke:

Durch das Abwasser werden einzelne Stoffe ausgetragen, welche die Tendenz aufweisen, sich im Klärschlamm zu konzentrieren. Um die Größenordnung dieses Vorkommens im gesamten kommunalen Klärschlamm für 1995 (186.036 Tonnen Klärschlamm TS) abschätzen zu können, sind überschlägige Berechnungen mit den ermittelten Medianen durchgeführt worden. In den folgenden Tabellen werden die Gesamtstoffmengen im anfallenden kommunalen Klärschlamm für ganz Österreich als „*errechnete Senke*“ in kg/a (für PCDD und PCDF in g/a) angegeben. Dies stellt jedoch nach Ansicht der Autoren in vielen Fällen den „worst case“ dar, da einerseits die Konzentrationsermittlungen aus Winterproben erfolgten, andererseits die Gehalte von Faulschlamm und nicht kalkstabilisierten Schlämmen stammen. Bei den Schwermetallen kann, bedingt durch die Rechnung mit der halben Bestimmungsgrenze, ein systematischer Unschärfe gemacht werden.

Diese relativ grobe Abschätzung soll am Beispiel Phosphor demonstriert werden:

$186.036.000$ (Gesamtmenge TS in kg) \times $0,0281$ (Median in kg/kg TS) = $5.227.612$ kg „errechnete Senke“ Phosphor /a (siehe Tab. 22)

5.2 Inhaltsstoffe des Klärschlammes

In weiterer Folge wird versucht, die Inhaltsstoffe, welche in der vorliegenden Arbeit gemessen wurden, nach ihrer Umweltrelevanz im Überblick zu bewerten.

5.2.1 Makronährstoffe

Zu den Makronährstoffen für das Pflanzenwachstum zählen u. a. Stickstoff, Phosphor, Kalium, Kalzium und Magnesium. Bei der Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft sind neben der Düngewirkung auch die bodenverbessernde Wirkung, die biologische Aktivierung der Böden und die pH-Wertstabilisierung positiv zu vermerken. Der Nährstoffgehalt des Klärschlammes ist mit Ausnahme von Kali (K_2O) mit dem anderer organischer Dünger vergleichbar (Tab. 16).

In nachfolgender Tabelle (Tab. 15) sind Durchschnittsgehalte von Makronährstoffen, aufbauend auf verschiedene österreichische Literaturquellen, angeführt. Diese Nährstoffgehalte unterliegen keinen Grenzwerten und sind der Maßstab für den Düngewert des Schlammes. Vergleicht man die jährliche Reinnährstoffmenge von Stickstoff, Phosphat und Kali aus der Mineraldüngung mit dem Düngebeitrag aus der möglichen Klärschlammnutzung, so sind etwa fünf Prozent der Mineraldüngermenge (Stand 1994) durch Nährstoffe aus Klärschlamm ersetzbar.

Tab. 15: Gehalte an Nährstoffen und Schwermetallen in österreichischen Klärschlämmen;
AICHBERGER (1991)

Parameter	Dimension	Anzahl der Messungen	Minimumwert	Maximumwert	Modalwert
H ₂ O	%	1.928	0,1	99,8	92,1
Trockensubstanz	% TS	1.928	0,2	99,9	7,9
Org. Substanz	% TS	1.657	1,5	91,3	54,0
pH	-	468	2,1	12,3	6,8
Leitfähigkeit	mS	449	0,3	27,8	2,6
N	% TS	1.665	0,3	38,5	3,9
NH ₄	% TS	1.465	0,01	32,5	0,7
P ₂ O ₅	% TS	1.665	0,2	24,2	3,0
K ₂ O	% TS	1.413	0,04	6,5	0,6
CaO	% TS	1.665	0,06	65,4	8,1
Mg	% TS	1.414	0,1	5,6	1,0
Mn	mg/kg TS	419	42	2.700	298
Co	mg/kg TS	1.141	1	140	10,4
Mo	mg/kg TS	456	1	650	14,6
Cu	mg/kg TS	2.393	12	4.310	190
Zn	mg/kg TS	2.402	18	14.370	1.320
Pb	mg/kg TS	2.396	5	19.150	145
Cr	mg/kg TS	2.403	5	97.600	64
Ni	mg/kg TS	2.392	2	1.840	37
As	mg/kg TS	394	0,1	54	3,6
Hg	mg/kg TS	2.369	0,01	460	1,8
Cd	mg/kg TS	2.374	0,1	285	3,0

Tab. 16: Durchschnittliche Nährstoffgehalte in Wirtschaftsdüngern und Siedlungsabfällen
(Angaben in kg/m³ od. t FS); AICHBERGER (1987)

	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Stallmist	5	3	5
Rindergülle	6	2,5	5
Jauche	3,5	0,2	2
Klärschlamm	3,1	2,4	0,5
Kompost	4,5	2,1	3

Tatsächlich werden durch die Klärschlammverwertung derzeit nur knapp 1 % der Mineraldüngermenge aus dieser Quelle ersetzt. Durch die Verschärfung der Bestimmungen über die Qualität der Vorfluter, verankert im Wasserrechtsgesetz 1990 und den dazu ergangenen Verordnungen, werden sich die Nährstoffgehalte in den nächsten Jahren ändern (BMLF, 1996). Zusätzliche Maßnahmen führen teilweise zu einer Reduktion an Stickstoffverbindungen und zur Erhöhung der Phosphatgehalte und verändern in dieser Hinsicht die Wertigkeit von Klärschlammgaben.

5.2.2 Mikronährstoffe

Die Mikroelemente sind Eisen, Zink, Molybdän, Bor, Mangan, Kupfer und Kobalt. Weitere Elemente, wie Natrium, Chlor und Silizium werden als nützlich bezeichnet. Die Gehalte der Böden an verfügbaren Mikronährelementen werden durch die Klärschlammausbringung erhöht. Die Spanne zwischen Mangel, optimaler Versorgung und Überschuß an verfügbaren Mikroelementen kann bei diesen Elementen sehr klein sein. Eine Überversorgung kann pflanzentoxisch wirken. Der Pflanzenernährung dienen in erster Linie die Elemente Mangan und Kupfer. Lediglich die Gehalte an Makro- und Mikronährstoffen sowie die organische Substanz lassen die Verwertung von Klärschlamm als ökologisch sinnvoll erscheinen.

In Tabelle 15 sind auch Gehalte anorganischer Stoffe im Klärschlamm zusammengefaßt. AICHBERGER (1991) stellte in seiner Arbeit Meßergebnisse aus Burgenland, Ober- und Niederösterreich, Salzburg, Steiermark und Tirol über eine Periode von 10 Jahren zusammen. Die Schlämme selbst sind aus Verwertungsgründen untersucht worden. Die Anzahl der Proben reicht z. B. von 394 beim Parameter Arsen bis zu 2.403 Proben beim Parameter Chrom.

5.2.3 Schwermetalle

Die Belastung der Böden durch die nachfolgenden anorganischen Schadstoffe kann die Eignung von Böden für den Anbau von Nahrungs- und Futterpflanzen in Frage stellen oder das Pflanzenwachstum behindern. Für die meisten Schwermetalle gilt, daß sie zunächst das Pflanzenwachstum beeinträchtigen, bevor es zu zu hohen Gehalten an Schwermetallen in den Pflanzen für die Verwendung als Lebensmittel bzw. Viehfutter kommt; namentlich gilt dies für Nickel, Chrom und Quecksilber.

Die Schwermetalle Blei, Chrom und Quecksilber werden nur in sehr geringen Mengen von den Pflanzen aus dem Boden aufgenommen. Andere Eintragswege, etwa über die Luft, tragen zur Belastung der Nahrungskette mit bei. Bei Blei und Cadmium treten zuerst hohe Gehalte in den Pflanzen auf, bevor die Pflanze geschädigt wird. Für folgende Metalle gibt es in allen Bundesländern Regelungen: Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Kobalt, Molybdän und Arsen werden nur vereinzelt geregelt.

Den gemessenen Werten in der vorliegenden Arbeit werden die Ergebnisse von AICHBERGER (1991) und die geltenden Richt- und Grenzwerte für Klärschlamm gegenübergestellt. Aufgrund der fortgesetzten Anstrengungen in Industrie und Gewerbe verlieren die punktförmigen Quellen kontinuierlich an Bedeutung. Zunehmend werden die diffusen Quellen für die Belastung der Klärschlämme mit diesen Schadstoffen wichtig (STEINMÜLLER, 1995). Zukünftige Maßnahmen und Kontrollen zur Reduktion von Metallen im Klärschlamm sind daher im Bereich der diffusen Einträge anzusiedeln.

5.2.4 Organische Schadstoffe

Dabei handelt es sich um eine äußerst heterogene Stoffgruppe mit unterschiedlicher ökologischer Relevanz. Im Gegensatz zu den anorganischen Schadstoffen sind diese Schadstoffe relativ neu in der Diskussion, so daß eher weniger eindeutige Bewertungen zu erwarten sind. Auf Grund des Vorsorgeprinzipes sind jedoch einige breiter abgesicherte Prüfkriterien aus der Literatur abzuleiten.

Nieder- und Oberösterreich haben als einzige Bundesländer in ihren Verordnungen zum Klärschlamm, Müll- und Klärschlammkompost Grenzwerte für adsorbierbare, organische Chlorverbindungen (AOX) und polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F) festgelegt. In den anderen Bundesländern gelten nur Grenz- bzw. Richtwerte für anorganische Schadstoffe (Tab. 8).

Eine umfassende ökotoxikologische Bewertung der organischen Schadstoffe ist derzeit, angesichts der außerordentlich hohen Stoffvielfalt und der wenigen gesicherten Zusammenhänge nicht möglich. In Anlehnung an die Oberösterreichische und Niederösterreichische Klärschlammverordnung könnten jedoch „Grenzwerte“ für organische Schadstoffe auch in den anderen Bundesländern einheitlich geregelt werden.

Als weitere Anleitung zum Umgang mit Stoffen, die keinem „Grenzwert“ unterliegen, wird u. a. von MERKEL & APPUHN (1996) das Medianwert-Konzept vorgeschlagen:

Dieses Konzept verlangt Schadstoffuntersuchungen, unabhängig von der nachgewiesenen ökotoxikologischen Schädigung durch organische Verbindungen, und wird u. a. in Niedersachsen, Bremen und Brandenburg in Zusatzvereinbarungen angewendet. Diese Analysenwerte sind sodann in einen Vorsorgekontext zu stellen und wegen der Unkenntnis eindeutiger Negativfolgen unabhängig von der Entscheidung Klärschlammverwertung oder Klärschlamm Entsorgung zu betrachten. Diese Vorgangsweise soll verhindern, daß Stoffe, deren toxikologische Folgen nicht bekannt sind, sich in den Böden anreichern. Weiters sollen bisher unbekannte Risiken weitgehend ausgeschlossen werden. Eine Pflicht zur Untersuchung auf organische Verbindungen wird aber dadurch nicht in Frage gestellt. Letztlich kann dadurch ansatzweise verhindert werden, daß eine vorsätzliche Entsorgung belasteter Abfälle stattfindet.

Das Konzept wird bundesweit in Deutschland in zwei Richtungen durch eine Stoffliste zur Einengung des Untersuchungsumfanges und durch eine Auswertung bisheriger Meßdaten ergänzt. Die Stoffliste wurde von einer Arbeitsgruppe der deutschen Umweltminister erarbeitet und führt eine Reihung der relevanten Stoffgruppen durch. Toxikologische Befunde an Organismen, Persistenz, MAK-Werte, Löslichkeit und Aufnahmevermögen werden als Hilfsgrößen mit „Sicherheitsfaktoren“ in Richtung Mensch ausgewertet. Das vorläufige Ergebnis ist in Tabelle 17 angeführt. Für diese Stoffe sollten Minderungsprogramme überlegt werden, eine zwingende Begrenzung erscheint jedoch nicht notwendig. Da diese Auswertung auf deutschen Verhältnissen beruht, in Österreich teilweise geringere - wie auch die vorliegende Arbeit zeigt - Belastungen vorzufinden sind, sollte vorerst durch ein Monitoringprogramm die Relevanz für österreichische Verhältnisse überprüft werden.

Tab. 17: Liste der vorläufig als vorrangig und nachrangig eingestuft organischen Schadstoffe in Klärschlamm; GIDARAKOS (1993)

VORRANGIG	NACHRANGIG
PCDD und PCDF	Phthalate
PCB	HCB
AOX	Lindan
PAK	PCP
Benzo(a)pyren	
LAS	
NPEO/NP	
Mineralöl-Kohlenwasserstoffe	

Die oben beschriebene Vorgangsweise erweitert das Bodenschutzvorhaben der Deutschen Klärschlammverordnung. Die bisherigen Meßdaten werden auf ihre Mediane hin ausgewertet und dienen als Ausgangsebene für die Einführung von Richtwerten. Übersteigt etwa der Meßwert eines Stoffes das Fünffache des Medians der Einzelmeßwerte, so treten im Klärschlamm, der Anlage oder dem Einzugsgebiet nicht vernachlässigbare, unerwünschte Auf-

fälligkeiten auf. Der Inhalt dieses Konzeptes kann als zusätzliche Qualitätsgarantie in die Abnahmeverträge zwischen Kläranlagenbetreibern und Klärschlammanwendern aufgenommen werden. Ein Beispiel dieser Richtwerte in mg/kg TS bringt die Tabelle 18.

Tab. 18: Richtwerte (mg/kg TS) für organische Schadstoffe im Klärschlamm gemäß Median-Konzept der Landwirtschaftskammer Hannover; MERKEL & APPUHN (1996)

Parameter	Kalkgehalt kg (CaO/t TS)	
	>120	<120
Fluoranthen	2,2	3,8
Benzo(b)fluoranthen	1,0	1,8
Benzo(k)fluoranthen	0,4	0,8
Benzo(a)pyren	0,7	1,2
Benzo(ghi)perylen	0,7	1,2
Indeno(123)pyren	0,6	1,2
HCB	0,05	0,05
pp-DDE	0,05	0,15
op-DDD	0,05	0,05
pp-DDD	0,05	0,05
sonstige CKW einzeln	0,05	0,05
Mineralölkohlenwasserstoffe	10.000	12.000

Die Überschreitung von Richtwerten hat in diesem deutschen Bundesland nicht den Ausschluß des Klärschlammes zur Folge, da es sich bei den Richtwerten keineswegs um toxikologisch begründete Werte handelt. Erst wenn die Richtwerte deutlich überschritten werden und die Anwendung des deutschen Minimierungsgebotes es verlangt, ist ein Ausschluß erforderlich.

Ähnlich wie oben leitet SCHNAAK (1995) in seiner Arbeit Normwerte für maximal zulässige Schadstoffeinträge (Grenzkonzentrationen) für organische Schadstoffe in Böden ab. Normwerte sollten soweit als möglich wirkungsbezogen sein, wobei der Transfer in das Schutzgut Pflanze lediglich als ein Kriterium zu werten ist. Zur Abschätzung von Normwerten für Klärschlammkonzentrationen wurden ökotoxikologische Wirkdaten aus dem terrestrischen und aquatischen Bereich zusammengestellt und eine im Boden tolerierbare Belastung abgeleitet. Als Normwert wird die Konzentration vorgeschlagen, die bei der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung nicht zu einer Überschreitung der tolerierbaren Bodenkonzentrationen führt. Eine Anreicherung von Schadstoffen, unabhängig von deren ökotoxikologischem Gefährdungspotential, auf jeden Fall zu vermeiden. Für zahlreiche Schadstoffe konnte er wegen der unzureichenden Datenlage (Ökotoxizität, Hintergrundbelastung) keinen Normwert ableiten. In diesen Fällen sollte aus Vorsorgegründen aber dennoch verhindert werden, daß überdurchschnittlich belastete Klärschlämme einer landwirtschaftlichen Bewertung zugeführt werden. Er nahm daher eine Limitierung des Schadstoffeintrages in den Boden durch Festlegung eines Normwertes in Höhe des 3 bis 5fachen Medians der gemessenen Klärschlammkonzentrationen vor.

Medianwerte und Normwerte nach SCHNAAK wurden bei der Bewertung der Untersuchungsergebnisse herangezogen, da bis auf AOX, PCB, PCDD und PCDF in den Landesverordnungen die anderen organischen Schadstoffe nicht begrenzt sind.

Tab. 19: Cäsiumgehalte in den Proben

Probe	Trockenrückstand bei 105 °C %	Cäsium 137	
		Becquerel/kg FS	Becquerel/kg TS
1	5,3	8 +/- 2	150,9
2	4,0	6 +/- 1	150,0
3	4,2	6 +/- 1	142,9
4	7,6	5 +/- 1	65,8
5	3,4	42 +/- 9	1.235,3
6	3,8	26 +/- 7	684,2
7	6,8	480 +/- 10	7.058,8
8	4,1	230 +/- 10	5.609,8
9	3,1	150 +/- 10	4.838,7
10	6,1	5 +/- 3	82,0
11	3,9	17 +/- 3	435,9
12	23,0	21 +/- 5	91,3
13	7,0	7 +/- 3	100,0
14	2,1	10 +/- 3	476,2
15	3,2	6 +/- 3	187,5
16	1,1	16 +/- 3	1.454,5
17*	5,7	80 +/- 20	1.403,5

FS: Feuchtsubstanz

* diese Probe ist keine Faulschlammprobe

Das Umweltbundesamt hat einen Arbeitskreis „Wechselwirkungen zwischen Bodenkontamination und Hydrosphäre“ bestehend aus dem für Strahlenschutz zuständigen Bundesministerium für Frauenfragen und Konsumentenschutz und deren Bundesanstalten für Lebensmitteluntersuchung und -forschung in Wien und Linz, dem Bundesforschungs- und -prüfzentrum Arsenal, dem Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf und dem Institut für Physik und Biophysik der Universität Salzburg sowie - als Landesvertreter - dem Amt der Oberösterreichischen Landesregierung gegründet. Eine erste Abschätzung ergab, daß es bei Ausbringung eines mit 7.000 Becquerel/kg TS belasteten Klärschlammes in der Landwirtschaft von 2,5 t pro ha und Jahr zu einem Anstieg des Cäsium 137- Inventars im Oberboden von etwa 7 % kommen könnte. Diese Werte stellen zwar keine unmittelbare gesundheitliche Gefährdung dar, die Ursache der Klärschlammbelastung sollte aber nach Meinung des Arbeitskreises erkundet werden. Das Umweltbundesamt hat mit diesem Arbeitskreis eine Plattform geschaffen, in der sowohl die zuständigen Landes- und Bundesbehörden als auch wissenschaftliche Institutionen die Belastung biogener Abfälle bundesweit einheitlich untersuchen und bewerten sollen. Die ersten Ergebnisse der bundesweiten Untersuchung sollen 1998 vorliegen. In der Niederösterreichischen Klärschlammverordnung ist beispielsweise ein Grenzwert von 500 Becquerel/kg TS vorgesehen. Nach dieser Bestimmung würden 7 von 17 Anlagen für eine landwirtschaftliche Verwertung nicht zugelassen werden. Es muß jedoch ausdrücklich darauf hingewiesen werden, daß unstabilierte Faulschlämme untersucht wurden. Eine Kalkstabilisierung sollte den Gehalt absenken.

5.3.3 Hygienische Untersuchungen

Grundsätzlich unterscheidet man zwischen bakteriologischen, virologischen und parasitären Kontaminationen. Sie sind auf Ausscheidungen von latent und akut erkrankten Menschen und Haustieren zurückzuführen. Durch andere Quellen (Krankenhäuser, Schlacht- und Viehhöfe u. a.) wird die Anzahl der Krankheitserreger erhöht und deren Spektrum erweitert.

Klärschlamm kann somit Träger von Krankheitserregern sein. Eindeutige Nachweise für Übertragungsmöglichkeiten von Krankheitserregern durch die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm liegen bei bakteriellen und parasitären Erregern vor. Eine Kläranlage, die dem heutigen Stand der Technik entspricht, ist in der Lage, die Mehrzahl von Erregern zahlenmäßig zu reduzieren.

Als seuchenhygienisch unbedenklich gilt ein Schlamm, der pro Gramm Klärschlamm keine Salmonelle, keine ansteckungsfähigen Wurmeier und nicht mehr als 100 bzw. 1.000 Enterobacteriaceen (je nach Verordnung) enthält.

Nach heutigem Wissensstand soll daher nur anaerob oder aerob stabilisierter Schlamm auf Ackerland mit Futterbau und auf Grünland ausgebracht werden.

In den Proben der chemisch noch nicht stabilisierten Schlämme wurden keine Wurmeier oder Salmonellen gefunden. Die Anzahl der Enterobacteriaceen schwankt erheblich. Diese drei hygienischen Untersuchungen werden in einigen Klärschlammverordnungen gefordert. Die Ergebnisse können jedoch nicht mit den Grenzwerten verglichen werden, die sich auf stabilisierten Klärschlamm beziehen, der landwirtschaftlich verwendet werden darf.

5.3.4 Kohlenstoffgehalte

Bei der Verbrennung von Klärschlamm ist dessen Gehalt an organischem Kohlenstoff interessant, da dieser zu einem CO₂- Ausstoß führt und den Heizwert bestimmt. Diese Belastung tritt natürlich bei jeder Verwertung des Klärschlammes auf, bei der landwirtschaftlichen Verwertung kann kurz - bis mittelfristig der Kohlenstoffvorrat im Boden erhöht werden.

In der vorliegenden Studie wurden folgende Ergebnisse ermittelt:

Tab. 20: Kenngrößen für die Kohlenstoffkomponenten

	Anorganischer Kohlenstoff	Organischer Kohlenstoff	Gesamt-Kohlenstoff
Anzahl der Proben	16	16	16
Mittelwert in mg/kg TS	12.000 (n = 16)	256.000 (n = 16)	268.000 (n = 16)
Variationskoeffizient	46 %	14 %	14 %
kleinster Wert in mg/kg TS	6.000	198.000	204.000
größter Wert in mg/kg TS	23.000	311.000	325.000
Median in mg/kg TS	11.000	252.000	266.000
errechnete Senke kg/a	2.046.396	46.881.072	49.485.576
Probe 17* in mg/kg TS	8.000	313.000	321.000

* diese Probe ist keine Faulschlammprobe

5.3.5 Stickstoffverbindungen

Stickstoffverbindungen verändern sich auf dem Fließweg vom Haushalt bis zur Kläranlage unterschiedlich. Nitrat diffundiert teilweise in die Sielhaut und auch in allfällige Schlammablagerungen und wird dort unter lokalen anaeroben Bedingungen zu elementarem Stickstoff reduziert.

Im biologischen Anlagenteil einer Kläranlage wird die Umwandlung von Ammonium in Nitrit und Nitrat (Nitrifikation) durch die Bakteriengattungen Nitrosomonas und Nitrobacter gewährleistet. Diese Nitrifikationsvorgänge sind störenden Einflüssen ausgesetzt (z. B. niederen 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.

Konzentrationen im Klärschlamm:

Die Zusammensetzung der Klärschlämme bezüglich der Nährstoffe Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium, Kalzium und der Trockensubstanz unterliegt örtlich und zeitlich erheblichen Schwankungen. Die Minimal- und Maximalwerte liegen daher zum Teil weit auseinander. In der Regel nehmen die Nährstoffgehalte im Klärschlamm (bezogen auf die TS) mit zunehmenden Trockenmassegehalt ab. Hohe TS-Gehalte im Klärschlamm sind meist ein Hinweis auf zusätzliche Maßnahmen zur Eindickung des Klärschlammes bei der Kläranlage (Filterpressen, Kalkzusatz; SCHÖNBERGER, 1990).

Der Gehalt an Stickstoff beträgt im Klärschlamm zwischen 0,1 und 17,6 % der Trockenmasse (Trockensubstanz, TS), wobei Gehalte um drei bis fünf Prozent häufig sind. Der Gehalt an Gesamtstickstoff ändert sich sehr stark mit der Konsistenz des Schlammes. In teilentwässerten Schlämmen konnte nur mehr etwas mehr als die Hälfte des Gesamtstickstoffes der nichtentwässerten Schlämme festgestellt werden. Im streufähigen Gut sank der Gehalt an Gesamtstickstoff sogar auf etwa ein Drittel der Stickstoffgehalte im Naßschlamm.

Die zulässige Stickstoffmenge nach dem Wasserrechtsgesetz (1990) von 175 kg/ha auf Äckern wird beispielsweise durch eine Aufbringmenge von 5 t Trockenmasse/ha und einem Stickstoffgehalt von 3,5 % erreicht; übliche Gaben sind mit maximal 2,5 t Trockenmasse beschränkt.

In der vorliegenden Studie wurden folgende Ergebnisse ermittelt:

Tab. 21: Kenngrößen für Stickstoffkomponenten

	Ammonium-Stickstoff	Kjeldahl- und Gesamtstickstoff
Anzahl der Proben	16	14
Mittelwert mg/kg TS	17.050 (n = 16)	56.450 (n = 14)
Variationskoeffizient	66 %	39 %
kleinster Wert mg/kg TS	5.300	30.300
größter Wert mg/kg TS	41.300	94.500
Median mg/kg TS	12.900	43.550
errechnete Senke kg/a	2.399.864	8.101.868
Probe 17* mg/kg TS	4.600	43.200

* diese Probe ist keine Faulschlammprobe

In den vorliegenden Proben wurde ein relativ hoher mittlerer Gesamtgehalt an Stickstoff von 5,6 % TS festgestellt.

5.3.6 Phosphor

Phosphor ist in der Natur nicht elementar anzutreffen, er ist Bestandteil organischer wie auch anorganischer Verbindungen und nimmt für Pflanze, Tier und Mensch die unverzichtbare Stelle eines Bioelements ein. In Nahrungsmitteln pflanzlicher und tierischer Herkunft ist Phosphor enthalten (Proteine, Nukleotide, Phosphorlipide, RNA, DNA...). Phosphorverbindungen gelangen auch mit Wasch- und Reinigungsmitteln sowie Konservierungsmitteln in den menschlichen Haushalt. Im häuslichen Schmutzwasser sind gelöste und ungelöste organische wie auch anorganische P-Verbindungen aus den Teilströmen, Spül- und Putzwasser, Waschlaugen, sanitäre Schmutzwasser einschließlich Harn und Fäzes, enthalten. Auf der Fließstrecke zwischen Haushalt und Kläranlage erfährt das kommunale Schmutzwasser in Hinblick auf die löslichen P-Verbindungen weder qualitativ noch quantitativ eine Änderung seiner Beschaffenheit (KOPPE & STOZEK, 1986). Mit Eisen (III)- und Aluminiumchlorid bzw. -sulfat wird Phosphor in vielen Kläranlagen gefällt. Phosphor ist der wichtigste Wertstoff im Klärschlamm.

Die Gehalte an Phosphat schwanken wie die Stickstoffgehalte sehr stark mit der Konsistenz des jeweiligen Schlammes. Bezogen auf die Trockensubstanz schwankt der Phosphoranteil bei Anlagen ohne Fällmittelzugabe zwischen 1 und 2 % (bzw. 2 und 4,5 % P_2O_5) und kann bei Anlagen mit Simultanfällung bzw. bei der 3. Reinigungsstufe bis zu 6 % P bzw. 13 % P_2O_5 erreichen (im Mittel 4 % P bzw. 9 % P_2O_5) (ÖWWV, 1984).

In der vorliegenden Studie wurden durchwegs Anlagen mit einer Phosphatfällung beprobt. Der gemessene P_2O_5 -Wert lag im Mittel bei 12,3 % der TS.

Es wurden folgende Ergebnisse ermittelt:

Tab. 22: Kenngrößen für Phosphor

	Phosphor
Anzahl der Proben	16
Mittelwert mg/kg TS	26.894 (n = 16)
Variationskoeffizient	15 %
kleinster Wert mg/kg TS	19.200
größter Wert mg/kg TS	34.100
Median mg/kg TS	28.100
errechnete Senke kg/a	5.227.612
Probe 17* mg/kg TS	18.600

* diese Probe ist keine Faulschlammprobe

5.3.7 Kalium, Natrium, Kalzium, Magnesium

Die Alkalimetalle Natrium und Kalium treten in häuslichen Abwässern nur als einwertige Kationen und praktisch ausschließlich in gelöster Form auf. Entsprechend ist auch ihre Anreicherung im Klärschlamm relativ gering.

Natrium und Kalium gehören zu den Hauptbestandteilen des anorganischen Anteils der häuslichen Abwässer, wobei Natrium aus menschlichen Ausscheidungen, Koch-, Wasch- und Reinigungswässern, Kalium vorwiegend aus Nahrungsmitteln stammt (KOPPE & STOZEK, 1986).

Der jährliche Bedarf der Pflanzen an Kalium - einem Makronährelement - kann, im Gegensatz zu Stickstoff und Phosphor, über Klärschlamm nicht gedeckt werden. Die Durchschnittsgehalte von Kali (K_2O) in Klärschlämmen bewegen sich bei 0,4-0,6 % der Trockenmasse. Die gemessenen Werte lagen im Mittel bei 0,94 % TS.

Der Gehalt an Kalzium in Klärschlämmen hängt hauptsächlich vom Anlagentyp und vom Stabilisierungsverfahren in der Kläranlage ab. Kalzium kann in kalkstabilisierten Klärschlämmen sehr hohe Werte (bis 38 % CaO der Trockenmasse) erreichen. Gemessen wurden im Mittel 8,8 % TS CaO, da es sich nicht um kalkstabilisierte Schlämme handelte. Besonders auf sauren Böden hat der hohe Kalziumgehalt des Schlammes eine positive Wirkung auf den pH-Wert des Bodens.

Durchschnittliche Gehalte an Magnesium, das wie Kalzium zu den Makronährstoffen gerechnet wird, in kommunalen Klärschlämmen bewegen sich zwischen 0,5-1 % der Trockensubstanz. Es wurden im Mittel 1 % TS gemessen. AICHBERGER (1986) konnte keine Auswirkungen auf den Magnesiumgehalt des Bodens durch Klärschlammdüngung feststellen. Die zugeführte Menge an Magnesium sollte ausreichen, die Verluste durch Entzug und Auswaschung im Anwendungsjahr abzudecken.

In der vorliegenden Studie wurden folgende Ergebnisse ermittelt:

Tab. 23: Kenngrößen für Kalzium, Kalium, Magnesium, Natrium

	Kalzium	Kalium	Magnesium	Natrium
Anzahl der Proben	16	16	16	16
Mittelwert mg/kg TS	62.675 (n = 16)	3.900 (n = 16)	10.413 (n = 16)	2.519 (n = 16)
Variationskoeffizient	29 %	54 %	32 %	57 %
kleinster Wert mg/kg TS	36.600	1.600	6.200	700
größter Wert mg/kg TS	99.800	9.100	18.500	6.000
Median mg/kg TS	60.150	3.100	10.250	2.250
errechnete Senke kg/a	11.190.065	576.712	1.906.869	418.581
Probe 17* mg/kg TS	44.200	11.500	9.500	1.800

* diese Probe ist keine Faulschlammprobe

5.3.8 Metalle

Während die Nährstoffe Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium und Kalzium als grundsätzlich positiv zu bewerten sind, gelten einige Metalle als essentiell für das Pflanzenwachstum, Schwermetalle und andere Elemente wiederum als kritische Begleiter und als anorganische Schadstoffe. Die vorhandene Literatur ist relativ umfangreich.

Konzentrationen im Klärschlamm:

Die meisten gesetzlichen Bestimmungen der europäischen Staaten über die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm stimmen im Untersuchungsumfang der Schwermetalle überein (Tab. 5-8).

Im Folgenden werden aus Gründen der Übersichtlichkeit ohne sonstige Bewertung zwei bis fünf Metalle in Tabellenform zusammengefaßt.

5.3.8.1 Mangan, Kupfer, Zink, Molybdän und Kobalt

Die Gehalte an Mangan schwanken in den in der vorliegenden Studie untersuchten Klärschlämmen sehr stark in Abhängigkeit von der Herkunft des jeweiligen Schlammes. Gemessen wurden im Mittel 313 mg/kg TS. Mangan stellt im allgemeinen keine Belastung für die Pflanzen durch die Klärschlammdüngung dar und ist in den Landesverordnungen nicht begrenzt.

Bei AICHBERGER (1991) lagen die häufigsten Kupfergehalte in Klärschlämmen bei 190 mg/kg TS (siehe Tab. 15). In der vorliegenden Arbeit sind im Mittel 264 mg/kg TS gemessen worden. Der zulässige „Grenzwert“ liegt bei 500 mg/kg TS. Eine Anlage weist mit 540 mg/kg TS eine Grenzwertüberschreitung auf, gleichzeitig konnte keine Anlage die gewählte Zielmarke von 100 mg/kg TS unterschreiten. Kupfer wird zwar von den Pflanzen nur in geringen Mengen aufgenommen, jedoch auf humosen, podsoligen Böden stark fixiert, so daß Mangelercheinungen auftreten können. Nur in alten Weinbergböden kommt es zu erhöhten Gehalten. Pflanzentoxizität tritt nur bei sehr sauren Bodenverhältnissen auf. Allerdings sind Maßnahmen auf der Einleiterseite kaum durchführbar, da der Dachrinnentausch von verzinktem Blech zu Kupferblech weiter fortschreitet. Die Verwendung von korrosionsfreien Oberflächen sollte daher angestrebt werden. Bei Trennsystemen ist eine Hauptquelle für Kupfer und Zink im Abwasser die Korrosion der Wasser- und Abwasserleitungen. Ein Ersatz von verzinkten Rohren und Kupferrohren durch korrosionsfreie bzw. metallfreie Leitungsnetze könnte die Kupfer- und Zinkgehalte im Klärschlamm senken.

Bei AICHBERGER (1991) lag der Modalwert für Zink, ermittelt aus über 2400 Klärschlammanalysen, bei 1.320 mg/kg TS. In der vorliegenden Studie wurde im Mittel 1.188 mg/kg TS gemessen. Der zulässige „Grenzwert“ in Österreich liegt bei 2.000 mg/kg TS. Sechs von siebzehn Anlagen konnten den Zielwert von 1.000 mg/kg TS unterschreiten. Zink kann durch die Klärschlammverwertung in beachtlichen Mengen in den Boden gelangen. Es gehört neben Cadmium und Nickel zu den relativ mobilen Schwermetallen im Boden, bei pH-Werten < 6 steigt die Verfügbarkeit stark an. Bei Zinkgehalten von 300 mg/kg Boden und pH-Werten < 5-6 sind Pflanzenschäden zu erwarten.

Im Mittel wurden 5,8 mg/kg TS für Molybdän gemessen. In drei Bundesländern gilt bei landwirtschaftlicher Aufbringung des Klärschlammes ein „Grenzwert“ von 20 mg/kg TS. Die Löslichkeit von Molybdän im Boden ist gering. Die Verfügbarkeit steigt im Gegensatz zu anderen Mikronährstoffen mit steigendem pH-Wert. Die Toleranz der Pflanzen gegenüber hohen Molybdängehalten ist sehr groß, so daß unter Praxisbedingungen kaum mit Molybdän-Toxizitätsschäden bei Pflanzen zu rechnen ist. Beachtet werden muß jedoch die Vorbelastung von einigen alpinen Standorten in den Zentralalpen.

Allgemein sind die Gehalte an Kobalt in Klärschlämmen gering. Wie aus Tabelle 24 ersichtlich, schwanken die Kobaltgehalte in der vorliegenden Studie zwischen 2,2 und 13,5 mg/kg TS. Im Mittel wurden 5,9 mg/kg TS gemessen. Der „Grenzwert“ von 100 mg/kg TS, der in nahezu allen Bundesländern besteht, wurde immer unterschritten. Kobalt gilt als nicht sehr kritisches Element bei der Klärschlammverwertung. Die negative Wirkung eines Kobaltüberschusses liegt im Verdrängungseffekt des Elements, d. h. Kobalt verdrängt andere essentielle Schwermetalle von physiologisch wichtigen Bindungsstellen.

In Tabelle 24 sind die in der vorliegenden Studie ermittelten Ergebnisse für Mikronährstoffe zusammengefaßt, in Tabelle 15 die Gehalte, die von AICHBERGER (1991) für die nachfolgend angeführten Mikronährstoffe publiziert wurden.

Tab. 24: Kenngrößen für die Mikronährstoffe Mangan, Kupfer, Zink, Molybdän und Kobalt

	Mangan	Kupfer	Zink	Molybdän	Kobalt
Anzahl der Proben	16	16	16	16	16
Mittelwert mg/kg TS	313 (n = 16)	264 (n = 16)	1.188 (n = 16)	5,8 (n = 16)	5,9 (n = 16)
Variationskoeffizient	53 %	37 %	27 %	59 %	52 %
kleinster Wert mg/kg TS	80	170	700	3,0	2,2
größter Wert mg/kg TS	620	540	1.700	17,9	13,5
Median mg/kg TS	320	240	1.250	5,2	5,6
errechnete Senke kg/a	59.532	44.649	232.545	967	1.041
Probe 17* mg/kg TS	150	210	900	3,2	4,8

* diese Probe ist keine Faulschlammprobe

5.3.8.2 Arsen, Blei, Cadmium, Chrom und Quecksilber

Bei AICHBERGER (1991) lag der häufigste Gehalt an Arsen bei 3,6 mg/kg TS, während in der vorliegenden Studie im Mittel 5 mg/kg TS gemessen wurden. In zwei Bundesländern findet sich ein „Grenzwert“ von 20 mg/kg TS. Arsen gehört zu jenen Elementen, die hinsichtlich der Akkumulation in den Pflanzen eine relativ geringe Gefahr für die Pflanzenproduktion darstellen. Andere Belastungswege sind jedoch zu beachten. Die Löslichkeit von Arsen ist in leicht sauren bis neutralen, gut belüfteten Böden gering. Auf Grund der Vorbelastung in einigen Gebieten Österreichs ist der Arseneintrag durch Klärschlamm zu berücksichtigen.

Der „Grenzwert“ für Blei liegt in den meisten österreichischen Bundesländern bei 500 mg/kg TS. Acht Anlagen unterschritten in der vorliegenden Studie den Zielwert von 100 mg/kg TS. Die Gehalte bewegten sich zwischen 40 und 290 mg/kg TS. Blei ist als „Akkumulationsgift“ einzustufen. Durch die Klärschlammdüngung ist aufgrund der geringen Löslichkeit und Verfügbarkeit von Blei mit einer Anreicherung in Pflanzen kaum zu rechnen. Allerdings ist die Pflanzenoberfläche als Träger von Bleiverunreinigungen zu beachten. Vielfach höhere Bleikonzentrationen im Boden führen zu starken Wachstumsschäden der Pflanzen.

Cadmium und Quecksilber stellen ausschließlich toxische Elemente dar. In der vorliegenden Studie konnten im Mittel 1,5 mg/kg TS Cadmium bestimmt werden. Der „Grenzwert“ liegt in den meisten österreichischen Klärschlammverordnungen bei 10 mg/kg. Lediglich zwei Anlagen überschritten den Zielwert von 2 mg/kg TS leicht. Cadmium wird allgemein als „sehr gefährlich“ eingestuft, es ist im Boden relativ mobil und kann sich in Pflanzen anreichern. Bereits geringe Erhöhungen der Bodengehalte führen zu ungleich erhöhten Schadstoffgehalten in der Pflanze. Die toxische Belastung der Nahrungskette tritt wesentlich früher ein als Pflanzenschäden und Ertragseinbußen.

Wenn Chrom auch wie die Spurenelemente Kupfer, Mangan, Kobalt und Zink zu den lebensnotwendigen Spurenstoffen gehört, so ist der tägliche Bedarf mit ca. 0,1 mg so gering, daß es kaum zu einer meßbaren Belastung des Abwassers beiträgt. Tatsächlich werden im Durchschnitt größere Mengen als der Bedarf über die Nahrungsmittel, das Trinkwasser und über die Luft aufgenommen und mit Harn und Fäzes wieder abgegeben. Chrom stammt im häuslichen Abwasser zu 98 % aus den Wässern, die zur Reinigung verchromter Gegenstände, zum Waschen von Kleidern, zum Putzen von Schuhen und Leder verwendet werden (KOPPE & STOZEK, 1986). In gewerblichen Abwässern können höhere Chromkonzentrationen vorliegen. Der häufigste Gehalt an Chrom lag in AICHBERGER (1991) bei 64 mg/kg TS Klärschlamm. Gemessen wurden in der vorliegenden Studie im Mittel 62 mg/kg TS. Der „Grenzwert“ für Chrom liegt derzeit in den meisten österreichischen Regelungen bei

500 mg/kg TS. Lediglich in zwei Anlagen wurde der Zielwert von 100 mg/kg TS leicht überschritten. Im Allgemeinen tritt bei Einhaltung der „Grenzwerte“ aus dieser Quelle sowohl aus phytotoxischer als auch aus humantoxikologischer Sicht keine Gefährdung auf.

Der Mittelwert für Quecksilber lag bei 5,1 mg/kg TS. Der „Grenzwert“ liegt in den österreichischen Bundesländern bei 10 mg/kg TS. Während sieben Anlagen den Zielwert von 2 mg/kg TS verfehlten, lag eine Anlage mit 48 mg/kg TS weit über den „Grenzwerten“. Die Ursache für diese Grenzwertüberschreitung konnte auf Basis der zur Verfügung stehenden Informationen über Einleiter nicht festgestellt werden. Quecksilberverbindungen sind schon in geringen Mengen für Mensch, Tier und Pflanze stark schädigend. Durch seine geringe Mobilität im Boden ist es allerdings etwas weniger gefährlich eingestuft als Cadmium. Die Pflanzenverfügbarkeit wird als sehr gering eingeschätzt.

In Tabelle 25 sind die Kenngrößen für Arsen, Blei, Cadmium, Chrom und Quecksilber zusammengefasst. Vergleichsdaten für diese Elemente liegen in Aichberger (1991) vor (siehe Tab. 15).

Tab. 25: Kenngrößen für Arsen, Blei, Cadmium, Chrom und Quecksilber

	Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Quecksilber
Anzahl der Proben	16	16	16	16	16
Mittelwert mg/kg TS	5,0 (n = 16)	109 (n = 16)	1,5 (n = 16)	62 (n = 16)	5,1 (n = 16)
Variationskoeffizient	80 %	56 %	66 %	47 %	225 %
kleinster Wert mg/kg TS	1,3	40	0,4	25	1,0
größter Wert mg/kg TS	14,4	290	3,4	130	48,0
Median mg/kg TS	4,0	100	1,2	54	2,1
errechnete Senke kg/a	744	18.604	223	10.046	372
Probe 17* mg/kg TS	7,8	50	0,2	25	2,0

* diese Probe ist keine Faulschlammprobe

5.3.8.3 Aluminium, Beryllium, Bor, Eisen und Nickel

Aluminium zählt in Form von Abrieb aus Haushaltsgegenständen (z. B. Töpfen) und Aluminiumverbindungen zu normalen Inhaltsstoffen des häuslichen und kommunalen Schmutzwassers. Aluminiumverarbeitende Betriebe (Beizereien, Eloxierbetriebe) können bei unzureichender Vorbehandlung ihrer Abwässer zu einer wesentlichen Erhöhung der Aluminiumfracht beitragen. Aluminiumsulfat wird teilweise in der Abwasserreinigung als Fällungsmittel für die Beseitigung der gelösten Phosphate in der 3. Reinigungsstufe der Kläranlagen eingesetzt (KOPPE & STOZEK, 1986).

Beryllium hat die landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Hameln in über 200 Klärschlammanalysen untersucht. Die Gehalte lagen um 1 mg/kg TS (MERKEL, 1994), in der vorliegenden Arbeit wurden im Mittel 0,2 mg/kg TS gemessen.

Der Hauptanteil des Bors im häuslichen Abwasser stammt aus den Waschmitteln, in denen Perborat als Bleichmittel eingesetzt wird. Die tägliche Aufnahme von Bor durch den Menschen, vor allem mit Obst und Gemüse liegt bei 10-20 mg/ (Einwohner x Tag (E.d)), was zu einer entsprechenden Aufstockung des Abwassers von ca. 0,1 mg/l Bor führt. Im Klärschlamm werden durchschnittlich Borgehalte um 30 mg/kg TS ermittelt. Bor wird im Klärschlamm nicht angereichert und auch auf sonstige Weise beim Klärprozeß nicht eliminiert. Bor ist ein essentielles, zum Leben notwendiges Spurenelement und wird in manchen Düngemitteln zugesetzt. Pflanzen haben aber einen sehr unterschiedlichen Bedarf an Bor

(KOPPE & STOZEK, 1986). Im Überschuß können Pflanzenschäden auftreten. Die landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Hameln hat 200 Klärschlammanalysen auf Bor durchgeführt. Die Gehalte lagen zwischen 10 und 100 mg/kg TS bei Bor (MERKEL, 1994). Die Borgehalte der von uns untersuchten Klärschlämme bewegten sich zwischen 28 und 90 mg/kg TS. Die österreichische Düngemittelverordnung 1994 sieht für Frachten ab 50 g Bor pro Hektar einen Hinweis auf die Borhaltigkeit vor. Die Hinweisgrenze - 20 g/ha bei 2,5 t TS - wird bei allen Anlagen überschritten. Allerdings handelt es sich bei den Meßwerten um Totalgehalte, die unter Umständen nicht voll wirksam sind.

Eisen ist für den Menschen ein lebenswichtiges Spurenelement. Die reguläre Aufnahme wird durch Nahrungsmittel garantiert. Eisen ist ein wichtiges Gebrauchsmetall im Haushalt, Gewerbe und Industrie, daneben finden auch viele Eisenverbindungen kleine bzw. großtechnische Anwendung. Im abwassertechnischen Bereich dienen Fe(III)-Salze als Phosphatfällmittel in der 3. Reinigungsstufe.

Nickel, Bestandteil der häuslichen Abwässer mit einer durchschnittlichen Konzentration von 40 µg/l, hat im menschlichen Haushalt mehrere Herkunftsquellen. Nahrungsmittel pflanzlicher und tierischer Herkunft, Harn, Fäzes und Schweiß des Menschen sowie die Reinigungswässer des Haushalts werden als Nicketeinträgen angesehen. Auf Grund unzureichender Vorbehandlung können aus industriellen Werkskläranlagen hohe Nickelgehalte ins kommunale Abwasser gelangen, dies kann durch Anreicherung im Klärschlamm zu Depositionen führen. Im industrieunbeeinflussten Faulschlamm findet man durchschnittliche Nickelgehalte von 30-50 mg/kg TS, im Faulschlamm von industriell stark beanspruchten Kläranlagen wurden Mittelwerte zwischen 1.500-3.000 mg/kg TS gefunden (KOPPE & STOZEK, 1986). In unserer Faulschlammuntersuchung bewegten sich die Nickelgehalte zwischen 14 und 94 mg/kg TS und lagen im Mittel um 39 mg/kg TS.

Tab. 26: Kenngrößen für Aluminium, Beryllium, Bor, Eisen und Nickel

	Aluminium	Beryllium	Bor	Eisen	Nickel
Anzahl der Proben	16	16	16	16	16
Mittelwert mg/kg TS	27.306 (n = 16)	0,2 (n = 16)	46 (n = 16)	21.575 (n = 16)	39 (n = 16)
Variationskoeffizient	59 %	68 %	38 %	117 %	54 %
kleinster Wert mg/kg TS	11.100	< 0,2 (BG)	28	3.500	14
größter Wert mg/kg TS	76.700	0,6	89	79.000	94
Median mg/kg TS	22.250	0,2	37	11.800	35
errechnete Senke kg/a	4.139.301	37	6.883	2.195.225	6.511
Probe 17* mg/kg TS	13.900	0,2	130	14.600	27

* diese Probe ist keine Faulschlammprobe

5.3.8.4 Selen, Thallium, Zinn und Vanadium

Die landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Hameln hat 200 Klärschlammanalysen auf Selen, Thallium, Zinn und Vanadium durchgeführt. Die Gehalte lagen um 1 mg/kg TS bei Selen und Thallium, zwischen 10 und 100 mg/kg TS bei Vanadium und Zinn (MERKEL, 1994). In der nachfolgenden Tabelle sind die in der vorliegenden Studie ermittelten Kenngrößen angeführt.

Tab. 27: Kenngrößen für Selen, Thallium, Zinn und Vanadium

	Selen	Thallium	Zinn	Vanadium
Anzahl der Proben	16	16	16	16
Mittelwert mg/kg TS	1,9 (n = 16)	-	39 (n = 16)	15 (n = 16)
Variationskoeffizient	49 %	-	58 %	39 %
kleinster Wert mg/kg TS	<0,5 (BG)	<0,5 (BG)	21	8
größter Wert mg/kg TS	3,4	<0,5	111	30
Median mg/kg TS	1,8	-	32	15
errechnete Senke kg/a	335	-	5.953	2.791
Probe 17* mg/kg TS	4,5	<0,5	22	13

* diese Probe ist keine Faulschlammprobe

Thallium wurde nicht über der Bestimmungsgrenze von 0,5 mg/kg TS nachgewiesen.

Allgemeine Bewertung der Metalle:

Auffällig ist die große Spanne zwischen dem Minimalwert und dem Maximalwert einzelner Stoffe. Dies führt dazu, daß die Aussagekraft des errechneten Mittelwertes eingeschränkt ist. Für die überschlägigen Berechnungen wurde daher der Median verwendet. Alle Konzentrationsangaben sind in mg/kg TS. Für Gehalte, die unter der Bestimmungsgrenze gemessen wurden, wurde die halbe Bestimmungsgrenze angesetzt. Auffällig sind die relativ hohen errechneten Senken für die Elemente Arsen, Blei, Chrom, Kupfer, Mangan und Nickel. Die Abschätzung der Senken weist naturgemäß einige Unschärfen auf. Dennoch kann die Abschätzung zur Bewertung der Elemente für den Bodenschutz herangezogen werden und zu Recyclingüberlegungen Anlaß geben.

Im Überblick ergeben sich, gemessen an den „Grenzwerten“ bzw. den gewählten Zielwerten erfreulich niedrige Konzentrationen an anorganischen Schadstoffen in den untersuchten Klärschlämmen. Sieht man von einem extremen Quecksilberwert einer Anlage ab, weisen die Meßwerte keine besonders hohen Varianzbreiten auf, sodaß von einem zufriedenstellenden Durchschnitt der Klärschlammqualität in Österreich - repräsentiert durch die Untersuchung - gesprochen werden kann. Die Fortsetzung der sich rückblickend abzeichnenden Qualitätsverbesserung der Klärschlämme erscheint möglich. Dabei sind neben der verstärkten Kontrolle der punktuellen Emittenten insbesondere auch Maßnahmen bei den diffusen Einträgen notwendig.

5.3.9 Organische Summenparameter und Stoffe

5.3.9.1 AOX

Neben den chlorhaltigen organischen Verbindungen bzw. Stoffgruppen haben die Summenparameter zur Bestimmung organisch gebundener Halogene mehr und mehr Bedeutung gewonnen. 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. Beim häuslichen Abwasser beträgt der Anteil durch Wasch- und Reinigungsmittel an der AOX-Gesamtbelastung ca. 20-40 % (HAGENDORF, 1992).

Viele flüchtige halogenierte organische Verbindungen gasen in der Kläranlage zum Großteil aus. Bei auffallend hohen AOX-Werten im Klärschlamm sind Rückschlüsse auf die Gehalte halogenerter, insbesondere chlorierter Kohlenwasserstoffe möglich. In der Oberösterreichischen und der Niederösterreichischen Landesverordnung gibt es Grenzwerte von 500 mg/kg Klärschlamm-Trockenmasse.

Insgesamt wurden 722 Klärschlammproben auf AOX für das Gebiet der Landwirtschaftskammer Hannover (MERKEL, 1994a) untersucht. Die kalkstabilisierten Schlämme wiesen deutlich niedrigere Gehalte als die nicht mit Kalk behandelten auf (Medianwerte: 181 mg/kg TS AOX für nicht stabilisiertem Schlamm bzw. 79 mg/kg TS AOX in kalkstabilisiertem Schlamm).

Seit Jänner 1992 werden die Klärschlämme des Kantons Zürich periodisch auf ihren AOX-Gehalt hin untersucht (CALIESCH & BALSINGER, 1994). In nachfolgender Tabelle sind die in dieser Studie ermittelten Kenndaten den Schweizer Werten gegenübergestellt.

Tab. 28: Kenngrößen für AOX

	AOX CALIESCH & BALSINGER (1994)	AOX UBA (1996b)
Anzahl der Proben	74	16
Mittelwert mg/kg TS	310	172 (n = 16)
Variationskoeffizient	--	62 %
Standardabweichung s	120	--
kleinster Wert mg/kg TS	170	65
größter Wert mg/kg TS	940	406
Median mg/kg TS	290	140
errechnete Senke kg/a	--	26.045
Probe 17* mg/kg TS	--	89

* diese Probe ist keine Faulschlammprobe

Bewertung:

Die in dieser Studie ermittelten AOX-Gehalte lagen unter den Schweizer-Ergebnissen. Es wurden jedoch weniger Proben analysiert, die Klärschlämme stammten immer aus Anlagen mit kleineren Einzugsgebieten. Der Medianwert für AOX beträgt in der vorliegenden Studie 140 mg/kg TS und ist daher auch tiefer als der in MERKEL (1994a) angeführte Medianwert von 181 mg/kg TS für nicht kalkstabilisierte Schlämme. Die AOX-Konzentrationen lagen unterhalb des Grenzwertes von 500 mg/kg TS, festgelegt in zwei Bundesländern.

5.3.9.2 Kohlenwasserstoffe

Vorkommen, Eigenschaften und Verwendung:

Kohlenwasserstoffe sind ausschließlich aus Kohlenstoff und Wasserstoff aufgebaute Verbindungen. Sie kommen ubiquitär vor und sind daher nicht allein auf das Vorkommen der durch geochemische Prozesse entstandenen Produkte, wie z. B. Erdgas, Erdöl, u.s.w. beschränkt. Vielmehr sind die biogenen Kohlenwasserstoffe hinzuzuzählen, die durch Biosynthese und durch bakterielle Vorgänge entstehen und sowohl in Landpflanzen (Oberflächenwachsschichten von Blättern und Nadeln) als auch in aquatischen Organismen, z. B. Phyto-

und Zooplankton auftreten. Die Summenparameter-Bestimmung „Kohlenwasserstoffe“ unterscheidet nicht zwischen biogenen und mineralölbürtigen Kohlenwasserstoffen.

Eintrag in die Kläranlage:

Die Kohlenwasserstoffe stammen insbesondere aus dem Haushalt und von Mineralöl- bzw. Kraftstoffresten. So enthalten z. B. viele kosmetische Produkte Kohlenwasserstoffe als Grundstoffe und als Geruchstoffe (z. B. Pinen im Badesalz). Unverdaute Nahrungsmittelreste sowie die Lipide der Fäzes sind als Quellen für den Eintrag der Kohlenwasserstoffe anzusehen.

Konzentrationen im Klärschlamm:

Für die Landwirtschaftskammer Hannover wurden über 200 Klärschlammproben auf Kohlenwasserstoffe (in Anlehnung an die DIN H18) untersucht. Die Medianwerte betragen zwischen 2.448 mg/kg TS für Kalkschlämme (MERKEL & MATTER, 1994). Nach SCHÖNBERGER (1990) werden Gehalte von 2.000 bis 16.000 mg/kg TS analysiert. Die Belastung der Brandenburger Klärschlämme lag im Mittel bei etwa 2.000 mg/kg TS, wobei im Winter durchschnittlich höhere Werte auftraten (SCHNAAK, 1995). Diese Ergebnisse lassen den Schluß zu, daß im Winter die Abbaurate für Kohlenwasserstoffe geringer ist. Die Kohlenwasserstoffgehalte waren in kommunalen Klärschlämmen gegenüber den Gehalten aus Schlämmen, die lediglich aus dem häuslichen Bereich stammen, signifikant erhöht.

In der vorliegenden Studie ermittelte Werte:

Die Gehalte der Kohlenwasserstoffe bewegen sich zwischen 2.620 und 16.330 mg/kg TS bei den Proben der 16 untersuchten kommunalen Kläranlagen mit Faultürmen.

Tab. 29: Kenngrößen für die Summe der Kohlenwasserstoffe

	Kohlenwasserstoffe
Anzahl der Proben	16
Mittelwert mg/kg TS	5.480 (n = 16)
Variationskoeffizient	61 %
kleinster Wert mg/kg TS	2.620
größter Wert mg/kg TS	16.330
Median mg/kg TS	4.810
errechnete Senke kg/a	894.833
Probe 17* mg/kg TS	2.610

* diese Probe ist keine Faulschlammprobe

Bewertung:

Der Gehalt einer Probe lag über dem geplanten Richtwert des Mediankonzepts (siehe Tab. 18). Dieser Richtwert bezieht sich ausschließlich auf Mineralöl-Kohlenwasserstoffe.

Mitarbeiter des Fraunhofer Instituts in Deutschland schlagen in Anbetracht der breiten Anwendung und den bis in den Grammbereich reichenden Vorkommen im Klärschlamm eine Begrenzung bei ca. 5.000 mg/kg TS Kohlenwasserstoffe für eine landwirtschaftliche Ver-

wendung vor. Ein mit ökotoxikologischen Daten zu begründeter Normwert ist wegen fehlender Daten der Vielzahl der Einzelsubstanzen und dem ungenügenden Wissen über Transfer Boden - Pflanze nicht möglich (SCHNAAK, 1995). In Anbetracht des weit verbreiteten Einsatzes der Mineralöl-Kohlenwasserstoffe sollten aus Vorsorgegründen extrem belastete Klärschlämme von der landwirtschaftlichen Verwertung ausgeschlossen werden. In Österreich sollten daher die Überlegungen bezüglich einer geeigneteren Analysenmethode und einer Richtwertfestlegung in diese Richtung gehen.

5.3.9.3 Tenside: Lineare Alkylbenzolsulfonate, Nonylphenoethoxylate und Nonylphenole

Vorkommen, Eigenschaften und Verwendung:

Tenside sind in allen von Haushalt, Gewerbe und Industrie eingesetzten Wasch- und Reinigungsmitteln als Hauptwirkstoffe enthalten. Allein aus dem unmittelbaren Lebensbereich des Menschen stammt ein erheblicher Anteil dieser Tenside und zwar aus Körperpflege- und Reinigungsmitteln für Textilien, Haushaltsgegenständen und -oberflächen.

Eintrag in die Kläranlage:

Diese große Stoffgruppe, die Verbindungen recht unterschiedlicher Natur umfaßt, findet in vielfältiger Weise im Haushalt, Gewerbe und Industrie Verwendung. Somit gelangen auch erhebliche Mengen dieser Stoffe in die Abwässer, und, sofern sie bei der Abwasserbehandlung nicht biologisch abgebaut werden, auch in die Klärschlämme.

Wichtigste Vertreter dieser Stoffgruppen sind die linearen Alkylbenzolsulfonate (LAS) als anionische Tenside und die Alkylphenolpolyethoxylate (APEO) als nichtionische Tenside (GIGER et al., 1987). Von den nichtionischen Tensiden sind Nonylphenoldiethylethoxylate, -monoethylethoxylate (NPEO) und Nonylphenol (NP) die wichtigsten Metaboliten bzw. das Hauptabbauprodukt.

Bei der landwirtschaftlichen Verwertung des Klärschlammes ist somit auch die Möglichkeit der Belastung der Böden mit diesen Stoffen gegeben. Es handelt sich bei den Tensiden aber in der Regel um biologisch abbaubare Stoffe, die unter aeroben Bedingungen auch im Boden mit Halbwertszeiten von einigen Tagen abgebaut werden. Ergebnisse aus unterschiedlichen Untersuchungsprogrammen über die dabei beobachteten Restkonzentrationen von linearen Alkylbenzolsulfonaten zeigten, daß ein Abbau bis in den µg/kg Bereich im Boden stattfand, auch wenn es sich um wiederholte Anwendungen von Klärschlamm im Landbau handelte (LESCHBER, 1989). Unter anaeroben Bedingungen wie sie z. B. in Schlammdeponien vorliegen, erfolgt dagegen ein Abbau von LAS sehr langsam (LESCHBER, 1991).

Lineare Alkylbenzolsulfonate

Verhalten von LAS in der Schlammbehandlung:

Das einmal vom Schlamm des Klärbeckens sorbierte LAS wird offenbar während der untersuchten Stabilisierungsverfahren von Mikroorganismen nur noch wenig abgebaut (GIGER, 1987).

LAS-Konzentrationen im Klärschlamm:

Die Gehalte der LAS betragen in bundesdeutschen Kläranlagen einige 1.000 mg/kg TS. Bei anaerob stabilisierten Schlämmen belaufen sich die LAS-Gehalte auf 1.000-10.000 mg/kg TS, bei aerob stabilisierten Schlämmen hingegen nur auf 100-500 mg/kg TS (ATV-ARBEITSBERICHT, 1992).

In der vorliegenden Studie ermittelte Werte:

LAS-Werte von 4.300 mg/kg TS bis 17.960 mg/kg TS wurden in den Klärschlämmen aus kommunalen Kläranlagen mit Faultürmen gemessen. In der nachfolgenden Tabelle werden LAS-Daten aus kommunalen Klärschlämmen aus dem Land Brandenburg (SCHNAAK, 1995) den österreichischen Ergebnissen gegenübergestellt. Zu beachten ist, daß es sich bei den untersuchten Schlämmen um nicht stabilisierte handelt, sodaß aus diesem Grund ein höherer Meßwert zu erwarten war.

Tab. 30: Kenngrößen für LAS

	LAS SCHNAAK (1995)	LAS UBA (1996b)
Anzahl der Proben	11	16
Mittelwert mg/kg TS	2.759	8.107 (n = 16)
Variationskoeffizient	-	47 %
kleinster Wert mg/kg TS	207	2.199
größter Wert mg/kg TS	11.944	17.955
Median mg/kg TS	1.816	7.579
errechnete Senke kg/a	-	1.409.967
Probe 17* mg/kg TS	-	563

*diese Probe ist keine Faulschlammprobe

Bewertung:

LAS ist die in höchsten Konzentrationen gefundene organische Substanzgruppe und nach heutigem Wissen am höchsten konzentrierte xenobiotische organische Stoffgruppe im Klärschlamm. Aus toxikologischer Sicht scheint den LAS bezüglich der vorhandenen akuten Toxizität für Regenwürmer Bedeutung zuzukommen. Es sind bei dieser Stoffgruppe, bei der in absehbarer Zeit keine deutliche Verminderung in den Klärschlämmen zu erwarten ist, weitere Untersuchungen erforderlich.

LAS sind im Median-Konzept (siehe Tab. 18) ausgenommen und sind nur nach ihren absoluten Gehalten zu bewerten. MERKEL & APPUHN (1996) stellten Maximalwerte von 11.961 mg/kg TS fest. Von den untersuchten 17 Proben überschritten drei diesen Wert. Hier sollte eine Überprüfung der Anlagen und des Einzugsgebietes erwogen werden.

Probe 17 wies den geringsten LAS-Gehalt auf, da LAS besser aerob abgebaut wird.

Das Fraunhofer Institut schlägt vor, Klärschlamm vor der Anwendung ein Jahr zu lagern, wodurch sich die LAS-Gehalte stark verringern sollten. Analytische Kontrolle des LAS-Gehaltes vor der Ausbringung wäre dennoch zu empfehlen.

Nonylphenole und Nonylphenoethoxylate

Verhalten von NPEO und NP in der Schlammbehandlung:

Bei der anaeroben mesophilen Faulung werden sowohl NP2EO und NP1EO zu Nonylphenol abgebaut, welches im stabilisierten Schlamm akkumuliert wird.

Während die LAS bei der anaeroben Schlammbehandlung nur wenig verändert werden, nimmt die Fracht an NP während der Faulung um das Sechsfache zu. Die Bestätigung der Bildung von NP wie auch des Abbaus von NP1EO und NP2EO bei der Faulung gelang im kontrollierten Laborexperiment (BRUNNER, 1985).

NPEO und NP-Konzentrationen im Klärschlamm:

Daten zum Nachweis nichtionischer Tenside beziehen sich ausschließlich auf die Abbauprodukte. Die Konzentrationen von NP1EO wurden im Mittel mit 20 mg/kg TS bei Schwankungsbreiten zwischen 5 und 80 mg/kg TS, von NP2EO mit 10 mg/kg TS (<3-80 mg/kg) und von NP mit 500 mg/kg TS (10-2.500 mg/kg) angegeben.

In bayerischen Klärschlammuntersuchungen wurden 5-20 mg/kg TS Nonylphenol gefunden (JANNSEN, 1997). Die hessische Landesanstalt für Umwelt stellte fest, daß in kommunalen Klärschlammproben die Nonylphenolkonzentrationen gleichmäßig über einen Bereich von 5-50 mg/kg TS (1994/1995) bzw. 5-96 mg/kg TS (1995/1996) verteilt waren.

In der vorliegenden Studie ermittelte Werte:

In allen Proben wurden auch Nonylphenole nachgewiesen, wobei der Spitzenwert 57 mg/kg TS betrug.

Die 1- und 2-Ethoxylate konnten ebenfalls im mg/kg-Bereich detektiert werden. Zwischen diesen Substanzen zeigte sich aber keine Korrelation. In der nachfolgenden Tabelle sind die Gehalte dieser Studie den Brandenburger-Ergebnissen gegenübergestellt (SCHNAAK, 1995).

Tab. 31: Kenngrößen für NP, NP1EO und NP2EO

	Nonylphenole UBA (1996b)	NP1EO UBA (1996b)	NP2EO UBA (1996b)	Nonylphenole SCHNAAK (1995)
Anzahl der Proben	16	16	16	11
Mittelwert mg/kg TS	27 (n = 16)	22 (n = 15)	24 (n = 13)	35
Variationskoeffizient	43 %	87 %	84 %	-
kleinster Wert mg/kg TS	13	< 5 (BG)	n.n. (NG = 2)	4,6
größter Wert mg/kg TS	57	72	69	81
Median mg/kg TS	23	14 (n = 16)	12	33
errechnete Senke kg/a	4.279	2.605	2.232	-
Probe 17* mg/kg TS	< 5 (BG)	6	34	-

*diese Probe ist keine Faulschlammprobe

Bewertung:

Nonylphenol entsteht als persistentes, toxisches Abbauprodukt der Nonylphenoethoxylate. Wegen der hohen aquatischen Toxizität von NP, NP1EO und NP2EO wurde von Seiten der

Waschmittelindustrie eine freiwillige Vereinbarung getroffen, auf Nonylphenoethoxylate in Haushalts- und Gewerbewaschmitteln zu verzichten. In Zukunft muß durch Analysen der Klärschlämme geprüft werden, ob diese freiwillige Vereinbarung zur Herabsetzung der Konzentrationen im Klärschlamm genügt oder ob weitere Produkte (Reinigungsmittel, Emulgatoren) miteinbezogen werden müssen. Unbestritten ist, daß die Gesamtmenge der eingesetzten APEOs zurückgegangen ist.

Nonylphenol gehört zu den Stoffen, die in der aktuellen Diskussion über endokrine Wirkungen von Umweltchemikalien häufig genannt werden.

Das Fraunhofer Institut schlägt einen Normwert von 60 mg/kg TS vor. In Schweden wird ab 1997 empfohlen, 50 mg/kg TS Nonylphenol nicht zu überschreiten (MATTHEWS, 1996), bisher wurden 100 mg/kg TS empfohlen. Eine analytische Kontrolle des Klärschlammes sollte fallweise durchgeführt werden. Zur Förderung des aeroben Abbaus von NP und LAS kann eine Wartezeit zwischen der Ausbringung und dem Anbau vorgesehen werden.

5.3.9.4 Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe

Vorkommen, Eigenschaften und Verwendung:

Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind Verbindungen, deren chemische Grundstruktur aus zwei oder mehreren kondensierten Benzolringen besteht. Sie werden durch Pyrolyse, Vergasung und unvollständige Verbrennung von organischen Verbindungen (Kraftfahrzeugmotoren, Haus- und Industriefeuerungen mit Holz, Öl, Kohle) gebildet, sind aber auch als natürliche Bestandteile in fossilen Brennstoffen wie Kohle und Erdöl enthalten.

Da sie stark hydrophob sind, werden freigesetzte PAK leicht an partikuläre Schwebstoffe gebunden, so daß sie durch den Transport über die Luft ubiquitär verteilt werden. In atmosphärischen Schwebstoffen konnten mehr als 100 verschiedene, teilweise krebserregende PAK identifiziert werden. Bei der Untersuchung auf Umweltmatrices beschränkt man sich im wesentlichen auf 16 von der US-Amerikanischen Umweltagentur EPA vorgeschlagene Leitsubstanzen oder auf sechs in DIN-Normen definierte PAK-Leitsubstanzen.

DIN PAK:

Fluoranthen	Benzo(ghi)perylen	Indeno(1,2,3-c,d)pyren
Benzo(a)pyren	Benzo(b)fluoranthen	Benzo(k)fluoranthen

EPA PAK:

6 DIN-PAK und zusätzlich:

Anthracen	Phenanthren	Pyren
Chrysen	Benz(a)anthracen	
Naphthalin	Acenaphthylen	Dibenz(a,h)anthracen
Acenaphthen	Fluoren	

Die Wasserlöslichkeit der PAK ist sehr niedrig, sie nimmt mit steigender Ringzahl stark ab. Dies gilt auch für den Dampfdruck. Der mikrobiologische Abbau einiger PAK wurde in den letzten Jahren eingehend untersucht. Die biochemischen Abbauege bis zur vollständigen Mineralisierung von 2-, 3- und 4-kernigen PAK konnten inzwischen weitgehend aufgeklärt werden. Der Metabolismus von 5- und 6-kernigen PAK wurde bisher noch nicht eindeutig nachgewiesen (WEIGERT, 1995).

Die schädliche Wirkung der PAK beruht hauptsächlich auf ihren carcinogenen Eigenschaften u. a. gegenüber aquatischen Organismen. Eine Reihe der PAK besitzt mutagene und/oder carcinogene Eigenschaften (FOOKEN, 1997).

Eintrag in die Kläranlage:

Sehr bedeutsam ist sicher der Luftpfad (nasse und trockene Deposition) und der Eintrag durch niederschlagsbedingte Abspülungen von befestigten Flächen (UBA, 1997a).

Verhalten in der Schlammbehandlung:

Mehr als 85 % der Verbindungen werden aus dem Abwasser eliminiert und im Klärschlamm angereichert.

Die Parameter Wasserlöslichkeit und Lipophilität bestimmen die Bioverfügbarkeit und somit den mikrobiellen PAK-Abbau, der unter aeroben Bedingungen als erwiesen gilt (RENNER & HERTLE, 1994). Eine Steigerung der Abbaurate ist bei ausreichender Verfügbarkeit von Nährstoffen, Spurenelementen, durch erhöhte Reaktionsgeschwindigkeiten bei zunehmender Temperatur und durch eine Intensivierung des Sauerstoffeintrags und der Homogenisierung des Klärschlammes möglich.

Konzentrationen im Klärschlamm:

Nach SCHÖNBERGER (1990) können in ausgefaulten Schlämmen PAK-Gesamtgehalte von 3-295 mg/kg TS gefunden werden.

Falls keine besonderen industriellen Belastungsquellen vorliegen, sind kommunale Klärschlämme mit dem oft als Leitkomponente für PAK bezeichnete Benz(a)pyren zwischen 0,1 und 0,2 mg/kg TS belastet. Eine Abhängigkeit der PAK-Belastung von der Ausbaugröße der Kläranlage oder eine unterschiedliche Kombination von ländlichen und großstädtischen Kläranlagen konnte bisher nicht festgestellt werden. Faulschlämme enthalten im Mittel höhere PAK-Konzentrationen als Rohschlämme. Die drei PAK mit den höchsten Einzelkomponenten waren bei einer deutschen Untersuchung (WEISSER, 1992) Fluoranthen, Pyren und Phenanthren. Die geringsten Werte wurden für Acenaphtylen, Dibenz(a,h)anthracen und Coronen bestimmt. Faulschlämme waren mit durchschnittlich 1,12 mg/kg TS (Bereich 0,46 bis 2,61 mg/kg TS) belastet.

Für Faulschlämme läßt sich zum Erhalt der Summe von 20 ausgewählten PAK ein Umrechnungsfaktor ausgehend vom Fluoranthen von 7,3 +/- 1,5 angeben (Gesamtgehalt der PAK errechnet sich aus: Fluoranthen x 7,3) (SCHÖNBERGER, 1990). Mit diesem Faktor und der Annahme, daß diese 20 PAK 80 Prozent des gesamten PAK-Gehaltes repräsentieren, errechnen sich vergleichbare Gesamtgehalte.

Für das Gebiet der Landwirtschaftskammer Hannover untersuchte die LUFHA Hameln über 200 Klärschlammproben auf die 6 DIN-PAK. Kalkschlämme wiesen besonders deutlich geringere Gehalte auf als Naßschlämme. Die Medianwerte betragen bei den Kalkschlämmen zwischen 0,07 und 0,16 mg/kg TS, bei den Naßschlämmen zwischen 0,22 und 0,73 mg/kg TS (MERKEL & MATTER, 1994). Die PAK (Summe der 6 DIN PAK) in kommunalen hessischen Klärschlämmen wiesen 1994-1996 in der Regel Werte von ca. 2-5 mg/kg TS auf (FOOKEN, 1997).

In der vorliegenden Studie ermittelte Werte:

15 EPA-PAK (ohne Naphthalin) sowie Coronen und Benz(e)pyren wurden in den Klärschlammproben bestimmt. Benz(a)pyren lag in allen 17 untersuchten Klärschlammproben zwischen 0,093 und 0,668 mg/kg TS. Die höchsten Werte wurden bei Fluoranthen (bis zu 1,67 mg/kg TS) und Phenanthren (bis zu 2,83 mg/kg TS) detektiert (siehe Tab. 32).

Tab. 32: Kenngrößen für PAK

	Acenaphthy- len	Acenaphthen	Fluoren	Phenanthren	Anthracen	Fluoranthren	Pyren	Triphenylen	Indeno(1,2,3- c,d)pyren
Anzahl der Proben	16	16	16	16	16	16	16	15	16
Mittelwert mg/kg TS	0,077 (n = 14)	0,159 (n = 16)	0,207 (n = 16)	1,048 (n = 16)	0,119 (n = 16)	0,867 (n = 16)	0,689 (n = 16)	0,286 (n = 15)	0,271 (n = 16)
Variationskoeffizient	92 %	126 %	71 %	58 %	41 %	41 %	28 %	42 %	53 %
kleinster Wert mg/kg TS	n.n. (NG = 0,019)	< 0,044 (BG)	0,078	0,431	0,054	0,240	0,414	0,161	0,068
größter Wert mg/kg TS	0,293	0,892	0,680	2,830	0,236	1,672	1,049	0,635	0,577
Median mg/kg TS	0,050	0,119	0,157	0,913	0,106	0,772	0,656	0,294	0,207
errechnete Senke kg/a	9	22	29	170	20	144	122	55	39
Probe 17* mg/kg TS	n.n. (NG = 0,022)	n.n.	0,014	0,077	0,030	0,152	0,251	0,193	0,084

Fortsetzung der Tab. 32: Kenngrößen für PAK

	Benzo(a)- anthracen	Chrysen	Benzo(e)pyren	Benzo(b)- fluoranthren	Benzo(k)- fluoranthren	Benzo(a)pyren	Dibenzo(a,h)- anthracen	Benzo(g,h,i)- perylene	Coronen
Anzahl der Proben	16	16	16	16	16	16	16	16	16
Mittelwert mg/kg TS	0,286 (n = 16)	0,299 (n = 16)	0,198 (n = 15)	0,307 (n = 16)	0,145 (n = 16)	0,302 (n = 16)	0,043 (n = 16)	0,179 (n = 16)	0,087 (n = 16)
Variationskoeffizient	42 %	39 %	58 %	47 %	52 %	54 %	47 %	33 %	30 %
kleinster Wert mg/kg TS	0,160	0,152	n.n. (NG=0,028)	0,149	0,032	0,093	0,017	0,085	0,034
größter Wert mg/kg TS	0,543	0,481	0,418	0,580	0,298	0,668	0,083	0,305	0,141
Median mg/kg TS	0,217	0,281	0,146	0,217	0,109	0,219	0,033	0,160	0,083
errechnete Senke kg/a	40	52	27	40	20	41	6	30	15
Probe 17* mg/kg TS	0,095	0,112	n.n.	0,099	0,042	0,090	0,014	0,089	0,035

*diese Probe ist keine Faulschlammprobe

Bewertung:

Multipliziert man die errechnete Senke des Fluoranthen mit $7,3 \pm 1,5$, ergibt sich eine errechnete Senke von 835 bis 1267 kg/a Gesamtgehalt für 20 PAK. Durch Addition der einzelnen errechneten Senken erhält man als Summe für die 17 PAK 881 kg/a, diese ermittelten Werte zeigen also gute Übereinstimmung.

Das Fraunhofer Institut schlägt einen ökotoxikologisch begründeten Normwert für die Summe der 16 EPA-PAK im Klärschlamm von 20 mg/kg TS vor (SCHNAAK, 1995).

Die Summe der 17-PAK-Gehalte in den untersuchten österreichischen Klärschlämmen lagen alle weit unter dem empfohlenen deutschen Normwert. Die Gehalte an Fluoranthen, Benzo-(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(g,h,i)perylen und Indeno-(1,2,3)pyren lagen unter oder um den in Tabelle 18 angeführten Richtwerten gemäß dem Mediankonzept der Landwirtschaftskammer Hannover (MERKEL & APPUHN, 1996).

5.3.9.5 Aromatische Kohlenwasserstoffe und Chlorpestizide

Unterschiedliche Stoffe wie Benzol, Benzolderivate (Toluol, Xylol, Styrol und Chlorbenzole, Octachlorstyrol), Hexachlorcyclohexane, DDT und dessen Metaboliten werden in diesem Abschnitt besprochen.

Vorkommen, Eigenschaften und Verwendung:

Benzol und -Derivate

Unter dem Begriff BTX werden die leichtflüchtigen Aromaten Benzol, Toluol, Xylol zusammengefaßt. Manchmal wird auch noch Ethylbenzol, das sehr ähnliche Eigenschaften wie Xylol aufweist, dazugezählt (BTEX). Diese Aromate stellen Grundstoffe für viele Verbindungen dar und werden auch als Lösungsmittel eingesetzt. Ein bedeutender Teil wird in Ottokraftstoffen verwendet. Der Eintrag in die Umwelt erfolgt sowohl durch punktförmige Emissionsquellen als auch durch diffuse Einträge (Mineralölverarbeitung, -lagerung, -verteilung, Abgabe, etc.). Benzol hat stark carcinogene und auch mutagene Eigenschaften.

Chlorpestizide

Bis Ende der siebziger Jahre besaßen chlororganische Verbindungen weltweit als Pestizidwirkstoffe große Bedeutung. Aufgrund von Verboten und Anwendungsbeschränkungen sind Produktion und Einsatz stark zurückgegangen. Wegen ihrer Persistenz sind sie jedoch weiterhin in Umweltüberwachungsprogrammen enthalten. Zu den chlororganischen Insektiziden und Fungiziden zählen DDT und Derivate, Cyclodien-Insektizide, Hexachlorcyclohexan und chlorierte Benzole. Sie haben einen chemisch sehr unterschiedlichen Strukturaufbau. Das Grundgerüst können aliphatische, cyclische, aromatische Kohlenwasserstoffverbindungen oder Kombinationen dieser Struktur darstellen. Typisch für alle Vertreter ist das Vorhandensein mehrerer Chloratome. Die Bindung zwischen Chlor und Kohlenstoff ist stabil und bedingt die geringe Abbaubarkeit der Stoffgruppe (WITTE et al., 1989).

- Chlorbenzole

Die Gruppe der Chlorbenzole besitzt im Pflanzenschutzbereich nur untergeordnete Bedeutung. Chlorbenzole finden jedoch im industriellen Bereich breite Anwendung sowohl als Zwischenprodukte in der chemischen Industrie, speziell bei der Farbstoffsynthese als auch in der pharmazeutischen Industrie (WEISSER, 1992).

Mit zunehmender Chlorierung erniedrigen sich Dampfdruck und Wasserlöslichkeit, erhöht sich die Lipophilie. Die akute Toxizität ist generell gering und erhöht sich vom Mono- zum Trichlorbenzol, vermindert sich aber wieder vom Tetra-, Penta- zum Hexachlorbenzol (HCB).

HCB ist eine ubiquitär vorkommende Umweltkontaminante, die bei einer Vielzahl technischer Chlorierungsprozesse anfällt (SCHÖNBERGER, 1990). Als Pflanzenschutzmittel ist es durch das BGBl. 97/1992 verboten.

Bei HCB wird eine Beeinflussung des Reproduktions- und des endokrinen Systems diskutiert.

- Hexachlorcyclohexan (HCH)

HCH wurde zunächst technisch in den Handel gebracht (Gemisch aller vier möglichen Isomere). Die insektizide Wirkung beruht ausschließlich auf dem γ -Isomer, das unter der Bezeichnung Lindan vertrieben wird. Die übrigen Isomere haben keine insektiziden Eigenschaften, entstehen aber bei der Produktion mit. Technisches HCH ist durch das BGBl. 97/1992 in Österreich (Verordnung über ein Verbot bestimmter gefährlicher Stoffe in Pflanzenschutzmitteln, Anlage 2) verboten. Es wurde früher in der Landwirtschaft aber auch im Holzschutz eingesetzt. Durch das BGBl. 577/1990 ist es auch in Antifoulingmittel verboten. Die Verwendung von γ -HCH ist zur Saatgutbeizung erlaubt. Lindan zählt zu den Stoffen mit möglicher endokriner Wirkung.

- DDT und dessen Metaboliten

DDT war jahrzehntelang weltweit das wichtigste Pestizid. Die als DDT bekannte Verbindung ist ein technisches Gemisch bestehend aus 65-80 % 4,4'-DDT, dem eigentlichen Wirkstoff, und weiteren Metaboliten bzw. Isomeren. Seine Hauptmetabolite sind DDE und DDD. Alle drei Substanzen sind ubiquitär verbreitet.

DDT ist bekannt für seine Persistenz und sein hohes Anreicherungsvermögen in der Nahrungskette. Im Abwasser ist besonders die hohe Fischtoxizität zu beachten. Die Anwendung von DDT ist in Österreich nach dem Lebensmittelgesetz seit 1986, als Pflanzenschutzmittel seit 1992 verboten. DDT und seine Metabolite werden in der aktuellen Diskussion um endokrine Wirkungen von Umweltchemikalien auch angeführt.

Eintrag in die Kläranlage:

Luftimmissionen werden bei DDT, DDD und DDE als Hauptbelastungsquelle angenommen. Diese Verbindungen wurden bei Untersuchungen von Regenwasser nachgewiesen (MERKEL & MATTER, 1994).

Die Sorption an Klärschlamm aus dem Abwasser wird durch die geringe Wasserlöslichkeit der Pestizide und Chlorbenzole sowie der geringen Flüchtigkeit begünstigt. Chlorierte Aromate wie Chlorbenzol, Dichlor- und Trichlorbenzole können aerob und anaerob nach Chlor-elimination und Ringspaltung mehr oder weniger gut abgebaut werden (RIPPEN, 1990). Pestizide mit einem niedrigen Chlorierungsgrad sind etwas leichter als die höherchlorierten Isomere abbaubar und mikrobiell zugänglich. Von den Chlorpestiziden HCB, DDT, Aldrin, Dieldrin, Heptachlor und HCH wird Lindan aufgrund seiner höheren Wasserlöslichkeit am leichtesten angegriffen.

Konzentrationen im Klärschlamm:

Gegenüber den PCBs treten die chlorierten Pestizide wie DDT und HCB als Klärschlammbelastung in den Hintergrund, da das Anwendungsmuster nur geringe Einträge in das Abwasser bedingt. Die Konzentrationen der mit einem Anwendungsverbot belegten Pestizide liegen im allgemeinen unter 10 µg/kg TS.

Regelmäßig im Klärschlamm nachzuweisen sind Lindan, pp'-DDE und Hexachlorbenzol.

HCB-Werte wurden in einem Bereich von 5 bis 200 µg/kg TS, HCH-Gehalte von 5 bis 300 µg/kg TS in ausgefaulten Schlämmen nachgewiesen (SCHÖNBERGER, 1990).

1995/1996 wurden 8 bzw. 10 hessische kommunale Klärschlämme auf HCB untersucht, dabei ergaben sich Werte von 3-10 µg/kg TS, während 1987/1988 der aus 12 großen hessischen Kläranlagen ermittelte HCB-Wert bei ca. 20 µg/kg TS und somit deutlich höher lag. Die HCH-Konzentrationen in diesen Klärschlämmen lagen 1995/1996 bis auf eine Ausnahme unter 1-5 µg/kg TS. DDT/DDE/DDD-Gehalte waren gering (oftmals nicht nachweisbar oder Werte bis zu 10 µg/kg TS; nur pp'-DDE kam in den Schlämmen aller 8 bzw. 10 kommunalen Kläranlagen mit 10-51 µg/kg TS vor). Weiters wurden in zwei kommunalen Klärschlämmen an Chloraromaten 1,4-Dichlorbenzol (65-120 µg/kg TS) sowie 1,2,4-Trichlorbenzol (ca. 8 µg/kg TS) gemessen (FOOKEN, 1997).

In der vorliegenden Studie ermittelte Werte:

In allen Proben der 17 kommunalen Kläranlagen wurde Hexachlorbenzol nachgewiesen (dreimal unterhalb der Bestimmungsgrenze). Der höchste Wert betrug 13 µg/kg TS. 1,4-Dichlorbenzol wurde in acht Proben positiv detektiert, jedoch lagen nur zwei Werte (200 und 210 µg/kg TS) über der Bestimmungsgrenze der gewählten Methode.

Benzol, Styrol, 1,2-, 1,3-Dichlorbenzol und Tetrachlorbenzol wurden in keiner Probe, Pentachlorbenzol in drei Proben in Spuren gefunden.

Von den vier HCH-Isomeren wurde β-HCH nie detektiert. Lindan konnte fünfmal in Spuren (unterhalb der Bestimmungsgrenze von 4 µg/kg TS) nachgewiesen werden.

Auffällig ist, daß op'DDT nie, pp'DDT bzw. op'DDE nur einmal in Spuren, die Metaboliten op'DDD und pp'DDE bis auf zwei Proben jedoch in allen untersuchten Klärschlämmen der kommunalen Kläranlagen nachgewiesen werden konnten.

Tab. 33: Kenngrößen für aromatische Kohlenwasserstoffe und Chlorpestizide

	Toluol	m, p-Xylole	o-Xylol	Ethylbenzol	1,4-Dichlorbenzol	Pentachlorbenzol	Hexachlorbenzol
Anzahl der Proben	16	16	16	16	16	16	16
Mittelwert mg/kg TS	-	-	-	-	-	-	0,006 (n = 16)
Variationskoeffizient	-	-	-	-	-	-	45 %
kleinster Wert mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<0,004 (BG)
größter Wert mg/kg TS	2,6	<0,06 (BG)	<0,06 (BG)	<0,11 (BG)	0,21	<0,004	0,013
Median mg/kg TS	-	-	-	-	-	-	0,006
errechnete Senke kg/a	-	-	-	-	-	-	1,1
Probe 17* mg/kg TS	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.b.	n.n.	<0,004

Fortsetzung der Tab. 33: Kenngrößen für aromatische Kohlenwasserstoffe und Chlorpestizide

	Lindan	α-HCH	op'DDE	pp'DDT	op'DDD	pp'DDE
Anzahl der Proben	16	16	16	16	16	16
Mittelwert mg/kg TS	-	-	-	-	0,004 (n = 14)	0,009 (n = 14)
Variationskoeffizient	-	-	-	-	106 %	36 %
kleinster Wert mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 0,004 (BG)	n.n. (NG = 0,002)
größter Wert mg/kg TS	<0,004 (BG)	<0,004 (BG)	<0,005 (BG)	<0,004 (BG)	0,020	0,014
Median mg/kg TS	-	-	-	-	0,002	0,009
errechnete Senke kg/a	-	-	-	-	0,4	1,7
Probe 17* mg/kg TS	<0,004	n.n.	n.n.	n.n.	0,004	0,009

* diese Probe ist keine Faulschlammprobe

Bewertung:

Bei Ethylbenzol und 1,4-Dichlorbenzol ist wie bei 1,3,5-Trichlorbenzol und α -HCH nach Ansicht des Fraunhofer Instituts (SCHNAAK, 1995) auf Grund fehlender Daten keine Ableitung von Normwerten möglich. In Schweden wird bei einer landwirtschaftlichen Verwendung von Klärschlamm eine zulässige Höchstkonzentration von 5 mg/kg TS Toluol (Methylbenzol) empfohlen (MATTHEWS, 1996).

Bei 1,2-Dichlorbenzol sollte nach Meinung des oben genannten Autors der aus ökotoxikologischen Daten abgeleitete Wert im Interesse des deutschen Minimierungsgebotes von 48 mg/kg TS auf 5 mg/kg TS gesenkt werden.

Die in Tabelle 18 vorgeschlagenen Richtwerte gemäß dem Median-Konzept der Landwirtschaftskammer Hannover wurden weder bei HCB, noch für p-DDE, op-DDD oder pp-DDD überschritten (MERKEL & APPUHN, 1996).

In der Tabelle 34 werden für weitere Substanzen Normwerte vorgeschlagen.

Tab. 34: Normwerte-Vorschlag für ausgewählte organische Substanzen im Klärschlamm (Angaben in mg/kg TS); SCHNAAK (1995)

Parameter	Normwerte-Vorschlag
Benzol	5
1,3-Dichlorbenzol	1,4
1,2,3-Trichlorbenzol	1,9
1,2,4-Trichlorbenzol	3,4
Hexachlorbenzol	1
β -HCH	0,5
Lindan	1
DDT	0,1
DDE	2

Die von uns ermittelten Werte lagen bei diesen Stoffen immer unter den vorgeschlagenen deutschen Normwerten und meist deutlich niedriger als ältere Literaturdaten.

5.3.9.6 Polychlorierte und polybromierte Biphenyle

Vorkommen, Eigenschaften und Verwendung:

Die polychlorierten Biphenyle (PCB) und polybromierten Biphenyle (PBB) leiten sich vom Biphenyl der Summenformel $C_{12}H_{10}$ ab, in welchem zwei Benzolringe über eine C-C-Bindung verknüpft sind.

PCB (PBB) entstehen durch Chlorierung (Bromierung) von Biphenyl, wobei eine unterschiedliche Anzahl von H-Atomen durch Cl-Atome (Br-Atome) ersetzt werden. Polychlorierte Biphenyle sind in nahezu allen Umweltmatrices nachzuweisen.

Die kommerziell hergestellten und technisch eingesetzten PCB sind keine reinen Verbindungen, sondern Mischungen aus insgesamt 209 möglichen Isomeren, von diesen sind ca. 100 umweltrelevant.

Die in der Umwelt ubiquitär vorkommenden PCB-Rückstände resultieren aus unterschiedlichen Mischungen technischer Produkte, die je nach Herstellungsart verschiedene Anteile an

mono- bis nonachlorsubstituierte Biphenyle enthalten und welche durch Abbau und Metabolisierung in ihrer Zusammensetzung weiter verändert sein können.

Die Persistenz der PCB steigt mit dem Chlorierungsgrad von Di- über Tri- bis zu Nonachlorbiphenyl an.

PCB wurden seit 1929 hergestellt und sowohl in offenen Systemen, z. B. als Schmiermittel, Weichmacher oder als Papierbeschichtungsmittel, als auch in geschlossenen Systemen, z. B. in Kondensatoren, Transformatoren oder als Hydrauliköl verwendet (WITTE et al., 1989; UBA 1996c).

Auf Basis des Chemikaliengesetzes ist in Österreich seit 1993 laut Verordnung über das Verbot von halogenierten Stoffen das Herstellen, Inverkehrsetzen und die Verwendung von PCB sowie die Herstellung und das Inverkehrsetzen von Fertigwaren, die PCB enthalten, verboten (BGBl 210/1993). In einzelnen Zubereitungen wurden PCB bereits früher verboten: 1990 in Unterwasser-Anstrichmitteln (Antifouling; BGBl. 577/1990) und als Zusatz von Schmiermitteln im gewerblichen Verkehr.

Laut Auskunft des Österreichischen Zentralamtes wurden 1991 fast 479 t, 1992 ca. 312 t und 1993 nur mehr 6,4 t PCB - hauptsächlich aus Großbritannien - importiert. Genauere Daten liegen in UBA (1996c) vor. Trotz der oben genannten PCB-Verbote stellt diese Substanzklasse auch heute noch ein aktuelles Belastungsproblem dar. Die von den PCB ausgehende Gefahr für aquatische Systeme ergibt sich nicht aus ihrer akuten Giftigkeit, sondern aus ihren langfristigen, chronischen Wirkungen (mutagene, carcinogene und teratogene Eigenschaften). In der aktuellen Diskussion um endokrine Wirkungen von Umweltchemikalien wird auch die Substanzklasse PCB genannt.

Die coplanaren PCB (Vertreter davon sind z. B. PCB 77, PCB 105, PCB 126 und PCB 169) sind Bestandteil des komplexen PCB-Gemisches, aufgrund ihrer Dioxin-Ähnlichkeit gelten sie toxischer als die übrigen PCBs. Sie zeigen ähnliche toxische Eigenschaften wie das 2,3,7,8-TCDD, deshalb werden sie für Toxizitätsäquivalent-Faktoren von der WHO empfohlen (FOOKEN, 1997).

Eintrag in die Kläranlage:

Kontaminiertes Altöl, welches über die Kanalisation „entsorgt“ wird, KFZ-Emissionen (in Staub- und Sedimentproben aus einem Verkehrstunnel sind Werte um 150 µg/kg TS bestimmt worden) und Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen stellen Haupteintragsquellen für PCB dar (SCHÖNBERGER, 1990). Auffallend ist, daß nach Regenwetter ein höherer PCB-Input in die Kläranlage festzustellen ist, als bei Schönwetter.

Der Haupteintrag von PCB aus den privaten Haushalten erfolgt wahrscheinlich über Nahrungsmittel und Toilettenpapier (aus Altpapier hergestellt) (SCHÖNBERGER, 1990).

Verhalten in der Abwasserreinigung und in der Schlammbehandlung:

PCB werden an Festpartikeln sorbiert. Der Abbau von PCB ist stark von der Stellung der Chloratome beeinflusst und wird mit zunehmendem Chlorierungsgrad schwieriger.

Konzentrationen im Klärschlamm:

Die PCB-Belastung von Faulschlämmen liegt im Gegensatz zu den PAK im Mittel etwas unter den Gehalten von Primär- und Sekundärschlämmen. Nach SCHÖNBERGER sind in der Atmosphäre verstärkt die flüchtigen PCB anzutreffen, während im Flußsediment und im Klärschlamm die höher chlorierten PCB vertreten sind.

Aus den Untersuchungen von WITTE (1989) ergab sich kein Zusammenhang zwischen der PCB-Belastung der Klärschlämme und der Kläranlagengröße bzw. der angeschlossenen Einwohnergleichwerte, jedoch waren in diesen Untersuchungen regionale Unterschiede festzustellen.

Daten basierend auf internationale Literatur:

Die Gehalte der vereinbarungsgemäß für die Beurteilung von Umweltbelastungen betrachteten PCB-Einzelkomponenten Nr. 28, 52, 101, 138, 153 und 180 in Klärschlämmen betragen im Mittel $\leq 0,1$ mg/kg TS und erreichen in normal beschlammten Böden $\leq 1,4$ $\mu\text{g/kg}$ TS, während auf stärker beschlammten Böden ≤ 49 $\mu\text{g/kg}$ TS im Mittel gemessen werden (LESCHBER, 1989). In bundesdeutschen Klärschlämmen sind Werte zwischen 0,5 mg/kg TS und 2 mg/kg TS die Norm (WEIßER, 1992). Beim Vergleich von zwei Untersuchungsreihen 1991 und 1992 (30 Kläranlagen aus dem Umlandverband Frankfurt) konnte ein Rückgang der PCB-Belastung um ca. 25 % festgestellt werden. Dies kann jedoch auch auf jahreszeitliche oder witterungsbedingte Einflüsse zurückzuführen sein.

Das PCB-Verteilungsmuster bei den Klärschlammproben zeigte meist bei unterschiedlichen Gesamtgehalten eine relativ einheitliche Verteilung: die Gehalte der sechs Ballschmitter-PCB (DIN-Kongeneren) steigen von Nr. 28 über 52 an bis zum Maximum bei Nr. 138, um dann über die Nr. 153 zu Nr. 180 weiter abzufallen. Dieses charakteristische Klärschlamm-Muster ist grundsätzlich analog zu einem „Chlophen-A60“-Muster. Dies wird verständlich, wenn man berücksichtigt, daß von den industriell hergestellten Biphenylen vorwiegend höherchlorierte (Chlophen A-60) hergestellt und verbreitet wurden.

In der vorliegenden Studie ermittelte Werte:

In den Proben wurden keine Isomere der Polybromierten Biphenyle sowie PCB 77 nachgewiesen. Die polybromierten Verbindungen werden nach SCHÖNBERGER (1980) zu Flammenschutz Zwecken eingesetzt und kommen offensichtlich in den untersuchten Einzugsgebieten nicht zur Anwendung.

Tab. 35: Kenngrößen für Polybromierte und Polychlorierte Biphenyle

	PBB 4	PBB 7	PBB 10	PBB 15	PBB 31	PBB 38	PBB 52	PBB 53	PCB 81
Anzahl der Proben	16	16	16	16	16	16	16	16	16
Mittelwert mg/kg TS	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Variationskoeffizient	-	-	-	-	-	-	-	-	-
kleinster Wert mg/kg TS	n.n. (NG=0,005) <0,010 (BG)	n.n. (NG=0,002) <0,004 (BG)	n.n. (NG=0,002) <0,004 (BG)	n.n. (NG=0,010) <0,005 (BG)	n.n. (NG=0,002) <0,004 (BG)				
Median mg/kg TS	-	-	-	-	-	-	-	-	-
errechnete Senke kg/a	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Probe 17* mg/kg TS	n.n.	<0,004	n.n.						

Fortsetzung der Tab. 35: Kenngrößen für Polybromierte und Polychlorierte Biphenyle

	PCB 126	PCB 169	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 138	PCB 153	PCB 180	Ballschmitter-PCB
Anzahl der Proben	16	16	16	16	16	16	16	16	16
Mittelwert mg/kg TS**	-	-	0,012	0,007	0,009	0,022	0,019	0,014	0,082
Variationskoeffizient	-	-	161 %	95 %	58 %	53 %	44 %	49 %	53 %
kleinster Wert mg/kg TS	n.n. (NG=0,002) <0,004 (BG)	n.n. (NG=0,002) <0,004 (BG)	<0,004 (BG)	<0,004 (BG)	n.n. (NG=0,004)	0,007	0,005	0,005	0,030
größter Wert mg/kg TS	-	-	0,079	0,030	0,024	0,061	0,043	0,034	0,187
Median mg/kg TS	-	-	0,006	0,005	0,007	0,020	0,018	0,012	0,070
errechnete Senke kg/a	-	-	1,1	0,9	1,3	3,7	3,3	2,2	13
Probe 17* mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n. (NG = 0,002)	<0,004 (BG)	0,006	0,019	0,017	0,011	0,053

*diese Probe ist keine Faulschlammprobe

** n=16 außer bei PCB 101: n=15

Bewertung:

Um den Gesamtgehalt an PCB abschätzen zu können, wird oft die Summe der sechs Ballschmitter-Kongenerere mit dem Faktor fünf multipliziert. So wird z. B. im Altöl der Gesamt-PCB-Gehalt definiert. Im Klärschlamm wird jedoch vermutlich der PCB-Gehalt durch den fünffachen Wert der Summe der sechs Ballschmitter-Kongenerere überschätzt. Wird nach ILIC (1994) der Faktor 3,2 verwendet, ergibt sich für die vom Umweltbundesamt analysierten kommunalen Klärschlämme ein Gesamtgehalt an PCB von 0,224 mg ges. PCB/kg TS. (Medianwert der Summe der Ballschmitter-Kongenerere x 3,2 ; Ergebnis 1). Die gesamte Menge an PCB, die im kommunalen Klärschlamm 1995 anfiel, beträgt nach der ILIC-Berechnung daher ca. 41,7 kg ges. PCB (Ergebnis 1 multipliziert mit 186.036.000 kg TS Klärschlamm).

Die höchsten PCB-Gehalte im Klärschlamm der untersuchten österreichischen Kläranlagen lagen im gleichen Bereich wie die mittleren Werte der Klärschlämme des Umlandesverband Frankfurt (ILIC, 1994). Für landwirtschaftlich verwerteten Klärschlamm wird ein PCB-Höchstwert von 200 µg/kg TS pro DIN-Kongener in der Ober- und der Niederösterreichischen Klärschlamm-Verordnung vorgeschrieben. Die PCB-Werte der 17 Proben lagen weit darunter, die Summen aller 6 Kongenerere besaßen die Größenordnung des Wertes, der pro Kongener gilt. Der in den zwei Landesverordnungen festgelegte Grenzwert wurde nie überschritten.

5.3.9.7 Phenol und Chlorphenole

Vorkommen, Eigenschaften und Verwendung:

Phenole ist die Gruppenbezeichnung für eine Vielzahl von organischen Verbindungen, die vom Benzol und seinen Abkömmlingen abgeleitet sind und bei denen ein oder mehrere Wasserstoff-Atome des Ringes durch ein oder mehrere OH-Gruppen ersetzt sind.

Natürliche Ausscheidungsprodukte des Menschen sind im Harn festgestellte Phenolkörper, die als Ester der Schwefelsäure und der Glucuronsäure vorliegen. Mit den Fäzes wird Phenol, aus Tyrosin gebildet, in freier Form ausgeschieden. Zwischen biogenen Phenolen, die in Blättern, Nadeln, Holz und Algen gebildet werden und industriellen Produkten, die als Desinfektionsmitteln und Konservierungsmitteln eingesetzt werden, ist zu unterscheiden. Phenole sind wichtige Bestandteile, Ausgangs- und Zwischenprodukte bei Arzneimitteln, Farbstoffen, Fotoentwicklern, Weichmachern, Detergentien, Pflanzenschutzmitteln, Emulgatoren (KOPPE & STOZEK, 1986).

Chlorphenole kommen in Form von 19 Kongeneren vor, je nach Zahl (ein bis fünf) und Anordnung der Chloratome im Chlorphenol-Molekül. Die Chlorphenole fanden oder finden noch Verwendung als Konservierungs- und Desinfektionsmittel z. B. im Holzschutz, bei der Textil-, Leder-, Papier-, Kautschuk-, Klebstoffherstellung und als industrielles Zwischenprodukt (LFU, 1996).

Hinsichtlich der Anwendungsmenge kommt dem Pentachlorphenol (PCP) die größte Bedeutung zu; daneben finden lt. Literatur 2,4-Dichlorphenol, 2,4,5- und 2,4,6-Trichlorphenol, 2,3,4,6-Tetrachlorphenol u. a. praktische Verwendung. Das technische Pentachlorphenol enthält als Verunreinigung die anderen Chlorphenole sowie Polychlordibenzodioxine/-furane (PCDD/F) und stellt damit eine wichtige Eintragsquelle für PCDD/F in die Umwelt dar; außerdem werden PCDD/F aus Pentachlorphenol gebildet.

Aufgrund ihrer Wasserlöslichkeit und Flüchtigkeit kommen die Chlorphenole ubiquitär vor, sie können biologisch nur schwer abgebaut werden. Die Chlorphenole sind biozid wirksam; Pentachlorphenol steht im Verdacht, frucht- und erbgutschädigend zu sein (JOBST, 1995). Die Herstellung und Verwendung von Pentachlorphenol ist in Österreich seit 1991 (BGBl. 58/1991) verboten.

Phenole gehören zu den mikrobiziden Stoffen, die sowohl gegen pathogene Keime als auch gegen technisch schädliche Keime eingesetzt werden. Da der breite Einsatz von Phenolen daher v.a. auf ihrer Desinfektionswirkung beruht, ist verständlich, daß ihr Abbau in Kläranlagen problematisch sein kann und nur bei geringeren Konzentrationen einsetzt. Generell sind mehrfachchlorierte Phenole schlechter abbaubar als Arylphenole (Benzylphenol) und diese wiederum geringer als Alkylphenole (z. B. Kresol, Thymol, Xylenol), wobei die sterische Anordnung der Substituenten eine Rolle spielt (RIPPEN, 1990).

Konzentrationen im Klärschlamm:

Bei den Chlorphenolen kam dem Pentachlorphenol hinsichtlich der Häufigkeit und Höhe positiver Befunde aus Untersuchungen im Zeitraum 1987-1989 die größte Bedeutung zu: bei 85 untersuchten Proben aus westdeutschen Kläranlagen betrug z. B. der Mittelwert 59,5 µg/kg TS (JOBST, 1995).

In der vorliegenden Studie ermittelte Werte:

Von den untersuchten 19 Chlorphenolen konnten im Rahmen der vorliegenden Studie in keiner Probe 2,6-Dichlorphenol, 2,3,4-Trichlorphenol, 2,3,6-Trichlorphenol, 2,3,5,6- und 2,3,4,6-Tetrachlorphenol nachgewiesen werden. Auffällig waren die Gehalte an 2,4/2,5-Dichlorphenol, die wie p-Chlorphenol (4-Chlorphenol) in allen 17 untersuchten Proben positiv detektiert wurden. Der höchste Wert erreichte um die 134 µg/kg TS.

Bei Pentachlorphenol lagen die gemessenen Konzentrationen um 10 µg/kg TS, ein Spitzenwert von 59 µg/kg TS wurde in einer Probe gemessen.

Phenol und alkylierte Phenole wurden in den Klärschlammproben mit einer Screening-Methode qualitativ erfaßt.

Tab. 36: Kenngrößen für Chlorphenole

	2-Chlorphenol	3-Chlorphenol	4-Chlorphenol	2,3-Dichlorphenol	3,5-Dichlorphenol	3,4-Dichlorphenol	2,4/2,5-Dichlorphenol
Anzahl der Proben	16	16	16	16	16	16	16
Mittelwert mg/kg TS	-	-	0,027 (n = 16)	-	-	-	0,055 (n = 16)
Variationskoeffizient	-	-	42 %	-	-	-	56 %
kleinster Wert mg/kg TS	n.n. (NG=0,002)	n.n. (NG=0,002)	0,013	n.n. (NG=0,003)	n.n. (NG=0,002)	n.n. (NG=0,002)	0,027
größter Wert mg/kg TS	<0,008 (BG)	<0,008 (BG)	0,042	<0,008 (BG)	0,010	0,021	0,134
Median mg/kg TS	-	-	0,026	-	-	-	0,041
Errechnete Senke kg/a	-	-	4,8	-	-	-	7,6
Probe 17* mg/kg TS	<0,008	n.n.	0,116	n.n.	n.n.	<0,008 (BG)	0,021

Fortsetzung der Tab. 36: Kenngrößen für Chlorphenole

	2,3,5-Trichlorphenol	2,4,6-Trichlorphenol	2,4,5-Trichlorphenol	3,4,5-Trichlorphenol	2,3,4,5-Tetrachlorphenol	Pentachlorphenol
Anzahl der Proben	16	16	16	16	16	16
Mittelwert mg/kg TS	-	-	-	-	-	0,012 (n = 14)
Variationskoeffizient	-	-	-	-	-	123 %
kleinster Wert mg/kg TS	n.n. (NG=0,002)	n.n. (NG=0,002)				
größter Wert mg/kg TS	0,043	<0,008 (BG)	<0,008 (BG)	0,013	<0,008 (BG)	0,059
Median mg/kg TS	-	-	-	-	-	0,007
Errechnete Senke kg/a	-	-	-	-	-	1,3
Probe 17* mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

*diese Probe ist keine Faulschlammprobe

Bewertung:

Das Fraunhofer Institut schlägt folgende Normwerte für Chlorphenole vor (Tab. 37):

Tab. 37: Normwerte-Vorschlag für Chlorphenole in Klärschlamm (Angaben in mg/kg TS); SCHNAAK (1995)

Parameter	Normwerte-Vorschlag
Pentachlorphenol	6,6
2-Chlorphenol	0,39
2,4-Dichlorphenol	16
2,4,6-Trichlorphenol	9,6

Die Konzentrationen der in Tabelle 36 genannten Chlorphenole lagen in allen untersuchten Proben um zwei bis vier Zehnerpotenzen unter den vorgeschlagenen Normwerten.

5.3.9.8 Polychlorierte Dibenzodioxine und polychlorierte Dibenzofurane

Vorkommen, Eigenschaften und Verwendung:

Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine (PCDD) und polychlorierte Dibenzofurane (PCDF) sind keine Naturstoffe im Sinne einer Biogenese, sondern ein manchmal unvermeidliches Nebenprodukt einer Vielzahl von thermischen und industriellen Prozessen. 75 Dioxin-Isomere und 135 Furanisomere werden zu dieser Stoffgruppe gezählt, wobei das 2,3,7,8-TCDD-Dioxin, in geringsten Dosen hohe Giftwirkung entfaltet und daher als die giftigste Substanz gilt, die bisher synthetisch hergestellt worden ist. Die einzelnen Vertreter dieser Stoffklasse sind in ihren chemischen und physikalischen Eigenschaften relativ ähnlich. Sie besitzen einen niedrigen Dampfdruck und sind extrem schlecht wasserlöslich, daher werden sie stark an organischer Substanz adsorbiert. Sie unterscheiden sich jedoch stark in ihrer Toxizität. Die stärkste Toxizität geht von Kongeneren aus, die Chlorsubstitution in den Positionen 2, 3, 7 und 8 aufweisen. Die Toxizität von 2,3,7,8-TCDD wird gleich 1 gesetzt (Toxizitätsäquivalent TE oder TEQ (ITEF) = 1), die weniger giftigen werden mit einem kleineren Faktor multipliziert und addiert.

Aufgrund ihrer Eigenschaften (persistent, akkumulierend, ökotoxisch und humantoxisch) stellen sie bis heute ein wichtiges Umweltproblem dar. Eine Reihe von gesetzlichen Maßnahmen führte zu einer Minderung der Dioxineinträge in die Umwelt, wodurch ein Rückgang der Dioxinbelastung in den letzten Jahren zu beobachten ist.

Eintrag in die Kläranlage:

Quellen und Pfade für den PCDD/F-Eintrag in den Klärschlamm bzw. in die Umwelt sind (SCHÖNBERGER, 1990):

Eintrag von PCDD/F über die Atmosphäre (trockene und nasse Deposition; Oberflächenabschwemmungen (Dachrinnen-Sedimente, Straßenkehricht,...))

Bildung und Eintrag von PCDD/F in der Kläranlage selbst:

- biogen aus Chlorphenolen
- aus PCP in Gegenwart von Hypochlorit
- über die Phosphatelimination mit (meist aus Schrott hergestellten) Fe- und Al-Salzen Bildung über S-Analoga zu PCDD/F, z. B. aus Pentachlorthiophenol
- Eintrag von PCDD/F aus verschiedenen Branchen:
- Tankwagenreinigung
- Textil- und Lederindustrie

- Metallindustrie
- importierte (wassermischbare) Kühlschmierstoffe
- Metallbearbeitungsöle
- Metallentfettung
- Klinik-Müllverbrennungsanlagen
- Chemische Reinigungen
- Kraftfahrzeuge (Reifen, Auspuffgase)
- Papier- und Zellstoffindustrie
- kommunale Müllverbrennungsanlagen
- Rauchgasreinigungsanlagen
- Haushalt (Einträge über Fäkalien, aus Wasch- und Geschirrspülmaschinen)

Insgesamt wurden in Österreich 1994 28,7 g TEQ (ITEF) Dioxine emittiert. Den Hauptteil dieser Emissionen verursachen nach UBA (1997b) die Kleinverbraucher (Haushalte, Gewerbe, ...) und die Industrie mit ihren Prozeßemissionen (UBA 1996d, 1997c). PCDD/F aus der Luft werden durch Regen ausgewaschen bzw. werden auf befestigte Flächen abgelagert, die an Abwasserkanäle angeschlossen sind und somit klärschlammrelevant werden können (Luftpfad). Wassertransportierte PCDD/F gelangen über die Abwasserkanäle von Haushalten und Industrie in die Kläranlagen (Wasserpfad) (GIHR et al., 1991).

Über den mikrobiellen Abbau dieser Stoffgruppe liegen bisher noch keine gesicherten Kenntnisse vor (RIPPEN, 1990). Es ist aber davon auszugehen, daß die PCDD/PCDF aufgrund ihrer stark hydrophoben Eigenschaften nahezu vollständig via Adsorption aus dem Abwasser eliminiert und im Klärschlamm angereichert werden.

Konzentrationen im Klärschlamm:

Im Jahr 1989 lag der Mittelwert für die Summe der absoluten PCDD/F-Konzentrationen in 72 Klärschlammproben aus bundesdeutschen Klärwerken bei ca. 20 ng/kg TS (Bereich 1,7-150 ng/kg TS) (GIHR et al., 1991).

Die Grundbelastung von Klärschlämmen liegt deutlich unter 50 ng TEQ (ITEF)/kg TS (BUTZKAMMER et al., 1990). Neben gewerblichen und häuslichen Abwässern spielen Regenwasser und Oberflächenabflüsse über versiegelte Flächen beim Eintrag dieser Stoffgruppe in die Kläranlage eine große Rolle. Ihre Kenndaten sprechen für eine Klärschlammrelevanz (RIPPEN, 1990). Die bisher untersuchten Klärschlämme weisen jedoch nur in Ausnahmefällen das 2,3,7,8-TCDD-Kongener auf.

Untersuchungen an gepreßten Klärschlämmen (ohne Zuschlagsstoffe) aus 1991 und 1992 von 30 Kläranlagen aus dem Umweltverband Frankfurt ergaben sinkende Dioxinwerte (Mittelwert 39 ng/kg TS bzw. 24 ng/kg TS; kleinster Wert 18 ng/kg TS bzw. 9 ng/kg TS, größter Wert 144 ng/kg TS bzw. 63 ng/kg TS) (ILIC, 1994). Die Proben wiesen meist in bezug auf das typische 1,2,3,6,7,8-HxCDD/1,2,3,4,7,8-HxCDD-Verhältnis und den 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF-Gehalt ein einheitliches Bild auf.

Nach HAGENMAIER (1993) kann eine Belastung von 20 ng TEQ (ITEF)/kg TS als charakteristisch für Klärschlämme aus der Bundesrepublik Deutschland angesehen werden. Ein Vergleich von Durchschnittswerten zeigt, daß im Laufe der letzten Jahre eine Verringerung der Dioxinkonzentrationen im Klärschlamm stattfand.

In der vorliegenden Studie ermittelte Werte:

Die höchsten Gehalte wurden bei OCDD und PCDD festgestellt. TEQ (ITEF) bewegte sich bei den 17 untersuchten Proben zwischen 8,1 und 38,1 ng/kg TS. Alle Konzentrationsangaben erfolgen bei den Dioxinen in ng/kg TS, die Senkeangaben für 1995 in g/a.

Tab. 38: Kenngrößen für Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane

	Summe TCDD	Summe PeCDD	Summe HxCDD	Summe HpCDD	OCDD	Summe TCDF	Summe PeCDF	Summe HxCDF	Summe HpCDF
Anzahl der Proben	16	16	16	16	16	16	16	16	n = 16
Mittelwert ng/kg TS	14,2 (n = 16)	35,5 (n = 16)	140,1 (n = 16)	540,4 (n = 16)	2260,8 (n = 16)	55,3 (n = 16)	48,0 (n = 16)	54,3 (n = 16)	111,3 (n = 16)
Variationskoeffizient	128 %	83 %	101 %	39 %	50 %	53 %	66 %	70 %	49 %
kleinster Wert ng/kg TS	3,6	14,1	47,8	211,8	574,0	29,7	20,0	19,6	42,6
größter Wert ng/kg TS	80,9	140,5	541,5	1.046,2	4.952,9	154,6	160,0	185,2	247,4
Median ng/kg TS	10,4	31,3	94,2	484,5	1.888,5	49,3	40,0	48,9	101,2
errechnete Senke g/a	1,9	5,8	17,5	90,1	351	9,2	7,4	9,1	18,8
Probe 17* ng/kg TS	10,5	23,8	58,2	313,6	1.432,1	34,3	42	44,2	92,5

Fortsetzung Tab. 38: Kenngrößen für Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane

	OCDF	PCDD	PCDF	PCDD/PCDF	Summe 2378-Isomere	TEQ (ITEF)
Anzahl der Proben	n = 16	n = 16	16	16	16	16
Mittelwert ng/kg TS	104,6 (n = 16)	2.990,8 (n = 16)	373,4 (n = 16)	3.364,3 (n = 16)	2.763,7 (n = 16)	14,5 (n=16)
Variationskoeffizient	40 %	45 %	44,0 %	44 %	47 %	48 %
kleinster Wert ng/kg TS	42,4	1.000,7	156,5	1.286,7	962,8	8,1
größter Wert ng/kg TS	194,7	5.782,5	860,0	6.280,4	5.803,0	38,1
Median ng/kg TS	102,6	2.532,7	340,6	2.956,3	2.391,4	13,1
errechnete Senke g/a	19,1	469,5	63,4	550,0	444,9	2,4
Probe 17* ng/kg TS	61,4	1.838,2	274,4	2.112,6	1711,5	9,0

* diese Probe ist keine Faulschlammprobe

Bewertung:

Die Ober- und Niederösterreichische Klärschlammverordnung schreiben für landwirtschaftlich verwertbaren Klärschlamm einen Höchstwert von 100 ng TEQ (ITEF)/kg TS vor.

Die in der vorliegenden Studie ermittelten Gehalte lagen deutlich darunter.

Allgemeine Bewertung der organischen Schadstoffe:

Das Wissen über das Verhalten der organischen Schadstoffe im Boden ist - gemessen an den Kenntnissen zu anorganischen Inhaltsstoffen - gering. Aus heutiger Sicht ist keine akute Gefährdung des Ökosystemes zu erwarten, es sind jedoch aus Vorsorgegründen durch fallweise Untersuchungen diese Erkenntnisse zu vertiefen. Zusammenfassend kann die gefundene Belastung - abgesehen von einzelnen Kohlenwasserstoff-, LAS- und NP-Belastungen - als nicht besorgniserregend bezeichnet werden. Es wird daher in der weiteren Diskussion in Anlehnung an die deutsche Vorgangsweise im Kapitel 5.2.4 vorgeschlagen, sich auf wenige Stoffgruppen oder Vertreter zu konzentrieren. Eine Grenzwertfestlegung erscheint in diesem Licht und in Zusammenschau mit den vorliegenden Ergebnissen nicht vorrangig. Durch allfällige Stichproben sollte in der Zwischenzeit durch Schwerpunktsuntersuchungen und Erfahrungsaustausch das Wissen über die Belastung und Wirkung der organischen Schadstoffe vervollständigt werden.

5.4 Weitere statistische Auswertungen

Eine weitergehende statistische Auswertung der chemischen Analysendaten sowie den Angaben zu den Einleiterstrukturen wurde durch das Institut für Statistik, Operations Research und Computerverfahren der Universität Wien, durchgeführt. Die Untersuchungen dienen in erster Linie dazu, herauszufinden, ob es hinsichtlich der Schadstoffbelastung der Klärschlämme und der Einleiterstruktur der Kläranlagen statistisch nachweisbare Zusammenhänge gibt. Sollte ein solcher Zusammenhang nachgewiesen werden, so könnten sich bereits auf Grund der Einleiterstruktur einer Kläranlage Hinweise für eine Entsorgung bzw. Verwertung des anfallenden Klärschlammes ergeben.

Im folgenden Abschnitt finden sich die wichtigsten Methoden und Ergebnisse dieser Untersuchung.

5.4.1 Beschreibung der statistischen Methoden

Auf Grund der kleinen Stichprobe (17 Anlagen), den normalerweise schiefen Verteilungen in biologischen Systemen und den in den Analysen vorhandenen Ausreißern wurden nur deskriptive statistische Verfahren durchgeführt. Neben den univariaten wurden auch multivariate Verfahren wie Hauptkomponenten- und Clusteranalyse durchgeführt.

Beide Verfahren, sowohl Hauptkomponenten- als auch Clusteranalyse, stellen wenig Ansprüche bezüglich der Verteilung der Analyseergebnisse.

Die Hauptkomponenten-Analyse dient der Datenreduktion. Mit ihrer Hilfe können jedoch auch multivariate Ausreißer identifiziert werden. Eine Anlage kann beispielsweise in jedem einzelnen Originalparameter unauffällig sein, bei den Hauptkomponenten ist sie jedoch ein Ausreißer, da sie eine andere Korrelationsstruktur (Verhältnis der Originalparameter zueinander) besitzt als die anderen.

Bei der Clusteranalyse geht es darum, die Anlagen in Gruppen einzuteilen. Dabei werden ähnliche Anlagen zu Gruppen zusammengefaßt. Eine Clusteranalyse wurde für die Einleiterstruktur durchgeführt. Die Clusteranalyse klassifiziert die Anlagen oder die Einleiter in Kategorien. Die Cluster wurden mit Hilfe der „Between-group linkage“ Methode berechnet. Bei

dieser Methode werden die Cluster so kombiniert, daß die durchschnittliche Differenz zwischen allen Paaren von Punkten minimiert wird.

5.4.2 Bewertung

Aufgrund der kleinen Stichprobe konnten keine abgesicherten Aussagen getroffen werden. Dies ist sowohl hinsichtlich der Zuordnung von bestimmten Einleitern bzw. Einleiterstrukturen zu den gefundenen Schadstoffkonzentrationen als auch zum Verhältnis der Schadstoffe untereinander der Fall. Weiters konnten auffällige Einzelwerte der Analysen nicht interpretiert werden.

6 SCHLUSSBEMERKUNG

Um Aussagen treffen zu können, welche Wege der Verwertung oder Entsorgung von Klärschlamm in Zukunft offen stehen, muß dessen Qualität, neben den bereits jetzt geregelten und untersuchten Schadstoffen, auch hinsichtlich weiterer organischer Schadstoffe bekannt sein.

Neben der Analyse des Klärschlammes auf Schadstoffe wurde versucht, einen Überblick über die Einleiterstrukturen der untersuchten Kläranlagen zu gewinnen, um einerseits Korrelationen zwischen Schadstoffgehalten feststellen zu können und andererseits über mögliche primärseitige Minderungsmaßnahmen Aussagen treffen zu können. Erschwert durch die Tatsachen, daß durch die Auswertung der Fragebögen die Einleiterstrukturen der untersuchten Kläranlagen nur unvollständig erhoben werden konnten und für eine gesicherte statistische Aussage eine hohe Probenanzahl wünschenswert wäre, konnten Aussagen über primärseitige Minderungsmaßnahmen auf Grund geringer Probenanzahl nicht getroffen werden.

Vergleicht man jedoch die in dieser Untersuchung gefundenen Schadstoffkonzentrationen im Klärschlamm mit älteren Daten aus der Literatur und anderen vorliegenden Untersuchungen, so spiegeln sich gesetzliche Maßnahmen (z. B. Produktverbote), aber auch die technischen und ökonomischen Entwicklungen im Bereich der Abwasserreinigung und der Präventivmaßnahmen, wider. Im zeitlichen Verlauf sind die Konzentrationen an Schadstoffen, die bereits jetzt regelmäßig untersucht werden, im Klärschlamm meist gesunken. Für bislang nicht reglementierte Schadstoffe können solche Aussagen aber nur beschränkt getroffen werden.

Aus diesem Grund wie wegen der wachsenden Kenntnis über die aktuelle oder potentielle Schadwirkung von einzelnen Substanzen ist zu empfehlen, die Festlegung von Grenzwerten organischer Substanzen im Klärschlamm alle zehn bis fünfzehn Jahre auf der Basis von repräsentativen Untersuchungen zu überprüfen. Dabei sollte auf die Revision von ökotoxischen Substanzen und auf die tatsächlich in den Klärschlamm und damit im Zuge der landwirtschaftlichen Ausbringung in die Umwelt gelangenden Schadstoffe besondere Rücksicht genommen werden. Unter Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips könnten die Grenzwerte entsprechend ergänzt werden, gleichzeitig könnten bestehende Grenzwerte hinsichtlich ihrer Sinnhaftigkeit und Notwendigkeit neu überdacht werden.

7 ANHANG

7.1 Anhang 1 Einige Begriffsdefinitionen

Abwasserreinigungsanlagen

Anlagen zur Behandlung von kommunalen, gewerblichen und industriellen Abwässern nach einem mechanischen und/oder biologischen und/oder chemischen Verfahren.

Einwohnergleichwert EGW

Für die Planung und Dimensionierung von Kläranlagen werden vom Schmutzabstoß pro Tag und Einwohner Basiswerte benötigt. In der Regel ist der Schmutzabstoß der organischen Substanz, und zwar bezogen auf die Summe der ungelösten und gelösten Bestandteile, die wichtigste Angabe. Diese organischen Stoffe werden durch ihren biochemischen Sauerstoffbedarf in fünf Tagen quantifiziert. Im Mittel fallen 60 g BSB₅ pro Einwohner und Tag an. Diese Größe wird daher als Einwohnergleichwert bezeichnet.

Klärschlamm

Rückstände aus der Reinigung von Abwässern, gleichgültig welcher Herkunft und Beschaffenheit, ausgenommen Rechengut und Sandfanginhalte, denen keine Nährstoffe zugesetzt wurden.

Prinzipiell unterscheidet man zwischen den im Abwasser vorhandenen originären Feststoffteilchen aus dem menschlichen Lebensbereich (wie Küchenabfälle, Fäzes usw.) und solchen, die erst in biologischen Behandlungsstufen durch biochemische Umwandlung organischer Verbindungen entstanden ist. Entsprechend den Herkunftsstellen oder Betriebszuständen sind beispielsweise folgende spezifische Schlammbezeichnungen möglich:

Rohschlamm (Frischschlamm): unbehandelter Schlamm

Fäkalschlamm: Schlamm aus Hauskläranlagen (Dreikammerfaulanlagen)

Primärschlamm: Schlamm aus der Vorklärung

Sekundärschlamm: Schlamm aus Belebungsanlage und Tropfkörper

Faulschlamm: Schlamm, der durch ein anaerobes Verfahren stabilisiert wurde

Ergänzend hierzu gibt es weitere stabilisierende Schlammverfahren folgender Art:

- aerob
- chemisch
- thermisch

Klärschlammkompost

Ein humusähnlicher Stoff, der als Produkt biologisch-chemischer Umwandlung (Verrottung) von Klärschlamm unter Beimengung von Strukturmaterial anfällt, dem keine Nährstoffe zugesetzt wurden.

Faulgas (Biogas)

Verläuft der anaerobe Stabilisierungsprozeß des Rohschlammes im Faulbehälter bis zu seiner Endphase in gewünschter Art ungestört ab, so entsteht als wesentliches Endprodukt der brennbare, gasförmige Kohlenwasserstoff Methan. Neben Methan enthält Faulgas noch Kohlenstoffdioxid (ca. 20-30 %), Stickstoff, Wasserstoff, und in Spuren Sauerstoff, andere Kohlenwasserstoffe, Schwefelwasserstoff, usw.

Die Biogasmenge

Bezogen auf 1 kg organische Feststoffe (wasserfrei) beträgt im Durchschnitt 450-500 l bei einer Faulzeit von 25-30 Tagen und einer Faultemperatur von 30-35 °C (mesophiler Bereich).

Mesophile und thermophile Faulung

Die mesophile Faulung findet im Bereich von 30 bis 40°C statt, die thermophile Faulung bei 50 bis 60°C. Die Faulzeit bei der thermophilen Faulung ist geringer als bei der mesophilen Faulung (5-10 Tage gegenüber 10-20 Tagen). Die Gasausbeute ist bei der thermophilen Faulung meist kleiner.

7.2 Anhang 2 Literaturverzeichnis

- AICHBERGER (1987) zitiert in: "Über die ökologischen Zielsetzungen und Möglichkeiten der Verwertung und Entsorgung von Klärschlamm in Niederösterreich; No.1 (1991) im Auftrag des Amtes der NÖ-Landesregierung, Abtlg. B/9-Wasser.
- AICHBERGER (1991) zitiert in: "Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes; (1991), Verlag Elsevier Science Publishers Ltd; 228 ff. Edited by P.L' Hermite.
- ATV-Arbeitsbericht der Arbeitsgruppe 7.03 (1992): Gefährliche Stoffe in kommunalen Kläranlagen; im ATV-Hauptausschuß 7 „Industrieabwässer“, Korrespondenz Abwasser, 8/92, 39. Jhg., 1168 ff.
- BAUMANN, U. & MÜLLER, M. (1996): Ein Ansatz für kläranlagenverträgliche Produkte. Gas, Wasser, Abwasser, Nr. 4, 76.: 295 ff.
- BDE (1995): Klärschlamm-Entsorgung, -Behandlung, -Verwertung, -Beseitigung, Kreislaufwirtschaft in der Praxis, Band 3, Bundesverband der deutschen Entsorgungswirtschaft 1995, Köln, Verlag: Entsorge Gesm.b.H.
- BERGS, C.G. (1990): Wohin mit unserem Klärschlamm. Korrespondenz Abwasser, 2/90, 37. Jahrgang: 142 ff.
- BORTLISZ, J.; KORBER, H.-G. & MALZ, F. (1989): Organische Komponenten und Schwermetalle in kommunalen Klärschlämmen und landwirtschaftlich genutzten Boden. Abwassertechnik, 4/89: 3 ff.
- BMLF (1992): Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Kläranlagen in Österreich und große biologische Kläranlagen der Industrie. (Stand 1991, Wien)
- BMLF (1993): Gewässerschutzbericht '93. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien 1993.
- BMLF (1996): Gewässerschutzbericht '96. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien 1995.
- BUTZKAMM-ERKER, R. & MACH, R.E. (1990): Neuere Daten über Dioxingehalte in Klärschlämmen. Korrespondenz Abwasser 2/90, 37. Jahrgang: 161 ff.
- BRUNNER, P.H. & TSCHUI, M. (1985): Die Bildung von 4-Nonylphenol aus 4-Nonylphenolmono- und -diethoxylat bei der Schlammfäulung. Vom Wasser, Bd. 65.

- CALIESCH, A. & BALSINGER, Ch. (1994): AOX-Bestimmung in Klärschlamm, Sedimenten und Sielhaut, Naßmethode. *Korrespondenz Abwasser*, 8/94, 41. Jahrgang: 1340 ff.
- DE ALLENCASTRO, L.F. & TARRADELLAS, J. (1988): Herkunft und Menge von PCB in schweizerischen Abwässern. *Gas-Wasser-Abwasser*, Nr. 3, 68. Jahrgang.
- DRESCHER-KADEN, U.; MATTHIES, M. & BRÜGGEMANN, R. (1989): Organische Schadstoffe in Klärschlämmen. *Wasser, Abwasser*, 130/Nr. 12: 614 ff.
- DRESCHER-KADEN, U.; BRÜGGEMANN, R.; MATHIES, M. & MATHES, B. (1990): Organische Schadstoffe im Klärschlamm. *Literaturstudie, Rippen-Handbuch Umweltchemikalien*, 6. Erg.Lfg. 5/90.
- FAULSTICH, M. (1996): Thermische Behandlungsverfahren. In: *Perspektiven der Klärschlamm Entsorgung. Berichte aus Wassergüte und Abfallwirtschaft* Nr. 126, Technische Universität München.
- FOOKEN, C., GIHR, R., HÄCKL, M. & SEEL, P. (1997): Orientierende Messungen gefährlicher Stoffe; Landesweite Untersuchungen auf organische Spurenverunreinigungen in hessischen Fließgewässern, Abwässern und Klärschlämmen, 1991-1996. *Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz; Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt*.
- GIDARAKOS E., SCHNEIDER-FRESENIUS W. (1993): Zwischenbericht der Umweltminister-Konferenz, Arbeitsgruppe „Ursachen der Klärschlamm-Belastung mit gefährlichen Stoffen, Maßnahmenplan“. Frankfurt/Main, Deutschland.
- GIGER, W.; BRUNNER, P.; AHEL, M.; MC EVOY, J.; MARCOMINI, A. & SCHAFFNER, C. (1987): Organische Waschmittelinhaltsstoffe und deren Abbauprodukte in Abwasser und Klärschlamm. *Gas, Wasser, Abwasser*, Nr. 3, 67. Jahrgang: 111 ff.
- GIHR, R.; KLÖPFER, W.; RIPPEN, G.; PARTSCHT, H.; STOLL, U. & MÜLLER, J. (1991): Die Herkunft von polychlorierten Dibenzo-p-dioxinen (PCDD) und Dibenzofuranen (PCDF) bei der Grundbelastung von kommunalen Klärschlämmen. *Korrespondenz Abwasser*, 6/91, 38. Jahrgang: 802 ff.
- GILBERT, P.A. (1988): Beurteilung der Umweltverträglichkeit von LAS. *Tenside Surfactants Detergents* 25 (1988) 2, 128 ff.
- HAGENDORFF, U. (1992): Organische Halogenverbindungen (AOX) aus diffusen Quellen im Haushalt (Papier, Geschirrspül- und Waschmaschinen). *Korrespondenz Abwasser* 12/92, 39. Jhg., 1776 ff.
- HAHN, J. (1990): Klärschlamm ist Abfall. *Korrespondenz Abwasser*, 2/90, 37. Jahrgang: 175 ff.
- ILIC, P.; KNÖFEL, S. & SACHS-PAULUS, N. (1994): Die Belastung von Ackerböden im Rahmen der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung durch PCDD/PCDF und PCB im Gebiet des Umlandverbandes Frankfurt. *Korrespondenz Abwasser*, 8/94, 41. Jahrgang: 1268 ff.
- ILIC, P.; KNÖFEL, N. & SACHS-PAULUS, N. (1994): Die Belastung kommunaler Klärschlämme durch polychlorierte Dioxine/Furane und polychlorierte Biphenyle im Gebiet des Umlandverbandes Frankfurt. *Korrespondenz Abwasser*, 3/94, 41. Jahrgang: 448 ff.
- JANNSEN, I. (1997): persönliche Mitteilung; Studie des österreichischen Ökologieinstituts über Xenooestrogene, in Druck.
- JACOBSEN, U. (1995): Situation und Perspektiven der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung in Niedersachsen. *Korrespondenz Abwasser*, 8/95, 42. Jahrgang: 1285 ff.
- JOBST, H. (1995): Chlorphenole und Nonylphenole in Klärschlämmen, Teil 1, Vorkommen in Klärschlämmen westdeutscher Kläranlagen aus den Jahren 1987 bis 1989. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 23, 1: 20 ff.
- KIEFER, B. (1990): P-Fällung aus kommunalen Abwässern, Stand der Entwicklung und Verwertung der Klärschlämme in der Bundesrepublik Deutschland. *Wasser und Boden*, 5/90: 300 ff.
- KOPPE, A. & STOZEK, A. (1986): *Kommunales Abwasser*. Vulkan Verlag, Essen.
- KÖHLHOFF, D. (1991): Langzeitverhalten von Klärschlamm in Deponien. *Korrespondenz Abwasser*, 6/91, 38. Jahrgang: 764 ff.
- LAGA (1990): *Korrespondenz Abwasser*, 2/90: 141 ff.
- LAHL, U. & BURBAUM, H. (1992): Organische Schadstoffe im Klärschlamm, Abbauverhalten bei Langzeitlagerung. *Korrespondenz Abwasser*, 4/92, 39. Jahrgang: 546 ff.

- LAHL, U. & ZESCHMAR-LAHL, B.: Klärschlamm Entsorgung - die Spielregeln ändern. Korrespondenz Abwasser, 2/90, 37. Jahrgang: 164 ff.
- LESSEL, T. (1996): Niedertemperaturbehandlung - eine Alternative? In: Perspektiven der Klärschlamm Entsorgung. Berichte aus Wassergüte und Abfallwirtschaft Nr. 126, Technische Universität München.
- LFU (1996): Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle. Stoffbericht Pentachlorphenol 25/96.
- LINDNER, K.-H., (1993): Anforderung an die Klärschlamm Entsorgung in Europa. Korrespondenz Abwasser, 1/93, 40. Jahrgang: 80 ff.
- LINDNER, K.H. (1995): Aktuelle Entwicklungen im Klärschlamm Bereich auf europäischer Ebene. Korrespondenz Abwasser, 8/95, 42. Jahrgang: 1272 ff.
- LESCHBER, R. (1989): Organische Schadstoffe im Klärschlamm. Beiheft zu Müll und Abfall, H. 28, Erich Schmidt Verlag, Berlin: 12 ff.
- LESCHBER, R. (1991): Probleme organischer Schadstoffe im Klärschlamm. Korrespondenz Abwasser, 6/91, 38. Jahrgang: 798 ff.
- MATTHEWS, P. (1996): a global atlas of wastewater sludge and biosolids use and disposal, Bourne press Ltd., Bournemouth, Großbritannien.
- MERKEL, D. & APPUHN, H. (1996): Medianwert-Konzept zur Beurteilung organischer Schadstoffe im Klärschlamm in: Sekundärrohstoffe im Stoffkreislauf der Landwirtschaft. Kongreßband 1996, Trier. VDLUFA-Schriftenreihe 44/1996.
- MERKEL, D. & MATTER, Y. (1993): Pflanzennährstoff- und Schwermetallgehalte niedersächsischer Klärschlämme. Untersuchungen auf Pflanzennährstoffe und Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg und Zn 1983-1991. Korrespondenz Abwasser, 12/93, 40. Jahrgang: 1942 ff.
- MERKEL, D.; MATTER, Y. & APPUHN H. (1994a): Klärschlammuntersuchungen aus Niedersachsen. II. Untersuchungen chlorierter Kohlenwasserstoffe 1990-1991. Korrespondenz Abwasser, 1/94, 41. Jahrgang: 76 ff.
- MERKEL, D.; MATTER, Y. & APPUHN H. (1994b): Klärschlammuntersuchungen aus Niedersachsen. III. Multielementsanalysen und Untersuchungen auf PAK und Mineralöl 1990-1991. Korrespondenz Abwasser, 2/94, 41. Jahrgang: 264 ff.
- MÖNICKE, R. (1994c): Nähr- und Schadstoffaspekte bei der Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft. Korrespondenz Abwasser, 8/94, 41. Jahrgang: 1320 ff.
- NOVAK, O.: Wiener Mitteilungen. Wasser-Abwasser-Gewässer, Konfliktfeld Landwirtschaft-Wasserwirtschaft, Bd 126, Wien
- RENNER, G. & HERTLE, A. (1994): Einfluß der aerob-thermophilen Klärschlamm-Pasteurisierung auf den PAK-Gehalt des Klärschlammes. Korrespondenz Abwasser, 8/94, 41. Jahrgang: 1344.
- Rippen Handbuch Umweltchemikalien, 6 Erg., Lfg. 5/90.
- SCHNAAK, W; DONAU, R; ENGELKE, M; HENSCHER, K.P.; JOHN, Th.; KÜCHLER, Th.; PLÖGER, U.; RAAB, M.; SCHIMMIG, G; SÜSSENBACH, D.; WRONSKI, B. & ZYDEK, G. (1995) : Untersuchungen zum Vorkommen von ausgewählten organischen Schadstoffen im Klärschlamm und deren ökotoxikologischen Bewertung bei der Aufbringung von Klärschlamm auf Böden sowie Ableitung von Empfehlungen für Normwerte. Schlußbericht zum Forschungsvorhaben A8-11/93. Fraunhofer Institut, Berghole-Rehbrücke, Deutschland.
- SCHÖNBERGER, H. (1990): Klärschlamm-Kontamination auf Raten. Institut für ökologisches Recycling, Berlin.
- STEINMÜLLER, H.: Ergebnisse des theoretischen Projekts zur Schadstoffvermeidung im Klärschlamm ÖVAF, im Auftrag der NÖ Landesregierung, 1995
- TETZLAFF, S.; FORM, M.; NÄHER, G. & SEYDLER, B. (1993): Ökobilanz der Klärschlamm Entsorgung. Korrespondenz Abwasser, 6/93, 40. Jahrgang: 990 ff.
- THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (1994): Thermische Abfallbehandlung. EF-Verlag, Berlin.

- TRITT, W.P. (1994): Zur Problematik der Akzeptanz von Klärschlämmen. Korrespondenz Abwasser, 8/94, 41. Jahrgang: 1306 ff.
- UBA (1995a): Nicht gefährliche Abfälle. Teil A: Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen. Materialien zum Bundesabfall-Wirtschaftsplan. Monographien; Band 64, Umweltbundesamt, Wien.
- UBA (1995b): Grundlagen für eine technische Anleitung zur thermischen Behandlung von Abfällen. Reports; UBA-95-112, Umweltbundesamt, Wien.
- UBA (1995c): LAS, in der Umwelt. Reports; UBA-95-105, Umweltbundesamt, Wien.
- UBA (1996a): Analytische Untersuchungsmethoden von Klärschlamm. Berichte; UBA-BE-045, Umweltbundesamt, Wien.
- UBA (1996b): Analytische Untersuchungen von Klärschlamm. Berichte; UBA-BE-046, Umweltbundesamt, Wien.
- UBA (1996c): PCB - Stoffbilanz Österreich. Monographien; Band 79, Umweltbundesamt, Wien.
- UBA (1996d): Dioxinmessungen in Leoben-Donawitz. Berichte; UBA-BE-066, Umweltbundesamt, Wien.
- UBA (1997a): Untersuchungen von Straßenstaub im Großraum Wien. Berichte; UBA-BE-90, Umweltbundesamt, Wien.
- UBA (1997b): Österreichische Luftschadstoffinventur 1994. Reports; R-139, Umweltbundesamt, Wien.
- UBA (1997c): Dioxinmessungen in Graz 1996. Berichte; UBA-BE-060, Umweltbundesamt, Wien.
- WEIGERT, B.; CUNO, M.; REINKE, M. & WIESMANN, U. (1995): Untersuchung des biologischen Abbaus von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in einer Labor-Kläranlage. Acta hydrochim. hydrobiol. 23 4: 149 ff.
- WEISSER, M. (1992): Untersuchungen zur Belastung kommunaler Klärschlämme durch organische Schadstoffe-Abschlußbericht BMFT-Forschungsvorhaben 02 WS 464/8. Karlsruhe (Eigenverlag des Institutes)
- WITTE, H.; POLETSCHNY, H.; LANGENOHL, T. & OFFENBÄCHER, G.: Untersuchung zum Eintrag von organischen Schadstoffen in Boden und Pflanze durch die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung. Schriftenreihe, St. Augustin, GFA.
- ZILLICH, G. (1990): Zielvorgaben für eine ordnungsgemäße Klärschlammentsorgung heute und für die Zukunft. Korrespondenz Abwasser, 9/90, 37. Jahrgang: 1007 ff.

Gesetzliche Regelungen und Richtlinien im Inland und im benachbarten Ausland

Österreich:

- Niederösterreichisches Gesetz über die Ausbringung von Klärschlamm und Müllkompost auf landwirtschaftliche Böden vom 30. Juni 1988, LGBl. Nr. 6160/0, Stammgesetz Nr. 5888.
- Niederösterreichische Klärschlamm- und Müllkompostverordnung, LGBl. Nr. 6160/1-0.
- Niederösterreichische Klärschlammverordnung LGBl. 6160-1/1994
- Landesgesetz über die Ausbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftliche Kulturflächen (OÖ. Klärschlammgesetz), Gültigkeit ab 1. Jänner 1990.
- Klärschlamm in der Landwirtschaft - Modell Oberösterreich, Amt der OÖ. Landesregierung.
- Salzburger Richtlinien für die Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft, November 1987.
- Steiermärkisches landwirtschaftliches Bodenschutzgesetz vom 2. Juni 1987, LGBl. Nr. 66/1987.
- Steiermärkische Klärschlammverordnung vom 14. Dezember 1987, LGBl. Nr. 89/1987.
- Richtlinien für die Ausbringung von Klärschlamm auf Böden, Amt der Tiroler Landesregierung- Kulturbauamt, Oktober 1987.
- Vorarlberger Klärschlammgesetz vom 11. Oktober 1985, LGBl. Nr. 41/1985.
- Vorarlberger Klärschlammverordnung vom 20. August 1987, LGBl. Nr. 31/1987.
- ÖWWV-Regelblatt 17, Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen - Empfehlungen für Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen, Wien, 1984.
- Sonderabfallgesetz, BGBl. Nr. 186/1983.
- Verordnung über das Verbot von halogenierten Biphenylen, Terphenylen, Naphthalinen und Diphenylmethanen, BGBl. Nr. 210/1993.
- Verordnung über das Verbot bestimmter gefährlicher Stoffe in Unterwasser-Anstrichmitteln (Anti-fouling), BGBl. Nr. 577/1990.
- Verordnung über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser), BGBl. Nr. 210/1996.
- Verordnung über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV), BGBl. Nr. 179/1991 und Neufassung 186/1996.
- Verordnung über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung), BGBl. Nr. 164/1996.
- Waschmittelgesetz, BGBl. Nr. 300/1984.
- Abfallwirtschaftsgesetz, BGBl. Nr. 325/1990; Neufassung BGBl. Nr. 434/1996
- Wasserrechtsgesetznovelle Deponien 59/199

BRD:

- Klärschlammverordnung der BRD vom 25. Juni 1982, BGBl. Teil 1 S 734, 1982.

Schweiz:

- Schweizer Klärschlammverordnung vom 8. April 1981.
- Richtlinien über die Qualität und Verwertung von kompostiertem Klärschlamm, Bundesamt für Umweltschutz, Dezember 1987.
- Wegleitung für die Abnahmeuntersuchung von Klärschlamm-Hygienisierungsanlagen, August 1984.

EU:

- EG-Richtlinien über die Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft vom 12. Juni 1986, (86/278/EWG).
- Richtlinie des Rates vom 18. März 1991 zur Änderung der Richtlinie 75/442/EWG über Abfälle (91/156/EWG), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Nr. L 78 vom 26. März 1991: 31.
- Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 über gefährliche Abfälle (91/689/EWG), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Nr. L 377 vom 31. Dezember 1991: 20.
- Richtlinie des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Nr. L 135 vom 30. Mai 1991: 40.
- Richtlinie des Rates vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft (86/278/EWG), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Nr. L 181, 1986: 6.

7.3 Anhang 3 Tabellen- und Abbildungsverzeichnis

Tab. 1:	Kommunale Klärschlammverwertung und Entsorgung in Österreich, Stand 1991	18
Tab. 1a:	Kommunale Klärschlammverwertung und Entsorgung in Österreich, Stand 1995	18
Tab. 2:	Klärschlammaufkommen, Verwertung und Entsorgung in den einzelnen Bundesländern.....	19
Tab.2a:	Kommunaler Klärschlammfall, -verwertung und -entsorgung in Österreich, Stand 1995.....	20
Tab. 3:	Künftige Entwicklung von Menge, Verwertung und Entsorgung kommunaler Klärschlämme in den alten 12 Mitgliedsstaaten der EU.....	24
Tab. 4:	Anfall und Entsorgung kommunaler Klärschlämme in Europa.....	25
Tab. 5:	Klärschlammgrenzwerte für relevante Schadstoffe bei landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung in europäischen Ländern	28
Tab. 6:	Klärschlammgrenzwerte für relevante Schadstoffe bei landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung in europäischen Ländern	29
Tab. 7:	Klärschlammgrenzwerte für relevante Schadstoffe bei landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung in europäischen und anderen Ländern.....	30
Tab. 8:	Klärschlammgrenzwerte für relevante Schadstoffe bei landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung in 7 österreichischen Bundesländern	31
Tab. 9:	Bodengrenzwerte für relevante Schadstoffe bei Aufbringung von Klärschlämmen in europäischen Ländern.....	32
Tab. 10:	Bodengrenzwerte für relevante Schadstoffe bei Aufbringung von Klärschlämmen in europäischen Ländern (mg/kg TS Boden)	33
Tab. 11:	Bodengrenzwerte für relevante Schadstoffe bei Aufbringung von Klärschlämmen in europäischen u. a. Ländern.....	34
Tab. 12:	Bodengrenzwerte für relevante Schadstoffe bei Aufbringung von Klärschlämmen in 7 österreichischen Bundesländern	35
Tab. 13:	Anzahl der beprobten Kläranlagen pro Bundesland.....	36
Tab. 14:	Berechnung des Mittelwertes und des Medians.....	40
Tab. 15:	Gehalte an Nährstoffen und Schwermetallen in österreichischen Klärschlämmen	42
Tab. 16:	Durchschnittliche Nährstoffgehalte in Wirtschaftsdüngern und Siedlungsabfällen.....	42
Tab. 17:	Liste der vorläufig als vorrangig und nachrangig eingestuft organischen Schadstoffe in Klärschlamm.....	44
Tab. 18:	Richtwerte für organische Schadstoffe im Klärschlamm gemäß Median-Konzept der Landwirtschaftskammer Hannover	45
Tab. 19:	Caesiumgehalte in den Proben	47
Tab. 20:	Kenngößen für die Kohlenstoffkomponenten	48
Tab. 21:	Kenngößen für Stickstoffkomponenten.....	49
Tab. 22:	Kenngößen für Phosphor	50
Tab. 23:	Kenngößen für Kalzium, Kalium, Natrium, Magnesium	51
Tab. 24:	Kenngößen für die Mikronährstoffe Mangan, Kupfer, Zink, Molybdän und Kobalt	53
Tab. 25:	Kenngößen für Arsen, Blei, Cadmium, Chrom u. Quecksilber	54
Tab. 26:	Kenngößen für Aluminium, Beryllium, Bor, Eisen u. Nickel	55
Tab. 27:	Kenngößen für Selen, Thallium, Zinn u. Vanadium	56
Tab. 28:	Kenngößen für AOX.....	57

Tab. 29: Kenngrößen für die Summe der Kohlenwasserstoffe	58
Tab. 30: Kenngrößen für LAS.....	60
Tab. 31: Kenngrößen für NP, NP1EO u. NP2EO	61
Tab. 32: Kenngrößen für PAK	64
Tab. 33: Kenngrößen für aromatische Kohlenwasserstoffe und Chlorpestizide	68
Tab. 34: Normwerte-Vorschlag für ausgewählte organische Substanzen im Klärschlamm.....	69
Tab. 35: Kenngrößen für Polychlorierte Biphenyle	72
Tab. 36: Kenngrößen für Chlorphenole	75
Tab. 37: Normwerte-Vorschlag für Chlorphenole im Klärschlamm	76
Tab. 38: Kenngrößen für Polychlorierte Dibenzodioxine und-furane.....	78
Abb. 1: Kommunaler Klärschlammfall, dessen Verwertung und Entsorgung in Österreich, Stand 1995.....	19