

Regionales Stoffstrommanagement als Beitrag einer nachhaltigen Raumentwicklung

Der Klärschlammhaushalt Schleswig-Holsteins

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades

der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät

der Christian-Albrechts-Universität

zu Kiel



Thomas Fels
aus Halle/Westfalen

Kiel
Dezember 2002

Referent:Prof. Dr. Otto Fränze

Korreferent:Prof. Dr. Claus-Hennig Hanf

Tag der mündlichen Prüfung:06.02.2003

Zum Druck genehmigt: Kiel,06.02.2003

Prof. Dr. Wulf Depmeier

(Dekan)

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen des Graduiertenkollegs "Integrative Umweltbewertung" am Institut für Agrarökonomie und dem Ökologiezentrum der Universität Kiel. Ohne die Unterstützung zahlreicher Personen wäre dies nicht möglich gewesen. Daher möchte ich hier die Gelegenheit nutzen, mich bei all denen zu bedanken, die zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben. Mein Dank gilt zunächst der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Förderung der Promotion.

Ganz herzlich bedanke ich mich bei meinem Doktorvater, Herrn Prof. Dr. Otto Fränzle, für die weit über das Fachliche hinausgehende Betreuung und Unterstützung. Mit Fragen konnte ich mich stets an ihn wenden. Seine wissenschaftlichen Anregungen, die angenehme Gesprächsatmosphäre und so manche Anekdote werden mir in schöner Erinnerung bleiben.

Herrn Prof. Dr. Claus-Hennig Hanf danke ich für die Übernahme des Korreferats, für viele Denkanstöße sowie die Gastfreundlichkeit und die Möglichkeit, an seinem Lehrstuhl als Geograph zu arbeiten. Herrn Prof. Dr. Ulrich Koester bin ich für wertvolle Ratschläge und Unterstützung zur rechten Zeit sehr dankbar.

Für die angenehme Arbeitsatmosphäre am Institut für Agrarökonomie sorgten Frau Hübner sowie meine Kolleginnen und Kollegen, denen ich zunächst für das Korrekturlesen und die technische Unterstützung danke. Auch die „ökonomisch-ökologische Diskussionsbereitschaft“ habe ich sehr geschätzt und als äußerst ergiebig empfunden. Ferner verdanke ich meinen Kolleginnen und Kollegen aus dem Institut und dem Graduiertenkolleg viele schöne private Erlebnisse.

Bei meinem Freund Malte Kersten bedanke ich mich für unsere schöne gemeinsame Universitätszeit sowie für Unterstützung und Aufmunterung genau dann, wenn dies nötig war.

Meiner Familie danke ich für ihren moralischen und finanziellen Beistand, gerade auch in der Endphase meiner Promotion. Besonders am Herzen liegt mir der Dank an meine Freundin Antje Hentschel für das Korrekturlesen und ihre konstruktive Kritik. Zudem hat sie mir durch ihre liebevolle Art stets den Rücken freigehalten und mich immer wieder motiviert.

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	1
1.1	Problemstellung.....	1
1.2	Stoffstrommanagement als Beitrag einer Integrativen Umweltbewertung	3
1.3	Ziel der Arbeit	4
1.4	Aufbau der Arbeit.....	6
2	THEORETISCHE GRUNDLAGEN DES STOFFSTROMMANAGEMENTS	8
2.1	Das Untersuchungsobjekt Klärschlamm	8
2.2	Begriff des Stoffstrommanagements	10
2.3	Methodik und Systematisierung	14
2.3.1	Abfolge des Stoffstrommanagements	14
2.3.2	Regionale Stoffstrommodelle.....	17
2.4	Ressourcennutzung und Umweltproblematik aus ökonomischer Sicht	23
2.4.1	Normative Grundlagen des Stoffstrommanagements	26
2.4.2	Grundlegende Managementregeln und Leitlinien im Umgang mit	
	Stoffströmen	30
3	ANALYSE UND MODELLIERUNG DES KLÄRSCHLAMMHAUSHALTES SCHLESWIG-HOLSTEINS	38
3.1	Der Klärschlammhaushalt aus systemtheoretischer Sicht.....	38
3.2	Rechtlicher Rahmen der Klärschlamm Entsorgung.....	40
3.2.1	Europarechtliche Vorschriften	42
3.2.1.1	EG-Abfallrichtlinie.....	43
3.2.1.2	EG-Klärschlammrichtlinie	43
3.2.1.3	Sonstige europarechtliche Vorschriften	45
3.2.2	Bundesrechtliche Vorschriften	46
3.2.2.1	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz	46
3.2.2.2	Klärschlammverordnung (AbfKlärV)	48
3.2.2.3	Technische Anleitung Siedlungsabfall.....	49
3.2.2.4	Immissionsschutzrecht	50
3.2.2.5	Bodenschutzrecht	51

3.2.2.6	Wasserhaushaltsgesetz	52
3.2.2.7	Düngerecht	52
3.2.3	Landesrechtliche Vorschriften Schleswig-Holsteins	54
3.2.3.1	Landesverordnung über die Beseitigung von kommunalem Abwasser... ..	54
3.2.3.2	Durchführungsbestimmungen zur Klärschlammverordnung	55
3.3	Nährstoffseitige Dimension des Klärschlammhaushaltes	56
3.3.1	Einflussfaktoren auf die Quantität und Qualität von Wirtschaftsdünger	57
3.3.2	Eignung von Klärschlamm als Nährstoff	58
3.3.3	Frachtenmodell zur Bestimmung des Potentials landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung	61
3.4	Schadstoffseitige Dimension des Klärschlammhaushaltes	64
3.4.1	Schwermetallbelastung	64
3.4.2	Organische Inhaltsstoffe	66
3.4.3	Klärschlammrelevante Aspekte endokrin wirkender Substanzen	69
3.4.4	Potentielle Übertragungswege von BSE auslösenden Prionen im Klärschlammhaushalt	73
3.4.5	Schadstoffeintrag in landbaulich genutzte Böden	76
3.5	Akteure im regionalen Klärschlammhaushalt	77
3.5.1	Private Haushalte	78
3.5.2	Entsorgungspflichtige	79
3.5.3	Kläranlagenbetreiber	80
3.5.4	Entsorgungsbeauftragte	80
3.5.5	Landwirte	80
3.5.6	Deponiebetreiber	81
3.5.7	Betreiber von Müllverbrennungsanlagen, Steinkohlekraftwerken, Monoverbrennungsanlagen und Zementwerken	81
4	EMPIRISCHE GRUNDLAGEN	85
4.1	Datenerhebung	85
4.1.1	Datenerhebungsverfahren	89
4.1.2	Befragte und Rücklaufquote	89
4.2	Diskussion der erhobenen und amtlich verfügbaren Daten	90
4.3	Diskussion und Interpretation der Ergebnisse	94
4.4	Zusammenfassende Beurteilung der Daten	97
4.5	Prozess der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung in Schleswig-Holstein	97

5	QUALITATIVE UND QUANTITATIVE AUSWERTUNG DES KLÄRSCHLAMMHAUSHALTES.....	100
5.1	Rechtliche und stoffliche Bedeutung der Kalkzugabe bei der Klärschlammmentwässerung.....	100
5.2	Das Substitutionspotential durch Klärschlammverwertung.....	103
5.2.1	Beurteilung der ermittelten Parameter	105
5.2.2	Berechnung des regionalen Ausbringungspotentials von Klärschlamm.....	109
5.3	Auswertung des Frachtenmodells zur Beurteilung der Stoffeinträge in landwirtschaftlich genutzte Böden	116
5.4	Interessen und ökonomische Beziehungen der Akteure	123
5.4.1	Einzelbetrieblicher Nutzen der Klärschlammverwertung	123
5.4.2	Kosten für den Entsorgungspfad landwirtschaftliche Klärschlammverwertung	125
5.4.3	Analyse der Verwertungssituation in Abhängigkeit von den Kosten	127
5.4.4	Kosten versus Entsorgungssicherheit.....	133
5.4.5	Zur Entwicklung der Kosten in der Abfallwirtschaft.....	134
6	SCHLUSSBETRACHTUNG	137
6.1	Gang der Untersuchung.....	137
6.2	Zusammenführung der Teilergebnisse	138
6.3	Folgerungen.....	144
7	ZUSAMMENFASSUNGEN.....	146
7.1	Deutsche Zusammenfassung	146
7.2	Englische Zusammenfassung	147
8	LITERATUR	149
	ANHANG	166

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Aufbau der Arbeit	7
Abbildung 2: Einflussfaktoren der stofflichen Klärschlammverwertung	9
Abbildung 3: Schritte eines Stoffstrommanagements	15
Abbildung 4: Abgrenzungskriterien des Stoffstrommanagements	18
Abbildung 5: Systemanalyse des Phosphorflusses im Klärschlammhaushalt	21
Abbildung 6: Ausrichtung der Nachhaltigkeit in den ökonomischen Theorien.....	28
Abbildung 7: Vereinfachtes Stoffflussmodell des regionalen Klärschlammhaushaltes und auf ihn einwirkende Partialmodelle.....	39
Abbildung 8: Entscheidungsablauf und Zulässigkeitsvoraussetzungen für die Verwertung oder Beseitigung von Klärschlamm	41
Abbildung 9: Übersicht klärschlammrelevanter Normen	42
Abbildung 10: Abgrenzung in energetische Verwertung und Beseitigung nach KrW-/AbfG.	48
Abbildung 11: Das System „regionale Landwirtschaft“	61
Abbildung 12: Struktur und Formalisierung des Nährstoffmodells.....	63
Abbildung 13: Stoffströme und mögliche Übertragungsrisiken von Prionen.....	74
Abbildung 14: Ökonomische und stoffliche Beziehungen unter den Akteuren und Prozessen des regionalen Klärschlammhaushaltes in Schleswig-Holstein	78
Abbildung 15: Beseitigter Klärschlamm in Schleswig-Holstein in den Jahren 1995, 1998, 2001	91
Abbildung 16: In der Befragung genannte Entwässerungsgrade des Klärschlammes.....	98
Abbildung 17: Schematische Darstellung d. landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung.	98
Abbildung 18: Rechtliche Einordnung der Kalkzugabe im Rahmen maschineller Entwässerungsverfahren.....	102
Abbildung 19: Quantifizierung der Phosphorflüsse 2001 in t P ₂ O ₅	104
Abbildung 20: Abgabepreise für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung in Schleswig-Holstein 2001.....	125
Abbildung 21: Beziehungsgefüge relevanter Faktoren im politischen Entscheidungsfin- dungsprozess über die zukünftige Steuerung des Klärschlammhaushalts	138
Abbildung 22: Konzept der Öko-Effizienz	141

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Regionale Stoffflussmodelle und deren Anwendung.....	19
Tabelle 2: Ausprägungen der Nachhaltigkeit.....	27
Tabelle 3: Geltende europäische Grenzwerte.....	44
Tabelle 4: Vorschläge zu Grenzwerten für organische Schadstoffe im Klärschlamm gem. 3. Entwurf zur Novellierung der EG-Klärschlammrichtlinie.....	45
Tabelle 5: Voraussetzungen und Beschränkungen der Klärschlammaufbringung gemäß AbfKlärV.....	48
Tabelle 6: Zulässige Zusatzbelastung nach BBodSchV und vorsorgeorientierte Frachten	52
Tabelle 7: Pflanzenverfügbarkeit des Phosphors in Klärschlamm im Vergleich mit Mineraldünger.	59
Tabelle 8: Mittlere Schwermetallgehalte im Klärschlamm Schleswig-Holsteins.....	65
Tabelle 9: Mittlere organische Schadstoffbelastung der Schlämme in Schleswig-Holstein....	66
Tabelle 10: Vorkommen und Wirkung von Östrogenen.....	72
Tabelle 11: Schwermetallgehalte verschiedener Düngemittel und Grenzwerte.	77
Tabelle 12: Befragungserfolg.....	90
Tabelle 13: Kenndaten zur Beurteilung der angegebenen Klärschlammengen in Schleswig-Holstein.....	95
Tabelle 14: Erreichbare Ergebnisse bei der maschinellen Klärschlammmentwässerung in Abhängigkeit von der Konditionierung.....	102
Tabelle 15: Wirtschaftsdüngeranfall und Menge P ₂ O ₅ in Schleswig-Holstein 1998.....	105
Tabelle 16: Vergleich d. ermittelten Nährstoffgehalte mit verschiedenen Literaturangaben.....	106
Tabelle 17: Klärschlammengen und deren Phosphorgehalt.....	107
Tabelle 18: Im Modell erfasster Nährstoffentzug durch Erntegut	108
Tabelle 19: Mittlerer P ₂ O ₅ -Gehalt der Ausscheidungen je Stallplatz	109
Tabelle 20: Austräge über das Bodensickerwasser in g/(ha x a).....	116
Tabelle 21: Schwermetallgehalte verschiedener Düngemittel und Grenzwerte	119
Tabelle 22: Eintrag von Schwermetallen durch Düngemittel	121
Tabelle 23: Monetärer Nutzen des Klärschlammes bei unterschiedlicher Pflanzenverfügbarkeit	124
Tabelle 24: Annahmekosten für Abfall bzw. Klärschlamm.....	134

Kartenverzeichnis

Karte 1: Struktur der Abwasserbehandlung in Schleswig-Holstein.....	88
Karte 2: Phosphorbedarf nach Anrechnung des Wirtschaftsdüngeranfalls.....	110
Karte 3: Phosphorangebot aus Klärschlamm pro möglicher Ausbringungsfläche	112
Karte 4: Prozentuale Deckung des Phosphorbedarfes aus Wirtschaftsdünger und Klärschlamm	114
Karte 5: Gegenüberstellung von Grundwasserneubildungsrate und Bodenarten im Raum Lübeck	118
Karte 6: Abgabepreise u. Verwertungssituation von Klärschlamm in Schleswig-Holstein. .	128

Abkürzungsverzeichnis

ABA	Abwasserbehandlungsanlage
AbfKlärV	Klärschlammverordnung
AOX	Adsorbierbare organische Halogenverbindungen
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
BSE	Bovine spongiforme Enzephalopathie
DEHP	Di-ethylhexyl-phthalat
E	angeschlossene Einwohner
EG	Europäische Gemeinschaft(en)
EW	Einwohnerwert
EGW	Einwohnergleichwert
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
GKK	Gemeinschaftskraftwerk

LAS	Lineare Alkylbenzolsulfonate
LCA	Life cycle assessment
MBA	Müllbehandlungsanlage
MKS	Maul- und Klauenseuche
MVA	Müllverbrennungsanlage
P ₂ O ₅	Phosphorpentaoxid (umgangssprachlich auch Phosphat)
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD/PCDF	Polychlorierte Dibenzodioxine -furane
TE	Toxizitätsäquivalent
TM	Trockenmasse
TS	Trockensubstanz

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Emissionen, Stoffeinträge und der Mengendurchsatz von Materialien haben bereits heute Dimensionen erreicht, dem die Aufnahmekapazität und die verschiedenen Regelungsfunktionen der Umweltkompartimente zum Teil nicht mehr gewachsen sind. Probleme im Zusammenhang mit der Verknappung von Wasserreserven, Erosion fruchtbarer Ackerböden, der Entsorgung von Abfällen, Verwertung von Klärschlamm, Immissionen in die Umweltkompartimente und Artenrückgang sind allgegenwärtig. Anthropogene Stoffflüsse als Problemquelle der Umweltbeeinträchtigung übersteigen geogene in hohem Maße.¹

Während in den 70er Jahren die „Grenzen des Wachstums“ (MEADOWS et al., 1972) hinsichtlich der physischen Grundlagen der Wirtschaftsprozesse gesehen wurden (Ressourcenverfügbarkeit), stellt sich heute die Frage nach den ökologischen Grenzen des Wirtschaftswachstums.² Unerwünschte bzw. unvorhersehbare Konsequenzen wirtschaftlichen Handelns (z. B. die Minderung des stratosphärischen Ozons oder der Treibhauseffekt) erweisen sich aus heutiger Sicht zunehmend als begrenzender Faktor zukünftiger ökonomischer und sozialer Entwicklung. Es liegt die Vermutung nahe, dass das Gesamtsystem Erde eher an den Folgen der Extraktion, der Umwandlung und des Konsums natürlicher Ressourcen kollabieren kann, als dass Rohstoffknappheit ein global gravierendes wirtschaftliches Problem darstellen wird. Die Entscheidungen über den rezenten Umgang mit Ressourcen und die Art der heutigen Inwertsetzungsprozesse bestimmen mit über die physischen Bedingungen und daher über die Chancen und Grenzen künftiger Ökonomien.

Es gilt, die physischen Grundlagen der Produktion und damit des Lebens zu sichern. Dies sind die lebenswichtigen Funktionen der Natur (z. B. das Weltklima oder der Erhalt der genetischen Diversität), die stoffliche Aufnahmekapazität der Natur und die Funktion des Lieferanten von Rohstoff und Energie als Produktionsfaktoren. Diese Funktionen sind als

¹ BACCINI/BADER (1996, S. 23) stellen geogene und anthropogene Stoffflüsse einer fiktiven dicht besiedelten Region der Schweiz dar, in der der Phosphorfluss natürlich 0,07 g/qm pro Jahr und anthropogen 7 g/qm pro Jahr beträgt, also im Verhältnis 1/100 steht. Für Eisen ermitteln sie ein Verhältnis von 1/650.

² Vgl. MEADOWS et al. (1992).

natürliches Kapital nur begrenzt durch künstliches Kapital substituierbar.³ Aus dem freien Gut Umwelt ist ein knappes Gut geworden, bei dessen Übernutzung mit einzelwirtschaftlichen und gesamtwirtschaftlichen Wohlfahrtsverlusten zu rechnen ist.⁴ Dies spiegelt sich darin wider, dass zunehmend Umweltaspekte in politische und in Unternehmerentscheidungen über die Ressourcenallokation bei der Herstellung von Produkten einfließen, wie auch bei der Auswahl von Produkten durch die Konsumenten.

Die zunehmende Knappheit des Gutes Umwelt verlangt eine Neuorientierung der Umweltpolitik. Geboten ist eine Ergänzung der herkömmlichen restriktiven Betrachtungsweise, die sich auf reagierende und naturerhaltende Maßnahmen konzentriert, durch eine stärker prospektive Handlungsorientierung, die sich wesentlich auf Vorsorge und Naturgestaltung richtet.⁵ Das Reagieren auf eingetretene Umweltschäden fand seinen Ausdruck vor allem in der Anwendung nachgeschalteter technologischer „End-of-Pipe-Maßnahmen“ aufgrund ordnungsrechtlicher Normen. Hierunter sind emissionsseitig ansetzende technische Lösungen, wie Abgasfilteranlagen, Kläranlagen etc., zu verstehen. Diese Maßnahmen erlauben es, Stoffe zu konzentrieren und sie einer weiteren Behandlung, etwa einer Deponierung oder Wiederverwendung, zu unterziehen. Um jedoch Umweltprobleme im Vorhinein zu vermeiden, bedarf es der Vorsorge. Dies bedeutet im Hinblick auf Stoffflüsse, dass nicht nur emissionsorientierte Maßnahmen zu ergreifen sind, sondern auch Strategien am Input ansetzen müssen, um Beeinträchtigungen an der Quelle zu reduzieren. Einen Beitrag dazu liefert etwa das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG), dessen Grundsätze „Vermeidung – Verwertung – Beseitigung“ deutlich den vorsorgenden Charakter der Stoffpolitik hervorheben.

Der o. g. Paradigmenwechsel in der Stoffpolitik benötigt eine Strategie, die systematisch und ganzheitlich die Wege der Stoffe verfolgt, deren Wechselwirkungen erfasst und die an den Stoffströmen beteiligten Akteure, seien es Unternehmer, der Staat, Verbände oder Konsumenten, einbezieht. In den vergangenen Jahren sind verschiedene Instrumente entwickelt worden, um Umweltaspekte in Entscheidungen zu integrieren. Beispiele hierfür sind die

³ Vgl. PEARCE et al. (1993, S. 5): „The problem with this solution is that the resources that are most threatened are those without markets: the receiving capacities of the oceans, atmosphere and stratosphere for example, and the greater parts of the world’s biological diversity.“ Vgl. auch CANSIER (1997, S. 50): „Die Substitutionsmöglichkeiten werden krass überschätzt. Natur ist in vieler Hinsicht nicht ersetzbar.“, und UBA (1999b, S. 16).

⁴ Vgl. CANSIER (1996, S. 13).

⁵ Vgl. ENQUETE-KOMMISSION (1994, S. 547).

betriebliche Ökobilanz (STAHLMANN, 1994), die Produkt-Ökobilanz (UBA, 1992) das ökologische Rechnungswesen (MÜLLER-WENK, 1978), das Öko-Controlling (HOPFENBECK/JASCH, 1993) oder die Produktlinienanalyse (RUBIK, 1993). Diese Instrumente beschränken sich meist auf einen einzelnen Betrieb oder sind, wie im Fall der Produkt-Ökobilanz, stark ökologisch ausgerichtet. Lediglich die Produktlinienanalyse bezieht ökonomische und soziale Auswirkungen des Produktes mit ein. Einen umfassenderen Ansatz bildet das seit Mitte der 90er Jahre in der stoffpolitischen Diskussion stehende Stoffstrommanagement, welches von der ENQUETE-KOMMISSION „Schutz des Menschen und der Umwelt“ (1994) zur Operationalisierung der stoffpolitischen Ziele vorgestellt wurde, aber bis heute in Bezug auf Klärschlamm eher als Konzept anzusehen ist denn als klar umrissenes praxiserprobtes Instrument.

1.2 Stoffstrommanagement als Beitrag einer Integrativen Umweltbewertung

Umweltprobleme weisen sehr unterschiedliche ökologische, soziale, wirtschaftliche und ingenieurwissenschaftliche Aspekte auf und vollziehen sich in einem gesellschaftlich normierten Rahmen. Folglich werden zum Umgang mit Umweltproblemen disziplinübergreifende Instrumente benötigt, mit denen Systeme zielorientiert entwickelt werden können (FRÄNZLE et al. (2000), S. 224). Wird dieser Ansatz zur disziplinübergreifenden Arbeit jedoch nicht in interdisziplinär zusammengesetzten Arbeitsgruppen vollzogen, sondern von Einzelnen durchgeführt, so birgt dies stets das Risiko in sich, dass wesentliche Theorien, Begriffe und Diskussionen fremder Wissenschaftsdisziplinen nur unzureichend erfasst werden (HEILAND (1999), S. 9). Diesem Einwand steht jedoch gegenüber, dass auf die eigene Disziplin konzentrierte Arbeiten zwar ausdifferenziertere Erkenntnisse erlauben, aber komplexe Probleme nicht zu lösen vermögen. Das von der DFG eingerichtete Graduiertenkolleg „Integrative Umweltbewertung“ an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel verfolgt das Ziel, fachlich fundierte, praxistaugliche Verfahrensweisen zur Ökosystembewertung für eine nachhaltige Umwelt- und Entwicklungsplanung zu erarbeiten (SCHRÖDER/DASCHKEIT (2002), S. 185 f.). Im Schwerpunkt werden dabei Themen aus den Bereichen „Integrative Landschaftsplanung“, „Honorierung ökologischer Leistungen“ und „Bewertungs- und Entscheidungsunterstützungssysteme“ disziplinübergreifend behandelt. Die vorliegende Arbeit ist in das letzte Schwerpunktthema eingebettet, welches

sich damit befasst, mittels geeigneter Instrumente und Methoden Informationen für eine Umweltbewertung und Steuerung zu sammeln, zu strukturieren und zu analysieren. Ein solches Konzept stellt das Stoffstrommanagement dar. Es erlaubt, Stoffsysteme quantitativ und qualitativ zu erfassen, zu bewerten und nach gegebenen Nachhaltigkeitszielen zu steuern.

1.3 Ziel der Arbeit

Untersuchungsgegenstand ist der kommunale Klärschlammhaushalt Schleswig-Holsteins. Mithilfe des konzeptionellen Ansatzes des Stoffstrommanagements werden die derzeit dominierende landwirtschaftliche Verwertungspraxis kommunaler Klärschlämme sowie die vor- und nachgelagerten Prozesse analysiert und kritisch hinterfragt.

Die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung wird zurzeit kontrovers diskutiert. Einerseits liefert sie einen Beitrag zur Einsparung von Mineräldünger, andererseits ist mit ihr eine nicht unerhebliche Schadwirkung verbunden. Einige Bundesländer wie Schleswig-Holstein und Niedersachsen sehen in der landwirtschaftlichen Verwertung den ökonomisch und ökologisch günstigsten Verwertungspfad; der 3. Entwurf zur Novellierung der EG-Klärschlammrichtlinie (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2000) strebt gar eine Ausdehnung der Ausbringungsflächen an. Demgegenüber beabsichtigen andere Bundesländer, etwa Bayern und Nordrhein-Westfalen, unter dem Eindruck von BSE, MKS und der Ausweitung des ökologischen Landbaus ein Verbot der Klärschlammausbringung durch die Landwirtschaft und favorisieren alternative Verwertungswege. Ferner wird im Sinne eines vorsorgenden Bodenschutzes gefordert, eine Aufkonzentration von Schad- und Nährstoffen im Boden zu vermeiden.⁶ Vielmehr solle der Stoffhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden derart gesteuert werden, dass über Jahrzehnte nahezu ein Fließgleichgewicht erreicht wird (BACCINI/BADER (1996), S. 344). Die Folge dieser Situation ist eine wachsende Verunsicherung bei Landwirten, Kläranlagenbetreibern, der Nahrungsmittelindustrie und den Verbrauchern. In Schleswig-Holstein stellt sich die gegenwärtige Situation wie folgt dar: Die schleswig-holsteinischen Durchführungsbestimmungen zur Klärschlammverordnung sagen aus, dass die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung als Recycling-Verfahren anderen Verfahren der Entsorgung aus gesamtökologischen Gründen vorzuziehen sei. Diese erfüllt nach Meinung

⁶ Vgl. UBA (2001, S. 1).

der Landesregierung im höchsten Maße die Anforderungen einer Kreislaufwirtschaft. Ziel ist es, Klärschlamm als Dünger zur Schonung der Ressource Phosphor und damit als Beitrag einer nachhaltigen Raumentwicklung einzusetzen. Es stellt sich jedoch die Frage, ob – abhängig von der Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe im Klärschlamm, der Schadstoffbelastung und der Abgabepreise des Klärschlammes – die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung die Anforderungen an eine nachhaltige Raumentwicklung erfüllt.

Die Behandlung und Verwertung von Klärschlamm findet im Spannungsfeld zwischen ökologischen Erfordernissen, ökonomischen Zwängen, sozialer Verantwortung und technischen Möglichkeiten statt. Es bedarf daher eines interdisziplinären Ansatzes wie des Stoffstrommanagements, der es erlaubt, die stoffliche wie ökonomische Verflechtung der an dem Stoffsystem beteiligten Akteure zu erörtern. Untersuchungsinstrument ist daher ein um einen akteursanalytischen Ansatz erweitertes Stoffstrommanagement. Herkömmliche Ansätze des Stoffstrommanagements sind in erster Linie technisch-naturwissenschaftlich ausgerichtet, indem sie die Stoffströme quantitativ erfassen und deren Umweltwirkung bewerten. Auf dieser Grundlage werden Grenzwerte festgelegt und deren Einhaltung durch ordnungsrechtliche Regelungen angeordnet. Im Gegensatz dazu fragt die Akteursanalyse zusätzlich danach, durch welche Akteure und Aktivitäten sowie mit welchen Interessen die erfassten Stoffströme ausgelöst werden. Die Verknüpfung der technisch-naturwissenschaftlichen Stoffflussanalyse mit der Akteursanalyse führt zu einer ökonomisch-ökologischen Analyse, die als Grundlage einer Stoffstrombewertung und -steuerung dient.

Räumliche Bezugsebene des Stoffstrommanagements ist in dieser Arbeit die Region. Die Region stellt dabei einen geographischen Raum dar, der sich durch seine strukturelle Charakteristik gegenüber anderen Räumen abgrenzt. Formal ist die Struktur mit Hilfe multivariater Klassifikation bestimmbar. Klassifikationsmerkmale sind insbesondere die Topographie (Norddeutsche Tiefebene, Einzugsgebiet eines Flusses), die Wirtschaftsstruktur (Ruhrgebiet, Weinstraße) oder auch Verwaltungsgrenzen.⁷ Die regionale Betrachtungsebene nimmt eine mittlere Stellung zwischen betrieblicher und nationaler Betrachtung ein. Dabei bietet die Region als Bezugsebene des Stoffstrommanagements Vorteile gegenüber betrieblichen Ansätzen einerseits und nationalen andererseits. Zunächst stellen sich stoffbezogene Umweltprobleme als vernetzte Probleme dar, die allein durch betriebliche

⁷ Vgl. BACCINI/BADER (1996, S. 11).

Ansätze nicht gelöst werden können. Vorteile gegenüber dem nationalen Bezugsraum bestehen in der räumlichen Nähe, durch die unter anderem auch kürzere Kommunikationswege bedingt sind, und einer regionalen Identität. Auch erfordert die in Deutschland gesetzlich geregelte Abfallautarkie eine Entsorgung der Abfälle möglichst nahe am Entstehungsort, so dass sich hieraus eine Betrachtung der kommunalen/regionalen Ebene anbietet. Im Gegensatz zu den Vorteilen der Region gegenüber den anderen Bezugsebenen steht, dass betriebliche Ansätze bislang deutlich weiter entwickelt sind als übertriebliche (HOFMEISTER (1998), S. 192). Ursache hierfür ist, dass Ansätze der betrieblichen Ebene auf ein weit entwickeltes Instrumentarium zurückgreifen können, da lediglich vorhandene und bereits praxiserprobte betriebswissenschaftliche Werkzeuge um ökologische Aspekte erweitert werden müssen.

Als zeitlicher Horizont der Untersuchung ist die kurz- bis mittelfristige Perspektive gewählt worden, in der es unter Verwendung praxiserprobter Verwertungs- und Beseitigungsverfahren möglich ist, den anfallenden Klärschlamm zu entsorgen.

1.4 Aufbau der Arbeit

Die Arbeit gliedert sich in sechs Abschnitte. Zunächst wird in **Kapitel 1** in die Klärschlammproblematik eingeführt, die Aktualität des Themas begründet und das Ziel der Untersuchung formuliert. **Kapitel 2** gibt einen Überblick über die Theorie des Stoffstrommanagements, diskutiert verschiedene Ansätze und wählt einen für die Untersuchung geeigneten Ansatz aus. Ferner wird in diesem Kapitel die Klärschlammverwertung in die umweltökonomische Diskussion eingeordnet und der Bezug zum Nachhaltigkeitsparadigma aufgezeigt. **Kapitel 3** stellt den Klärschlammhaushalt aus systemtheoretischer Sicht dar, indem der Klärschlammhaushalt stoffstromanalytisch sowie modelltheoretisch in Partialmodellen abgebildet wird. Der sich daraus ergebende Datenbedarf ist Gegenstand des **Kapitels 4**. Zunächst wird darin der Gang der Befragung beschrieben, anschließend werden die erhobenen Daten anhand eines Prüfverfahrens auf ihre Konsistenz hin geprüft. Die erstellte Datenbank wird im Hinblick auf die spätere Auswertung in ein Geographisches Informationssystem implementiert, um Beziehungen zwischen den digitalisierten Topographien und den zugehörigen Sachdaten feststellen zu können. Im **Kapitel 5** wird der Klärschlammhaushalt, ausgehend von den zuvor aufgestellten Partialmodellen, quantitativ und qualitativ ausgewertet. Die Zusammenführung der Teilergebnisse erfolgt in **Kapitel 6**. Darin werden die gegenwärtigen und

alternativen stoffpolitischen Ausrichtungen des Klärschlammhaushaltes Schleswig-Holsteins aufgezeigt und die möglichen Folgerungen daraus abgeleitet. Die Arbeit schließt mit den Zusammenfassungen in **Kapitel 7**. In Abbildung 1 sind die Gliederung der Untersuchung und die aufeinander folgenden Arbeitsschritte schematisch dargestellt.

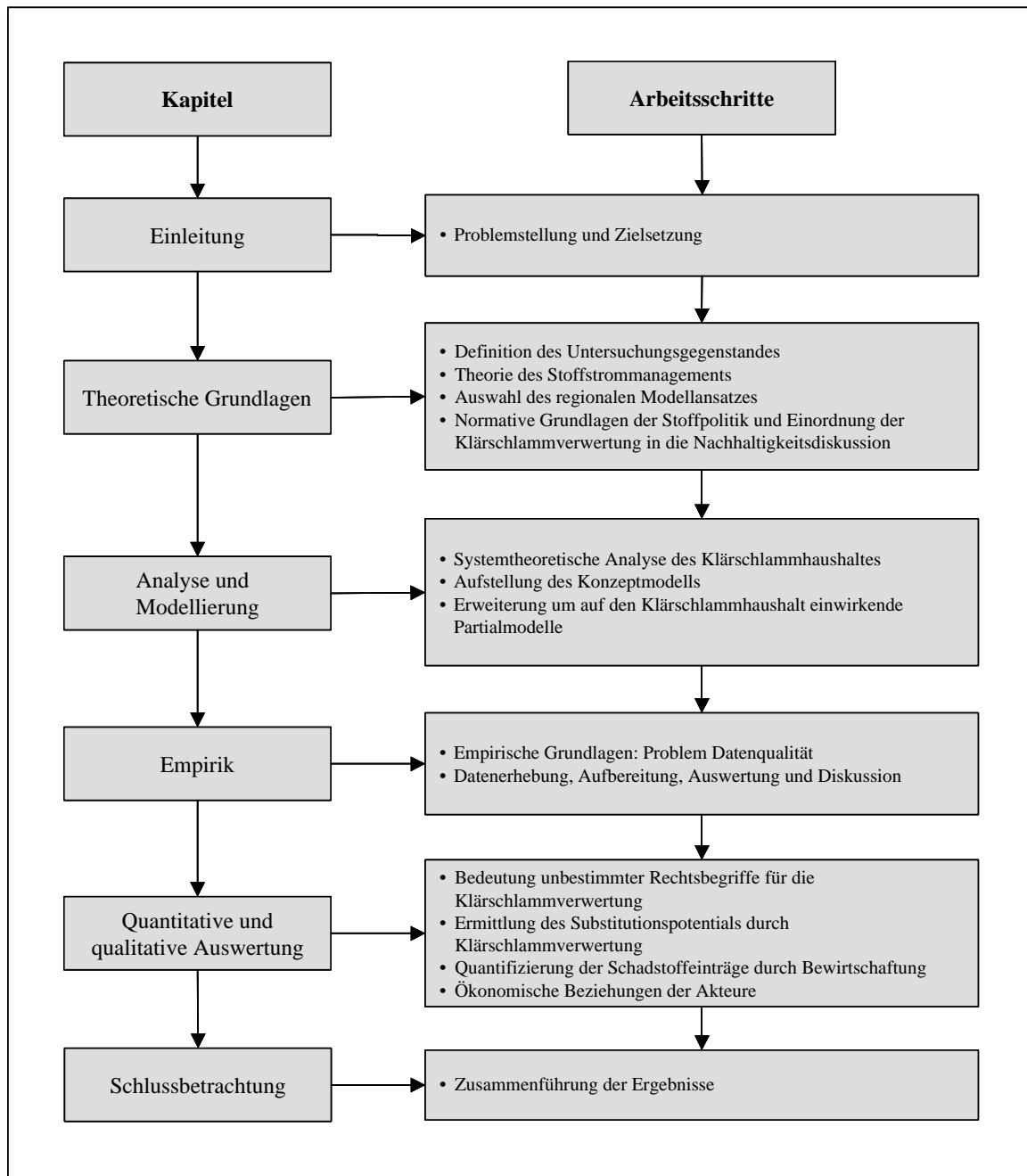


Abbildung 1: Aufbau der Arbeit.

2 Theoretische Grundlagen des Stoffstrommanagements

Das Stoffstrommanagement wurde in Kapitel 1.2 als geeigneter konzeptioneller Ansatz zur quantitativen und qualitativen Erfassung, Bewertung und Steuerung eines Stoffhaushaltes vorgestellt. Weil es bislang jedoch noch kein klar umrissenes praxiserprobtes Instrument in Bezug auf die Klärschlammproblematik ist und diesbezüglich noch keine Anwendung fand, sind im Folgenden, nach der begrifflichen Fassung des Untersuchungsobjektes Klärschlamm, die Grundlagen des Stoffstromkonzeptes und der Bezug zum Klärschlammhaushalt zu konkretisieren.

2.1 Das Untersuchungsobjekt Klärschlamm

Klärschlamm stellt aus materieller Sicht eine Sammelbezeichnung für Feststoffe dar, die bei verschiedenen Stufen der Abwasserbehandlung von kommunalen und industriellen Abwässern mit biologischen, physikalischen oder chemischen Reinigungsverfahren anfallen (HEIN (2000), S. 21). Neben dem Hauptprodukt „gereinigtes Abwasser“ entstehen Abfälle, wie Sieb-, Sandfang- und Rechengut, Fette und Öle sowie Klärschlamm, der die beabsichtigte Senke der im Abwasser enthaltenen Schad- und Nährstoffe darstellt (THOMÉ-KOZMIENSKY (1998), S. 107). Gem. § 2 Abs. 2 der Klärschlammverordnung des Bundes (AbfKlärV) ist Klärschlamm der bei der Behandlung von Abwasser in Abwasserbehandlungsanlagen einschließlich zugehöriger Anlagen zur weitergehenden Abwasserreinigung anfallende Schlamm, ob entwässert, getrocknet oder anderweitig behandelt. Eine Entwässerung von Rohschlamm stellt keine Behandlung dar. Schlamm aus Kleinkläranlagen gilt ebenfalls als Klärschlamm, genauso wie Klärschlammkomposte und Klärschlammgemische. Die Bestimmung des Trockensubstanzgehaltes und aller übrigen Parameter wird nach der abwassertechnischen Behandlung am Endprodukt „behandelter Klärschlamm“ vorgenommen. Dieser ist die Erfassungsgrundlage des Berichtes der öffentlichen Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung in Schleswig-Holstein (STATISTISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN, 1997; 2001). Der Untersuchungsgegenstand dieser Arbeit ist der „behandelte Klärschlamm“. Allgemeiner definiert die schleswig-holsteinische Landesverordnung über die Beseitigung von kommunalem Abwasser in § 2 Abs. 5, dass Klärschlamm

behandelter oder unbehandelter Schlamm aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen ist. Klärschlamm ist abfallrechtlich nicht nur Abfall und Schadstoffträger, sondern düngemittelrechtlich auch Nährstoffträger als Sekundärrohstoffdünger. In der gesellschaftlichen Diskussion und Aufmerksamkeit dominiert die schadstoffseitige Funktion des Klärschlammes.

Die stoffliche Klärschlammverwertung vollzieht sich, wie jede menschliche Aktivität, innerhalb des Beziehungsgefüges aus ökologischen, ökonomischen sowie sozialen Aspekten und unterliegt einer Vielzahl von Einflussfaktoren, die WITTE (2000) zusammengestellt hat (vgl. Abbildung 2). Dabei stehen die Einflussfaktoren oft in einer engen Beziehung zueinander und sind daher nicht eindeutig den jeweiligen „Ecken“ des Nachhaltigkeitsdreiecks zuzuordnen. Beispielsweise ist die Bevölkerungsdichte ein sozialer Einflussfaktor, der jedoch im Rahmen einer nachhaltigen Nahrungsmittelproduktion eine ökologische und bezüglich des Transportes von Nahrungsmitteln eine ökonomische Stellgröße bildet.⁸



Abbildung 2: Einflussfaktoren der stofflichen Klärschlammverwertung (WITTE (2000), S. 824).

Durch zunehmende und fortschrittliche Abwasserreinigung steigt der Anfall von Klärschlamm und die darin enthaltene Stoffkonzentration; eine steigende Industrieproduktion führt gleichfalls zu einem erhöhten Abfallaufkommen und beschleunigtem Ressourcen-

⁸Vgl. WITTE (2000, S. 824).

verbrauch. Durch die Mehrfachnutzung können Ressourcen länger genutzt werden, was im Fall von Klärschlamm bedeutet, die endliche Ressource Phosphor im Rahmen einer nachhaltigen Bewirtschaftung aus den Klärschlämmen wieder in die Produktion einzubringen. Da sich der Ausgangsstoff Phosphor durch Auf- und Abbauvorgänge verändert, kann er durch Begleitstoffe belastet sein. Dies führt dazu, dass Klärschlamm oft mit einem sehr negativen Image behaftet ist⁹: Pointiert einseitige Berichterstattungen drängen sachliche Argumente in den Hintergrund und führen zu einem Akzeptanzrückgang und Verunsicherung in der Gesellschaft.¹⁰ Vermarkter und Verarbeiter von landwirtschaftlichen Produkten fordern von den Landwirten zunehmend eine klärschlammfreie Düngung. Dies erfordert um so mehr eine wissenschaftlich fundierte Erörterung der Klärschlammproblematik, um einerseits das Bild eines „idealen“ kreislauforientierten Verwertungsnetzes und andererseits das einer unverantwortlichen Deponierung in der Landwirtschaft zu erörtern. Im Folgenden wird auf das zur Analyse des Klärschlammhaushaltes notwendige Instrument eingegangen.

2.2 Begriff des Stoffstrommanagements

Es besteht zurzeit noch keine Übereinstimmung darüber, was unter Stoffstrommanagement zu verstehen ist. Die Definitionen unterscheiden sich darin, welches als der Gegenstand des Managements betrachtet wird (Ströme von Stoffen oder Produkten), ob der Begriff des Stoffstrommanagements normativ belegt ist, an wen sich das Konzept im Wesentlichen richtet und ob bestimmte Instrumente damit verbunden werden. Im Folgenden werden die unterschiedlichen Definitionen erörtert; es schließt sich daraus eine Zusammenfassung mit eigener Betrachtung an.

Zunächst sei auf einige Definitionen eingegangen, die sich mit dem Gegenstand des Konzeptes befassen. Im Auftrag der ENQUETE-KOMMISSION „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des 12. Deutschen Bundestages führten eine Autorengruppe der PROGNOSE AG (1995) und DE MAN (1995) zwei Studien zum Thema Stoffstrommanagement durch. Diese

⁹ Vgl. MELSA (1997, S. 207).

¹⁰ So z. B. der Artikel „Frisch und giftig auf den Tisch“, VORHOLZ (2001).

bildeten die Grundlage für den Bericht der ENQUETE-KOMMISSION (1994), in dem sie definiert (S. 548):

„Unter einem Stoffstrom wird der Weg eines Stoffes von seiner Gewinnung als Rohstoff über die verschiedenen Stufen der Veredlung bis zur Stufe der Endprodukte, den Gebrauch/Verbrauch des Produktes, ggf. seine Wiederverwertung/Verwertung bis zu seiner Entsorgung verstanden.“

Sie interpretiert den Begriff Stoffstrom eng, indem sie den Schwerpunkt auf die lebenswegweite Betrachtung von Einzelstoffen, wie zum Beispiel Cadmium, legt. Eine erweiterte Sichtweise zum Begriff Stoffstrom haben BACCINI/BADER (1996, S. 35 und 50). Sie beziehen Einzelstoffe und Produkte, also Stoffgemische aus Gütern, in ihre Betrachtung ein und definieren Stoffe sowohl chemisch-physikalisch als auch ökonomisch. SCHMIDT (1995, S. 6) wählt eine umfassende Definition des Begriffes Stoffes und dehnt das Stoffstrommanagement explizit sowohl auf Energie als auch auf Prozesse und Unternehmen aus. Dies bedeutet, dass bspw. Betriebsbilanzen oder Bilanzen von Einzelanlagen als Stoffstrommanagement zu bezeichnen sind.

Die drei o. a. Definitionen reichen somit von einer Einzelstoff-orientierten Betrachtung der ENQUETE-KOMMISSION über das Einbeziehen von Produkten bei BACCINI/BADER bis hin zur Ausdehnung des Stoffstrommanagements auch auf Prozesse, Unternehmen und Energie bei SCHMIDT. Die Ansicht der ENQUETE-KOMMISSION bezüglich einer lebenszyklusweiten Betrachtung teilt SCHMIDT nicht, da er als räumlichen Bezug des Stoffstrommanagements auch Einzelprozesse oder eine betriebliche Betrachtung versteht. Allen Definitionen ist gemein, dass sie anthropogene Stoffsysteme, also durch die Bedürfnisbefriedigung ausgelöste Stoffströme, beschreiben und dass natürliche Stoffsystem in Ökosystemen, wie der natürliche Phosphorkreislauf eines Sees, nicht Gegenstand des hier erörterten Stoffstrommanagements sind.

Da es bereits unterschiedliche Auffassungen darüber gibt, was eigentlich „gemanagt“ werden soll, liegt es nahe, dass das Gesamtkonzept gleichfalls uneinheitlich interpretiert wird. So besteht bereits keine Einigkeit darüber, ob das Management auf einer einheitlichen Zielvorstellung beruht, d. h. unter Nennung konkreter Zielvorstellungen interpretiert werden kann oder nicht in einer bestimmten Richtung normativ belegt ist. DE MAN et al. (1997, S. 3)

definieren sehr allgemein, indem sie es als die zielorientierte Beeinflussung bzw. Optimierung von Stoffströmen durch unterschiedliche Akteure bezeichnen. Demnach fallen hierunter nahezu alle planerischen und steuernden Ansätze, die sich mit Stoffströmen beschäftigen. Dies reicht von Raumplanungsansätzen, Lenkungssteuern, Produktionsplanungen bis hin zur individuellen privaten Haushaltsplanung. DE MAN et al. verzichten auf eine konkrete normative Formulierung, indem sie lediglich von zielorientierter Beeinflussung bzw. von Optimierung sprechen, ohne für das Stoffstrommanagement konkrete Ziele anzugeben. Demgegenüber unterstellt die ENQUETE-KOMMISSION (1994, S. 85 und 549 f.), dass Stoffstrommanagement implizit „ökologisch“ ist bzw. immer ökologische Zielvorgaben einschließen sollte. Hier schließt die Kommission in einer nicht unproblematischen Weise von dem Sollen auf das Sein. Vergegenwärtigt man sich, dass letztlich jeder Produktion eine Art Stoffstrommanagement zugrunde liegt, folgt aus der Argumentation, dass jede Produktion ökologisch sein müsste, was sicherlich nicht gilt.¹¹

Zusammengefasst lässt sich feststellen, dass Stoffstrommanagement grundsätzlich für verschiedene Ziele eingesetzt werden kann und daher nicht implizit ökologisch ausgerichtet sein muss, wie es die ENQUETE-KOMMISSION versteht. Jedoch wird der Begriff meist im Zuge einer ökologisch orientierten Nachhaltigkeitsdiskussion verwendet.

Eine weitere Unklarheit besteht darin, ob das Stoffstrommanagement an bestimmte Adressaten gerichtet und an spezielle Instrumente gebunden ist. Die ENQUETE-KOMMISSION (1994, S. 549 f.) vertritt die Ansicht, dass es keine Beschränkung auf bestimmte Adressaten gibt. Stoffstrommanagement kann nach ihrer Auffassung auf verschiedenen Ebenen, wie Wirtschaft, Handel, Banken und Versicherungen, aber auch bei Verbrauchern und dem Staat erfolgen. Ebenso wenig ist danach vorgeschrieben, mit welchen Instrumenten das Konzept umgesetzt und die Ziele erreicht werden; vielmehr hängen sie von den konkreten Zielen und den Beteiligten, die ein Stoffstrommanagement durchführen, ab. Daher kommen als wichtigste Instrumente ordnungsrechtliche Normen, ökonomische Instrumente sowie freiwillige Maßnahmen und Kooperationen in Frage. ZUNDEL et al. (1998, S. 316 und 324), beschränken demgegenüber das Stoffstrommanagement auf eine Form der freiwilligen vertikalen Unternehmenskooperation:

¹¹ Vgl. ZUNDEL et al. (1998, S. 322): „So betreibt im Grunde jedes international operierende Unternehmen faktisch (ökonomisch motiviertes) Stoffstrommanagement.“ Vgl. auch SACKOFSKY (1996, S. 23): „Die unternehmerische Entscheidung über die Allokation knapper Ressourcen entspricht den Preissignalen und stellt also bereits eine Form des Stoffstrommanagements dar.“

„Es handelt sich also um eine vertikale Unternehmenskooperation entlang der Wertschöpfungskette mit dem Ziel, Stoffströme (ökologisch) zu steuern und zu gestalten. [...] Die Motive für diese Art Stoffstrommanagement (diese = freiwillige Selbstorganisation von Unternehmen, Anm. d. A.) sind genuin ökonomischer Natur, Ökologie kommt hier nur als Nebeneffekt vor.“

Sie schreiben somit im Gegensatz zur ENQUETE-KOMMISSION ein bestimmtes Instrument zur Zielerreichung vor und schließen gleichzeitig übrige Akteure aus. Kooperationen in Form von horizontalen Verwertungsnetzen innerhalb einer Branche oder lateralen Vernetzungen von branchenfremden Unternehmen¹² stellen für sie demnach kein Stoffstrommanagement dar, obgleich diese meist ökonomisch motiviert sind. Des Weiteren unterbewerten sie die Ebene der Konsumenten. Diese lösen durch ihre Bedürfnisse letztlich die Stoffflüsse aus und können sie durch ihr Konsumverhalten sowohl kurz- wie langfristig beeinflussen. Mit der Stoffpolitik werden aber unter dem Nachhaltigkeitsparadigma Langfristziele angestrebt. Die Sichtweise, die ökologische Optimierung sei lediglich ein Koppelprodukt des ökonomischen Kalküls, ist in der Form recht polarisiert und reduziert die Motivation von Stoffstrommanagement auf Gewinnmaximierung. Etwaige ökologisch motivierte Wertvorstellungen von Unternehmern, wie sie beispielsweise dem ökologischen Landbau zugrunde liegen, werden ausgeklammert. Die Übergänge zwischen ökonomischem Kalkül (z. B. Marketingstrategie, Reaktion auf öffentlichen Druck oder Nachfrageänderung bei Konsumenten) und ökologisch orientierten Wertvorstellungen als Motivation eines Stoffstrommanagements sind fließend, obgleich die ökonomische Motivation in der Praxis deutlich dominiert.

Insgesamt zeigen die Ausführungen zur begrifflichen Fassung des Stoffstrommanagements, dass es sich um einen konzeptionellen Ansatz handelt, der eine weite Interpretation erlaubt. Im Rahmen dieser Arbeit wird gleichfalls von einem weiten Verständnis des Konzeptes ausgegangen: Stoffstrommanagement bezieht sich danach auf Einzelstoffe wie Phosphor und Produkte wie Klärschlamm, aber auch auf Prozesse wie die Abwasserreinigung, wobei die Betrachtung prinzipiell „von der Quelle bis zur Senke“ erfolgt, auch wenn fallweise nur ein Ausschnitt dieses Weges untersucht wird, so dass die Systemgrenze beispielsweise im Fall einer Betriebsbilanz das Werktor sein kann. Im Rahmen der Arbeit wird das Stoffstrommana-

¹² Vgl. hierzu SCHWARZ/STREBEL (1999, S. 208).

gement als ein normatives Konzept aufgefasst, welches systematisch ökologische Aspekte in ökonomische Aktivitäten einbezieht und sich an dem Leitbild der Nachhaltigkeit orientiert. Es kann sowohl auf globaler/nationaler Ebene ansetzen wie auch auf regionaler, lokaler oder betrieblicher Ebene und ist für alle an einem Stoffstrom beteiligten Akteure¹³ anwendbar. Die Umsetzung des Konzeptes ist an kein bestimmtes Instrument gebunden, sondern richtet sich nach dem speziellen Ziel oder Problem. Letztlich bedeutet Stoffstrommanagement praktisch entweder, die Anwendung bestimmter Stoffe zu vermeiden, oder, deren Substitution oder Stoffentnahmen aus der Umwelt und Stoffabgaben an diese in gewissen Grenzen zu halten.¹⁴ Das Stoffstrommanagement stellt somit kein völlig neues Konzept dar, sondern ist als eine Erweiterung bestehender Ansätze um eine lebenszyklusweite Betrachtung der Stoffströme und der involvierten Akteuren zu verstehen.

2.3 Methodik und Systematisierung

2.3.1 Abfolge des Stoffstrommanagements

Die Untersuchung zur begrifflichen Fassung von Stoffstrommanagement im vorangestellten Kapitel hat ergeben, dass es sich um ein Rahmenkonzept handelt, welches durch unterschiedliche Ansätze und Instrumente auf verschiedenen Ebenen umgesetzt werden kann. Im Folgenden wird der Aufbau des auf einem Vorschlag der ENQUETE-KOMMISSION (1994, 1998) basierenden Stoffstrommanagements kurz beschrieben. Die Abfolge des Stoffstrommanagements lässt sich nach der ENQUETE-KOMMISSION im Wesentlichen in fünf Schritte einteilen: die Zielfestlegung, die Stoffstromanalyse, die Stoffstrombewertung, die Strategieentwicklung und die Phase der Durchführung und Kontrolle. In Abbildung 3 ist der Ablauf schematisch dargestellt.

¹³ Zu diesen Akteuren zählen staatliche Organe, Unternehmen, Verbände, Bürgerinitiativen und Konsumenten, DE MAN et al. (1997, S. 5).

¹⁴ Vgl. DE MAN et al. (1997, S. 37).

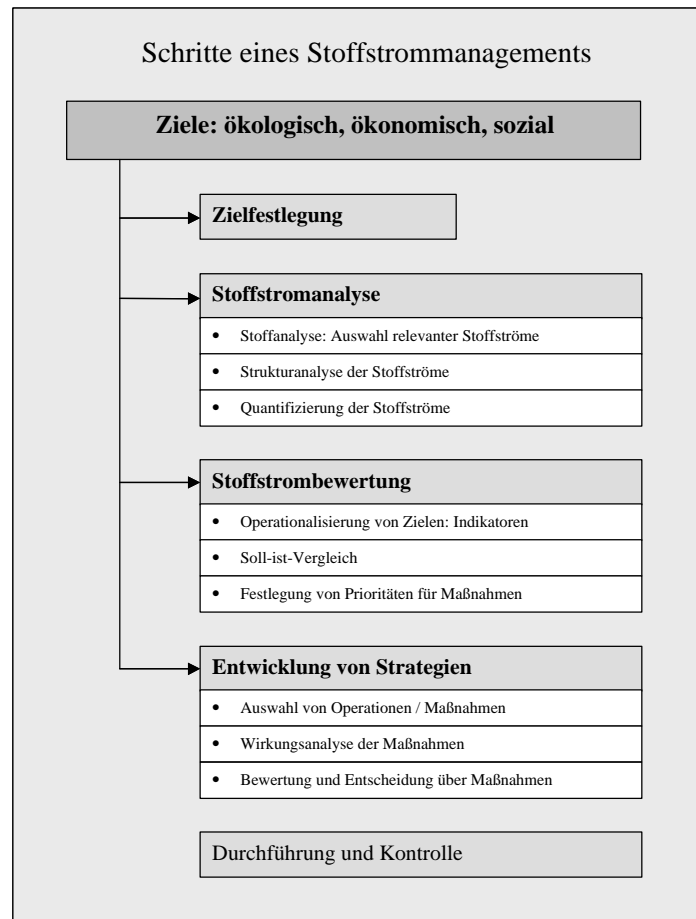


Abbildung 3: Schritte eines Stoffstrommanagements (nach PROGNOSE (1995), S. 14).

Die Abfolge des Stoffstrommanagements ist an die Methodik der Ökobilanzierung angelehnt. Die Einzelschritte sind für alle Akteure auf allen Ebenen (global, national, regional, lokal) anwendbar, wobei je nach Fragestellung die Schritte gewichtet werden können. In der Phase der Zielfestlegung werden die Ziele, der Untersuchungsrahmen und die zu untersuchenden Stoffströme definiert. Im Zuge der Stoffstromanalyse werden alle beweglichen Mengen quantifiziert, die für das Ziel bedeutenden Flüsse identifiziert (Stoffanalyse) sowie die involvierten Akteure und die zugehörigen Prozesse (Strukturanalyse) ermittelt. Sie dient dazu, eine fundierte Informationsbasis für die weiteren Schritte im Stoffstrommanagement zu schaffen. Stoffanalyse und Quantifizierung entsprechen der o. g. Stoffflussanalyse, die Strukturanalyse der o. g. Akteursanalyse, und Prozesse können als Aktivitäten aufgefasst werden.¹⁵ Das Ergebnis der Stoffstromanalyse stellt den aktuellen Stand des Stoffstromsystems dar, auf dessen Basis Szenarien und Prognosen einer zukünftigen Entwicklung

¹⁵ Die Begriffe der Stoffflussanalyse, der Akteursanalyse und der Aktivitäten wurden oben im Kapitel 1.3 erörtert.

erstellt werden können. Das wesentliche Merkmal der Stoffstromanalyse ist eine systemare, umfassende und ganzheitliche Betrachtung (ENQUETE-KOMMISSION (1994), S. 557). Im Bewertungsschritt soll geklärt werden, ob die mit den Stoffströmen verbundenen Wirkungen unter ökologischen, ökonomischen und sozialen Zielen vertretbar sind. In der Strategiephase soll ermittelt werden, welche Kombination von Maßnahmen am besten geeignet ist, die Stoffströme in Hinblick auf die formulierten Ziele zu steuern. Dies kann beispielsweise durch den Vergleich von Szenarien erfolgen, bei denen jeweils die Variablenwerte verändert werden. Abschließend muss evaluiert werden, wie die Maßnahmen auf den unterschiedlichen Ebenen, z. B. auf regionaler Ebene oder in einem Betrieb, umgesetzt werden können. Um eventuelle Mängel bei der Umsetzung oder die tatsächlichen Wirkung der durchgeführten Maßnahme zu erfassen und abzustellen, werden diese einer Erfolgskontrolle unterzogen.

Einen von der Methode der ENQUETE-KOMMISSION abweichenden Vorschlag führen DE MAN et al. (1997, S. 52 ff.) an, die den Schwerpunkt des Stoffstrommanagements produktbezogen und die Umsetzung von Umweltzielen im Wesentlichen in Unternehmenskooperationen sehen. Sie unterteilen es in die Phasen: Initiierung – Vorbereitung – Gestaltung – Operative Phase – Kontrolle. Im Gegensatz zum Konzept der ENQUETE-KOMMISSION geben DE MAN et al. das Umsetzungsinstrument bereits vor. Zudem betonen sie die Initiierung, die gerade bei freiwilligen Maßnahmen und besonders bei Kooperationen in Hinblick auf Wettbewerb und Konkurrenz problematisch sein kann.¹⁶ Da DE MAN et al. die Produktoptimierung entlang der Wertschöpfungskette in den Vordergrund ihres Konzeptes stellen, gehen sie nicht auf eine laterale Kooperation¹⁷ von branchenfremden Unternehmen wie zwischen Entsorgungsindustrie und Landwirtschaft ein. So stehen die Unternehmen bei der Nutzung von Koppelprodukten in einem Anbieter-Nachfrage-Verhältnis und nicht in einem Konkurrenzverhältnis wie bei der horizontalen und einem Abhängigkeitsverhältnis wie bei der vertikalen Kooperation. Neben der vertikalen und horizontalen Kooperation sind auch Kooperationen zwischen Unternehmen und Staat oder branchenweite Kooperationen denkbar. Es ist auffällig, dass Teil dieses Konzept zwar eine Akteursanalyse ist, jedoch die naturwissenschaftlich-technische Stoffbilanz nicht als expliziter Bestandteil Erwähnung findet, sondern anderen Instrumenten wie der Ökobilanz oder dem Öko-Controlling als Informationsgrundlage entnommen wird. Dies ist vor dem Hintergrund zu sehen, dass die technisch-

¹⁶ Vgl. SACKOFSKY (1996, S. 23): „Kooperationen widersprechen dem grundlegenden Steuerungsprinzip von Marktwirtschaft, der Konkurrenz.“

¹⁷ Vgl. zu lateralen Kooperationen SCHWARZ/STREBEL (1999, S. 208).

naturwissenschaftlichen Analyseinstrumente wegen der bisher dominierenden technologisch orientierten Umweltpolitik eine längere Tradition besitzen und bereits als etablierter angesehen werden im Vergleich zu ökonomisch-organisatorischen Instrumenten, deren konsequente Anwendung eher noch am Anfang steht (HENSELING et al. (2000), S. 30).¹⁸

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass im Kern der methodische Ansatz der ENQUETE-KOMMISSION keine wesentliche Neuerung darstellt und als konzeptioneller Entwurf eine entsprechend weite Ausgestaltung erlaubt. Dies führt dazu, dass eine Vielzahl unterschiedlicher Umsetzungsmethoden parallel und nicht abgestimmt entwickelt wird und Steuerungsempfehlungen nicht vergleichbar sind. Gleichsam spiegelt das Konzept den technisch-naturwissenschaftlichen Zugang zu Umweltproblemen wider, selbst wenn neben ökologischen auch ökonomische und soziale Aspekte zu berücksichtigen sind. Losgelöst von dieser Ausrichtung stellt der Vorschlag von DE MAN et al. die Akteursanalyse in den Vordergrund, um anhand der Verflechtung in einer Produktlinie oder Wertschöpfungskette Kooperations- und somit Optimierungspotentiale zu ermitteln. Dieser ökonomisch-organisatorische Zugang bedient sich als Instrumente vornehmlich der vertikalen und horizontalen Kooperation von Unternehmen sowie Branchenkooperationen und solchen zum Staat. In diesem Kontext stellt die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung eine Kooperation zwischen Entsorgungsindustrie und Futter- und Nahrungsmittelproduktion dar. Im Folgenden werden verschiedene Stoffstrommodelle daraufhin untersucht, inwieweit sie als Analyse- und Modellierungsumgebung für den Klärschlammhaushalt dienen können.

2.3.2 Regionale Stoffstrommodelle

Hinsichtlich der grundlegenden Konzepte des Stoffstrommanagements existiert keine einheitliche Typologie.¹⁹ In Abbildung 4 werden die Konzepte systemtheoretisch nach dem Bilanzierungsobjekt und der Systemgrenze (Bilanzierungsraum) unterschieden.

¹⁸ Vgl. BACCINI/BADER (1996, S. 359), die zu Stoffflussanalysen anmerken: „Dabei werden nichts anderes als Bilanzen für Stoffe oder Energie erstellt. Dieses Verfahren wurde schon lange erfolgreich im Chemie-Ingenieurwesen für Produktionsprozesse angewendet.[...] Auch in der Ökonomie fand dieser Ansatz früh Verwendung...“.

¹⁹ Vgl. FELS/NOELL (2001a, S. 102).

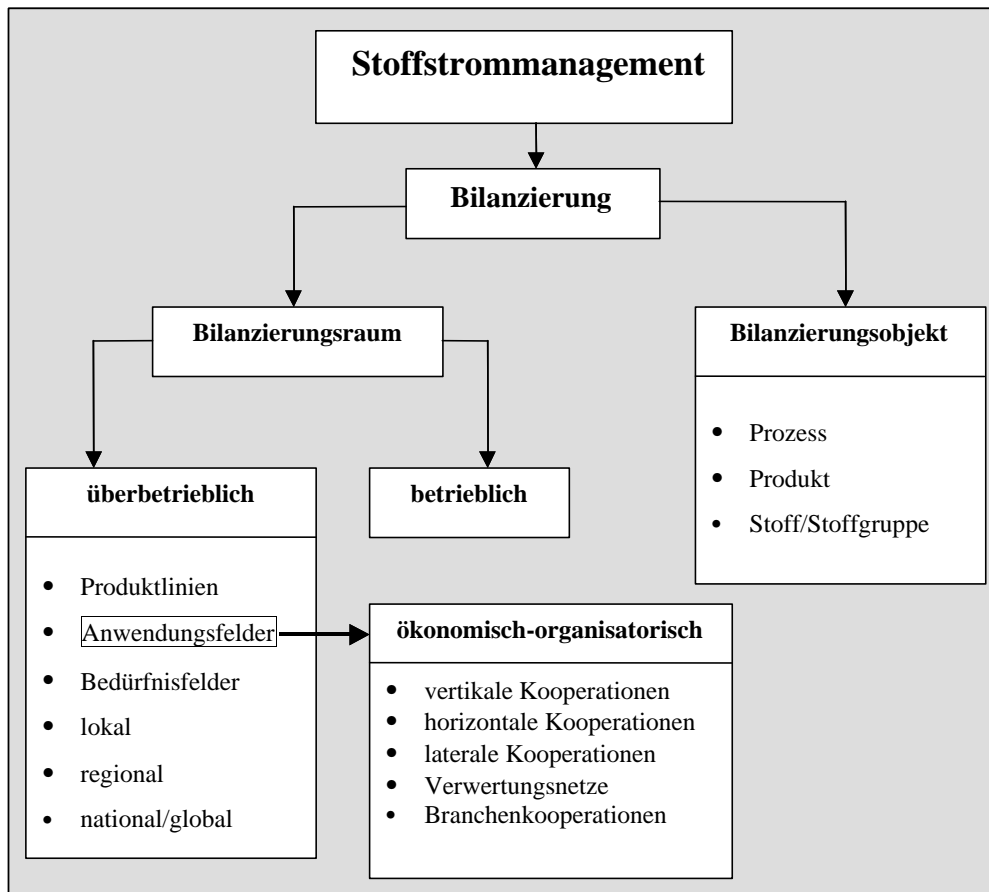


Abbildung 4: Abgrenzungskriterien des Stoffstrommanagements.

Auf regionaler Ebene existieren zahlreiche Stoffstrommodelle, die je nach Gewichtung unterschiedlich geeignet sind, den regionalen Klärschlammhaushalt abzubilden. Es lassen sich grundsätzlich technisch-naturwissenschaftliche und ökonomisch-organisatorische Ansätze unterscheiden. Erstere stellen schwerpunktmäßig eine Stoffflussanalyse für eine Region dar, wobei lediglich eine bestimmte, der jeweiligen Fragestellung entsprechende Anzahl von in Makroflüsse oder Makroprozesse aggregierten Stoffen untersucht werden; sie unterscheiden sich nach dem Grad der Aggregation. Ökonomisch-organisatorische Ansätze stellen die ökonomische Beziehung der an einem Stoffstrom beteiligten Akteure einer Region in den Mittelpunkt. Hauptziel der Konzepte ist die Nutzung von Koppelprodukten, das Recycling und Verbesserungen entlang von Wertschöpfungsketten zur Reduktion der Stoffflüsse.

In Tabelle 1 wird eine Auswahl regionaler Stoffstrommodelle, deren Zielsetzung und Anwendungsgebiete zusammengestellt. Die Einordnung erfolgt hier nach der stoffpolitischen Strategie (vgl. dazu näher Kapitel 2.4.2), den Managementphasen (vgl. Kapitel 2.3.1), der Nachhaltigkeitsdimension und danach, inwieweit eine Akteursanalyse Bestandteil des Ansatzes ist.

Tabelle 1: Regionale Stoffflussmodelle und deren Anwendung.

Modell und Autor	Managementstrategie			Phase			Nachhaltigkeitsdimension			Akteursanalyse	Beschreibung / Anwendung
	Effizienz	Konsistenz	Suffizienz	Stoffflussanalyse	Bewertung	Strategie	ökonomisch	Physisch-ökologisch	sozial		
Regionaler Stoffhaushalt (SIMBOX): Baccini/Bader (1996); Redle/Baccini (1998)	+	+	-	+	-	-	-	+	-	+	Stoffliche Beziehung zwischen verschiedenen Aktivitäten der Sektoren: Landwirtschaft, Industrie, private Haushalte, Abfallmanagement; z. B. Wohnen und Bauen
ComBox : Burström et al. (1998)	+	+	-	+	-	-	-	+	-	+	Umweltmonitoring kombiniert mit einer Stoffflussanalyse, um den Metabolismus ausgewählter Substanzen zu beschreiben, aufbauend auf Baccini/Bader (1996)
Industrial Metabolism : Ayres et al. (1969, 1994)	+	-	-	+	-	-	+	+	-	-	Berechnung der industriellen Stoffflüsse auf Basis der Produktionsprozesse
SIMBIOSES Janssen/van den Bergh (1999)	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+	Modell beschreibt den Metabolismus in einer multi-regionalen und multisektoralen Umgebung
Substance flow analysis (SFINX): van der Voet (1995)	+	+	-	+	+	-	-	+	-	-	Nährstoffflüsse in einem Futterbaubetrieb; regionaler Cadmium- und Chlorfluss
MATTER/MARKAL: Gielen et al. (1998)	+	+	-	+	+	-	+	+	-	-	Bilanzierungstool zur Erfassung und Berechnung von Energie- und Materialflüssen zur Reduktion der klimawirksamen Gase
ORWARE: Björklund/Bjuggren (1998)	+	+	-	+	+	-	-	+	-	-	Kombination eines statischen Stoffflussmodells mit einem LCA zur Simulation verschiedener Szenarien der Bioabfallbehandlung
LCNetBase: Norris (1998)	+	+	-	+	+	-	+	+	-	-	Input/Output-basiertes Tool zur Analyse der Umweltwirkungen von Produktionsprozessen, eines Industriesektors oder einer Volkswirtschaft
MIPS: Schmidt-Bleek (1994)	+	-	-	+	+	-	+	+	-	+	Modell der Materialintensität pro Serviceeinheit, um die Materialmenge zu erfassen, die nötig ist, um ein bestimmtes Bedürfnis zu befriedigen
MEFIS: Rademacher/Stahmer (1996)	+	-	-	+	-	-	+	+	-	-	Material- und Energieflussinformationssystem, basierend auf einer physischen Input/Output-Tabelle
Nachhaltige Stadtteile (GEMIS): Fritsche et al. (2000)	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	Nachfragebasiertes Stoffflussmodell zur Bestimmung der Umweltwirkung und Kosten von Energie-, Transport- und Materialsystemen
Umberto: Rolf (1994)	+	+	-	+	-	-	-	+	-	-	Bilanzierungs- und Analysesoftware LCA's, Ökobilanzen und Stoffflüsse
Industrielle Stoffstromnetzwerke: Sterr (1999)	+	+	-	+	-	+	+	+	-	+	Regionales GIS kombiniert mit einem Access-basierten Stoff- und Abfallstrommanagers zur Optimierung von Stoffströmen von und zwischen kleinen und mittleren Industriebetrieben (Stoffstrommanagement im Wirtschaftsraum Rhein-Neckar)
Systems ecology: Zucchetto/Jansson (1985); Dabbert et al. (1999)	+	+	-	+	+	+	+	+	-	-	Generelle Bezeichnung für Modelle, welche ökologische und ökonomische Systeme und deren Interaktionen in Submodellen erfassen

Je nach konkretem regionalen Umweltproblem oder der Zielsetzung können verschiedene Modelle Anwendung finden. Für Umweltprobleme, die durch Stoffe kleinen Volumens, aber hohen Risikos ausgelöst werden, wie etwa Schwermetalle oder gefährliche Chemikalien,

eignen sich Substanzflussmodelle der niedrigen Aggregation, wie z. B. das SFINX Modell, welches detaillierte Informationen über Quellen, Bestand und Senken von Stoffen liefert. Hingegen eignen sich für voluminöse Stoffe bei geringem Gefährdungsgrad (z. B. Sand oder Kies) hochaggregierende Modelle wie MIPS oder MEFIS, welche vornehmlich quantitative Aspekte bzw. den Gebrauch der Stoffe analysieren. Landschaftsmodelle (Systems ecology) dienen der Grundlagenforschung.

Gilt es, die Region als Ganzes zu erfassen und deren Stoffströme zu steuern, so sind entsprechend weite Ansätze zu wählen. Diese müssen qualitative (Umweltwirkung) und quantitative (Stoffvolumen) Aspekte der Stoffflüsse umfassen, welche in einem mittleren Aggregationsniveau analysiert werden. Da Klärschlamm ein sehr heterogenes Stoffgemisch darstellt, könnte eine Einzelstoffbetrachtung lediglich einen stark begrenzten Ausschnitt des Stoffspektrums wiedergeben. Andererseits würde eine hoch aggregierende Betrachtung der Schad- und Nutzwirkung der unterschiedlichen Inhaltsstoffe nicht gerecht. Die Analyse und Modellierung des regionalen Klärschlammhaushaltes erfordert daher ein mittleres Aggregationsniveau.

Ferner muss der Ansatz sowohl physisch-ökologische als auch akteursanalytische Aspekte umfassen. Dies wird erzielt durch die Aufteilung einer Region nach verschiedenen Sektoren, wie Industrie, Landwirtschaft, private Haushalte oder Abfallbehandlung, und die Zuordnung von in der Region durch die Akteure realisierten Aktivitäten zu den Sektoren, wie z. B. „Reinigen“ zu dem Sektor privater Haushalt, „Bauen“ zur Industrie oder „Abwasserreinigung“ zur Abfallbehandlung (BACCINI/BADER (1996), S. 21).

Die Ansätze SIMBOX, ComBOX oder SIMBIOSES erfüllen diese Anforderungen und erlauben die Modellierung des gesamten Metabolismus einer Region (Stoffhaushaltmodell). Das Modell SIMBIOSES konzentriert sich dabei auf die ökonomische Dimension und bildet die Stoffströme im Gegensatz zu SIMBOX und dem darauf aufbauenden Modell ComBOX nicht ab. Der Ansatz von BACCINI/BADER (1996) bildet die Grundlage der Modellierung des regionalen Klärschlammhaushaltes als Teil eines gesamtregionalen Metabolismus, weil er durch die Aufteilung des Stoffhaushaltes in Sektoren und der Berücksichtigung der dazugehörigen Aktivitäten die technisch-naturwissenschaftliche Analyse um eine akteursanalytische Betrachtung erweitert. Bei der Untersuchung von Energie- und Materieflüssen in anthropogenen Systemen ist es nach BACCINI/BADER (1996, S. 87) weder nötig noch möglich, Energie- und Materiedichten zu jeder Zeit an jedem Ort zu kennen. Es ist vielmehr

angebracht, für ausgewählte räumliche Einheiten die Energie- oder Materieflüsse zu bestimmen und für einen bestimmten Zeitraum zu bilanzieren. Mathematisch bedeutet dies eine Diskretisation in Raum und Zeit, physikalisch einer orts- und zeitspezifischen Erfassung.

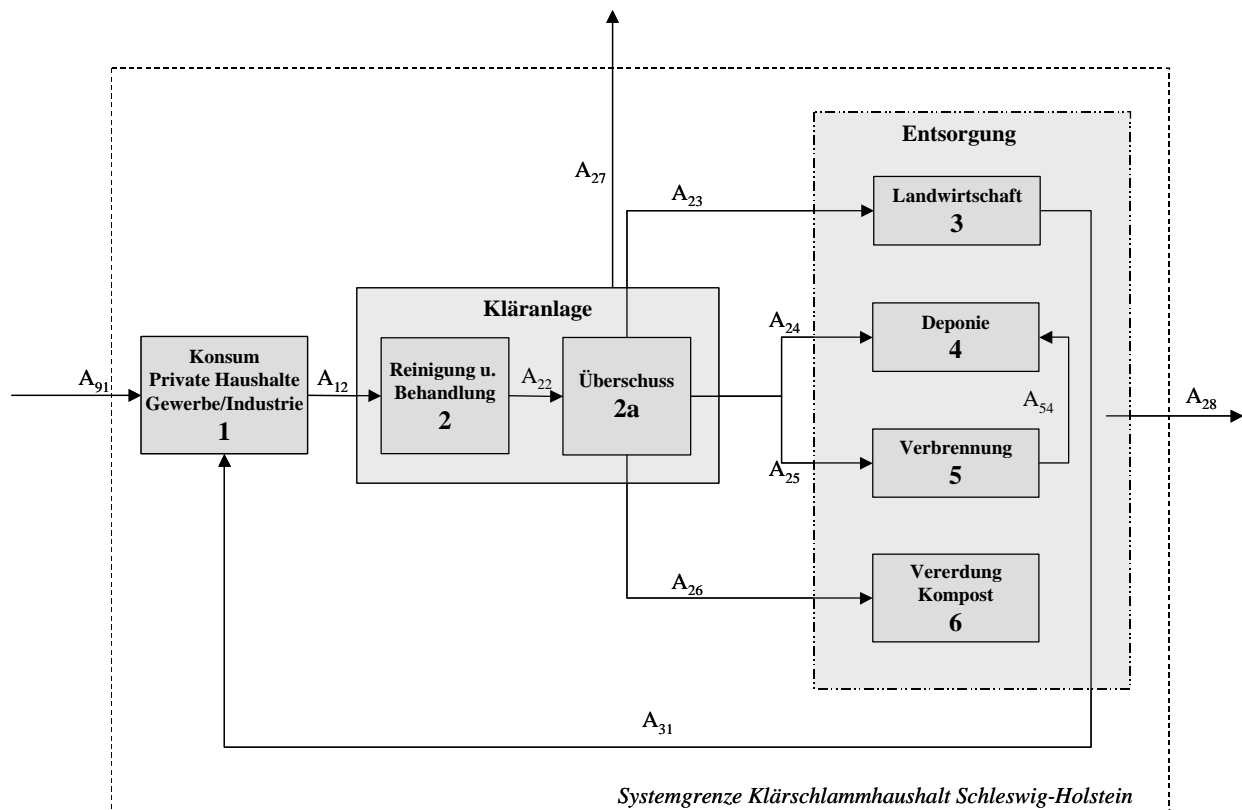


Abbildung 5: Systemanalyse des Phosphorflusses im Klärschlammhaushalt.

Die Systemanalyse des Phosphorflusses im Klärschlammhaushalt ist in Abbildung 5 wiedergegeben. Das System besteht aus den Prozessen (=Subsystemen S) Konsum, Produktion (Kläranlage) und dem Hauptprozess Entsorgung, der wiederum in einzelne Unterprozesse unterteilt ist und den Stoffflüssen (A). In das System fließt der Phosphorinput A_{91} , z. B. aus importierter Nahrung, Futter oder eventuell Klärschlammimporten aus anderen Bundesländern. Durch den Konsum der privaten Haushalte und Teilen von Gewerbe/Industrie gelangt der Phosphor über Abwasser (A_{12}) zu den Kläranlagen. Dort wird das Abwasser durch den Prozess Reinigung und Behandlung zu Klärschlamm transformiert. Ein Teil des Phosphors gelangt aus dem vorherigen Prozess über den Fluss A_{22} in den Prozess Überschuss. Dies stellt den Anteil der Gesamtklärschlammproduktion dar, der entsorgt werden muss. Ein im Ablauf (dem gereinigtem Abwasser) der Kläranlagen verbleibender Teil an Phosphor

verlässt das System (A_{27}) und wird in Vorfluter eingeleitet, ein weiterer Teil verbleibt als Lager in dem Prozess Reinigung und Behandlung, etwa als Belebtschlamm. Während der Phosphor in den Prozessen Kompost und Vererdung²⁰, Verbrennung (als Asche über A_{54} in den Prozess Deponie) und Deponie nicht wiederverwendet wird, wird der Phosphor durch den Prozess Landwirtschaft dem System zurückgeführt. Auf der Ebene des Entsorgungsprozesses und den nachgelagerten Subprozessen ist eine Quantifizierung des Phosphorflusses möglich, topographisch hingegen ist dies wegen des unzureichenden Datenmaterials und datenschutzrechtlichen Einschränkungen nicht möglich. Der Fluss A_{28} deutet somit an, dass Anteile des Gesamtklärschlammes und damit des Phosphors nicht in Schleswig-Holstein entsorgt werden. Der vollständige Satz an Systemvariablen besteht aus folgenden Größen:

Subsysteme: $S^{(1)}(t); S^{(2)}(t); S^{(2a)}(t); S^{(3)}(t); S^{(4)}(t); S^{(5)}(t); S^{(6)}(t)$

Elementenflüsse: $A_{12}(t); A_{22}(t); A_{23}(t); A_{24}(t); A_{25}(t); A_{26}(t); A_{27}(t); A_{28}(t); A_{31}(t); A_{54}(t); A_{91}(t)$

Die Bilanzierungsgleichung für den Phosphor im Prozess Landwirtschaft (mit $(t) = 1$ Jahr), der dem Prozess 1 (Konsum) durch die Klärschlammverwertung zurückgeführt werden kann, lautet:

$$A_{31} = A_{22}(t) - (A_{24}(t) + A_{25}(t) + A_{26}(t))$$

Dieser Gleichung liegt die Annahme zugrunde, dass nur den Haushalten innerhalb der Systemgrenze die Erträge der Landwirtschaft zur Verfügung stehen, was wiederum eine starke Vereinfachung darstellt, d. h. der Fluss A_{28} wird hier vernachlässigt. Die Quantifizierung der Phosphorströme und eine Erweiterung um den Phosphor aus Wirtschaftsdünger erfolgt für Schleswig-Holstein in Kapitel 5.2. Zunächst erfolgt die Einordnung der Klärschlammverwertung in den Kontext umweltökonomischer Theorien. Wie anschließend zu zeigen ist, wird dabei die Stellung der Umwelt im wirtschaftlichen Inwertsetzungsprozess in den ökonomischen Theorien kontrovers diskutiert. Aus den unterschiedlichen Auffassungen ergeben sich gleichsam verschiedene Positionen, wie eine nachhaltige Raumentwicklung erzielt werden kann und welche Ausprägungen daraus für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung resultieren.

²⁰ Teilweise finden auch in diesen Prozessen eine Phosphorrückführung statt, was aber aufgrund der geringen Bedeutung vernachlässigt werden kann.

2.4 Ressourcennutzung und Umweltproblematik aus ökonomischer Sicht

Die bodenbezogene Verwertung von Klärschlamm liefert einerseits einen Beitrag zur Ressourcenschonung, andererseits ist damit auch eine mögliche Schädigung verbunden. Die Ökonomie widmet sich in erster Linie der Bewältigung von Knappheitsproblemen. Dabei ist das Ziel des Wirtschaftens, knappe Güter und Ressourcen derart einzusetzen, dass sie einen möglichst hohen Nutzen stiften. Wird die Umweltproblematik als ineffizienter Einsatz von Ressourcen verstanden, so tragen ökonomische Theorien zu Lösung des Umweltproblems bei. Sie unterscheiden sich jedoch erheblich in ihrer Auffassung über die Nutzung natürlicher Ressourcen und die daraus resultierenden Stoffströme, die Funktion der Umwelt und darin, wie sie dem Umweltproblem begegnen. Aus diesen unterschiedlichen Ansichten ergeben sich wiederum unterschiedliche Ausrichtungen der Nachhaltigkeit als paradigmatischer Grundlage des Stoffstrommanagements.

Die der neoklassischen ökonomischen Theorie zuzurechnende Umweltökonomie stellt die Funktion der Umwelt als Senke für Stoffströme in den Vordergrund. Sie ist ein outputorientierter Ansatz, indem sie zur Bewältigung von Umweltproblemen vornehmlich auf „End-of-Pipe-Lösungen“ setzt. Die Umweltproblematik wird auf eine Fehlallokation der Ressourcen im Marktsystem zurückgeführt.²¹ Gründe dafür sind negative externe Effekte²², das Problem der öffentlichen Güter, nicht eindeutig vergebene Eigentumsrechte und Informationsprobleme.²³ Aus dem Vorliegen externer Effekte folgerte bspw. bereits PIGOU (1932) Marktversagen und forderte für einen effizienteren Einsatz von Ressourcen die Umweltabgaben (Pigou-Steuer) als Anreiz zur Verminderung von Umweltbelastungen. Demgegenüber sah COASE (1960) in externen Effekten Staatsversagen, da der Staat es versäume, die Verfügungsrechte, etwa durch Zertifikate, eindeutig zu zuweisen, für die sich anschließend ein Markt entwickelt und Ressourcen effizient eingesetzt werden könnten.

Die Ressourcenökonomie orientiert sich vornehmlich am Input in das Wirtschaftssystem. Nach ihrem Verständnis ist die Umwelt hauptsächlich Energie- und Rohstofflieferant. Im Mittelpunkt der Ressourcenökonomie steht der optimale Verbrauch natürlicher Ressourcen

²¹ Vgl. BARTMANN (1996, S. 28).

²² Vgl. RAHMEYER (1997, S. 40 f.): „Externe Effekte sind positive oder negative Wirkungen, die aus der Aktivität (Konsum oder Produktion) eines Wirtschaftssubjektes bei anderen Marktteilnehmern entstehen und die nicht durch den Preismechanismus vermittelt werden, für die also keine Marktbeziehung besteht.“

²³ Vgl. STEPHAN/AHLHEIM (1996, S. 59); KLAUER (1998, S. 69).

über die Zeit.²⁴ Gerade bei endlichen Ressourcen besteht eine Nutzungskonkurrenz. Es stellt sich die Frage nach gegenwärtiger und zukünftiger Nutzung, etwa danach, wie die Ressource Phosphor oder Boden über mehrere Generationen „gerecht“ verteilt werden kann (Problem der intertemporalen Allokation). In der Ressourcenökonomie kommt es annahmebedingt zu einer Besserstellung gegenwärtiger Generationen, z. B. durch eine positive Diskontrate²⁵, und damit zu einer stärkeren Ressourceninanspruchnahme in der Gegenwart, weil zukünftigen Generationen ein höheres Einkommen wegen einer höheren Kapitalakkumulation in der Gegenwart und technisch fortgeschrittenen Wissens unterstellt wird.²⁶

Die neoklassische ökonomische Theorie modelliert monetäre und güterwirtschaftliche Flüsse als Kreisläufe, ohne explizit auf Austauschprozesse und Wechselwirkungen mit der Umwelt einzugehen.²⁷ Sie betrachtet die Nutzung der Natur aus dem Blickwinkel der Effizienz.²⁸ Der Stoffdurchsatz (throughput) ist nicht Gegenstand der Betrachtung. Sie stellt den Allokationsaspekt in den Vordergrund und sieht die Nutzung der Natur und damit verbundene Stoffströme und Umweltprobleme lediglich als Allokationsproblem. Austauschvorgänge zwischen den ökonomischen und ökologischen Systemen werden vor dem Hintergrund von Umweltproblemen nicht explizit berücksichtigt. Dies kommentiert DALY (1995), S. 149, als ein Vertreter der Ecological-Economics-Schule überspitzt:

Das „wäre etwa so, als ob ein Biologe davon ausginge, daß ein Tier zwar über einen Blutkreislauf, nicht aber über einen Verdauungstrakt verfüge“.

Die Ökologische Ökonomie will nach ihrem Verständnis den „menschlichen Haushalt“ und den „natürlichen Haushalt“ in einem trans- und interdisziplinären Ansatz kombinieren, den COSTANZA et al. (1991, S. 3), als „the science and management of sustainability“ bezeichnen.²⁹ Die stofflichen Beziehungen und Wechselwirkungen zwischen ökonomischen und ökologischen System sind wesentliches Merkmal der Theorie. Die Ökonomie wird in dem Theorieverständnis der Ökologischen Ökonomie als offener Bestandteil des global

²⁴ Vgl. VORNHOLZ (1998, S. 36).

²⁵ Vgl. SIEBERT (1978, S. 150): „Nach dem Gesetz der Gegenwartspräferenz wird ein Güterbündel heute einem Güterbündel in der Zukunft vorgezogen. Folglich muß der Nutzen zukünftiger Generationen abdiskontiert werden.“

²⁶ Vgl. BARTMANN (1996 S. 59).

²⁷ Vgl. BRINGEZU (2000, S. 30).

²⁸ Vgl. CANSIER (1996, S. 63).

²⁹ Vgl. COSTANZA/DALY/BARTHOLOMEW (1991, S. 3).

geschlossenen und endlichen Gesamtsystems Ökologie gesehen.³⁰ Dieses Gesamtsystem setzte sich aus einer Vielzahl von Teilsystemen zusammen, die über Energie-, Stoff- und Informationsflüsse miteinander verbunden sind (Retinität).³¹ Folglich sind naturwissenschaftlich begründete Gesetze des ökologischen Systems (z. B. Thermodynamik) auch für das ökonomische bindend, um die Lebensgrundlagen nicht zu gefährden.³²

Das Bewusstsein und die Erkenntnis über Grenzen der Aufnahmekapazität und Selbstregenerationsfähigkeit von Ökosystemen wurde zuerst von AYRES und KNEESE (1969) und später von AYRES und SIMONIS (1994) in ihrem Modell des Industriellen Metabolismus (= Konzept der Materialbilanzen) umgesetzt. Sie waren die Vorreiter einer Betrachtung der gesamten Stoffströme einer Ökonomie. Für sie ist die physische Betrachtung der Wirtschaft eine Ergänzung zu der bis dahin lediglich monetären Analyse des Wirtschaftens. Mit ihrer Stoffstromanalyse für die USA wiesen AYRES und KNEESE darauf hin, dass nicht nur die Extraktion aus dem natürlichen System problematisch ist, sondern auch die unumgängliche Abgabe an selbiges. Maßnahmen der Luftreinhaltung und Gewässerreinigung führten lediglich zu einer Verlagerung der Probleme in andere Umweltmedien. DALY (1991, S. 185) hebt hervor, dass die Nutzung der Natur vor allem ein „Scale-Problem“ ist, und spricht damit den Mengendurchsatz und das Ausmaß von Ressourcen- und Energienutzung an. Der Nachhaltigkeitsansatz stellt gleichfalls diesen Aspekt in den Vordergrund.³³ Im Gegensatz zu der neoklassischen ökonomischen Theorie, welche die subjektive Wertlehre in den Vordergrund stellt, weist die Ökologische Ökonomie auch auf die allgemeine ethische Verpflichtung der Wirtschaftssubjekte hin, die Folgen ihrer Wahlhandlungen zu berücksichtigen.³⁴

Eine stark ökozentrisch orientierte Ausrichtung nimmt die „Deep Ecology“ als Extremposition der Ökologischen Ökonomie ein. Der norwegische Philosoph ARNE NAESS führte diesen Begriff 1973 in die wissenschaftliche Diskussion ein.³⁵ Kern dieser Position ist die

³⁰ Vgl. DALY (1991, S. 186).

³¹ Vgl. GRAAP (1997, S. 7).

³² Vgl. VORNHOLZ (1998, S. 41).

³³ Vgl. MEYERHOFF/PETSCHOW (1998, S. 128: „Ist für die traditionelle (Umwelt-)Ökonomie vor allem die effiziente Allokation der Ressourcen ein zentrales Thema, so setzt die ökologische Ökonomie mit der Einführung des Begriffs Scale auf einen Paradigmenwechsel... Nach dem Verständnis der ökologischen Ökonomie kann nachhaltige Entwicklung als eine langfristig orientierte Zielsetzung angesehen werden, deren Festlegung im Kern eine gesellschaftliche Entscheidung über den Wunsch nach einem „überlebensfähigen“ ökologisch-ökonomischen System ist.“

³⁴ Vgl. HAMPICKE (1998, S. 105).

³⁵ Vgl. NAESS (1973), DRENGSON (1997).

Mensch-Natur-Beziehung in ihren sozialen, religiösen, ethischen und spirituellen Ausprägungen.³⁶ Der Begriff „Deep Ecology“ (Tiefenökologie) stellt eine Verbindung zwischen Ethik, Normen, Werten und Verhalten und der Wissenschaftsdisziplin der Ökologie her.³⁷ Dabei sollen über die Analyse von Ursache/Wirkungs-Beziehungen auch „tiefere“ Fragen gestellt werden. Der Natur wird ein intrinsischer Wert³⁸ beigemessen, der nicht an einen konkreten Nutzen für die Menschheit gebunden sein muss. DRENGSON (1997), S. 2, führt in Anlehnung an NAESS dazu an:

“The well-being and flourishing of human and nonhuman life on earth have value in themselves (synonyms: intrinsic value, inherent value). These values are independent of the usefulness of the nonhuman world for human purposes.”

Der Theorie nach ist es lediglich zur Befriedigung der elementaren (vitalen) Bedürfnisse zulässig, etwa Artenreichtum und Diversität zu reduzieren. Diese polarisierte Ansicht des Zusammenlebens zwischen Natur und Mensch mündet schließlich darin, dass sich der Mensch der Natur strikt unterzuordnen habe.³⁹

2.4.1 Normative Grundlagen des Stoffstrommanagements

Das von der BRUNDTLAND-KOMMISSION 1987 formulierte Leitbild des „Sustainable Development“ (nachhaltige Entwicklung) bedeutet eine Entwicklung, welche Bedürfnisse heutiger Generationen erfüllt, ohne die Möglichkeiten künftiger Generationen zu gefährden, ihre eigenen Bedürfnisse zu befriedigen.⁴⁰ Durch dieses Postulat einer intergenerationellen Gerechtigkeit wird die Verantwortung der gegenwärtigen Generation gegenüber folgenden Generationen herausgestellt. Dieses Paradigma wurde mit der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro als Ziel einer globalen Stoffpolitik anerkannt, obgleich der Begriff vielschichtige Interpretationen zulässt.⁴¹

³⁶ Vgl. KNOGGE (1998, S. 14).

³⁷ Vgl. GOTTWALD (1995, S. 17).

³⁸ Vgl. HAMPICKE (1998, S. 112 f.).

³⁹ Vgl. COLBY (1991, S. 200).

⁴⁰ Vgl. WCED (1987, S. 43): „[...] development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs“.

⁴¹ PEARCE et al. (1989, S. 173 ff.) stellen eine 30 Definitionen umfassende Auflistung des Begriffs „Sustainable Development“ zusammen, was die Unschärfe des Begriffes verdeutlicht. Auch RENN/KASTENHOLZ (1996, S. 88) listen unterschiedliche Nachhaltigkeitsdefinitionen auf.

Tabelle 2: Ausprägungen der Nachhaltigkeit (nach TURNER et al. (1994), S. 31; COLBY (1991), S. 196 f.; übersetzt und eigene Ergänzungen, aus NOELL/FELS (2001), verändert und ergänzt)

	Technozentrisch/Anthropozentrisch		Ökozentrisch	
	„Wachstumsoptimismus“	„Kulanz“	„Entkopplung“	„Deep Ecology“
Umweltorientierung	ressourcenausbeutend, wachstumsorientiert	Umweltschutz und Umweltmanagement	Naturschützer	extreme Naturschützer
Orientierung des Wirtschaftssystems	gegen Umweltschutz, für uneingeschränkt freie Märkte	umweltfreundlich; Schutz und Management durch ökonomische Anreizinstrumente; Nachhaltigkeit als Restriktion des Wirtschaftens	ausgeprägt umweltorientiert; Null-Wachstumswirtschaft (durch globale Umweltstandards unterstützt und ökonomische Anreize reguliert)	sehr stark umweltorientiert; stark reguliert; Ziel des minimalen Ressourcenverbrauchs; Anti-Modernismus
Politikziele	Maximierung des Bruttosozialprodukts	modifiziertes Wirtschaftswachstum (Grünes Sozialprodukt)	wirtschaftliches Nullwachstum, Nullwachstum der Bevölkerung	reduzierte Wirtschaftstätigkeit und Bevölkerung
Axiomatische Annahmen und Modellierungsinstrument	uneingeschränkt freie Märkte in Verbindung mit technischem Fortschritt werden unbegrenzte Substitutionsmöglichkeiten sicherstellen, die in der Lage sind, alle umweltbedingten Knappheiten und Begrenzungen (Ressourcen und Aufnahmekapazitäten) abzumildern; Kosten-Nutzen-Analyse; Maximierung	Entkopplung von Wirtschaftswachstum und den Umwelteinflüssen der Wirtschaftsaktivitäten ist wichtig, aber unbegrenzte Substituierbarkeit wird abgelehnt; Nachhaltigkeitsregeln; Constant-capital-Regel; Zahlungsbereitschaft; Input/Output-Analyse gekoppelt mit Optimierung	Entkopplung und Nullwachstum der Wirtschaftsaktivitäten; Systemperspektive mit Ökosystemgesundheit als wichtigem Faktor; Gaia-Hypothese und Implikationen; ökonomisch-ökologische Modellierung (Systems Dynamics, Industrial Ecology, Industrial Metabolism)	Dringlichkeit der Reduktion wirtschaftlicher Aktivitäten; in Extrempositionen wörtliche Interpretationen von Gaia als personalisierter Erscheinung, der moralische Verpflichtung geschuldet wird; Analyse multipler kultureller Systeme
Ethische Orientierung	Unterstützung traditioneller ethischer Argumentation: Rechte und Interessen der gegenwärtig lebenden Individuen; instrumentaler Wert der Natur (anerkannter Wert für Menschen)	Ausweitung der ethischen Argumentation: „Sorge-für-andere-Motivation“; Idee der intra- und intergenerationellen Gerechtigkeit (gegenwärtige Arme und zukünftig Lebende); Instrumentaler Wert der Natur	weiter gehende Ausweitung der ethischen Argumentation: Gemeininteresse erhält Vorrang vor Individualinteresse, primärer Wert von Ökosystemen und sekundärer Wert von Komponenten, Funktionen und Dienstleistungen	Glaube an Bioethik, moralische Rechte bzw. Interessen werden allen nichtmenschlichen Lebewesen und sogar abiotischen Teilen der Umwelt zugewiesen, intrinsischer Wert der Natur (Wert „an sich“ unabhängig von menschlicher Erfahrung)
Nachhaltigkeitsposition	sehr schwache Nachhaltigkeit	schwache Nachhaltigkeit	starke Nachhaltigkeit	sehr starke Nachhaltigkeit
Ausprägung für die Klärschlammverwertung	Verwertung ohne Restriktionen	Verwertung unter Restriktionen	Phosphorrückgewinnung ohne bodenbezogene Verwertung; Grenzwertsenkung; Stoffeintrag gleich Stoffaustrag	–

Konzepte der Nachhaltigkeit in ökonomischen Theorien reichen von einer sehr starken bis zu einer sehr schwachen Nachhaltigkeit. Der Hauptunterschied der Auffassungen besteht darin, wie die Natur im gesellschaftlichen Entwicklungsprozess verstanden wird. TURNER et al. (1994) stellen insgesamt vier Hauptausrichtungen – von Wachstumsoptimismus bis Deep Ecology – im Umgang mit Ressourcen zusammen (vgl. Tabelle 2).

Die unterschiedlichen Ausprägungen der Nachhaltigkeit im Umgang mit Ressourcen lassen sich anhand der Kriterien Kapitalsubstituierbarkeit, intertemporale Allokation und Wechselwirkungen abgrenzen. Die Kapitalsubstituierbarkeit bezieht sich auf den Bestand und das Austauschverhältnis von natürlichen und künstlichen Ressourcen. Das Kriterium der intertemporalen Allokation trägt der Tatsache Rechnung, dass nichterneuerbare Ressourcen lediglich einmal verbraucht werden können, woraus sich ein zeitlicher Nutzungskonflikt heutiger und zukünftiger Generationen ergibt. Ferner bestimmt die Auffassung über die Funktion der Umwelt und Ressourcen (Wechselwirkungen) die Ausprägung der Nachhaltigkeit. In Abbildung 6 sind die Hauptausrichtungen nach TURNER et al. (1994) aufgenommen und den ökonomischen Theorien zugeordnet. Da es keine strikten Grenzen zwischen ihnen gibt, greifen sie ineinander über. Hervorgehobene Verbindungspfeife stellen den Schwerpunkt der Ausrichtung dar.

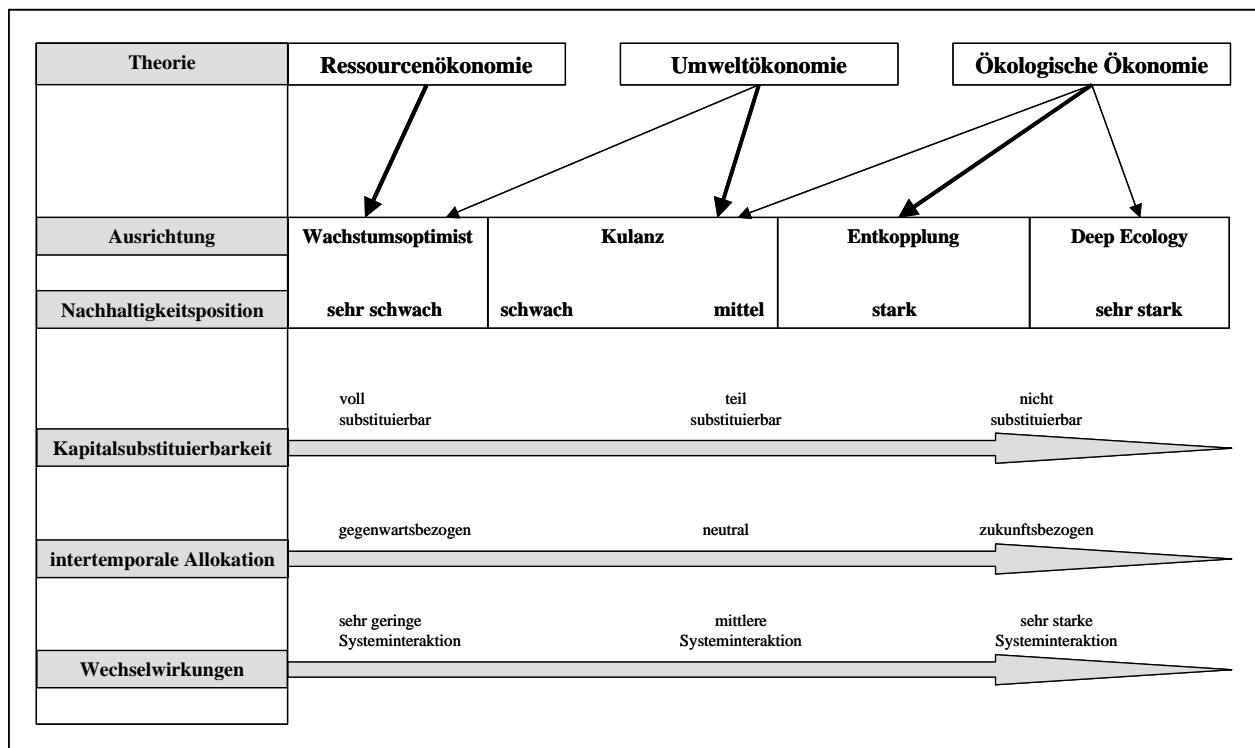


Abbildung 6: Ausrichtung der Nachhaltigkeit in den ökonomischen Theorien (aus Noell/Fels, 2001).

Bei der starken Nachhaltigkeit, dem Konzept der ökonomisch-ökologischen Theorie, wird davon ausgegangen, dass eine menscheitsgefährdende Umweltbeeinträchtigung bereits erreicht ist, das natürliche Kapital daher nicht weiter abgebaut werden darf und die

Ökosystemfunktionen zu erhalten sind. Ökonomische oder soziale Erfordernisse bleiben unberücksichtigt, was einem Nullwachstum der Wirtschaft und Bevölkerung entspricht.⁴²

Dem neoklassischen Konzept der schwachen Nachhaltigkeit liegt die Annahme zugrunde, dass verschiedene Formen von Kapital gegenseitig substituierbar sind, da menschengemachte Güter wie auch natürliche Güter Nutzen stiften. Ein gleicher Gesamtnutzen kann durch verschiedene Kombinationen natürlicher und anthropogener Güter realisiert werden.

„It is the aggregate quantity that matters and there is considerable scope for substituting man-made wealth for natural environmental assets.“ (PEARCE et al. (1989), S. 48).

Aus diesen Positionen wurde zur Beurteilung über die Nachhaltigkeit von Maßnahmen das Öko-Effizienzkriterium eingeführt, welches die stoffpolitische um die ökonomische Dimension erweitert (SCHALTEGGER (2000), S. 127). Dabei werden die Wertschöpfung und die Schädigung von Maßnahmen einander gegenübergestellt (vgl. Kap. 6.2).

Eine intergenerationelle Gerechtigkeit wird dadurch erzielt, dass der gesamte Kapitalstock aus natürlichem und menschengemachtem, d. h. reproduzierbarem Kapital erhalten und an die folgenden Generationen übergeben wird, wobei nicht vorgeschrieben ist, in welcher Form dies zu geschehen hat.⁴³ Umweltbeeinträchtigungen und Ressourcenausbeutung sind als Folge des Wirtschaftens unvermeidbar und werden toleriert.

Die am Ende in Tabelle 2 aufgeführten Ausprägungen der Nachhaltigkeitspositionen auf die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung stellen sich wie folgt dar: Der Position der sehr schwachen Nachhaltigkeit würde eine Verwertung ohne Restriktionen entsprechen; d. h. ein uneingeschränkter Markt könnte mögliche Umweltprobleme lösen. Demgegenüber ist im Konzept der schwachen Nachhaltigkeit die landwirtschaftliche Verwertung unter gewissen Restriktionen möglich. Dabei ist der gesamte Kapitalstock zu erhalten; eine Substitution des natürlichen Kapitals durch künstliches sehr wohl erlaubt. Dabei kann ein Anstieg der Umweltbelastung eines Entsorgungspfades durch seine ökonomische Vorteilhaftigkeit überkompensiert werden. Die bodenbezogene Verwertung bedeutet einen Schadstoffeintrag in

⁴² Vgl. PEARCE et al. (1993, S. 18).

⁴³ Vgl. VORNHOLZ (1998, S. 21).

den Boden, ist aber im Vergleich zu anderen Entsorgungspfaden finanziell günstiger. In der Position der starken Nachhaltigkeit darf es zu keinem weiteren Abbau des natürlichen Kapitals kommen, etwa einer Schadstoffakkumulation im Boden, sofern dies technisch möglich ist. Die Entsorgung von Klärschlamm ist über Entsorgungspfade zu organisieren, die eine bessere Kontrolle der Schadstoffe ermöglichen, wie bei einer thermischen Behandlung, sofern der im Schlamm enthaltene Phosphor zuvor rückgewonnen wurde.

Welcher Weg beschritten wird, um eine nachhaltige Entwicklung zu erreichen, hängt letztlich von der Gesellschaft ab, die zwischen Erhalt von natürlichen Funktionen und der Substitution eine Nutzenabwägung durchzuführen hat. Das Eingehen von Risiken ist unvermeidlich, hängt aber von der Tragweite der Konsequenz ab und muss auf den jeweiligen Umweltzustand des betrachteten Raumes bezogen sein. Die zu wählende Nachhaltigkeitsstrategie ist daher das Ergebnis der Risikobewertung der Gesellschaft.⁴⁴ Losgelöst davon werden grundlegende Regeln im Umgang mit Ressourcen und Stoffströmen formuliert, die im Anschluss erörtert und hinsichtlich der Klärschlammverwertung analysiert werden.

2.4.2 Grundlegende Managementregeln und Leitlinien im Umgang mit Stoffströmen

Um in Hinblick auf die intergenerationelle Gerechtigkeit die Bewahrung des Kapitalstocks zu gewährleisten und dem Leitbild der Langfristigkeit gerecht zu werden, wurden zunächst aus ökonomischer Sicht Restriktionen angegeben, die das Ausmaß der Eingriffe in den Naturhaushalt limitieren und als Maß für einen ökologisch nachhaltigen Umgang mit Stoffströmen in einer Volkswirtschaft gelten. Diese sind in drei grundlegenden Managementregeln niedergeschrieben (zitiert in BRINGEZU (1997), S. 57 f.)⁴⁵:

„1. Die Nutzungsrate erneuerbarer Ressourcen darf deren Regenerationsrate nicht übersteigen.“

Bei der Nutzung erneuerbarer Ressourcen ist darauf zu achten, dass durch deren Gewinnung, Verarbeitung und Konsum ebenfalls Ressourcen benötigt werden und Stoffströme ausgelöst

⁴⁴ Vgl. CANSIER (1997, S. 53).

⁴⁵ BRINGEZU (1997), zitiert u. a. nach DALY (1990), PEARCE/TURNER (1990) und MEADOWS et al. (1992).

werden, die mit in eine ökologische Betrachtung einfließen müssen. Ohne den Einsatz nichtregenerierbarer Ressourcen, z. B. fossiler Energieträger für Treibstoffe, ist eine Produktion meist noch nicht möglich.

„2. Die Nutzung nichterneuerbarer Ressourcen soll nur in dem Umfang erfolgen, in dem ein physikalisch und funktionell gleichwertiger Ersatz in Form erneuerbarer Ressourcen oder höherer Produktivität der erneuerbaren sowie der nichterneuerbaren Ressourcen geschaffen wird.“

Diese Regel geht auf das Substitutionspotential ein, wonach bei Verbrauch von endlichen Ressourcen der Rückgang des Bestandes durch erneuerbare Ressourcen ausgeglichen wird. Dies entspricht dem Konzept der schwachen Nachhaltigkeit. Es ist jedoch anzuzweifeln, ob wirklich immer ein physisch gleichwertiger Ersatz von natürlichen Ressourcen existiert, bedenkt man beispielsweise den Rückgang der genetischen Vielfalt (Biodiversität). Hauptziel der Forderung ist, Innovation anzuregen und nichterneuerbare Ressourcen vermindert einzusetzen. Sofern die Möglichkeit besteht, die Effizienz der Nutzung einer Ressource zu steigern, so dass ihr Nutzungspotential erhalten bleibt, ist eine angemessene Nutzung der nichterneuerbaren Ressource gestattet. Versteht man Klärschlamm und den darin enthaltenen Phosphor selbst als eine „erneuerbare Ressource“, die ja täglich anfällt, so würde die Klärschlammverwertung diese Forderung erfüllen.

„3. Der Eintrag von Stoffen in die Umwelt darf die Aufnahmekapazität bzw. Belastbarkeit der Umwelt nicht überschreiten.“

Um diese Forderung umsetzen zu können, bedarf es einer Grenzwertsetzung. Dies kann zum Beispiel durch die Angabe von „critical loads“ geschehen, die nach dem aktuellen Stand der wissenschaftlichen Erkenntnis noch keine signifikanten Schädigungen bei den gewählten Indikatoren (Rezeptoren) hervorrufen.⁴⁶ Die Stoffströme müssen mit Indikatoren in Verbindung gesetzt werden, welche die Aufnahmekapazität der Umwelt angeben. Im Falle der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung sind dies die Grenzwerte der Klärschlammverordnung.

⁴⁶ Vgl. ENQUETE-KOMMISSION (1994, S. 51).

Die ENQUETE-KOMMISSION „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des 13. Bundestages hat die o. g. drei Regeln um eine vierte und fünfte Forderung ergänzt (1998, S. 46):

„4. Das Zeitmaß anthropogener Einträge bzw. Eingriffe in die Umwelt muß im ausgewogenen Verhältnis zum Zeitmaß der für das Reaktionsvermögen der Umwelt relevanten natürlichen Prozesse stehen.“

„5. Gefahren und unvertretbare Risiken für die menschliche Gesundheit durch anthropogene Einwirkungen sind zu vermeiden.“

Die vierte Regel wird den unterschiedlichen Zeitskalen natürlicher Prozesse und den menschlichen Eingriffen gerecht. Zwar ist eine solche Forderung implizit in den drei bisherigen Regeln enthalten, doch unterstreicht diese nochmals den Zeitaspekt, der in der bisherigen Umweltpolitik mit der meist statischen Grenzwertsetzung unterbewertet blieb. Diese Forderung bezieht sich vor allem auf mögliche akkumulative Wirkungen. Neuere Konzepte, die im Gegensatz zu der statischen Grenzwertsetzung auf Schadstofffrachten in das jeweilige Umweltmedium basieren, werden dieser Forderung eher gerecht.⁴⁷

In der fünften Forderung betont die Kommission den Stellenwert der menschlichen Gesundheit. Dies betrifft beim Einsatz von Klärschlamm neben den bereits beachteten Schadwirkungen der Schwermetalle und organischen Verbindungen auch die mögliche Auswirkung endokrin wirksamer Substanzen wie Östrogenen.

Die fünf Forderungen bilden den Rahmen (Restriktionen), der zu einer nachhaltigen Entwicklung führen soll. Es ist jedoch noch durch Leitlinien zu konkretisieren, wie die Ziele erreicht werden können. Die Konkretisierung der o. a. Managementregeln erfolgt durch Leitlinien der Stoffstrompolitik. In der ökonomischen Diskussion stehen im Zusammenhang mit Stoffströmen die Prinzipien Effizienz, Suffizienz und Konsistenz (Innovation)⁴⁸, deren Grundgedanken und Bezug zum Klärschlammhaushalt im Folgenden dargestellt werden.

⁴⁷ Vgl. FELS (2002, S. 30 f.).

⁴⁸ Vgl. RENN/KASTENHOLZ (1996, S. 88).

Das Effizienzprinzip

Das Effizienzprinzip verfolgt eine Dematerialisierung der Wirtschaftsprozesse („mehr Wohlstand – weniger Umweltverbrauch“) und ist eine konservative Möglichkeit, die die Quantität von Stoffströmen betrifft.⁴⁹ Diese Strategie richtet sich hauptsächlich an die Produzenten. Das WUPPERTAL INSTITUT FÜR KLIMA, UMWELT, ENERGIE⁵⁰ schlägt eine Steigerung der Ressourceneffizienz für industrialisierte Länder⁵¹ um den Faktor 4 bis 10 in den nächsten 30 bis 50 Jahren vor (BRINGEZU (2000), S. 25). In diesem Zusammenhang ist kritisch zu erwähnen, dass für mögliche Allokationsverzerrungen, wie z. B. für die Beschäftigungssituation, keine Lösungsvorschläge in dem Konzept geliefert werden und dass ein – wie dort gefordert – einheitliches Reduktionsziel für alle Branchen oder Produkte problematisch ist. Je nach Produkt oder Branche würden die Reduktions- oder Schutzziele mit niedrigen oder hohen Kosten erreicht.⁵² Oft ist zudem nicht der effiziente Einsatz eines spezifischen Stoffes das Problem, sondern das technische Gesamtkonzept. In diesem Zusammenhang ist das derzeit in Deutschland dominierende Sanitätskonzept mit Spültoiletten zu sehen (s. u.). Auch liefert eine Änderung des Antriebsaggregates bei einem Auto, also die Abkehr vom Verbrennungsmotor, einen grundlegenden Beitrag zum Umweltschutz als der kostenintensive Versuch, den Einsatz fossiler Energieträger durch Senkung des Verbrauches effizienter zu gestalten. Bedenkt man zusätzlich den zu erwartenden Anstieg der Nachfrage nach PKW, beispielsweise in China, so leistet die punktuell effizientere Nutzung einen bescheidenen Beitrag zur globalen Umweltentlastung. Trotz der o. a. Einschränkungen ist das Effizienzprinzip eine adäquate Komponente zur aktuellen Reduktion von Stoffströmen, also zur Umweltentlastung, unter Beibehaltung der wirtschaftlichen Funktionalität. Damit leistet diese Strategie einen hohen Beitrag zu mehr Nachhaltigkeit.⁵³ Beispiele aus der Landwirtschaft sind Fruchtfolgen- und Düngemanagement, die Teilflächenbewirtschaftung oder die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung. Diese Strategie ist aber um weitere Strategien, wie z. B. Basisinnovationen und qualitative Strategien, zu erweitern, um eine langfristige Umweltentlastung zu ermöglichen. Das

⁴⁹ Vgl. HUBER et al. (1999, S. 8): „Effizienz ist meist hilfreich, doch bedeutet sie für die etablierte Industrie eine sehr konservative Möglichkeit, den Wandel, auf den es eigentlich ankäme, auf die lange Bank zu schieben. Effizienz bedeutet, etwas zu machen, das ohnehin schon praktiziert wird.“

⁵⁰ Vgl. SCHMIDT-BLEEK (1994).

⁵¹ Die in den Industrieländern lebenden 20 % der Menschheit sind heute für etwa 80 % der Stoffströme verantwortlich (HINTERBERGER (1997, S. 185).

⁵² Vgl. WEGNER (1999, S. 269).

⁵³ Vgl. V. ALVENSLEBEN (2002, S. 7).

Effizienzprinzip ist der neoklassischen Umwelt- und Ressourcenökonomie zuzuordnen, welche auf die regulativen Kräfte des Marktes setzt.⁵⁴

Das Suffizienzprinzip

Hauptsächlich auf der Ebene der Konsumenten setzt das Suffizienzprinzip an und verlangt eine Änderung der Lebensstile und Konsumgewohnheiten, damit sich die Nachfrage und der Konsum nach materialintensiven Gütern und folglich die dadurch ausgelösten Stoffflüsse reduzieren. Eine Änderung der Lebensstile lässt sich staatlich nicht erzwingen, doch kann der Staat diesen Vorgang durch gezielte Information und Anreizmechanismen unterstützen. Dabei handelt es sich um einen Prozess, der sich von Generation zu Generation vollzieht und im Gegensatz zur Effizienzsteigerung wesentlich länger dauert. Ausdruck einer aktuellen Änderung ist etwa die Nachfrage nach Ökoprodukten, die jedoch nicht überschätzt werden darf.

Das Suffizienzprinzip steht in engem Zusammenhang mit der Kaufkraft. Mit steigender Kaufkraft wächst auch die Nachfrage nach umweltfreundlicheren Produkten und nach Umweltqualität allgemein. Diese Korrelation spiegeln die ökologischen Kuznetzkurven⁵⁵ wider, die umweltbezogene Variablen, wie z. B. die Luftverschmutzung, in Beziehung zum Pro-Kopf-Bruttoinlandsprodukt setzen. Bei vielen Stoffen zeigt sich, dass bei zunehmender Kaufkraft die Umweltqualität steigt, sich somit trotz Wirtschaftswachstums⁵⁶ – also kein Verzicht – die Umweltsituation verbessert. Bei den Kuznetzkurven ist jedoch zu bedenken, dass die genannte Korrelation etwa beim Kohlendioxidausstoß nicht zutrifft, da er stetig mit dem Einkommen wächst. Gleichsam werden frühere und in andere Regionen verlagerte Umweltprobleme nicht in die Betrachtung einbezogen.

Zentrale Probleme der Suffizienz sind die Durchsetzbarkeit und der Zeitfaktor. Die Problematik lässt sich mit HUBER et al. (1999, S. 8) folgendermaßen zusammenfassen:

„Was Suffizienz betrifft, so ist der homo oeconomicus empirisch derzeit einfach die dominante Mehrheitsstruktur. Der idealistische Ansatz, sich bescheiden zu geben und

⁵⁴ Vgl. RENN/KASTENHOLZ (1996, S. 89).

⁵⁵ Vgl. hierzu PEARCE (1999, S. 82).

⁵⁶ PEARCE (1993, S. 4): „It is possible to have economic growth (more gross national product - GNP) and to use up fewer resources.“

eine andere Art von Reichtum in einer mehr geistigen Wertorientierung zu finden, ist etwas Schönes. Er hat aber keine Chance, politisch irgendeine Mehrheitsfähigkeit zu finden – schon gar nicht in einem globalen Maßstab betrachtet.“

Der Klärschlammhaushalt kann durch das Suffizienzprinzip nur eingeschränkt beeinflusst werden. Dies liegt in dem in urbanen Regionen installierten Sanitätskonzept aus Spültoilette, Schwemmkanalisation und Kläranlage begründet, bei dem Klärschlamm bei der Abwasserreinigung unvermeidbar anfällt. Die Quantität des Klärschlammes ist derzeit von den „Produzenten“ in gewissem Umfang lediglich durch Wassereinsparung beeinflussbar, die qualitative Zusammensetzung jedoch in hohem Maße. Durch gezielte Aufklärung, etwa bei den privaten Haushalten und industriellen/gewerblichen Einleitern, könnte vor allem der Gebrauch abwasserbelastender Chemikalien reduziert werden.

Das Konsistenzprinzip

Konsistenz im Zusammenhang mit Stoffstrommanagement bezieht sich auf die Beschaffenheit und Wirkung von Stoffen und stellt im Gegensatz zu den zuvor angeführten quantitativen eine qualitative Strategie dar, welche HENSELING et al. (2000, S. 29), folgendermaßen definieren:

„Unter Konsistenz wird dabei die Verträglichkeit von natürlichen und industriellen Stoffströmen verstanden.“

Industrielle und natürliche Stoffwechselprozesse sollen einander möglichst nicht stören, sondern verträglich zueinander sein, und industrielle Stoffkreisläufe sollen möglichst in abgeschlossenen Eigenkreisläufen stattfinden. Erforderlich ist demnach ein Austausch toxischer und ökotoxischer persistenter Substanzen durch weniger toxische Stoffe und die Minderung der Risiken, die mit Stoffströmen verbunden sind. Zu Produkten dieser Art zählen beispielsweise kompostierbare Kunststoffe oder Produkte, deren Wertstoffrückgewinnung bereits bei der Produktplanung berücksichtigt wird und später unproblematisch ist.⁵⁷

⁵⁷ Vgl. HUBER et al. (1999, S. 11).

Das Konsistenzprinzip ist der Evolutorischen Ökonomik zuzuordnen, welche Innovation als Leitbild propagiert und zu den strikten Richtungen der Nachhaltigkeit zählt. Sie wird gemäß dieser Theorie insbesondere durch die Förderung von technischen Basisinnovationen und Nutzung von Selbstorganisationsformen, wie der Kreislaufwirtschaft, erzielt.⁵⁸ Die Strategie ist vor allem für bestimmte Problemstoffe geeignet, wird aber einer durch Massendurchsätze verursachten Umweltproblematik, deren qualitatives Beeinträchtigungspotential eher gering ist, nicht gerecht. So stellen die Gülleausbringung, die Materialverfrachtung beim Abbau von Rohstoffen oder auch die Kohlendioxidfreisetzung bei der Verbrennung kein Problem einer konsistenten Stoffstromführung dar. Ihnen kann mittels der Konsistenzstrategie nicht begegnet werden.

Beispiele für die Umsetzung der Konsistenzstrategie bei der Abwasserbehandlung sind die Trennung von industriellen und kommunalen Abwässern und die Behandlung von Teilstoffströmen bei der Produktion, etwa einer Aufbereitung von Brauchwasser oder Rückgewinnung von Wertstoffen. Eine weiter reichende Verfolgung des Konsistenzprinzips in Zusammenhang mit dem Klärschlammhaushalt stellt die Trennung der Stoffströme im kommunalen Bereich dar. Eine Aufteilung der Stoffströme in Schwarzwasser (Urin und Fäkalien) einerseits und Grauwasser (Abwässer aus Küche, Dusche etc.) andererseits erscheint vor den hohen Kosten der Nährstoffelimination in den Kläranlagen sinnvoll, da der größte Anteil der Nährstoffe im Abwasser aus dem Schwarzwasser stammt.⁵⁹ Dafür notwendige Vakuumtoiletten oder Toiletten mit Trennsystem werden bereits in Flugzeugen und Zügen verwendet. Da sich jedoch das Sanitätskonzept ausgehend von der Spültoilette entwickelt hat und in die Kanalisation und Abwasserreinigung hohe Investitionen über die Jahrzehnte geflossen sind, könnte die Trennung in die Teilströme nur eine Alternative im Rahmen neuer Baugebiete darstellen.

Wie dargelegt wurde, weisen alle drei Strategien in Hinblick auf den nachhaltigen Umgang mit Stoffströmen Stärken und Schwächen auf. Der Einsatz der jeweiligen Strategie hängt von der konkreten Problemstellung ab, so dass jede ihre Berechtigung hat und einen Beitrag zur Nachhaltigkeit leistet. Während Suffizienz- und Konsistenzstrategie auf einen langfristigen Zeithorizont bezogen sind, erlaubt die Effizienzstrategie ein schnelleres Handeln, quasi als Instrument für eine Übergangslösung. Für die kurz- bis mittelfristige Perspektive des

⁵⁸ Vgl. WEGNER (1999, S. 283).

⁵⁹ Vgl. ausführlich dazu LANGE/OTTERPOHL (2000).

Klärschlammhaushalt bietet sich daher die Effizienzstrategie an, um den Ressourceneinsatz und damit auch den Klärschlammanfall zu reduzieren und dessen Zusammensetzung zu verbessern. Im Bereich der privaten Haushalte können Maßnahmen der Suffizienzstrategie die Qualität des Abwassers und damit des Klärschlammes verbessern. Bezogen auf einen langfristigen Wechsel im Rahmen einer Änderung des bestehenden Sanitätskonzeptes könnte die Konsistenzstrategie einen Beitrag für ein ökologisches Sanitätskonzept liefern, wobei stets die damit zusammenhängende immense Kostenwirkung zu berücksichtigen ist.

Nach eingehender Beurteilung verschiedener Stoffflussmodelle in Hinblick auf die Fragestellung der Arbeit hat sich der Ansatz von BACCINI/BADER (1996) als geeignet erwiesen, quantitative und qualitative Aussagen in Bezug auf den Klärschlammhaushalt Schleswig-Holstein zu liefern. Aus den verschiedenen Auffassungen über die Stellung der Umwelt in den wirtschaftlichen Inwertsetzungsprozessen ergeben sich unterschiedliche Ansichten von einer nachhaltigen Raumentwicklung, welche durch eine effiziente, suffiziente und konsistente Stoffstromführung erreicht werden kann. Auf Basis wissenschaftlicher Erkenntnisse muss sich die Gesellschaft, respektive deren legitimierte Vertreter, unter Abwägung der Schad- und Nutzwirkung einer landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung, für eine Nachhaltigkeitsstrategie entscheiden. Dies ist nur durch die systemtheoretische Analyse des Klärschlammhaushaltes und der Modellierung der einzelnen den Klärschlammhaushalt beeinflussenden Systemelemente möglich.

3 Analyse und Modellierung des Klärschlammhaushaltes Schleswig-Holsteins

3.1 Der Klärschlammhaushalt aus systemtheoretischer Sicht

Grundlage jeder agrarischen Produktion sind natürliche Ressourcen. Aufgrund ihrer Stellung zwischen natürlicher und anthropogener Umwelt nimmt die Landwirtschaft eine herausragende Stellung bei der Nutzung von Ressourcen und der Veränderung der Umwelt ein. Des Weiteren beeinflusst sie als Nahrungsmittelproduzent die Gesundheit der Menschen direkt und nachhaltig.⁶⁰ Die nährstoffseitige Dimension der Klärschlammverwertung unter dem Aspekt einer nachhaltigen Ressourcennutzung schlägt sich dabei hauptsächlich in der Wiederverwendung der endlichen Ressource Phosphor nieder. Aus thermodynamischer Sicht wird allerdings der Phosphor nicht „verbraucht“, sondern von einem konzentrierten Zustand, etwa in Form von Mineraldünger (niedrige Entropie), zunehmend diffus (hohe Entropie) und damit schwer nutzbar verteilt. Die schadstoffseitige Dimension der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung betrifft vor allem den Bodenschutz in Form einer nachhaltigen Bodennutzung und die Sicherheit der produzierten Nahrungsmittel.

Systemtheoretisch stellt sich die Beziehung zwischen ökologischem und ökonomischem System wie folgt dar: Die Wechselwirkungen zwischen ökologischen und ökonomischen Systemen⁶¹ bilden ein Durchsatzsystem, bei welchem natürliche Ressourcen (Inputs) aus ökologischen Systemen entnommen, in ökonomische Systeme (die Anthroposphäre) gelangen, dort zu Gütern und Dienstleistungen umgewandelt und konsumiert werden, mittel- bis kurzfristig die Anthroposphäre als Schad- bzw. Reststoff und Abwärme verlassen und somit an die ökologischen Systeme zurückgegeben werden. Aus thermodynamischer Sicht⁶² argumentiert, fließt ein ständiger Strom niedriger Entropie (verfügbare Energie) in das ökonomische System, wird dort transformiert und in Form von hoher Entropie an das Ökosystem abgegeben.⁶³ Die Abgabe von Schadstoffen an die Umwelt stellt eine

⁶⁰ Vgl. GEKLE (1997, S. 38).

⁶¹ Vgl. dazu ausführlich VAN DEN BERGH (1996, S. 42–44).

⁶² Nach dem 2. Hauptsatz der Thermodynamik nimmt nicht mehr verfügbare Energie (das entspricht einer hohen Entropie) zu, wohingegen die verfügbare Energie abnimmt (BINSWANGER (1994, S. 157).

⁶³ Vgl. BINSWANGER (1994, S. 156 ff.).

Entropieerhöhung dar. Zwar werden auch in ökologischen Kreisläufen ständig Stoffe emittiert, dies kann aber etwa bei der Abgabe von CO₂ durch Atmung wiederum durch CO₂ aufnehmende Pflanzen kompensiert werden. Die durch wirtschaftliche Aktivität verursachten Belastungen sind nur bedingt durch die Natur kompensierbar; die Beseitigung von Umweltschäden erfordert einen Energieeinsatz aus meist nicht-erneuerbaren Energiequellen, was wiederum eine Zunahme der Entropie bedeutet. Wesentlicher Aspekt hierbei ist die Geschlossenheit des Systems Erde in Bezug auf Materie (abgesehen von Weltraumstaub oder Meteoriten). Da die Zunahme der Entropie somit ein irreversibler Prozess ist, kann dieser lediglich durch Recycling oder Konsumverzicht entschleunigt werden. Der Einsatz von Sekundärrohstoffen in der Landwirtschaft liefert einen Beitrag zur Verzögerung der Entropiezunahme. Abbildung 7 stellt die stoffliche Beziehung zwischen dem ökologischen und ökonomischen System als vereinfachtes Konzeptmodell mit jeweils einseitigen Relationen dar. In der Realität existieren auch Rücklaufschleifen, wie z. B. eine Schadstoffakkumulation durch die bodenbezogene Klärschlammverwertung. Diese werden unten im Zusammenhang mit der Auswertung der Partialmodelle, die das vereinfachte Konzeptmodell konkretisieren, einer genaueren Betrachtung unterzogen.

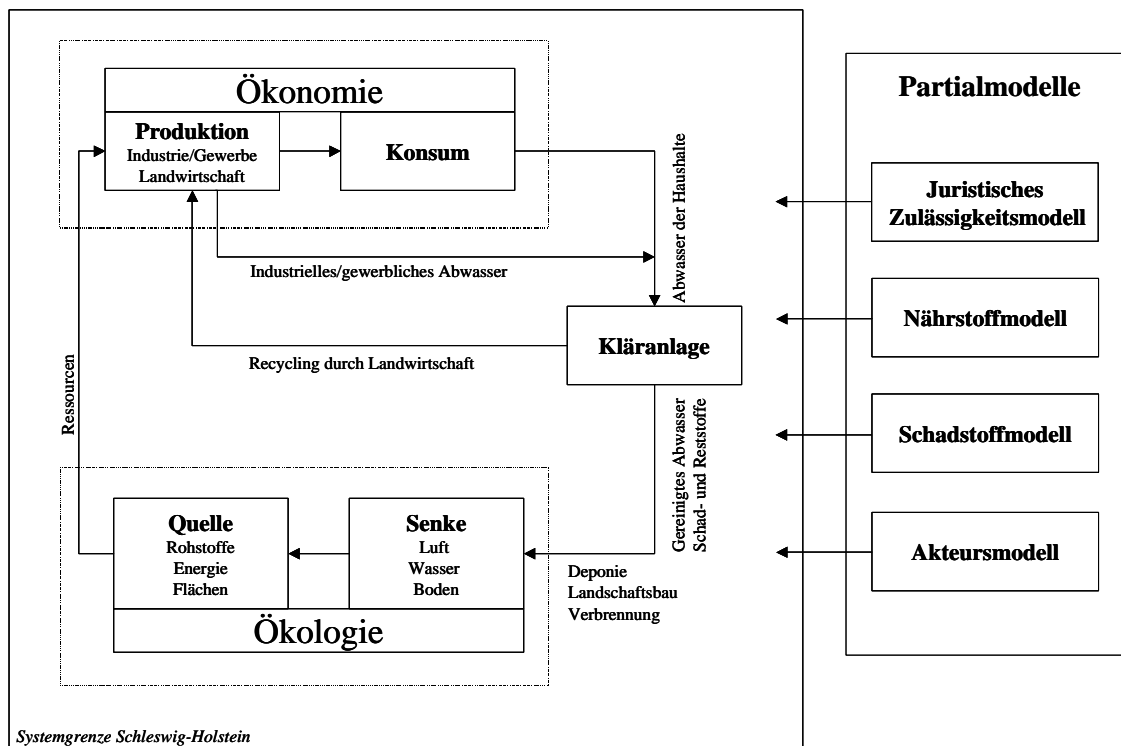


Abbildung 7: Vereinfachtes Stoffflussmodell des regionalen Klärschlammhaushaltes und auf ihn einwirkende Partialmodelle.

Der Stofffluss des Klärschlammhaushaltes stellt sich wie folgt dar: Als Abfallprodukt der Produktion und des Konsums gelangen gewerbliches Abwasser und solches privater Haushalte in kommunale Kläranlagen und werden dort gereinigt. Als Produkt dieses Prozesses entsteht gereinigtes Abwasser, als Koppelprodukt fallen Klärschlamm und Reststoffe an. Diese Stoffe gelangen wiederum nach verschiedenen Transformationsprozessen, wie der Verbrennung oder Deponierung, in das ökologische System. Durch die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung (Recycling) stellt der Klärschlamm als Düngemittel einen Produktionsfaktor der Landwirtschaft dar. Ferner findet im Falle der Verbrennung eine energetische und zum Teil auch stoffliche Verwertung statt. Der Einsatz von Klärschlamm im Landschaftsbau entspricht eher einer Deponierung als einer Verwertung: Durch die Nutzung des Schlammes wird kein anderes Gut eingespart, da davon auszugehen ist, dass „Boden“ für den Landschaftsbau nicht extra abgebaut würde, sondern anderweitig anfallende Bodenaushübe eingesetzt werden. Gleichwohl besitzt Klärschlamm eine die Bodenstruktur verbessernde Wirkung. Inwieweit steuernde Faktoren auf das Stoffflussmodell des regionalen Klärschlammhaushaltes einwirken, ist Gegenstand der sich anschließenden Analysen und der Aufstellung der Partialmodelle.

3.2 Rechtlicher Rahmen der Klärschlamm Entsorgung

Die Klärschlamm Entsorgung unterliegt einer Vielzahl überstaatlicher, bundes-, landes- und kommunalrechtlicher Normen sowie Richtlinien und Merkblättern von Verbänden, wie der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV), die allesamt Einfluss auf den regionalen Klärschlammhaushalt haben und die unterschiedlichen Verwertungs- und Beseitigungsoptionen mit steuern. Daraus ergibt sich ein juristisches Partialmodell für den Entscheidungsablauf und die Zulässigkeit verschiedener Entsorgungsoptionen, welches in Abbildung 8 zusammengestellt ist.

Rechtsvorschriften zur Klärschlamm Entsorgung		
Europäische Normen	Bundesnormen	Landesnormen
<ul style="list-style-type: none">• Richtlinie 75/442/EWG: EG-Abfallrichtlinie• Richtlinie 86/278/EWG: EG-Klärschlammrichtlinie• Richtlinie 90/679/EWG (Arbeitnehmerschutz bzgl. biologischer Arbeitsstoffe)• Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 (ökologischer Landbau)• Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 (umweltgerechte landwirtschaftliche Produktionsverfahren)	<ul style="list-style-type: none">• KrW/-AbfGAbfKlärVTASI• BImSchG13./ 17./ 30. BImSchV• BBodSchGBBodSchV• WHG• DüngemittelGDüngemittelVDüngeVKlärEV	<ul style="list-style-type: none">• KomAbwVO• Durchführungsbestimmungen zur AbfKlärV

Abbildung 9: Übersicht klärschlammrelevanter Normen (Erläuterung der Abkürzungen siehe zitierte Rechtsvorschriften am Ende des Literaturverzeichnisses).

3.2.1 Europarechtliche Vorschriften

Auf EU-Ebene geben in erster Linie Richtlinien den Mitgliedstaaten (Mindest-)Anforderungen für die weitere rechtliche Ausgestaltung des Klärschlammhaushaltes vor. Von Bedeutung sind vor allem die Richtlinie 75/442/EWG über Abfälle (EG-Abfallrichtlinie) und die Richtlinie 86/278/EWG über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft (EG-Klärschlammrichtlinie). Einfluss haben ferner die Richtlinie 90/679/EWG über den Schutz der Arbeitnehmer gegen Gefährdung durch biologische Arbeitsstoffe bei der Arbeit und, als in den EU-Staaten unmittelbar geltendes Recht, die EG-Verordnung Nr. 2092/91 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel sowie die EG-Verordnung Nr. 2078/92 für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren.

3.2.1.1 EG-Abfallrichtlinie

Die EG-Abfallrichtlinie beinhaltet die geltenden Grundsätze zur Verwertung und Beseitigung von Abfällen, die die nationalen Normen der Mitgliedstaaten beachten müssen. Sie umfasst u. a. Grundsätze zur Aufstellung von Abfallwirtschaftsplänen (Artikel 7 Abs. 1) und Regelungen zu Genehmigungs- und Überwachungsverfahren für die Abfallentsorgung (Artikel 8 ff.). Artikel 5 der Richtlinie fordert in Abs. 1 möglichst eine Entsorgungsautarkie; Abs. 2 sieht vor, dass Abfälle in einer der am nächsten gelegenen geeigneten Entsorgungsanlagen entsorgt werden sollen. Daraus lässt sich für Schleswig-Holstein das Gebot einer möglichst landesinternen Klärschlamm Entsorgung ohne weite Exporte in andere Länder bzw. eine Entsorgung nahe der Kläranlage ableiten. Die Vorgabe „nahe am Entstehungsort“ stellt jedoch einen unbestimmten Rechtsbegriff dar, der hinsichtlich der Transportentfernung und des endgültigen Verwertungsortes einen weiten Interpretationsspielraum zulässt. Die Richtlinie differenziert in Artikel 1 zwischen Abfällen zur Beseitigung und Abfällen zur Verwertung. Klärschlamm ist der Richtlinie nach daher kein Wirtschaftsgut, sondern Abfall zur Verwertung.

3.2.1.2 EG-Klärschlammrichtlinie

Die EG-Klärschlammrichtlinie beinhaltet im Wesentlichen Grundsätze, Regelungen und Grenzwerte, die bei der Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft zu berücksichtigen sind. Ziel ist es dabei, schädliche Auswirkungen auf Menschen und Tiere sowie auf Böden und die Vegetation zu verhindern. In Tabelle 3 sind die geltenden Schwermetallgrenzwerte gemäß der EG-Richtlinie und der Klärschlammverordnung des Bundes (AbfKlärV) verzeichnet. Zusätzlich sind auch Zielwerte verzeichnet, die die EU-Kommission mit einer Novellierung der Richtlinie anstrebt (3. Entwurf zur Novellierung der EG-Richtlinie 86/278/EWG; EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2000). Als Grenzwert wird in dieser Darstellung ein derzeit rechtsverbindlicher Wert verstanden. Dagegen ist ein Zielwert ein zukünftig anzustrebender Wert, der später durch ein Gesetzgebungsverfahren zu einem Grenzwert werden kann. Die deutschen Grenzwerte liegen danach deutlich unter den in der EG-Richtlinie angegebenen Spannen. Regelungen zu organischen Schadstoffen sieht die EG-Richtlinie bislang nicht vor, es gibt aber viele nationale Verordnungen der Mitgliedstaaten, wie etwa Deutschland, Frankreich oder Dänemark. Im Gegensatz zur AbfKlärV existiert kein grundsätzliches Verbot der Klärschlammausbringung auf Anbauflächen für Feldfutter sowie

Wiesen und Weiden. Lediglich Rohschlämme dürfen auf landwirtschaftlichen Flächen nicht ausgebracht werden.

Tabelle 3: Geltende europäische Grenzwerte (in Klammern stehen die Grenzwerte nach § 4 Abs. 12 AbfKlärV) und EG-Zielwerte gemäß des 3. Entwurfs für Schwermetalle im Klärschlamm zur landwirtschaftlichen Verwertung.

Schwermetall	Grenzwerte (mg/kg TS)	Zielwerte (mg/kg TS)		
		Kurzfristig	Mittelfristig (ca. 2015)	Langfristig (ca. 2025)
	EG-Klärschlammrichtlinie			
Cadmium	20–40 (10)	10	5	2
Kupfer	1000–1750 (900)	1000	800	600
Quecksilber	16–25 (8)	10	5	2
Nickel	300–400 (200)	300	200	100
Blei	750–1200 (900)	750	500	200
Zink	2500–4000 (2500)	2500	2000	1500
Chrom	– (900)	1000	800	600

Um die unterschiedlichen mitgliedstaatlichen Vorschriften zu harmonisieren, bereitet die EG-Kommission eine Neufassung der EG-Klärschlammrichtlinie vor, deren Regelungen nach Inkraft-Treten auf nationaler Ebene umgesetzt werden müssten. Nach dem oben bereits genannten 3. Entwurf soll, anders als nach der nationalen AbfKlärV, Klärschlamm zukünftig auch auf Forstflächen und sonstigen Flächen, wie z. B. Parkflächen oder Flächen des Landschaftsbaus, ausgebracht werden können, so dass die Anzahl potentieller Flächen steigt. Besonders die Ausbringung auf Forstflächen wird in Deutschland als problematisch erachtet, da das Forsten in der Regel keiner Düngung bedarf und ästhetische und hygienische Aspekte gegen eine Ausbringung sprechen (Beeren- und Pilzsammeln) (BERGS (2001), S. 314). In Schleswig-Holstein (Bredstedt) existiert derzeit ein Pilotprojekt zur Nutzung von Klärschlamm im Rahmen nachwachsender Rohstoffe. Dabei wird Klärschlamm zur Aufzucht von Pappeln eingesetzt, welche in einem Blockheizkraftwerk verbrannt werden und der energetischen Versorgung eines Stadtteils dienen. Des Weiteren sieht der Kommissionsentwurf eine Entseuchung der Schlämme und Höchstwerte für pathogene Keime (Salmonellen,

Wurmeier, Enteroviren) vor.⁶⁴ Stufenweise sollen die zulässigen Schadstoffmengen deutlich reduziert werden. Tabelle 4 beinhaltet Grenzwertvorschläge nach dem Entwurf. Die Grenzwerte im Klärschlamm, aber auch die danach höchstens zulässigen Schwermetallgehalte in den Böden stellen wichtige Neuerungen und damit Einflussgrößen auf die Aktivität Klärschlammverwertung dar. Vergleicht man die Vorschläge des Entwurfs mit den gegenwärtig in Deutschland gültigen Werten, so erfüllt die deutsche Klärschlammverordnung bereits heute diese neuen Grenzwerte für Schwermetalle. Beabsichtigte Grenzwerte für organische Stoffe wie Dioxine/Furane, polychlorierte Biphenyle (PCB) und adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX) (vgl. Kapitel 3.4.2) finden bereits jetzt Berücksichtigung im nationalen Recht. Hingegen stellen die Grenzwerte für lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS), Di-ethylhexyl-phthalat (DEHP), Nonylphenol und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) eine deutliche Verschärfung gegenüber der deutschen Verordnung dar.

Tabelle 4: Vorschläge zu Grenzwerten für organische Schadstoffe im Klärschlamm gem. 3. Entwurf zur Novellierung der EG-Klärschlammrichtlinie.

Schadstoff	Grenzwert mg/kg TS
AOX	500
LAS	2600
DEHP	100
Nonylphenol	50
PAK	6
PCB	0,8
PCDD/-F (TE)	100 ng

3.2.1.3 Sonstige europarechtliche Vorschriften

Die übrigen drei europäischen Rechtsvorschriften beinhalten Regelungen, die sich lediglich indirekt auf die Klärschlamm Entsorgung beziehen. Während die Richtlinie 90/679/EWG etwa arbeitsschutzrechtliche Aspekte im Umgang mit Klärschlamm enthält und in der nationalen Biostoffverordnung umgesetzt wurde, können die EG-Verordnungen Nr. 2092/91 und 2978/92 zu Restriktionen für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung führen.

⁶⁴ Vgl. auch BERGS (2000, S. 396).

3.2.2 Bundesrechtliche Vorschriften

Auf Bundesebene sind in Bezug auf die Schadstoffseite in erster Linie abfallrechtliche Vorschriften von Bedeutung, nämlich das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz, die Klärschlammverordnung und die Technische Anleitung Siedlungsabfall. Je nach gewähltem Entsorgungsweg enthalten ferner Regelungen des Immissions- und Bodenschutzrechts sowie des Wasserrechts zu berücksichtigende Aspekte. Nährstoffseitig greift das Düngerecht steuernd in den Klärschlammhaushalt ein.

3.2.2.1 Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz

Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) bezweckt die Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Abfällen in dieser Rangfolge (§§ 4 Abs. 1, 5 Abs. 2). Da Klärschlamm zwangsläufig anfällt und nicht vermeidbar ist,⁶⁵ hat lediglich der Vorrang der Verwertung vor der Beseitigung Bedeutung, soweit gem. § 5 Abs. 4 eine Verwertung technisch möglich und wirtschaftlich zumutbar ist. Eine wirtschaftliche Zumutbarkeit ist danach gegeben, wenn die mit der Verwertung verbundenen Kosten nicht außer Verhältnis zu den Kosten stehen, die für eine Abfallbeseitigung zu tragen wären. Dies bedeutet, dass die entsorgungspflichtigen Körperschaften Klärschlamm möglichst einer Verwertung zuzuführen haben, wenn ein Abnehmer existiert, der einen niedrigeren oder gleichen Preis bietet, als für eine Entsorgung aufzubringen wäre. Der Vorrang der Verwertung von Klärschlamm entfällt gem. § 5 Abs. 5, wenn dessen Beseitigung die umweltverträglichere Lösung darstellt. Ist der Klärschlamm etwa aufgrund des Schadstoffgehaltes nicht verwertbar, so ist er gem. § 10 Abs. 1 dauerhaft von der Kreislaufwirtschaft auszuschließen.

Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz KrW-/AbfG differenziert nach stofflicher und energetischer Verwertung. Eine stoffliche Verwertung liegt nach § 4 Abs. 3 dann vor, wenn Rohstoffe durch Klärschlamm ersetzt oder die stofflichen Eigenschaften von Klärschlamm für den ursprünglichen Zweck oder einen anderen Zweck genutzt werden; die unmittelbare energetische Rückgewinnung ist davon ausgenommen. Eine energetische Verwertung umfasst den Einsatz von Klärschlamm als Ersatzbrennstoff (§ 4 Abs. 4). Jedoch schränkt § 6 Abs. 2

⁶⁵ Durch bestimmte Klärtechniken ist das Aufkommen von Klärschlamm geringfügig vermindert; eine Abkehr von der Wasserspülung hin zu Vakuum-WCs bei gleichzeitiger Trennung vom Abwasser macht ebenfalls eine Reduktion möglich (s. o. Kapitel 2.4.2).

die energetische Verwertung von Klärschlamm stark ein. Die Verwertung ist danach nur zulässig, wenn der Heizwert von Abfallstoffen ohne Mischung mit anderen Stoffen mindestens 11 MJ/kg erreicht, ein Feuerungswirkungsgrad⁶⁶ von 75 % erzielt und die Wärme genutzt wird. Demnach sind energetische Verwertung und thermische Behandlung als Teil der Beseitigung voneinander abzugrenzen. Erreicht etwa getrockneter Klärschlamm einen Heizwert von 11 MJ/kg⁶⁷, stellt er Abfall zur Verwertung dar, wohingegen entwässerter Klärschlamm diesen Heizwert nicht erreicht und daher das nahezu gleiche Stoffgemisch mit einem höheren Anteil Wasser nun Abfall zur Beseitigung ist. Als Abgrenzungskriterium zwischen Verwertung und Beseitigung wird hier die Zulässigkeitsanforderung des § 6 Abs. 2 herangezogen, was der gängigen Praxis entspricht (THOMÉ-KOZMIENSKY (1998), S. 90), da die Definition des § 4 Abs. 4 hinsichtlich einer Einordnung in Verwertung oder Beseitigung von Klärschlamm allein zu unbestimmt ist. Gem. § 4 Abs. 4 Satz 2 ist die Einstufung nach dem Hauptzweck der Maßnahme vorzunehmen. Wird etwa hoch belasteter Klärschlamm eingesetzt, so dürfte eine Beseitigung zur Reduzierung des Schadstoffpotentials im Vordergrund stehen, wohingegen der Einsatz gering belasteten Klärschlammes den Nutzen als Ersatzbrennstoff in den Vordergrund stellt. Es ist also im Einzelfall abzuwägen, welcher Nutzen (Reduktion des Schadstoffpotentials oder Brennwert) höherrangig ist. Abbildung 10 fasst die Einstufungsbewertung schematisch zusammen. Diese Restriktion existiert im EU-Recht nicht. Vielmehr wird von der Kommission die Ansicht vertreten, dass jede Verbrennung von Abfall, bei der eine Energiegewinnung stattfindet, eine Abfallverwertung ist (BAUMGART (1997), S. 11). Fasst man Klärschlamm als nachwachsenden Rohstoff auf, da der Ursprung schließlich der Primärproduktion der Landwirtschaft entstammt, so dürfte Klärschlamm auch energetisch verwertet werden, wenn die Heizwertschranke nicht erreicht wird, da diese Grenze für nachwachsende Rohstoffe nicht gilt (MEYER (1997), S. 200).

⁶⁶ Der Feuerungswirkungsgrad einer Anlage wird aus dem Heizwert abzüglich des Verlustes über das Abgas berechnet.

⁶⁷ Der mittlere Heizwert von 100%iger organischer Trockensubstanz beträgt 23 MJ/kg, THOMÉ-KOZMIENSKY (1998, S. 117).

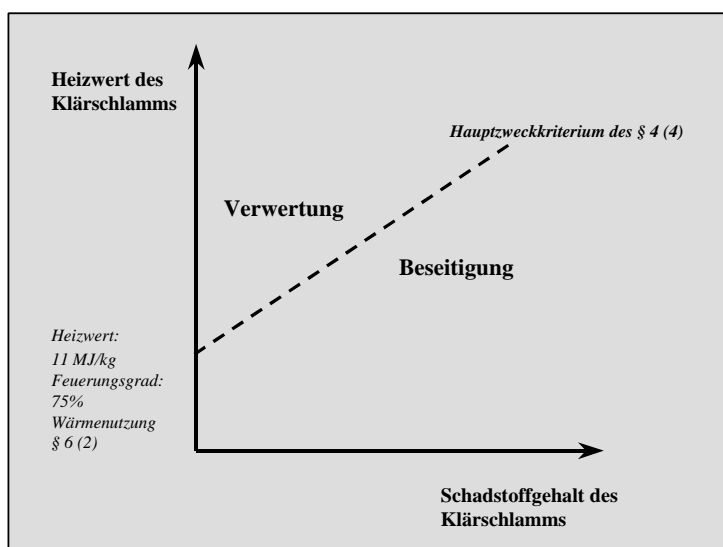


Abbildung 10: Abgrenzung in energetische Verwertung und Beseitigung nach KrW-/AbfG.

3.2.2.2 Klärschlammverordnung (AbfKlärV)

Die Klärschlammverordnung (AbfKlärV) regelt die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung, indem sie Grenzwerte, Ausschlussflächen und Ausbringungs- und Untersuchungsmodalitäten definiert. In Tabelle 5 sind Voraussetzungen und Beschränkungen der Klärschlamm-aufbringung gemäß der AbfKlärV zusammengestellt.

Tabelle 5: Voraussetzungen und Beschränkungen der Klärschlamm-aufbringung gemäß AbfKlärV.

<p>§ 3 Voraussetzungen für das Ausbringen</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Untersuchungspflicht der Anlagenbetreiber für Klärschlämme auf Schwermetalle, und Nährstoffe sowie Dioxine/Furane, PCB, AOX, Ammoniumstickstoff, Trockenrückstand, org. Substanz, basisch wirksame Stoffe, pH-Wert • Untersuchungspflicht für Böden auf Schwermetalle, pH-Wert, Nährstoffe • Untersuchungsintervall: 10 Jahre • Berücksichtigung der Regelungen des Düngemittelrechts
<p>§ 4 Aufbringungsverbote und Beschränkungen</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Verbot des Aufbringens von Rohschlamm • Verbot des Aufbringens von Schlämmen, die nicht von Anlagen zur Behandlung kommunaler Abwässer oder solcher ähnlichen Schadstoffgehaltes entstammen • Verbot des Aufbringens auf Gemüse- und Obstanbauflächen. Werden auf Ackerflächen auch Feldgemüse angebaut, so darf Schlamm nur vor der Aussaat bei tiefwendender Einarbeitung aufgebracht werden • Verbot des Anbaus von Feldgemüse im Jahr der Klärschlamm-ausbringung und im

	<p>Folgejahr</p> <ul style="list-style-type: none"> • Verbot des Aufbringens auf Dauergrünland • Verbot des Aufbringens auf forstwirtschaftlich genutzte Flächen • Aufbringungsverbot in Naturschutzgebieten, Naturdenkmälern, Nationalparks, geschützten Landschaftsbestandteilen und Flächen nach § 20 c des BNatSchG • Ausbringungsverbot in Zonen I und II von Wasserschutzgebieten und im Bereich von Uferandstreifen bis 10 m Breite • Ausbringungsverbot bei Grenzwertüberschreitung mindestens eines Schwermetallgrenzwertes im Boden und Klärschlamm • Ausbringungsverbot bei Überschreitung der Grenzwerte für Dioxine/Furane, PCB, AOX • Ausbringungsverbot auf Böden mit pH-Wert < 5 • bei Klärschlammgemischen gelten Grenzwerte sowohl für Klärschlamm und Zusatzstoffe als auch für daraus hergestellte Gemische • Klärschlamm darf auf oder in der Nähe der Aufbringungsfläche nur gelagert werden, soweit dies für die Ausbringung erforderlich ist
§ 5 Ausnahmeregelungen	<ul style="list-style-type: none"> • Zuständige Behörden sind ermächtigt, die Aufbringung auf Verbotsflächen im Einzelfall zu genehmigen.
§ 6 Aufbringungsmengen	<ul style="list-style-type: none"> • Die Aufbringungsmenge von Klärschlamm ist auf 5 t/ha in 3 Jahren begrenzt, bei Klärschlammkomposten auf 10 t/ha in 3 Jahren soweit die Schadstoffgehalte halbiert sind.

3.2.2.3 Technische Anleitung Siedlungsabfall

Die Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASI) stellt eine Verwaltungsvorschrift zum KrW-/AbfG dar. Sie regelt die Anforderungen an die Verwertung, Behandlung und sonstige Entsorgung von Siedlungsabfällen nach dem Stand der Technik. Ihren Vorgaben entsprechend kann Klärschlamm ab dem Jahr 2005⁶⁸ ohne vorherige thermische Behandlung nicht mehr deponiert werden, da der Anteil nicht umgesetzter organischer Bestandteile (Glühverlust) maximal 3 % bzw. 5 %⁶⁹ sein darf, was von thermisch nicht behandeltem Klärschlamm nicht erfüllt wird. Diese harte Vorgabe wurde durch die zum 1. März 2001 in Kraft getretene Abfallablagerungsverordnung gelockert, die vorsieht, auch zuvor mechanisch-biologisch

⁶⁸ Der Stichtag für das Inkrafttreten ist auf den 1. Juni 2005 festgesetzt.

⁶⁹ Der Wert von 3 % gilt für die Deponieklasse I (Abfälle mit geringem organischen Anteil) und 5% für die Deponieklasse II (Abfälle mit höherem organischen Anteil und potentiell höherer Schadstofffreisetzung).

behandelte Siedlungsabfälle zu deponieren. Hierbei wird in § 2 ausdrücklich auch Klärschlamm aus Abwasserbehandlungsanlagen als Abfall erwähnt, der wie Siedlungsabfall entsorgt werden kann.

3.2.2.4 Immissionsschutzrecht

Anlagen zur thermischen bzw. mechanisch-biologischen Klärschlammbehandlung fallen unter das Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG) und die in diesem Rahmen erlassenen Durchführungsverordnungen (13./17./30. BImSchV). Hierin werden Grenzwerte für Monoverbrennung und Mitverbrennung von Klärschlamm in Feuerungsanlagen für Regelbrennstoffe, z. B. Kohle oder Holz, und für Ersatzbrennstoffe wie Abfall geregelt. Die 13. BImSchV enthält lediglich Vorgaben für den Einsatz von Regelbrennstoffen. Wird zusätzlich auch Klärschlamm als Sekundärbrennstoff genutzt, greifen die Grenzwerte der 17. BImSchV für den durch Klärschlamm verursachten Rauchgasanteil des Abfalls. Sie wurde speziell für die Verbrennung von Nicht-Regelbrennstoffen (gem. 4. BImSchV) erlassen, da diese i. Allg. ein höheres Gefährdungspotential aufweisen. Es gilt die sogenannte Mischungsregelung, bei der die Abgase zur Ermittlung der Grenzwerte in zwei Teilströme gespalten werden, bei dem der eine aus den Regel-Brennstoffen (nach 13. BImSchV), und der andere aus den Sekundärbrennstoffen (nach 17. BImSchV; strengere Grenzwerte) stammt. Da für jeden Teilstrom eigene Grenzwerte gelten, wird der Mischwert aus beiden errechnet. Dementsprechend richten sich die summierten Grenzwerte nach der prozentualen Verwendung von Klärschlamm. Die neue EG-Richtlinie 2000/76/EG über die Verbrennung von Abfällen, die bis Ende 2002 in deutsches Recht überführt werden muss, schreibt jedoch einen einheitlichen Grenzwert vor – unabhängig vom Anteil der verbrannten Sekundärstoffe. Dieser ist jeweils von den Mitgliedstaaten anzugeben. Weil sich die Werte weitgehend an denen der deutschen 17. BImSchV orientieren, bedeutet dies eine deutliche Verschärfung der Grenzwerte in Hinblick auf den Einsatz von Ersatzbrennstoffen wie Klärschlamm. Durch den Wegfall der Mischungsregel bei der Mitverbrennung von Klärschlamm, etwa in Kohlekraftwerken oder Zementwerken, kommen also die niedrigeren Grenzwerte der 17. BImSchV zur Anwendung. Mitverbrennungsanlagen müssen daher in den meisten Fällen eine zusätzliche Rauchgasreinigungsanlage installieren, sofern sie die 17. BImSchV einhalten wollen.

Die 30. BImSchV regelt die Errichtung, Beschaffenheit und den Betrieb von Anlagen, in denen Siedlungsabfälle und Abfälle entsorgt werden können.

3.2.2.5 Bodenschutzrecht

Das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) verfolgt den Hauptzweck, nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen (§ 1 Satz 1). Es ist in Hinblick auf Einwirkungen auf den Boden, etwa durch die Aufbringung von Klärschlamm, anzuwenden, sofern nicht andere Rechtsvorschriften, wie z. B. die AbfKlärV, bereits entsprechende Regelungen beinhalten.

Eine Ergänzung und Konkretisierung des Bundes-Bodenschutzgesetzes stellt die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) dar. Sie beinhaltet Regelungen zur Untersuchung und Bewertung von Böden, zu Sanierung und Schutz sowie zur Gefahrenabwehr und Vorsorge vor schädlichen Bodenveränderungen. In § 12 wird auf die Anforderungen an das Aufbringen und Einbringen von Materialien auf oder in den Boden eingegangen, indem herausgestellt wird, dass zur Herstellung von Boden nur Gemische und Materialien verwendet werden dürfen, die die stofflichen Qualitätsanforderungen der nach § 8 des KrW-/AbfG erlassenen Verordnungen sowie der Klärschlammverordnung erfüllen.

Das UMWELTBUNDESAMT (UBA, 2001) hat ein neues Frachtenkonzept zur Beurteilung von Stoffeinträgen in landbaulich genutzte Böden entwickelt, welches sich an den zulässigen Zusatzbelastungen nach der BBodSchV⁷⁰ orientiert. Dabei werden alle relevanten Eintragspfade berücksichtigt; dies sind bei landwirtschaftlich genutzten Böden hauptsächlich bewirtschaftungsbedingte Einträge sowie atmosphärische Deposition. Es sieht vor, die (Schad-)Stoffeinträge durch Düngemittel unabhängig von den eingesetzten Materialien nach denselben Maßstäben zu bewerten. Dabei sollen die Schwermetalleinträge den umweltverträglichen Austrägen entsprechen (Eintrag gleich Austrag). Als vorsorgeorientierte Fracht werden 50 % der zulässigen Zusatzbelastung nach BBodSchV angegeben (vgl. Tabelle 6). Durch die Realisierung dieses Konzeptes würde die landwirtschaftliche Klärschlammver-

⁷⁰ Anhang 2 Nr. 5 der BBodSchV.

wertung sehr stark eingeschränkt, genauso wie die Nutzung von einigen Wirtschaftsdüngern (vgl. Kapitel 5.3).

Tabelle 6: Zulässige Zusatzbelastung nach BBodSchV und vorsorgeorientierte Frachten in g/(ha*a) (UBA (2001), S. 39).

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Zulässige Zusatzbelastung	6	300	360	1,5	100	400	1200
Vorsorgeorientierte Fracht in g/(ha*a)	3	150	180	0,75	50	200	600

3.2.2.6 Wasserhaushaltsgesetz

Dem Wasserhaushaltsgesetz, welches den Schutz von Gewässern vor Missbrauch und Verunreinigung bezweckt, unterliegt die Klärschlammbehandlung bis zur Entwässerung und Trocknung, da diese Bestandteile der Abwasserreinigung sind. Dies trifft dann zu, wenn die Anlagen im räumlichen und funktionalen Zusammenhang mit der Abwasserbehandlungsanlage stehen.

3.2.2.7 Düngerecht

Düngemittelgesetz

Im Düngemittelgesetz wird Klärschlamm als Sekundärrohstoffdünger den Düngemitteln zugeordnet. Düngemittel sind danach Stoffe, die im Boden verloren gegangene Nährstoffe ersetzen. Im Gegensatz zum schadstofforientierten Abfallrecht umfasst das Düngemittelrecht die nährstofforientierten Aspekte des Klärschlammes.

Düngemittelverordnung

Die Düngemittelverordnung schreibt vor, dass Stoffe mit dem Ausgangsstoff Klärschlamm gewerbsmäßig nur in den Verkehr gebracht werden dürfen, sofern Schadstoffgrenzwerte gem. § 4 Abs. 10–13 AbfKlärV eingehalten und durch eine weitere Behandlung nicht erhöht werden. Zumeist handelt sich bei kommunalem Klärschlamm gemäß Düngemittelverordnung um einen organischen Stickstoff-Phosphor-Dünger (NP-Dünger), da die Mindestgehalte

bezogen auf den Trockenrückstand von 0,5 % Gesamtstickstoff und 0,3 % P₂O₅ erreicht werden (RIES/DAI (2001), S. 1420). Der Medianwert für Schleswig-Holstein liegt bei 41 kg P₂O₅ pro Tonne TS.⁷¹

Düngeverordnung

Die Düngeverordnung regelt die Anwendung von Düngemitteln auf landwirtschaftlich und gartenbaulich genutzten Flächen und fasst damit die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen zusammen. Im Mittelpunkt steht hierbei, dass sich die Düngergabe am jeweiligen Nährstoffbedarf der Bodenfrucht orientiert und standortgerecht zu erfolgen hat, so dass Nährstoffverluste und damit verbundene Einträge in Gewässer durch Auswaschung oder oberflächlichen Abtrag weitestgehend vermieden werden.

Da Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft und Klärschlamm in der Regel nicht derart standort- und pflanzengerecht aufgebracht werden können wie Mineraldünger und damit das Risiko einer Überversorgung höher als bei Mineraldünger ist, gelten für diese Mehrfachdünger besondere Vorschriften, wie etwa besondere Einarbeitungsgrundsätze. Gem. § 3 Abs. 4 dürfen Gülle, Jauche, Geflügelkot oder stickstoffhaltiger flüssiger Sekundärrohstoffdünger in der Zeit vom 15.11. bis 15.01. grundsätzlich nicht ausgebracht werden. Dies wirkt sich in Form von Nachfrageschwankungen von Klärschlamm bei den Landwirten aus, was eine Zwischenlagerung des Klärschlammes entweder auf der Anlage selbst oder bei den Verwertungsbeauftragten erfordert. Im Gegensatz zu Klärschlamm darf die Wirtschaftsdüngergabe den Entzug an Phosphor oder/und Kali durch die Pflanze überschreiten, sofern schädliche Auswirkungen auf Gewässer nicht zu erwarten sind (§ 3 Abs. 6). Das gilt auch dann, wenn der Boden sehr hoch mit diesen Nährstoffen versorgt ist.

Die nährstofforientierte Restriktion der Aufbringung von Klärschlamm gemäß Düngeverordnung wirkt sich auf das zur Verfügung stehende Flächenpotential in Schleswig-Holstein aus, da in früheren Bilanzierungen die Bodenvorräte an Phosphor nicht berücksichtigt wurden (MELSA/LINSEN (2000), S. 846). Weil flächendeckende Daten zu Bodenvorräten jedoch aus datenschutzrechtlichen Gründen schwer oder gar nicht verfügbar sind, ist derzeit eine Berücksichtigung lediglich schlagbezogen im Rahmen von Einzeluntersuchungen möglich. Ferner liegt die Vermutung nahe, dass nunmehr zur Verwertung geeignete Flächen

⁷¹ Dieser Wert wurde im Rahmen der Nährstofffrachtenberechnung in Kapitel 5.2 als Landesmedianwert errechnet.

heterogener als zuvor über den Raum verteilt sind. Dadurch werden möglicherweise Transport- und Transaktionskosten der Verwertung erhöht bzw. aufgrund der größeren Entfernungen zu den Flächen die Schlämme in höherem Maße als zuvor einer Entwässerung unterzogen (vgl. Kapitel 5.4.3).

Klärschlamm-Entschädigungsfondverordnung

Die Klärschlamm-Entschädigungsfondverordnung regelt einen Anspruch der Landwirte auf Entschädigung für einen eingetretenen Schadensfall; sie setzt § 9 Abs. 1 Düngemittelgesetz um. Pro Tonne Trockensubstanz Klärschlamm sind von den Klärschlammherstellern 10 € (20 DM) an die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung als zuständige Behörde zu entrichten. Für die Landwirte bedeutet dies eine Minderung des Aufbringungsrisikos, insbesondere in Hinblick auf nicht absehbare Risiken durch unbekannte Schadstoffe, wodurch die Akzeptanz zur landwirtschaftlichen Verwertung gefördert wird. Entschädigungsleistungen aus diesem Fond sind allerdings bisher lediglich in geringem Umfang gezahlt worden (MELSA (2002), S 7).⁷²

3.2.3 Landesrechtliche Vorschriften Schleswig-Holsteins

Die bundesrechtlichen Regelungen werden auf Landesebene durch entsprechende Landesgesetze, wie das Landeswassergesetz oder Landesabfallwirtschaftsgesetz, durch Landesverordnungen und -verwaltungsvorschriften konkretisiert. In direktem Zusammenhang zum regionalen Klärschlammhaushalt stehen hierbei vor allem die abwasserrechtlichen Regelungen und die Durchführungsbestimmungen zur (bundesrechtlichen) Klärschlammverordnung über die Verwertung von Klärschlamm auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Böden.

3.2.3.1 Landesverordnung über die Beseitigung von kommunalem Abwasser

Die Landesverordnung zur Beseitigung von kommunalem Abwasser regelt das Sammeln, Behandeln und Einleiten von kommunalem Abwasser und solchem bestimmter Industriebranchen, die dem kommunalen Abwasser qualitativ vergleichbar sind. § 10 sieht vor, dass

⁷² MELSA (2002, S. 7) gibt an, dass bisher insgesamt lediglich 18.500 € aus Kulanzgründen gezahlt wurden.

Klärschlamm nicht in Gewässer eingeleitet werden darf, sondern unter Berücksichtigung entsprechender Rechtssätze, wie der Klärschlammverordnung, wiederzuverwerten ist.

3.2.3.2 Durchführungsbestimmungen zur Klärschlammverordnung

Die Durchführungsbestimmungen zur Klärschlammverordnung spiegeln die stoffpolitische Grundhaltung in Bezug auf Klärschlamm wider, indem die nährstoffseitige Dimension von Klärschlamm herausgestellt wird. Demnach eignet sich kommunaler Klärschlamm wegen seines Gehalts an organischer Substanz und an Pflanzennährstoffen bei ordnungsgemäßer Anwendung zur landbaulichen Verwertung, insbesondere zur Düngung sowie zum Erhalt und zur Verbesserung der Bodenstruktur. Ferner wird die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung als Recyclingverfahren anderen Verfahren der Entsorgung aus gesamtökologischen Gründen vorgezogen.

Diese Ansicht vertreten auch weiterhin das schleswig-holsteinische Umweltministerium und die Mehrheit der Landesregierung. So wird in einer Pressemitteilung vom 24.05.2000 darauf hingewiesen, dass die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung die ökologisch und ökonomisch sinnvollste Form der Klärschlamm Entsorgung sei, da so die im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe wieder genutzt werden könnten und der Bedarf an Mineraldünger reduziert werde. Es ist beabsichtigt, diesen Verwertungsweg weiterhin auszubauen. Demgegenüber vertritt das Landwirtschaftsministerium eine kontroverse Ansicht. Auf der AGRARMINISTERKONFERENZ im März 2001 in Cottbus sahen die meisten Agrarminister die Ausbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Flächen als kritisch an und baten den Bund, ein Konzept jenseits der landwirtschaftlichen Verwertung zu entwickeln.

Insgesamt haben die Ausführungen und Analysen zum rechtlichen Rahmen des Klärschlammhaushaltes gezeigt, dass sich die Verwertung und Beseitigung von Klärschlamm in einem komplexen System überstaatlicher, nationaler und landesrechtlicher Vorgaben vollzieht, wobei die Änderung einer Systemkomponente weit reichende Auswirkungen auf nachgelagerte Normen hätte. Zwar haben die überstaatlichen EG-Richtlinien eher Rahmen gebende Wirkung, damit den nationalen Erfordernissen bzw. Verhältnissen Rechnung getragen werden kann. Eine gravierende Änderung nationalen Rechts, wie ein Verbot der

landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung, ist allerdings nur bei gleichzeitiger Änderung der überstaatlichen Richtlinie möglich.

In Hinblick auf die nähr- und schadstoffseitigen Dimensionen nimmt der Klärschlamm im Vergleich zu ähnlichen Produkten eine Sonderstellung ein. Klärschlamm ist einerseits der am intensivsten kontrollierte Dünger und im Vergleich zu den Konkurrenzprodukten, wie Wirtschaftsdünger und Mineraldünger, sowohl nähr- wie auch schadstoffseitig starken Restriktionen unterworfen. Dies gilt auch bei der Einstufung als Brennstoff. Wird der Klärschlamm in Feuerungsanlagen eingesetzt, so ist der Wassergehalt ein Entscheidungskriterium dafür, ob es sich um verwerteten oder beseitigten Abfall handelt. Gesetzliche Änderungen, wie der Wegfall der Mischungsregel beim Einsatz von Ersatzbrennstoffen oder das Deponieverbot für zuvor nicht volumenreduzierte Abfälle, haben deutliche Auswirkungen auf den Entsorgungsmarkt für Klärschlamm, auf die bei der Akteursanalyse in Kap. 3.5 näher eingegangen wird. Während sich die theoretische Möglichkeit der verschiedenen Klärschlamm Entsorgungsoptionen nach der rechtlichen Zulässigkeit richtet, orientiert sich die praktische Verwertungsmöglichkeit an den regionalen Gegebenheiten, wie der Anbaustruktur oder Viehbesatzdichte.

3.3 Nährstoffseitige Dimension des Klärschlammhaushaltes

Die Möglichkeit zur Klärschlammverwertung hängt in starkem Maße von dem Anfall von Wirtschaftsdünger, der Bewirtschaftungsstruktur und dem Nährstoffbedarf ab. Daher ist das Potential zur Ausbringung von Klärschlamm in Regionen mit hohen Viehbeständen als geringer und in Gegenden mit hohem Anteil Marktfruchtbau als höher anzunehmen. Welche Situation sich für Schleswig-Holstein ergibt, wird anhand eines Frachtenmodells ermittelt. Dieses bildet ferner die Diskussionsgrundlage bei der Analyse der Abgabepreise für Klärschlamm in Kapitel 5.4. Zuvor wird jedoch auf einige Einschränkungen hingewiesen, die im Rahmen des Frachtenmodell als Modellannahmen bzgl. des Wirtschaftsdüngers und des Klärschlammes getroffen werden. Sowohl Wirtschaftsdünger wie auch Klärschlamm sind Nährstoffquellen mit stark schwankenden Zusammensetzungen; zudem ist die Düngewirkung von Klärschlamm nicht direkt mit derjenigen von Wirtschaftsdünger vergleichbar, sondern abhängig von der bei der Abwasserreinigung und -behandlung eingesetzten Klärtechnik.

3.3.1 Einflussfaktoren auf die Quantität und Qualität von Wirtschaftsdünger

Bei der Ermittlung der Nährstoffgehalte im Wirtschaftsdünger muss berücksichtigt werden, dass die Gehalte an Nährstoffen sowohl in Fest- und Flüssigmist als auch in Jauche stark schwanken. Der Wirtschaftsdüngeranfall und die Qualität sind abhängig von der Tierart, Alter und Gewicht der Tiere und der Art der Haltung und Fütterung. Phosphor als bedeutender Nährstoff liegt in pflanzlichen Futtermitteln meist in Form des Phytins vor. Phytin ist ein Phosphorsäure-Ester des Alkohols Myoinositol, deren Salze die Phytate sind (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (2002), S. 300). Phytin ist, vor allem wenn das Enzym Phytase⁷³ fehlt, für Schweine schwer verdaulich (RODEHUTSCORD (2000), S. 1). Tiermehl und Fischmehl, die einen sehr hohen Anteil an verdaulichem Phosphor aufweisen, sind als Futtermittel seit Dezember 2000 verboten. Infolgedessen muss einerseits zusätzlich Phosphor durch mineralische Phosphorquellen verabreicht werden, und andererseits wird ein beträchtlicher Teil des Phosphors ausgeschieden. Durch eine Beimengung von Phytase kann der Phosphoreinsatz im Futter und daher auch das Ausscheiden reduziert werden. Ein weiteres Reduktionspotential von Phosphor liegt in einer Phasenfütterung im Gegensatz zur Universalfütterung bei Schweinen. Während bei der Universalfütterung ein Futter für die gesamte Mastperiode eingesetzt wird, orientiert sich eine Phasenfütterung an dem unterschiedlichen Phosphorbedarf eines Schweins zu unterschiedlichen Mastphasen (Lebendmassephasen). Zu Beginn der Mastphase liegt der Bedarf deutlich höher als gegen Ende der Mast.⁷⁴ Durch die Kombination von Phasenfütterung und Phytasegabe lässt sich die Phosphorversorgung bei Schweinen optimieren. Dies bedeutet in der Gesamtheit ein höheres Verwertungspotential von Klärschlamm, da nun der Anteil an Phosphor im Wirtschaftsdünger geringer ist und der Phosphorbedarf im Pflanzenbau zu einem höheren Anteil durch Klärschlamm gedeckt werden kann. Da jedoch detaillierte Erkenntnisse über Art der Fütterung in Schleswig-Holstein nicht vorliegen, wurde bei der Berechnung des Phosphorangebots aus Wirtschaftsdünger auf die im Anhang 1 aufgeführten Faustzahlen für tierische Nährstoffausscheidungen zurückgegriffen.

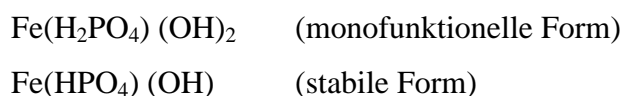
⁷³ Das Enzym Phytase wird zur Hydrolyse von Phytin benötigt.

⁷⁴ RODEHUTSCORD (2000, S. 5) gibt an, dass ein Schwein bei 30 kg Lebendmasse ca. 2,7 g Phosphor pro kg Futtermittel benötigt, während es bei 100 kg Lebendmasse lediglich 1,7 g P sind.

3.3.2 Eignung von Klärschlamm als Nährstoff

Der Hauptgrund für eine landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm liegt neben seiner Bodenstruktur verbessernden Eigenschaft in seiner unterstellten Phosphordüngewirkung. Diese wird jedoch in erheblichem Maße davon bestimmt, in welcher Form das Phosphor vorliegt. Entscheidend für den Nährstoffnutzen ist nicht der Gesamtgehalt an Nährstoffen, sondern der pflanzenverfügbare Teil (RIESS (1998), S. 5). Daher ist empirisch zu prüfen, inwieweit die in Schleswig-Holstein praktizierte Abwasserreinigungstechnik die spätere Pflanzenverfügbarkeit des Phosphors beeinflusst (vgl. Kap. 5.2).

Grundsätzlich führt eine intensivere Klärschlammbehandlung zu höheren P_2O_5 -Werten im Klärschlamm. Das Phosphat im Klärschlamm liegt hauptsächlich in adsorbierter⁷⁵ Form an Calciumcarbonat, Aluminiumhydroxid und Eisenhydroxid vor; der an die organische Substanz gebundene Teil ist gering. Die Aufnahme der adsorbierten Phosphorionen durch die Wurzeln der Pflanzen setzt eine Desorption voraus. Die Aufnahmefähigkeit des Phosphors durch die Pflanze hängt daher davon ab, in welcher Form adsorbiert wird. Mögliche Bindungsformen des Phosphates an die Eisen- und Aluminiumhydroxide sind die monofunktionelle einbindige Form als $H_2PO_4^-$, in der Pflanzen hauptsächlich Phosphor aufnehmen, und die zweibindige Form HPO_4^{2-} .⁷⁶ Da die monofunktionelle Form des Phosphats nur eine einbindige Endung besitzt, sind die Verbindungen zu den Hydroxiden schwächer und können leichter gelöst werden als bei der stabileren zweibindigen Form. Die Summenformeln für die möglichen Bindungsformen von Eisenhydroxid und Phosphor haben folgende Struktur:



Die stabile Form liegt bei pH-Werten von 5 bis 6 vor, bei steigendem pH-Wert und damit unter Aufnahme von OH-Ionen verschiebt sich das Gleichgewicht in Richtung der monofunktionellen Form.⁷⁷ In diesem Zusammenhang ist auch das verstärkte Aufkalken des Klärschlammes nach der Behandlung zu sehen. Schwere Böden, wie Tonböden oder humusreiche Böden, haben eine hohe Adsorptionskapazität; die Mineralisierungsintensität ist

⁷⁵ Während ein Stoff bei der Absorption aufgenommen wird, wird er bei der Adsorption nur an einer Oberfläche festgehalten.

⁷⁶ Vgl. KRETSCHMAR (1992, S. 476).

⁷⁷ Vgl. ONNEN (2001, S. 19).

geringer als bei leichten Böden, da ihr Wassergehalt meist höher und daher die Durchlüftung geringer ist. Schwere Böden können folglich höhere Klärschlammengen in größeren Zeitabständen aufnehmen und abbauen als etwa leichte Sandböden.

Tabelle 7: Pflanzenverfügbarkeit des Phosphors in Klärschlamm im Vergleich mit Mineraldünger (aus: FAL (2001), S. 28, verändert).

Bestimmungsmethode	Verfügbarkeit des P (%)			Ausnutzung des P (%)	
	Klärschlamm	Mineral- und Hofdünger	Klärschlamm in % von Mineraldünger	Klärschlamm	Mineral- und Hofdünger
Freiland			60-100	6-11	11
Gefäßversuch⁷⁸				0-25	
Gefäßversuch				6-9	9-12
Gefäßversuch			22-50		
Gehalt im Boden nach KS-Düngung	44				
Extraktion mit Natriumbikarbonat	1-6	31-69			
Wasserextraktion	20				
Wasserextraktion (Auswaschungsversuch)	20-43				

Der Nutzen von Sekundärrohstoffdünger als Düngemittel hängt im Wesentlichen von der langfristigen Verfügbarkeit des Rohstoffes Phosphor ab, da es derjenige Stoff ist, der aufgrund der endlichen (beschränkten) Reserven zu schonen ist. Jedoch darf nicht von einer 100%igen Verfügbarkeit und Ausnutzung⁷⁹ des Phosphors durch die Pflanze ausgegangen werden. Durch die Fällung mittels Eisen- und Aluminiumsalzen wird die Löslichkeit des Phosphors herabgesetzt, um niedrige Phosphorwerte im geklärten Abwasser zu erreichen. Dies beeinflusst die Pflanzenverfügbarkeit negativ. In Tabelle 7 sind Versuchsergebnisse

⁷⁸ Gefäßversuche bieten den Vorteil, dass die Wachstumsfaktoren konstant bzw. ideal gehalten werden. Bei schlechten Ergebnissen bzgl. der Verfügbarkeit von Nährstoffen im Gefäßversuch ist in der Feldpraxis ein deutlich besseres Ergebnis nicht zu erwarten, wohingegen gute Ergebnisse im Gefäßversuch auf die Praxistauglichkeit hin zu hinterfragen sind.

⁷⁹ Als Ausnutzung ist der Anteil der Düngung zu verstehen, der von der Pflanze aufgenommen wurde, wohingegen Verfügbarkeit der Anteil einer Düngung ist, der im Anwendungsjahr oder mittelfristig (3 Jahre) aufgenommen werden kann. Die Verfügbarkeit kann im Vergleich zu leicht verfügbaren Mineraldünger beurteilt werden.

unterschiedlicher Autoren⁸⁰ hinsichtlich Verfügbarkeit und Ausnutzung von Phosphor zusammengestellt. Die Werte der Tabelle 7 geben wieder, dass die Ausnutzung von Phosphor im Klärschlamm sowohl bei Freiland- als auch bei Gefäßversuchen unter derjenigen von Mineral- und Hofdünger liegt. Die Ausnutzung nicht phosphorgefällter Schlämme liegen im oberen Bereich der Werte. In Versuchen von SUNTHEIM und DITTRICH (1996, S. 54. ff.; 2000, S. 34) mit verschieden behandelten Klärschlämmen zeigten die mit Eisen gefällten Schlämme die schlechteste Ausnutzung im Vergleich zu Superphosphat. Bei aluminiumgefällten Schlämmen wurde eine relative Ausnutzung bis 25 % (im Vergleich zur Ausnutzung von Superphosphat) und bei biologisch gefällten Schlämmen eine Ausnutzung bis 60 % erzielt. Die Verfügbarkeit des Phosphors hängt von der bereits bestehenden Bodenversorgung bzw. Bedürftigkeit an Phosphor infolge des Ernteentzuges ab. So lag die Verfügbarkeit in einem Gefäßversuch bei phosphorbedürftigen Böden bei 22 %, wohingegen bei weniger phosphorbedürftigen Böden ein Wert von 50 % erzielt wurde. In einem Auswaschungsversuch (Gemisch aus Klärschlamm, Sandboden mit Regenwasser, saurer pH-Wert des Bodens) wurden bei eisengefällten Schlämmen 20 % und bei aluminiumgefällten Schlämmen bis 43 % des Gesamtphosphors im Klärschlamm ausgewaschen, wobei die hohe Mobilität gerade bei den aluminiumgefällten Schlämmen auf einen niedrigen pH-Wert des Versuchssubstrates zurückzuführen war.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Verfügbarkeit des Phosphors im Klärschlamm in der Literatur unterschiedlich beurteilt wird, jedoch das Einsparungspotential für Mineraldünger tendenziell deutlich unter 100 % liegt und aufgrund der o. a. Versuchsergebnisse ein Wert von ca. 70 % als realistisch gilt (FAL (2001), S. 28). Folglich reduziert sich das Substitutionspotential mineralischen Düngers erheblich; dies muss daher bei der Beurteilung des Verhältnisses aus Schad- und Nutzwirkung der landwirtschaftlichen Verwertung Beachtung finden. Im Rahmen ökobilanzieller Bewertungen wird diese Erkenntnis meist vernachlässigt und von einer 100%igen Pflanzenverfügbarkeit ausgegangen.⁸¹ Dies führt zu einer günstigeren Beurteilung des Nutzen, als es der Realität entspricht.

⁸⁰ Die Originalquellen werden in FAL (2001, S. 27 ff.) zitiert.

⁸¹ In der vom MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW (2001) durchgeführten Studie wird eine 100%ige Verfügbarkeit für Phosphor unterstellt, jedoch auch auf deren Problematik hingewiesen.

3.3.3 Frachtenmodell zur Bestimmung des Potentials landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung

Zur Bestimmung des Substitutionspotentials von Klärschlamm für Handelsdünger müssen auf Basis einer landwirtschaftlichen Nährstoffbilanz die Summen der Zu- und Abgänge von Phosphor in dem untersuchten Agrarökosystem ermittelt werden. Die Berechnung erfolgt dabei flächenbezogen auf der Ebene der Kreise Schleswig-Holsteins.

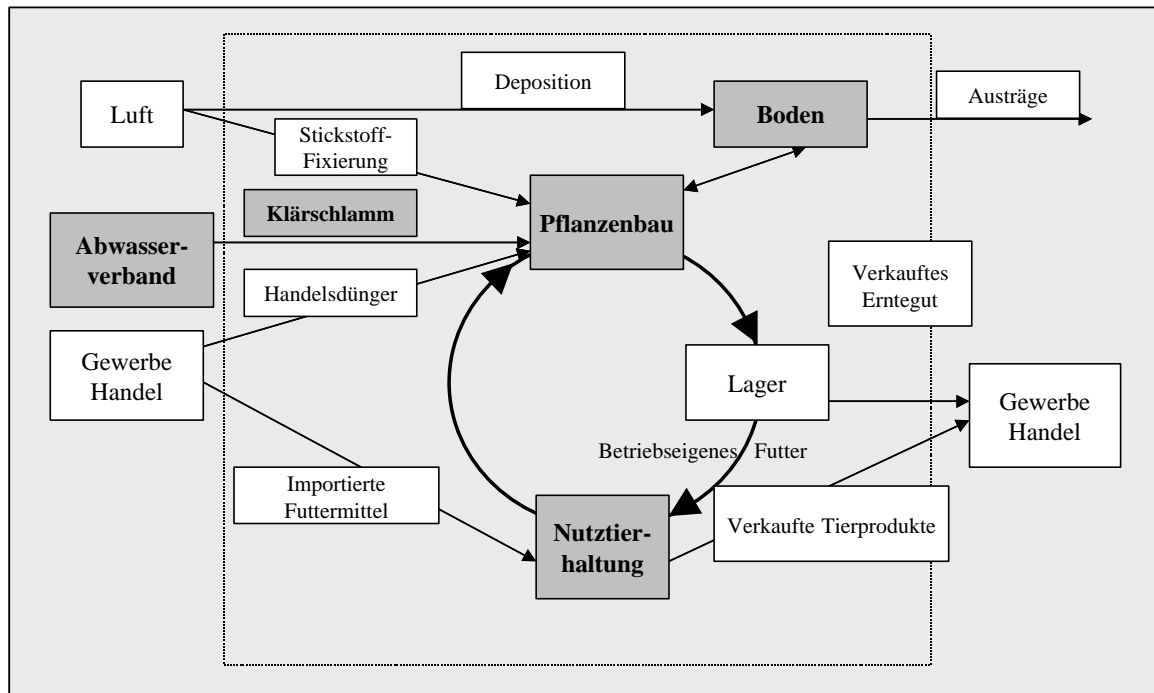


Abbildung 11: Das System „regionale Landwirtschaft“ nach BACCINI/BADER (1996) und GÖTZ/ZETHNER (1996, S. 7), verändert.

In Abbildung 11 wird die regionale Landwirtschaft als Stoffsystem nach dem Ansatz von BACCINI/BADER (1996) dargestellt. Dabei existieren die vier internen Prozesse Pflanzenbau, Nutztierhaltung, Lager und Boden, welche Güter transformieren, transportieren oder auch lagern. Für den regionalen Klärschlammhaushalt von Bedeutung sind dabei die in Abbildung 11 durch Fettdruck hervorgehobenen Bilanzgrößen. Als Inputgrößen für den Phosphorstrom werden der Wirtschaftsdünger und der Klärschlamm in den Zielprozess Pflanzenbau und das Erntegut als Output desselben Prozesses betrachtet. Etwaige Phosphorrückflüsse durch Ernterückstände sind implizit in den Phosphorfaktoren für das jeweilige Erntegut enthalten. Der Anteil Phosphor im Handelsdünger geht hier nicht in die Betrachtung ein. Hintergrund dafür ist die Annahme, dass aus Kostengründen von den Landwirten zunächst Wirtschaftsdünger vor Klärschlamm als Dünger eingesetzt wird und Mineraldünger

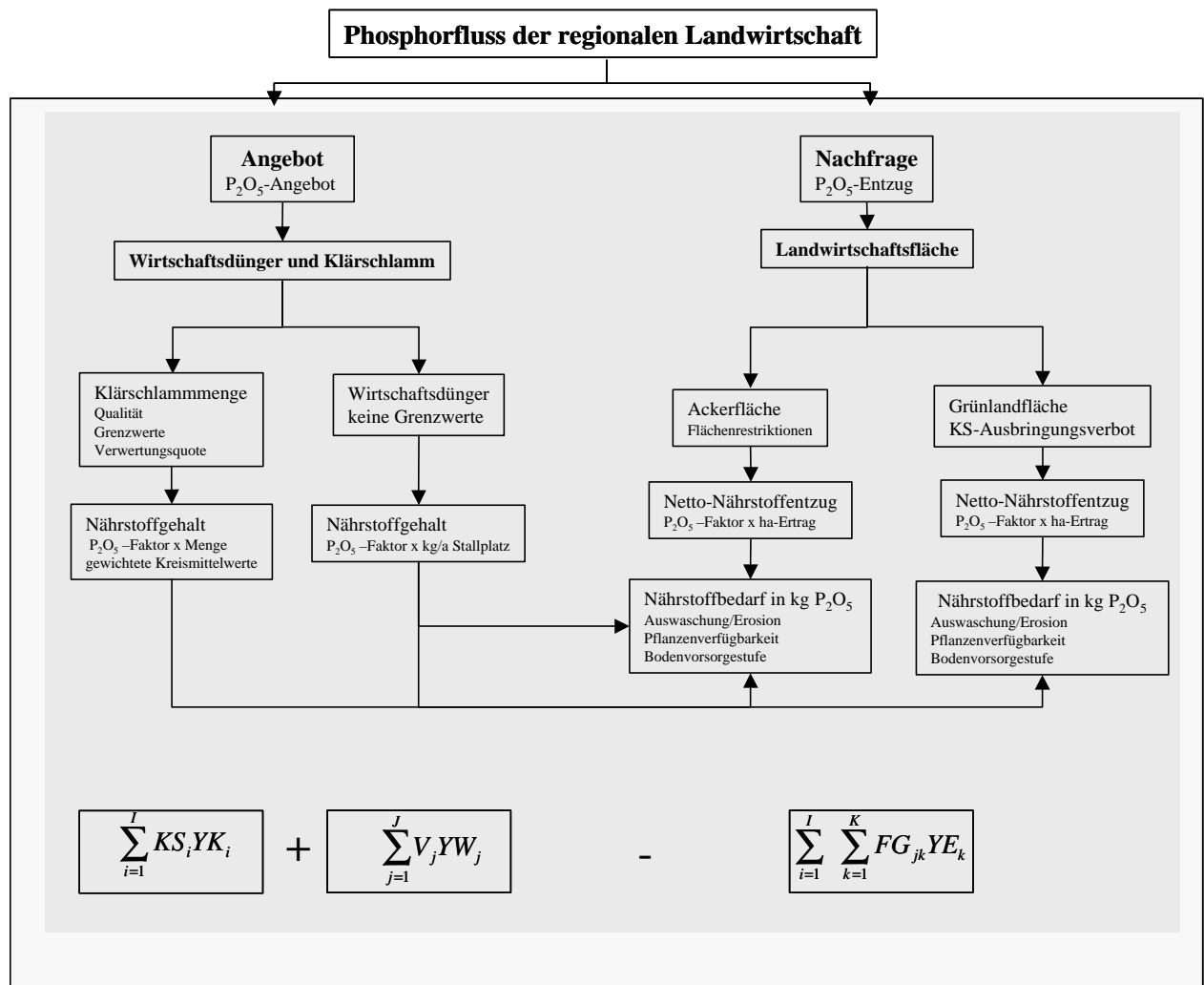
lediglich zur Restbedarfsdeckung. Der Eintrag von Phosphor über den Luftpfad ist gering und im Rahmen einer regionalen Betrachtung vernachlässigbar.⁸² Ebenso ist die Auswaschung von Phosphor mit dem Sickerwasser infolge einer starken Sorption und Festlegung in Mineralböden meist gering und wird mit unter 1 kg/ha und Jahr angegeben (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (2002), S. 276).

Die Methodik der landwirtschaftlichen Nährstoffbilanzierung wurde in den letzten Jahren so weit entwickelt, dass damit Nährstoffflüsse eines Betriebes oder einer Region geeignet erfasst, verglichen und bewertet werden können (GÖTZ/ZETHNER (1996), S. 7). Die Modellkritik bei dieser Methodik richtet sich hauptsächlich auf die verwendete Systemgröße Nährstoffausscheidung. Die Nährstoffausscheidungen der Tiere gelten für „definierte“ Standardverfahren und werden als Faustzahlen pro Stallplatz und Jahr angegeben; jede Abweichung davon, wie Phasen- oder Phytasefütterung, stellen mögliche Fehlerquellen dar. Weitere Fehlerquellen liegen in der je nach gewählter Systemgrenze notwendigen Aggregation der Systemgrößen zu mittleren Werten, etwa einem mittleren Kreisertrag, und in der Annahme gleicher Bodenverhältnisse.

Eine Phosphorbilanz auf Basis eines Hoftorvergleiches führt nicht zu verwertbaren Aussagen über Potentiale der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung. Dies liegt darin begründet, dass bei einer Hoftorbilanz die Region als „aggregierter Hof“ (Blackbox) betrachtet wird, bei dem lediglich die Stoffflüsse in und aus der Region erfasst werden. Wirtschaftsdünger wird hierbei als interner Stofffluss nicht berechnet, da dieser einen internen Kreislauf bildet und das System regionale Landwirtschaft nicht verlässt.

Das Frachtenmodell des Phosphorflusses der regionalen Landwirtschaft hat die in Abbildung 12 dargestellte Struktur. In das Modell fließen juristische Zulässigkeiten als Restriktionen der Verwertung ein. Die notwendigen Modellparameter werden im Rahmen der empirischen Erhebung und Datenaufbereitung ermittelt und modellkonform angepasst. Die Auswertung erfolgt in Kapitel 5.2.

⁸² Vgl. BACCINI/BADER (1996, S. 340).



Modellannahmen

- Bodenvorsorgestufe C (Entzugsdüngung)
- Implizite Fruchtfolge
- Wirtschaftsdünger vor Klärschlamm
- Handelsdünger unberücksichtigt
- 100 % Pflanzenverfügbarkeit des P_2O_5
- Klärschlammverwertung 100 %
- Anbau/Viehbestand 1999
- Klärschlammmenge 2001

<i>KS</i>	Klärschlammmenge in t TS
<i>FG</i>	Ertrag Feldfrucht/Grünland in dt/ha
<i>V</i>	Viehanzahl
<i>YK</i>	P_2O_5 -Faktor Klärschlamm in kg/t TS
<i>YW</i>	P_2O_5 -Faktor Wirtschaftsdünger in kg/a Stallplatz
<i>YE</i>	P_2O_5 -Faktor Ertrag in kg/dt Erntegut
<i>i</i>	Kreis/Kreisbaufläche in ha
<i>j</i>	Viehart
<i>k</i>	Art Feldfrucht/Grünland

Abbildung 12: Struktur und Formalisierung des Nährstoffmodells.

Während die Wiederverwendung von Phosphor im Zuge der bodenbezogenen Klärschlammverwertung eine positive Rückkopplung im Klärschlammhaushalt darstellt, ist die Schadstoffproblematik eine negative Rückkopplung im System, welche den positiven Nutzen der Verwertung relativiert.

3.4 Schadstoffseitige Dimension des Klärschlammhaushaltes

Die schadstoffseitige Dimension der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung steht zunehmend in der gesellschaftlichen Diskussion. Dabei werden aus landbaulicher Sicht vor allem Bedenken wegen einer möglichen Schwermetallbelastung geäußert. Aus ökotoxikologischer Sicht wird verstärkt auch auf die möglichen Wirkungen der organischen Inhaltsstoffe und erhebliche Informationsdefizite und damit verbundene Risiken einer Verwertung hingewiesen.⁸³ Dabei ist zu berücksichtigen, dass nicht so sehr bestimmte Einzelstoffe das ökologische Hauptproblem darstellen, sondern Stoffgemische, da bereits die zeitliche Reihenfolge des Einwirkens mehrerer Stoffe deren Systemtoxizität verändern kann (FRÄNZLE, (1998), S. 260 f.) Über die Belastung durch synthetische Stoffe und ihre Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit ist wenig bekannt, dies gilt in verstärktem Maße für mögliche Wechselwirkungen.⁸⁴ Die nachfolgende Darstellung dient dazu, einen Überblick über relevante Stoffe zu geben; detailliertere Informationen mögen einschlägigen Werken zur Ökotoxikologie oder Bodenkunde entnommen werden.

3.4.1 Schwermetallbelastung

Die Schwermetalle können aus unterschiedlichen Quellen stammen, wobei direkte Quelle und diffuser Eintrag unterschieden werden. Direkte Quellen umfassen bspw. Lederverarbeitende Betriebe, Verzinkereien oder Leiterplattenhersteller. In diesen Branchen fallen schwermetallkontaminierte Abwasser an, die jedoch meist innerbetrieblich behandelt werden und daher kaum in den kommunalen Klärschlamm gelangen. Tabelle 8 gibt in Bezug auf Referenz- und Grenzwerte einen Überblick über die mittlere Schwermetallbelastung des Klärschlammes in Schleswig-Holstein.

⁸³ Vgl. BERATERGREMIIUM FÜR ALTSTOFFE (2001, S. 55); KUCH/SCHRADER (2001, S. 1188 ff.).

⁸⁴ Vgl. CHASSOT/MÜHLETHALER (2001, S. 42).

Tabelle 8: Mittlere Schwermetallgehalte im Klärschlamm Schleswig-Holsteins (nach THOMÉ-KOZMIENSKY (1998), S. 127; LUFA Kiel (2001)).

Parameter	Gehalt mg/kg TS 1996	Gehalt mg/kg TS 1998	Referenzwerte Schleswig- Holstein⁸⁵	AbfklärV mg/kg TS
Cd	0,9	0,83	3–4	10
Hg	1,5	1,3	3	8
Cu	384,4	419,6	400	800
Zn	553,3	567,2	1000	2500
Pb	38,2	28,7	300	900
Ni	15,9	16,2	50	200
Cr	35,2	34,6	300	900

Zu den diffusen Einträgen zählen häusliche Abwässer, Grund- und Oberflächenabflüsse oder Niederschläge. Die oft hohe Kupferbelastung wird auf die Verwendung von Kupferrohrleitungen im Hausbau und bei Dachrinnen sowie auf den Abrieb von Fahrzeugteilen, wie Bremsbelägen, zurückgeführt (LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN (2000), S. 5). Der Grenzwert für Kupfer wird nach Angaben für 1998 (STATISTISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN (2001)) in den Kreisen Rendsburg-Eckernförde und Schleswig-Flensburg bei geringen Teilmengen überschritten; eine eingehende Betrachtung der aktuellen Situation erfolgt in Kapitel 5.1. Generell weist der Klärschlamm in Schleswig-Holstein unter Zugrundelegen der Grenzwerte der AbfklärV eine gute Qualität auf, lediglich bei Kupfer und Zink ist Handlungsbedarf zur Reduktion akut angebracht, da bereits bei Grenzwertüberschreitung eines Parameters der Schlamm nicht mehr landwirtschaftlich verwertet werden dürfte.

Die Schwermetalltoxizität richtet sich nach den elementenspezifischen Eigenschaften und den empfängerspezifischen Wirkungen. Bspw. besitzt Kupfer mikrobizide und bakterizide Eigenschaften und ist daher auch Bestandteil von Pflanzenschutzmitteln, gleichzeitig aber auch ein wichtiges Spurenelement für Pflanzen. Im Rahmen der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung gilt es, besonders Augenmerk auf die Wirkungskette vom

⁸⁵ Referenzwerte der Arbeitsgruppe „Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft“ des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten.

Schwermetall über Klärschlamm, Boden und Pflanze bis hin zu Mensch und Tier zu legen. Ein am Institut für Toxikologie der Universität Kiel durchgeführter Feldversuch mit einer einmaligen Klärschlammdüngung ergab, dass die Schwermetallgehalte in den vegetativen Pflanzenteilen der Getreidearten höher sind als in den generativen; es wurden jedoch keine Unterschiede zwischen den mit Klärschlamm gedüngten und den Kontrollparzellen festgestellt (SCHEID (1999), S. 114). Inwieweit diese Ergebnisse auf Flächen übertragbar sind, die regelmäßig mit Klärschlamm gedüngt werden, was den Verwertungsverhältnissen etwa in Ostholstein eher entspricht, war aus der Studie nicht ersichtlich.

3.4.2 Organische Inhaltsstoffe

Tabelle 9: Mittlere organische Schadstoffbelastung der Schlämme in Schleswig-Holstein 1996 (nach THOMÉ-KOZMIENSKY (1998), S. 128; LUFA Kiel (2001); PCB-Einzelkomponenten nach Pflichtuntersuchungsprogramm gem. AbfKlärV).

Parameter	Einheit	Grenzwert AbfKlärV	Referenzwerte für Schleswig- Holstein	Schleswig- Holstein Klärschlamm 1996	Schleswig- Holstein Klärschlamm 1998
AOX	mg/kg TS	500	200	148,14	145,73
PCB 28	mg/kg TS	0,2	-	0,010	0,005
PCB 52	mg/kg TS	0,2	-	0,007	< 0,005
PCB 101	mg/kg TS	0,2	-	0,009	0,008
PCB 138	mg/kg TS	0,2	-	0,017	0,016
PCB 153	mg/kg TS	0,2	-	0,017	0,018
PCB 180	mg/kg TS	0,2	-	0,011	0,011
Dioxine/Furane	ng TE/kg TS	100	30	9,33	9,8

In der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) ist die Bestimmung organischer Schadstoffe PCB, PCDD/PCDE (Dioxine/Furane) und AOX vorgeschrieben, sofern der Klärschlamm einer landwirtschaftlichen Verwertung zugeführt wird. Im Rahmen der Novellierung der EG-Klärschlammrichtlinie werden ferner Grenzwerte für die Stoffe LAS, DEHP, Nonylphenol und PAKs diskutiert, eine Praxis, die in anderen Ländern bereits umgesetzt ist. So beinhaltet etwa die dänische Klärschlammverordnung auch Grenzwerte für Tenside, Phthalate und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe. In Tabelle 9 sind die Werte für die organische

Belastung des Klärschlammes im Vergleich zu Referenz- und Grenzwerten zusammengestellt. Sämtliche Grenzwerte der AbfKlärV und die Referenzwerte werden deutlich unterschritten.

Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/PCDF)

Der Grenzwert von 100 ng TE/kg TM (Nanogramm Toxizitätsäquivalente (toxic equivalents) Trockenmasse) wird für diese Stoffgemische im Klärschlamm in Deutschland nahezu immer unterschritten (LESCHBER (1998), S. 5). Auch in Schleswig-Holstein liegt der Wert mit 9,8 ng TE/kg TM unter den angegebenen Grenzwerten. Zum Untersuchungsumfang der Klärschlammproben muss angemerkt werden, dass von den 210 Einzelkomponenten (75 PCDD, 135 PCDF) lediglich 7 Dioxin- und 10 Furankomponenten für die Toxizitätsäquivalenzberechnung⁸⁶ der Klärschlammproben berücksichtigt werden. Sie entstehen als unerwünschtes Nebenprodukt in der Metallverarbeitung und der chlororganischen Chemie sowie bei nahezu allen Verbrennungsprozessen. In den Klärschlamm gelangen die Stoffgemische vorwiegend über die atmosphärische Deposition. Hauptzielmedium ist neben Sedimenten der Boden. Die Stoffgemische haben ähnliche Umweltwirkungen wie polychlorierte Biphenyle. Da die Stoffgemische eine starke Bindung an die organische Substanz und damit eine geringe Mobilität im Boden aufweisen, ist mit einer verstärkten Anreicherung in Oberböden zu rechnen. Dies wird durch eine Ausbringung von Klärschlamm verstärkt. Im Rahmen einer Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Kiel (PARACHNOWITSCH, 1995) wurde die Bodenbelastung mit PCDD/F in sowohl städtischen wie auch ländlichen Regionen Schleswig-Holsteins untersucht. Im Ergebnis wurde festgestellt, dass mit zunehmender Entfernung von Ballungsräumen abnehmende Einträge in den Boden zu verzeichnen waren und der Humusgehalt mit der Bodenbelastung der PCDD/F positiv korreliert.

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Da seit 1989 ein allgemeines PCB-Verbot besteht, ist die Belastung im Klärschlamm durch diese Stoffe rückläufig und liegt in Schleswig-Holstein bei allen Einzelkomponenten deutlich unter den Grenzwerten. Bedeutende Quelle der Belastung kommunaler Klärschlämme ist die atmosphärische PCB-Deposition, wenn bei Niederschlag am Schwebstaub adsorbierte PCB-

⁸⁶ Bei der Toxizitätsäquivalenzberechnung werden die einzeln gemessenen 17 PCDD/F-Massenkonzentrationen in ng/kg TM je nach ihrer toxischen Bedeutung mit einem Faktor von 1,0 (Seveso-Gift) bis 0,001 Oktachlordioxine –furane multipliziert. Die Summe der gebildeten Produkte ergibt das gesamte Toxizitätsäquivalent.

Verbindungen über das Regenwasser in die Abwasserbehandlungsanlage gelangen. (LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE M-V (2000), S. 9.

Halogenorganische Stoffe

AOX (adsorbierbare organische Halogenverbindungen) sind biologisch schwer abbaubar. Sie haben hoch ökotoxikologische Eigenschaften, neigen zur Bioakkumulation und sind meist anthropogener Herkunft. Die Verbindungen stammen aus Industrie- und Gewerbeabwässern, häuslichen Abwässern oder Oberflächenabfluss. Lediglich im Kreis Segeberg wird dieser Wert bei ca. 18 % des Klärschlammes aus dem Jahr 1998 überschritten.

Der Grenzwert nach AbfKlärV wird in Schleswig-Holstein deutlich unterschritten, die aktuelle AOX-Belastung stellt daher nach geltendem Recht keinen limitierenden Faktor für eine landwirtschaftliche Verwertung dar; legt man den Referenzwert zugrunde, so wird dieser zu 75 % ausgeschöpft.

Tenside

LAS (lineare Alkylbenzolsulfonate) sind in der AbfKlärV noch nicht reglementiert. Es handelt sich um synthetische Wasch- und Spülmittel, die in der Regel mit einer Halbwertszeit von einigen Tagen im Boden abbaubar sind. Der vollständige Abbau konnte bei wiederholter Aufbringung von Klärschlamm im Landbau nachgewiesen werden (LESCHBER (1998), S. 6; THOMÉ-KOZMIENSKY (1998), S. 129).

Phthalate

Di-ethylhexyl-phthalat (DEHP) wird vor allem als Weichmacher in der Kunststoffindustrie verarbeitet. Der überwiegende Teil des DEHP-Eintrages in die Umwelt wird durch die Abwitterung und Auswaschung aus fertigen Produkten freigesetzt. Die toxikologische Wirkung ist gering. Die ökotoxikologische Einstufung von DEHP fand im Rahmen von Embryo-Larventests bei Fischen (z. B. Regenbogenforellen) statt. Der Stoff blieb bei den Rezeptoren ökotoxikologisch unwirksam (BERATERGREGMIUM FÜR ALTSTOFFE (1993), S. 4 ff.). DEHP wird im Boden biologisch und in der Atmosphäre photochemisch abgebaut, sorbiert jedoch fest an Sedimente und am Boden. Daher ist mit keiner bedeutenden Anreicherung im Boden zu rechnen. Für diese Stoffe existieren in Deutschland noch keine gesetzlich festgelegten Grenzwerte für Klärschlamm. Datenmaterial über Phthalate in Klärschlamm liegt bisher kaum vor.

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Es handelt sich um Stoffe, die aus mindestens zwei kondensierten Benzolringen bestehen, z. B. Naphtalin oder Anthracen. Die Klärschlammverordnung sieht für diese Stoffgruppe keine Grenzwerte vor. Die Konzentration an PAK im Klärschlamm korreliert nicht mit der Größe der Abwasserbehandlungsanlage, sondern bleibt über die verschiedenen Größenklassen der Anlagen weitestgehend gleichmäßig verteilt (LESCHBER (1998), S. 6).

Beurteilung der organischen Stoffe

Von den durch die Klärschlammverordnung erfassten Stoffe ist der Summenparameter für die AOX von vorrangiger Bedeutung; der Grenzwert wird nur im Kreis Segeberg teilweise überschritten und zu 30 % in Schleswig-Holstein ausgeschöpft. Hingegen bleiben PCB und die Dioxine/Furane deutlich unter den Grenzwerten und stellen daher in Hinblick auf die Klärschlammqualität kein besonderes Problem dar. Die Konzentration von PAK im Boden stammt hauptsächlich aus Einträgen über den Luftpfad. Um konkrete Aussagen über Tenside und Phthalate machen zu können, ist eine weitere Umweltbeobachtung zur Ermittlung des Verbleibs dieser Stoffe nötig. Grundsätzlich werden Wechselwirkungen der Stoffe und daraus resultierende Umweltauswirkungen nicht erfasst, was bei einer lediglich einzelstofflichen Beurteilung des Schadstoffpotentials zu berücksichtigen ist.

Insgesamt wird die Qualität der Klärschlämme in Schleswig-Holstein vom Umweltministerium als sehr gut erachtet; die Grenzwerte für wiederverwertete Schlämme werden im Mittels nur zu 30 % erreicht (MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATUR UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN, 2001). Auf die Problematik der Wechselwirkung der Inhaltsstoffe und endokrin wirksamer Bestandteile sowie auf die Erforderlichkeit eines auf weitere Stoffe ausgedehnten Untersuchungsumfangs wird jedoch in der Mitteilung des Ministeriums nicht eingegangen.

3.4.3 Klärschlammrelevante Aspekte endokrin wirkender Substanzen

Die Umweltbelastung durch endokrin wirksame Substanzen, also Substanzen, die das Hormonsystem von Lebewesen beeinflussen (wie Phthalate oder Nonylphenol), steht zunehmend im Mittelpunkt des gesellschaftlichen Diskurses. In zahlreichen Veröffentlichungen wird teils sachlich, teils polemisch auf die Problematik hingewiesen. Gerade im Zuge der

Einzeltierkrankung BSE und der Tierseuche MKS wird auch Klärschlamm als ein möglicher Übertragungsweg diskutiert. VORHOLZ (2001) fasst das Risikopotential von Klärschlamm zusammen, indem er überspitzt feststellt:

„Bevor die Feldfrüchte frisch aus deutschen Landen entweder in den Küchen ahnungsloser Hausfrauen oder in den Futtertrögen der Fleischproduzenten landen, hat nicht selten ausgerechnet Klärschlamm ihr Wachstum gefördert – ein übel riechender Stoff, der womöglich Erbgut schädigt, Krebs erregt, die Umwelt attackiert und fast immer unhygienisch ist. Salmonellen, Wurmeier, der für die Gelbsucht ursächliche Hepatitis-A-Virus – „das gesamte Spektrum von Krankheitserregern“ menschlicher Herkunft könne in Klärschlamm enthalten sein, warnte bereits vor zwei Jahren der Sachverständigenrat für Umweltfragen.“

Ogleich diese Aussage recht polemisch ist, bringt sie einerseits deutlich das Gefahrenpotential zum Ausdruck, erfordert jedoch andererseits eine sachliche Darstellung der Thematik. Das BERATERGREMIIUM FÜR ALTSTOFFE (2001, S. 4) stellt heraus, dass ein Zusammenhang zwischen der Exposition gegen hormonartig wirkende Stoffe und der Veränderung hormonabhängiger Parameter, wie etwa der Spermienzahl, Auslösung von Hoden- und Prostatakrebs oder Brustkrebs, bei Menschen bisher nicht nachgewiesen wurden, wohl aber im Tierversuch und bei wild lebenden Organismen. Ferner kann die Exposition gegen diese Stoffe bei Tieren zu Veränderungen der Geschlechtsmerkmale führen (Vermännlichung von Weibchen und umgekehrt). Lediglich nach der hochdosierten Behandlung Schwangerer zwischen 1930 und 1970 mit einem synthetischen Östrogen (Diethylstilböstrol) wurden bei den Nachkommen der Patientinnen vermehrt Krankheitsbilder, wie Hodenhochstand, Spermienanomalien oder auch besondere Formen von Vaginalkrebs, festgestellt (BERATERGREMIIUM FÜR ALTSTOFFE (1999), S. 1). Ein kausaler Zusammenhang zwischen der Ausbildung eines Eidotterproteins bei Fischen und dem Abwasser einer Kläranlage wurde in England nachgewiesen.⁸⁷ Als verantwortliche Stoffe wurden natürliche und synthetische Östrogene genannt (WELTIN/BILITEWSKI (2001), S. 354).

Endokrin wirksame Substanzen in der Umwelt umfassen natürliche, körpereigene Hormone, synthetische Hormone, Phyto- und Mykoöstrogene und Industriechemikalien, wie

⁸⁷ Vgl. PURDOM et al. (1994).

Xenoöstrogene. Die gesellschaftliche Diskussion wird vor allem über die östrogen wirkenden Substanzen der hormonartig wirkenden Substanzen geführt. Daneben können durch Fremdstoffe auch antiöstrogene, androgene oder antiandrogene Wirkungen⁸⁸ beobachtet werden, die jedoch weniger erforscht sind, da sich die Testverfahren für Wirkeigenschaften von Chemikalien vornehmlich auf östrogen wirkende Substanzen konzentrieren (BERATER-GREMIUM FÜR ALTSTOFFE (2001), S. 2).

Haupteintragsquellen von Hormonen sind die Ausscheidungen Urin und Fäzes, die weiter über Abwässer und Klärschlamm kommunaler Kläranlagen im Rahmen der landwirtschaftlichen Verwertung in die Umwelt gelangen. Aber auch endokrin wirksame Stoffe in Abwässern stammen sowohl aus kommunalen wie auch industriellen Anlagen (KUNST/TERNES (2002), S. 9). Da die Abwasserbehandlung generell ein Konzentrieren von schädlichen und nützlichen Stoffen bedeutet, sind dementsprechend die Konzentrationen im Klärschlamm höher. In der Gülle sind vor allem Veterinärarzneimittel (Antibiotika, Antiparasitika) enthalten, die bei langsamer Abbaubarkeit und schwacher Sorption an den Boden in das Grundwasser gelangen. In Tabelle 10 ist eine Übersicht über die unterschiedlichen Konzentrationen von Östrogenen zusammengestellt. Die Senke dieser Stoffe ist meist das Grund- und Oberflächenwasser, wobei der Transport dieser Stoffe in das Grundwasser von der jeweiligen Mobilität des Stoffes im Boden abhängt.

⁸⁸ Entwickelt ein Fremdstoff die gleichen Wirkungen wie körpereigene Östrogene oder Androgene, so wird er als östrogen bzw. androgen wirksam bezeichnet. Verhindert ein Stoff jedoch die Wirkung von körpereigenen Geschlechtshormonen, wird die Wirkung antiöstrogen bzw. antiandrogen genannt.

Tabelle 10: Vorkommen und Wirkung von Östrogenen (nach WELTIN/BILITEWSKI (2001), S. 354 f., verändert).

Einteilung	Einheiten	Natürliches Östrogen	Synthetische Östrogene	
Substanz		17 β -Östradiol	17 α -Ethinylöstradiol	Nonylphenol
Abwasser	ng/l	1,1–5,8	1–42	im Mittel 2,3
Klärschlamm	μ g/kg	< 3,5	<255	bis 360
Gewässer	ng/l	<5,5	<0,3	0,2–60
Wirkschwelle	ng/l	1	2,5	20
Abbaubarkeit in Kläranlagen	%	64–99	0-78	Adsorption an Schlamm

Die starke Konzentration der synthetischen und Xenooestrogene im Klärschlamm gegenüber dem natürlichen Östrogen ist augenfällig, obgleich die Belastung der Klärschlämme stark variiert. In urbanen Anlagen sind die Werte in der Regel wesentlich höher als in Anlagen des ländlichen Raumes. Betrachtet man die Wirkschwellen der Substanzen, so besitzt der Klärschlamm ein bedeutendes Risikopotential. Einer Gefahr sind dabei vor allem die mit Klärschlamm direkt arbeitenden Personen ausgesetzt, wie Angestellte der Kläranlagen, Fuhrunternehmer oder Schlamm ausbringende Landwirte.

Die Abbaubarkeit der Substanzen in Kläranlagen ist schwer zu ermitteln, was sich an den enormen Spannen der angegebenen Werte zeigt. Ferner erscheint fraglich, ob genau danach differenziert werden kann, inwieweit tatsächlich ein mikrobieller Abbau in Form einer Mineralisation stattfand oder die Substanzen sich an Schlamm oder Sediment anlagern (Adsorption). Eine erfolgversprechende Möglichkeit, den Reinigungsprozess zu optimieren, stellt die Membrantechnik dar. Durch Mikro- und Ultrafiltration (Porengröße ca. 0,1 μ m) können dabei Feststoffe und Bakterien zurückgehalten werden. Ferner kann die Deckschicht (Filterkuchen) durch Filtrierung oder Adsorption auch Viren zurückhalten und trägt somit zu einer Hygienisierung des Abwassers und einer Aufkonzentration bei (SCHIEWER/VOSSENKAUL (2001), S. 9).

Der NATIONAL RESEARCH COUNCIL (2002, S. 175) weist in einer Studie darauf hin, dass der Großteil der Pharmazeutika wasserlöslich ist und folglich im Wesentlichen fettlösliche Substanzen im Klärschlamm verbleiben; dennoch wird ein verstärktes Monitoring

empfohlen.⁸⁹ Das BERATERGREGIUM FÜR ALTSTOFFE (2001, S. 55 ff.) kommt in seinem Gutachten zu dem Schluss, dass der von verschiedener Seite her geäußerte Zusammenhang zwischen einer umwelt- oder nahrungsbedingten Exposition gegen Chemikalien mit Wirkung auf das Hormonsystem und hormonabhängigen Veränderungen bei Menschen nicht gesichert ist, obgleich Erscheinungen, wie die Zunahme von Hodenkrebs oder Brustkrebs in den letzten Jahren, existieren. Im Anhang 2 sind in der Tabelle A4 Stoffe und Stoffgemische zusammengestellt, welche nach Ansicht der UMWELTMINISTERKONFERENZ (1999) eine Relevanz im Rahmen der Klärschlammausbringung besitzen.

3.4.4 Potentielle Übertragungswege von BSE auslösenden Prionen im Klärschlammhaushalt

Die Abwasser- und Klärschlammverwertung wird als ein möglicher Übertragungsweg der Erreger diskutiert, welche die Einzeltierkrankung Bovine Spongiforme Enzephalopathie und möglicherweise die neuere Form der Creutzfeld-Jakob-Krankheit bei Menschen auslösen. Es handelt sich dabei über eine indirekte Übertragung. Dazu gehören ferner die Übertragung über Gülle, Jauche und Stallmist. Die Infektion über die Nahrung bei Mensch und Tier stellt den direkten Übertragungspfad dar. Abbildung 13 zeigt stark vereinfacht die Stoffströme und mögliche Übertragungswege von Prionen zwischen Mensch und Umwelt und die Stellung des Klärschlammes in diesem Stoffsystem. Quantitative Angaben zu den erregerkontaminierten Stoffströmen sind zum heutigen Erkenntnisstand nicht möglich.

⁸⁹ NATIONAL RESEARCH COUNCIL (2002, S. 175 f.): “In summary, pharmaceuticals and personal care products are produced in high volumes, and they and their metabolites are excreted directly to wastewater, where they have been detected in very low (generally, nanograms per liter) concentrations. The potential for most of these chemicals to partition to biosolids is limited by their generally high water solubility; however, some drugs may be sufficiently lipophilic to partition preferentially to biosolids. At present, there is not adequate evidence that pharmaceuticals are likely to occur in biosolids at concentrations sufficient to warrant their inclusion in a biosolids risk assessment; however, EPA (Environmental Protection Agency; Anm. d. A.) should continue to monitor research in this area.”

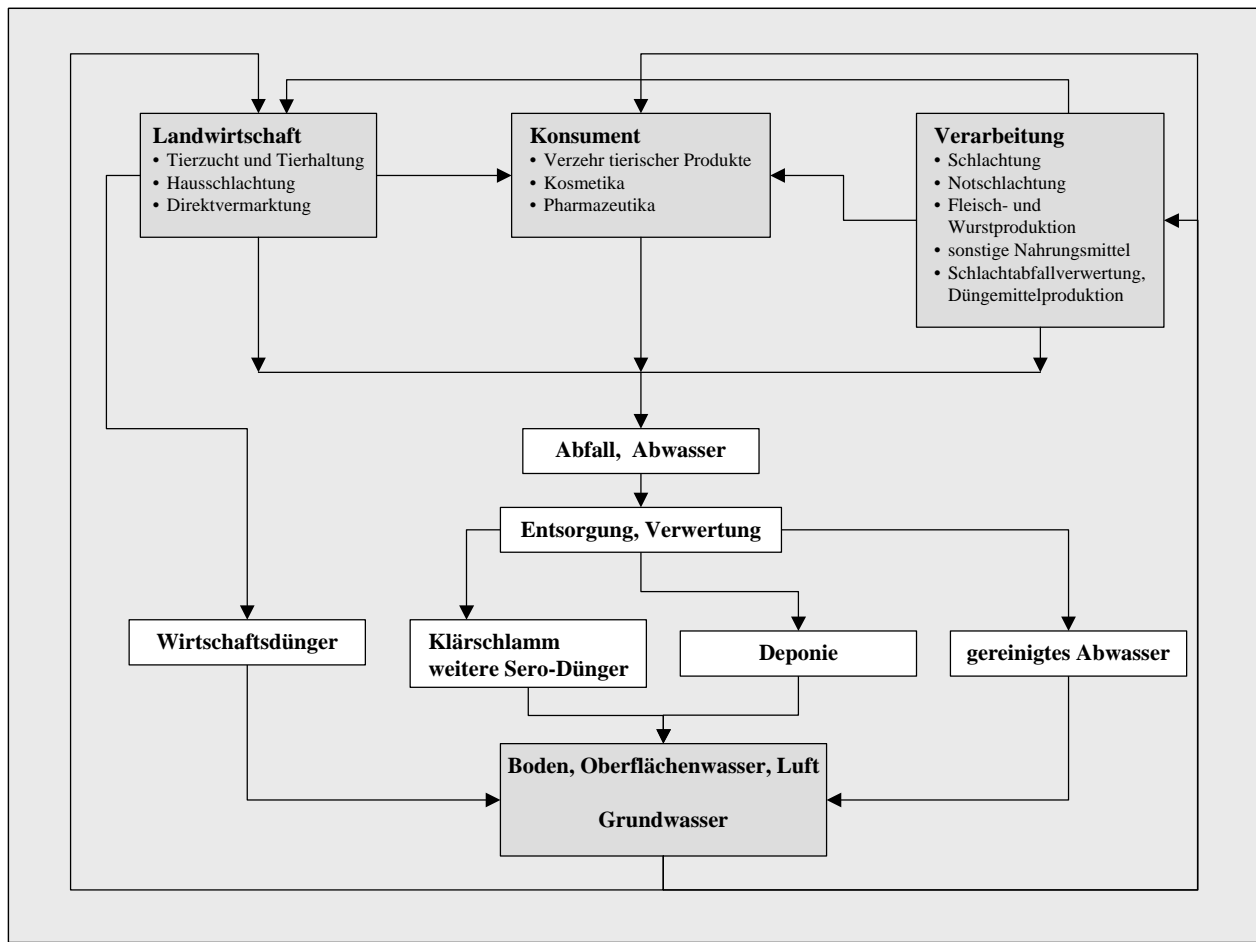


Abbildung 13: Stoffströme und mögliche Übertragungsrisiken von Prionen.

Die Quelle der Prionen in diesem Stoffsystem ist die Landwirtschaft bzw. die Tierproduktion. Nachdem verschiedene Transformationsprozesse durchlaufen werden, gelangen die Eiweiße in die Prozesse Entsorgung und Verwertung. Die Produkte der Prozesse Entsorgung und Verwertung sind Klärschlamm, weiterer Sekundärrohstoff-Dünger, wie etwa Kompost oder behandelte Bioabfälle aus Vergärungs- und Co-Vergärungsanlagen in Biogasanlagen und gereinigtes Abwasser. Ferner werden bspw. Tierabfälle und Tierkadaver aus Notschlachtungen oder Tierarztpraxen, wie auch belasteter Klärschlamm verbrannt. Ascherückstände der Verbrennung und kontaminierte Klärschlämme werden deponiert. Senken des Stoffstroms sind Luft, Boden, Oberflächenwasser und Grundwasser. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass diese Senken nicht wiederum die Quelle einer möglichen Infektion darstellen, etwa in Form kontaminierten Wassers, welches in die Landwirtschaft, zum Verbraucher oder in andere Verarbeitungsprozesse gelangt. Auch können sich Rinder wiederum durch Beweidung infizieren. Obgleich Klärschlamm im Gegensatz zu Wirtschaftsdünger nicht auf Weideland ausgebracht werden darf, ist ein Kontakt der Tiere zu dem Schlamm nicht gänzlich auszuschließen.

Ein bedeutender Faktor zur Beurteilung des Übertragungsrisikos von BSE-Erregern über den Bodenpfad ist die Persistenz der Prionen im Boden, die zu einer langjährigen Infektiösität des Bodens führen kann. Die Prion-Proteine sind im Vergleich zu anderen Proteinen verhältnismäßig stabil gegenüber abbauenden Einwirkungen, wie etwa Hitze. Als Inaktivierungstemperatur der infektiösen Prionen werden in der Literatur 133-136°C bei 3,5 bar und 20 min Einwirkzeit angegeben⁹⁰. Diese Bedingungen werden von Tierkörperbeseitigungsanlagen erfüllt. Hierbei findet jedoch keine vollständige Inaktivierung statt, sondern die Infektiösität wird um mehrere Größenordnungen gesenkt (FRAUENHOFER-INSTITUT FÜR UMWELTCHEMIE UND ÖKOTOXIKOLOGIE, 2001, S. 5). Gesicherte Erkenntnisse über Eintragungspfade und Persistenz von Prionen im Boden sind nur sehr lückenhaft. Dies liegt vor allem darin begründet, dass die derzeit zur Verfügung stehenden Nachweisverfahren nicht ausreichend empfindlich sind, etwa für Ausscheidungen von Rindern oder im Klärschlamm. In einer Pilotstudie konnten BROWN und GAJDUSEK (1991) allerdings im Boden von Schafweiden noch nach drei Jahren eine Restinfektiösität von Scrapie-Erreger feststellen; dies jedoch in Rückstellproben, die unter labortechnischen Bedingungen gelagert wurden. Inwieweit die Erreger gegenüber natürlichen Einwirkungen wie der Witterung auf Dauer bestehen können, muss in Freilandversuchen ermittelt werden.

Bei den hier vorgestellten Übertragungspfaden handelt es sich um mögliche Übertragungswege. Um das Gefährdungspotential im Zusammenhang der indirekten Übertragung durch den Prozess Entsorgung zu senken, sollten potentiell kontaminierte Stoffgemische, z. B. Abwässer aus Schlachtberieben, nicht in kommunale Kläranlagen gelangen, deren Nebenprodukt Klärschlamm für eine landwirtschaftliche oder landbauliche Verwertung bestimmt ist. Ggf. können auch bereits einer Kläranlage vorgeschaltet Risikostoffströme einer entsprechenden Behandlung, wie Hygienisierung, unterzogen werden bzw. der gesamte zur Aufbringung bestimmte Schlamm hygienisiert werden.

Da zu den organischen Inhaltsstoffen und im Speziellen den endokrin wirkenden Stoffen und Prion-Proteinen für Schleswig-Holstein, aber auch für andere Bundesländer kein auswertbares Datenmaterial zur Verfügung steht, ist eine quantitative Modellierung nicht möglich. Diese beschränkt sich daher auf die Schwermetallgehalte im Klärschlamm und anderen Düngemitteln.

⁹⁰ Vgl. z. B. THOMÉ-KOZMIENSKY (2001, S. 85) die Zeitangaben reichen nach anderen Quellen bis zu 5 Stunden, hierzu vgl. <http://www.integra-biosciences.com/fprionen.html>.

3.4.5 Schadstoffeintrag in landbaulich genutzte Böden

Das UMWELTBUNDESAMT (UBA, 2001) schlägt ein Frachtenkonzept zur Beurteilung von Stoffeinträgen in landbaulich genutzte Böden vor. Es sieht vor, die Stoffeinträge durch Düngemittel unabhängig von den eingesetzten Materialien nach denselben Maßstäben in Bezug auf deren Schadstoffgehalte zu bewerten, wobei die Schwermetalleinträge gleich den umweltverträglichen Austrägen sein sollen. Damit soll eine weitere Akkumulation von Schadstoffen im Boden vermieden werden, indem ein Fließgleichgewicht der Schwermetalle über Jahrzehnte erzielt wird (vgl. Kapitel 1.3). Aus den Einträgen und Austrägen wurden vorsorgeorientierte Schadstofffrachten abgeleitet, die der Forderung nach einem Fließgleichgewicht gerecht werden. Dieses Konzept entspricht der Position einer starken Nachhaltigkeit (vgl. Kapitel 2.4.1) und stellt die Umsetzung der 4. stoffpolitischen Managementregel dar. Zugleich führt der Frachtenansatz zu einer starken Begrenzung der gegenwärtig rechtlich zulässigen Schwermetallfrachten und damit auch der Ausbringungsmöglichkeiten von Klärschlamm.

Diese vorsorgeorientierten Schadstofffrachten und die derzeitig rechtsgültigen und diskutierten Grenzwerte werden als Beurteilungsgrundlage für die Schwermetalleinträge durch die verschiedenen Düngemittel herangezogen (vgl. Tabelle 11). Die Schwermetallfrachten werden in Kapitel 5.3 bezogen auf die in Schleswig-Holstein zur Deckung des durchschnittlichen Nährstoffbedarfs notwendigen Düngemengen berechnet.

Die schadstoffseitige Diskussion der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung führt bereits bei den verschiedenen Akteuren des Klärschlammhaushaltes zu unterschiedlichen Reaktionen. Von einem generellem Verbot der Klärschlammverwertung wären vor allem die Kläranlagenbetreiber und Entsorgungsbeauftragten betroffen. Die ökonomischen und stofflichen Beziehungen und die daraus resultierenden Interessen der am Klärschlammhaushalt Beteiligten sind daher Gegenstand des folgenden Kapitels.

Tabelle 11: Schwermetallgehalte verschiedener Düngemittel und Grenzwerte (UBA (2001), S. 33; LUFA KIEL (2001), stark verändert und ergänzt).

	Schwermetallangaben in mg/kg TM						
Grenzwerte und Schwermetallgehalte	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
AbfklärV	10	900	800	8	200	900	2500
3. Entwurf EG-Klärschlammrichtlinie	10	1000	1000	10	300	750	2500
Referenzwerte Schleswig-Holstein	3–4	300	400	3	50	300	1000
Düngemittel							
Klärschlamm (1998) Schleswig-Holstein	0,83	34,6	419,6	1,3	16,2	28,7	567,2
Rindergülle	0,28	7,3	44,5	0,06	5,9	7,7	270
Schweinegülle	0,4	9,4	309	0,02	10,3	6,2	858
Geflügelkot	0,25	4,4	52,6	0,02	8,1	7,2	336
Festmist, Rind	0,29	12,9	39	0,03	5,2	5,8	190
Festmist, Schwein	0,33	10,3	450	0,04	9,5	5,1	1068
Superphosphat							
	10,8	114	17,2	–	28,8	15,5	236
Triplesuperphosphat							
	26,8	288	27,3	0,04	36,3	12	489
mineralisches NPK (15/15/15)							
	3,78	45,8	11,3	0,06	10,9	14,8	116
Thomaskali							
	0,3	928	19		3	4	9

3.5 Akteure im regionalen Klärschlammhaushalt

Der regionale Stoffstrom des Klärschlammes wird durch die an ihm beteiligten Akteure erzeugt und beeinflusst (vgl. Abbildung 14). Hierbei agieren die Haushalte auf der Input-Seite und erzeugen Abwasser; die Entsorgungspflichtigen steuern den Durchsatz bzw. die Transformation zu Klärschlamm. Landwirte und Anlagenbetreiber (Behandlungs-, Kraft- und Zementwerke) sind die möglichen Empfänger des Stoffstromes, wo die Stoffe wiederum transformiert werden (Abfall/Wertstoff) und schließlich als Schad- oder Nährstoff in die Umweltkompartimente (Senken) eingeleitet werden. Jeder Transformationsstufe können Finanzflüsse zugeordnet werden. Die Entsorgungsbeauftragten steuern vor allem den Teilstoffstrom „landwirtschaftliche Verwertung“. Institutionen wie Interessenverbände (Bauernverband) oder Großgrundbesitzer und auch die Kirche als Grundbesitzer haben als

Akteure eine meinungsbildende Funktion. Ihr Einfluss auf den gegenwärtigen Klärschlammhaushalt ist als indirekt, aber nicht unerheblich zu beurteilen. In vielen kirchlichen Erbpachtverträgen wird bspw. die Klärschlammverwertung untersagt.

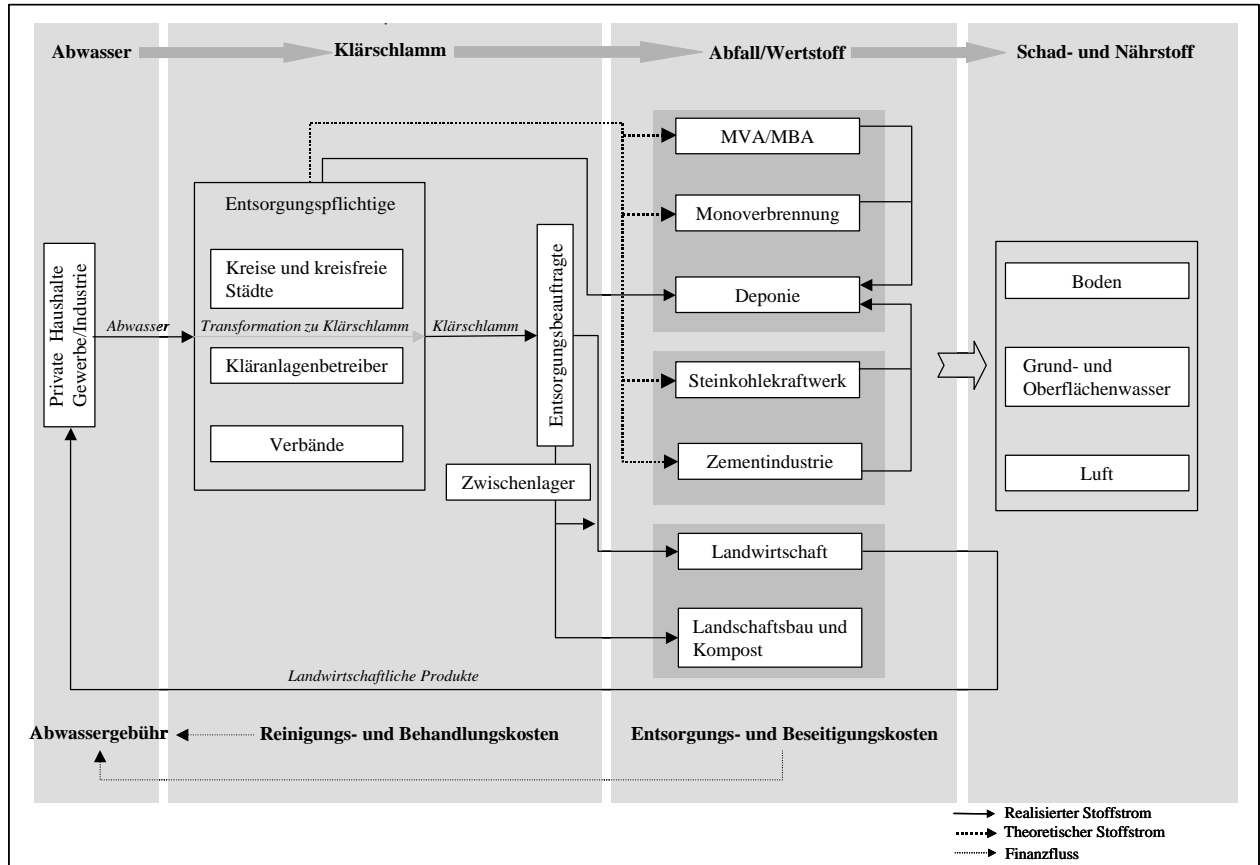


Abbildung 14: Ökonomische und stoffliche Beziehungen unter den Akteuren und Prozessen des regionalen Klärschlammhaushaltes in Schleswig-Holstein.

3.5.1 Private Haushalte

Die privaten Haushalte (und teils das Gewerbe) stellen die Quelle des kommunalen Klärschlammes in Form von Abwasser dar. Ihr Kerninteresse besteht in einer möglichst niedrigen Abwassergebühr. Die gegenwärtig in den Haushalten installierte Technik erlaubt es nur in geringem Maße, das durch Fäkalien erzeugte Abwasservolumen zu reduzieren. Wohl aber ist es möglich, durch behutsamen Einsatz von Chemikalien und eine gewerbliche Überwachung der Indirekteinleitung die Qualität des Klärschlammes zu beeinflussen. Direkten Einfluss auf die Höhe der Gebühren haben diese Akteure nicht, da sie in der Regel zum Anschluss an die Kanalisation verpflichtet sind.

3.5.2 Entsorgungspflichtige

Hierunter werden die entsorgungspflichtigen Körperschaften als öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger i. S. d. § 3 Abs. 1 Landesabfallwirtschaftsgesetz (LAbfWG) verstanden; dies sind die Kreise und kreisfreien Städte als untere Abfallbehörden. Ferner zählen hierzu die Kläranlagenbetreiber als Klärschlammproduzenten und Abfallbesitzer sowie die (Ab-)Wasserverbände, soweit an sie die Entsorgungspflicht übertragen wurde. Die Kerninteressen dieser Akteure sind eine maximale Entsorgungssicherheit des Klärschlammes zu möglichst minimalen Kosten bei einer minimalen Umweltbelastung.

Die Entsorgungssicherheit bezieht sich auf den jeweiligen Entsorgungspfad, dabei muss eine ausreichende Kapazität und Verfügbarkeit des Entsorgungspfades (z. B. Müllverbrennungsanlage oder Klärschlamm abnehmende Landwirte) gewährleistet sein. Eine Zwischenlagerung des Klärschlammes stellt eine Möglichkeit dar, etwaige Entsorgungseingänge, z. B. eine Grenzwertüberschreitung im zu applizierenden Boden, abzupuffern. In den aktuellen Ausschreibungen zur Entsorgung wird eine Möglichkeit zur Zwischenlagerung bzw. die geregelte Abfuhr gefordert, sofern die Kläranlage selbst nicht über ein eigenes Zwischenlager verfügt. Die Ausschreibung der Klärschlamm Entsorgung ist ein Entscheidungsinstrument über Entsorgungsalternativen durch Wettbewerb. Die Bereitschaft der Anlagenbetreiber für eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung sinkt jedoch aufgrund der anhaltenden Diskussionen über beabsichtigte Grenzwertsenkungen und der allgemein sinkenden gesellschaftlichen Akzeptanz. Mit Rücksicht auf die von den Haushalten zu entrichtenden Gebühren ist die Klärschlamm Entsorgung zu geringen Kosten zu realisieren. Das Interesse an einer möglichst geringen Umweltbelastung bezieht sich sowohl auf die Klärschlammbehandlung als auch auf den gewählten Entsorgungsweg. Hierbei handelt es sich im Rahmen dieser Arbeit nicht lediglich um die Einhaltung bestimmter Grenzwerte, was de lege die Genehmigungsfähigkeit des Entsorgungsweges beschreibt, sondern um eine möglichst umweltverträgliche Alternative. Um die Umweltverträglichkeit von Entsorgungswegen einschätzen zu können, wurden mehrfach ökobilanzielle Beurteilungen vorgenommen. Demzufolge weist die landwirtschaftliche Verwertung gegenüber einer Verbrennung gesamtökologisch keinen Vorteil auf (MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW (2001), S. 260). Durch technischen Fortschritt ist es möglich, die Gesamtmenge anfallenden Klärschlammes zu reduzieren; bspw. ist durch eine

Schlamm-desintegration⁹¹ als Verfahrensschritt der Abwasserreinigung und -behandlung eine Minimierung des Überschussschlammanfalls möglich (DICHTL (2001), S. 370).

3.5.3 Kläranlagenbetreiber

Die größte Verunsicherung über die Zukunft der bodenbezogenen Verwertung herrscht bei den Entsorgungspflichtigen bzw. Kläranlagenbetreibern, da sie auf möglichst sichere Entsorgungswege angewiesen sind. Zurzeit beträgt der Abgabepreis für die Entsorgung entwässerten Schlamms über beauftragte Unternehmen durchschnittlich 102 €/t TS (ohne Abgabe an den Klärschlammfond), wobei bei einigen Anlagenbetreibern die Kosten sogar nur die Hälfte dieses Wertes betragen (vgl. Kapitel 5.4).

3.5.4 Entsorgungsbeauftragte

Die Entsorgungsbeauftragten sind Dienstleister für die Kläranlagenbetreiber, welche die Entsorgungsmodalitäten gem. AbfKlärV übernehmen. Sie selbst richten die Entsorgung bzw. die Verwertung des Klärschlammes nach Flächenpotential und Marktsituation aus. Die landwirtschaftliche Verwertung stellt unter den gegenwärtigen Rahmenbedingungen stets die kostengünstigste Verwertungsoption dar (vgl. Kap. 5.4.4). Auch unter den Entsorgungsbeauftragten existiert eine Angebotssituation, welche zu gegenwärtig günstigen Konditionen für die Kläranlagenbetreiber führt.

3.5.5 Landwirte

Trotz der teils eher emotional als rational geführten gesellschaftlichen Diskussion zur landwirtschaftlichen Verwertung ist die Nachfrage nach Klärschlamm höher als das Angebot, was sich u. a. auch an den hohen Verwertungsquoten in Schleswig-Holstein zeigt. Für die Landwirte sind der monetäre Düngenutzen, die Bodenuntersuchung, die Einbringung des

⁹¹ Die Desintegration stellt eine mechanische Zerkleinerung von Schlämmen bis hin zum Zellaufschluss dar. Durch die Desintegration wird ein beschleunigter und weiter gehender anaerober Abbau von Überschussschlamm erreicht. Zudem kann desintegrierter Schlamm in aeroben Prozessen als Kohlenstoffquelle für die Denitrifikation genutzt werden, DICHTL (2001, S. 370).

Düngers und die damit verbundene Düngeberatung von Interesse; ggf. erhalten die Landwirte zudem eine Prämie für die Abnahme. Es wurde jedoch in den Experteninterviews darauf hingewiesen, dass Landwirte, die noch keinen Klärschlamm nutzen, Bedenken bei der Flächenaquisition haben. Da der Klärschlamm den Landwirten in der Regel kostenlos zur Verfügung gestellt wird bzw. sogar Prämien gezahlt werden, ferner Transportkosten und die Ausbringung ebenfalls von den Entsorgungsbeauftragten übernommen werden, besteht ein erheblicher Kostenvorteil für Landwirte, die Klärschlammdünger einsetzen (vgl. Kap. 5.4).

3.5.6 Deponiebetreiber

Durch die Änderung der TASI und zunehmend freie Verbrennungskapazitäten ist in Deutschland ein Preiskampf und Verdrängungswettbewerb ausgelöst worden, was wiederum zu einer finanziell günstigen Situation für die Entsorgungspflichtigen führt. Mit dem Wegfall der Deponie als Entsorgungsvariante wird es folglich zu deutlichen Marktveränderungen kommen. Da der schleswig-holsteinische Gesetzgeber in den Durchführungsbestimmungen zur Klärschlammverordnung die stoffliche Verwertung in den Vordergrund stellt, werden gegenwärtig im Land lediglich belastete, nicht verwertbare Schlämme deponiert. Zurzeit existieren in Schleswig-Holstein 10 Hausmülldeponien und 2 Monodeponien, wovon eine zur Deponierung von Klärschlamm dient (Kiel-Bülk).⁹²

3.5.7 Betreiber von Müllverbrennungsanlagen, Steinkohlekraftwerken, Monoverbrennungsanlagen und Zementwerken

Freie Verbrennungskapazitäten für Klärschlamm stehen in Schleswig-Holstein derzeit nicht zur Verfügung bzw. werden nicht genutzt. Möglich ist eine großmaßstäbliche Entsorgung⁹³ in folgenden Anlagen: 4 Hausmüllverbrennungsanlagen, Sonderabfallverbrennungsanlage Brunsbüttel, das Gemeinschaftskraftwerk Kiel (Steinkohle) (GKK, E.ON) und ein Zementklinkerwerk in Lägerdorf, ferner in weiteren geplanten Anlagen zur Müllbehandlung (vgl. Karte 1 Kapitel 4.1), in denen explizit die Klärschlamm Entsorgung vorgesehen ist.

⁹² Vgl. RÜTER (2000).

⁹³ Kleine, meist kommunale Heizkraftwerke wurden nicht berücksichtigt, da für solche Anlagen die Kosten einer technischen Umrüstung zu hoch sind.

Betreibern von Müllverbrennungsanlagen erwartet eine Investition, da durch eine Mitverbrennung von Klärschlamm in Müllverbrennungsanlagen der Staubanteil im Rauchgas steigt. Diese würde getätigt, wenn die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens gewährleistet wäre, d. h. entsprechende Mengen Klärschlamm der Anlage langfristig und permanent zur Verfügung stünden (NEUBRAND (2001), S. 611). Bei der Mitverbrennung in Anlagen mit Rostfeuerung⁹⁴ wird der Rohgasstaubgehalt nur unwesentlich erhöht und es fallen nur geringe Investitions-, Wartungs- und Betriebskosten an (THOMÉ-KOZMIENSKY (1998), S. 578). Die Bereitschaft zur Umrüstung der Anlagen ist somit bei einer gesicherten Klärschlammlieferung höher einzuschätzen als bei Müllverbrennungsanlagen ohne Rostfeuerung. Ferner müsste zusätzliche Trocknungstechnik installiert werden, um höhere Heizwerte des Klärschlammes zu erzielen. Die Gesamtkapazität der bestehenden Anlagen beläuft sich ca. auf 650.000 t/a, dazu kommen noch Kapazitäten der geplanten Anlagen. Die Aufnahmekapazitäten für Klärschlamm dürften jedoch begrenzt sein, da aufgrund des Deponieverbotes ab 2005 vermehrt Siedlungsabfälle anfallen werden. Inwieweit nach dem Neubau der geplanten Anlagen Kapazitäten zur Verfügung stehen, wird von den Veränderungen auf dem Entsorgungsmarkt abhängen.

Betreiber von Zementwerken können getrockneten Klärschlamm als Brenn- und Wertstoff einsetzen. Dabei dient der organische Bestandteil als Brennstoff, und der mineralische Bestandteil erfüllt eine Anforderung an die Zementherstellung. Nach Auskunft des VEREINS DEUTSCHER ZEMENTWERKE E. V.⁹⁵ ist eine Umrüstung der Anlagen durchaus möglich, aber bei einer durchschnittlichen Investition von 5 Mio € wirtschaftlich unattraktiv. Dabei stellen Schwermetalle bis auf Quecksilber kein Problem dar, da sie so einer diffusen Verbreitung in der Natur entzogen werden. Zur Zeit sind jedoch andere Brennstoffe, wie Altreifen, Altöl oder Kunststoffe, aufgrund höherer Heizleistung wirtschaftlicher.⁹⁶ Da jedoch im Zuge der Umsetzung der EG-Richtlinie 2000/76/EG über die Verbrennung von Abfällen eine Umrüstung notwendig ist, sofern weiterhin Nichtregelbrennstoffe eingesetzt werden sollen, dürfte auch die Klärschlammverbrennung in dem Zementwerk in Lägerdorf eine Möglichkeit darstellen. Im Gegensatz zur Schweiz, wo Kooperationen zwischen Staat und der

⁹⁴ Vgl. THOMÉ-KOZMIENSKY (1998 S. 578) Bei der Rostfeuerung handelt es sich um ein Verfahren, bei dem der Klärschlamm direkt auf die brennende Müllschicht auf den Rost gegeben wird.

⁹⁵ Gespräch mit Herrn Dr. Hoening vom FORSCHUNGSINSTITUT DER ZEMENTINDUSTRIE, VEREIN DEUTSCHER ZEMENTWERKE E. V., vom 17.08.2001.

⁹⁶ Der Gesamteinsatz an Ersatzbrennstoffen betrug 1999 23 %, Klärschlamm wurde jedoch nicht genannt. (VEREIN DEUTSCHER ZEMENTWERKE E. V. (2001), S. 11).

Industrie den Einsatz von Klärschlamm als Ersatzbrennstoff ermöglichen, existieren in Deutschland derzeit lediglich Projekte im Versuchsstadium.

Betreiber von Steinkohlekraftanlagen müssten ihre Anlage rauchgasseitig und in der An- und Ablieferungslogistik modifizieren. Für die Mitverbrennung von Klärschlamm muss die Mischungsregelung nach der 17. BImSchV angewendet werden. Dass der Einsatz von Klärschlamm eine bundesweit zunehmend bedeutende Rolle spielt, verdeutlicht der Geschäftsbericht 2000 der Firma E.ON (2001, S. 9): „Auch die Nutzung von Ersatzbrennstoffen leistet einen deutlichen Beitrag zur CO₂-Minderung und ist zugleich eine ökologisch sinnvolle Entsorgungsmöglichkeit.[...] An mehreren Standorten setzten wir Klärschlamm, Altholz, Papierfaserschlämme und neuerdings auch biogene Abfallstoffe wie Tiermehl zur Energiegewinnung ein.“ Die Nutzung von Ersatzbrennstoffen als Beitrag einer CO₂-Minderung zu bezeichnen, setzt jedoch eine im geologischen Sinne kurzfristige Betrachtungsweise voraus. Durch Trocknung des Klärschlammes mit Abwärme in der Kohlemühle, d. h. vor dem eigentlichen Verbrennungsvorgang, wird ein durchschnittlicher Heizwert von 11 MJ/kg erreicht, so dass es sich um eine energetische Verwertung handelt.

Betreiber von Monoverbrennungsanlagen haben ihre Anlage auf die Verbrennung von Klärschlamm hin ausgelegt. Diese befinden sich meist in Ballungsräumen mit belasteten Klärschlämmen, wie z. B. in Hamburg die Anlage VERA (Verbrennungsanlage für Rückstände aus der Abwasserbehandlung). Da in Schleswig-Holstein keine kommunale Anlage existiert und die Kosten dieser Klärschlammbehandlung im Vergleich zu den anderen Alternativen hoch ist, erscheint ein Einsatz in naher Zukunft unwahrscheinlich. Freie Kapazitäten von Anlagen anderer Bundesländer, etwa der in Hamburg, sind nutzbar.

Die thermische Entsorgung des gesamten Klärschlammes in Schleswig-Holstein ist theoretisch möglich. Sie wird jedoch in hohem Maße von der allgemeinen Entwicklung des Entsorgungsmarktes abhängen. In einer geplanten Müllbehandlungsanlage (Größenordnung von 140.000 t Abfall) mit angeschlossener Verbrennungseinheit in Neumünster ist der Einsatz von Klärschlamm vorgesehen, ebenso in einer geplanten Anlage in Lübeck mit einer Kapazität von 146.000 t Abfall und 26.000 t für die Behandlung entwässerten Klärschlammes.

Zusammenfassend nimmt der Klärschlammhaushalt in dem vereinfachten Konzeptmodell eine mittlere Stellung zwischen ökologischem und ökonomischen System ein. Durch die

Analyse und Modellierung der vereinfachten Systembeziehungen mittels der aufgestellten Partialmodelle ist es nunmehr möglich, bei Vorliegen des notwendigen Datenmaterials, bzgl. der Nachhaltigkeit der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung , entscheidungsrelevante Aussagen zu treffen.

4 Empirische Grundlagen

Aus der Strukturanalyse und Modellierung ergibt sich ein konkreter Datenbedarf, um qualitative und quantitative Aussagen über den Klärschlammhaushalt in Schleswig-Holstein treffen zu können. Diese klärschlammrelevanten Daten mussten größtenteils im Rahmen einer Befragung der Kläranlagenbetreiber selbst erhoben werden, da diese Daten entweder datenschutzrechtlichen Beschränkungen unterliegen und daher nicht zugänglich waren oder überhaupt fehlen.

4.1 Datenerhebung

In erster Linie wurden Daten zum Anfall, zur Behandlung, zur Qualität und zum Verbleib von Klärschlamm sowie zu den Verwertungskosten benötigt, die nur teilweise entsprechenden Statistiken des Statistischen Landesamtes Schleswig-Holsteins zur Abwasserbehandlung entnommen werden konnten. Angaben zu Verbleib, Entwässerungstechnik, eingesetzten Zuschlagstoffen, Abgabepreisen und Schad- und Nährstoffgehalten waren nicht verfügbar. Die Datengrundlage zur Bestimmung der Nährstoffzüge durch Erntegüter, zum Wirtschaftsdüngeranfall und zu etwaigen Flächenrestriktionen bildeten die Bodennutzungshaupterhebung und die Viehzählung 1999⁹⁷ des STATISTISCHEN LANDESAMTES SCHLESWIG-HOLSTEINS (2000) sowie Daten aus dem Agrarreport 2001 (MLR, 2001).

Eine erste Sichtung der amtlichen Datensätze von 1995 und 1998 zeigt stark unterschiedliche Mengenangaben für Klärschlamm in den Kreisen und Städten. Gerade im Zusammenhang mit abwasserrelevanten Daten treten häufig verschiedene Werte für denselben Indikator (Menge im Jahr x) bzw. Plausibilitätsprobleme (z. B. im Verhältnis von Schlammengen zu Einwohnern) auf, was ein Indiz für eine unzureichende Datenqualität ist, die jedoch für das Nährstoffmodell und die sich daraus ableitenden Korrelationen etwa zu den Verwertungskosten hinreichend gewährleistet sein muss.

⁹⁷ Stichtag der Zählung war der 03.05.1999.

Vor allem zwei Angaben in den amtlichen Statistiken erschweren die Auswertung. Zum einen wird ein Posten „Zwischenlager“ ausgewiesen, also Klärschlamm, der sich zum Zeitpunkt der Erhebung in einem Zwischenlager befand. Dabei ist nicht danach differenziert, ob es sich um ein Lager der Kläranlage handelte oder ein Lager eines Verwertungsbetriebes. Es ist weiter nicht zu beurteilen, ob der Schlamm dem Vorjahr oder dem Erhebungsjahr zuzurechnen ist. Eventuell können gerade im Berichtjahr größere Lager geräumt worden sein, was das Ausmaß der ansonsten durchschnittlich anfallenden Klärschlammmenge erhöht.

Zum anderen ist ein Wert für „Abgabe an andere Abwasserbehandlungsanlagen“ angegeben. Beispielsweise wird der Klärschlamm in Lübeck in vier größeren Anlagen aufbereitet, aber lediglich in einer zentralen Anlage „endbehandelt“. Oder kleine Anlagen lassen den Schlamm in einer nahe gelegenen größeren Kläranlage mit entsprechender Entwässerungstechnik behandeln. Da der Klärschlammverbleib auch an der aufnehmenden Anlagen erfasst wird, kann dies im Fall des Prozesses „Abgabe an andere Abwasserbehandlungsanlagen“ zu einer doppelten Zählung führen.⁹⁸ Je nach technischer Ausstattung und den damit verbundenen Möglichkeiten einer genauen Erfassung variiert die tatsächlich angegebene Menge Klärschlamm. Teilweise werden Strukturverbesserungsmittel wie Kalk erfasst, teilweise jedoch nicht. Diese Tatsache führt zu oft unterschiedlichen Werten für Klärschlammengen, bedenkt man, dass Klärschlamm bis zu einem Mischungsverhältnis von 1:1 etwa mit Kalk „verdünnt“ werden kann.

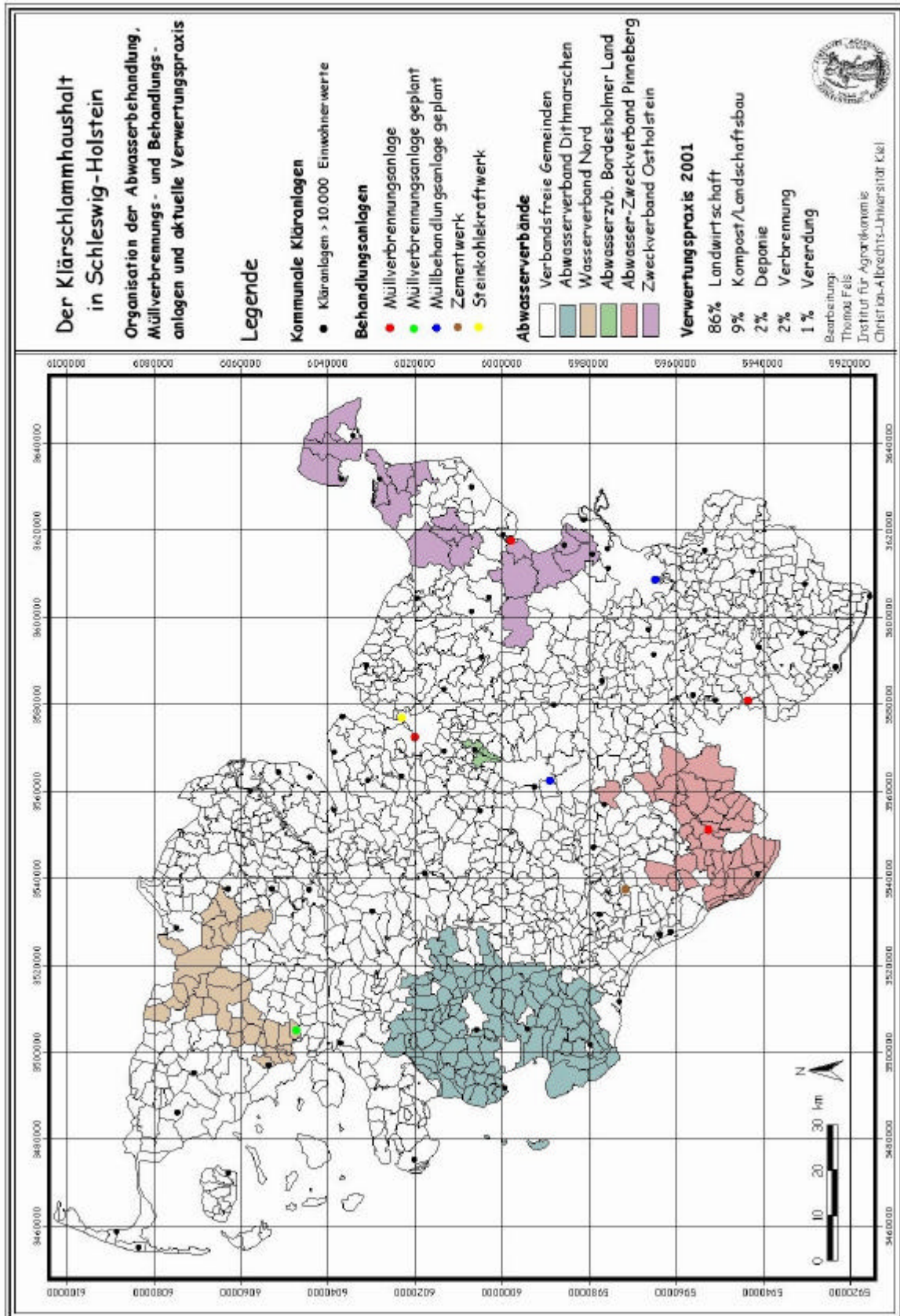
Um die amtlichen 1998er Daten des Statistischen Landesamtes zur Abwasserbehandlung kritisch hinterfragen und beurteilen zu können, wurde Ende 2001/Anfang 2002 eine Datenerhebung bei den großen kommunalen Kläranlagen mit über 10.000 angeschlossenen Einwohnerwerten (65 Anlagen) durchgeführt, da diese über 94 % des in Schleswig-Holstein anfallenden Klärschlammes produzieren und behandeln. In dem Fragebogen, der im Anhang A4 aufgeführt ist, wurde zunächst die anfallende Menge Klärschlamm erfragt (Frage 1). Anschließend wurden Daten zur Klärtechnik erhoben, die u. a. der Beurteilung von Düngewirkung und Wertdichte des Produktes dienen (Fragen 2–5). Um die aktuelle Verwertungspraxis zu erfassen, wurde nach den Verwertungsprozessen gefragt, denen der Klärschlamm zugeführt wird, sowie nach den zugehörigen Verwertungsentfernungen (Fragen 6 und 7). Informationen zum Verwertungsmarkt wurden durch Fragen zu Abgabepreisen für

⁹⁸ ESCH/LOLL (2001, S. 1594), rechnen den Wert für „Abgabe an andere ABA“ wieder aus der Gesamtmenge des Klärschlammes heraus.

Klärschlamm und zur Entsorgungsfirma ermittelt (Frage 8). Um Daten zu Transport und Lagerung zu erhalten, wurden Abholrhythmus und Transportmittel abgefragt (Frage 9). Abschließend wurde um Angaben über die Nährstoffgehalte des Klärschlammes gebeten (Frage 10).

Der in der Kläranlage Glückstadt-Süd behandelte Schlamm wurde in der Untersuchung nicht berücksichtigt, da er hauptsächlich industriellen Ursprungs ist und gesondert entsorgt wird. Dies ist bei der Beurteilung der Mengenangaben im Kreis Steinburg, in dem die Anlage liegt, zu beachten. Der Karte 1 sind die Lage der befragten Anlagen, die Struktur der Abwasserbehandlung in Schleswig-Holstein und die gegenwärtige Verwertungspraxis zu entnehmen. In dem östlichen Landesteil, der eine höhere Bevölkerungsdichte aufweist, konzentrieren sich die größeren Kläranlagen. Dagegen sind im Westen des Landes aufgrund der geringeren Bevölkerungsdichte mehr Kleinanlagen vorzufinden, oder die Abwasserbehandlung erfolgt dezentral. Es zeigt sich ferner, dass, abgesehen von wenigen Verbänden, kein Gebietskörperschaften übergreifendes Klärschlammmanagement existiert.

Derzeit fallen ca. 81.600 Tonnen Trockensubstanz (TS) Klärschlamm pro Jahr in Schleswig-Holstein an. Davon werden 86 % landwirtschaftlich und 9 % als Kompost bzw. im Landschaftsbau verwertet. Der Rest wird vererdet, verbrannt oder deponiert. Die Komposte finden teilweise ebenfalls in der Landwirtschaft oder im Rahmen von Rekultivierungsmaßnahmen Verwendung, wobei auch die Schlämme aus der Vererdung in 6 bis 12 Jahren für diese Verwertungswege vorgesehen sind. Lediglich ein geringer Anteil wird derzeit (hauptsächlich aufgrund erhöhter Kupferwerte) deponiert oder verbrannt.



Karte 1: Struktur der Abwasserbehandlung in Schleswig-Holstein.

4.1.1 Datenerhebungsverfahren

Als Erhebungstechnik wurde das Telefoninterview anhand eines standardisierten Fragebogens gewählt. Durch die festgelegten Fragen in bestimmter Reihenfolge und die „Gleichheit der Interviewsituation“ wird der Einfluss des Interviewers auf die Antworten reduziert. Die telefonische Befragung ist kostengünstig und in der Regel schnell durchführbar. Auf Missverständnisse kann direkt durch Erklärung reagiert werden (HÜTTNER (1989), S. 46 f.). Sie ist geeignet, einfache Sachverhalte zu erfassen. Ferner bietet die telefonische Befragung auch den Vorteil, Zusatzinformationen zum Untersuchungsgegenstand von den befragten Experten gewinnen zu können.

Durch eine Prä-Befragung⁹⁹ wurden zunächst missverständliche Formulierungen verbessert und geringe Ergänzungen vorgenommen. Da gerade bei Telefoninterviews die einleitenden Worte für die Bereitschaft, an der Befragung teilzunehmen, entscheidend sind (ATTESLANDER (2000), S. 149), wurden verschiedene Einleitungen getestet und diejenige mit der höchsten Bereitschaft bei den Befragten als Standard gewählt. Auf Anfrage einiger der Befragten wurde der Fragebogen zuvor zugefaxt, um die Identität des Befragenden darzulegen und den Befragten ein Beleg der Befragung zukommen zu lassen.

4.1.2 Befragte und Rücklaufquote

In der Regel wurden die Interviews mit den Klärwerksmeistern der jeweiligen Anlage geführt. Sie verfügen als „Produzenten“ über das technische Fachwissen, haben Einblick in betriebswirtschaftliche Abläufe der Anlage und Zugang zu den Ergebnissen der Nährstoffuntersuchungen des Klärschlammes. Falls zu einzelnen Fragen keine Antwort gegeben werden konnte, wurden von den Klärwerksmeistern die zuständigen Ansprechpartner genannt und befragt, z. B. Vorsitzende eines Abwasserverbandes oder Sachbearbeiter in der kommunalen Verwaltung.

⁹⁹ Es wurden insgesamt acht Prä-Befragungen durchgeführt, deren Ergebnisse verwertbar waren.

Tabelle 12: Befragungserfolg.

Kriterium	Anzahl
Anlagen/mögliche Interviews	65
Verweigerungen/nicht erreicht	4
gemeinsamer Betrieb (Zentralanlage behandelt für andere Anlagen mit)	3
auswertbar	61 (ca. 94 %)

Nahezu sämtliche Anlagenbetreiber haben sich an der Befragung beteiligt. Lediglich bei vier Anlagen konnte kein Interview geführt werden: Teils wurde die Auskunft verweigert, oder es war trotz mehrmaligen Anrufs niemand zu erreichen. Der Schlamm dreier Anlagen wurde von anderen Anlagen behandelt, die ebenfalls von der Befragung erfasst wurden (vgl. Tabelle 12). Die hohe Teilnahmebereitschaft an der Befragung drückt die Aktualität der Klärschlammproblematik, vor allem bei den Produzenten, aus. Sie mag auch darin begründet sein, dass bewusst auf sensible Fragen zum Schadstoffgehalt des Klärschlammes verzichtet wurde. Gleichwohl machten einige der Befragten auch dazu Angaben.

4.2 Diskussion der erhobenen und amtlich verfügbaren Daten

Ziel dieses Unterkapitels ist es, die Qualität sowohl der im Rahmen der Befragung erhobenen Klärschlamm-mengen als auch der amtlich verfügbaren Daten aus den Statistiken zur Abwasserbehandlung zu beurteilen. Dazu werden zunächst die amtlichen Mengenangaben der Jahre 1995, 1998 denen von 2001 gegenübergestellt. Die Mengenangaben aus 2001 wurden wegen der Vergleichbarkeit und späteren Berechnung der Nährstoffgehalte auf 100 % TS normiert. Die Kreismengen stellen die aufsummierte Menge der in den jeweiligen Kreisen befindlichen Kläranlagen dar. Generell steigen die Mengen anfallenden Klärschlammes durch verbesserte Reinigungsleistung der Anlagen geringfügig. Jedoch ist mit einem Rückgang der Mengen aus Gewerbe und Industrie zu rechnen, da man zunehmend mit geschlossenen Wasserkreisläufen arbeitet oder die Abwässer getrennt behandelt. Daher lassen sich die Angaben von 1998 und 2001 in Beziehung setzen, wohingegen die Angaben für 1995 für weitere Berechnungen als veraltet gelten müssen und lediglich zur Angaben von Tendenzen herangezogen werden. Ferner wurde 1995 ein Landesprogramm „Ausbau kommunaler

Kläranlagen mit Anschlusswerten von mehr als 10.000 EW“ verabschiedet und in den folgenden Jahren umgesetzt (MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATUR UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2001), S. 3), so dass von einer deutlichen quantitativen und qualitativen Veränderung des Klärschlammes seit 1995 auszugehen ist.

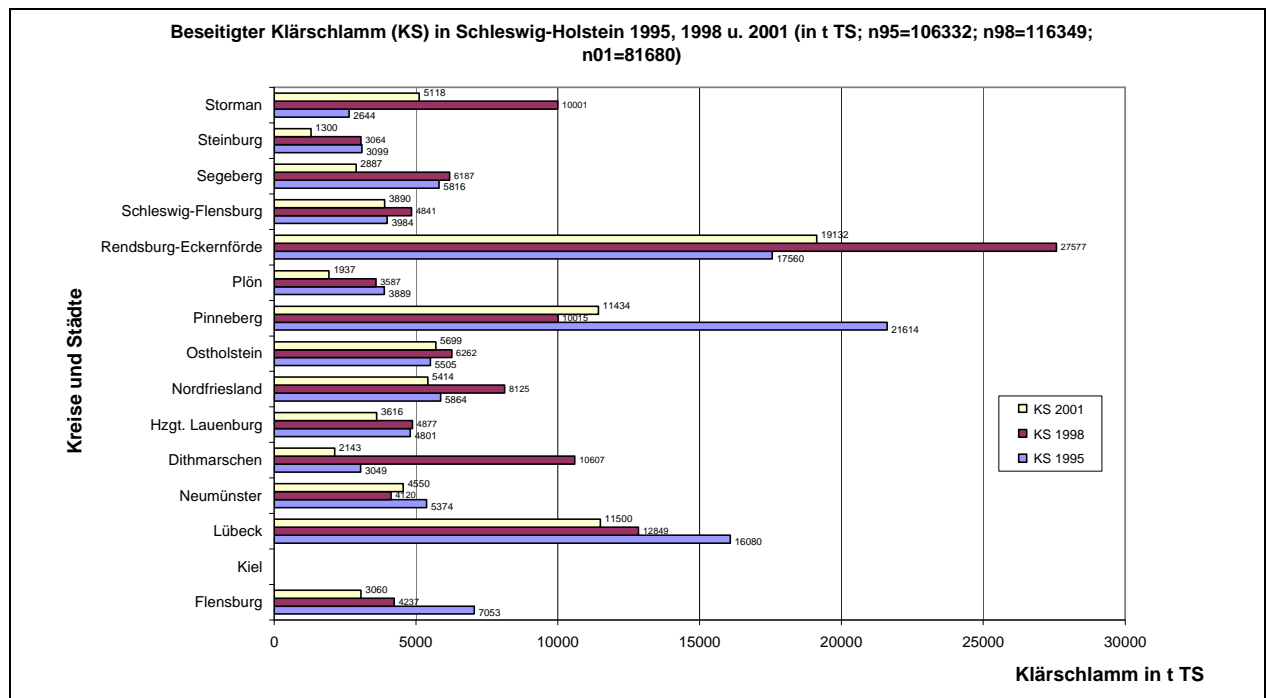


Abbildung 15: Beseitigter Klärschlamm in Schleswig-Holstein in den Jahren 1995, 1998 und 2001; Kiel ist in Rendsburg-Eckernförde eingegliedert (Quelle: STATISTISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN (1997, 2001), eigene Erhebung).

In Abbildung 15 sind die Mengen beseitigten Klärschlammes für die Jahre 1995, 1998 und 2001 graphisch dargestellt. Dabei fallen vor allem die starken Unterschiede in den Zeitreihen auf. Vergleicht man die Angaben für 1995 und 1998, so veränderten sich die Mengen besonders stark in Stormarn, Rendsburg-Eckernförde, Pinneberg und Dithmarschen. Derartige Schwankungen lassen sich nur damit erklären, dass zum Zeitpunkt der Erhebung z. B. eine verstärkte Ausräumung von Klärteichen stattfand und Zwischenlager geleert wurden oder dass die Erhebungsmethode nicht einheitlich war. Zwar stieg die Gesamtmenge von 1995 auf 1998 an, was auch trotz verbesserter Reinigungsleistungen plausibel erscheint, doch nimmt die Menge in einigen Kreisen stark ab bzw. stark zu. Ein ähnliches Bild ergibt sich bei dem Vergleich der Werte für 1998 und 2001. Der deutliche Gesamtrückgang von 1998 und 2001 liegt teilweise darin begründet, dass eine Teilmenge anfallenden Klärschlammes 2001, die in einer gewerblichen Anlage in Steinburg behandelt wird (Glückstadt-Süd), nicht in die

Berechnung einging. Ferner wurde der Anfall aus kleineren Anlagen, der ca. 5 % der Gesamtmenge beträgt, nicht erhoben. 1998 sind für Stormarn, Segeberg und Plön Werte ausgewiesen, die etwa den zweifachen Werten von 2001 entsprechen. Für Dithmarschen wird im Vergleich zu 2001 sogar ein um das Fünffache höherer Wert angegeben. Generell liegen die Werte für 1998 höher als 2001; sofern für 2001 höhere Werte erhoben wurden, liegen diese nur geringfügig über den Angaben für 1998. Um letztlich entscheiden zu können, welche Mengenangaben die Basis für die weiteren Berechnungen im Nährstoffmodell (vgl. Kapitel 5.2) bilden, müssen die Angaben kritisch hinterfragt werden.

Zur Beurteilung der Mengenangaben werden aus datenkritischen Gründen folgende Kennzahlen differenziert und herangezogen:

- [KS_g]: gesamte zur Beseitigung anfallende Klärschlammmenge
[E]: an eine Kläranlage angeschlossene Einwohner
[EGW]: Einwohnergleichwert zur Umrechnung des gewerblich-industriellen Schmutzwassers
[EW]¹⁰⁰: Einwohnerwert = [E] + [EGW]
[KS_{s20}]¹⁰¹: spezifischer Klärschlammfall von 20 kg TM/[EW] pro Jahr (Literaturwert als Referenzwert)

Um die Mengenangaben in den amtlichen Statistiken und aus der eigenen Erhebung einer Plausibilitätskontrolle zu unterziehen, lässt sich eine Rückwärtshochrechnung auf Basis der tatsächlichen und theoretischen kommunalen Klärschlammengen durchführen (ESCH/LOLL (2001), S. 1598).¹⁰² Durch diese Berechnung können zudem Aussagen zu den

¹⁰⁰ Der Einwohnerwert ist die Summe aus der an die Abwasserbehandlungsanlage angeschlossenen Bevölkerung und der behandelten Einwohnergleichwerte. Der Einwohnergleichwert dient zum Vergleich von gewerblichem und industriellem Abwasser mit häuslichem Abwasser. Er gibt an, wie viele Einwohner eine entsprechende Menge gewerblichen bzw. industriellen Abwassers erzeugt hätten. Die im Abwasser enthaltenen Schmutzstoffe verursachen im Durchschnitt einen fünftägigen biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB₅) von 60 g O₂ (1 EGW entspricht 60 g O₂); auf den Wasserverbrauch bezogen entsprechen 200 Liter/Einwohner und Tag einem EGW. Der EGW richtet sich nach unterschiedlichen Produktionsverfahren. Für diese werden von der ATV (1978, S. 1 ff.), und (1995, S. 27) Faustzahlen angegeben. Bspw. fallen bei der Erzeugung von 1000 Liter Milch 162 EGW an, bei 1000 Liter Bier 60, bei der Fruchtsaftherstellung aus Kernobst bei 1.000 Liter 76 EGW oder bei 1.000 kg Wäschewaschen 630 EGW.

¹⁰¹ ESCH/LOLL (2001, S. 1594), bezeichnen diesen Wert als „in der Spanne verschiedener Autoren liegend“. THOMÉ-KOZMIENSKY (1998, S. 113) setzt 29 kg TM/a und Einwohner an. Das LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE M-V (2000) hat einen Bereich von 18–29 kg Klärschlamm TM pro Einwohner und Jahr aus Literaturangaben ermittelt und gibt für M-V einen Durchschnitt von 23 kg pro Einwohner und Jahr an.

¹⁰² ESCH/LOLL (2001, S. 1594) führen eine Berechnung auf Länderebene durch und ermitteln für Schleswig-Holstein deutlich zu hoch angesetzte Klärschlammengen.

Verhältnissen der Klärschlammengen aus einerseits kommunaler und andererseits gewerblich-industrieller Abwasserreinigung getroffen werden, soweit sie in den kommunalen Kläranlagen behandelt werden. Die pro Tag in einer Anlage anfallenden Schlammmenge und -beschaffenheit hängen inputwärtig von Wasserverbrauch, Lebensstandard, Ernährung, Lage des Arbeitsplatzes innerhalb oder außerhalb des Einzugsgebiet der Kläranlage und von etwaigen Einleitungen aus Gewerbe und Industrie ab. Outputwärtig beeinflusst die Art der Abwasserreinigung und -behandlung die Schlammengen. Die Berechnung gliedert sich in die vier u. a. Schritte.

1. Schritt: $[KS_g]/[E]$

Zunächst wird die gesamte Klärschlammmenge $[KS_g]$ durch die Zahl der angeschlossenen Einwohner $[E]$ dividiert ($[KS_g]/[E]$), woraus sich der spezifische Klärschlammanfall pro Einwohner ergibt. Diese Zahl drückt also die Menge anfallenden Klärschlammes aus, die ein Einwohner inklusive der auf die Einwohner umgerechneten Menge gewerblich-industriellen Klärschlammes pro Jahr erzeugt. Ein Vergleich dieser Werte mit Angaben anderer Bundesländer erlaubt erste Aussagen über die Güte der Wertangaben der eigenen Erhebung und der amtlichen Daten, ohne explizit Aussagen über den gewerblich-industriellen Anteil an der kommunalen Klärschlammmenge treffen zu können. Eine genauere Betrachtung erlauben die folgenden Schritte.

2. Schritt: $[KS_g]/[EW]$

Die Einwohnerwerte $[EW]$ sind die Summe aus den Werten der angeschlossenen Einwohner $[E]$ und den Einwohnergleichwerten $[EWG]$. Dividiert man die Gesamtmenge $[KS_g]$ durch die Einwohnerwerte $[EW]$, so ergibt dies den spezifischen Anfall Klärschlamm pro Einwohner bezogen auf die Gesamtbelastung aus Einwohner und Gewerbe/Industrie. Während im ersten Schritt die Einwohnergleichwerte implizit berücksichtigt werden, gehen sie in diesem Schritt als Teil des Einwohnerwertes explizit in die Berechnung ein.

3. Schritt: $[EW]/[E]$

Das Verhältnis $[EW]/[E]$ drückt aus, wie sich der Gesamtklärschlammanfall auf den Anfall aus dem gewerblich-industriellen und aus dem kommunalen Bereich nach Festlegung der Einwohnergleichwerte theoretisch aufteilt. Ein Wert deutlich über 1 spiegelt einen hohen Anteil gewerblich-industriellen Schlammes wider; bei einem Wert von 2 ist der Anteil dieses Schlammes gleich dem durch die Einwohner erzeugten Menge. Werte unter 1 deuten darauf

hin, dass eventuell bedeutende Mengen Klärschlamm nicht erfasst wurden. Liegt der Wert nahe über 1, so ist der Anteil gewerblich-industriellen Klärschlamm sehr gering, erreicht er genau 1, so sind [EW] und [E] gleich, d. h. es fällt kein Schlamm aus Gewerbe und Industrie an ([EWG] = 0). Die Werte für [EW] und [E] sind der Statistik von 1998 entnommen und werden gleichfalls für die Berechnung der Werte von 2001 herangezogen, da eine Überprüfung der Einwohnerwerte 1999 (Stand: 31.12.1999) keine bedeutenden Veränderungen aufwies.

4. Schritt: $[KS_g]/[KS_{s20}]$

Ein Vergleich des Verhältnisses aus gesamter Klärschlammmenge $[KS_g]$ und der auf Basis der spezifischen Klärschlammmenge pro Einwohnerwert und Jahr errechneten Menge Klärschlamm $[KS_{s20}]$ für die angeschlossenen Einwohner [E] erlaubt Aussagen über die angegebenen bzw. erhobenen Mengen und deren Relation aus Gewerbe/Industrie und kommunalem Anfall, indem man das Verhältnis wie im Schritt 3 angeführt als Verhältnis aus $[EW]/[E]$ interpretiert. Als spezifischer Klärschlammfall pro Einwohner, also bezogen auf die Gesamtbelastung aus Einwohnern sowie Gewerbe und Industrie, wird für die Berechnung ein Mengenanfall pro angeschlossenem Einwohnerwert [EW] von 20 kg TM/a unterstellt. Dieser Wert entspricht dem Bundesdurchschnitt.

4.3 Diskussion und Interpretation der Ergebnisse

In der Tabelle 13 sind die wesentlichen Kenndaten zur Beurteilung der Klärschlammengen aufgestellt. Die Plausibilitätskontrolle der Mengenangaben für 1998 und 2001 ergibt deutliche Hinweise für zu hohe Mengenangaben an Klärschlamm für 1998. Diese liegen im Landesdurchschnitt sowohl bezogen auf das Verhältnis von Gesamtmenge zu Einwohner als auch auf die Relationen Gesamtmenge zu Einwohnerwert und Gesamtmenge zu spezifischer Menge deutlich über den angegebenen Referenzwerten. Dagegen weichen die Kennzahlen für die erhobenen Werte von 2001 nur geringfügig von den Referenzwerten ab.

Auf Kreisebene betrachtet, variieren die Angaben bei beiden Jahrgängen. Der Grund für die Schwankungen kann neben Erfassungsproblemen eine unterschiedliche Bestimmung der Einwohnergleichwerte sein, die anhand von Faustzahlen für die verschiedenen Produktionsverfahren ermittelt werden.

Tabelle 13: Kenndaten zur Beurteilung der angegebenen Klärschlammengen in Schleswig-Holstein
(Berechnungsgrundlage: amtliche Daten des Jahres 1998 des STATISTISCHEN LANDESAMTES
SCHLESWIG-HOLSTEIN (2001), eigene Erhebung 2001).

Kreis	KS _g /E in kg TM	KS _g /EW in kg TM	KS _g /KS _{s20}	EW/E	KS _g /E in kg TM	KS _g /EW in kg TM	KS _g /KS _{s20}
	Basis: amtliche Werte 1998				Basis: erhobene Werte 2001		
Flensburg	42,29	17,08	2,11	2,48	30,54	12,34	1,53
Lübeck	52,30	29,80	2,61	1,75	46,81	26,67	2,34
Neumünster	47,52	18,84	2,38	2,52	52,48	20,80	2,62
Dithmarschen	92,32	41,35	4,62	2,23	18,65	8,35	0,93
Hzgt. Lauenburg	34,10	18,36	1,71	1,86	25,29	13,61	1,26
Nordfriesland	61,60	24,48	3,08	2,52	41,05	16,31	2,05
Ostholstein	44,10	18,64	2,20	2,37	40,13	16,96	2,01
Pinneberg	22,17	16,74	1,11	1,32	25,31	19,11	1,27
Plön	44,39	31,35	2,22	1,42	23,97	16,93	1,20
Rendsburg- Eckernförde	54,07	35,87	2,70	1,51	37,51	24,89	1,88
Schleswig- Flensburg	37,85	18,57	1,89	2,04	30,41	14,92	1,52
Segeberg	56,25	26,45	2,81	2,13	26,25	12,34	1,31
Steinburg	26,81	16,27	1,34	1,65	11,37	6,90	0,57
Stormarn	80,07	57,68	4,00	1,39	40,98	29,52	2,05
S-H gesamt	46,84	26,29	2,34	1,78	32,88	18,46	1,64
Baden- Württemberg¹	31,81	18,66	1,59	1,70			
Niedersachsen¹	33,22	19,49	1,66	1,70			
Mecklenburg- Vorpommern¹	33,26	19,76	1,66	1,68			
Deutschland¹	33,90	20,92	1,70	1,62			

E=angeschlossene Einwohner; EW=Einwohnerwert; KS_g=Gesamtmenge Klärschlamm; KS_{s20} rechnerische Gesamtmenge Klärschlamm bei einem spez. Anfall von 20 kg pro Einwohnerwert und Jahr

¹ Referenzwerte zum Vergleich aus Angaben von ESCH u. LOLL (2001), S. 1599, teils berechnet.

Bei der Kennzahl „Gesamtmenge pro Einwohner“ liegen die Werte für 1998 bis auf drei Fälle deutlich über den Referenzwerten. Dagegen streuen die Werte für 2001 in einem deutlich geringeren Intervall um die Referenzwerte. Eine Ausnahme bilden der Kreis Steinburg aufgrund der nur teilweise in die Berechnung eingegangenen Mengen und der Kreis Dithmarschen. Stellt Dithmarschen für 1998 bei dieser Kennzahl den Maximalwert von über 92 kg TM/E dar, so wurde für 2001 lediglich ein Wert von ca. 19 kg TM/E ermittelt. Die hohen Werte für 1998 in Dithmarschen sowie in Stormarn und Nordfriesland könnten aufgrund der o. g. Doppelzählungen entstanden sein, da für diese Kreise gleichfalls hohe Werte für die Abgabe an andere Abwasserbehandlungsanlagen im Statistischen Bericht für 1998 aufgeführt sind.

Die zweite berechnete Kennzahl gibt das Verhältnis von Klärschlammmenge und Einwohnerwert an. Die Werte weichen für 1998 (bis auf vier Ausnahmen) mit bis zu ca. 6 kg TM von dem Referenzwert von ca. 20 kg TM/EW in beide Richtungen ab. Die erhobenen Werte von 2001 streuen ebenfalls um den Referenzwert; es wurde ein Maximalwert von 29 kg TM/EW für Stormarn und ein Minimalwert von ca. 7 kg TM/EW für Steinburg ermittelt. Tendenziell sind die Werte für 2001 im Vergleich zum Referenzwert niedriger. Dies hängt wahrscheinlich damit zusammen, dass dem Klärschlammanteil aus Gewerbe und Industrie, eine recht hohe Bedeutung am Gesamtklärschlammanteil beizumessen ist. In diesem Zusammenhang ist zu beachten, dass der Klärschlammanteil aus nicht kommunalem Abwasser eher rückläufig ist, weil in der gewerblichen und industriellen Produktion vermehrt auf Wiederverwendung des Abwassers basierende Produktionsformen eingesetzt werden. Daher erscheinen die angegebenen Verhältnisse aus Einwohnerwerten und Einwohner $[EW]/[E]$ für die heutigen Gegebenheiten als zu hoch. Diese Vermutung wird einerseits dadurch bekräftigt, dass die Werte 2001 für die Kennzahl $[KS_g]/[E]$ nahe der Referenzwerte liegen, andererseits erscheinen die Werte 2001 für die Kennzahl $[KS_g]/[EW]$ eher zu niedrig, d. h. der Einfluss der Einwohnergleichwerte auf die Schlammengen ist als zu hoch anzusehen.

Werden die Werte der Kennzahl $[KS_g]/[KS_{s20}]$ als zurückgerechnetes Verhältnis aus $[EW]/[E]$ interpretiert, so ergeben diese für 1998 tendenziell wiederum zu hohe Beträge. Dies gilt vornehmlich für die Werte in Dithmarschen, Nordfriesland, Stormarn, Rendsburg-Eckernförde und Segeberg, bei denen der Anfall aus Gewerbe und Industrie deutlich höher liegt als der Anfall kommunalen Klärschlammes. Für das Jahr 2001 liegen die Werte im Rahmen der Referenzwerte und streuen weniger stark als die Werte für das Jahr 1998. In den Städten

Neumünster und Lübeck ist ein hoher Anfall Klärschlamm aus Gewerbe und Industrie zu verzeichnen (ebenfalls 1998), wohingegen der Wert für Flensburg zu gering erscheint. Wiederum weisen Dithmarschen und Steinburg aus bereits o. a. Gründen zu geringe Werte auf.

4.4 Zusammenfassende Beurteilung der Daten

Die Schwankungsbreite der amtlichen Daten von 1995 und 1998 und der erhobenen Daten aus 2001 spiegelt die problematische Erfassung der Klärschlammengen wider. Eine unkritische Übernahme ungeeigneter Daten hätte gravierende Auswirkungen auf die Ergebnisse des Frachtenmodells und auf weitere Bearbeitungsschritte. Die Plausibilitätskontrolle hat ergeben, dass die im Rahmen der Befragung erhobenen Daten für weitere Berechnungen besser geeignet sind als diejenigen des STATISTISCHEN LANDESAMTES für 1998. Zu dieser Einschätzung führen einerseits die genaueren Übereinstimmungen mit den als belastbar angesehenen Referenzwerten, andererseits die deutlichen Unstimmigkeiten bei den statistischen Angaben 1998.

4.5 Prozess der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung in Schleswig-Holstein

Die bedeutendsten technischen Kriterien im Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung sind der Grad der Entwässerung in % TS, das Ausmaß an Zuschlagstoffen im Rahmen der Entwässerung und Nährstoffrückhaltung, die Transportdistanz und das Transportmittel. Nassschlamm mit einem Trockensubstanzanteil von 3–5 % und Trockenschlamm mit über 60 % TS spielen für die Verwertung mengenmäßig in Schleswig-Holstein eine untergeordnete Rolle, da im Mittel Dickschlamm mit einem Trockensubstanzgehalt von 32 % TS verwertet wird (vgl. Abbildung 16).

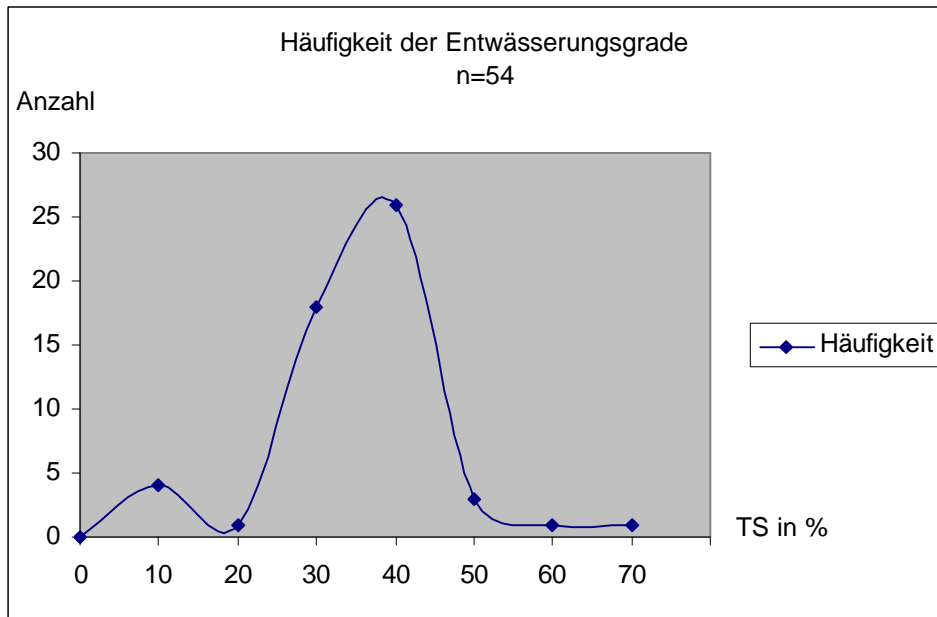


Abbildung 16: In der Befragung genannte Entwässerungsgrade des Klärschlammes.

Dazu werden zu 41 % Zentrifugen, zu 25 % Kammerfilterpressen und zu 20 % Siebbandpressen eingesetzt. Weitere Verfahren sind Schlammfelder, Trocknungsanlagen und 2 Vererdungsanlagen als natürliche Entwässerungsmethode.

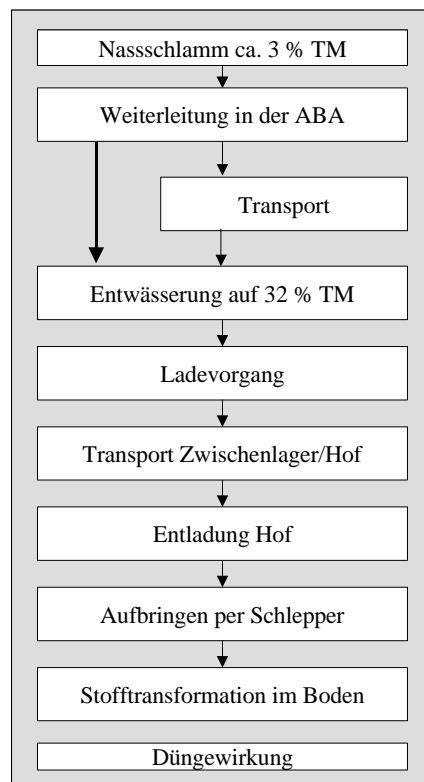


Abbildung 17: Schematische Darstellung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung.

Abbildung 17 fasst den Prozess der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung zusammen. Als Zuschlagstoff für die Stabilisierung des Schlamms¹⁰³ wird hauptsächlich Kalk eingesetzt, was einer oft gewünschten Düngemittelgabe zur Hebung des pH-Wertes des Bodens entspricht. Als Konditionierungsmittel werden je nach Anlagentyp Polymere, Eisen- und Aluminiumsalze sowie Kalk verwendet. In der Praxis wird in den Abwasserbehandlungsanlagen regelmäßig nur soweit aufgekalkt, wie dies tatsächlich für die Entwässerung nötig ist. In einigen Verträgen ist jedoch auch eine bestimmte Qualität hinsichtlich des Kalkgehaltes festgeschrieben, so dass ggf. nachträglich aufgekalkt wird. Wegen der Transportkosten ist zu erwarten, dass der Schlamm möglichst nahe seiner Entstehung entsorgt wird. Aus Gründen der Entsorgungssicherheit werden jedoch auch entferntere Verwertungsflächen in Anspruch genommen, um bestehende Geschäftsbeziehungen aufrecht zu erhalten und damit das Risiko eines Abnahmeengpasses vor Ort zu senken. Grundsätzlich unterscheidet man Selbstabholer, die den Klärschlamm direkt von der Anlage beziehen, und Entsorgungsbeauftragte, welche den Schlamm meist zunächst in ein Zwischenlager verbringen, soweit die Kläranlage keine Lagerkapazitäten besitzt, und von dort verteilen. Eine Lagerung ist nötig, da Klärschlamm einerseits ständig anfällt, andererseits der Bedarf je nach Ernte saisonal schwankt. Das Aufbringen von Nassschlamm kann mit der Ausbringung von Gülle verglichen werden, da in etwa gleiche Arbeitsschritte anfallen. Dickschlamm ähnelt von der Konsistenz dem Mist. Per LKW oder Schlepper wird der Klärschlamm zum Hof transportiert und umgeladen, später per Schlepper aufgebracht. In Schleswig-Holstein dominiert der Transport per LKW in Containern.

¹⁰³ Unter Stabilisierung sind Verfahren zu verstehen, die die Geruchsbelastung durch ungewollte mikrobiologische Prozesse unterbinden und eine leichtere Entwässerbarkeit des Schlamms ermöglichen. Im Rahmen der Konditionierung werden ebenfalls die Schlammeneigenschaften für die Entwässerbarkeit verbessert, indem Flockungshilfsmittel, wie Polymere oder Eisensalze, die verhältnismäßig feste Bindung zwischen Feststoffen und Schlammwasser lösen.

5 Qualitative und quantitative Auswertung des Klärschlammhaushaltes

Durch die Datenerhebung und anschließende Aufbereitung können die in Kapitel 3 aufgestellten Partialmodelle qualitativ und quantitativ ausgewertet und miteinander verbunden werden, um die derzeit in Schleswig-Holstein dominierende landwirtschaftliche Klärschlammverwertung und deren vor- und nachgelagerten Prozesse einer kritischen Betrachtung in Hinblick auf die Forderungen einer nachhaltigen Raumentwicklung zu unterziehen.

5.1 Rechtliche und stoffliche Bedeutung der Kalkzugabe bei der Klärschlammentwässerung

Die Auswertung der Befragung ergab, dass ca. 2 % der erfassten Klärschlämme deponiert werden, weil der Grenzwert für Kupfer überschritten wird; in weiteren Fällen wird der Grenzwert nur geringfügig unterschritten. Bei der Überprüfung der eingesetzten Entwässerungstechnik fiel auf, dass von den insgesamt 9 Anlagen mit erhöhten Kupferwerten eine bestimmte Entwässerungstechnik, und zwar Kammerfilterpressen, nicht zum Einsatz kommt. Erhöhte Werte traten nur bei den Anlagen auf, die Siebbandpressen oder Zentrifugen einsetzen (eine Anlage darunter betreibt einen Schlamm-polder). Um diese Korrelation erklären zu können, muss die diesbezügliche Rechtsvorschrift den Anforderungen an die eingesetzte Entwässerungstechnik gegenübergestellt werden. Aussagen und Definitionen zur Entwässerung und Behandlung von Klärschlamm finden sich in den Durchführungsbestimmungen zur AbfKlärV (vgl. Kap. 3.2.3.2). In Ergänzung zu § 2 AbfKlärV wird in den Durchführungsbestimmungen hierzu ausgeführt:

„Das Behandeln von Abwasser ist ebenso wie das damit in Zusammenhang stehende Entwässern von Klärschlamm, einschließlich der Konditionierung, Teil der Abwasseraufbereitung. Dieser Zusammenhang ist bei der Entwässerung von Klärschlamm immer dann gegeben, wenn diese im räumlichen oder funktionalen Zusammenhang, gegebenenfalls auch gemeinsam von mehreren Abwasserbehandlungsanlagen, mit der herkömmlichen Abwasseraufbereitung erfolgt. Der Einsatz von Konditionierungsmitteln als Teil der Schlammbehand-

lung in der Abwasserbehandlungsanlage ist grundsätzlich unter wasserrechtlichen Gesichtspunkten zu bewerten. Der Einsatz darf daher nur in dem aus abwassertechnischer Sicht notwendigen Umfang erfolgen.“

Dies bedeutet, dass etwa Kalk als Konditionierungsmittel zur besseren Entwässerbarkeit nur nach technischen Erfordernissen eingesetzt werden darf, da aus wasserrechtlichen Gründen Stoffeinträge zu vermeiden sind.

„Nicht unter das Wasserrecht, sondern unter die Bestimmungen der Klärschlammverordnung fallen Handlungen nach abgeschlossener Abwasserbehandlung und Schlammentwässerung, wie etwa Nachbehandlung bereits entwässerter Klärschlämme und Verwertungshandlungen bei einer landwirtschaftlichen oder gärtnerischen Aufbringung der Klärschlämme. Die Beigabe von Zuschlagstoffen nach abgeschlossener Abwasserbehandlung führt zu einem Gemisch im Sinne des § 1 Abs. 2 AbfKlärV.“

Die rechtliche Bedeutung liegt also darin, ob Kalk als Konditionierungsmittel im Reinigungsprozess verwendet wird, oder erst später nach dem eigentlichen Reinigungs- und Behandlungsprozess zur besseren landwirtschaftlichen Verwertung beigemischt wird. Da sich die Restriktionen hinsichtlich der Ausbringungsmenge (5 t pro ha und 3 Jahren) auf den Anteil Klärschlamm im Gemisch und nicht auf das ganze Gemisch beziehen, kann folglich nur der nachträglich zugeführte Kalk bei der Mengenbeimessung herausgerechnet werden. Kalk, der im Rahmen der Konditionierung zugeführt wurde, stellt kein Gemisch dar und muss dementsprechend nicht herausgerechnet werden. Auch bei der Ermittlung der Grenzwerte wirkt sich dies aus, da die Beprobung des Schlammes dann vorgenommen wird, wenn die abwassertechnische Behandlung abgeschlossen ist, also vor einer nachträglichen Kalkung. Tabelle 14 stellt erreichbare Entwässerungsgrade dar, die sich je nach Technik und Konditionierung unterscheiden. Von Bedeutung ist dabei, dass lediglich bei Kammerfilterpressen die Konditionierung mittels Metallsalzen und Kalkhydrat technisch sinnvoll ist. Bei den 9 Anlagen mit erhöhten Kupferwerten wurden als Zuschlagstoffe Polymere und Kalk eingesetzt: 73 % der Kammerfilterpressen werden mit Metallsalzen und Kalkhydrat betrieben.

Tabelle 14: Erreichbare Ergebnisse bei der maschinellen Klärschlamm entwässerung in Abhängigkeit von der Konditionierung (verändert nach THOMÉ-KOZMIENSKY (1998), S. 239; MELSA (2001), S. 412).

Konditionierungs- und Behandlungsverfahren	Einheit	Zentrifugen und Bandfilterpressen	Kammerfilterpressen
Konditionierung mit Polymeren	% TS	20–40	23–42
Konditionierung mit Metallsalzen und Kalkhydrat ¹	% TS	–	25–45
Konditionierung mit Polymeren und Nachbehandlung mit reaktiven Zuschlägen, wie Branntkalk	% TS	30–>50	–
Vorkalkung und Konditionierung mit Polymeren ²	% TS	45–65	–

¹ Bei Zentrifugen und Bandfilterpressen nicht sinnvoll.
² Nur bei Entwässerung mit Zentrifugen möglich.

Rechtliche Bedeutung der Kalkzugabe im Rahmen der maschinellen Klärschlamm entwässerung		
Verfahrensstufe	Rechtlicher Rahmen	Rechtliche Bedeutung
Abwasseraufbereitung: Behandlung von Abwasser Konditionierung mittels Zuschlagstoffen zur Entwässerung	Wasserrecht	<ul style="list-style-type: none"> • Zugabe von Zuschlagstoffen in einem Umfang nur soweit abwassertechnisch notwendig • Kalkzugabe bei Kammerfilterpressen und Zentrifugen in der Behandlungsstufe sinnvoll • Kalkzugabe bei Siebbandpressen nur als Nachbehandlung sinnvoll • Schlamm ist kein Gemisch gem. § 1 Abs. 2 AbfKlärV
(Nach-) Behandlung	AbfKlärV	<ul style="list-style-type: none"> • Zugabe von Zuschlagstoffen erfolgt nach der Entwässerung und steht nicht in direktem Zusammenhang mit der abwassertechnischen Behandlung • Schlamm ist ein Gemisch gem. § 1 Abs. 2 AbfKlärV • Probennahmen erfolgen in dem Zustand des Klärschlammes, wie dieser auf die landwirtschaftlichen Flächen aufgebracht wird

Abbildung 18: Rechtliche Einordnung der Kalkzugabe im Rahmen maschineller Entwässerungsverfahren.

Diese Tatsache führt juristisch daher zu der unterschiedlichen Behandlung von Schlamm, je nachdem ob er mit Kammerfilterpressen, Zentrifugen, Siebbandpressen oder Poldern/Vererdung entwässert wurde. In Abbildung 18 sind die Verfahrensstufen der Schlamm-entwässerung und -behandlung, das anzuwendende Recht und die rechtliche Bedeutung miteinander in Beziehung gesetzt. Kalkzugabe bei Kammerfilterpressen ist Teil der Abwasserbehandlung, während das Aufkalken eine Nachbehandlung darstellt, so dass die Grenzwerte hier bei dem noch nicht aufgekalktem Schlamm ermittelt werden. Dies führt gerade in Bezug auf Kupfer zu Problemen, da die Werte für Kupfer oft erhöht sind und diese den Schlamm einer landwirtschaftlichen Verwertung entziehen. Lediglich bei den Kammerfilterpressen könnte der kritische Kupferwert durch Kalk in Hinblick auf eine spätere Verwertung verdünnt werden. Nach Auskunft einiger Anlagenbetreiber wird die Kalkgabe bei Zentrifugen von den Überwachungsbehörden nicht anerkannt, obgleich dies verfahrenstechnisch plausibel ist. Hierbei handelt es sich um eine Interpretation des unbestimmten Rechtsbegriffs „verfahrenstechnisch notwendig“. Durch die Verwendung des unbestimmten Rechtsbegriffs ist damit eine Gleichbehandlung aller Entwässerungsverfahren nicht gewährleistet; eine Senkung des meist limitierenden Kupferwertes würde vor allem Anlagen treffen, die per Siebband oder Zentrifuge entwässern.

5.2 Das Substitutionspotential durch Klärschlammverwertung

Die landesweite Quantifizierung der Phosphorflüsse erfolgt unter Verwendung der in Kapitel 2.3.2 aufgestellten Systemanalyse in Abbildung 19; auf Ebene der Kreise werden die Stoffströme im Rahmen der Auswertung der regionalen Verwertungspotentiale quantifiziert.

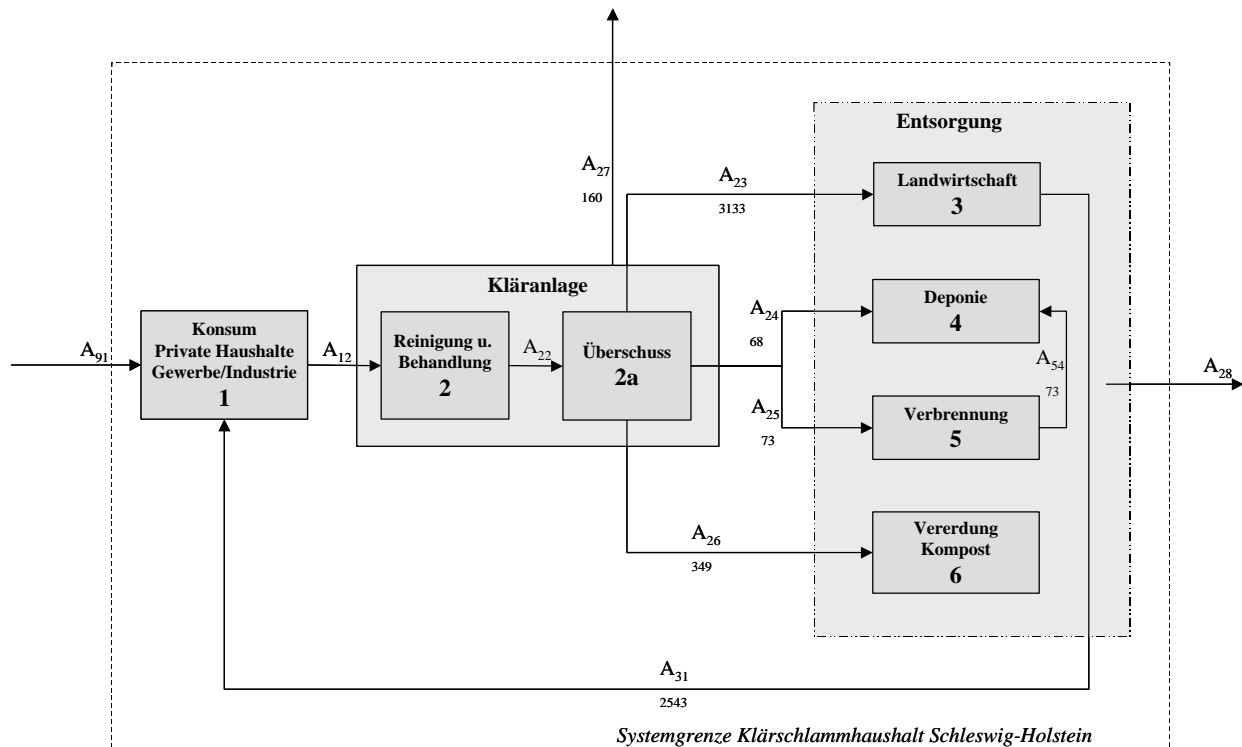


Abbildung 19: Quantifizierung der Phosphorflüsse 2001 in t P_2O_5 .

Zu dem Inputfluss A_{91} , der sich z. B. aus Futtermittelimporten, Mineraldünger oder Klärschlammimporten zusammensetzt sowie dem Export A_{28} als Entsorgung außerhalb Schleswig Holsteins stehen keine Daten zur Verfügung. Die Angaben für den Zulaufwert A_{12} und den Ablaufwert A_{27} wurden dem Lagebericht zur Abwasserbehandlung 2000 (MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATUR UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2001), S. 14) entnommen. Zu diesen Werten ist anzumerken, dass sie auf Phosphorwerten für alle 847 erfassten Kläranlagen (Stand: Ende 1999) basieren. Im Rahmen dieser Untersuchung wurden ca. 93 % von den Einwohnerwerten der 847 Anlagen erfasst, ferner ist davon auszugehen, dass sich die Phosphorrückhaltung aus dem Abwasser durch verbesserte Reinigungstechnik erhöht hat und somit die Werte als Näherungswerte vertretbar sind. Aufgrund des internen Phosphorflusses innerhalb des Reinigungsprozesses der Kläranlage (A_{22}), wird nur ein Teil der Fracht aus dem Zulauf im Klärschlamm gebunden an die Entsorgungsprozesse weitergeleitet. Bei dem Wert für die Rückführung im Zuge der landwirtschaftlichen Verwertung wurde von der im Kapitel 3.3.2 ermittelten Verfügbarkeit von 70 % ausgegangen. Die quantitative Erweiterung des Systemmodells um Phosphorflüsse aus Wirtschaftsdünger zur Abschätzung des Substitutionspotentials ist Gegenstand der folgenden Kapitel.

5.2.1 Beurteilung der ermittelten Parameter

Als Vergleichswert des im Rahmen des Nährstoffmodells ermittelten Wirtschaftsdüngeranfalls für Schleswig-Holstein dient eine Studie des KURATORIUMS FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT (KTBL) (SCHWAB/DÖHLER (2000), S. 189), in welcher Wirtschaftsdüngeranfall aus der Schweine- und Rinderhaltung für 1998 bestimmt wurde. In Tabelle 15 werden die Mengenangaben der Wirtschaftsdünger mit den mittleren Nährstoffgehalten in Beziehung gesetzt. Der daraus ermittelte Wert für 1998 von 35.150 t P₂O₅ liegt unter Berücksichtigung des hohen Aggregationsniveaus lediglich um 4,3 % niedriger als der für die Bestandszahlen 1999 im Rahmen der Auswertung berechnete Wert von 36.930 t P₂O₅ (vgl. Modellgleichung in Abb. 13, Kap. 3.3.3).

Tabelle 15: Wirtschaftsdüngeranfall und Menge P₂O₅ in Schleswig-Holstein 1998; Rindergülle 10 % TS, Schweinegülle 5 % TS, Festmist bezogen auf 4,5 kg/GVE*d Einstreu (aus SCHWAB/DÖHLER (2000), S. 189; P₂O₅-Faktoren aus KTBL (1999), S. 17).

Tier	Gülle Mio. t/a	P ₂ O ₅ - Faktor kg/t	P ₂ O ₅ - Menge in 1000 t	Festmist Mio. t/a	P ₂ O ₅ - Faktor kg/t	P ₂ O ₅ - Menge in 1000 t	Jauche Mio. t/a	P ₂ O ₅ - Faktor kg/t	P ₂ O ₅ - Menge in 1000 t	P ₂ O ₅ - Menge in 1000 t total
Rind	6,553	2	13,07	1,847	4	7,39	0,495	0,2	0,10	
Schwein	3,598	3	10,79	0,428	8,5	3,64	0,175	0,9	0,16	
gesamt										35,15

Die derzeit in Deutschland vornehmlich praktizierte Phosphorfällung mittels Eisen- und Aluminiumsalzen dient dazu, möglichst gute (d. h. geringe Phosphor-Konzentration im Auslauf) Ablaufwerte des gereinigten Abwassers zu erzielen. Diese Art der Fällung wirkt einer landwirtschaftlichen Verwertung jedoch entgegen. Biologisch gefällte Schlämme weisen einen höheren Nutzen für die landwirtschaftliche Verwertung auf, bedeuten jedoch eine höhere Phosphor-Konzentration im Ablauf der Klärwerke. In Schleswig-Holstein dominiert die simultane Phosphorfällung mittels FeIII-Salz, bei der das Fällungsmittel in der biologischen Stufe beigemischt wird. Teilweise wird zusätzlich eine Nachfällung (nach der mechanischen und biologischen Reinigung) durchgeführt, bei der geringe Mengen stark phosphorhaltigen Schlammes anfallen. Die Fällung im Rahmen der Vorklärung spielt in

Schleswig-Holstein bei den, in der Befragung erfassten Anlagen, eine nur untergeordnete Rolle.

Der Anteil des anrechenbaren pflanzenverfügbaren Stickstoffs am Gesamtstickstoff wird von dem KTBL mit 20-30 % im Anwendungsjahr angesetzt und kann langfristig bis auf 70 % unter günstigen Bedingungen steigen (KTBL (1999), S. 17). Da Kalium in mineralisierter Form vorliegt, wird eine dem Handelsdünger entsprechende Verfügbarkeit von 100 % unterstellt.

In Tabelle 16 sind die ermittelten und berechneten Nährstoffgehalte im Vergleich zu Literaturangaben zusammengestellt. Die Werte für Schleswig-Holstein weichen dabei lediglich bei dem Wert für Kalk von den anderen Angaben ab; sie liegen etwas höher. Dies mag damit zusammenhängen, dass im Rahmen der Befragung hauptsächlich entwässerte, mit Kalk versetzte Schlämme erfasst wurden, während Nassschlämme prozessbedingt in der Regel deutlich niedrigere Werte aufweisen. Eine Aufkalkung stellt gleichsam eine meist gewollte Anhebung des Boden-pH-Wertes dar. Die für das Frachtenmodell erforderliche Angaben für den P₂O₅-Gehalt weichen lediglich geringfügig von den angeführten Vergleichsangaben anderer Bundesländer ab, denn der Mittelwert für Schleswig-Holstein beträgt 47,96 kg P₂O₅/t TM.

Tabelle 16: Vergleich der ermittelten Nährstoffgehalte mit verschiedenen Literaturangaben (aus KTBL (1999), S. 17; NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (2000), S. 24; LANDESAMT FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT FRANKFURT (O.) (2000); eigene Erhebung).

Parameter	Gehalt in kg/t TM Schleswig-Holstein (TS 32,75 %) für 2001 als Median	Gehalt in kg/t TM (TS 30 %) nach KTBL als Mittelwerte	Gehalt in kg/t TM Brandenburg (TS 30 %) als Mittelwert	Gehalt in kg/t TM Niedersachsen (TS 29,69 %) als Median
N	24,59	26,99	31,66	30,20
P ₂ O ₅	41,60	46,66	44,99	41,60
K ₂ O	1,74	1,99	3,66	2,80
MgO	5,51	6,99	7,33	6,10
CaO	307	159,99	k. A.	227,40

Die Klärschlammengen und deren Nährstoffinhalte wurden im Rahmen der Befragung von 2001 aus den Einzelangaben jeder Kläranlagen ermittelt und gewichtete Kreismittel als P_2O_5 -Faktor berechnet. Der P_2O_5 -Faktor stellt eine Rechengröße im Rahmen des Modells dar. In den drei Fällen, in denen aufgrund fehlender Daten kein Kreismittel berechnet werden konnte, wurde der Medianwert eingesetzt, da er gegenüber des nach Menge gewichteten Mittelwertes für Schleswig-Holstein aussagekräftiger ist. Einerseits ist er robuster gegenüber Extremwerten bei wenigen Messwerten, und andererseits handelt es sich bei den 3 Kreisen um solche mit geringer Klärschlammmenge, so dass ein Rückgriff auf den nach Menge gewichteten Mittelwert für Schleswig-Holstein die reale Situation nicht korrekt widerspiegeln würde. In Tabelle 17 sind die Klärschlammengen und die berechneten P_2O_5 -Faktoren zusammengestellt.

Tabelle 17: Klärschlammengen und deren Phosphorgehalt (eigene Erhebung 2001/2002).

Kreis	Menge in t TM	P_2O_5-Faktor in kg/t TM
Flensburg	3060	- ¹
Lübeck	11500	- ¹
Neumünster	4550	- ¹
Dithmarschen	2143	21,66
Hzgt. Lauenburg	3616	48,02
Nordfriesland	5414	43,53
Ostholstein	5699	38,45
Pinneberg	11434	- ¹
Plön	1937	41,6 ²
Rendsburg- Eckernförde/Kiel	19132	38,05
Schleswig- Flensburg	3890	56,5
Segeberg	2887	41,6 ²
Steinburg	1300	41,6 ²
Stormarn	5118	37,79
S-H	81680	41,6 ²
¹ Aus datenschutzrechtlichen Gründen hier nicht angegeben.		
² Medianwert.		

Die Werte für die P₂O₅-Faktoren der Feldfrüchte wurden Angaben des KTBL (1999), S. 14. und der LANDWIRTSCHAFTSKAMMER WESER-EMS (2002) entnommen. Aus ihnen wurde auf Kreisebene der Nährstoffentzug berechnet (vgl. Tab. 18).

Tabelle 18: Im Modell erfasster Nährstoffentzug¹⁰⁴ durch Erntegut nach KTBL (1999), S. 14 ff.; WIEBE (1993), S. 564; LANDWIRTSCHAFTSKAMMER WESER-EMS (2002), S. 9 f.

Frucht	Nährstoffgehalt in der Frischmasse in kg/dt	vorgeschlagener Ertrag in dt/ha
	P₂O₅	
Winterweizen¹	0,80	65
Roggen	0,80	50
Wintergerste	0,80	60
Sommergerste	0,80	50
Hafer	0,80	50
Sommernenggetreide	0,6	
Triticale	0,8	
Hülsenfrüchte	1,15	
Kartoffel	0,14	400
Zuckerrüben	0,10	600
Runkelrüben	0,07	900
Ölfrüchte	1,7	
Winterraps	0,11	150–250
Silomais	0,16	550
Luzerne/Klee	0,15	
Blumenkohl	34	
	Nährstoffentzug in kg/ha	
Rotkohl	45	600
Weiskohl	76	1000
Möhren	44	600
Grünland	70	

¹Für Weizen mit 12 % Rohproteingehalt.

Die Werte für die Phosphorgehalte des Wirtschaftsdüngers wurden nach Abgleich weiterer Literaturangaben (s. Anhang 1) aus Angaben der LANDESANSTALT FÜR PFLANZEN-

¹⁰⁴ FRÜCHTENICHT et al. (1993, S. 256) geben Spannen für den Nährstoffgehalt des Erntegutes der Kulturpflanzen an, deren Mittelwerte von den Werten des KTBL (1999) nur geringfügig abweichen.

BAU UND PFLANZENSCHUTZ MAINZ (1998) hinsichtlich des Viehbesatzes in Schleswig-Holstein berechnet. Die verwendeten Daten sind in Tabelle 19 aufgeführt.

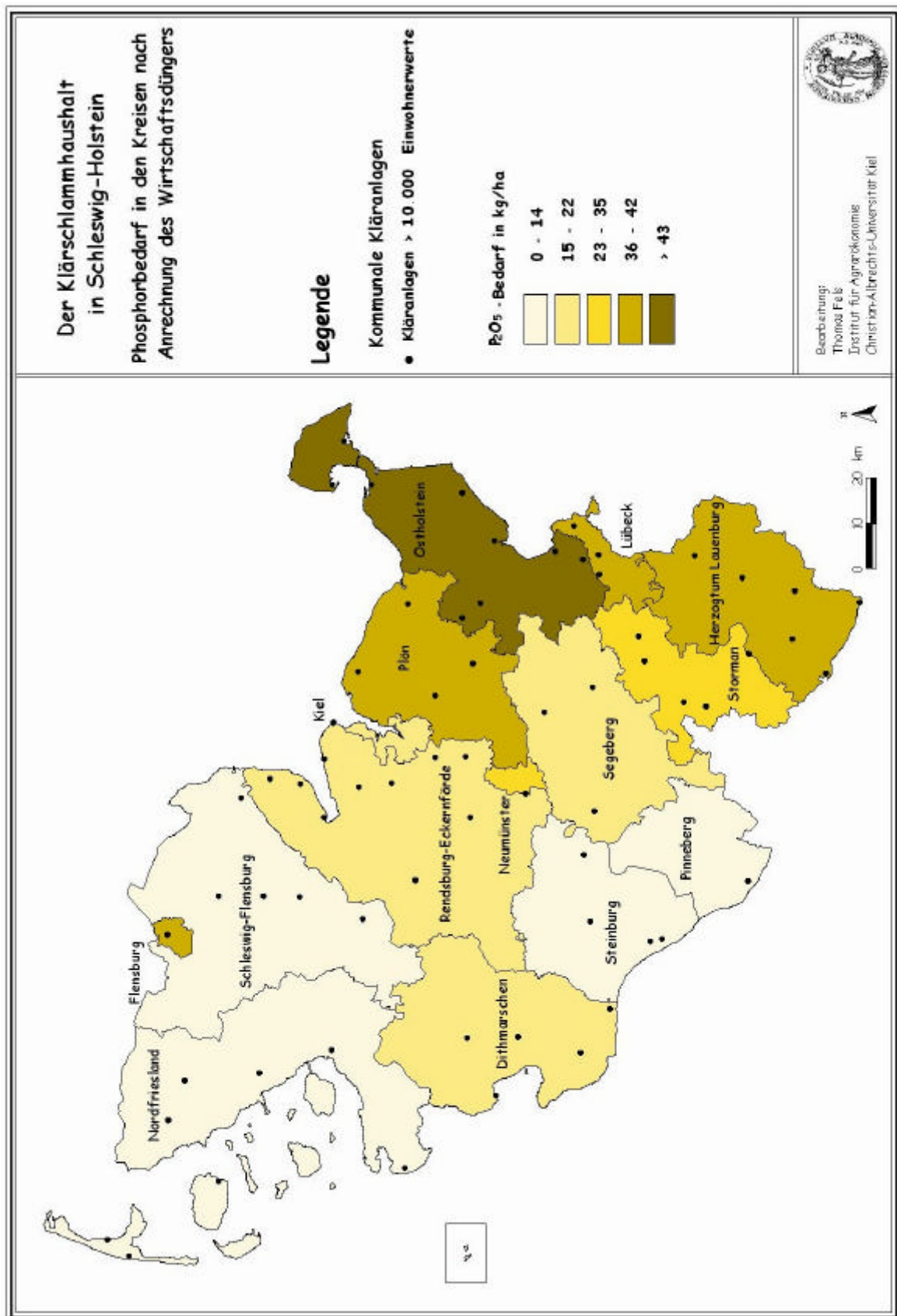
Tabelle 19: Mittlerer P_2O_5 -Gehalt der Ausscheidungen je Stallplatz verschiedener Vieharten (berechnet aus: LANDESANSTALT FÜR PFLANZENBAU UND PFLANZENSCHUTZ (1998); FRÜCHTENICHT et al. (1993), S. 281; KTBL (1999), S. 17).

Viehart	P_2O_5 -Faktor kg/a
Rind	13,8
Milchkuh	38
Schwein	2,3
Pferd	25
Schaf	5
Hühner	0,27
Mastschwein	6
Zuchtsau	19

5.2.2 Berechnung des regionalen Ausbringungspotentials von Klärschlamm

Als wesentliches Analyse- und Auswertungsinstrument der flächenbezogenen Daten dient das Geographisches Informationssystem ArcView in der Version 3.1, in welches der heterogene Datenpool über eine Datenbankanbindung zu dem Tabellenkalkulationsprogramm Excel implementiert und weiterverarbeitet wurde. Auf diese Weise ist es möglich, verschiedene Informationsebenen miteinander zu verschneiden, diese räumlich zu interpretieren sowie die Modellergebnisse flächenbezogen nach Kreisen auszuwerten. Informationen zu den einzelnen Kläranlagen sind gleichfalls Bestandteil des Informationssystems.

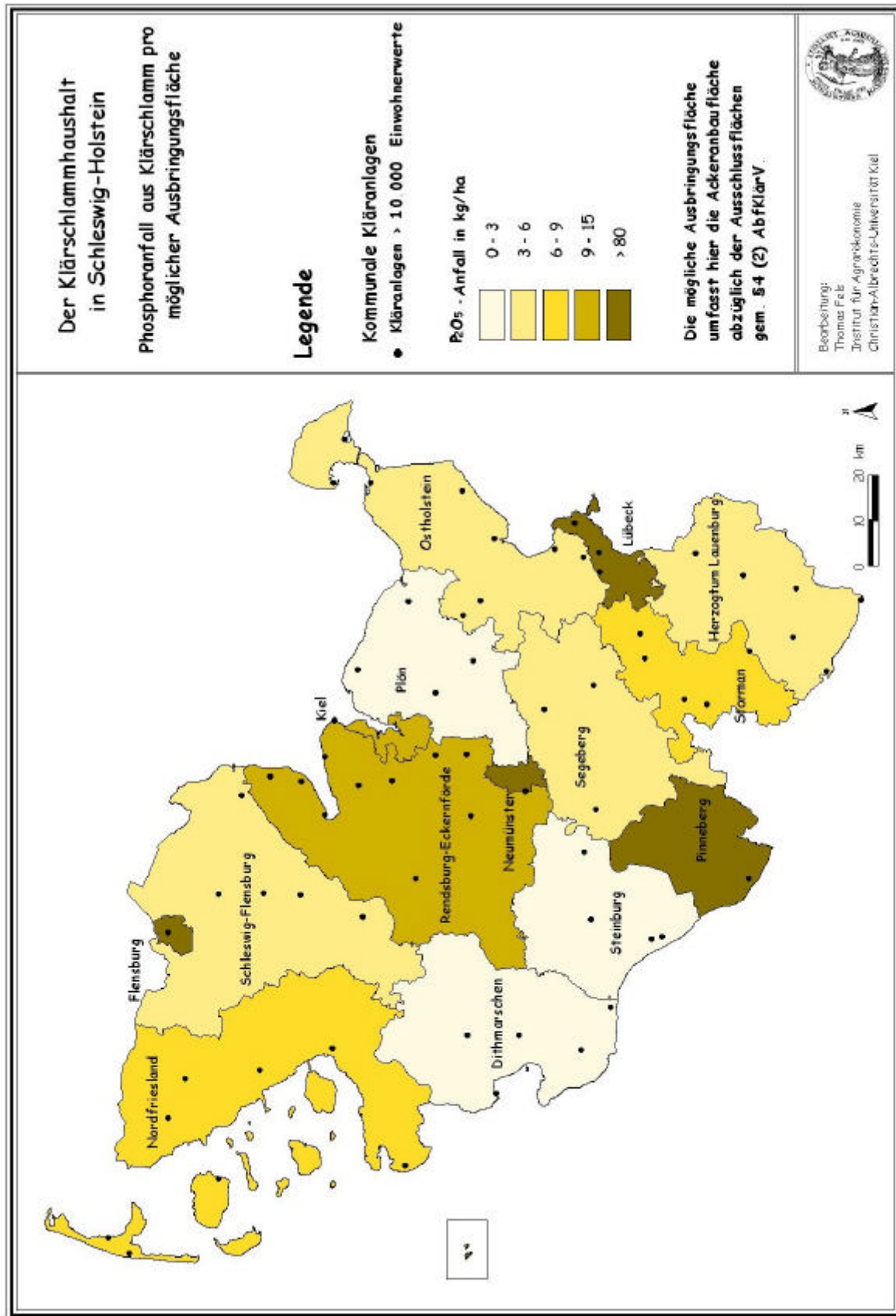
Die Auswertung erfolgt in den drei Schritten Nährstoffbedarfsermittlung, Ausbringungspotential für Klärschlamm und Entzugsdeckung.



Karte 2: Phosphorbedarf nach Anrechnung des Wirtschaftsdüngeranfalls.

In Karte 2 ist der flächenbezogene Phosphorbedarf nach Anrechnung des in den Kreisen und Städten anfallenden Wirtschaftsdüngers dargestellt. Im Östlichen Hügelland ist der Nährstoffbedarf vergleichsweise hoch, da dort Marktfurchtbaubetriebe vorherrschen und aufgrund des geringeren Viehbesatzes die Nährstoffrückführung aus Wirtschaftsdünger gering ist. Im Gegensatz dazu steht der verhältnismäßig niedrige Nährstoffbedarf in den Kreisen hoher Viehdichte (Futterbaubetriebe), wie etwa Nordfriesland, Schleswig-Flensburg und Steinburg. Daraus ergibt sich bereits ein höheres Verwertungspotential für Klärschlamm im östlichen Landesteil. Da jedoch nicht nur der Nährstoffbedarf das Ausbringungspotential für Klärschlamm bestimmt, sondern auch die in Kapitel 3.2.2.2 angeführten Verwertungseinschränkungen das Potential beeinträchtigen, ist zu prüfen, wie sich das Angebot an Phosphor in Bezug auf die mögliche Ausbringungsfläche verhält.

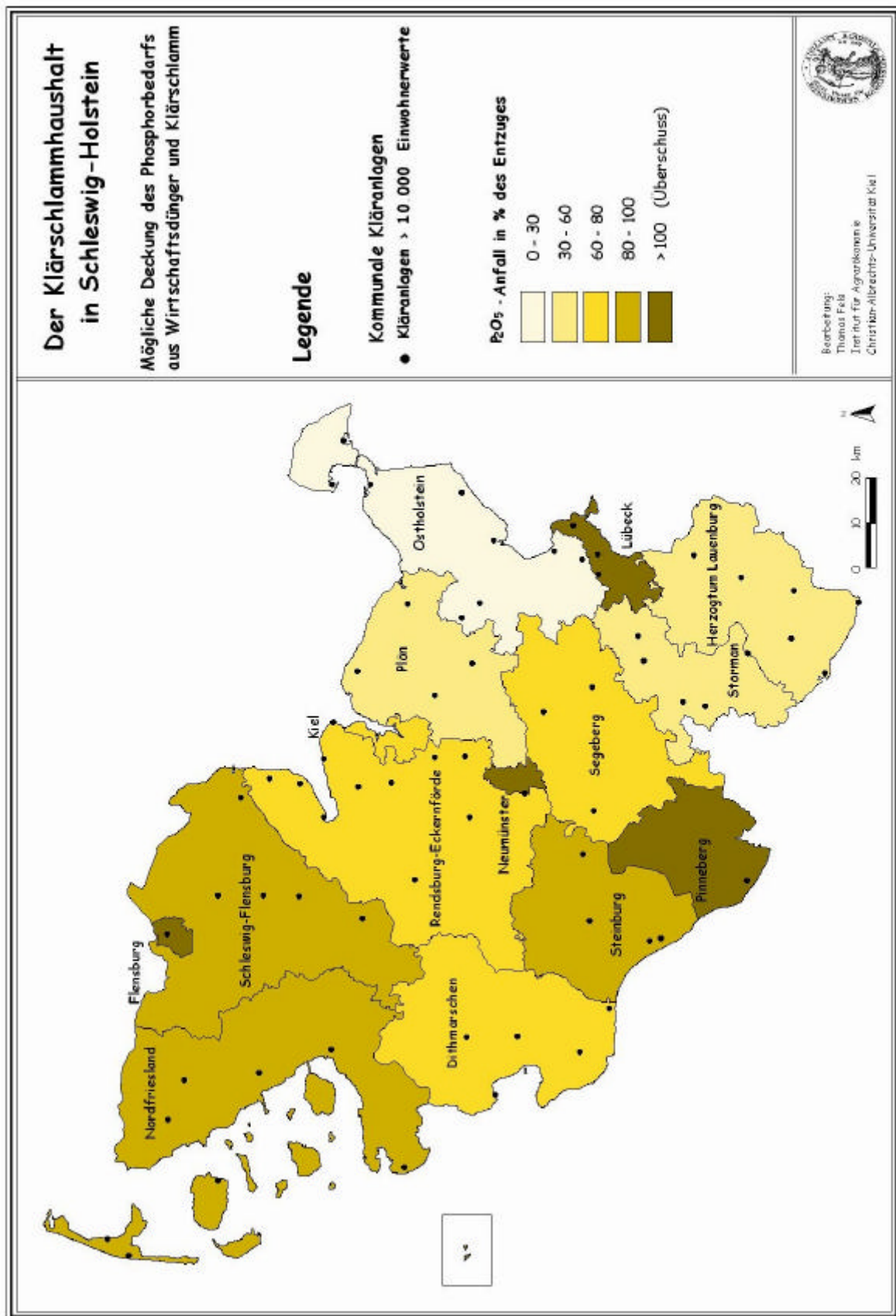
Karte 3 stellt den Nährstoffanfall aus Klärschlamm auf die mögliche Ausbringungsfläche bezogen für die Kreise dar, wobei der anfallende Wirtschaftsdünger nicht eingerechnet ist. Als Ausbringungsfläche wurden die zuvor zur Bestimmung des Nährstoffentzuges herangezogenen tatsächlichen Ackerflächen abzüglich der als vegetativer Bestandteil genutzten Feldfutter- und der Hackfruchtflächen definiert. Diese Flächen sind nach der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) auszuschließen (vgl. Kapitel 3.2.2.2). Der Anteil an naturschutzrechtlich geschützten Flächen sowie Uferrandstreifen und Wasserschutzgebieten am Ackerland ist als gering einzuschätzen und wurde daher vernachlässigt. Böden mit zu geringem pH-Wert könnten theoretisch bis zu dem erforderlichen Wert aufgekalkt werden; da diesbezüglich jedoch kein Datenmaterial verfügbar war, gingen sie ebenfalls nicht in die Betrachtung ein. Demzufolge ist bei der Beurteilung des Ausbringungspotentials für Klärschlamm zu beachten, dass die angegebenen Werte pro Ausbringungsfläche grundsätzlich geringfügig höher anzusetzen sind.



Karte 3: Phosphorangebot aus Klärschlamm pro möglicher Ausbringungsfläche.

Erwartungsgemäß liegen die Werte für die kreisfreien Städte und Pinneberg deutlich über den Werten des restlichen Landes, da dort aufgrund der höheren Bevölkerungsdichte bei geringer Fläche große Mengen Klärschlamm anfallen. Die kreisfreie Stadt Kiel ist im Rahmen der Untersuchung dem Kreis Rendsburg-Eckernförde zugeordnet, da sich die Anlage in diesem Kreis befindet und die amtliche Statistik zur Abwasserbehandlung keine einzelnen Angaben zu dieser Anlage vorhält (vgl. Kapitel 4.2). Daher ist in diesem Kreis das Angebot an Phosphor aus dem Klärschlamm ebenfalls hoch. In Nordfriesland ist aufgrund des hohen Grünlandanteils das Flächenpotential gering und daher der Anfall Phosphor pro Fläche höher als im Kreis Schleswig-Flensburg. In den Kreisen Plön, Dithmarschen und Steinburg ist das Nährstoffangebot aufgrund der geringeren Klärschlammengen niedrig. Würden die Feldgemüseflächen in Dithmarschen aufgrund der Ausbringungsrestriktionen nur zur Hälfte als mögliche Fläche angerechnet, so ergäbe sich für diesen Kreis ein deutlich höheres Angebot an Klärschlamm pro möglicher Ausbringungsfläche. Zwei Kläranlagen in Dithmarschen verfügen über Vererdungsanlagen, in denen der Klärschlamm in abgedichtete Schilfbeete eingeleitet und natürlich entwässert wird. Dies stellt eine Reaktion auf die Ungewissheit der landwirtschaftlichen Verwertung dar. Die Beete können je nach Größe 6-10 Jahre befüllt werden, so dass einerseits die Entsorgungssicherheit für diese Zeit gewährleistet ist und andererseits auf Entwicklungen bei anderen Entsorgungsverfahren reagiert werden kann. Während dieser Zeit wird der Klärschlamm nicht in der Landwirtschaft verwertet, sondern steht erst nach der Räumung der Beete wieder zur Verfügung.

Um Aussagen über die potentielle Deckung des Nährstoffentzuges sowohl aus Klärschlamm als auch aus Wirtschaftsdünger treffen zu können, ist in Karte 4 der Phosphoranfall in Prozent des Ernteentzuges bestimmt. Als Regionen mit einem Phosphorüberschuss erweisen sich die kreisfreien Städte und Pinneberg. Aber auch die Regionen großer Viehdichte wie Nordfriesland verfügen über einen hohen Deckungsgrad. Ein sehr niedriger Deckungsgrad ist im Kreis Ostholstein aufgrund des hohen Entzuges bei geringem Wirtschaftsdüngeranfall zu verzeichnen. Ähnliches gilt für die Kreise Plön, Herzogtum Lauenburg sowie Stormarn.



Karte 4: Prozentuale Deckung des Phosphorbedarfes aus Wirtschaftsdünger und Klärschlamm.

Grundsätzlich ist zu erkennen, dass in fast allen Kreisen genügend Flächenpotential zur Verwertung des dort jeweils anfallenden Klärschlammes existiert. Lediglich in den kreisfreien Städten und Pinneberg ist ein Überschuss vorhanden. Einschränkend ist andererseits anzumerken, dass das Flächenpotential für eine landwirtschaftliche Verwertung in den Kreisen hoher Viehdichte geringer und daher nur eingeschränkt möglich ist. Der Klärschlamm könnte bei völliger Verwertung und 100 % Pflanzenverfügbarkeit 10 % des landesweiten Nährstoffbedarfs des Ackerlandes decken, zusammen mit dem Angebot aus Wirtschaftsdünger können 69 % des gesamten Nährstoffentzuges an Phosphor ausgeglichen werden. Aus nährstoffseitiger Perspektive könnte der Kreis Ostholstein aufgrund des hohen Bedarfs die gesamte Menge des landesweit anfallenden Klärschlammes aufnehmen. Geht man von einer auf 70 % eingeschränkten Pflanzenverfügbarkeit aus (vgl. Kapitel 3.3.2), so reduziert sich das Substitutionspotential und der Nutzen von Klärschlamm für Mineraldünger auf 7 %; landesweit ist das Substitutionspotential als eher gering einzustufen, auf einzelbetrieblicher Ebene bleibt es jedoch bedeutend.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass es in nahezu allen Kreisen ein ausreichendes Flächenpotential für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung mit Einschränkungen in den Regionen hoher Viehdichte und den kreisfreien Städten gibt. Das Verwertungspotential nimmt mit zunehmender Bodenvorsorgestufe, also einer höheren Bodenversorgung mit Phosphor, ab. In dem Modell wurde von einer Entzugsdüngung (Bodenvorsorgestufe C) ausgegangen. Der Kreis Ostholstein könnte theoretisch den gesamten Klärschlamm Schleswig-Holsteins verwerten, soweit dies die Bodenverhältnisse zulassen. Das hohe Flächenpotential für die landwirtschaftliche Verwertung in Ostholstein wird ebenfalls durch frühere Klärschlammimporte aus anderen Bundesländern dorthin unterstrichen. Das Potential zum Ersatz von Mineraldünger durch Klärschlamm darf auf landesweiter Ebene jedoch nicht überbewertet werden, die Bedeutung liegt vielmehr in dem Nutzen für den Einzelbetrieb (vgl. Kapitel 5.4.1).

Inwieweit sich die im Rahmen des Frachtenmodells ermittelten Flächenpotentiale in der tatsächlichen Verwertungspraxis und dem Markt für Klärschlamm niederschlagen, wird Gegenstand des Kapitel 5.4.3 sein.

5.3 Auswertung des Frachtenmodells zur Beurteilung der Stoffeinträge in landwirtschaftlich genutzte Böden

Die vom UBA berechneten Frachtobergrenzen für Düngemittel (vgl. dazu Tabelle 22), vorsorgeorientierte Fracht) stellen einen Bundesdurchschnitt dar, der sich aus den Austrägen über das Sickerwasser und die Ernte und den möglichen Einträgen zusammensetzt. Gerade die Grundwasserneubildungsraten schwanken jedoch regional beträchtlich; die Werte reichen von < 100 mm in Ostdeutschland bis zu 400 mm in Bayern und Schleswig-Holstein (UBA (2001), S. 21). In Tabelle 20 sind die Austragsfrachten für unterschiedliche Grundwasserneubildungsraten (Sickerwasserspenden) zusammengestellt.

Tabelle 20: Austräge¹⁰⁵ über das Bodensickerwasser in g/(ha x a) (UBA (2001), S. 20).

Schadstoffe	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Sickerwasserkonzentration	in µg/l						
Sickerwasserfracht 100mm	0,14	4,6	4	0,14	8,9	0,28	19
Sickerwasserfracht 200mm	0,28	9,2	8	0,28	17,8	0,56	38
Sickerwasserfracht 300mm	0,42	13,8	12	0,42	26,7	0,84	57
Sickerwasserfracht 400mm	0,56	18,4	16	0,56	35,6	1,12	76

Um die o. a. Bodensickerfrachten in Hinblick auf die Standortverhältnisse in Schleswig-Holstein zu beurteilen, wird auf eine diesbezügliche Studie zurückgegriffen. PEKDEGER et al. (2001, S. 13) untersuchten in einer Studie in Schleswig-Holstein durchgeführte Ansätze zur Bestimmung der Grundwasserneubildungsrate. Die von ihnen ermittelten Ergebnisse der verschiedenen Modelle streuen in einem weiten Bereich; die Höhe der Grundwasserneubildungsrate wird demnach zu einem hohen Maß von der Wahl der Methode zu ihrer Ableitung beeinflusst (PEKDEGER et al. (2001), S. 13). In der Karte 5 sind die mittleren Grundwasserneubildungsraten und die Bodenarten für den Lübecker Raum dargestellt. Eine Auswertung

¹⁰⁵ Grundlage der in der Tabelle 20 zusammengestellten Frachten sind Lysimeteruntersuchungen von 340 Sickerwasserproben aus 16 Böden unbelasteter Standorte. Dabei konnte keine Zuordnung der Sickerwasserkonzentrationen an Schwermetallen zu bestimmten Bodensubstraten gefunden werden. Daher werden die Medianwerte der Sickerwasserkonzentrationen für alle Bodenarten angenommen und als Berechnungsgrundlage gewählt.

beider Karten ermöglicht eine Überprüfung der im Rahmen eines Frachtenmodells zu veranschlagenden Austräge, welche wiederum der Ermittlung der Bodenvorsorgewerte dienen. Bedenkt man, dass große Mengen des landesweit anfallenden Klärschlammes in Ostholstein und dem Lübecker Raum verwertet werden, so stellen die Verhältnisse in dem gewählten Untersuchungsraum eine geeignete Beurteilungsgrundlage dar, welche Sickerfrachten für die Frachtenberechnung zu veranschlagen sind.

Im regenreicheren westlichen Teil des betrachteten Raumes werden teils Neubildungsraten bis über 350 mm ermittelt, wohingegen sie im niederschlagsärmeren östlichen Teil deutlich niedriger liegen. Ebenfalls niedrige Werte sind in den grundwasserbeeinflussten Gebieten ausgewiesen, etwa den Moorerden im östlichen Kartenausschnitt. Im Durchschnitt liegen die Grundwasserneubildungsraten auf den Lehmstandorten (Parabraunerden) zwischen 150 und 250 mm, so dass von den in Tabelle 20 angeführten Austragswerten für 200 mm Grundwasserneubildungsraten ausgegangen werden kann.

Tabelle 21: Schwermetallgehalte verschiedener Düngemittel und Grenzwerte (UBA (2001), S. 33; WILCKE/DÖHLER (1995), S. 18–20, stark verändert und ergänzt).

Grenzwerte und Schwermetallgehalte	Schwermetallangaben in mg/kg TM						
	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
AbfKlärV	10	900	800	8	200	900	2500
3. Entwurf EG-Klärschlammrichtlinie	10	1000	1000	10	300	750	2500
Referenzwerte Schleswig-Holstein	3–4	300	400	3	50	300	1000
Düngemittel							
Klärschlamm (1998) Schleswig-Holstein	0,83	34,6	419,6	1,3	16,2	28,7	567,2
Rindergülle	0,28	7,3	44,5	0,06	5,9	7,7	270
Schweinegülle	0,4	9,4	309	0,02	10,3	6,2	858
Geflügelkot	0,25	4,4	52,6	0,02	8,1	7,2	336
Festmist, Rind	0,29	12,9	39	0,03	5,2	5,8	190
Festmist, Schwein	0,33	10,3	450	0,04	9,5	5,1	1068
Superphosphat							
Triplephosphat	10,8	114	17,2	–	28,8	15,5	236
min. NPK (15/15/15)	26,8	288	27,3	0,04	36,3	12	489
Thomaskali	3,78	45,8	11,3	0,06	10,9	14,8	116
Thomaskali	0,3	928	19	–	3	4	9

In Tabelle 21 sind die Schadstoffinhalte verschiedener Düngemittel zusammengestellt, die als Berechnungsgrundlage der Frachten in Tabelle 22 dienen. Die Schwermetallfrachten wurden bezogen auf einen Phosphor-Bedarf von 61 kg P₂O₅ pro Hektar und Jahr¹⁰⁶ für Schleswig-

¹⁰⁶ Dieser Wert stellt das im Rahmen der Nährstofffrachten (Kapitel 5.2) berechnete Landesmittel dar.

Holstein berechnet. Hierbei ist zu beachten, dass die Angaben zu Schadstoffgehalten in den unterschiedlichen Düngern stark schwanken; es wurden daher häufig genannte Werte für die Berechnung verwendet. Ferner gelten die ermittelten Werte für eine alleinige Düngung mit dem angegebenen Dünger. Eine in der Praxis geläufige Kombination etwa von Wirtschaftsdünger und Mineraldünger würde zu niedrigeren Frachten führen. Zur Berechnung der Schadstofffracht wird der P_2O_5 -Bedarf durch den Gehalt an P_2O_5 des jeweiligen Düngemittels dividiert, woraus sich die jährliche Düngegabe (Menge) ergibt. Anschließend wird dieser Wert mit dem Schwermetallgehalt des entsprechenden Düngemittels multipliziert. Dieser Wert gibt die Schwermetallfracht bezogen auf die Anbauverhältnisse in Schleswig-Holstein an. Für das Beispiel Klärschlamm und den Parameter Cadmium setzt sich die Berechnung wie folgt zusammen: $(61 \text{ kg } P_2O_5 / \text{ha} \cdot \text{a} / 41,6 \text{ kg } P_2O_5 / \text{t TM}) \cdot 0,83 \text{ mg Cd/kg TM} = 1,22 \text{ g Cd/ha} \cdot \text{a}$.

Im Vergleich der Düngemittel zeigt sich, dass mineralischer Phosphordünger bis auf das toxisch bedeutende Cadmium geringere Frachtwerte aufweist als alle anderen Dünger. Eine Ausnahme bildet der stark chromhaltige Thomaskalidünger. Klärschlamm hat für Kupfer, Quecksilber, Nickel und Blei die höchsten Frachtwerte (vgl. Unterstreichung in Tabelle 22). Unter den Wirtschaftsdüngern treten vor allem die Schweinegülle und der Schweinemist aufgrund der hohen Zink- und Kupferwerte hervor. Ursprung dieser erhöhten Werte ist eine häufig zu hohe Dosierung an Spurenelementen, die zum größten Teil wieder über Kot und Harn ausgeschieden werden. Durch die Substitution anorganischer durch organisch gebundene Spurenelemente wie Kupfer lassen sich Kupfergehalte im Futter und somit in der Gülle reduzieren, da diese eine höhere Absorptionsrate aufweisen (WESTENDORP (1996), S. 38). Dies könnte zu einer Absenkung des Kupfergehaltes um 40 % ohne Leistungseinbrüche bei der Schweinemast führen.¹⁰⁷ Ferner kann durch eine verminderte Kupfergabe bei der Ferkelzucht eine Reduktion der Kupferausscheidung um 76 % erreicht werden (WESTENDORP, 2000; 2001).

¹⁰⁷ Vgl. auch MEYER/SCHÖN/COENEN (2002 S. 25 f.).

Tabelle 22: Eintrag von Schwermetallen durch Düngemittel (eigene Berechnung) (zu unterstrichenen Werten s. Erläuterung im Text).

Berechnung der Schwermetallfrachten durch Düngung bei 61 kg P₂O₅-Bedarf pro ha und Jahr								
		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Düngemittel	Menge (t/ha/a)	Gehalt g/(ha*a)						
Superphosphat	0,34	<u>3,67</u>	38,76	5,85	–	9,79	5,27	80,24
Triplephosphat	0,14	<u>3,75</u>	40,32	3,82	0,0056	5,08	1,68	68,46
min. NPK	0,41	1,55	18,78	4,63	0,025	4,47	6,07	47,56
Thomaskali	0,61	0,18	<u>566,08</u>	11,59	–	1,83	2,44	5,49
Klärschlamm S-H (1998)	1,47	1,22	50,74	<u>615,28</u>	<u>1,91</u>	<u>23,75</u>	<u>42,08</u>	831,71
Rindergülle	2,29	0,64	16,72	101,91	0,14	13,51	17,63	618,3
Schweinegülle	1,53	0,61	14,38	<u>472,77</u>	0,031	15,76	9,49	<u>1312,74</u>
Geflügelkot	1,39	0,35	6,12	73,11	0,028	11,26	10,01	467,04
Festmist, Rind	3,81	1,11	49,15	148,59	0,11	19,81	22,01	723,9
Festmist, Schwein	1,79	0,59	18,44	<u>805,5</u>	0,07	17,01	9,13	<u>1911,72</u>
Frachten								
Maximale Jahresfracht AbfKlärV	1,67	16,7	1503	1336	13,36	334	1503	4175
Maximale Jahresfracht Referenzwerte S-H	1,67	5,85	501	668	5,01	83,5	501	1670
Vorsorgeorientierte Fracht UBA	–	3	150	180	0,75	50	200	600

Legt man die niedrigen Referenzwerte Schleswig-Holsteins zugrunde, erfüllt der Klärschlamm alle geforderten Referenzwerte, obgleich im Falle Quecksilber und Zink die Werte zur Hälfte und bei Kupfer die Obergrenze der Werte erreicht werden. Die Referenzwerte liegen jedoch deutlich unter den gegenwärtig erlaubten Grenzwerten der Klärschlammverordnung. Zieht man allerdings die vom UBA vorgeschlagenen Frachtbegrenzungen hinzu, so erweisen sich im Falle Klärschlamm die Kupfer- und Quecksilberwerte als deutlich zu hoch. Von den Wirtschaftsdüngern dürften Schweinegülle und Schweinefestmist gleichfalls nur

noch in sehr geringer Konzentrationen ausgebracht werden. Bei den mineralischen Phosphordüngern zeigen die Superphosphatdünger kritische Werte.

Legt man die gleichen Maßstäbe für alle eingesetzten Düngemittel an, so erfordert dies eine grundlegende Qualitätsverbesserung aller Dünger. Die effektivste Möglichkeit besteht darin, Schadstoffeinträge bereits an der Quelle zu reduzieren. Diese Möglichkeit steht einem Landwirt im Falle des Mineral- und Wirtschaftsdüngers offen, deren qualitative Zusammensetzung er in einem gewissen Umfang durch Sortenwahl und -kombination bestimmen kann. Im Falle des Klärschlammes ist dies jedoch kaum oder praktisch nicht möglich.

Zwischenfazit

Grundsätzlich weist der Klärschlamm in Schleswig-Holstein hinsichtlich der Grenzwerte der AbfKlärV eine gute Qualität auf. Erhöhte Werte sind für Kupfer, Quecksilber, Zink und den halogenorganischen Stoffen (AOX) festzustellen. Da in Hinblick auf eine landwirtschaftliche Verwertung bereits die Überschreitung eines einzelnen Grenzwertes entscheidet, müssen vor allem bei der Kupferbelastung Reduktionspotentiale ermittelt werden. Die Ausdehnung des Untersuchungsumfanges auf weitere als in der AbfKlärV vorgesehene organische Stoffe erscheint vor dem Hintergrund der potentiellen Schadwirkung solcher Stoffe notwendig. Da dies bereits gängige Praxis in anderen Mitgliedstaaten der EU ist und im Rahmen der Novellierung der EG-Klärschlammrichtlinie gleichfalls Grenzwerte für weitere organische Stoffe festgesetzt werden sollen (vgl. Kapitel 3.2.1.2), wird dies in Zukunft wahrscheinlich erfolgen. Für eine mögliche landwirtschaftliche Klärschlammverwertung würde daraus eine weitere Einschränkung resultieren. Ferner ist es ratsam, Stoffströme, die mit möglicherweise BSE auslösenden Prionen kontaminiert sind (z. B. Schlachtabwässer), gesonderten Behandlungen zu unterziehen. Eine Realisierung des für Schleswig-Holstein berechneten Frachtenkonzeptes würde zusätzlich zu einer massiven Einschränkung der bodenbezogenen Klärschlammverwertung führen. Um etwa den vorgeschlagenen Frachtwert von 180 g Kupfer pro Jahr und Hektar nicht zu überschreiten, dürfte pro Hektar und Jahr lediglich 0,43 t TM Klärschlamm aufgebracht werden. Dies würde einen sehr hohen Aufbringungsaufwand und hohen Flächenbedarf bedeuten. Dieses Konzept würde jedoch auch für grenzwertseitig bisher nicht reglementierte Dünger gelten, was einer Gleichstellung der Düngemittel entspricht.

Unter den sich gegenwärtig abzeichnenden Verschärfungen für eine bodenbezogene Klärschlammverwertung müssen mittelfristig in Schleswig-Holstein noch nicht realisierte Entsorgungswege in Kombination mit einer Phosphorrückgewinnung evaluiert und gefördert werden, um einerseits eine gesicherte Entsorgung zu gewährleisten und andererseits einer Schonung der Ressource Phosphor gerecht zu werden. Eine Beibehaltung der bodenbezogenen Verwertung von Klärschlamm erfordert ein zunehmend kostenaufwändiges Bodeninformationsmanagement, einschließlich einer Vielzahl von Einzelstoffüberwachungsprogrammen, welche dem Nutzen aus der Phosphorrückführung gegenüberstehen.

5.4 Interessen und ökonomische Beziehungen der Akteure

Die ökonomische Dimension des Klärschlammhaushaltes umfasst einerseits betriebswirtschaftliche Aspekte der Anlagenbetreiber und Landwirte, andererseits die Marktentwicklung des Entsorgungsmarktes. Während der monetäre Nutzen für einen Einzelbetrieb auf Grundlage der Nährstoffgehalte berechenbar ist, sind die Kosten der Abwasserbehandlung schwerer zu erfassen. Dies liegt darin begründet, dass die Kosten der Abwasserbehandlung in starkem Maße von der eingesetzten Technik und den angeschlossenen Einwohnerwerten, also der Auslastung, abhängen. Beide Faktoren unterscheiden sich erheblich bei den untersuchten Anlagen. Daher wurde als monetäres Vergleichselement der Anlagen der Abgabepreis für die landwirtschaftliche Verwertung herangezogen.

5.4.1 Einzelbetrieblicher Nutzen der Klärschlammverwertung

Der direkte monetäre Nutzen eines Landwirtes bei dem Einsatz von Klärschlamm lässt sich ermitteln, indem die Nährstoffe im Klärschlamm mit Preisen vergleichbarer Handelsdünger in Beziehung gesetzt werden. Grundlage der Berechnung in Tabelle 23 sind die bei der Befragung ermittelten Medianwerte der Hauptnährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium. Dabei wurden unterschiedliche Verfügbarkeiten der Nährstoffe im Klärschlamm unterstellt¹⁰⁸ (Option I-III).

¹⁰⁸ Vgl. Kapitel 3.3.2.

Tabelle 23: Monetärer Nutzen des Klärschlammes bei unterschiedlicher Pflanzenverfügbarkeit (eigene Berechnung).

Kriterium	Nährstoff	Option I	Option II	Option III
Gehalt (kg/t TS)	N	24,59	24,59	24,59
	P ₂ O ₅	41,6	41,6	41,6
	K ₂ O	1,6	1,6	1,6
Verfügbarkeit (%)	N	20	52	20
	P	70	70	100
	K	100	100	100
Gehalt (kg/t TS) verfügbar	N	4,92	12,79	4,92
	P ₂ O ₅	29,12	29,123	41,6
	K ₂ O	1,6	1,6	1,6
Kosten pro Nährstoffeinheit in Mineraldünger (€/kg)	N	0,57	0,57	0,57
	P ₂ O ₅	0,62	0,62	0,62
	K ₂ O	0,22	0,22	0,22
Kosteneinsparung durch Klärschlamm (€/t TS)	N	2,82	7,32	2,82
	P	18,02	18,02	25,74
	K	0,35	0,35	0,35
Maximale 3-Jahresgabe (t TS)	NPK	21,19	25,69	28,91
		5	5	5
Kosteneinsparung (€/ha*3a)		<u>105,92</u>	<u>125,45</u>	<u>144,52</u>
Klärschlammmenge (t TS)		81680	81680	81680
Landesweites Einsparpotential				
Einsparung an Düngerkosten in S-H (Mio. €)	N	0,23	0,60	0,23
	P	1,47	1,47	2,10
	K	0,03	0,03	0,03
	<u>NPK</u>	<u>1,73</u>	<u>2,10</u>	<u>2,36</u>
<i>Kosten basieren auf Nettopreisangaben nach KTBL (1999) für Superphosphat (18 % P₂O₅; 11,76 €/dt); Kali-60er (60 % K₂O; 11,76 €/dt); Ammonsulfatsalpeter (26 % N; 14,83 €/dt).</i>				

In der Option III können bei einer Klärschlammgabe von 1,7 t TS über 48 € pro Jahr und Hektar (144 € in 3 Jahren) durch den Klärschlamm eingespart werden. Für die Landwirte kostenlose Zusatzleistungen, wie Bodenproben, Düngepläne, Kalkung oder auch Prämien für

die Abnahme, erhöhen den monetären Nutzen der Klärschlammdüngung¹⁰⁹ zudem beträchtlich.¹¹⁰ Könnte der gesamte Klärschlamm verwertet werden, so entspräche dies einem Düngergegenwert von über 2,36 Mio. € Legt man gleiche Maßstäbe zur Beurteilung der Schadstofffrachten an alle Düngemittel an, so ist zu erwarten, dass auch die Kosten für Handelsdünger steigen werden, da geringere Schwermetallgehalte und somit höhere Qualitätsanforderungen bei der Herstellung notwendig wären.

5.4.2 Kosten für den Entsorgungspfad landwirtschaftliche Klärschlammverwertung

Im Rahmen der Datenerhebung wurde nach den Abgabepreisen und dem Entsorgungsunternehmen gefragt. Bei der anschließenden Kostenauswertung gingen lediglich die entwässerten Schlämme ein, da nur zwischen gleichwertigen Produkten Vergleiche gezogen werden können.

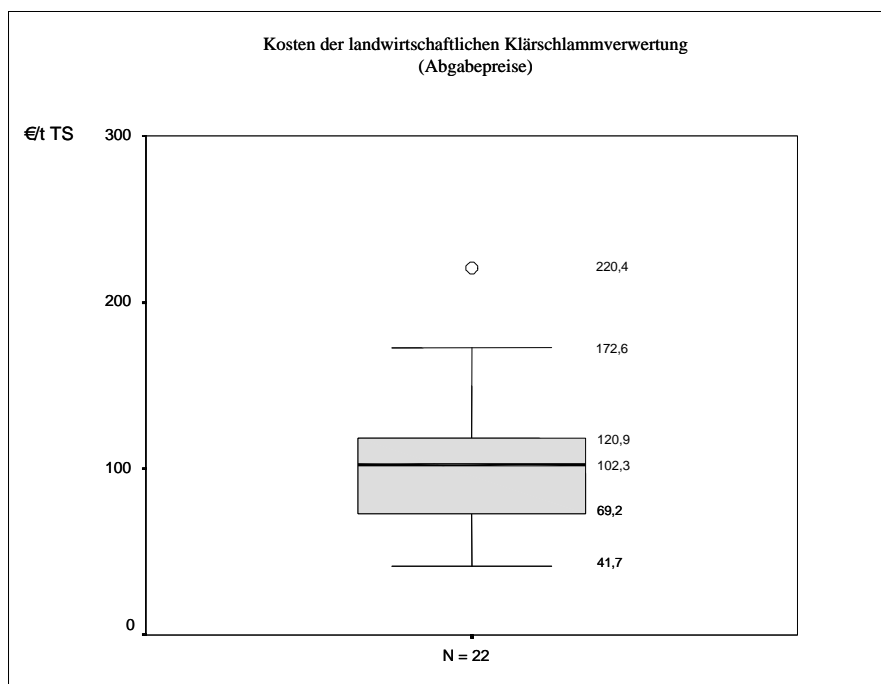


Abbildung 20: Abgabepreise für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung in Schleswig-Holstein 2001.

¹⁰⁹ Nach Auskunft einiger Betreiber von Getreidemöhlen in Schleswig-Holstein werden derzeit keine niedrigeren Preise für Getreide gezahlt, welches von beschlammten Feldern stammt, wenngleich im Rahmen von Gütesiegeln ein Klärschlammausschluss diskutiert wird.

¹¹⁰ Für zusätzliche Bodenuntersuchungen sowie Aus- und Einbringen des Klärschlammes werden in der Literatur Werte von 53 € bei 1,7 t TS pro Jahr und ha genannt, BÖCK et al. (1998, S. 94 f.).

In Abbildung 20 ist ein Boxplot zu den Abgabepreisen (ohne Zahlung an den Klärschlammfond) dargestellt, der verschiedene statistische Maßzahlen graphisch wiedergibt. Die in der Befragung angegebenen Werte reichen gerundet von 42 € bis 173 € und einem Ausreißerwert von 220 €¹¹¹ pro Tonne Trockensubstanz. 50 % der Werte liegen in einer Spanne von 69 € bis 121 € (graues Rechteck). Der Medianwert beträgt 102 € t TS, so dass Schleswig-Holstein bei einer oft zitierten Spanne von 75-300 € t TS (THOMÉ-KOZMIENSKY (1998), S. 776) für die landwirtschaftliche Verwertung aufgrund des hohen Flächenpotentials in deren unteren Bereich liegt. Die weite Streuung der Abgabepreise deutet darauf hin, dass der Markt für die Klärschlammverwertung derzeit „in Bewegung“ ist.

Die Kostenstellen für den Entsorgungspfad landwirtschaftliche Klärschlammverwertung umfassen Düngeberatung, Prämien, Flächenaquisition, Berichtspflicht, Ausbringung und Bodenbeprobung sowie Transport und fallen in der Regel bei den von den Kläranlagen beauftragten Entsorgungsunternehmen an. Als bedeutender Kostenfaktor werden darunter in der Literatur die Transportkosten gesehen (BÖCK et al. (1998), S. 94 f.; ATV (1996), S. 17). Diese hängen in erster Linie von den Entfernungen zwischen Quelle und Senke, also zwischen Abgeber und Abnehmer, ab. Ferner beeinflussen die regionalen Verwertungsmöglichkeiten und die eingesetzten Transportmittel die Kosten. Durch Entwässerung und Trocknung kann der dafür aufgewendete Energieeinsatz durch geringere Transportkosten teilweise ausgeglichen werden. Zudem ist davon auszugehen, dass mit steigendem Trockenmasseanteil der Energieeinsatz für den Transport sinkt, so dass dadurch der Trocknungsaufwand bei der Klärschlammbehandlung teilweise kompensiert wird. Zwar findet Klärschlamm als Trockengranulat wegen der größeren Wertdichte höhere Akzeptanz bei den Landwirten, ist leichter auszubringen und hat ein geringeres Risiko, ausgeschwemmt zu werden oder direkt in das Grundwasser zu gelangen, doch ist die Trocknung sehr energieaufwändig. Der Transport von auf 30 % TS entwässertem Klärschlamm stellt die kostengünstigste Variante dar und wird in Schleswig-Holstein vorwiegend praktiziert (vgl. Kapitel 4.5). Da Klärschlamm als Dünger (ökonomisch) besonders konkurrenzfähig ist, wenn nur geringe Transportkosten anfallen, ist eine dem Entstehungsort nahe Verwertung geboten; dies gilt vor allem für eine Nassschlammausbringung in unmittelbarer Nähe zur Kläranlage, aber auch für entwässerten Schlamm. In Hinblick auf die Entsorgungsautarkie von Abfall (vgl. Kap. 3.2.1.1) wird ebenfalls eine dem Entstehungsort nahe Verwertung gefordert. Inwieweit diese

¹¹¹ Dieser Wert ist in einer ungünstigen Verkehrsanbindung der Anlage begründet.

allgemein-theoretischen, aus der Literatur abgeleiteten Überlegungen für Schleswig-Holstein zutreffen, ist Gegenstand des folgenden Kapitels.

5.4.3 Analyse der Verwertungssituation in Abhängigkeit von den Kosten

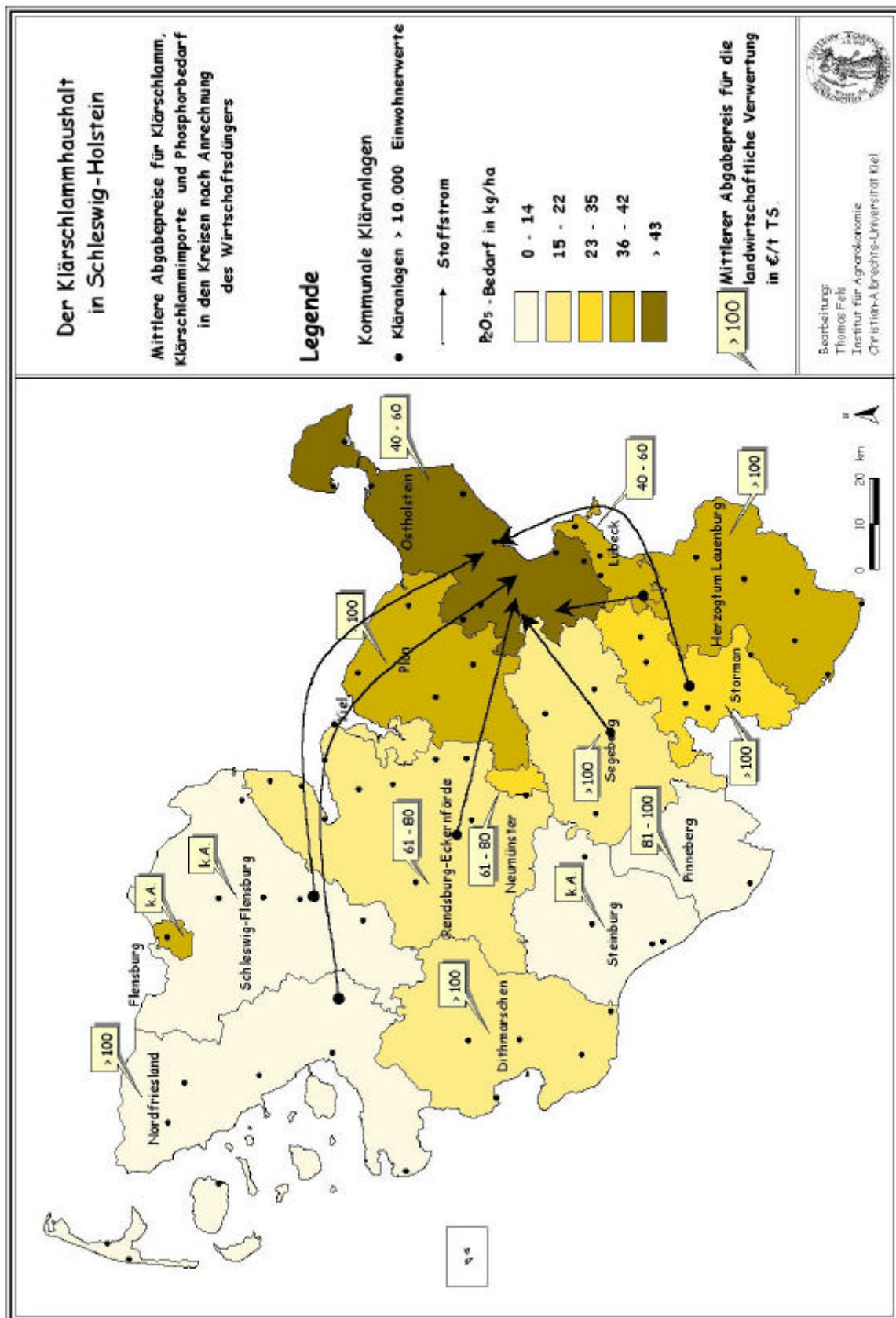
Zur Analyse der Verwertungssituation werden die Ergebnisse des Kapitels 5.2.2 in Beziehung zu den Abgabepreisen, der Verwertungsentfernung und der Klärschlammigenschaften gesetzt. Dabei werden aus der Literatur abgeleitete Hypothesen zur Verwertung formuliert und diese empirisch überprüft. Aus den Ausführungen in dem vorherigen Kapitel lässt sich ableiten, dass die mehrstellige Relation gilt: Abgabepreis = f (regionaler Verwertungsmöglichkeiten; Transport; Zusatzdienstleistungen und Prämien). Die Analyse ermöglicht einen detaillierten Einblick darin, welches die preisbestimmenden Faktoren der landwirtschaftlichen Verwertung sind. Datenmaterial über mögliche Prämien liegt nicht vor; Zusatzdienstleistungen werden in den untersuchten Fällen als gleich aufgefasst.

Im Kapitel 5.2.2 wurde festgestellt, dass eine landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes in nahezu allen Kreisen möglich ist, es ist lediglich in den kreisfreien Städten und Pinneberg nicht möglich. Transportkosten sind ein wesentlicher Faktor für regionale Preisunterschiede. Die Preisunterschiede zwischen verschiedenen Orten entsprechen lediglich den Bewegungskosten der Güter (KOESTER (1992), S. 127), wenn keine Transaktionskosten vorlägen. Unter die Bewegungskosten fallen hier auch die Be- und Entladekosten. Dementsprechend ist unter der Annahme einer Minimierung der Transportkosten zu erwarten, dass der Klärschlamm ortsnah¹¹² verwertet wird. Die zu untersuchende Hypothese hinsichtlich des Verwertungsortes lautet daher:

H1: Aufgrund der vorhandenen Flächenpotentiale und des Nährstoffbedarfs erfolgt die Verwertung ortsnah.

Zur Überprüfung der Hypothese wurden in Karte 6 der Phosphorbedarf, der Klärschlammimport nach Ostholstein und der in Klassen gefasste, gemittelte Abgabepreis zusammengestellt. Eine detaillierte Darstellung der Frachtmengen ist aus datenschutzrechtlichen Gründen nicht möglich.

¹¹² Als ortsnah wird hier eine Verwertung in der Region/Kreis bzw. in unmittelbarer Nähe der Kläranlage angenommen.



Karte 6: Abgabepreise und Verwertungssituation von Klärschlamm in Schleswig-Holstein.

Die Auswertung der Verwertungspraxis ergibt folgendes Bild: Bedeutende Mengen Klärschlamm werden auch ortsfern verbracht; es existieren Exportregionen und die Hauptimportregion Ostholstein¹¹³, daneben werden auch Schlämme nach Ostdeutschland geliefert. Exportregionen sind sowohl solche mit hoher Viehbesatzdichte (z. B. Nordfriesland) wie auch solche mit geringem Viehbesatz und hohem Phosphorbedarf (z. B. Kreis Herzogtum Lauenburg), in denen der Schlamm theoretisch auch im Kreis selbst verwertet werden könnte. Die Feststellung zur Hypothese 1 lautet daher:

F1: Die Klärschlammverwertung in Schleswig-Holstein erfolgt in bedeutenden Mengen ortsfern.

Aus der Feststellung lässt sich schließen, dass neben den Transportkosten und dem regionalen Bedarf weitere Faktoren über die Verwertungsentfernung bestimmen, da der Export von Klärschlamm auch aus Kreisen hohen Phosphorbedarfs erfolgt; d. h. es richtet sich die Verwertung nach betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten des jeweiligen Entsorgungsunternehmens.

Die zweite zu überprüfende Hypothese bezieht sich auf die Abgabepreise in Abhängigkeit von der Verwertungsentfernung des Klärschlammes, wobei die räumliche Systemgrenze Schleswig-Holstein ist. Da der Transport in der Literatur als bedeutender Kostenfaktor angesehen wird, müssten die Abgabepreise von der Verwertungsentfernung derart abhängen, dass größere Entfernungen zu höheren Abgabepreisen führen. Daraus ergibt sich folgende Hypothese:

H2: Je größer die Verwertungsentfernung ist, desto höher ist der Abgabepreis.

Zur Überprüfung wurde eine Korrelationsanalyse zwischen Abgabepreis und mittlerer Verwertungsentfernung durchgeführt. Die mittleren Verwertungsentfernungen wurden aus den Angaben der Kläranlagenbetreiber berechnet, die teils Ortsangaben und teils Kilometerangaben machten. Dazu wurden die Angaben in das Geographische Informationssystem eingegeben und die mittleren Verwertungsentfernungen für die einzelnen Kläranlagen ermittelt. Die Pearson-Korrelation ergab einen Korrelationskoeffizienten von $r = 0,118$ bei

¹¹³ In der Karte 6 besagen die Pfeile, dass aus diesen Regionen Mengenteile des dort anfallenden Klärschlammes nach Ostholstein verbracht werden.

einem Signifikanzniveau von 0,61. Somit ist keine Korrelation zwischen der Verwertungsentfernung und der Höhe der Abgabepreise für die Verhältnisse in Schleswig-Holstein feststellbar. Damit wird die Hypothese 2 verworfen, die zugehörige Feststellung lautet:

F2: Es besteht keine Korrelation zwischen Verwertungsentfernung und Abgabepreis.

Diese Feststellung gilt natürlich nur für die betrachtete Systemgrenze Schleswig-Holstein, deutlich weitere Verwertungsentfernungen würden sich sicher auf die Abgabepreise auswirken. Der in der Karte 6 angegebene Wert für Ostholstein ist im Vergleich zu anderen Werten gering. Hierbei gilt es jedoch anzumerken, dass die Abgabepreise in diesem konkreten Fall für einen Selbstabholer gelten, also einen Landwirt, der den Schlamm direkt an der Kläranlage abholt, so dass keine Entsorgungsfirma zwischengeschaltet ist. Zuvor wurde ermittelt, dass die Entsorgungsfirmen den Absatz des Klärschlammes nach betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten ausrichten. In ihrem Kalkül dürfte daher die Kostenstelle Transport die Höhe ihres Angebotes nur untergeordnet bestimmen.

Die dritte zu überprüfende Hypothese ergibt sich aus der Annahme, dass bei einer höheren Wertdichte des Klärschlammes auch größere Transportwege infrage kommen. Die in die Auswertung eingehenden Angaben bzgl. der Wertdichte bewegen sich in einer Spanne von 20-58 % TS. Somit wird als Hypothese unterstellt:

H3: Je größer die Verwertungsentfernungen desto höher ist der Trockensubstanzgehalt.

Die diesbezügliche Korrelationsrechnung ergab einen Koeffizienten von $r = 0,494$ bei einem Signifikanzniveau von 0,05. Demnach kann für die Verhältnisse in Schleswig-Holstein die Hypothese angenommen werden und ein Zusammenhang derart festgestellt werden, dass gilt:

F3: Realisierte Verwertungsentfernung und Trockensubstanzgehalt korrelieren positiv miteinander.

Diese Feststellung bestätigt die o. a. Aussage, wonach durch Entwässerungsmaßnahmen Transportkosten kompensiert werden können. Die Entwässerung stellt jedoch eine

Kostenstelle der Kläranlagenbetreiber und nicht der Entsorgungsfirmen dar. Nur in wenigen Fällen wird auch die Entwässerung durch beauftragte Firmen erledigt. In Hinblick auf den Abgabepreis führt dies dazu, dass weniger Gesamtvolumen Klärschlamm transportiert und die Kläranlage seltener von der Entsorgungsfirma angefahren werden muss.

Inwieweit die Größe der Anlage und die anfallenden Mengen sich auf den Abgabepreis auswirken, wird anhand der vierten Hypothese untersucht. Sie unterstellt, dass große Anlagen, die über ein hohes Aufkommen an Klärschlamm verfügen, in einer besseren Verhandlungsposition sind und ihnen im Rahmen des Bietverfahrens günstigere Konditionen gewährt werden. Die zugehörige Hypothese lautet:

H4: Je größer die Menge zu entsorgenden Klärschlamms ist, desto niedriger ist der Abgabepreis pro Tonne Klärschlamm.

Der zugehörige Korrelationskoeffizient mit $r = -0,475$ bei einem Signifikanzniveau von 0,05 ergibt einen negativen Zusammenhang zwischen der Menge und dem Abgabepreis. Die Hypothese 4 kann daher angenommen werden, und es gilt:

F4: Je größer die Menge zu entsorgenden Klärschlamms ist, desto niedriger ist der Abgabepreis pro Tonne Klärschlamm.

In dem vorangestellten Kapitel wurde darauf verwiesen, dass sich der Entsorgungsmarkt derzeit in einer Phase der Preisangleichung befindet. Während großen Anlagen seitens der Entsorgungsfirmen bereits günstige Konditionen gewährt werden, ist dies bei kleineren Anlagen noch nicht der Fall. Zudem entscheidet auch die Dauer der vertraglichen Bindung zwischen Entsorgungsfirma und Kläranlage darüber, wie schnell auf veränderte Marktgegebenheiten reagiert werden kann. Zwar geht gesamtgesellschaftlich die Akzeptanz der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung zurück (vgl. Kapitel 2). Doch drücken einerseits die hohen Verwertungsquoten in Schleswig-Holstein aus, dass die Akzeptanz bei den Landwirten immer noch so hoch ist, dass der verwertbare Schlamm genügend Abnehmer findet. Andererseits deutet eine beträchtliche Senkung des Abgabepreises auf Rationalisierungspotentiale seitens der Entsorgungsfirmen hin; diese liegen vor allem in der Senkung der Transaktionskosten begründet.

Der Entsorgungsbeauftragte wird als Gewinnmaximierer den Klärschlamm zu möglichst hohen Abgabepreisen aufnehmen und dort abgeben, wo für ihn die günstigsten Preise gelten. Es ist zu erwarten, dass seine Suchkosten für abnahmebereite Landwirte tendenziell in den Regionen höheren Flächendrucks für Klärschlamm größer sind als in den Regionen mit höherem Verwertungspotential, z. B. Ostholstein. Ferner führt die düngemittelrechtliche Begrenzung (schlagbezogene Düngung) dazu, dass mögliche Flächen heterogener verteilt liegen, was wiederum zu höheren Transportkosten und einem höheren Zeitaufwand führt.

Durch den Export und Import von Klärschlamm erfolgt eine Preisangleichung, so dass die Differenzen der Abgabepreise in Schleswig-Holstein wie o. a. sinken werden, da teilweise höhere Kosten durch anderweitig günstige Konditionen kompensiert werden können. Der Theorie nach müsste der Abgabepreis in Ostholstein oder vergleichbaren Regionen steigen bzw. höher liegen als ohne Transportkosten; in Exportregionen dagegen müsste er sinken, bzw. niedriger liegen als ohne Transportkosten. Betrachtet man die Angaben für Nordfriesland und dem Kreis Herzogtum Lauenburg, so fallen die Werte jedoch in dieselbe Klasse. Einerseits dürfte bei den ausgewerteten Anlagen bereits ein Preisangleich erfolgt sein, andererseits dürften die Anlagen aufgrund der Höhe des Abgabepreises noch nicht von der Preissenkung profitieren. Gerade im Kreis Herzogtum Lauenburg müsste man aufgrund des Verwertungspotentials einen niedrigeren Abgabepreis erwarten.

Das aus düngemittelrechtlicher Sicht ermittelte Flächenpotential führt nicht zwangsläufig zu einer den Gegebenheiten entsprechenden Verteilung des Klärschlammes. Vielmehr bestimmen die aus betriebswirtschaftlicher Sicht des Entsorgungsunternehmers günstigen Verwertungsmöglichkeiten die Verteilung des Schlammes in der Region. Im Rahmen der landwirtschaftlichen Verwertung gewährte Dienstleistungen wie Fruchtfolge- und Düngeberatung und häufigere Bodenbeprobungen sowie Suchkosten für Vertragspartner hängen mit den Transaktionen zusammen, die für die Gesamtverwertung getätigt werden müssen. Je weniger Transaktionen zur Verwertung nötig sind, desto geringer sind die Kosten für das Entsorgungsunternehmen.

Zusammenfassend ergeben sich folgende Szenarien: Kann der Klärschlamm zwar ortsnah, aber nur auf viele Landwirte verteilt werden, so sind die Transportkosten (z. B. aus einem zentralen Lager heraus) gering, aber die Transaktionskosten für die Entsorgungsbeauftragten steigen. Kann der Schlamm jedoch auf wenige Landwirte verteilt werden, so sinken die

Transaktionskosten beträchtlich, was wiederum ein Mehr an Transportaufwendungen erlaubt. In der Praxis wird daher der Klärschlamm etwa nach Ostholstein exportiert, da dort wegen der vergleichbar großen Betriebe bei entsprechendem Nährstoffbedarf für die Entsorgungsunternehmen günstige Konditionen herrschen. Große Schläge ermöglichen eine rationelle Ausbringung und führen bei einer mit steigender Schlaggröße abnehmenden Beprobungsdichte zur Kostensenkung. Eine abnehmende Beprobungsdichte kann allerdings zu stark fehlerhaften Extrapolationen führen. Kostenoptimal für die Entsorgungsfirmen sind wenige Großbetriebe in der Umgebung der Kläranlage. Es besteht also die Möglichkeit, durch Steigerung der Trocknungskosten die Transportkosten zu senken, durch Senkung der Transaktionskosten aber weitere Transportwege zu ermöglichen und günstigere Abnahmepreise zu gewähren. Die Verwertungspraxis über eine Vergabe nach Ausschreibung führt somit nicht zu einer Verwertung am Entstehungsort, sondern zu erhöhten Transportaufwendungen.

5.4.4 Kosten versus Entsorgungssicherheit

Neben den Kosten eines Entsorgungspfades ist vor allem auch die langfristige Entsorgungssicherheit ein wesentlicher Gesichtspunkt für Kläranlagenbetreiber. Die bodenbezogene Verwertung als gegenwärtig dominante Verwertungsoption ist im Vergleich zu anderen Entsorgungspfaden kostengünstiger. Rechtliche Änderungen und der gesamtgesellschaftliche Imageverlust aufgrund der schadstoffseitigen Dimension der landwirtschaftlichen Verwertung bekräftigen eine zukünftige Abkehr der Rückführung von Nährstoffen in den Landwirtschaftskreislauf aus Klärschlamm. Folglich steht zur Diskussion, ob nicht eine mit höheren Kosten behaftete Verwertung bei langfristiger Sicherheit mittelfristig eine Entsorgungsalternative darstellt. In Tabelle 24 sind in der Literatur genannte Annahmepreise für Abfall und Klärschlamm, die von Anlagenbetreibern gefordert werden, dem Preis gegenübergestellt, den Kläranlagenbetreibern im Mittel für die Abgabe in die landwirtschaftliche Verwertung zahlen. Bei den Preisen der MVA handelt es sich um eine Spanne für langfristige Verträge, die für Schleswig-Holstein und Hamburg angegeben wird; bei kurzfristiger Anlieferung liegt die Spanne bei 61–153 €

Tabelle 24: Annahmekosten für Abfall bzw. Klärschlamm nach ARLT (2000), S. 126 (Klärschlamm)¹; WICKE (2002), S. 12 (Abfall)² UBA (1999a) (Abfall)³; RAHM (2001), S. 48 (Klärschlamm)⁴; ATV (1998), S. 3 f. (Klärschlamm)⁵; eigene Erhebung.

MVA	Steinkohle- kraftwerk	Braunkohle- kraftwerk	Monover- brennung	Deponie	Zementwerk	MBA	Landwirtschaft
³ 90–220 €t	¹ 38 €(90 % TS)	⁴ 26–51 €t	⁵ 204–510 €t TS	² 26 €	⁵ 250–332 €t TS (45 %)	³ 118 €t	102 €t TS (100 %)
	¹ 49 €t (30 % TS)	¹ 51 €t (30 % TS)					30 €t TS (30 %)

Die Annahmepreise der verschiedenen Entsorgungspfade differieren deutlich geringer als bei älteren Übersichten.¹¹⁴ Bei den angegebenen Werten handelt es sich jedoch um unscharfe Angaben, da sich die tatsächlichen Kosten je nach individueller technischer Ausstattung der Anlage unterscheiden. Ferner müssen etwa bei Müllverbrennungsanlagen auch Aspekte wie Klärschlambunker und ggf. Entwässerungstechnik berücksichtigt werden, da die Angaben für Müll gelten. Es zeigt sich jedoch, dass vor allem die angegebenen Werte für die Entsorgungspfade Steinkohle und Braunkohle im Vergleich zu der landwirtschaftlichen Verwertung eine Alternative darstellen; auch bieten Deponiebetreiber derzeit günstige Konditionen, um noch bestehende Verfüllungskapazitäten bis zu dem faktischen Ablagerungsverbot zu nutzen. Da es sich bei den angegebenen Werten um Momentaufnahmen handelt, muss für eine genauere Beurteilung der möglichen Entsorgungskosten der unterschiedlichen Entsorgungspfade die Marktentwicklung vor dem Hintergrund sich ändernder Rahmenbedingungen erörtert werden.

5.4.5 Zur Entwicklung der Kosten in der Abfallwirtschaft

Klärschlamm ist rechtlich als Sonderabfall zur Verwertung oder Beseitigung eingestuft. Daher muss zur Beurteilung der zu erwartenden Verwertungskosten die Marktsituation der gesamten Abfallwirtschaft berücksichtigt werden. Als Brennstoff steht er in direkter Konkurrenz zu anderen Sekundärbrennstoffen oder Siedlungsabfällen bzw. Wirtschaftsdünger. Die Änderung der TASI ab 01.06.2005 wird deutliche Auswirkungen auf die gesamte Abfallwirtschaft haben. Eine mögliche Senkung der Grenzwerte für die landwirtschaftliche Verwertung wird

¹¹⁴ Etwa bei ATV (1998, S. 3 f.).

zu einer höheren Nachfrage nach alternativen Behandlungsmöglichkeiten führen. Durch das Quasi-Verbot einer Ablagerung von zuvor unbehandelten Siedlungsabfällen auf Deponien wird sich der Alternativenraum zur Behandlung von Klärschlamm bei insgesamt höherer Nachfrage nach Entsorgungskapazitäten einengen.

Ab 2005 wird es zu einem massiven Rückgang der Deponierung von Siedlungsabfällen kommen. Klärschlamm, der derzeit die Grenzwerte der AbfKlärV übersteigt, wird in Schleswig-Holstein größtenteils deponiert. Rückstände aus Müllverbrennungsanlagen werden zunehmend in der Bauwirtschaft eingesetzt und nicht mehr deponiert; teilweise werden sie beim Verfüllen einsturzbedrohter Stollen im Bergbau verwendet. Mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle dürfen auch nach 2005 deponiert werden. Diese Art der Abfallbehandlung ist jedoch im Vergleich zur stofflichen Verwertung oder Verbrennung aufwändiger und teurer. Müllbehandlungsanlagen mit ausdrücklicher Einbeziehung von Klärschlamm sind in Lübeck und Neumünster geplant (vgl. Kapitel 3.5.7), wohingegen eine geplante Anlage im Kreis Nordfriesland ausdrücklich die Klärschlammbehandlung ausgeschlossen hat.

Das Deponierungsverbot von Siedlungsabfällen ab 2005 führt dazu, dass Deponiebetreiber sehr günstige Konditionen anbieten, um bis dahin Betriebskosten und später anfallende Sanierungs- und Rekultivierungskosten teilweise noch abdecken zu können. Dies gilt vor allem für Deponien, die nicht basisabdichtet sind. Für die umweltverträglicheren, aber teureren basisabdichteten Deponien sieht der Gesetzesgeber keine Sonderregelung vor. Das steigende Angebot an Deponieraum bedingt Überkapazitäten bei Müllverbrennungsanlagen, wodurch die Kosten für die Beseitigung in den Verbrennungsanlagen steigen werden, da den Anlagen für einen kostenoptimalen Betrieb zu wenig Abfall geliefert wird. WICKE (2002, S. 9) gibt einen Anstieg von zurzeit 26 €/t auf ca. 102 €/t für MVA/MBA an. Aber nicht nur die Kosten für die Annahme von Siedlungsabfällen werden steigen, sondern auch die Preise für Verwertungs- und Behandlungsanlagen, da in naher Zukunft mit einer erhöhten Nachfrage zu rechnen ist.

Mit dem Wegfall der Deponierung wird die Nachfrage nach Kapazitäten bei Verbrennungsanlagen, Verwertungsanlagen und Müllbehandlungsanlagen steigen; eine bessere Auslastung führt zu höheren Gewinnen bei den Anlagenbetreibern. Gerade bei dem Einsatz von Sekundärbrennstoffen ist mit einem deutlichen Preisanstieg aufgrund des hohen Angebotes bei knappen Kapazitäten zu rechnen. Ferner haben Ersatzbrennstoffe wie Klärschlamm

schwankende und wesentlich niedrigere Energiegehalte als etwa Braun- und Steinkohle, was einen wichtigen Kostenfaktor neben zusätzlich zu installierender Reinigungstechnik darstellt. Letztlich wird sich der Kostenanstieg in einer Anhebung der Abfallgebühren für die Haushalte niederschlagen.

Aufgrund der erhöhten Nachfrage nach Verwertungs- und Behandlungskapazitäten werden diese vor allem bei Zementwerken und Kohlekraftwerken ausgebaut, so dass in den Jahren nach 2005 langsam eine Entspannung der Abfallsituation eintreten und die Nachfrage nach Kapazitäten voraussichtlich das Angebot unterschreiten wird, so dass damit auch die Annahmepreise für Klärschlamm wieder sinken werden.

6 Schlussbetrachtung

6.1 Gang der Untersuchung

Gegenstand dieser Untersuchung ist der regionale kommunale Klärschlammhaushalt Schleswig-Holsteins, insbesondere die derzeit dominierende landwirtschaftliche Verwertungspraxis kommunaler Klärschlämme sowie deren vor- und nachgelagerten Prozesse. Mit der bodenbezogenen Verwertung wird das Ziel verfolgt, Klärschlamm als Dünger zur Schonung der Ressource Phosphor und damit als Beitrag einer nachhaltigen Raumentwicklung einzusetzen. Es stellt sich jedoch die Frage, ob – abhängig von der Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe im Klärschlamm, der Schadstoffbelastung, sich ändernder Gesetzesvorschriften sowie der Abgabepreise des Klärschlammes – die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung die Anforderungen an eine nachhaltige Raumentwicklung erfüllt.

Als modelltheoretischer Rahmen wurde das Stoffstrommanagement als ein Ansatz gewählt, der hinreichende Flexibilität bot, die Anforderungen einer interdisziplinären Bearbeitung der gewählten Fragestellung umzusetzen. Dabei erwies sich allerdings im Hinblick auf die modelltheoretische Fassung des Klärschlammhaushaltes die mangelnde Datenqualität bzw. grundsätzlich die Verfügbarkeit klärschlammrelevanter Daten als problematisch. Gründe hierfür liegen einerseits in datenschutzrechtlichen Beschränkungen, da es sich um sensible Daten handelt, andererseits sind klärschlammrelevante Daten aufgrund der teils uneinheitlichen Erfassung oft inkonsistent. Insbesondere bei den kreisbezogenen Mengenangaben für Klärschlamm waren Unstimmigkeiten festzustellen. Um jedoch in Hinblick auf die Fragestellung hinreichend belastbare Aussagen treffen zu können, wurde daher eine differenzierte Befragung (vgl. Fragebogen im Anhang) unter den kommunalen Kläranlagen durchgeführt, mit der sich ca. 94 % der in Schleswig-Holstein anfallenden Mengen erfassen ließen. Ferner wurden abwasserreinigungstechnische, wirtschaftliche sowie nähr- und schadstoffseitige Daten abgefragt, welche in ihrer Gesamtheit die Grundlage für die Analyse und Modellierung des Klärschlammhaushaltes (Kapitel 3) und der Auswertung der Partialmodelle (Kapitel 5) bildeten. Durch den Abgleich mit Literaturangaben und einer eingehenden Datenkontrolle anhand verschiedener Kennzahlen konnte die Konsistenz der erhobenen Daten bestätigt werden (Kapitel 4.3).

Im Folgenden werden ausgehend, von der Entscheidungsfindung zur Steuerung des Klärschlammhaushalts, die Teilergebnisse der Untersuchung zusammengeführt und abschließend über das Konzept der Öko-Effizienz die Verbindung zwischen nachhaltiger Raumentwicklung und Klärschlammhaushalt bzw. Klärschlamm Entsorgung hergestellt.

6.2 Zusammenführung der Teilergebnisse

Die Steuerung des Klärschlammhaushalts wird durch eine Vielzahl verschiedener wechselwirkender Faktoren beeinflusst, die bei der Auswertung der Partialmodelle für Schleswig-Holstein bestimmt wurden. Abbildung 21 fasst den Entscheidungsfindungsprozess vereinfacht zusammen.

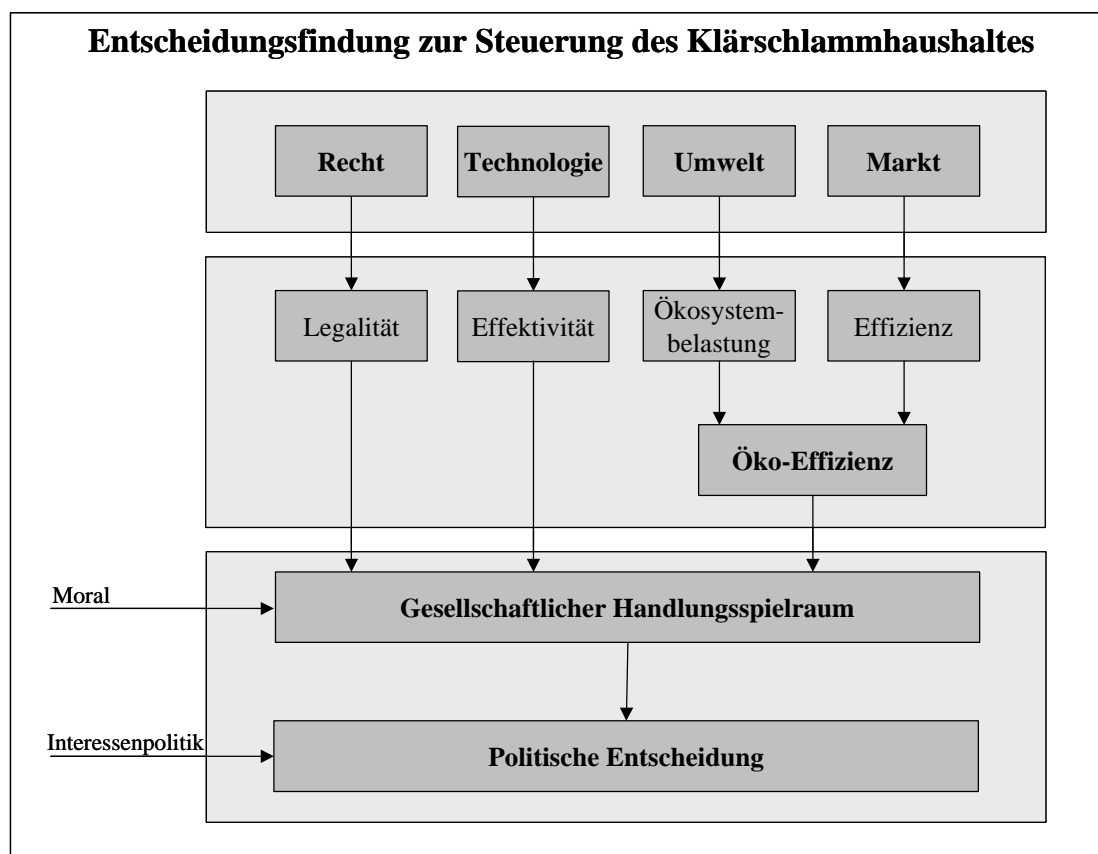


Abbildung 21: Beziehungsgefüge relevanter Faktoren im politischen Entscheidungsfindungsprozess über die zukünftige Steuerung des Klärschlammhaushalts (nach SCHALTEGGER (2000), S. 119, stark verändert und ergänzt).

Die rechtlichen, technischen, ökologischen sowie marktwirtschaftlichen Faktoren geben den gesellschaftlichen Handlungsspielraum vor, der den Entscheidungsträgern zur Verfügung

steht, um über die zukünftige Klärschlammpolitik zu entscheiden. Dieser Handlungsspielraum ist in das jeweilige soziokulturelle Umfeld mit unterschiedlichen Wertvorstellungen eingebettet. Beispielsweise empfindet man das achtlose Wegwerfen von Abfällen in einigen Gegenden nicht als verwerflich, wohingegen dies anderswo umweltrechtlich geahndet wird.¹¹⁵ Ferner beeinflussen natürlich auch Interessengruppen, wie die Entsorgungsindustrie, die politische Entscheidungsfindung. Sie können je nach ihrem politischen Gewicht ihre Interessen in den Entscheidungsprozess einbringen.

Aus juristischer Sicht bestimmendes Kriterium für mögliche Entsorgungspfade ist die Legalität, also die Konformität mit dem geltendem Umweltrecht (vgl. Kapitel 3.2). Durch unbestimmte Rechtsbegriffe existiert in dem ansonsten starren Gefüge der Rechtsvorschriften allerdings ein gewisser Handlungsspielraum, in diesem Fall für die Anlagenbetreiber (Kläranlagen, Entsorgungsanlagen). Im Rahmen der Klärschlamm Entsorgung ist das exemplarisch für die Einteilung in Verwertung und Beseitigung (vgl. Kapitel 3.2.2.1) sowie für die rechtliche Zulässigkeit der Kalkzugabe bei der Klärschlamm entwässerung aufgezeigt worden (Kapitel 5.1). Das Ausschöpfen des Rechtsrahmens, etwa bei den Schwermetallgrenzwerten gem. AbfKlärV, in Verbindung mit der Beibehaltung eines bestimmten Entsorgungspfades wie der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung lässt sich zwar als „rationales Verhalten“ werten (SCHALTEGGER (2000), S. 123). Dies könnte sich jedoch wegen der sich für die Klärschlamm Entsorgung abzeichnenden Gesetzesänderungen in Zukunft anders darstellen.

Bestimmendes Kriterium aus technologischer Sicht ist die Wirksamkeit (Effektivität) eines Entsorgungspfades, d. h. die Frage, wie erfolgreich Ziele durch die jeweilige Maßnahme erreicht werden. Da die Hauptaufgabe der Kläranlagen darin besteht, Schad- und Nährstoffe aus dem Abwasser zu eliminieren, um bspw. der fortschreitenden Gewässereutrophierung Einhalt zu gebieten, kann die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung respektive die Rückführung des Phosphors in die landwirtschaftliche Produktion lediglich als Koppelprodukt der Abwasserreinigung verstanden werden. Die Erörterungen zur Düngewirkung von Klärschlamm in Kapitel 3.3.2 haben ergeben, dass keineswegs von einer 100%igen Verfügbarkeit des Phosphors unter der in Schleswig-Holstein im Durchschnitt gegebenen Reinigungstechnik auszugehen ist, sondern dass diese deutlich darunter liegt (ca. 70 %). Zudem ist die bodenbezogene Verwertung mit einer ökologischen Schädigung (Belastung)

¹¹⁵ SCHALTEGGER (2000, S. 121) gibt als Beispiel einerseits Spanien und andererseits Singapur an.

verbunden, die im Rahmen von Ökobilanzen höher bewertet wird als etwa bei der Entsorgung bzw. Verwertung in der Zementindustrie oder in Steinkohlekraftwerken (FRANKE (1995); FEHRENBACH (2001); MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW (2001)). Besonders Umweltchemikalien mit Einschluss endokrin wirkender Substanzen stellen ein schwer zu kalkulierendes Risiko dar. Die Frachtenberechnungen des Schadstoffmodells haben ergeben, dass Klärschlamm als Dünger im Vergleich zu anderen Düngemitteln – mit Ausnahme der stärker mit Kupfer und Cadmium belasteten Wirtschafts- und Mineraldünger – durchschnittlich zu deutlich höheren Schwermetalleinträgen in den Boden führt. Würde eine rechtliche Gleichstellung aller Düngemittel umgesetzt, müssten alle Düngemittel qualitativ grundlegend verbessert werden.

Das aus marktwirtschaftlicher Sicht entscheidende Kriterium ist die Effizienz. Dabei hat die Auswertung des Nährstoffmodells in Verbindung mit der Akteursanalyse ergeben, dass sich die dominierende Entsorgungsrealität nach dem Effizienzkaul der beauftragen Entsorgungsunternehmen richtet. Sie wählen denjenigen Entsorgungspfad, der bei möglichst geringem Aufwand einen möglichst hohen Ertrag liefert. Bei der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung nehmen die Transaktionskosten eine herausragende Stellung ein, da diese ein beträchtliches Einsparpotential für die Entsorgungsfirmen bieten. Für die Firmen ist es besonders rentabel, wenn der Klärschlamm unter möglichst wenige Abnehmer verteilt werden kann, so dass die dadurch gesenkten Transaktionskosten höhere Transportaufwendungen kompensieren. Studien zur Klärschlammverwertung messen den Transaktionskosten oft eine zu geringe Bedeutung bei, weshalb Darstellungen in Form von konzentrischen Kreisen um eine Kläranlage herum als Erklärung über wirtschaftliche Transportentfernungen unrealistisch werden.

Da eine einseitige Betrachtung sowohl der ökologischen als auch der marktwirtschaftlichen Dimension der Forderung nach einer nachhaltigen Raumentwicklung nicht gerecht würde, müssen beide Faktoren zueinander in Beziehung gesetzt werden. Dies geschieht, indem man die negativen externen Effekte des wirtschaftlichen Handelns, ausgedrückt durch einen ökologischen Indikator, einem ökonomischen Indikator gegenüberstellt; in aggregierter Form stellt das Verhältnis aus Wertschöpfung und Schadschöpfung die Öko-Effizienz dar (vgl. Kapitel 2.4.1). In Abbildung 22 können keine quantitativen Relationen angegeben werden, da sich zwar bestimmte Umweltbeeinträchtigungen bspw. über die Kosten der Wiederherstellung

eines Schadens monetarisieren lassen, doch Preise für Ökosystemfunktionen nur schwer zu ermitteln sind.¹¹⁶ Daher müssen die in Abbildung 22 wiedergegebenen Relationen als Tendenzen interpretiert werden, die sich jedoch auf die in Kapitel 5 ermittelten Ergebnisse stützen und die Steuerungsmöglichkeiten des Klärschlammhaushaltes widerspiegeln.

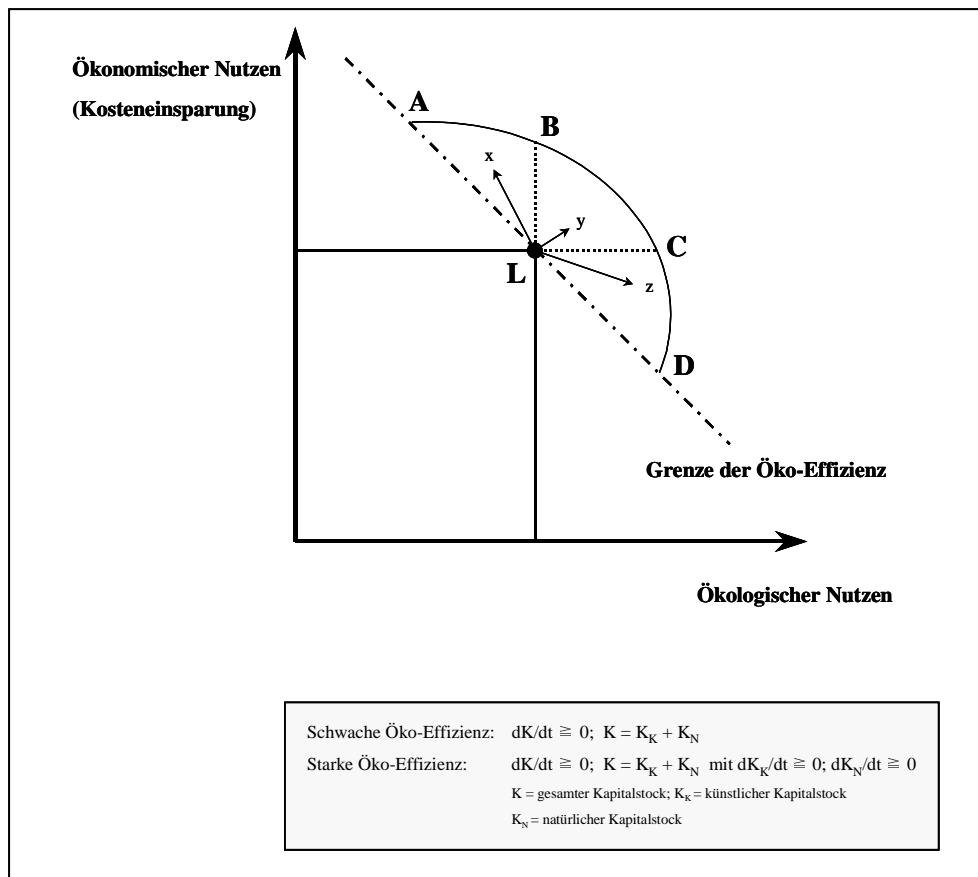


Abbildung 22: Konzept der Öko-Effizienz.

Auf der Abszisse ist der ökologische Nutzen und auf der Ordinate der ökonomische Nutzen (Kosteneinsparung, $1/\text{Kosten}$) dargestellt. Der ökologische Nutzen entspricht hier quasi einer „umgekehrten“ Schadschöpfung, d. h. die Schadwirkung nimmt ab, je weiter man sich von dem Ursprung entfernt. Die Kosteneinsparung ist derart zu interpretieren, dass mit zunehmender Entfernung vom Ursprung die Kosten sinken. Die Verbindung zwischen Nachhaltigkeit und Öko-Effizienz stellt sich unter Berücksichtigung der in Kap. 2.4.1 eingeführten Kapitalbegriffe wie folgt dar: Eine schwache Öko-Effizienz ist dann gegeben, wenn der gesamte Kapitalstock einer Gesellschaft über die Zeit erhalten bleibt oder zunimmt, eine Abnahme in der ökologischen Dimension kann durch eine Zunahme in der ökonomi-

¹¹⁶ Vgl. dazu KLAUER (1998).

schen Dimension überkompensiert werden. Bei der starken Öko-Effizienz ist hingegen keine Substitution der Kapitalbestände erlaubt. Übertragen auf die landwirtschaftliche Produktion stellen sich die Zusammenhänge wie folgt dar: Ökosystemar betrachtet wird ein Bereich (Acker) aus der natürlichen Entwicklungsdynamik mit dem Ziel der Nahrungsmittelproduktion herausgelöst. Für die Bewirtschaftung ist es notwendig, Standortunterschiede wie Feuchte oder Nährstoffgehalt zu nivellieren. Dies bedeutet einen Verlust an Diversität, insofern eine Abnahme des natürlichen Kapitals. Ab einem bestimmten Punkt reichen die systemeigenen Funktionen (Ökosystemfunktionen) nicht mehr aus, auf Störungen wie den Befall der Pflanzen durch Krankheitserreger zu reagieren. Dies erfordert dann einen verstärkten Betriebsmitteleinsatz (z. B. Pestizide). Somit werden die Ökosystemfunktionen als natürliches Kapital durch künstliches Kapital (Betriebsmittel) substituiert. Eine zunehmende Schwermetallbelastung durch die Klärschlammverwertung beeinträchtigt gleichfalls die Bodenorganismen und Bodenfunktionen, deren nutzenstiftende Eigenschaften ebenfalls durch Betriebsmittel ergänzt bzw. ersetzt werden müssen.

Der Punkt **L** steht für die derzeit dominierende landwirtschaftliche Klärschlammverwertung in Schleswig-Holstein. Die Kurve in der Abbildung ist vergleichbar mit einer Produktionsmöglichkeitskurve (Transformationskurve), welche bei den verschiedenen Entsorgungspfaden und deren ökologischen und ökonomischen Ausprägungen mögliche Kombinationen wiedergibt. Dieser Darstellung liegt zugrunde, dass die Entsorgungspraxis noch effizienter gestaltet werden kann. Bei Überschreiten der eingezeichneten Grenze werden die in der Abbildung angeführten Bedingungen für die Öko-Effizienz nicht erfüllt.

Als schwach öko-effizient sind Nutzenkombinationen aus dem Segment **LAB** zu interpretieren, da eine Entwicklung in Richtung **x** eine Kosteneinsparung zu Lasten der Umwelt bedeuten würde. Ein Fortführen der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung fällt in dieses Segment. Einerseits wurde ermittelt, dass sich der Entsorgungsmarkt in einer Anpassungsphase befindet, der derzeitige mittlere Abgabepreis von 102 €/t TS (vgl. Kapitel 5.4.2) fällt und bei einigen Anlagen bereits weniger als die Hälfte dieses Wertes beträgt. Andererseits geht die bodenbezogene Verwertung mit einer Schadstoffakkumulation im Boden einher, so dass von einer wachsenden Belastung auszugehen ist. Bezieht man die wahrscheinliche schadstoffseitige Grenzwertsenkung in die Betrachtung ein, so ist nach deren Umsetzung mit erhöhten Kosten für diesen Entsorgungspfad zu rechnen, so dass dieser Entsorgungsweg bei steigenden Kosten nur geringfügig weniger umweltbelastend wäre. In

Kapitel 2.4.1 wurde die Abkehr von der gegenwärtig dominierenden landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung stoffpolitisch als stark nachhaltig ausgewiesen. Bezieht man die Kostendimension ein, wird aus einer starken Nachhaltigkeitsposition aber eine schwache nach dem Öko-Effizienzkriterium, da sie mit einer Erhöhung der Kosten einhergeht. Man würde sich von dem Punkt **L** in Richtung **z** bewegen. Alle Nutzenkombinationen in dem Segment **LCD** stellen eine schwache öko-effiziente Entwicklung dar, bei der für eine geringere Umweltbelastung höhere Kosten aufgewendet werden müssen. Derartige Nutzenkombinationen sind der Einsatz von Klärschlamm in Steinkohlekraftwerken oder Müllverbrennungsanlagen mit vorheriger oder anschließender Phosphorrückgewinnung aus der Asche. Vererdungsanlagen bei Kläranlagen mit geringerem Schlammaufkommen fallen ebenfalls hierunter, soweit eine Phosphorrückgewinnung erfolgt. Unter Berücksichtigung der in Kapitel 5.4.5 abgeleiteten Entwicklung des Entsorgungsmarktes wird mittelfristig die Nachfrage nach Entsorgungskapazitäten für Abfall (und auch Klärschlamm) das Angebot unterschreiten, infolgedessen dürften die Abgabepreise bzw. die Annahmepreise (aus Sicht der annehmenden Anlagen) sinken. In der Graphik entspricht dies einer Annäherung an das Segment **LBC** und somit der Position einer starken Öko-Effizienz.

Welcher Weg beschritten wird, um eine nachhaltige Entwicklung zu erreichen, hängt letztlich von der Gesellschaft bzw. von deren legitimierten Entscheidungsträgern ab, die zwischen dem Erhalt von natürlichen Funktionen und der Substitution eine Nutzenabwägung durchzuführen haben. Die erforderliche Informationsbasis liefern die Naturwissenschaften. Ihre Aufgabe besteht darin, hinsichtlich spezieller Fragestellungen, wie der Klärschlammverwertung, sachliche Aufklärung zu leisten, um damit einer nicht auf Fakten basierenden Verunsicherung der Bevölkerung entgegenzuwirken. Gleichwohl kommen auch die Naturwissenschaften im eigentlichen Sinne nicht ohne Bewertung aus, da schon das Reduzieren auf einen Untersuchungsgegenstand, etwa bestimmte Stoffe oder Prozesse sowie die verwendete Messmethode, eine Vorauswahl und damit eine Bewertung impliziert (FRÄNZLE (1998), S. 249; SCHRÖDER/DASCHKEIT (2002), S. 182). Das Eingehen von Risiken bei der Klärschlammentsorgung ist unvermeidlich, es hängt aber von der Tragweite der Konsequenzen ab, die aus den einzelnen Entsorgungspfaden resultieren, und muss auf den jeweiligen Umweltzustand des betrachteten Raumes bezogen sein. Die zu wählende Nachhaltigkeitsstrategie ist daher das Ergebnis einer Risikobewertung der jeweiligen Entscheidungsträger.

6.3 Folgerungen

Die Mehrkosten für eine etwaige Umstellung auf die thermische Entsorgung hängen vor allem von dem derzeitigen technischen Stand der Anlagen ab. Für die großen Anlagen, die ihren entwässerten Schlamm landwirtschaftlich verwerten lassen, reduziert sich der Aufwand hauptsächlich auf die Mehrkosten für die Verbrennung bei gleichzeitiger Einsparung für Kalk, Abgaben an den Klärschlammfond, und ggf. Bodenuntersuchungen und Schlammanalysen sowie Faulung oder Hygienisierung. Deutlich höhere Investitionen hätten kleine Anlagen zu tätigen, die über keine Entwässerung verfügen. Diese müssten entweder den Schlamm an größere Anlagen abgeben oder in mobile bzw. stationäre Entwässerungsanlagen investieren. In einigen Fällen wäre der Bau eines Filtrationswasserspeichers notwendig, soweit nicht andere Bauteile der Anlage genutzt werden können. Gerade für die Vielzahl der kleinen Anlagen ist eine auch Gebietskörperschaften übergreifende Kooperation anzuraten. Der direkte aus den Nährwerten des Klärschlammes berechnete monetäre Ausfall für einen Klärschlamm einsetzenden Landwirt beträgt ca. 144 € pro Hektar in 3 Jahren; volkswirtschaftlich landesweit ca. 2,35 Mio. € pro Jahr. Hierzu müssten ferner Zusatzleistungen wie Prämien oder Ausbringungsvergütungen gerechnet werden (vgl. Kapitel 5.4.1). Dem stehen auf volkswirtschaftlicher Seite Einsparungen beim Klärschlammkataster und bei Überwachungsbehörden gegenüber.

Der Bundesbürger zahlt im Schnitt 2,18 € Abwassergebühren pro m³, bezogen auf den Frischwassermaßstab bzw. durchschnittlich 117 € pro Jahr (BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2002), S. 10). Die Kosten für die Klärschlamm Entsorgung betragen im Durchschnitt lediglich 4 % der Gesamtkosten für die Abwasserreinigung; der größte Teil der Kosten ist auf die hohen Investitionen für das Kanalnetz und die technische Anlage zurückzuführen. Bei einer Umstellung von der bodenbezogenen Verwertung auf die thermische Entsorgung stiege der Abwasserpreis nach einer Überschlagsrechnung um ca. 0,05–0,1 €/m³ für Anlagen, die bereits über eine Entwässerung verfügen, und um ca. 0,1–0,25 €/m³ für Anlagen ohne Entwässerung, wobei die Werte als Näherungen zu verstehen sind (FELS (2002), S. 31). Eine massive, auf Deutschland begrenzte Einschränkung der Verwertungsmöglichkeiten könnte jedoch auch dazu führen, dass der Klärschlamm dann in andere Länder exportiert würde, sofern dies günstiger als die Verbrennung im Land wäre. Für die Entsorgungspflichtigen ist eine stärkere Zusammenarbeit im Rahmen eines überörtlichen Klärschlammmanagements ratsam, um bei alternativen Entsorgungskonzepten kooperieren zu können, etwa beim Bau einer gemein-

samen Verbrennungs- oder Trocknungsanlage. Schadstoffarme Rückgewinnungsverfahren¹¹⁷ in Verbindung mit einer thermischen Entsorgung stellen mittelfristig die öko-effizientere Möglichkeit der Entsorgung dar als die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung. Deren Substitutionspotential zur Deckung des Phosphorbedarfs wird oft überschätzt; es liegt in Schleswig-Holstein zwischen 7 und 10 %, gemessen am Entzug des Ackerlandes. Da Rückgewinnungsverfahren derzeit das Aufkommen an Klärschlamm nicht bewältigen können, ist zu empfehlen, derartige Verfahren aufzubauen. Die effektivste Möglichkeit im Sinne eines vorsorgenden Bodenschutzes ist es, die Schadstoffeinträge, ob Schwermetalle oder andere Stoffe, an der Quelle zu reduzieren – eine Möglichkeit, die dem Landwirt im Falle des Wirtschaftsdüngers und des Handelsdüngers durch entsprechende Sortenwahl, nicht jedoch im Falle des Klärschlammes offen steht.

¹¹⁷ Beispiel von Rückgewinnungsverfahren, die auf eine Schadstoff-/Wertstofftrennung zielen, sind das Seaborne-Verfahren (SCHULZ/SCHULTZE, 2001) oder das Phostrip-Verfahren (BARTL, 2001).

7 Zusammenfassungen

7.1 Deutsche Zusammenfassung

Seit frühester Zeit finden tierische und menschliche Ausscheidungen als Düngemittel in der Landwirtschaft Verwendung, um Futter- und Nahrungsmittel herzustellen. Dabei wird durch die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung einerseits Mineraldünger eingespart und damit die endliche Ressource Phosphor geschont; ihr wird folglich im Sinne einer Kreislaufwirtschaft ein Beitrag zu einer nachhaltigen Raumentwicklung unterstellt. Andererseits ist die bodenbezogene Klärschlammverwertung mit einer nicht unerheblichen, oft schwer kontrollierbaren Schadwirkung verbunden. Die gegenwärtige Diskussion um Nähr- und Schadstoffgehalte im Klärschlamm führt daher zu höchst unterschiedlichen Positionen. Dies erfordert eine Neubeurteilung vor dem Hintergrund der jeweiligen regionalen Gegebenheiten. Im Rahmen eines Stoffstrommanagements wurden daher die schad- und nährstoffseitige sowie die juristische Dimension des Klärschlammhaushaltes in Schleswig-Holstein einschließlich der daran beteiligten Akteure analysiert. Anschließend wurden Abwasserbehandlung, Verwertungspotentiale, gegenwärtige Verwertungspraxis und Verwertungskosten einander gegenübergestellt. Grundlage der Untersuchung bildete eine Befragung bei den kommunalen Kläranlagen, an die mehr als 10.000 Einwohnerwerte angeschlossen waren, womit 94 % des in Schleswig-Holstein anfallenden Klärschlammes erfasst wurde.

Es zeigte sich, dass unter Anrechnung des anfallenden Wirtschaftsdüngers das auf Kreisebene ermittelte Verwertungspotential von Klärschlamm mit der gegenwärtigen Verwertungspraxis nicht übereinstimmt. Vielmehr richtet sich der tatsächliche Verwertungsort des Klärschlammes nach dem Effizienz kalkül der Entsorgungsfirmen. Mehraufwendungen für Transport können dabei durch geringere Transaktionskosten kompensiert werden. Infolgedessen wird der Klärschlamm oftmals entfernt von der jeweiligen Kläranlage verwertet. Die landwirtschaftliche Verwertung erweist sich vor dem Hintergrund der derzeit dominierenden Abwasserreinigungstechnik nur als eingeschränkt phosphorschonend. Das Substitutionspotential von Klärschlamm für Mineraldünger liegt landesweit unter 10 %, so dass der monetäre Nutzen zwar für den landwirtschaftlichen Einzelbetrieb wegen eingesparter Düngekosten und etwaiger Ausbringungsprämien bedeutsam ist, gesamtwirtschaftlich betrachtet hingegen ist

dies von untergeordneter Bedeutung. Dem stehen die mit einer landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung verbundenen Schadstoffeinträge in den Boden gegenüber, die mit Ausnahme der Parameter Kupfer und Cadmium höher liegen als bei Wirtschafts- und Handelsdünger. Ferner stellen Umweltchemikalien mit Einschluss endokrin wirkender Substanzen ein schwer zu kalkulierendes Risiko dar.

Aus gesamtökologischen Gründen erweisen sich die thermischen Entsorgungsverfahren, wie der Einsatz von Klärschlamm in der Zementindustrie, in Steinkohlekraftwerken oder in Müllverbrennungsanlagen, bei vorheriger bzw. nachträglicher Phosphorrückgewinnung aus der Asche als vorteilhafter. Die Vererdung bietet als natürliches Entwässerungsverfahren eine Alternative bei Kläranlagen mit geringem Schlammaufkommen. Obgleich diese Entsorgungspfade derzeit teurer sind als die landwirtschaftliche Verwertung, wird sich die Kostendifferenz zwischen diesen Entsorgungsverfahren zukünftig vor dem Hintergrund einer Entlastung des Abfallmarktes einerseits und einer Grenzwertverschärfung für die landwirtschaftliche Verwertung andererseits verringern. Dies macht längerfristig den Weg frei für eine Abkehr von der landwirtschaftlichen hin zu einer nachhaltigeren Verwertungspraxis im Sinne eines vorsorgenden Bodenschutzes.

7.2 Englische Zusammenfassung

At all times animals as well as human excrements are used as organic fertilizers to produce forage and food. Disposing of municipal sewage sludge on arable farmland means saving mineral fertilizer to conserve the exhaustible resource phosphorus; one can consider this kind of recycling management as a contribution to a sustainable regional development. However the use of sludge implies a significant release of pollutants. Hence, it is in Germany as well as internationally a controversial issue, therefore it needs to be reevaluated in consideration of regional circumstances. A material flow management framework is used to first analyse toxic, fertilizing and legal aspects of the “sludge metabolism” in Schleswig-Holstein, including involved participants. Then, the treatment of waste water as well as potential and actual recycling of domestic sewage sludge are compared regionally. The study is based on a survey of the municipal waste water treatment plants which serve more than 10.000 people including population equivalence; that covers about 94 % of the sewage sludge in Schleswig-Holstein.

After taking the phosphorus of manure into account, the modelled potentials of recycling on the scale of districts do not correspond with the actual use of sludge in agriculture. The disposal firms recycle the sludge, where they can get the highest profit. By minimizing transaction costs, larger recycling distances can be compensated. Consequently, the sewage sludge is often disposed far away from the producing sewage plant. Due to the dominating waste water treatment technique, the potential of phosphorus recycling is limited. The calculated statewide amount is no more than 10 % of the total phosphorus demand of the arable land, so the benefit is more important for a single farmer than for the national economy. On the other hand, there is a significant discharge of pollutants mainly into the soil, where apart from copper and cadmium, the charge through sewage sludge is higher than through mineral fertilizer and manure. In addition, the risk of pollutants with endocrine disrupters is difficult to estimate.

In respect of the net ecological effects, thermal utilization of sewage sludge, e. g. in clinker works, coal-fired power stations or waste incineration plants, combined with previous or additional phosphorus recovery from cinder meets the criteria of sustainable material flows more than its use on arable land. Sludge treatment in reed beds could be a drainage alternative for smaller sewage plants. Even though these disposal options are still more expensive, law induced adjustment of the waste market and more strict land application regulations will reduce their price differences. This will make a middle-term change from the agricultural use to a thermal recycling of sewage sludge possible to avoid soil impacts and fulfil the requirements of a sustainable development.

8 Literatur

Agrarministerkonferenz (2001): Ergebnisprotokoll der Agrarministerkonferenz am 23.03.2001 in Cottbus. Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg. Cottbus.

Alvensleben, R. von (2002): Fleisch, Fernverkehr und Askese. In: Frankfurter Allgemeine Sonntagszeitung vom 01.09.2002. Frankfurt a. M.

Arlt, A. (2000): Biogene Abfälle, Holz, Klärschlamm – Verwertung, Behandlung, Beseitigung. In: TA-Datenbank-Nachrichten, Jahrgang 9, Heft 2, S. 124–127. Karlsruhe.

Attelander, P. (2000): Methoden der empirischen Sozialforschung. 9. Auflage. De Gruyter Lehrbuch. Berlin.

ATV (Abwassertechnische Vereinigung) (1978): Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik. Bd. III. Wilhelm Ernst & Sohn. Berlin.

ATV (Abwassertechnische Vereinigung) (1995): Merkblatt M 702: Wirtschaftsdünger, Abfälle und Abwässer aus landwirtschaftlichen Betrieben. GFA. Hennef.

ATV (Abwassertechnische Vereinigung) (1996): Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung. GFA. Hennef.

ATV (Abwassertechnische Vereinigung) (1998): Presseinformation 1/1998 der ATV: Erste Ergebnisse: Klärschlammumfrage der ATV ermöglicht Kostentransparenz in der Abfallwirtschaft. Hennef.

Ayres, R. U.; Kneese, A. V. (1969): Production, consumption and externalities. In: American Economic Review, Vol. 59, pp. 282–297. Princeton.

Ayres R. U.; Simonis, U. E. (1994) (Hrsg.): Industrial metabolism: Restructuring for sustainable development. UN-University Press. New York.

Baccini, P.; Bader H.-P. (1996): Regionaler Stoffhaushalt. Erfassung, Bewertung und Steuerung. Spektrum. Heidelberg.

Bartl, J. (2001): Phosphatgewinnung aus Klärschlamm nach dem Phostrip-Verfahren. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Verantwortungsbewusste Klärschlammverwertung. TK-Verlag. Neuruppin.

Bartmann, H. (1996): Umweltökonomie – ökologische Ökonomie. Kohlhammer. Stuttgart.

Baumgart, H.-C. (1997): Auswirkung des Kreislaufwirtschaftsgesetzes auf den praktischen Vollzug. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Recycling von Klärschlamm 4. Integrierte Klärschlammentsorgung. TK-Verlag. Neuruppin.

Beratergremium für Altstoffe (1993) (Hrsg.): BUA-Stoffbericht 114. Ergänzungsberichte I zum Stoffbericht 4 Di-(2-ethylhexyl)phthalat von 1986. Hirzel. Stuttgart.

Beratergremium für Altstoffe (1999) (Hrsg.): Biologische Bedeutung synthetischer und natürlicher endokrin wirkender Stoffe – Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit. BUA-Stoffbericht 212. Hirzel. Stuttgart.

Beratergremium für Altstoffe (2001) (Hrsg.): Biologische Bedeutung synthetischer und natürlicher endokrin wirkender Stoffe – Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit. BUA-Stoffbericht 228. Hirzel. Stuttgart.

Bergh, J. C. J. M. van den (1996): Ecological economics and sustainable development. Edward Elgar. Cheltenham.

Bergs, C. (2000): EU-Klärschlammrichtlinie. In: ATV-DVWK (Hrsg.): Bundestagung 2000. ATV-DVWK-Schriftenreihe 20. Hennef.

Bergs, C. (2001): Landwirtschaftliche Klärschlammentsorgung in Deutschland und Europa unter Berücksichtigung der EG-Klärschlammrichtlinie. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Verantwortungsbewusste Klärschlammverwertung. TK-Verlag. Neuruppin.

Binswanger, M. (1994): Das Entropiegesetz als Grundlage einer ökologischen Ökonomie. In: Beckenbach, F.; Diefenbacher, H. (Hrsg.): Zwischen Entropie und Selbstorganisation. Perspektiven einer ökologischen Ökonomie. Metropolis. Marburg.

Björklund, A.; Bjuggren, C. (1998): Planning future handling of biodegradable waste in the city of Stockholm using MFA combined with LCA. In: Bringezu, S.; et al. (eds.): Analysis for action. Proceedings of the ConAccount conference 11–12 september 1997 Wuppertal, Germany. Wuppertal Specials 6. Wuppertal.

Böck, A.; et al. (1998): Alternative Konzepte für eine auf regionale Strukturen gerichtete Klärschlammverwertung. Berkman-Akademie. Magdeburg.

Bringezu, S. (1997): Umweltpolitik. Grundlagen, Strategien und Ansätze ökologisch zukunftsfähigen Wirtschaftens. Oldenbourg. München.

Bringezu, S. (2000): Ressourcennutzung in Wirtschaftsräumen: Stoffflussanalysen für eine nachhaltige Raumentwicklung. Springer. Berlin.

Brown, P.; Gajdusek, D. C. (1991): Survival of scrapie virus after 3 years' internment. In: *The Lancet*, Vol. 337, pp. 269–270. London.

Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (2002) (Hrsg.): Jahresbericht der Wasserwirtschaft. In: *Wasser & Boden*, Heft 7+8, S. 5–13. Berlin.

Burström, F.; et al. (1998): Material flow accounting and information for environmental policies in the city of Stockholm. Analysing material flows to improve local environmental management: The nitrogen metabolism of a swedish rural municipality. In: Bringezu, S.; et al. (eds.): *Analysis for action. Proceedings of the ConAccount conference 11–12 september 1997 Wuppertal, Germany*. Wuppertal Specials 6. Wuppertal.

Cansier, D. (1996): *Umweltökonomie*. 2. neubearbeitete Auflage. Lucius und Lucius. Stuttgart.

Cansier, D. (1997): Volkswirtschaftliche Grundlagen der Nachhaltigkeit. In: BMU (Hrsg.): *Ökologie. Grundlage einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland*. Bonn.

Chassot, G. M.; Mühlethaler, B. (2001): Klärschlamm hat bald ausgedüngt. In: *Umwelt*, Heft 3, S. 40–44. Bern.

Coase, R. H. (1960): The problem of social cost. In: *Journal of Law and Economics*, Vol. 3, pp.1–44. Chicago.

Colby, M. E. (1991): Environmental management in development: The evolution of paradigms. In: *Ecological Economics*, Vol. 3, pp. 193–213. Amsterdam.

Costanza, R.; Daly, H.; Bartholomew, J. A. (1991): Goals, agenda, and policy recommendation for ecological economics. In: Costanza, R. (ed.): *Ecological Economics. The science and management of sustainability*. Columbia University Press. New York.

Dabbert, S.; et al. (1999): *Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung. Methodik, Anwendung und Übertragbarkeit am Beispiel von Agrarlandschaften*. Springer. Berlin.

Daly, H. (1990): Towards some operational principles of sustainable development. In: *Ecological Economics*, Vol. 2, pp. 1–6. Amsterdam.

Daly, H. (1991): *Steady-state Economics*. 2. edition. Island Press. Washington, D. C.

Daly, H. (1995): *Ökologische Ökonomie: Konzepte, Fragen, Folgerungen*. In: Altner, G.; et al. (Hrsg.): *Jahrbuch Ökologie*. Beck. München.

Dichtl, N. (2001): Chancen der Abwasserreinigung und Schlammbehandlung durch den Verfahrensschritt der Schlammintegration. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Verantwortungsbewusste Klärschlammverwertung. TK-Verlag. Neuruppin.

Drengson, A. R. (1997): An ecophilosophy approach, the deep ecology movement and diverse ecosophies. In: The Trumpeter: Journal of Ecosophy, Vol. 14, No. 3, pp. 110-111. Victoria, B. C.

Enquete-Kommission (1994) (Hrsg.): Die Industriegesellschaft gestalten – Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. Bericht der Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt – Bewertungskriterien und Perspektiven für Umweltverträgliche Stoffkreisläufe in der Industriegesellschaft" des 12. Deutschen Bundestages vom 12.07.1994. BT-Drucksache 12/8260. Bonn.

Enquete-Kommission (1998) (Hrsg.): Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlußbericht der Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt – Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung" des 13. Deutschen Bundestages vom 26.06.1998. BT-Drucksache 13/11200. Bonn.

E.ON Energie AG (2001): E.ON Geschäftsbericht 2000. München.

Esch, B.; Loll, U. (2001): Aktuelle Klärschlammengen und -qualitäten sowie Entsorgungswege in Deutschland. In: Korrespondenz Abwasser, Jahrgang 48, Heft 11, S. 1594–1601. Hennef.

Europäische Kommission (2000) (Hrsg.): Generaldirektion Umwelt: Schlämme. Arbeitsunterlage, 3. Entwurf. Novellierung der EG-Richtlinie 86/278/EWG. 27.04.2000. Brüssel.

FAL (Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau) (2001): Risikoanalyse zur Abfalldüngerverwertung in der Landwirtschaft. Bericht Juli 2001. Zürich.

Fehrenbach, H. (2001): Ökobilanzielle Betrachtung der Klärschlammverwertung. In: Tagungsbericht der 2. Berliner Klärschlammtagung 20. Februar 2001, S. 1–19. Berlin.

Fels, T.; Noell, C. (2001a): Managing sustainable regional material flows: A key issue of sustainable development – contemporary concepts and models. In: Steffe, J. (ed.): Proceedings of the third EFITA-conference. Montpellier, 18-20 June 2001; Vol. 1, pp. 101–106. agro. Montpellier.

Fels, T.; Noell, C. (2001b): Modelle und Konzepte des nachhaltigen Managements regionaler Stoffströme. In: Kögl, H.; Spilke, J.; Birkner, U. (Hrsg.): Berichte der Gesellschaft für Informatik in der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft, Bd. 14, S. 27–30. Bonn.

Fels, T. (2002): Verwertungspraxis auf dem Prüfstand. Zur Situation der Klärschlammverwertung und einer möglichen Einschränkung in Schleswig-Holstein. In: Bauernblatt Schleswig-Holstein und Hamburg, Jahrgang 56/152, Heft 24, S. 30–33. Rendsburg.

Fränze, O. (1998): Integrative Umweltbewertung – das Beispiel der Ökotoxikologie. In: Theobald, W. (Hrsg.): Integrative Umweltbewertung. Theorie und Beispiele aus der Praxis. Springer. Berlin.

Fränze, O.; et al. (2000): Inhalte und Ziele des Graduiertenkollegs "Integrative Umweltbewertung". In: Kappen, L.; Hörmann, G. (Hrsg.): Ökosystemforschung und Ökosystem-Management, Kurzfassung der Beiträge zur 30. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie in Kiel vom 11.–15.09.2000, Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Bd. 20, S. 224. Parey. Berlin.

Franke, B. (1995): Ökobilanzen zur Klärschlammentsorgung. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Management der Kreislaufwirtschaft. EF-Verlag. Berlin.

Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie (2001) (Hrsg.): Vorkommen von BSE/TSE-Prionen im Boden. Ergebnisbericht des internationalen Fachgespräches des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit vom 18.12.2000. Bonn.

Fritsche, U. R.; Hartard, S. (2000): Stoffstromanalyse und Regionalentwicklung: Untersuchungen zur Stoffstromökonomie in Neuruppin und Freiburg. In: Thrän, D. (Hrsg.): Der Stoffhaushalt ländlicher Regionen. Brandenburgische Umweltberichte Bd. 8. Potsdam.

Früchtenicht, K.; et al. (1993): Pflanzenernährung und Düngung. In: Hydro Agri Dülmen (Hrsg.): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau, S. 254–295. Landwirtschaftsverlag. Münster-Hiltrup.

Gekle, L. (1997): Landwirtschaft – wohin? Im Widerstreit zwischen einem Sonderweg und der Teilnahme an der allgemeinen wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Entwicklung. Eugen Ulmer. Stuttgart.

Gielen, D.; et al. (1998): MATTER 1.0. A MARKAL Energy and Materials System. Model. ECN-Paper: ECN-C—98-065. Petten (Niederlande).

Götz, B.; Zethner, G. (1996): Regionale Stoffbilanzen in der Landwirtschaft. Der Nährstoffhaushalt im Hinblick auf seine Umweltauswirkungen am Beispiel des Einzugsgebietes Strem. UBA Österreich. Monographien Bd. 78. Wien.

Gottwald, F.-T. (1995): Zur Geschichte der Tiefenökologie. In: Gottwald, F.-T.; Klepsch, A. (Hrsg.): Tiefenökologie. Wie wir in Zukunft leben wollen. Diederichs. München.

Graap, T. (1997): Das Nachhaltigkeitsbild der Ökologischen Ökonomik und die Notwendigkeit der Kooperation. Bremer Diskussionspapiere zur Institutionellen Ökonomie und Sozialökonomie der Universität Bremen Bd. 23. Bremen.

Hampicke, U. (1998): Ökonomische Bewertungsgrundlagen und die Grenzen einer Monetarisierung der Natur. In: Theobald, W. (Hrsg.): Integrative Umweltbewertung. Theorie und Beispiele aus der Praxis. Springer. Berlin.

Heiland, S. (1999): Voraussetzungen erfolgreichen Naturschutzes. Individuelle und gesellschaftliche Bedingungen umweltgerechten Verhaltens, ihre Bedeutung für den Naturschutz und die Durchsetzbarkeit seiner Ziele. Ecomed. Landsberg.

Hein, K. R. G. (2000): Untersuchung zum Stand der Mitverbrennung von Klärschlamm, Hausmüll und Biomasse in Kohlekraftwerken. Schlussbericht. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen der Universität Stuttgart. Stuttgart.

Henseling, K.-O.; et al. (2000): Vielversprechende Landkarte. Der aktuelle Stand des Stoffstrommanagement in Deutschland. In: Ökologisches Wirtschaften, Heft 1, S. 29–31. München.

Hinterberger, F. (1997): Sustainability: Physische und monetäre Größen im Zusammenspiel von Gesellschaft, Wirtschaft und Natur. In: Köhn, J.; Gowdy, J. (Hrsg.): Rostocker Beiträge zur Regional- und Strukturforchung, Bd. 10. Rostock.

Hofmeister, S. (1998): Konzeptionelle Anforderungen an Stoffstromanalyse und Stoffstromsteuerung im Rahmen des regionalen Umweltmanagements. In: ARL (Hrsg.): Nachhaltige Raumentwicklung. Szenarien und Perspektiven für Berlin-Brandenburg. Forschungs- und Sitzungsberichte Bd. 205. Hannover.

Hopfenbeck, W.; Jasch, C. (1993): Öko-Controlling. Umdenken zahlt sich aus. Moderne Industrie. Landsberg.

Huber, J.; et al. (1999): Wege nach Ökotoxia. Kann Nachhaltigkeit ohne Sparsamkeit erreicht werden? In: Politische Ökologie, Jahrgang 62, S. 8–12. München.

Hüttner, M. (1989): Grundzüge der Marktforschung. 4. Auflage. De Gruyter Lehrbuch. Berlin.

Janssen, M. A.; Bergh, J. C. J. M. van den (1999): Simbioses: Modelling industrial metabolism in a multi-regional economic system. Tinbergen Institute discussion paper 99-060/3. Tinbergen.

Klauer, B. (1998): Nachhaltigkeit und Naturbewertung. Welchen Beitrag kann das ökonomische Konzept der Preise zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit leisten? Physica. Heidelberg.

Knogge, T. (1998): Sustainable Development in der Neoklassik und im Institutionalismus. Mit einer praktischen Anwendung am Beispiel der Regenwaldproblematik Amazoniens. Centaurus. Pfaffenweiler.

Köster, U. (1992): Grundzüge der landwirtschaftlichen Marktlehre. Vahlen. München.

Kretschmar, R. (1992): Klärschlammausbringung. In: Blume, H.-P. (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes. Ecomed. Landsberg.

KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (1999) (Hrsg.): Betriebsplanung 1999/2000. Darmstadt.

Kuch, B.; Schrader, C. (2001): Pharmaka und Hormone in der aquatischen Umwelt – eine Bedrohung? In: Korrespondenz Abwasser, Jahrgang 49, Heft 9, S. 1188–1193. Hennef.

Kunst, S.; Ternes, T. (2001): Endokrin wirksame Substanzen und Arzneimittelreste in Abwasser, Klärschlamm und Gülle: Metabolismus, Abbauverhalten und Folgen für das Ökosystem. In: KTBL (Hrsg.): Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, Gülle und anderen Düngern unter Berücksichtigung des Umwelt- und Verbraucherschutzes. Bonn.

Landesamt für Ernährung und Landwirtschaft Frankfurt (O.) (2000): Nährstoff- und Schadstoffgehalte in organischen Düngemitteln. Information des Dezernats Pflanzenproduktion. Frankfurt (O.). (Internetveröffentlichung: <http://www.brandenburg.de/land/mlur/l/pflanze/dungmi.htm>; letzter Zugriff: 07.12.2002).

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (2000): Aufkommen, Beschaffenheit und Verbleib von kommunalen Klärschlämmen in Mecklenburg-Vorpommern. Materialien zur Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern. Güstrow.

Landesanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz Mainz (1998) (Hrsg.): Leitfaden zur sachgerechten Düngung. Mainz.

Landesregierung Schleswig-Holstein (2000): Pressemeldung der Ministerien und der Staatskanzlei Schleswig-Holstein vom 24.05.2000. Kiel.

Landwirtschaftskammer Weser-Ems (2002): Richtwerte für die Düngebedarfsermittlung und den Nährstoffvergleich auf Feld-Stall-Basis. Oldenburg.

Lange, J.; Otterpohl, R. (2000): Abwasser. Handbuch zu einer zukunftsfähigen Wasserwirtschaft. 2.Auflage. Mall-Beton. Donaueschingen.

Leschber, R. (1998): Anorganische und organische Schlamminhaltstoffe. In: ATV (Hrsg.): Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung. ATV-Seminar 19/98 Hamburg. Essen.

LUFA (Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt) Kiel (2001): Klärschlammqualität in Schleswig-Holstein 1998. Mitteilung der LUFA, Fachreferat I vom 07.11.2001. Kiel.

LUF (Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt) Oldenburg (1993): Anfall an Wirtschaftsdüngern bei verschiedenen Tierarten (bei ganzjähriger Stallbelegung). In: Hydro Agri Dülmen (Hrsg.): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau, S. 281. Landwirtschaftsverlag. Münster-Hiltrup.

Man, R. de (1995): Erfassung von Stoffströmen aus naturwissenschaftlicher und wirtschaftswissenschaftlicher Sicht. Umweltverträgliches Stoffstrommanagement. Studie im Auftrag der Enquete-Kommission des Bundestages „Schutz des Menschen und der Umwelt“, Bd. 14. economica. Bonn.

Man, R. de; et al. (1997): Aufgaben des betrieblichen und betriebsübergreifenden Stoffstrommanagements. Studie im Auftrag des UBA. Berlin.

Meadows, D.; et al. (1972): Die Grenzen des Wachstums. Deutsche Verlags-Anstalt. Stuttgart.

Meadows, D.; Meadows, D. L.; Randers, J. (1992): Die neuen Grenzen des Wachstums. 5. Auflage. Deutsche Verlags-Anstalt. Stuttgart.

Melsa, A. K. (1997): Stoffliche Verwertung von Klärschlamm – Vergangenheit, Gegenwart, Zukunft –. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Recycling von Klärschlamm 4. Integrierte Klärschlammentsorgung. TK-Verlag. Neuruppin.

Melsa, A. K. (2001): Entwässerung von Klärschlamm. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Verantwortungsbewusste Klärschlammverwertung. TK-Verlag. Neuruppin.

Melsa, A. K. (2002): Neubewertung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung unter Berücksichtigung des Boden- und Verbraucherschutzes. In DLG-Wintertagung 2002: Landwirtschaft als Partner der Kreislaufwirtschaft? DLG-Verlag. Frankfurt a. M.

Melsa, A. K.; Linssen, K. (2000): Auswirkungen diverser gesetzlicher Bestimmungen auf die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung. In: Korrespondenz Abwasser, Jahrgang 47, Heft 6, S. 840–853. Hennef.

Meyer, J. U. (1997): Energetische Aspekte der thermischen Behandlung von Klärschlamm. In: Zentrum für Abfallforschung (Hrsg.): Klärschlammbehandlung und -entsorgung. Technische Universität Braunschweig.

Meyer, A.; Schön, A.; Coenen, M. (2002): Weniger Kupfer und Zink ins Schweinefutter. In Schweinezucht und Schweinemast, Heft 2, S. 25–26. Münster-Hiltrup.

Meyerhoff, J.; Petschow, U. (1998): Einsatz ökonomischer Steuerungsinstrumente. In: Friege, H.; Engelhardt, C.; Henseling, K. O. (Hrsg.): Das Management von Stoffströmen. Geteilte Verantwortung – Nutzen für alle. Springer. Berlin.

Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein (2001): Behandlung von kommunalem Abwasser in Schleswig-Holstein. Kiel.

Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (2001): Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen. Berichte zur Umwelt Bd. 5. Düsseldorf.

MLR (Ministerium für ländliche Räume, Landesplanung und Tourismus des Landes Schleswig-Holstein) (2001) (Hrsg.): Agrarreport Schleswig-Holstein 2001. Kiel.

Müller-Wenk, R. (1978): Die ökologische Buchhaltung: Ein Informations- und Steuerungsinstrument für umweltkonforme Unternehmenspolitik. Campus. Frankfurt a. M.

Naess, A. (1973): The shallow and the deep, long-range ecology movement. A Summary. In: Inquiry, Vol. 16, pp. 95–100. Oslo.

National Research Council (2002) (Hrsg.): Biosolids applied to land: Advancing standards and practices. National Academy Press. Washington, D. C.

Neubrand, K. (2001): Klärschlammverbrennung mit Hausmüll. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Verantwortungsbewusste Klärschlammverwertung. TK-Verlag. Neuruppin.

Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (2000) (Hrsg.): Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung in Niedersachsen. Ein Beitrag zur umweltgerechten Stoffstrombewirtschaftung. Nachhaltiges Niedersachsen Bd. 10. Hildesheim.

Noell, C.; Fels, T. (2001): Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft aus ökonomischer Sicht. Ökonomische Perspektiven der Bewahrung, Schaffung und Nutzung von Umweltressourcen in der Landwirtschaft. Illu-Schriftenreihe. Bonn (eingereicht).

Norris, G. A. (1998): An integrated economic/environmental accounting analysis system for the USA. In: Bringezu, S.; et al. (eds.): Regional and national material flow accounting. Proceedings of the ConAccount workshop 21–23 january, 1997 Leiden, The Netherlands. Wuppertal Special 4. Wuppertal.

Onnen, O. (2001): Umweltschonende Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft. P-Wirkung des Klärschlammes in Abhängigkeit von der P-Fällung und vom Substrat. Universität-Gesamthochschule Paderborn (zugl. Diss.).

Parachnowitsch, O. (1995): Die Belastung des Bodens mit polychlorierten Dibenz-p-Dioxinen und polychlorierten Dibenzofuranen (PCDD/F) in städtischen und ländlichen Regionen Schleswig-Holsteins. Diplomarbeit bei Prof. Dr. Fränze am Geographischen Institut der Christian-Albrechts-Universität, Kiel (unveröffentlicht).

Pearce, D. (1999): Ökonomische Instrumente zur Steigerung der Ökoeffizienz. In: Weizsäcker, E. U. von; Hausmann-Seiler, J.-D. (Hrsg.): Ökoeffizienz. Management der Zukunft. Birkhäuser. Berlin.

Pearce, D.; et al. (1989): Blueprint for a green Economy (Blueprint 1). Earthscan. London.

Pearce, D.; et al. (1993): Blueprint 3. Measuring sustainable development. Earthscan. London.

Pearce, D.; Turner R. K. (1990): Economics of natural resources and the environment. Johns Hopkins Univ. Press. Baltimore.

Pekdeger, A.; et al. (2001): Forschungsvorhaben "Wasserhaushaltsuntersuchungen im Planungsraum Südost-Holstein" und "Grundwasserneubildungsabschätzung im Untersuchungsgebiet Lübeck". Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein. Flintbek. (Internetveröffentlichung: <http://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/wafis/grundwa/grundwirt.htm#berichte>; letzter Zugriff: 07.12.2002).

Pigou, A. C. (1932): The economics of welfare. Macmillan. London

Prognos (1995): Erfassung von Stoffströmen aus naturwissenschaftlicher und wirtschaftswissenschaftlicher Sicht zur Schaffung einer Datenbasis für die Entwicklung eines Stoffstrommanagements. In: Enquete-Kommission (Hrsg.): Schutz des Menschen und der Umwelt – Bewertungskriterien und Perspektiven für umweltverträgliche Stoffkreisläufe in der Industriegesellschaft. Studienprogramm umweltverträgliches Stoffstrommanagement. Bd. I. Economica. Bonn.

Purdum, C. E.; et al. (1994): Estrogenic effects of effluents from sewage treatment works. In: Chemistry and Ecology, No. 8, pp. 275–285. New York.

Rademacher, W.; Stahmer, C. (1996): Material and energy flow analysis in Germany – Accounting framework, information system, application. Internal symposium on integrated environmental and economic accounting in theory and practice. March 1996. Tokyo.

Rahm, J. (2001): Klärschlammmitverbrennung im Kohlekraftwerk. In: Kommunale Umwelt-Aktion U.A.N. (Hrsg.): Wohin mit dem Klärschlamm? – Wege außerhalb der Landwirtschaft. Schriftenreihe der Kommunalen Umwelt-Aktion Bd. 41. Hannover.

Rahmeyer, F. (1997): Volkswirtschaftstheoretische Grundlagen der Umweltökonomie. In: Tengel, M.; Wüstner, K. (Hrsg.): Umweltökonomie. Vahlen. München.

Redle, M.; Baccini, P. (1998): Stadt mit wenig Energie, viel Kies und neuer Identität. Metabolische Modelle für den Umbau urbaner Siedlungen am Beispiel der Wohngebäude. Gaia, Jahrgang 7, Heft 3, S. 184–195. Baden-Baden.

Renn, O.; Kastenholz, H. G. (1996): Ein regionales Konzept nachhaltiger Entwicklung. In: Gaia, Jahrgang 5, Heft 2, S. 86–102. Baden-Baden.

Ries, T.; Dai, X. (2001): Nährstoffgehalte und -verfügbarkeit des Klärschlammes. In: Korrespondenz Abwasser, Jahrgang 48, Heft 10, S. 1417–1423. Hennef.

Rieß, P. (1998): Nährstoff- und Schadstoffgehalte als Qualitätskriterium für Klärschlamm. In: ATV (Hrsg.): Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung. ATV-Seminar 19/98 Hamburg.

Rodehutsord, M. (2000): Phosphorversorgung von Schweinen: Sorgsamer Umgang mit begrenzten Reserven. Informationen aus dem Institut für Ernährungswissenschaften. Universität Halle-Wittenberg.

Rolf, A. (1994): Stoffstrommanagement und Informatik. Fachbereichsbericht Informatik FBI-HH-B-171/94, Hamburg.

Rubik, F. (1993): Die Produktlinienanalyse: Instrument einer ökologischen Produktpolitik. In: Glauber, H.; Pfiem, R. (Hrsg.): Ökologisch wirtschaften: Erfahrungen, Strategien, Modelle. Fischer. Frankfurt a. M.

Rüter, M. (2000): Entsorgungssituation in Schleswig-Holstein und Neue Rechtsvorschriften für Deponien. LANU-Fachtagung „Nachsorge von Deponien“ vom 30.11.2000. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. Flintbek.

Sackofsky, E. (1996): Stoffstrommanagement und Wettbewerb. In: Ökologisches Wirtschaften, Heft 5, S. 23–25. München.

Schaltegger, S. (2000) (Hrsg.): Wirtschaftswissenschaften. Springer. Berlin.

Scheffer, F.; Schachtschabel, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum. Heidelberg.

Scheid, S. (1999): Untersuchung zum Transfer von ausgewählten Elementen und organischen Fremdstoffen aus Klärschlamm in Nutzpflanzen (Dissertation). In: Veröffentlichungen aus dem Institut für Toxikologie der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.

Schiewer, S.; Voßenkaul, K. (2001): Das Aachener Graduiertenkolleg zur Eliminierung endokrin wirksamer Substanzen aus Abwasser (AGEESA) – Einsatz von Membrantechnik zum verbesserten Abbau östrogenen Substanzen in Kläranlagen. In: Melin, T.; Rautenbach, R.; Dohmann, M. (Hrsg.): Membrantechnik in der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung. Begleitbuch zur 3. Aachener Tagung Siedlungswasserwirtschaft und Verfahrenstechnik 2000. Aachen.

Schmidt, M. (1995): Stoffstromanalysen und Ökobilanzen im Dienste des Umweltschutzes. In: Schmidt, M.; Schorb, A. (Hrsg.): Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits. Springer. Berlin.

Schmidt-Bleek, F. (1994): Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS – Das Maß für ökologisches Wirtschaften. Birkhäuser. Berlin.

Schröder, W.; Daschkeit, A. (2002): Ökologische, ökonomische und rechtliche Umweltbewertung. Forschungs- und Lehrgegenstand eines Graduiertenkollegs (Einführung). In: Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung, Jahrgang 14, Heft 3, S. 178–186. Landsberg.

Schulz, M.; Schultze, N. (2001): Die Seaborne-Anlagentechnik zur Aufbereitung organischer Reststoffe. In: Kommunale Umwelt-Aktion U.A.N. (Hrsg.): Wohin mit dem Klärschlamm? – Wege außerhalb der Landwirtschaft. Schriftenreihe der Kommunalen Umwelt-Aktion Bd. 41. Hannover.

Schwab, M.; Döhler, H. (2000): Wirtschaftsdüngeranfall. Entwicklung der jährlichen Anfallmengen von Wirtschaftsdünger aus der Rinder- und Schweinehaltung in Deutschland und deren Verteilung auf die Bundesländer. In: Landtechnik, Heft 2, S. 189–190. Münster.

Schwarz, E. J.; Strebel, H.: (1999): Produktlinienanalyse und Wertkettenmanagement als Grundlage für das Management von Verwertungsnetzen. In: Seidel, E. (Hrsg.): Betriebliches Umweltmanagement im 21. Jahrhundert. Springer. Berlin.

Siebert, H. (1978): Ökonomische Theorie der Umwelt. Mohr. Tübingen.

Stahlmann, V. (1994): Unternehmensverantwortliche Unternehmensführung. Beck. München.

Statistisches Landesamt Schleswig-Holstein (1997): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung in Schleswig-Holstein im Jahre 1995. Kiel.

Statistisches Landesamt Schleswig-Holstein (2000): Statistische Berichte. Land- und Forstwirtschaft, Fischerei 1999. Kiel.

Statistisches Landesamt Schleswig-Holstein (2001): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung in Schleswig-Holstein im Jahre 1998. Kiel.

Stephan, G.; Ahlheim, M. (1996): Ökonomische Ökologie. Springer. Berlin.

Sterr, T. (1999): Öko-Industrielle Symbiosen – Industrielles Stoffstrommanagement im regionalen Kontext. In: Politische Ökologie, Jahrgang 62, S. 61–62. München.

Suntheim, L.; Dittrich, B. (1998): Klärschlamm: Als Dünger kaum Bedeutung. In: Neue Landwirtschaft, Jahrgang 8, S. 54 ff. Berlin.

Suntheim, L.; Dittrich, B. (2000): Untersuchung zur Phosphat-Düngewirkung von Klärschlamm und Komposten. In: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft (Hrsg.): Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft landwirtschaftlicher Versuchsanstalten, S. 33–34. Gumpenstein (Österreich).

Thomé-Kozmiensky, K. J. (1998): Klärschlammentsorgung. TK-Verlag. Neuruppin.

Thomé-Kozmiensky, K. J. (2001): Verantwortungsbewusster Umgang mit dem Boden. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Verantwortungsbewusste Klärschlammverwertung. TK-Verlag. Neuruppin.

Turner R. K.; Pearce, D.; Bateman, I. (1994): Environmental economics – An elementary introduction. Harvester Wheatsheaf. New York.

UBA (Umweltbundesamt) (1992) (Hrsg.): Ökobilanzen für Produkte: Bedeutung – Sachstand – Perspektiven. UBA-Texte 23/95. Schmidt. Berlin.

UBA (Umweltbundesamt) (1999a) (Hrsg.): Bericht zur Ökologischen Verwertbarkeit der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung. Berlin.

UBA (Umweltbundesamt) (1999b) (Hrsg.): Handlungsfelder und Kriterien für eine vorsorgende nachhaltige Stoffpolitik am Beispiel PVC. Beiträge zur nachhaltigen Entwicklung. Schmidt. Berlin.

UBA (Umweltbundesamt) (2001) (Hrsg.): Grundsätze für eine vorsorgeorientierte Begrenzung von Schadstoffeinträgen in landbaulich genutzte Böden. UBA-Texte 56/01. Berlin.

UMK (Umweltministerkonferenz) (1999): Arbeitsgruppe Ursachen der Klärschlammbelastung mit organischen Schadstoffen. Maßnahmenplan (im Entwurf vom 15.07.1999).

Verein Deutscher Zementwerke e. V. (2001): Umweltdaten der deutschen Zementindustrie. Bau und Technik. Düsseldorf.

Voet, E. van der; et al. (1995): Substance flow through the economy and environment of a region. In: Environmental science and pollution research, Vol. 2, No. 3, pp. 137–144. Landsberg.

Vorholz, F. (2001): Frisch und giftig auf den Tisch. Die nächste Agrarkrise bahnt sich an: Hoch belasteter Klärschlamm dient vielen Landwirten als Dünger – trotz unkalkulierbarer Gefahren. In: Die Zeit, Jahrgang 56, Nr. 6 vom 01.02.2001. Hamburg.

Vornholz, G. (1998): Die neue Sicht der Nachhaltigkeit und die neoklassische Ressourcen- und Umweltökonomie. In: Jahrbuch Ökonomie und Gesellschaft, Heft 14. Campus. Frankfurt a. M.

WCED (World Commission for Environment and Development) (1987): Our Common Future. Oxford University Press. Oxford.

Wegner, G. (1999): Leitbilder ordnungskonformer Umweltpolitik – eine evolutionsökonomische Neubewertung. In: Beckenbach, F.; et al. (Hrsg.): Jahrbuch Ökologische Ökonomik. Bd. 1. Metropolis. Marburg.

Weltin, D.; Bilitewski, B. (2001): Verhalten endokrin wirksamer Substanzen im Klärschlamm. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Verantwortungsbewusste Klärschlammverwertung. TK-Verlag. Neuruppin.

Westendorp, H.: (1996): Kupfer-Absenkung im Ferkelfutter. In: Schweinezucht und Schweinemast, Heft 2, S. 38–39. Münster-Hiltrup.

Westendorp, H.: (2000): Weniger Spurenelemente im Mastfutter. In: Schweinezucht und Schweinemast, Heft 3. Münster-Hiltrup.

Westendorp, H.: (2001): Kupferreduzierung in der Ferkelzucht und Schweinemast. Osnabrück. (Digitale Veröffentlichungen der Fachhochschule Osnabrück. Forschung und Transfer – Agrarwissenschaften: http://www.fh-osnabrueck.de/05_angew_forschung/01forschung/fb_aw/aw06.pdf; letzter Zugriff: 07.12.2002).

Wicke, L. (2002): Nicht zu Ende gedacht. Die Kosten- und Gebührenfolgen der neuen Deponieanforderungen werden viele Abfallwirtschaftsunternehmen vor große Probleme stellen. In: Müll-Magazin, Jahrgang 15, Heft 1, S. 8–14. Berlin.

Wiebe, H.-J. (1993): Gemüseanbau. In: Hydro Agri Dülmen (Hrsg.): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau, S. 554–570. Landwirtschaftsverlag. Münster-Hiltrup.

Wilcke, W.; Döhler, H. (1995): Schwermetalle in der Landwirtschaft. Quellen, Flüsse, Verbleib. KTBL-Arbeitspapier 217. Darmstadt.

Witte, H. (2000): Zukunft der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung unter Einbeziehung der europäischen Entwicklung. In: Korrespondenz Abwasser, Jahrgang 47, Heft 6, S. 822–831. Hennef.

Zucchetto, J.; Jansson, A.-M. (1985): Resources and society. A systems ecology study of the Island of Gotland, Sweden. Springer. Heidelberg.

Zundel, S.; et al. (1998): Stoffstrommanagement. Zwischenbilanz einer Diskussion. In: Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht, Heft 3, S. 317–339. Frankfurt a. M.

Zitierte Rechtsvorschriften

1 Europarecht

1.1 Verordnungen

Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 des Rates vom 24. Juni 1991 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel, ABl. EG Nr. L 198 S. 1, berichtigt Nr. L 220 S. 22

Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 des Rates vom 30. Juni 1992 für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren, ABl. EG Nr. L 215 S. 85

1.2 Richtlinien

Richtlinie 75/442/EWG des Rates vom 15. Juli 1975 über Abfälle, ABl. EG Nr. L 194 S. 47, zuletzt geändert durch die Entscheidung 96/350/EG der Kommission vom 24. Mai 1996, ABl. EG Nr. L 135 S. 32

Richtlinie 86/278/EWG des Rates vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft, ABl. EG Nr. L 181 S. 6, geändert durch Art. 5 der Richtlinie 91/962/EWG des Rates vom 23. Dezember 1991, ABl. EG Nr. L 377 S. 48

Richtlinie 90/679/EWG des Rates vom 26. November 1990 über den Schutz der Arbeitnehmer gegen Gefährdung durch biologische Arbeitsstoffe bei der Arbeit (Siebte Einzelrichtlinie im Sinne von Art. 16 Abs. 1 der Richtlinie 89/391/EWG), ABl. EG Nr. L 374 S. 1, zuletzt geändert durch die Richtlinie 97/65/EG der Kommission vom 26. November 1997, ABl. EG Nr. L 335 S. 17

Richtlinie 2000/76/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Dezember 2000 über die Verbrennung von Abfällen, ABl. EG Nr. 332 S. 91, berichtigt ABl. EG 2001 Nr. L 145 S. 52

2 Bundesrecht

2.1 Gesetze

Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (**Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG**) vom 17. März 1998, BGBl. I S. 502, geändert durch Art. 17 des Gesetzes vom 9. September 2001, BGBl. I S. 2331

Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (**Bundes-Immissionsschutzgesetz – BImSchG**) in der Fassung der Bekanntmachung vom 26. September 2002, BGBl. I S. 3830

Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (**Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG**) in der Fassung vom 25. März 2002, BGBl. I S. 1193

Düngemittelgesetz vom 15. November 1977, BGBl. I S. 2134, zuletzt geändert durch Art. 183 der Verordnung vom 29. Oktober 2001, BGBl. I S. 2785

Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (**Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz – KrW-/AbfG**) vom 27. September 1994, BGBl. I S. 2705, zuletzt geändert durch Art. 69 des Gesetzes vom 21. August 2002, BGBl. I S. 3322

Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (**Wasserhaushaltsgesetz – WHG**) in der Fassung der Bekanntmachung vom 19. August 2002, BGBl. I S. 3245

2.2 Verordnungen

Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (**Abfallablagerungsverordnung – AbfAbIV**) vom 20. Februar 2001, BGBl. I S. 305, geändert durch Art. 2 der Verordnung vom 24. Juli 2002, BGBl. I S. 2807

Verordnung über Sicherheit und Gesundheitsschutz bei Tätigkeiten mit biologischen Arbeitsstoffen (**Biostoffverordnung – BiostoffV**) vom 27. Januar 1999, BGBl. I S. 50, geändert durch Art. 2 Nr. 9 der Verordnung vom 18. Oktober 1999, BGBl. I S. 2059

Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999, BGBl. I S. 1554

Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (**Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen – 4. BImSchV**) in der Fassung der Bekanntmachung vom 14. März 1997, BGBl. I S. 504, zuletzt geändert durch Art. 2 der Verordnung vom 6. Mai 2002, BGBl. I S. 1566

Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (**Verordnung über Großfeuerungsanlagen – 13. BImSchV**) vom 22. Juni 1983, BGBl. I S. 719, geändert durch Art. 6 des Gesetzes vom 3. Mai 2000, BGBl. I S. 632

Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (**Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe – 17. BImSchV**) vom 23. November 1990, BGBl. I S. 2545, berichtigt S. 2832, zuletzt geändert durch Art. 6 des Gesetzes vom 27. Juli 2001, BGBl. I S. 1950

Dreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (**Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen – 30. BImSchV**) vom 20. Februar 2001, BGBl. I S. 305

Düngemittelverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 4. August 1999, BGBl. I S. 1758, zuletzt geändert durch Verordnung vom 5. Dezember 2001, BGBl. I S. 3371

Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (**Düngeverordnung**) vom 26. Januar 1996, BGBl. I S. 118, geändert durch Art. 2 der Verordnung vom 16. Juli 1997, BGBl. I S. 1835

Verordnung über den Klärschlamm-Entschädigungsfonds (**Klärschlamm-Entschädigungsfondsverordnung – KlärEV**) vom 20. Mai 1998, BGBl. I S. 1048, zuletzt geändert durch Art. 1 Abs. 4 der Verordnung vom 5. April 2002, BGBl. I S. 1250

Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15. April 1992, BGBl. I S. 912, zuletzt geändert durch Art. 2 der Verordnung vom 25. April 2002, BGBl. I S. 1488

2.3 Verwaltungsvorschrift

Dritte allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (**Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen – TA Siedlungsabfall**) vom 14. Mai 1993, BAnz. S. 4967 und Beilage

3 Schleswig-Holsteinisches Landesrecht

3.1 Gesetze

Abfallwirtschaftsgesetz für das Land Schleswig-Holstein (**Landesabfallwirtschaftsgesetz – LAbfWG**) in der Fassung der Bekanntmachung vom 18. Januar 1999, GVOBl. Schl.-H. S. 26

Wassergesetz des Landes Schleswig-Holstein (**Landeswassergesetz – LWG**) in der Fassung der Bekanntmachung vom 13. Juni 2000, GVOBl. Schl.-H. S. 490, berichtigt S. 550, zuletzt geändert durch Gesetz vom 4. Februar 2001, GVOBl. Schl.-H. S. 14

3.2 Verordnung

Landesverordnung über die Beseitigung von kommunalem Abwasser (**KomAbwVO**) vom 1. Juli 1997, GVOBl. Schl.-H. S. 357, zuletzt geändert durch Landesverordnung vom 17. Februar 2000, GVOBl. Schl.-H. S. 203

3.3 Verwaltungsvorschrift

Durchführungsbestimmungen zur Klärschlammverordnung (AbfKlärV) über die Verwertung von Klärschlamm auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Böden vom 23.01.1996, Amtsbl. Schl.-H. S. 120

Anhang

A1 Nährstoff

Tab A1: Nährstoffgehalte in Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern
KTBL (1999), S. 17.

Dünger, Sekundärrohstoff	TM	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	CaO
Festmist	%	g/t				
Rindvieh	25	6,0	4,0	7,0	1,9	6,4
Schweine	25	7,6	8,5	5,4	2,6	8,0
Legehennen	80	34,0	35,0	20,0	6,2	65,0
Schafe	25	8,5	3,3	8,0	2,0	3,5
Pferde	25	6,5	3,0	6,3	1,8	3,0
Flüssigmist						
Rindvieh	7,5	4,9	2,0	6,0	1,9	2,0
Schweine	7,5	6,0	3,0	3,0	1,0	3,0
Hühner	15	10,0	7,5	4,5	1,5	16,5
Jauche						
Rinder	2	4,0	0,2	8,0		
Schweine	2	5,0	0,9	3,5		
Kompost	66	8,6	4,0	7,3	4,6	26,0
Klärschlamm						
flüssig	5	2,2	2,6	0,3	0,4	3,9
entwässert	30	8,1	14,0	0,6	2,1	48,0
aufgekalkt	38	6,1	12,0	0,8	2,7	144,0

Tab. A2: Nährstoffausscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere in kg pro mittlerem Jahresbestand (Stallplatz und Jahr) (aus: LANDESANSTALT FÜR PFLANZENBAU UND PFLANZENSCHUTZ MAINZ (1998)¹¹⁸).

Tierart	N kg/a	P₂O₅
Kälber bis 0,5 Jahr	18,5	7
Jungvieh unter 1 Jahr	13,5	6
Rinder 1-2 Jahre	43,5	16,5
Milchkühe	108,5	38
Mutterkühe	96	29
Andere über 2 Jahre	70	35
Jungschweine unter 50 kg	4,3	2,3
Mastschweine über 50 kg	13	6
Zuchtsauen	36	19
Eber	26	15
Mutterschafe	19	6
andere Schafe	12,7	4
Ponys und Pferde unter 1 Jahr	53	20
Pferde über 1 Jahr	70	30
Junghennen unter 0,5 Jahr	0,28	0,16
Legehennen	0,89	0,49
Masthühner	0,29	0,16
Gänse	1,12	0,44
Enten	0,65	0,37
Truthühner	1,64	0,81

¹¹⁸ Diese Werte weichen lediglich gering von Angaben der LANDWIRTSCHAFTSKAMMER WESER-EMS (2002, S. 4) ab.

Tab A3: Nährstoffanfall bei verschiedenen Tierarten (bei ganzjähriger Stallbelegung (LUFA OLDENBURG (1993), S. 281).

Zahl und Tierart	N kg/a		P ₂ O ₅ in kg/a
	Gülle	Mist+Jauche	
1 Rind über 2 Jahre	72	68	35
1 Jungrind 1-2 Jahre	42	40	20
1 Jungrind 0,5-1 Jahr	14	13	6
1 Kalb, 0-6 Monate	11	10	4
1 Zuchtsau mit Ferkel	25	23	18
10 Mastschweineplätze	95	90	65
100 Legehennenplätze	68	65	60
100 Junghennenplätze	25	23	20
100 Hähnchenplätze	-	20	16
100 Putenplätze	-	90	80
1 Schaf			

A2 Schadstoffe

Tab. A4: Mögliche Umweltgefährdung durch Klärschlammaufbringung nach UMK (1999).

Stoff	Humantoxizität	Ökotoxizität	Wasserlöslichkeit	Persistenz	Gehalte
PCDD/F	hoch kanzerogen	aquatisch hoch, terrestrisch hoch, Bioakkumulation hoch	gering	hoch	gering abnehmend
AOX					hoch
PCB	Mittel tumorpromovierend, immuntoxisch	aquatisch hoch, terrestrisch mittel, Bioakkumulation hoch	gering	hoch	gering
BaP	kanzerogen, mutagen, teratogen	hoch, Bioakkumulation hoch	gering	hoch	hoch
LAS	mittel	aquatisch hoch, terrestrisch mittel, Bioakkumulation mittel	hoch, Erhöhung der Mobilität anderer Schadstoffe	mittel	hoch

Nonylphenol	mittel, endokrine Wirkung	aquatisch hoch, terrestrisch mittel, Bioakkumulation hoch	hoch	mittel	hoch
Tributylzinnoxid	hoch	aquatisch hoch, Bioakkumulation hoch, endokrine Wirkung	mittel	hoch	hoch
DEHP	gering, Verdacht auf östrogene Wirkung	aquatisch mittel/hoch, terrestrisch gering, Bioakkumulation hoch	gering	mittel	hoch
Stoffgemische					
EOX					
coplanare PCB	erhöhte Toxizität angenommen	erhöhte Toxizität angenommen			
PAK	einige mit kanzerogener Wirkung	hohe Bioakkumulation			
MKW					teilweise hoch

A3 Kosten

Tabelle A5: Ergebnisse der Korrelationsrechnung.

		Abgabepreis €/t TS	Menge t TS	Mittlere Verwertungs- entfernung km	Entwässerungsgrad % TS
Abgabepreis €/t TS	Pearson Correlation	1,000	-0,475	0,118	-0,497
	Sig. (2-tailed)		0,026	0,610	0,019
	N	22	22	21	22
Menge t TS	Pearson Correlation	-0,475	1,000	0,596	0,645
	Sig. (2-tailed)	0,026		0,004	0,001
	N	22	22	21	22
Mittlere Verwertungs- entfernung km	Pearson Correlation	0,118	0,596	1,000	0,494
	Sig. (2-tailed)	0,610	0,004		0,023
	N	21	21	21	21
Entwässerungsgrad %TS	Pearson Correlation	-0,497	0,645	0,494	1,000
	Sig. (2-tailed)	0,019	0,001	0,023	
	N	22	22	21	22

A4 Fragebogen

FRAGEBOGEN

1. Welche Menge behandelter Klärschlamm fällt pro Jahr durchschnittlich in Ihrer Anlage an?

..... Tonnen TM

..... Tonnen TM davon, die von anderen Anlagen stammen.

2. Welches Entwässerungsverfahren (z. B. Art der Zentrifugen oder Filterpressen, Trocknung) wird in Ihrer Anlage praktiziert?

.....

3. Wie setzt sich die prozentuale Aufteilung eingesetzter Flockungshilfsmittel zusammen?

..... % Polymere

..... % sonstige, und zwar

4. Welche Art der Fällung wird praktiziert und FM wird verwendet (z. B. Fe-III)?

..... Vorfällung, mit

..... Simultanfällung, mit

..... Nachfällung, mit

5. Mit welchem TS-Gehalt (aufgekalkt) verlässt der Klärschlamm Ihre Anlage?

.....% TS Output

6. In welche Verwertungsprozesse wird der Klärschlamm abgegeben?

.....% in die Landwirtschaft

.....% in den Landschaftsbau/Kompost

.....% in die Verbrennung

.....% in weitere Prozesse, und zwar

7. In welcher Entfernung von der Behandlungsanlage wird der Klärschlamm verwertet?

..... Km für die landwirtschaftliche Verwertung

..... Km für Landschaftsbau/Kompost

..... Km für Verbrennung

..... Km und zwar für

8. Wird der Klärschlamm an einen Dienstleister (Entsorgungsfirma) zur Verwertung abgegeben, und welche Kosten entstehen dabei pro Tonne Klärschlamm?

Dienstleister: ja, Firma: nein

..... DM/Euro pro Tonne

9. Wie oft und mit welchem Fahrzeug (t Nutzlast) wird der Klärschlamm von der Anlage abtransportiert?

..... mal pro

..... t Nutzlast

10. Welchen Nährstoffgehalt in % der Originalsubstanz weist der Klärschlamm auf?

TS-Gehalt

P₂O₅

N-gesamt

K₂O

CaO

MgO