

# DER EINFLUSS DER KLÄRSCHLAMMBEHANDLUNG UND -ENTSORGUNG AUF DAS VERFAHRENSKONZEPT DER KLÄRANLAGE

Otto Nowak

## 1. EINLEITUNG

Das Prinzip aller biologischen Reinigungsverfahren (Belebung, Tropfkörper, Abwasserteiche usw.) besteht darin, daß sich aufgrund des Angebots an Substrat, an Abwasserinhaltsstoffen, Mikroorganismen im System anreichern, die diese "Schmutzstoffe" abbauen und somit die Abwasserreinigung durchführen. Dabei wird jede biologische Stufe nur dann zufriedenstellende Reinigungsleistungen erbringen, wenn der Gehalt an Mikroorganismen im optimalen Bereich liegt. Ist die Konzentration an Biomasse zu gering, so wird der Abbaugrad nicht ausreichen, um die geforderten Grenzwerte einzuhalten. Ist zuviel Biomasse im System, so besteht die Gefahr, daß diese mit dem gereinigten Abwasser ausgespült wird, was ebenfalls Grenzwertüberschreitungen zur Folge haben kann. Daher ist ein Teil der sich bildenden Mikroorganismen als **Überschußschlamm** möglichst konstant aus dem System abzuziehen. Dabei werden neben aktiver Biomasse auch nicht abbaubare Feststoffe, die einerseits aus dem Rohabwasser, andererseits aus dem Zerfall von Mikroorganismen herrühren, aus der "Abwasserlinie" entfernt.

Ist der biologischen Stufe ein Absetzbecken vorangestellt, so fällt in diesem Vorklärbecken **Primärschlamm** an.

Um die durch die Emissionsverordnung zur Wasserrechtsgesetznovelle 1990 geforderten Phosphorablaufwerte einzuhalten, ist zumindest eine chemische Fällung des Phosphats durchzuführen, wodurch zusätzlich **Fällschlamm** entsteht. Dabei wird die Phosphorfällung im allgemeinen als "Simultanfällung" in der biologischen Stufe durchgeführt werden, wodurch der Fällschlamm gemeinsam mit dem Überschußschlamm abgezogen wird.

Liegt die Abwasserreinigungsanlage im Einzugsgebiet von Seen, so sind Phosphorablaufwerte einzuhalten, die nur durch Flockungsfiltration erreicht werden können. Dabei entsteht **Filtrationsschlamm**, der im allgemeinen in den Zulauf der Kläranlage geleitet wird.

An die Abwasserreinigung sind durch die Emissionsverordnung zur Wasserrechtsgesetznovelle 1990 hohe Anforderungen gestellt. Dabei ist der Erfolg einer Kläranlage erst dann gewährleistet, wenn die Behandlung und Entsorgung der anfallenden Klärschlämme in einer Weise erfolgt, die möglichst geringe ökologische Auswirkungen nach sich zieht.

## 2. AUSGANGSLAGE - KLÄRSCHLAMMENTSORGUNG

### 2.1 Wege der Klärschlamm Entsorgung und -verwertung

Derzeit werden im wesentlichen die folgenden drei Wege der Klärschlamm Entsorgung und -verwertung besprochen:

- **Deponierung** (Entsorgung)
  - von entwässertem Schlamm
  - der Reststoffe nach **Verbrennung**
- **landwirtschaftliche Verwertung**

Die Deponierung von entwässertem Klärschlamm wird als der rascheste "Ausweg" zur Zeit in Österreich am häufigsten angewendet. Dabei werden mit einem Teil Klärschlamm mindestens zwei Teile Wasser und Konditionierungsmittel deponiert.

Die Klärschlammverbrennung wird häufig auch als "thermische Verwertung" bezeichnet, weil dabei der Wärmeinhalt des organischen Anteils genutzt wird. Eine Schlammverbrennungsanlage für biologisch stabilisierten Klärschlamm kann bei geeigneter Fahrweise zwar meist energieautark betrieben werden, der Energieüberschuß ist jedoch kaum mehr extern nutzbar. Die Reststoffe müssen gesichert deponiert werden. Die Schlammverbrennung bringt daher gegenüber der Deponierung von entwässertem Schlamm im wesentlichen nur eine Verminderung des zu deponierenden Schlammvolumens.

Nur durch die landwirtschaftlichen Verwertung wird der Klärschlamm auch stofflich genutzt und in den natürlichen Kreislauf zurückgeführt. Der Hauptnährstoff im Klärschlamm ist Phosphor und daneben Stickstoff. Dabei kann Klärschlamm außer zur Düngung auch bei Maßnahmen zur Bodenverbesserung und Rekultivierung verwendet werden.

Gelingt es, die Konzentration an Schadstoffen im Abwasser und damit im Klärschlamm, die ja nur unsere Lebensweise und unseren Umgang mit den Ressourcen widerspiegelt, gering zu halten, so ist die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung nicht nur der einzig sinnvolle, sondern auch der Entsorgungsweg, der insgesamt die geringsten Umweltbelastungen mit sich bringt.

So wie künftig jede Kläranlage mindestens zweistraßig ausgelegt sein muß, um im Revisions- oder Störfall ausreichenden Schutz für das Gewässer zu gewährleisten, sollte auch stets danach getrachtet werden, daß jeweils mindestens zwei Wege der Klärschlamm Entsorgung offen stehen, um bei Ausfall eines Weges Umweltbeeinträchtigungen durch unsachgemäße Entsorgung auszuschließen.

## 2.2 Verwertungs- und Entsorgungspraxis in Österreich

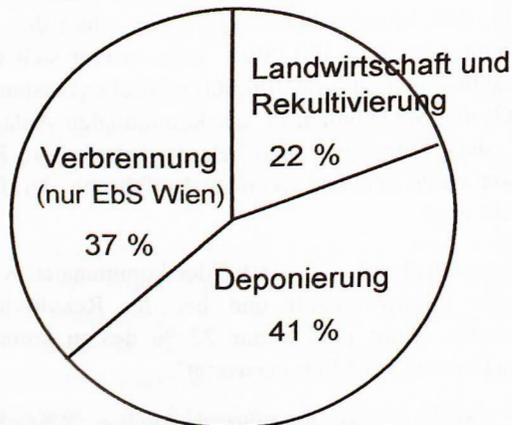
Österreichweit liegt der Schlammanfall aus kommunalen Kläranlagen, an die zum Teil auch große Industriebetriebe angeschlossen sind, bei 167.000 t TS/a (Datenbasis 1991). Aus Industriekläranlagen, vor allem der Papier- und Zellstoffindustrie, stammen weitere 133.000 t TS/a, womit sich für Österreich ein jährlicher Gesamtschlammanfall von 300.000 t Trockensubstanz ergibt. Es ist zu erwarten, daß sich der Schlammanfall aus kommunalen Anlagen mittelfristig - nach Abschluß der Planungs- und Bauvorhaben an Kanalnetzen und Kläranlagen, sowie nach flächendeckender Einführung der Phosphorfällung - beinahe verdoppeln wird.

Der Klärschlamm von mehr als der Hälfte der kommunalen Kläranlagen Österreichs wird in der Landwirtschaft und bei der Rekultivierung eingesetzt. Mengenmäßig werden damit jedoch nur 22 % des in kommunalen Anlagen anfallenden Klärschlammes "stofflich verwertet".

Die gesetzliche Regelung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung erfolgt auf Landesebene. Dabei sind die festgesetzten "Schwermetallgrenzwerte" weitgehend ident, während sich der geforderte Analysenaufwand, vor allem bei den Bodenuntersuchungen, erheblich unterscheidet. Auch bezüglich einer

erforderlichen Entseuchung des Klärschlamm bestehen sehr unterschiedliche Bestimmungen. Generell fällt auf, daß über die Möglichkeiten und Wege der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung länderweise sehr unterschiedliche Auffassungen herrschen. So scheint der Umfang der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung weniger von naturräumlichen Gegebenheiten als vielmehr von der Gesetzeslage, von der Meinungsbildung im jeweiligen Bundesland, sowie von der Initiative der Landesbehörden, der Klärschlammberater und der Kläranlagenbetreiber abhängig zu sein. Wie sonst wäre es zu erklären, daß in den beiden am weitesten voneinander entfernten und topographisch sehr unterschiedlichen Bundesländern Vorarlberg und Burgenland derzeit rund 70 %, in Oberösterreich - trotz des hohen Industrieabwasseranteils - rund 40 % des kommunal anfallenden Klärschlamm landwirtschaftlich verwertet werden, während in allen anderen "Flächenbundesländern" maximal etwa ein Viertel des Klärschlamm aus kommunalen Anlagen in der Landwirtschaft und im Landschaftsbau Verwendung findet?

An "kommunalen Klärschlämmen" wird derzeit nur der in den beiden Wiener Großkläranlagen (Simmering und Blumental) anfallende Klärschlamm verbrannt. Damit werden 37 % des in Österreich kommunal anfallenden Klärschlamm "thermisch verwertet".



**Abb. 1: Verwertung und Entsorgung von kommunalem Klärschlamm in Österreich (167.000 t TS/a, Datenbasis 1991)**

Der Rest, knapp 41 % des in kommunalen Anlagen anfallenden Klärschlammes, wird derzeit - zumeist in entwässerter Form - deponiert. Dabei steht in vielen Regionen kaum mehr Deponievolumen zur Verfügung und die Kosten für die Deponierung steigen weiterhin stark an. Findet nun ein Kläranlagenbetreiber auch keine Abnehmer in der Landwirtschaft, so wird der Klärschlamm häufig auf der Kläranlage "zwischenlagert". In diesen Fällen besteht die Gefahr, daß der Klärschlamm unkontrollierbar (= illegal) entsorgt wird, indem der Überschußschlamm nicht mehr aus der Kläranlage abgezogen wird.

### 2.3 Zukunftsperspektiven

Nach den "Leitlinien zur Abfallwirtschaft" (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, JUGEND UND FAMILIE, 1988) widerspricht das endgültige Ablagern von reaktionsfähigen Abfällen den Zielen einer zukunftsorientierten Abfallwirtschaft. Es ist daher zu erwarten, daß auch in Österreich, ähnlich wie in Deutschland und in der Schweiz, künftig nur mehr die Deponierung von Material mit sehr geringem organischen Anteil gestattet sein wird. Daher wird die Deponierung längerfristig als Entsorgungsweg nur mehr in Ausnahmefällen zur Verfügung stehen.

Die Klärschlammverbrennung ist nur in großen Einheiten möglich. Dabei ist jedoch auch ein Konzept denkbar, nach dem gut entwässerter Klärschlamm von mehreren mittelgroßen Anlagen bei einer zentral gelegenen, größeren Kläranlage verbrannt wird. Klärschlamm kann auch verschiedentlich mitverbrannt werden, etwa in Müllverbrennungsanlagen oder in Kohlekraftwerken. Generell ist davon auszugehen, daß aufgrund des langwierigen Genehmigungsverfahrens erst mittelfristig (frühestens in etwa 10 Jahren) zusätzliche Verbrennungskapazitäten zur Verfügung stehen. Auch wenn ein politischer Wille besteht, Verbrennungsanlagen zu errichten, ist aufgrund der Stimmungslage in der Bevölkerung mit massiven Widerständen sowohl bei der Klärschlammverbrennung in eigenen Anlagen als auch bei der Mitverbrennung zu rechnen.

Gegen die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung bestehen derzeit in verschiedenen Kreisen, zumeist bei den Vertretern der Landwirtschaft, massive Einwände. In den 80er Jahren ist die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung sowohl in Deutschland als auch in Österreich sehr stark zurückgegangen. Nun hat sich in den letzten Jahren herausgestellt, daß Gefahren durch

Einträge organischer Schadstoffe mit hoher Wahrscheinlichkeit auszuschließen sind (KAMPE, 1987). Auch gelang es durch konsequente Überwachung der Indirekteinleiter, die Schwermetallkonzentrationen im Klärschlamm deutlich zu senken (MAYR, 1988; ILIC, 1993). Daher wurde in der Bundesrepublik Deutschland ("alte Länder") 1990 wieder mehr Klärschlamm landwirtschaftlich verwertet als in den Jahren zuvor. Auch in einigen Ländern Österreichs ist bereits wieder eine Zunahme der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung festzustellen.

Die landwirtschaftliche Schlammverwertung wird künftig nur dann entscheidend zur Verminderung der zu deponierenden Klärschlammmengen beitragen, wenn

- die Kläranlagenbetreiber bereit sind, den hohen Aufwand für Analytik, Dokumentation und Überwachung zu leisten und - damit verbunden - die gegenüber früher wesentlich höheren Kosten zu tragen, und wenn
- eine entsprechende Beratung der Landwirte durchgeführt wird - im Verbund mit Organisationsmodellen, die der jeweiligen regionalen Situation angepaßt sind (ATV, 1989; MEYER, 1985; KEDING, 1991).

#### 2.4 Formen der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung

Eine Klärschlammensorgung durch Deponierung bzw. Verbrennung erfordert eine bestimmte Beschaffenheit des Schlammes, wodurch gewisse Stufen der Schlammbehandlung weitgehend festgelegt sind.

Im Gegensatz dazu kann bei landwirtschaftlicher Verwertung sowohl flüssiger als auch entwässerter, bzw. getrockneter Schlamm aufgebracht werden. Gegebenfalls kann Klärschlamm auch gemeinsam mit geeignetem Strukturmaterial kompostiert werden. Das entstandene Produkt kann danach sowohl zur Düngung als auch zur Rekultivierung verwendet werden.

Die verschiedenen Formen der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung werden von den Fachleuten jedoch häufig unterschiedlich bewertet.

Auffassungsunterschiede bestehen unter anderem in folgenden Punkten:

- Die **Flüssigschlammverwertung** ist gerade für kleine Anlagen in vorwiegend ländlicher Besiedlungsstruktur sinnvoll und kostengünstig, vor allem wenn in der unmittelbaren Umgebung geeignete Aufbringungsflächen

vorhanden sind. Außerdem ist der Nährstoffgehalt im Naßschlamm höher als im entwässerten Schlamm, da etwa bis zur Hälfte des Stickstoffs als Ammonium und teilweise auch der Phosphor in gelöster Form vorliegen. Durch die Schlammmentwässerung geht etwa ein Viertel des Düngewerts, bezogen auf die Preise für Mineraldünger, verloren (DIEZ, 1992). Nun werden jedoch in Österreich neuerdings von manchen Vertretern der Landwirtschaft Bedenken gegen die Naßschlammaufbringung angemeldet (DEPPISCH, 1993). In Deutschland ist die Flüssigschlammaufbringung weiterhin integrierter Bestandteil von Organisationsmodellen zur landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung (ATV, 1989; KEDING, 1991; BAUMGART, 1993).

- Eine **Entseuchung** des Klärschlammes ist im allgemeinen bei der Aufbringung auf Feldfutteranbauflächen, Grünland und im Obstbau erforderlich. Hierbei bestehen in den einzelnen Bundesländern sehr unterschiedliche gesetzliche Regelungen. Es gibt Tendenzen, generell eine Entseuchung des Klärschlammes bei landwirtschaftlicher Verwertung zu fordern.
- Durch die **Kompostierung** kann bei geeigneter Betriebsweise auch eine Entseuchung des Klärschlammes erreicht werden. Es darf jedoch nicht übersehen werden, daß im Klärschlamm enthaltene Schadstoffe durch die Kompostierung nicht vermindert, sondern nur "verdünnt" werden.

### 3. AUSGANGSLAGE - KLÄRSCHLAMMBEHANDLUNG

Klärschlamm muß vor jeder weiteren Verwertung, bzw. vor der Entsorgung vorbehandelt werden. Diese "Vorbehandlung" umfaßt meist mehrere Verfahrensschritte, wobei zwei "Grundverfahren" auf beinahe jeder Kläranlage zur Anwendung kommen, und zwar die

- **Schlammstabilisierung**, bei der der anfallende Klärschlamm in einen fäulnisunfähigen und somit verarbeitbaren Zustand überführt wird, sowie die
- **Schlammeindickung, -entwässerung** und gegebenenfalls **-trocknung**, wobei jeweils gewisse Anteile des Schlammwassers abgeschieden werden, und somit eine Volumsverminderung und Aufkonzentrierung der Feststoffe erreicht wird.

### 3.1 Schlammstabilisierung

Die Schlammstabilisierung wird meist auf biologischem Wege durchgeführt, wobei anaerobe oder aerobe Verfahren, jeweils in verschiedenen Temperaturbereichen, zur Verfügung stehen:

- Die **kalte Faulung** wird beim **Emscherbrunnen** angewendet, einem Vorklärbecken mit darunter liegendem Faulraum, in dem der Primärschlamm gemeinsam mit dem in der biologischen Stufe anfallenden Überschussschlamm anaerob stabilisiert wird. Bei Anlagen ohne Vorklärung kann der Überschussschlamm auch in einen getrennten Behälter, einen sogenannten "**Kaltstapel**", geleitet und ausgefault werden. Hier ist jedoch baulich eine ausreichende Isolierung vorzusehen, die beim Faulraum des Emscherbrunnens durch die tiefe Gründung im Erdreich und das darüber fließende Abwasser bereits konstruktiv sichergestellt ist.

Die erforderliche Stabilisierungszeit beträgt bei der kalten Faulung mindestens 90 Tage. Wie bei jedem anaeroben Prozeß entsteht auch bei diesem Verfahren Methan, wobei die spezifische Gasproduktion jedoch für eine energetische Nutzung des Faulgases zu gering ist. Beim Abziehen des ausgefaulten Schlammes ist darauf zu achten, daß stets eine ausreichende Menge an "Impfslamm" im Faulraum verbleibt, um die Methanbildung und damit eine vollständige Stabilisierung gesichert aufrecht zu erhalten.

Grundsätzlich kommen sowohl Emscherbrunnen als auch Kaltstapel nur bei kleinen Anlagen zur Anwendung.

- Die **mesophile Schlammfäulung** wird in beheizten Faulbehältern bei einer Temperatur von rund 35°C durchgeführt. Theoretisch ist dabei eine Stabilisierungszeit von 15 Tagen ausreichend. Um eine gute Entwässerbarkeit des ausgefaulten Schlammes zu erreichen, sollte jedoch eine Faulzeit von über 20 Tagen angestrebt werden. Ergeben sich aufgrund der Größe der Faulbehälter Aufenthaltszeiten von über 40 Tagen, so wird auch bei Temperaturen unter 30°C ein ausreichender Stabilisierungsgrad erreicht. Der Heizwert des entstehenden Methans wird entweder nur "wärmemäßig" (Beheizung Faulbehälter, Betriebsgebäude etc.) oder auch "kraftmäßig", meist zur teilweisen Abdeckung des Energiebedarfs des Belüftungssystems, genutzt. Die beheizte Schlammfäulung kommt im allgemeinen bei mittelgroßen und großen Anlagen zur Anwendung.

- Bei der gleichzeitigen **aeroben Schlammstabilisierung** werden Abwasserreinigung und aerobe Stabilisierung im gleichen "Reaktor", dem Belebungsbecken, durchgeführt. Um hier den gesamten anfallenden Schlamm stabilisieren zu können, werden diese Anlagen ohne Vorklärung betrieben. Die Stabilisierungszeit entspricht demnach dem Schlammalter, das ausreichen muß, um eine weitgehende Stabilisierung des Schlammes zu gewährleisten. Dabei wird für den Bemessungsfall ein Schlammalter von 25 Tagen als ausreichend angesehen (ATV, 1991). Dieses Schlammalter wird in jedem Fall höher sein als jenes, das sich aufgrund der Bemessung der Anlage für Nitrifikation und Denitrifikation ergibt. Mit einem Schlammalter von 25 Tagen ist sowohl eine weitgehende Stickstoffentfernung bei 8°C als auch die Aufrechterhaltung der Nitrifikation bei einer Temperatur von 4°C im Belebungsbecken sichergestellt, falls ausreichend belüftet wird. Bezüglich der Abwasserreinigung sind folglich bei geeigneter Betriebsweise gute Ergebnisse zu erwarten. Bezüglich der Schlammstabilisierung wurde jedoch beobachtet, daß der aus diesen Anlagen abgezogene Überschussschlamm fallweise "ansäuert" und somit zu Geruchsbelästigungen führt. Dies ist zum Teil darauf zurückzuführen, daß manche "Schlammminhaltsstoffe" zwar unter anaeroben, jedoch nicht unter aeroben Bedingungen aufgeschlossen werden. Eine aerobe Stabilisierung wird daher zumeist weniger vollständig sein als eine anaerobe. Zufolge der Temperaturabhängigkeit der Bakterien ist der Stabilisierungsgrad außer vom Schlammalter auch stark von der Temperatur im Belebungsbecken abhängig. KOERS und MAVINIC (1977) haben den Abbaugrad der organischen Substanz in Abhängigkeit vom Produkt aus Schlammalter in Tagen und Temperatur in °C dargestellt, wonach der Abbaugrad unter einem Wert von etwa 300 stark zurückgeht. Damit wäre bei einer Temperatur von 12°C im Belebungsbecken ein Schlammalter von 25 Tagen gerade noch ausreichend, während etwa bei 7,5°C bereits ein Schlammalter von 40 Tagen für eine weitgehende Stabilisierung erforderlich wäre. Zudem deuten neuere Untersuchungen darauf hin, daß auch die Absterberate von heterotrophen Bakterien unter anoxischen Bedingungen deutlich niedriger ist als unter aeroben, wie dies bereits bei autotrophen Bakterien festgestellt wurde (SALZER, 1992). Ist die Absterberate geringer, so nimmt auch die Aktivität der Mikroorganismen unter anoxischen Bedingungen weniger rasch ab als unter aeroben. Dies hätte für Anlagen mit gleichzeitiger Schlammstabilisierung, bei denen ein Großteil des Belebungsbeckens anoxisch betrieben wird, zur Folge, daß auch bei einem Schlammalter deutlich über 25 Tagen der Überschussschlamm im Winter nicht

vollständig stabilisiert wird. Nachdem bei diesen Anlagen meist eine weitestgehende Stickstoffentfernung erreicht wird, kann davon ausgegangen werden, daß dabei in manchen Zonen des Belebungsbeckens der  $\text{NO}_3$ -Gehalt nahe 0 ist, und somit anaerobe Bedingungen herrschen, was zu einer weiteren Verschlechterung des Stabilisierungsgrades führen würde. Anaerobe Zonen sind jedoch gerade in Fällen, die für die Stabilisierung kritisch sind, nicht zu erwarten, weil etwa bei einem Schlammalter von knapp über 25 Tagen und  $8^\circ\text{C}$  rund die Hälfte des Belebungsbeckens aerob zu betreiben ist, um die Nitrifikation sicherzustellen. Dadurch wird auch die "andere Beckenhälfte" ausreichend mit Nitrat versorgt.

Wird eine Belebungsanlage mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung nach den üblichen Bemessungskriterien ausgelegt, so ist danach in jedem Fall eine "gute Teilstabilisierung" zu erwarten. Bei längerer Lagerung des Überschussschlammes könnte es jedoch zu Geruchsbelästigungen kommen.

- Das Verfahren der **getrennten aeroben Schlammstabilisierung** wird angewendet, falls das Schlammalter nicht für eine Stabilisierung ausreicht. Dabei wird der Überschussschlamm in einem eigenen Becken belüftet, wobei sich die erforderliche Aufenthaltszeit aus der erforderlichen Stabilisierungszeit abzüglich des Schlammalters in der Belebung ergibt.
- Bei der **aerob-thermophile Schlammstabilisierung (ATS)** wird der anfallende Schlamm in gut isolierten Reaktoren bei Temperaturen um  $60^\circ\text{C}$  6 bis 8 Tage belüftet. Danach steht jedoch häufig noch ein beträchtliches Substratpotential zur Verfügung, das einem weitergehenden (z.B. anaeroben) Prozeß zugänglich ist (KAPP, 1992).  
Zur Vorerwärmung des Rohschlammes wird der stabilisierte Schlamm über einen Wärmetauscher abgeleitet. Beim aeroben Abbau von organischer Substanz wird Wärme freigesetzt, und zwar rund 14 bis 15 MJ je kg abgebautem CSB (RIEGLER, 1981; BAU, 1985). Falls dem System im ausreichenden Umfang abbaubare organische Substanz zugeführt wird, ist im Dauerbetrieb kein Bedarf an Fremdenergie gegeben (BRAUN, ZINGLER, 1986).
- Ein wesentlicher Vorteil der ATS liegt darin, daß hier gleichzeitig eine Entseuchung des Schlammes erfolgt, weswegen die **aerob-thermophile Schlammbehandlung** mit einer Aufenthaltszeit von 0,5 bis 1,5 d auch verschiedentlich **als Vorstufe zu einer mesophilen Schlammfäulung** zum Einsatz kommt, was allerdings eine verminderte Gasausbeute zur Folge hat.

Die Schlammstabilisierung kann auch chemisch durch Zugabe von Kalk erfolgen. Die "**Kalkstabilisierung**" führt zu einer temporären Verhinderung der Zersetzung von organischen Stoffen durch Anaerobbakterien mit Hilfe einer Anhebung des pH-Wertes über 10 (MÖLLER, 1985).

Ein wichtiger Nebeneffekt der biologischen Schlammstabilisierung ist die Verminderung des Schlammrockengewichts durch den teilweisen Abbau der organischen Substanz. Bei der Kalkstabilisierung bleibt die Schlammrockensubstanz nicht nur vollständig erhalten, sondern wird zusätzlich durch die Kalkzugabe vermehrt.

### 3.2 Schlammeindickung

Bei der mesophilen Schlammfäulung ist ebenso wie bei der aerob-thermophilen Stabilisierung eine ausreichende Voreindickung erforderlich, um den Energiebedarf zu minimieren und einen stabilen Prozeß zu ermöglichen.

In jedem Fall erfolgt nach der Stabilisierung eine Nacheindickung. Bei landwirtschaftlicher Flüssigschlammverwertung wirkt der Schlamm Speicher auch als Nacheindicker.

Bis vor wenigen Jahren wurde die Schlammeindickung fast ausschließlich in **statischen Eindickern** durchgeführt. Die dabei erreichbare Feststoffkonzentration ist außer von der Herkunft des Schlammes auch stark von den örtlichen Gegebenheiten abhängig, wobei in der Literatur sehr unterschiedliche Werte angegeben sind (DICHTL, 1992; SEYFRIED, 1989). Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, daß mit der statischen Eindickung bei Primärschlamm ein deutlich höherer Feststoffgehalt erzielt werden kann als bei Überschussschlamm. Auch das Eindickverhalten von Faulschlamm ist wesentlich besser als von Schlamm aus einer Anlage mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung.

Um die Eindickung von Überschussschlamm möglichst rasch durchführen zu können und dabei einen höheren Feststoffgehalt zu erzielen, kommen zunehmend maschinelle Verfahren zur Anwendung. Häufig wird die Eindickung bereits mit einer langsam drehenden **Siebtrommel** durchgeführt, wobei allerdings Flockungshilfsmittel eingesetzt werden müssen. Hierbei kann ein mit 0,7 % TS aus der Nachklärung abzogener Belebtschlamm auf bis zu 10 % TS eingedickt werden (DICHTL, 1992).

Eine maschinelle Eindickung kann auch mit **Zentrifugen** durchgeführt werden, wobei zwar keine Flockungshilfsmittel, jedoch mehr Energie benötigt wird.

Herkunft des Schlammes	erzielbarer Feststoffgehalt
Primärschlamm	4 - 8 %
Belebtschlamm bei Simultanfällung	1 - 3 % 2 - 4 %
Tropfkörperschlamm	3 - 5 %
Faulschlamm (Belebung mit Vorklärung)	3 - 7 %

**Tabelle 1: Erzielbarer Feststoffgehalt bei statischer Eindickung (Richtwerte)**

### 3.3 Schlammmentwässerung

Voraussetzung für die Schlammmentsorgung ist - außer bei der landwirtschaftlichen Flüssigschlammverwertung - eine weitere Verminderung des Wassergehalts durch maschinelle Schlammmentwässerung unter Zugabe von Konditionierungsmitteln.

Die am häufigsten verwendeten Entwässerungsmaschinen sind:

- **Kammerfilterpresse**
- **Siebbandpresse**
- **Zentrifuge**

Als stationäre Aggregate kommen heute auf mittleren und größeren Kläranlagen meist Kammerfilterpresse und Siebbandpresse zum Einsatz. Bei kleineren Kläranlagen, unter 5000 bis 10.000 EGW, wird es wirtschaftlicher sein, die

Schlammmentwässerung durch mobile Aggregate durchführen zu lassen, wobei hauptsächlich Kammerfilterpressen und Zentrifugen zur Anwendung kommen.

Bei Siebbandpressen und Zentrifugen werden organische Konditionierungsmittel (Polyelektrolyte) eingesetzt. Der erzielbare Feststoffgehalt reicht dabei von unter 20 bis über 35 %. Auch hier zeigt sich, daß Klärschlamm aus Anlagen mit gleichzeitiger aerober Stabilisierung deutlich schlechter entwässerbar ist als anaerob stabilisierter Schlamm. Die Entwässerbarkeit aerob-thermophiler Schlämme ist nach einer gegebenenfalls etwas sorgfältigeren Konditionierung kaum schlechter als bei Faulschlamm (RIEGLER, 1982). Durch die Anordnung einer aerob-thermophilen Schlammbehandlung vor einer Schlammfäulung ist keine Verbesserung des Entwässerungs- und Eindickverhaltens zu erwarten (DICHTL, WECHS, 1986; KLEIN, 1991).

Mit der Kammerfilterpresse wird zumeist ein Feststoffgehalt von über 40 % erreicht, weil dabei anorganische Konditionierungsmittel (vor allem Kalk) zugegeben werden, deren Dosierung entsprechend eingestellt werden kann. Es darf jedoch nicht übersehen werden, daß bei einer Kalkzugabe von z.B. 33 % bezogen auf die Trockensubstanz und einem Endfeststoffgehalt von 40 % das Gewicht und damit das Volumen des entwässerten Schlammes dem eines Schlammes ohne anorganische Konditionierungsmittel mit rund 30 % Feststoffgehalt entspricht.

### 3.4 Schlamm-trocknung

Eine fast vollständige Wasserabtrennung von der Schlamm-trockensubstanz wird durch die Schlamm-trocknung erreicht, indem zum Verdampfen des Schlamm-wassers Energie in Form von Wärme zugeführt wird. Dabei kann ein Feststoff-gehalt von 95 % erzielt werden. Als Vorstufe zur Schlamm-verbrennung ist die Schlamm-trocknung notwendig, wobei hier sinnvollerweise die Abwärme aus der Verbrennung eingesetzt wird.

Getrockneter Klärschlamm kann aber auch landwirtschaftlich verwertet werden, weil durch die Schlamm-trocknung ein hygienisiertes Produkt entsteht, das einfach zu lagern, zu transportieren und auszubringen ist. Dabei ist jedoch zu beachten, daß die Phosphorwirksamkeit durch die Wärmetrocknung herab-gesetzt wird (CANDINAS, 1985).

### 3.5 Entseuchung

Eine Entseuchung des Klärschlammes, die in verschiedenen Bereichen der landwirtschaftlichen Verwertung erforderlich ist, kann entweder chemisch - durch Kalkzugabe, die zu einer pH-Verschiebung führt, - oder thermisch erfolgen.

Bei allen thermischen Verfahren ist eine bestimmte Temperatur über eine gewisse Einwirkzeit einzuhalten. Dabei kommen folgende Verfahren zur Anwendung:

- Die **Schlammpasteurisierung** (Vorpasteurisierung) erfolgt bei Temperaturen größer  $65^{\circ}\text{C}$  und einer Einwirkzeit von mindestens 30 Minuten. Meist ist daran eine mesophile Schlammfäulung angeschlossen, womit die Vorpasteurisierung auch gleichzeitig der Erwärmung des Faulbehälters dient.
- Bei der **aerob-thermophilen Schlammstabilisierung** ist zu gewährleisten, daß die Temperatur zu keiner Zeit unter  $50^{\circ}\text{C}$  fällt, d.h. die mittlere Temperatur im Beschickungsintervall etwa  $55^{\circ}\text{C}$  beträgt (BAU, 1985).
- Ist eine **aerob-thermophile Schlammbehandlung** einer **mesophilen Fäulung** vorangestellt, so ist eine Temperatur von mindestens  $60^{\circ}\text{C}$  während einer Einwirkzeit von 4 Stunden einzuhalten (STRAUCH, 1989).
- Bei der **Kompostierung in Mieten** ist eine ausreichende Belüftung des Schlamm-Struktur-Materials durch Umsetzen der Mieten oder durch Zwangsbelüftung sicherzustellen. Außerdem ist zu gewährleisten, daß die Reaktionstemperatur während einer Einwirkzeit von drei Wochen mindestens  $55^{\circ}\text{C}$  im gesamten Mischgut beträgt (STRAUCH, 1989).

#### 4. ANFORDERUNGEN DER KLÄRSCHLAMMENTSORGUNG AN DAS SCHLAMMBEHANDLUNGSKONZEPT

Die verschiedenen Wege der Klärschlammentsorgung stellen bestimmte Anforderungen an die Beschaffenheit des zu entsorgenden, bzw. zu verwertenden Schlammes. Diesen geforderten Schlammeigenschaften ist durch eine **angepaßte Schlammbehandlung** Rechnung zu tragen. Dabei richten sich die Anforderungen speziell an die Schlammstabilisierung, die Entwässerung und die Speicherung (Abb. 2).



**Abb. 2: Anforderungen der Klärschlammentsorgung an die einzelnen Stufen der Schlammbehandlung**

##### 4.1 Anforderungen bei landwirtschaftlicher Flüssigschlammverwertung

Bei Verfahren, die an kleineren Kläranlagen zur Anwendung kommen, besteht häufig ein fließender Übergang von der Abwasserreinigung zur Schlammbehandlung, sowie zwischen den einzelnen Behandlungstufen. Um diese Zusammenhänge zu verdeutlichen, wurden hier beispielhaft verschiedene Verfahrenskonzepte von Kläranlagen mit landwirtschaftlicher Flüssigschlammverwertung graphisch dargestellt (Abb. 3 bis 6).

Die grundlegenden Forderungen der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung an die Schlammbehandlung sind bei allen Verfahrenskonzepten die gleichen:

- Durch ausreichende Schlammstabilisierung muß gewährleistet sein, daß nur ein "fäulnisunfähiger", gut stabilisierter Klärschlamm zu Anwendung gelangt.
- Aufgrund des Ausbringungsverbotes während der Wintermonate muß in Abhängigkeit von den örtlichen Gegebenheiten ausreichender Speicherraum für eine etwa 6-monatige Lagerung des Flüssigschlamms vorhanden sein.

Ein Emscherbrunnen deckt von seiner Funktion her Teile der Abwasserreinigung und fast alle Stufen der Schlammbehandlung ab (Abb. 3). Er dient als Vorklärbecken, zur anaeroben Schlammstabilisierung, zur Nacheindickung und aufgrund der langen erforderlichen Stabilisierungszeit zum Teil auch als Speicherraum. Damit vermindert sich das zusätzlich erforderliche Stapelvolumen.

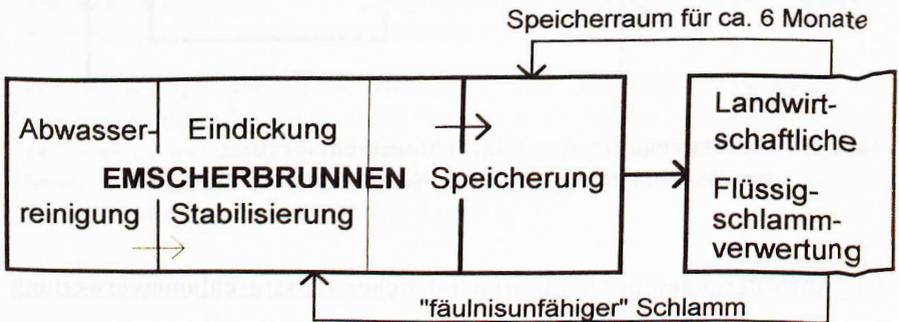
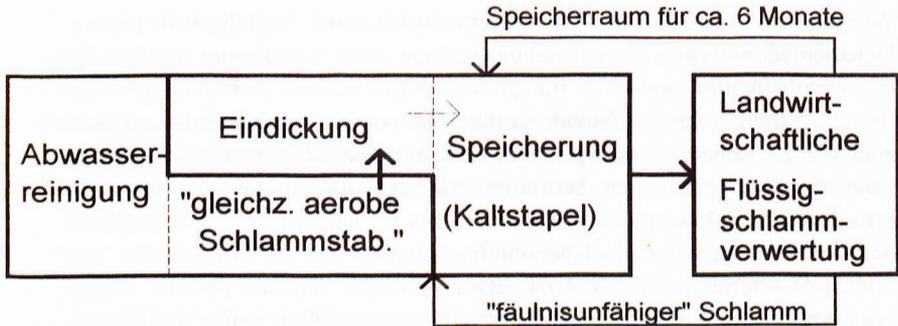
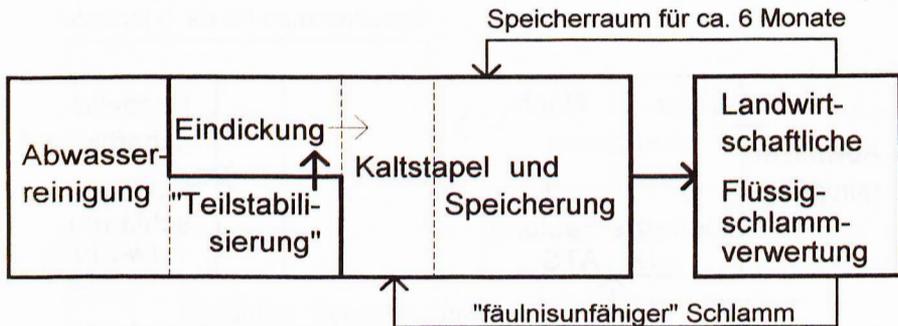


Abb. 3: Anforderungen bei landwirtschaftlicher Flüssigschlammverwertung an eine Belebungsanlage mit Emscherbrunnen



**Abb. 4: Anforderungen bei landwirtschaftlicher Flüssigschlammverwertung an eine Belebungsanlage mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung**

Bei einem Schlamm, der aus einer Belebung mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung (Abb. 4) abgezogen wird, ist der Stabilisierungsvorgang noch nicht vollständig abgeschlossen. Falls dieser Schlamm nach der Eindickung über einen längeren Zeitraum unter anaeroben Bedingungen gestapelt wird, kann es daher zu biologischen Umsetzungsvorgängen kommen.

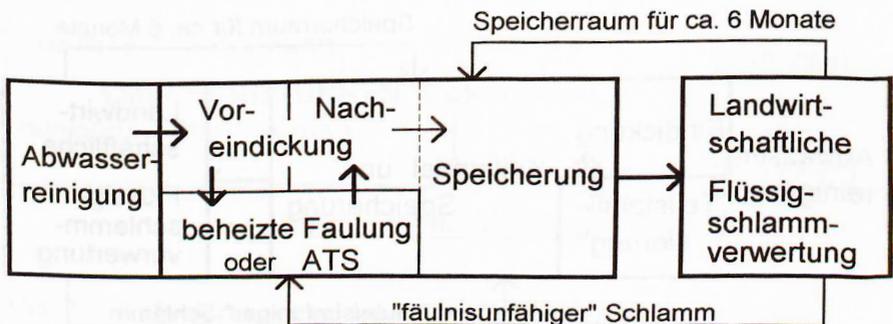


**Abb. 5: Anforderungen bei landwirtschaftlicher Flüssigschlammverwertung an eine Belebungsanlage ohne Vorklärung mit Nitrifikation und Denitrifikation**

Wie aus den Abbildungen 4 und 5 ersichtlich wird, besteht kein prinzipieller Unterschied zwischen einer Belebungsanlage ohne Vorklärung mit Nitrifikation und Denitrifikation und einer mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung. Bei gleichzeitiger aerober Stabilisierung wird von einem erforderlichen Schlammalter von 25 Tagen ausgegangen. Für eine Belebungsanlage mit Nitrifikation und Denitrifikation ergibt sich bei einer Ausbaugröße kleiner 20.000 EGW ein erforderliches Schlammalter von rund 15 bis 18 Tagen (ATV, 1991). Daher wird der Stabilisierungsgrad des Überschussschlammes aus der Anlage, die "nur" auf Stickstoffentfernung ausgelegt ist, etwas geringer sein als aus der Anlage mit "gleichzeitiger aerober Stabilisierung". In beiden Fällen sollte der Behälter für die Flüssigschlamm-speicherung durch entsprechende Isolierung baulich geeignet sein, als Kaltstapel betrieben zu werden, um einen Faulbetrieb mit Methanisierung durchzuführen, womit die erforderliche "Reststabilisierung" gewährleistet wird.

Bei einer Belebungsanlage ohne Vorklärung mit Nitrifikation und Denitrifikation kann der Schlamm-speicher auch mit einer Belüftungseinrichtung versehen und somit als "getrennte aerobe Stabilisierung" betrieben werden.

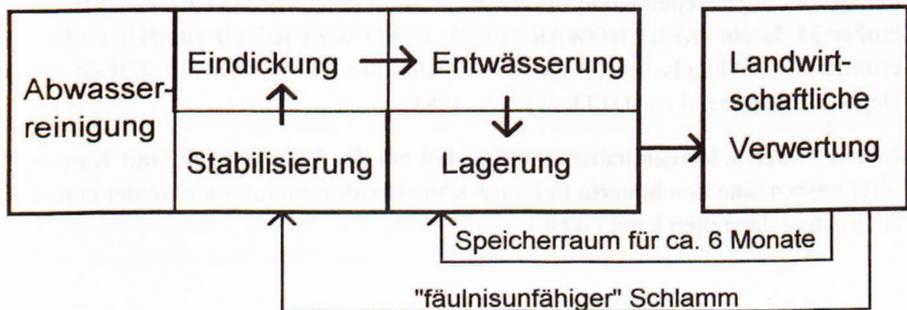
Wie in den vorigen Beispielen, kann auch im Falle einer beheizten Schlamm-faulung oder einer aerob-thermophilen Schlammstabilisierung der Stapelbehälter für den Flüssigschlamm gleichzeitig als Nacheindicker Verwendung finden (Abb. 6).



**Abb. 6: Anforderungen bei landwirtschaftlicher Flüssigschlamm-Verwertung an Belebungsanlagen mit beheizter Schlamm-faulung oder aerob-thermophiler Schlammstabilisierung**

## 4.2 Anforderungen bei landwirtschaftlicher Verwertung von entwässertem Klärschlamm

Auch bei der landwirtschaftlichen Verwertung von entwässertem Schlamm ist die Forderung nach einem ausreichenden Stabilisierungsgrad einzuhalten (Abb.7). Für die erforderliche Speicherkapazität sind bei entwässertem Schlamm befestigte Lagerflächen vorzusehen.



**Abb. 7: Anforderungen bei landwirtschaftlicher Verwertung von entwässertem Klärschlamm**

Die landwirtschaftliche Flüssigschlammverwertung ist trotz der erforderlichen Stapelbehälter kostengünstiger als die Verwertung von entwässertem Schlamm (HALUSCHAN, 1993).

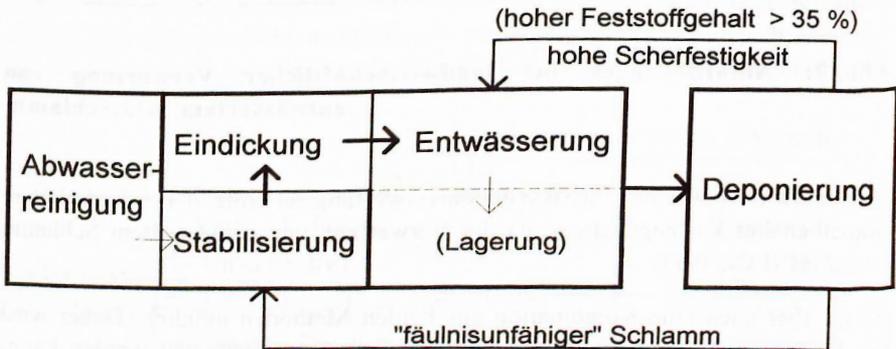
Es ist aber auch eine Kombination aus beiden Methoden möglich. Dabei wird der Schlamm während der Zeiten, in denen er nicht aufgebracht werden kann, entwässert und gelagert. Während der Ausbringungsperioden wird dann der entwässerte Schlamm mit dem anfallenden Flüssigschlamm gemischt, wobei ein Feststoffgehalt eingestellt wird, bei dem er pumpfähig bleibt und wie flüssiger Schlamm ausgebracht werden kann. In Abhängigkeit von der Anlagengröße und den örtlichen Gegebenheiten könnte diese Lösung die kostengünstigste sein (BLÖSCHL, KROISS, 1985).

### 4.3 Anforderungen bei der Deponierung von Klärschlamm

Auf öffentlichen Deponien kann nur entwässerter Klärschlamm untergebracht werden, wobei zumeist aus Gründen der Standfestigkeit ein Feststoffgehalt von zumindest 35 % gefordert wird, der bislang in der Regel nur durch Zugabe von großen Mengen an anorganischen Konditionierungsmitteln erreicht wurde (Abb. 8).

Bei Anlagen mit Simultanfällung stellt sich durch den höheren Anteil an anorganischen Feststoffen im zu entwässernden Schlamm oft auch mit geringen Mengen an organischen Konditionierungsmitteln (Polymeren) ein Feststoffgehalt größer 35 % ein (KEIL, NOWAK, 1992). Dabei wird jedoch zumeist nicht die erforderliche "Flügelscherfestigkeit" erreicht, die für die Standfestigkeit einer Deponie maßgebend ist (OTTE-WITTE, 1985).

Neuere Untersuchungen haben gezeigt, daß bei der Entwässerung mit Kammerfilterpressen eine kombinierte Polymer-Kalk-Konditionierung eine kostengünstige Alternative darstellen kann (WOLF *et al.*, 1993).



**Abb. 8: Anforderungen bei der Deponierung von entwässertem Klärschlamm**

#### 4.4 Anforderungen bei der Verbrennung von Klärschlamm

Klärschlamm, der zur Verbrennung gelangt, sollte einen möglichst hohen Feststoffgehalt aufweisen, um den Energieeinsatz bei der Trocknung möglichst gering zu halten. Allerdings ist die Entwässerung ohne anorganische Konditionierungsmittel durchzuführen, da diese in der Verbrennungsanlage nur "Ballast" darstellen würden (Abb. 9).

Es kann sowohl Rohschlamm als auch stabilisierter Schlamm zur Verbrennung gelangen. Im Falle der Verbrennung von Rohschlamm muß die Verbrennungsanlage unmittelbar an die Kläranlage angeschlossen sein, da Rohschlamm nicht über längere Zeiträume gelagert werden kann.

Da eine Verbrennungsanlage erst ab einer bestimmten Größe wirtschaftlich betrieben werden kann, ist die Rohschlammverbrennung nur bei sehr großen Kläranlagen möglich. Falls vorgesehen ist, Klärschlamm von mehreren mittelgroßen Kläranlagen in einer zentralen Verbrennungsanlage zu entsorgen, so ist dieser ausreichend zu stabilisieren.

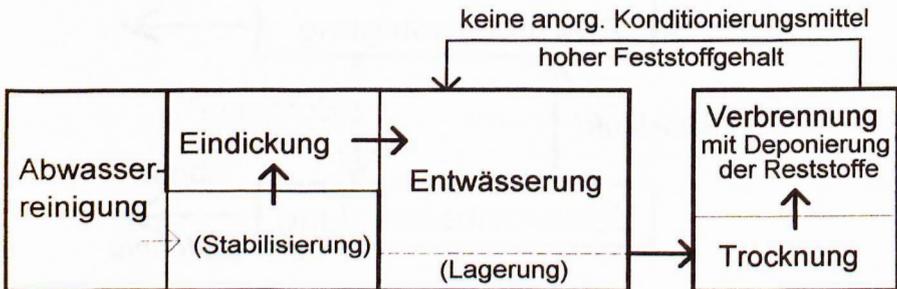


Abb. 9: Anforderungen bei der Verbrennung von Klärschlamm

5. "SCHLEUSEN" AUS EINER BIOLOGISCHEN KLÄRANLAGE FÜR KOHLENSTOFF, STICKSTOFF UND PHOSPHOR - "BILANZIERUNG" VON BIOLOGISCHEN KLÄRANLAGEN

Bei jeder biologischen Kläranlage werden an einer oder mehreren Stellen Feststoffe ("Schlamm") und somit Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen aus der "Abwasserlinie" in die "Schlammlinie" übergeführt. Durch die Schlammbehandlung gelangen diese Stoffe als "Rückläufe" in unterschiedlichem Umfang in die "Abwasserlinie" zurück (Abb.10).

**Sie sind erst dann endgültig aus dem Abwasser entfernt, wenn sie auch aus der Kläranlage entfernt sind!**

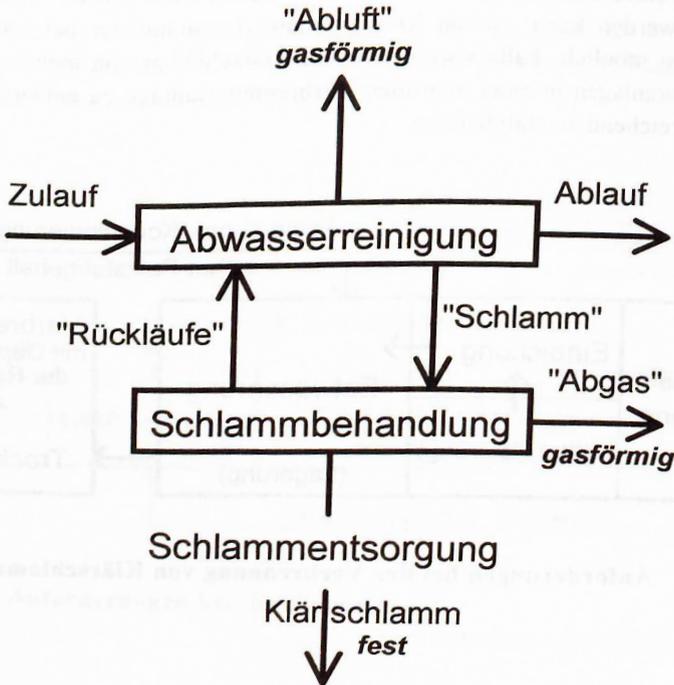


Abb. 10: Kreisläufe und mögliche "Schleusen" aus einer biologischen Kläranlage für Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor

Grundsätzlich werden "Schmutzstoffe" auf 3 Wegen im "Gesamtsystem biologische Kläranlage" aus dem Abwasser "ausgeschleust" (Abb. 10):

- im Bereich der Abwasserreinigung *im gasförmigen Aggregatzustand* über die "**Abluft**" aus der biologischen Stufe
- im Bereich der Schlammbehandlung ebenfalls *im gasförmigen Aggregatzustand* über das "**Abgas**" aus Schlammstabilisierung:
  - bei einem anaeroben Stabilisierungsverfahren über das Faulgas
  - bei einem aeroben Stabilisierungsverfahren (z.B. ATS) über die Abluft
- und bei der Schlammentsorgung *im festen Aggregatzustand* mit dem zu entsorgenden **Klärschlamm**

### 5.1 Bilanzierung von biologischen Kläranlagen

Anhand von Massenbilanzen können Stofftransportvorgänge beschrieben werden. Sie sind hervorragend geeignet, um Aussagen über die Auswirkungen von Stoffumsetzungen (biologischer Abbau, Fällung etc.) und deren gegenseitigen Abhängigkeiten zu treffen. Damit kann die Größenordnung der einzelnen Stoffflüsse hinreichend genau abgeschätzt werden.

Daher gilt einerseits für das "Gesamtsystem biologische Kläranlage":

- was mit dem Zulauf in eine Anlage gelangt und nicht auf einem der drei oben genannten Wegen (Abwasserreinigung, Schlammbehandlung, bzw. Schlamm-entsorgung) aus der Anlage "ausgeschleust" wird, wird im Ablauf der Kläranlage wiederzufinden sein.

Andererseits gilt für das "System Schlammbehandlung" (Abb. 10):

- was mit dem aus dem "System Abwasserreinigung" abgezogenen Schlämmen in die "Schlammbehandlung" gelangt und nicht über das Abgas bei der Schlammstabilisierung, bzw. im zu entsorgenden Klärschlamm aus diesem System "ausgeschleust" wird, wird in den "Rückläufen" aus der Schlammbehandlung wiederzufinden sein.

## 5.2 Schleusen für Kohlenstoffverbindungen

Kohlenstoffverbindungen werden im "Gesamtsystem biologische Kläranlage" außer bei der biologischen Reinigung auch bei der Schlammstabilisierung abgebaut. Dabei wird der Kohlenstoff im Falle einer aeroben Stabilisierung als  $\text{CO}_2$ , bei einer Schlammfäulung auch als  $\text{CH}_4$  über die Gasphase entfernt. Nachdem Kohlenstoff auch mit dem zu entsorgenden Schlamm aus der Anlage abgezogen wird, werden *Kohlenstoffverbindungen über alle 3 der möglichen "Schleusen" aus einer biologischen Kläranlage abgezogen.*

## 5.3 Bilanzierung der Kohlenstoffverbindungen

Die Kohlenstoffverbindungen werden in der Abwassertechnik üblicherweise mit den Parametern  $\text{BSB}_5$ ,  $\text{CSB}$  oder  $\text{TOC}$  quantitativ erfaßt.

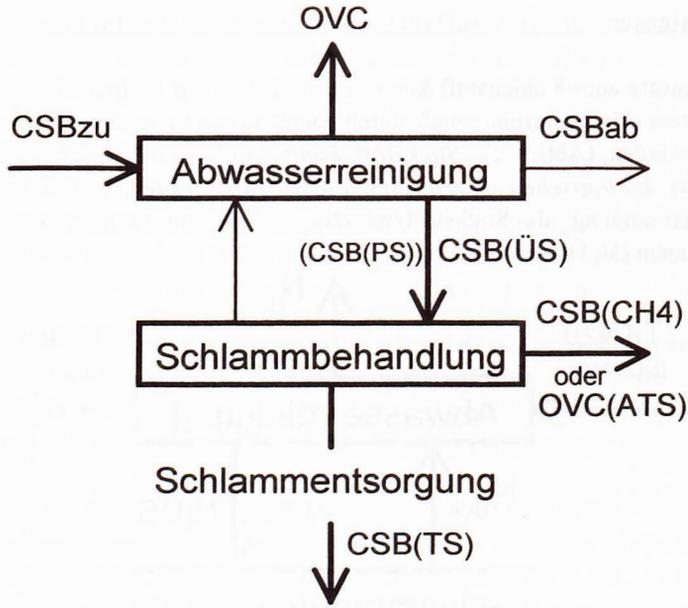
Dabei ist prinzipiell weder eine Bilanzierung des  $\text{BSB}_5$ , noch des  $\text{TOC}$  möglich. Bei der  $\text{TOC}$ -Bestimmung wird definitionsgemäß nur der organische Kohlenstoff erfaßt, der durch biologische Umsetzungsvorgänge zumeist in anorganischen Kohlenstoff umgewandelt wird. Es ist jedoch grundsätzlich eine Bilanzierung über den gesamten Kohlenstoffgehalt  $\text{TC}$  denkbar.

Günstiger ist es jedoch eine **CSB-Bilanz** aufzustellen.

Diese bietet den Vorteil, gleichzeitig

- den **Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung OVC**,
- den **CSB im Überschußschlamm CSB(ÜS)**,
- den **CSB im Primärschlamm CSB(PS)**,
- bei einer **Schlammfäulung** den **Methananfall CSB( $\text{CH}_4$ )**, bzw.
- bei einer **getrennten aeroben Schlammstabilisierung** bzw. einer **ATS** den **Sauerstoffverbrauch OVC(ATS)**, sowie
- den **CSB im stabilisierten Klärschlamm CSB(TS)**

abschätzen zu können (Abb. 11).



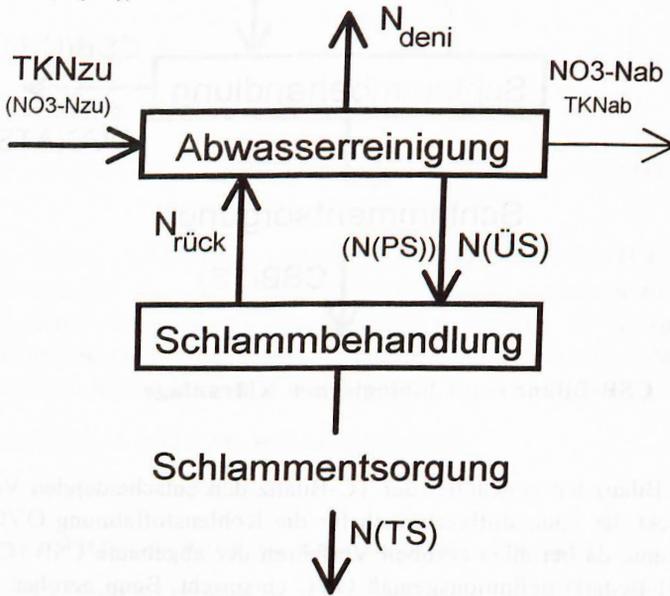
**Abb. 11: CSB-Bilanz einer biologischen Kläranlage**

Die CSB-Bilanz hat gegenüber der TC-Bilanz den entscheidenden Vorteil, daß dabei direkt der Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung OVC ermittelt werden kann, da bei allen aeroben Verfahren der abgebaute CSB (Chemischer Sauerstoff-Bedarf) definitionsgemäß OVC entspricht. Beim aeroben Abbau als exothermem Prozeß wird Wärme freigesetzt, und zwar 14,5 kJ je g abgebautem CSB. Daher kann bei der aerob-thermophilen Stabilisierung neben dem Sauerstoffverbrauch OVC(ATS) auch die biogene Erwärmung ermittelt werden.

Falls die Schlammstabilisierung nach einem anaeroben Verfahren durchgeführt wird, erfolgt die CSB-Entfernung über das im Faulgas enthaltene Methan, wobei 0,35 NI CH<sub>4</sub> je g abgebautem CSB entstehen.

#### 5.4 Schleusen für Stickstoffverbindungen - Stickstoffbilanz

Im Gegensatz zum Kohlenstoff kann der Stickstoff auf biologischem Wege *nur* im "System Abwasserreinigung" durch Denitrifikation in die Gasphase übergeführt werden (Abb. 12). *Stickstoff kann folglich nur über 2 Schleusen aus einer biologischen Kläranlage abgezogen werden, und zwar bei der Abwasserreinigung als Stickstoffgas ( $N_{\text{deni}}$ ) und mit dem zu entsorgenden Klärschlamm ( $N(\text{TS})$ ).*



**Abb. 12: Stickstoffbilanz einer biologischen Kläranlage mit Nitrifikation und Denitrifikation**

Um der in der Emissionsverordnung zur Wasserrechtsgesetznovelle aufgestellten Forderung nach Stickstoffentfernung nachzukommen, muß vorerst der der Kläranlage zufließende Stickstoff ( $\text{TKN}_{\text{zu}}$ ) in Nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) überführt werden. Danach sind bei Kläranlagen größer 5000 EGW und Abwassertemperaturen größer  $12^\circ\text{C}$  70 % des  $\text{TKN}_{\text{zu}}$  über die beiden möglichen Schleusen

("Denitrifikation" und "zu entsorgender Klärschlamm") gesichert aus der Anlage zu entfernen. Das Ausmaß der Stickstoffentfernung über den zu entsorgenden Klärschlamm ist nur von der Art der Schlammbehandlung und -entsorgung abhängig. Die Fracht an Stickstoff, die mit dem Überschußschlamm (N(ÜS)) und auch ggf. dem Primärschlamm (N(PS)) aus der "Abwasserlinie" in die "Schlammlinie" übergeleitet wird, wird nur in dem Umfang, den die Form der Schlammbehandlung und -entsorgung zuläßt, auch aus dem "Gesamtsystem biologische Kläranlage" als N(TS) entfernt werden. Die Differenz gelangt als  $N_{\text{rück}}$  mit dem Schlammwasser zurück in die "Abwasserreinigung".

**Wieviel Stickstoff bei der Abwasserreinigung denitrifiziert werden muß, um das geforderte Ausmaß an Stickstoffentfernung gesichert einzuhalten, ist folglich nur von der Art der Schlammbehandlung und -entsorgung abhängig - und nicht vom Abwasserreinigungskonzept!**

Eine Entfernung des Stickstoffs aus dem Schlammwasser mittels chemisch-physikalischer Verfahren würde das erforderliche Ausmaß der Denitrifikation vermindern. Diese Verfahren sind jedoch derzeit für kommunale Kläranlagen nicht als "Stand der Technik" anzusehen. Zur Zeit liegen über die Einsatz der Ammoniakstrippung bei Schlammwässern Betriebserfahrungen von nur *einer* Anlage in Dänemark vor. Danach könnte diese zukünftig im Einzelfall eine kostengünstige Möglichkeit zur Reduktion der zu denitrifizierenden Stickstofffracht darstellen (THØGERSEN, 1993).

### 5.5 Schleusen für Phosphorverbindungen - Phosphorbilanz

*Phosphor kann nur über eine Schleuse aus einer biologischen Kläranlage abgezogen werden, und zwar in fester Form mit dem Klärschlamm aus der Anlage (Abb. 13).*

Dabei kann Phosphor - im Gegensatz zu Stickstoff - relativ leicht chemisch gebunden, also durch *Fällung* in den Klärschlamm eingelagert werden. Da die Phosphorfällung im Bereich "Abwasserreinigung" durchgeführt wird, ist darauf zu achten, daß möglichst wenig Phosphor aus der Schlammbehandlung rückgeführt wird.

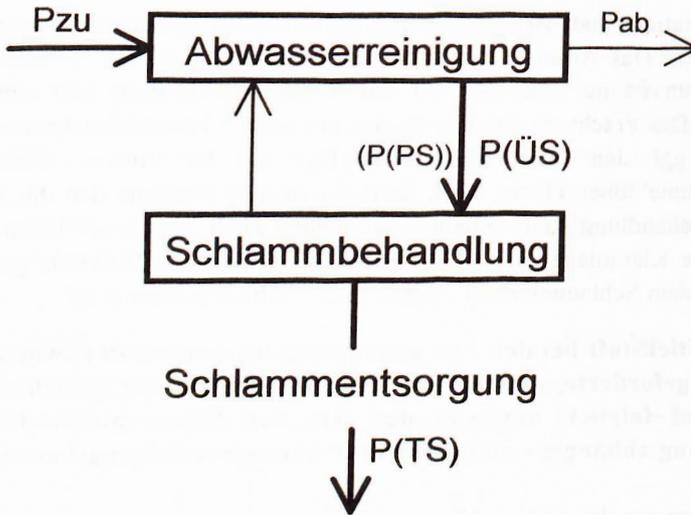


Abb. 13: Phosphorbilanz einer biologischen Kläranlage  
mit Phosphorfällung

In Tabelle 2 ist nochmals zusammengefaßt, über welche Wege und in welchem Aggregatzustand Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor aus einer biologischen Kläranlage "ausgeschleust" werden können.

"Schleuse":	Abwasser- reinigung	Schlamm- behandlung	Schlamm- entsorgung
Aggregat- zustand:	gasförmig	gasförmig	fest
Kohlenstoff	◆	◆	◆
Stickstoff	◆		◆
Phosphor			◆

Tabelle 2: Mögliche "Schleusen" aus einer biologischen Kläranlage  
für Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor

## 6. AUSWIRKUNGEN DER FORDERUNG NACH NÄHRSTOFFENTFERNUNG AUF DIE SCHLAMMBEHANDLUNG UND -ENTSORGUNG

Die Emissionsverordnung zur Wasserrechtsgesetznovelle 1990 fordert niedrige Ammoniumablaufwerte und Stickstoffentfernung, sowie niedrige Ablaufwerte für  $\text{PO}_4\text{-P}$  und Gesamtphosphor. Diese Reinigungsziele können nur mit einer biologischen Kläranlage mit Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphorfällung erreicht werden. Dabei werden die Anforderungen an die Phosphorentfernung im allgemeinen mit Simultanfällung ohne große bauliche Veränderungen problemlos erfüllt werden können. Falls jedoch bei einer Kläranlage nicht schon derzeit die künftigen gesetzlichen Anforderungen bezüglich Nitrifikation und Stickstoffentfernung eingehalten werden, können diese Reinigungsziele nur mit umfangreichen verfahrenstechnischen und zumeist auch baulichen Maßnahmen erreicht werden. Um die Nitrifikation sicherzustellen, ist im Falle einer Belebungsanlage eine Vergrößerung des Belebungsbeckens erforderlich. Für eine gesicherte Stickstoffentfernung ist zusätzliches Belebungsbeckenvolumen, sowie eine geeignete Betriebsweise notwendig. Diese wesentliche Vergrößerung des Belebungsbeckens ergibt sich aus dem für Nitrifikation und Denitrifikation erforderlichen hohen Schlammalter (ATV, 1991). Dies hat nicht nur zur Auswirkung, daß sich ganzjährig nitrifizierende Bakterien im System halten können, sondern auch, daß sich die Zusammensetzung der kohlenstoffabbauenden Bakterien deutlich verändert. Die Folge ist letztlich eine Erhöhung des Sauerstoffverbrauchs für die Kohlenstoffatmung, sowie eine Verminderung des Überschussschlammanfalls, wobei sich vor allem der Anteil an abbaubarer organischer Substanz verringert. Durch die Änderung des Abwasserreinigungskonzepts bringt die Erweiterung einer bestehenden Belebungsanlage in jedem Fall auch Veränderungen der Eigenschaften des Rohschlammes mit sich. Dies kann gravierende Auswirkungen auf bestehende Schlammbehandlungsverfahren nach sich ziehen.

## 6.1 Auswirkungen von Erweiterungsmaßnahmen auf die Schlammstabilisierung

### 6.1.1 Abschätzung der Auswirkungen von Erweiterungsmaßnahmen auf die CSB-Bilanz von Belebungsanlagen

Bei dieser Abschätzung wurde theoretisch untersucht, welche Auswirkungen unterschiedliche Maßnahmen zur Erweiterung einer Belebungsanlage zur Kohlenstoffentfernung mit Vorklärung und beheizter Schlammfäulung haben. Dabei wird angenommen, daß das Schlammalter in der Belebung vor dem Ausbau unter Betriebsbedingungen 5 Tage beträgt.

Folgende Erweiterungskonzepte wurden miteinander verglichen:

- Belebungsanlage mit "konventioneller Vorklärung" (2 h Aufenthaltszeit)
- Belebungsanlage mit "Grobentschlammung" (0,4 h Aufenthaltszeit)
- Belebungsanlage ohne Vorklärung

Um bei der üblichen Zusammensetzung von häuslichem Abwasser die vom Gesetzgeber geforderten Stickstoffentfernungsraten zu erreichen, wird es zumeist erforderlich sein, ein Verhältnis Denitrifikationsvolumen zu Gesamtvolumen des Belebungsbeckens  $V_D/V_{BB}$  von 0,45 bis 0,5 vorzusehen. Damit ergibt sich bei der Bemessung in Abhängigkeit von der Anlagengröße ein erforderliches Schlammalter zwischen 14 und 18 Tagen (ATV, 1991). Hier wurde nun in allen untersuchten Fällen davon ausgegangen, daß das Schlammalter nach der Erweiterung unter Betriebsbedingungen 20 Tage beträgt.

Die spezifischen CSB-Zulaufmengen, die dieser Abschätzung zugrunde gelegt wurden, sind in Tabelle 3 zusammengestellt. Die CSB-Ablaufmenge wurde mit 12 g CSB/(EGW·d) vor der Erweiterung, sowie 10 g CSB/(EGW·d) nach der Erweiterung angesetzt.

Die Aufteilung der in der Belebung entfernten CSB-Menge auf Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung und CSB im Überschussschlamm wurde mit einem vereinfachten Ansatz auf Basis des "IAWPRC-Modells No.1" (HENZE *et al.*, 1986) durchgeführt. Dabei ist es erforderlich, Annahmen über den Anteil am Zulauf-CSB, der in nicht abbaubaren Feststoffen gebunden ist, zu treffen. Die in der Berechnung verwendeten Werte für diesen inerten,

partikulären CSB ( $CSB_{\text{inert,part.}}$  in Tab. 3) wurden in Anlehnung an Angaben von HENZE (1992) angesetzt.

Art der Vorreinigung	$CSB_{\text{gesamt}}$	$CSB_{\text{inert,part.}}$
keine	110	22
Vorklärung ( $t_A = 0,4 \text{ h}$ )	90	14
Vorklärung ( $t_A = 2 \text{ h}$ )	70	8

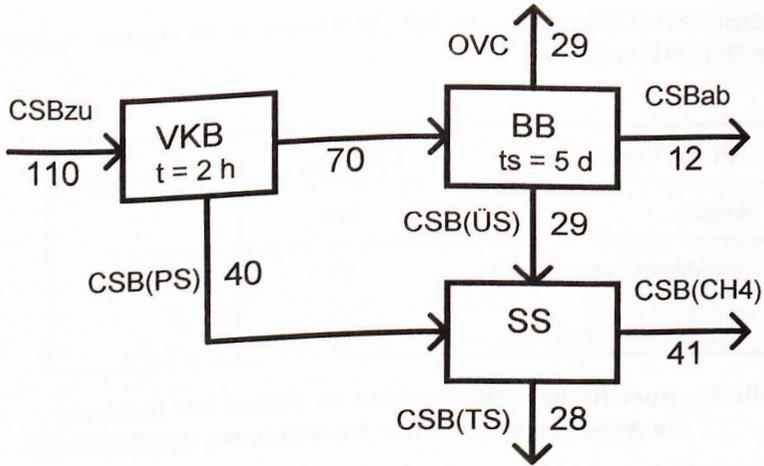
**Tabelle 3: Spezifische CSB-Frachten im Zulauf zur Belebung in Abhängigkeit von der Vorreinigung [g/(EGW·d)]**

In die Schlammstabilisierung gelangen an inerten Feststoffen neben denen, die im Rohabwasser enthalten sind, auch die, die in der Belebung von den Bakterien gebildet und bei deren Zerfall freigesetzt werden. Es wurde angenommen, daß bei der mesophilen Schlammfäulung zusätzlich 10 % des hier vorliegenden abbaubaren CSB in den Schlamm gelangen. Nach der Literatur werden in einer anaeroben Reinigungsanlage 5 bis 10 % des gelösten CSB des Zulaufs als Biomasse in den Überschußschlamm verlagert (HENZE, HARREMOES, 1983).

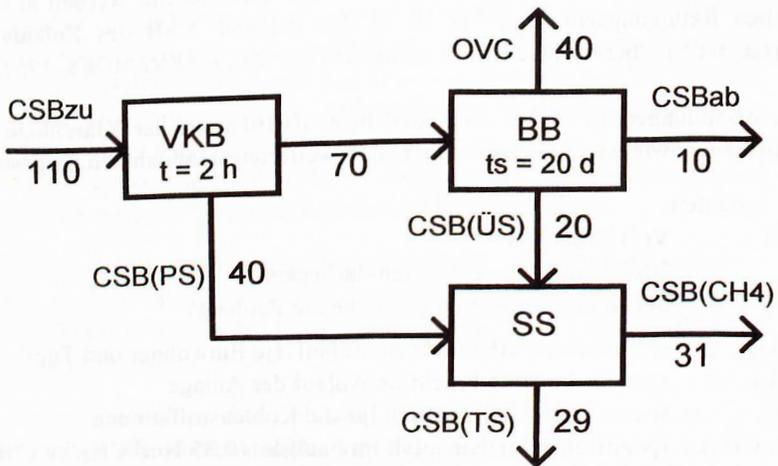
In den Abbildungen 14 bis 17 sind nun die CSB-Bilanzen der Kläranlage vor dem Ausbau, sowie nach unterschiedlichen Erweiterungsmaßnahmen dargestellt.

Hierin bedeuten:

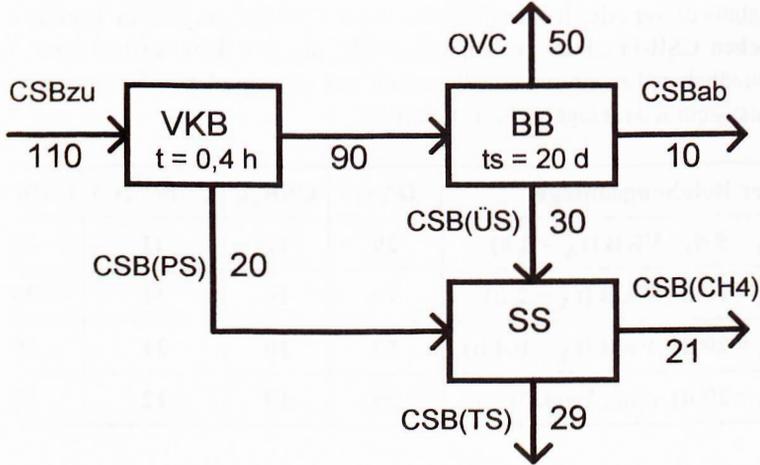
- VKB ..... Vorklärbecken
- BB ..... "Belebung" (einschl. Nachklärbecken)
- SS ..... Schlammstabilisierung (= beheizte Fäulung)
- $CSB_{\text{zu}}$  ..... spezifische CSB-Fracht im Zulauf (je Einwohner und Tag)
- $CSB_{\text{ab}}$  ..... spezifische CSB-Fracht im Ablauf der Anlage
- OVC ..... spez. Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung
- $CSB(\text{CH}_4)$  ... spezifischer Methananfall im Faulgas ( $0,35 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg CSB}$ )
- $CSB(\text{PS})$ ..... spezifische CSB-Fracht im Primärschlamm
- $CSB(\text{ÜS})$ ..... spezifische CSB-Fracht im Überschußschlamm
- $CSB(\text{TS})$  ..... spez. CSB-Fracht im stabilisierten, zu entsorgenden Klärschlamm  
(alle Werte in g CSB/(EGW·d))



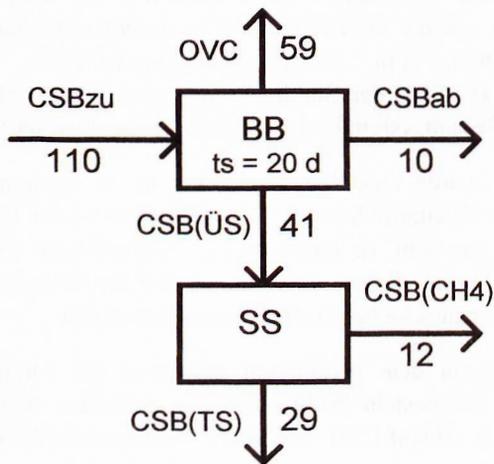
**Abb. 14: CSB-Bilanz einer Belebungsanlage ohne Nitrifikation, mit konventioneller Vorklärung und beheizter Faulung**  
 $t_s = 5$  Tage;  $T_{BB} = 15^\circ\text{C}$  Werte in g CSB/(EGW·d)



**Abb. 15: CSB-Bilanz einer Belebungsanlage mit Nitrifikation-Denitrifikation, mit konventioneller Vorklärung und beheizter Faulung**  
 $t_s = 20$  Tage;  $T_{BB} = 15^\circ\text{C}$  Werte in g CSB/(EGW·d)



**Abb. 16: CSB-Bilanz einer Belebungsanlage mit Nitrifikation-Denitrifikation, mit "Grobentschlammung" und beheizter Faulung**  
 $t_s = 20$  Tage;  $T_{BB} = 15^\circ\text{C}$  Werte in g CSB/(EGW·d)



**Abb. 17: CSB-Bilanz einer Belebungsanlage mit Nitrifikation-Denitrifikation, ohne Vorklärung, mit beheizter Faulung**  
 $t_s = 20$  Tage;  $T_{BB} = 15^\circ\text{C}$  Werte in g CSB/(EGW·d)

Als Ergebnis dieser Abschätzung auf Basis der CSB-Bilanz sind in Tabelle 4 die spezifischen CSB-Frachten zusammengestellt, die vor dem Ausbau bzw. nach unterschiedlichen Erweiterungsmaßnahmen auf verschiedenen Wegen aus dem "Gesamtsystem Kläranlage" entfernt werden:

Art der Belebungsanlage	ÖVC	CSB <sub>ab</sub>	CSB(CH <sub>4</sub> )	CSB(TS)
BB (t <sub>s</sub> = 5 d), VKB (t <sub>A</sub> = 2 h)	29	12	41	28
BB (t <sub>s</sub> = 20 d), VKB (t <sub>A</sub> = 2 h)	40	10	31	29
BB (t <sub>s</sub> = 20 d), VKB (t <sub>A</sub> = 0,4 h)	50	10	21	29
BB (t <sub>s</sub> = 20 d), ohne Vorklärung	59	10	12	29

**Tabelle 4: CSB-Bilanz einer Belebungsanlage vor dem Ausbau (t<sub>s</sub> = 5 d), sowie nach unterschiedlichen Erweiterungsmaßnahmen**  
Werte in g CSB/(EGW·d)

Wie Tabelle 4 zeigt, verändert sich die CSB-Fracht, die mit dem Klärschlamm aus der Anlage entfernt wird, durch die Erweiterung auf Stickstoffentfernung kaum. Sie ist ebenso wie die Stickstofffracht im zu entsorgenden Klärschlamm weitgehend unabhängig vom Abwasserreinigungsverfahren. Bei gleicher Schlammbehandlung (vollständige Stabilisierung) wird gleich viel CSB mit dem Schlamm aus dem "Gesamtsystem biologische Kläranlage" ausgeschleust.

Dieser Abschätzung wurde eine spezifische Fracht an inertem, partikulärem CSB von 22 g/(EGW·d) zugrundegelegt. Die Differenz zu der CSB-Fracht von 29 g/(EGW·d), die mit dem zu entsorgenden Klärschlamm aus der Anlage abgezogen wird, ergibt sich daraus, daß beim Zerfall der Biomasse in geringem Umfang auch inerte organische Feststoffe freigesetzt werden.

Die CSB-Fracht, die mit dem gereinigten Abwasser die Anlage verläßt, ist anteilmäßig gering. Sie besteht größtenteils aus gelöstem, nicht abbaubarem CSB. Daher wird der Ablauf-CSB durch die Ausbaumaßnahmen auch kaum vermindert.

Da sowohl die CSB-Fracht im Ablauf als auch die im zu entsorgenden Klärschlamm annähernd gleich bleibt, verlagert sich der CSB-Bilanz beinahe

quantitativ von der Schlammstabilisierung in die Belebung. In dem Ausmaß, in dem der Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung OVC zunimmt, vermindert sich der Methananfall als CSB(CH<sub>4</sub>) bei der Schlammfäulung. Bei einer Erhöhung des Schlammalters unter Betriebsbedingungen von 5 auf 20 Tage steigt der Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung um knapp 40 % von 29 auf 40 g O<sub>2</sub>/(EGW·d) an. Beinahe im gleichen Umfang nimmt die Methanproduktion bei der Schlammfäulung ab. Wird die Vorklärung verkleinert oder gänzlich außer Betrieb genommen, so führt dies zu einer weiteren Erhöhung des Sauerstoffverbrauchs in der Belebung und damit zu einer zusätzlichen Verminderung des CSB-Abbaus bei der Stabilisierung und somit des Faulgasanfalls.

### 6.1.2 Auswirkungen von Erweiterungsmaßnahmen auf die beheizte Schlammfäulung

Die Maßnahmen zur Erweiterung von Belebungsanlagen zur Stickstoffentfernung führen bei der mesophilen Schlammfäulung zu einer Verringerung des Methananfalls. Dabei ergibt sich selbst unter Beibehaltung des bestehenden Vorklärbeckens alleine durch die Vergrößerung der Belebung (Erhöhung des Schlammalters) eine Verminderung des im Faulgas enthaltenen CSB von 41 auf 31 g CSB(CH<sub>4</sub>)/(EGW·d), bzw. der spezifischen Methanproduktion von 14 auf 11 l CH<sub>4</sub>/(EGW·d) mit 0,35 l CH<sub>4</sub>/g CSB. Bei einem Methangehalt von 70 % würde sich der Faulgasanfall von 20 auf 16 l/(EGW·d) verringern. Dieser Wert ergab sich auch bei der Auswertung der Daten von mehreren österreichischen Kläranlagen mit Schlammfäulung und Nitrifikation (NOWAK, 1991).

Wird das gewonnene Faulgas für die Druckluftherzeugung verwendet, so ergibt sich durch den Kläranlagenausbau ein doppelter Effekt:

- einerseits wird durch die Verminderung des Methananfalls weniger mechanische Energie aus dem Faulgas gewonnen,
- andererseits erhöht sich der Energiebedarf für die Belüftung nicht nur zufolge der Nitrifikation, sondern durch den Anstieg des Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung.

Falls bei einer Belebungsanlage mit Faulgasnutzung zur Druckluftherzeugung die Vorklärung beibehalten wird, so ist durch die Vergrößerung der Belebung bei einer Erhöhung des Schlammalters von 5 auf 20 Tage mit einem zusätzlichen Energieaufwand von 11 kWh/(EGW·a) zu rechnen (NOWAK, 1991).

Es kann jedoch davon ausgegangen werden, daß Kläranlagen auch bei weitergehender Abwasserreinigung energetisch zu rund 50 % durch Faulgasverwertung einschließlich Wärmenutzung versorgt werden können (KAPP, 1992).

Entscheidende Bedeutung kommt künftig vermehrt einer guten Voreindickung zu, da einerseits weniger Energie zur Verfügung steht, um allzu große Mengen an Schlammwasser vorwärmen zu können und andererseits ein ausreichend hoher Ammoniumgehalt im Faulturn sicherzustellen ist. Aufgrund des hohen  $\text{CO}_2$ -Gehaltes im Faulgas von rund 30 % ist eine  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Faulbehälter von rund 500 mg/l erforderlich, um mit Sicherheit ein Absinken des pH-Wertes in den Bereich unter 6,8 zu verhindern, in dem keine stabile Methanbildung mehr stattfindet. Parallel zum CSB-Abbau kommt es bei der Schlammfäulung auch zur Stickstoffrücklösung, wobei der Überschussschlamm aufgrund den hohen N-Gehalt in der Biomasse eine wesentliche "Stickstoffquelle" darstellt. Durch die Erhöhung des Schlammalters von 5 auf 20 Tage gelangt nach der Erweiterung wesentlich weniger abbaubare Biomasse in den Faulturn. Daher wird auch deutlich weniger Stickstoff rückgelöst. Falls der erforderliche Feststoffgehalt mit statischer Eindickung nicht erreicht wird, ist eine maschinelle Überschussschlammeindickung zu installieren.

Wird die Vorklärung gänzlich außer Betrieb genommen, so wird danach kaum mehr ein wirtschaftlicher Nutzen aus der Faulgasverwertung zu ziehen sein. Falls es ohne großen Betriebsaufwand möglich ist, sollte eine bestehende Schlammfäulung dennoch weiterhin betrieben werden, da die mesophile Fäulung gesichert eine vollständige Schlammstabilisierung mit sich bringt.

### 6.1.3 Auswirkungen von Erweiterungsmaßnahmen auf die aerob-thermophile Schlammstabilisierung (ATS)

Bei aerob-thermophiler Schlammstabilisierung muß genügend abbaubarer CSB in den Reaktor geleitet werden, um die erforderliche biogene Erwärmung sicherzustellen. Viel abbaubarer CSB ist jedoch nur im Primärschlamm und im Überschussschlamm von Hochlaststufen enthalten. Der Überschussschlamm einer schwach belasteten Belebungsanlage enthält sicherlich zu wenig abbaubaren CSB, um bei alleiniger Zugabe in Reaktoren zur aerob-thermophilen Schlammstabilisierung die erforderliche biogene Wärmeentwicklung zu gewährleisten. Der Betrieb einer aerob-thermophilen Schlammstabilisierung ist daher bei einer

einstufigen Belebungsanlagen ohne Vorklämung, falls diese auf Stickstoffentfernung ausgelegt ist, nur unter Zufuhr von Fremdenergie möglich und folglich unwirtschaftlich.

Ob eine aerob-thermophile Schlammstabilisierung nach Erweiterungsmaßnahmen ohne zusätzlichen Energieaufwand betrieben werden kann, sollte in jedem Fall durch eine Wärmebilanz überprüft werden. Angaben dazu finden sich z.B. bei BAU (1985). Der Betrieb einer ATS kann hohe Kosten verursachen, wenn Fremdenergie zugeführt werden muß.

#### 6.1.4 Auswirkungen von Erweiterungsmaßnahmen auf die aerob-thermophile Schlammbehandlung vor mesophiler Schlammfäulung

Ist eine aerob-thermophile Schlammbehandlung einer mesophilen Schlammfäulung vorangestellt, so ist danach mit Gaseinbußen von 20 bis 28 % zu rechnen (KAPP, 1986; DICHTL, WECHS, 1986). Es ist anzunehmen, daß nach den Erweiterungsmaßnahmen der Vorabbau in der aerob-thermophilen Schlammbehandlung etwa in gleichem Umfang erhalten bleibt, womit sich die Gaseinbuße prozentuell erhöhen würde, da nun weniger abbaubarer CSB in die Schlammstabilisierung eingebracht wird.

Falls eine Entseuchung des Klärschlamm erwünscht ist, sollte im Einzelfall untersucht werden, ob nicht eine Vorpasteurisierung eine kostengünstige Alternative zur aerob-thermophilen Vorbehandlung darstellt. Sie ist verfahrenstechnisch weniger aufwendig und verursacht geringere Investitionskosten (KAPP, 1986).

#### 6.1.5 Auswirkungen von Erweiterungsmaßnahmen auf die Wirtschaftlichkeit der Schlammstabilisierung

Anfang der 80er Jahre wurden Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen durchgeführt, aus denen sich ergab, daß die gleichzeitige aerobe Schlammstabilisierung bis zu einer Ausbaugröße von etwa 10.000 EGW das kostengünstigste Verfahren darstellt und daß die aerob-thermophile Stabilisierung bis etwa 50.000 EGW und die mesophile Schlammfäulung ab etwa 25.000 EGW wirtschaftlich eingesetzt werden kann (RIEGLER, 1981 und 1982).

Nun haben sich die Randbedingungen seit damals wesentlich verändert, und zwar in zweierlei Hinsicht:

- Nach Erweiterung einer Belebungsanlage für Stickstoffentfernung vermindert sich die bei der Schlammstabilisierung abbaubare CSB-Fracht dramatisch. Dies hat im Fall einer beheizten Schlammfäulung eine Verringerung der Gasausbeute, im Falle einer ATS eine Verminderung der biogenen Erwärmung zur Folge. Damit werden diese beiden Verfahren vergleichsweise unwirtschaftlicher.
- Die Stromkosten haben sich in den letzten 10 Jahren kaum erhöht, während z.B. die Personalkosten heute fast doppelt so hoch sind (NOWAK, 1991). Zudem ging RIEGLER (1981 und 1982) in seinen Untersuchungen teilweise von einem weiteren dramatischen Anstieg der Energiekosten aus.

Aus heutiger Sicht kann davon ausgegangen werden, daß die gleichzeitige aerobe Schlammstabilisierung bis zu einer Ausbaugröße von 50.000 EGW, im Einzelfall auch bis zu 100.000 EGW, kostengünstiger als die mesophile Schlammfäulung ist. Inwieweit die aerob-thermophile Schlammstabilisierung eine wirtschaftliche Lösung darstellen kann, ist im einzelnen zu klären.

## 6.2 Auswirkungen auf den Schlammanfall

### 6.2.1 Schlammanfall bei mesophiler Schlammfäulung

Wie gezeigt werden konnte (Tabelle 4), wird bei vollständiger Stabilisierung, wie z.B. bei der mesophilen Schlammfäulung, vor und nach den Erweiterungsmaßnahmen etwa gleich viel CSB mit dem Schlamm aus der Kläranlage entfernt, und zwar rund 29 g CSB/(EGW·d). Damit ergibt sich rechnerisch - unter der Annahme, daß der Glühverlust im ausgefauten Schlamm bei Anlagen ohne Phosphorfällung 55 % beträgt, und einem CSB/oTS-Verhältnis von 1,42 (McCARTY, 1965) - ein spezifischer Schlammanfall von 37 g TS/(EGW·d) ohne Berücksichtigung des Fällschlammes. Dieser Wert stimmt gut mit Erhebungen überein, die von RIEGLER *et al.* (1982) in Deutschland durchgeführt wurden.

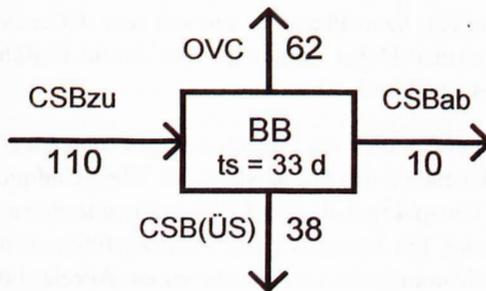
Während die Einführung der Stickstoffentfernung keine Auswirkungen auf die künftig zu entsorgenden Schlammengen hat, wird der spezifische Schlammanfall durch die Verpflichtung zur Phosphorentfernung ansteigen, weil die geforderten

niedrigen Phosphorablaufwerte nur durch Fällverfahren eingehalten werden können. Bislang wurde von einer spezifischen Phosphorzuladung von 2,5 g/(EGW·d) ausgegangen (ATV, 1991). Bei neueren Erhebungen wurden jedoch rund 1,5 bis maximal 2 g P/(EGW·d) im Zulauf von Kläranlagen gemessen. Vereinzelt wurden sogar nur knapp über 1 g P/(EGW·d) ermittelt (KEIL, NOWAK, 1992).

Bei der Phosphorfällung mit Eisensalzen entstehen rund 7 g TS/g P. Damit ergibt sich die Fällschlammmenge zu rund 10 g TS/(EGW·d). Durch die Einführung der Phosphorentfernung erhöht sich der spezifische Schlammfall demnach bei Anlagen mit mesophiler Schlammfäulung auf rund 45 bis 50 g TS/(EGW·d). Nachdem der im Schlamm enthaltene CSB durch die Fällung nicht verändert wird, kann rückgerechnet werden, daß der Glühverlust bei Anlagen mit Phosphorfällung im ausgefauten Schlamm rund 40 bis 45 % beträgt.

### 6.2.2 Schlammfall bei gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung

Analog zu den obigen Beispielen (Kap. 6.1.1) wurde für eine Anlage mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung die CSB-Bilanz aufgestellt (Abb. 18). Dabei wurde davon ausgegangen, daß sich unter Betriebsbedingungen ein Schlammalter von 33 Tagen einstellt, wenn der Bemessung ein Schlammalter von 25 Tagen zugrunde gelegt worden ist.



**Abb. 18: CSB-Bilanz einer Belebungsanlage mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung**

$t_S = 33$  Tage;  $T_{BB} = 15^\circ\text{C}$

Werte in g CSB/(EGW·d)

Aus Belebungsanlagen mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung wird demnach deutlich mehr CSB mit dem Schlamm entfernt (38 g CSB/(EGW·d)) als bei Anlagen mit Schlammfäulung (29 g CSB/(EGW·d)). Die Differenz deutet darauf hin, daß in diesem Schlamm noch abbaubarer CSB enthalten ist. Daher wird es bei längerer Lagerung zu Abbauvorgängen und damit zu einer Verminderung des "Schlamm-CSB" kommen. Dies kann jedoch auch zu Versäuerung und damit zu Geruchsbelästigungen führen.

Falls der Überschußschlamm aus einer Anlage mit gleichzeitiger aerober Stabilisierung unmittelbar entwässert und deponiert wird, ist demnach von einer CSB-Fracht im Schlamm von 38 g CSB/(EGW·d) auszugehen. Aufgrund des geringeren Stabilisierungsgrades liegt der Glühverlust bei rund 60 % und somit etwas höher als bei ausgefautem Schlamm. Damit ergibt sich ohne Phosphorfällung rechnerisch ein spezifischer Schlammanfall von 45 g TS/(EGW·d), gegenüber 37 g TS/(EGW·d) bei Anlagen mit Schlammfäulung. Zuzüglich des Fallschlamms ist bei gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung künftig ein spezifischer Schlammanfall von rund 55 g TS/(EGW·d) zu erwarten.

### 6.3 Auswirkungen der Phosphorentfernung auf die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung

Während CSB und Stickstoff zu einem großen Teil über die Gasphase aus dem Abwasser entfernt werden, kann Phosphor nur mit dem Klärschlamm aus einer Kläranlage entfernt werden. Daher erhöht sich durch die Einführung der Phosphorentfernung der P-Gehalt im Klärschlamm.

Klärschlamm kommt vornehmlich als Phosphordünger zum Einsatz. Aus diesem Grunde werden in Dänemark die Grenzwerte für Blei, Cadmium, Nickel und Quecksilber auf den Phosphorgehalt (mg/kg P) statt, wie sonst üblich, auf die Trockensubstanz (mg/kg TS) bezogen (GRÜTTNER, 1991). Ein höherer Phosphorgehalt im Klärschlamm sollte jedenfalls einen Anreiz für eine stärkere Nutzung des Klärschlamms in der Landwirtschaft bieten.

## 7. RÜCKWIRKUNGEN DER SCHLAMMBEHANDLUNG UND -ENTSORGUNG AUF DIE ABWASSERREINIGUNG

### 7.1 Rückwirkungen der Schlammbehandlung auf die Schlammeigenschaften

Blähschlamm und Schwimmschlamm können zu einer dramatischen Verschlechterung der Reinigungsleistung einer Belebungsanlage führen. In verschiedenen Fällen ist die Abwasserzusammensetzung für das Auftreten von fadenförmigen Bakterien verantwortlich. Sehr häufig sind Blähschlamm- und Schwimmschlammprobleme aber auch "hausgemacht". Dabei ist es vielfach von der Anlagenkonzeption her fast unmöglich, ein Massenwachstum von fadenförmigen Bakterien, wenn es einmal aufgetreten ist, wirksam zu bekämpfen.

Selbst auf neueren Anlagen wird der Überschussschlamm noch häufig in den Zulauf der Kläranlage geleitet und gemeinsam mit dem Primärschlamm aus der Vorklärung abgezogen. Tritt nun Blähschlamm oder Schwimmschlamm auf, so setzen gerade die fadenförmigen Bakterien, die diesen hervorrufen, nicht ab, sondern gelangen wieder in die Belebung. Folglich kommt es zu einer Anreicherung der Bakterien, die die schlechten Schlammabsetzeigenschaften hervorrufen. Falls keine Möglichkeit besteht, den Überschussschlamm statt zurück in die Abwasserlinie direkt in die Schlammlinie zu leiten, können nun auch keine wirksamen Bekämpfungsmaßnahmen durchgeführt werden. Steigt der Schlammindex weiterhin an, so kommt es entweder zu einer Überschreitung des BSB<sub>5</sub>-Grenzwertes, weil zuviel Feststoffe in den Ablauf gelangen, oder zu einer Überschreitung des NH<sub>4</sub>-N-Grenzwertes, weil zuviel Schlamm aus der Belebung abgezogen wurde, um den Feststoffabtrieb zu verhindern.

Beinahe ebenso schwierig ist es, Blähschlamm zu bekämpfen, wenn der Überschussschlamm in einen statischen Eindicker geleitet wird und dort nur unzureichend absetzt. Auch dabei gelangen vor allem die fadenförmigen Bakterien wieder zurück in die Belebung. Da sich die Belebtschlammkonzentration aufgrund des hohen Schlammindex nun zunehmend vermindert, werden dabei auch große Wassermengen im Kreis geführt, was eine Verringerung der Aufenthaltszeit und somit der Wirksamkeit des Eindickers zur Folge hat.

Es kann davon ausgegangen werden, daß Blähschlammprobleme bei Belebungsanlagen mit Stickstoff- und Phosphorentfernung weniger häufig auftreten werden als z.B. bei Anlagen, die nur für Nitrifikation ausgelegt sind (SVARDAL, 1993). Mit Schwimmschlammproblemen aufgrund von spezifischen Abwasserinhaltsstoffen, wie Fette, Öle etc., ist jedoch auch bei Anlagen mit Nährstoffentfernung zu rechnen (KEIL, NOWAK, 1992).

## 7.2 Rückläufe aus der Schlammbehandlung bei Stabilisierung und Entwässerung

Die Rückläufe aus der Schlammbehandlung werden in der Literatur häufig als "Rückbelastungen" bezeichnet, und folglich als zusätzliche "Belastung" der Kläranlage angesehen (OTTE-WITTE *et al.*, 1991). Es gelangen jedoch nur Stoffe aus der Schlammbehandlung zurück in die "Biologie", die bereits einmal auf "kurzem Wege" aus der "Abwasserlinie" in die "Schlammlinie" übergeführt wurden und dabei weder zu Sauerstoffbedarf (CSB, Stickstoff) noch Fällmittelaufwand (Phosphor) geführt haben. In dieser Hinsicht haben sie die Kläranlage noch gar nicht "belastet". Sonst wären sie nämlich bereits aus der Anlage entfernt worden. Rückläufe aus der Schlammbehandlung bieten vielmehr die Möglichkeit, steuernd auf die Belastung der "Biologie" einzugreifen.

### 7.2.1 Kohlenstoffverbindungen (CSB, BSB<sub>5</sub>)

In der Vergangenheit wurden in Deutschland in großem Umfang Untersuchungen über die CSB- und BSB<sub>5</sub>-Konzentrationen in unterschiedlichsten Schlammwässern durchgeführt. Eine Zusammenstellung von Ergebnissen findet sich bei OTTE-WITTE *et al.* (1991). Die dabei zu erwartenden Frachten sind jedoch nur selten angegeben. Nach einer Abschätzung von KAPP (1984) ist davon auszugehen, daß mit dem Faulwasser rund 1 % der täglichen BSB<sub>5</sub>-Fracht im Zulauf zum biologischen Anlagenteil aus der Schlammbehandlung zurückgeleitet wird. Falls das Schlammwasser nicht stoßweise in die biologische Stufe geleitet wird, liegt folglich die Erhöhung der Belastung beim BSB<sub>5</sub> und somit auch beim CSB im Bereich der Meßgenauigkeit.

### 7.2.2 Phosphorverbindungen

Im Faulwasser von Anlagen mit Phosphorfällung wurden stets sehr niedrige P-Konzentrationen festgestellt, zum Teil unter 10 mg/l (KAPP, 1984). Dabei wird angenommen, daß durch die im Überschuß vorliegenden Fällmittel Ausfällungsvorgänge stattfinden, welche die beim Anaerobprozeß vorerst rückgelösten Phosphorverbindungen wieder in eine ungelöste Form überführen. GUJER (1988) geht davon aus, bei einem  $\beta$ -Wert von 1,5 mol Fe/mol P eine Freisetzung im Faulturm zu verhindern sein sollte.

Bei rein biologischer Phosphorentfernung wurde bei zwei Belebungsanlagen in Berlin in den Rückläufen aus der Schlammbehandlung eine Phosphorfracht von rund 20 % bezogen auf die Zulauffracht ermittelt (PETER, SARFERT, 1991). Bei einer anderen Anlage liegt die P-Fracht im Schlammwasser nur bei rund 5 % der Zulauffracht (SCHLEGEL, 1991). Hier wurde zeitweise auch zusätzlich chemische Fällung eingesetzt, wobei allerdings kein Einfluß auf die Phosphor-Rücklauffrachten festzustellen war.

Bei biologischer P-Elimination ist durch betriebliche Maßnahmen darauf zu achten, daß möglichst wenig Phosphor in der Schlammbehandlung rückgelöst wird (MATSCHÉ, 1991). Sollten trotzdem größere Phosphorfrachten aus den Rückläufen in die Belebung gelangen, so können diese jederzeit durch entsprechenden Fällmitteleinsatz aus dem Abwasser entfernt werden.

### 7.2.3 Stickstoffverbindungen

Von KAPP (1984) wurde in Batch-Tests mit Faulschlamm einer Belebungsanlage mit Vorklärung ( $B_{TS} = 0,15 \text{ kg/kg/d}$ ) festgestellt, daß nach einer Faulzeit von nur 8 Tagen bereits über 40 % des in den Feststoffen gebundenen Stickstoffs in Ammonium umgewandelt wurde, bei einem oTS-Abbau von ebenfalls über 40 %. Während der ersten 7 Tage war der Abbaugrad des organischen Stickstoffs sogar größer als CSB-Abbau. Danach verlief das Ausmaß der Stickstoffrücklösung in etwa parallel zum oTS- bzw. CSB-Abbau.

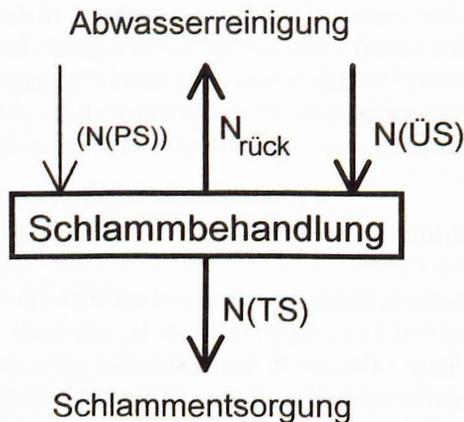
Ausgehend von den Berechnungen, die zur Erstellung der CSB-Bilanzen für unterschiedliche Erweiterungskonzepte (siehe Kap. 6.1.1) durchgeführt wurden, ist nun die spezifische Stickstofffracht abgeschätzt worden, die vor bzw. nach

dem Anlagenausbau in die Schlammbehandlung gelangt. Zusätzlich wurde die Stickstofffracht ermittelt, die mit dem Überschussschlamm einer Kläranlage mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung aus der Belebung abgezogen wird (siehe Kap. 6.2.2). Sodann wurde abgeschätzt, wieviel Stickstoff nach weitestgehender Stabilisierung in den Feststoffen verbleibt. Nach Entwässerung entspricht diese Stickstofffracht annähernd der Gesamtfracht im zu entsorgenden Klärschlamm einschließlich Haftwasser.

Stellt man die Stickstoffbilanz für das "System Schlammbehandlung" auf, so gilt, daß die Stickstofffracht im Überschussschlamm  $N(\text{ÜS})$  und gegebenenfalls im Primärschlamm  $N(\text{PS})$  abzüglich der Fracht im zu entsorgenden Klärschlamm  $N(\text{TS})$  die in den Rückläufen aus der Schlammbehandlung enthaltene Stickstofffracht  $N_{\text{rück}}$  ergibt:

$$N_{\text{rück}} = N(\text{ÜS}) + N(\text{PS}) - N(\text{TS})$$

In der folgenden Abbildung 19 sind die Zusammenhänge graphisch dargestellt.



**Abb. 19: Stickstoffbilanz für das "System Schlammbehandlung"**

Die Stickstofffracht im Primärschlamm wurde bei konventioneller Vorklärung ( $t_A = 2,0$  h) mit  $2,0$  g N/(EGW·d), bei "Grobentschlammung" ( $t_A = 0,4$  h) mit  $1,0$  g N/(EGW·d) angesetzt.

Um die Stickstofffracht im Überschußschlamm abschätzen zu können, sind Annahmen über den Stickstoffgehalt in den einzelnen CSB-Fractionen zu treffen. Der Stickstoffgehalt im organischen Anteil der Biomasse beträgt rund 12 % (McKINNEY, 1962). Damit ergibt sich mit einem Verhältnis CSB/oTS von 1,42 der Stickstoffgehalt bezogen auf den CSB der Biomasse zu 0,085 g N/g CSB. Für den inert-partikulären CSB wurde von einem N-Gehalt von 0,04 g N/g CSB ausgegangen, wobei die inerten Feststoffe des Zulaufs für die Ermittlung der spezifischen Stickstofffracht in den Rückläufen ohne Belang sind.

Mit diesen Annahmen ergibt sich, daß bei weitestgehender Stabilisierung 1,6 g N/(EGW·d) mit dem Schlamm aus der Kläranlage entfernt werden. Auch hier ist davon auszugehen, daß bei gleichem Stabilisierungsgrad gleich viel Stickstoff mit dem Schlamm aus der Anlage abgezogen wird. Von der EMDE (1990) nimmt bei seinen Beispielen an, daß 2 g N/(EGW·d) mit dem Schlamm aus der Anlage entfernt werden. Aus Angaben über verschiedene Klärschlämme, die in der Landwirtschaft eingesetzt werden, kann eine spezifische Stickstofffracht von 1,1 bis 1,5 g N/(EGW·d) rückgerechnet werden (ATV, 1989; KEDING, 1991; DIEZ, 1992).

In der Tabelle 5 sind die Ergebnisse dieser Abschätzung, die spezifischen Stickstofffrachten in den Rückläufen aus der Schlammbehandlung bei unterschiedlichen Betriebsweisen, zusammengestellt:

Art der Belebungsanlage	N(PS)	N(ÜS)	N(TS)	N <sub>rück</sub>
BB ( $t_s = 5$ d), VKB ( $t_A = 2$ h)	2,0	2,2	1,6	2,6
BB ( $t_s = 20$ d), VKB ( $t_A = 2$ h)	2,0	1,3	1,6	1,7
BB ( $t_s = 20$ d), VKB ( $t_A = 0,4$ h)	1,0	1,8	1,6	1,2
BB ( $t_s = 20$ d), ohne Vorklärung	-	2,3	1,6	0,7
BB ( $t_s = 33$ d), ohne Vorklärung	-	2,0	1,6	0,4

**Tabelle 5: Spezifische Stickstofffrachten in g N/(EGW·d) bei Belebungsanlagen mit unterschiedlichen Betriebsweisen**  
 $N_{\text{rück}} = N(\text{PS}) + N(\text{ÜS}) - N(\text{TS})$

Durch die Erhöhung des Schlammalters von 5 auf 20 Tage vermindert sich die spezifische Stickstofffracht in den Rückläufen aus der Schlammbehandlung von 2,6 auf 1,7 g N/(EGW·d) (Tab. 5). Wenn man von einer Stickstofffracht im Zulauf von 11 g N/(EGW·d) ausgeht, verringert sich die "Rückbelastung" durch den Ausbau von 29 % auf 19 % bezogen auf die Zulauffracht zur Belebung (9 g N/(EGW·d)). Wird die Vorklärung außer Betrieb genommen, so liegt die "Stickstoff-Rückbelastung" bei 6 %. Bei die Belebungsanlage mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung ( $t_s \approx 33$  d) wurde angenommen, daß ein Schlamm Speicher angeschlossen ist, in dem es zu Anaerobprozessen und somit zu Stickstoffrücklösung kommt. Auch hier ergibt sich noch eine "Rückbelastung" von 4 %.

Grundsätzlich ist jedoch bei gleicher Schlammbehandlung bei allen Verfahrensweisen der Abwasserreinigung (ein- oder zweistufig, mit oder ohne Vorklärung) die gleiche Stickstofffracht zu denitrifizieren, um die geforderten Entfernungsraten zu erreichen. Der Unterschied liegt nur im prozentuellen Anteil der Stickstofffracht, der sich aus den Rückläufen aus der Schlammbehandlung ergibt.

Die auf Kläranlagen gemessenen Schmutzfrachten im Zulauf zur Belebung beinhalten die Rückläufe aus der Schlammbehandlung. Nachdem sich durch die Erweiterung der Anlage für Nährstoffentfernung die Stickstofffracht in den Rückläufen aus der Schlammbehandlung vermindert, verringert sich auch die Stickstofffracht im Zulauf zur Belebung. Es sollte daher bei der Erweiterungsplanung von Kläranlagen nicht von den derzeitigen Stickstofffrachten im Zulauf zur Belebung ausgegangen werden. Falls die bestehende Form der Schlammbehandlung und -entsorgung erhalten bleibt, sollte die mit dem Klärschlamm aus der Anlage abgezogene Stickstofffracht ermittelt werden. Der "Rest", Zulauffracht zur Anlage minus Fracht im Klärschlamm, ist vollständig zu nitrifizieren und im geforderten Umfang zu denitrifizieren.

#### 7.2.4 Erforderliche Kohlenstoffatmung für die Stickstoffentfernung bei Entsorgung oder Verwertung von entwässertem Schlamm

Die Stickstofffracht, die mit dem Schlamm aus einer Kläranlage abgezogen wird, ist in einem gewissen Umfang von der Art der Schlammbehandlung und -entsorgung abhängig, in jedem Fall jedoch vergleichsweise gering. Wesentlich größer ist die Stickstofffracht, die denitrifiziert werden muß, um das geforderte

Ausmaß an Stickstoffentfernung zu gewährleisten. Für die Denitrifikation ist eine ausreichende Kohlenstoffatmung in der Belebung erforderlich, die umso geringer ist, je mehr CSB in einer Vorreinigung entfernt wird.

Es wurde nun untersucht, welcher Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung OVC in etwa notwendig ist, um die geforderte Stickstoffentfernung von 70 % zu gewährleisten. Geht man von einer Stickstofffracht im Zulauf von 11 g N/(EGW·d) aus, sind demnach 7,7 g N/(EGW·d) zu eliminieren. Nach vollständiger Stabilisierung verbleiben rund 1,6 g N/(EGW·d) im entwässerten Schlamm (siehe Tab. 5). Daraus ergibt sich eine Differenz von 6,1 g N/(EGW·d), die bei Abwassertemperaturen größer 12°C jederzeit gesichert zu denitrifizieren ist. Zur Denitrifikation von 1 g NO<sub>3</sub>-N wird eine Nitratatmung von 2,86 g O<sub>2</sub> benötigt. Daraus ergibt sich eine erforderliche spezifische Nitratatmung OVD von 17,5 g O<sub>2</sub>/(EGW·d). Nach dem Arbeitsblatt A 131 (ATV, 1991) sollte der Anteil des Denitrifikationsvolumens am Gesamtvolumen des Belebungsbeckens  $V_D/V_{BB}$  nicht größer 0,5 gewählt werden. Nachdem die Nitratatmung etwas geringer ist als die Kohlenstoffatmung, kann angenommen werden, daß bei einem Verhältnis  $V_D/V_{BB}$  von 0,5 OVD etwa 0,4\*OVC entspricht. Der erforderliche spezifische Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung OVC beträgt folglich 44 g O<sub>2</sub>/(EGW·d).

Die Abschätzung auf Basis der CSB-Bilanz ergab, daß bei einer Belebungsanlage mit konventioneller Vorklärung der Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung OVC rund 40 g O<sub>2</sub>/(EGW·d) beträgt (Kap. 6.1.1, Tab. 4). Demnach ist hier die CSB-Entfernung in der Vorreinigung bereits zu "gut", um danach die geforderte Stickstoffentfernung von 70 % im Bemessungsfall einzuhalten. Auch bei allen zweistufigen Verfahren wird das erforderliche Ausmaß an Stickstoffentfernung bei rein häuslichem Abwasser nicht mit der gebotenen Sicherheit zu erreichen sein. Für die Betriebsweisen 2-stufige Belebung bzw. Belebung/Tropfkörper, jeweils mit Rückführung von gereinigtem Abwasser in die 1. Stufe, sowie A-B-Verfahren, konnte dies von VON DER EMDE (1990) nachgewiesen werden.

### 7.3 Rückläufe aus der Schlammbehandlung bei landwirtschaftlicher Flüssigschlammverwertung

Bei der Flüssigschlammverwertung wird außer dem in den Feststoffen gebundenen Stickstoff auch das im Schlammwasser gelöste Ammonium mit dem Klär-

schlamm aus der Anlage entfernt. Die im Schlammwasser enthaltene Stickstofffracht ist abhängig von der Betriebsweise der Kläranlage und von der Art der Schlammeindickung. Bei gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung ist wesentlich weniger Ammonium im Schlammwasser enthalten, als nach einer Schlammfäulung. Bei statischer Voreindickung wird bereits während des Eindickvorgangs Ammonium rückgelöst und mit dem Schlammwasser in den Zulauf zur Belebung rückgeführt. Durch maschinelle Voreindickung kann dieser "Kurzschluß" vermieden werden. Zudem ist es dabei möglich, hohe Feststoffkonzentrationen im Faulbehälter zu erreichen und somit auf eine Nacheindickung des ausgefauten Schlammes zu verzichten.

Bei Anlagen mit Vorklärung, Schlammfäulung und statischer Vor- und Nacheindickung wird ein Großteil der rückgelösten Stickstofffracht in die Rückläufe aus der Schlammbehandlung gelangen. Wird der Überschussschlamm maschinell und nur der Primärschlamm statisch voreingedickt und zudem das Faulwasser mit dem Klärschlamm landwirtschaftlich ausgebracht, so können die Frachten in den Rückläufen minimiert werden.

#### 7.4 Rückläufe aus der Schlammbehandlung bei Trocknung und Verbrennung

Bei der Schlamm-trocknung wird zusätzlich organische Substanz aufgeschlossen. Dabei ist die Zusammensetzung der Brüdenkondensate ähnlich wie die von Faulwasser, der Stickstoffgehalt liegt etwa in der gleichen Größenordnung wie der CSB (OTTE-WITTE *et al.*, 1991). Die Menge ist jedoch vergleichsweise gering. Falls jedoch beabsichtigt wird, den entwässerten Schlamm von mehreren Kläranlagen in einer zentral gelegenen Trocknungsanlage zu behandeln, so besteht die Gefahr, daß in der daran angeschlossenen Anlage das geforderte Ausmaß an Stickstoffentfernung nicht mehr erreicht wird.

Aus einer Schlammverbrennungsanlage selbst ist kein Stickstoffrücklauf zu erwarten. Falls Rohschlamm verbrannt wird, kann daher mehr Stickstoff über die Schlammbehandlung entfernt werden als etwa über den Entsorgungsweg Stabilisierung - Entwässerung - Deponierung.

### 7.5 Maßnahmen zur Bewirtschaftung der Stickstoffrückläufe aus der Schlammbehandlung

Um geringe  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte zu gewährleisten, ist es erforderlich, die TKN-Zulaufmenge möglichst konstant zu halten. Dies kann durch die Schaffung eines Tagesausgleichsbeckens geschehen. Wesentlich wirtschaftlicher ist es jedoch, die Rückläufe aus der Schlammbehandlung für eine Vergleichmäßigung der Stickstoffbelastung der Anlage heranzuziehen. Dabei wird die gespeicherte Ammoniummenge während der belastungsarmen Zeit, zumeist in der Nacht, in den Zulauf der Anlage geleitet (GUJER, 1977, 1988). Für die Speicherung des Schlammwassers ist auch vergleichsweise wenig Volumen erforderlich, da der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt rund 1 g/l beträgt. Sofern die Vorklärung zumindest zum Teil erhalten bleibt, ist auch nach der Erweiterung in den Rückläufen aus der Schlammbehandlung noch eine Stickstoffmenge von 10 bis 20 % bezogen auf den Zulauf zur biologischen Stufe enthalten. Diese Menge sollte ausreichen, um eine Vergleichmäßigung der Zulaufganglinie zu erzielen. Vor allem in Zeiten, in denen der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwert bereits leicht erhöht ist, würde bei einer ausgeprägten Belastungsganglinie insgesamt mehr Ammonium in den Ablauf gelangen, weil die Nitrifikanten die Belastungsspitzen nicht mehr bewältigen könnten (KEIL, NOWAK, 1992).

Nachdem im Schlammwasser im Vergleich zum Ammonium fast kein abbaubarer CSB enthalten ist, wird vielfach befürchtet, daß die Einleitung von Rückläufen während der Nachtstunden zu erhöhten Nitratablaufwerten führen könnte. Durchschnittliche Schwankungen im Tagesgang haben bei schwach belasteten Anlagen jedoch nur einen geringen Einfluß auf die Kohlenstoffatmung und somit auf die Denitrifikationsleistung.

### 7.6 Maßnahmen zur Vermeidung von Belastungsspitzen durch Stickstoffrückläufe aus der Schlammbehandlung

Auch bei Anlagen ohne Vorklärung reicht die Ammoniummenge, die in den Rückläufen aus der Schlammbehandlung enthalten ist, noch aus, um bei unsachgemäßem Betrieb erhöhte Ammoniumablaufwerte hervorzurufen.

Anhand von zwei Beispielen sollen hier mögliche Probleme aufgezeigt werden.

- Die Überschußschlammeindickung wird zunehmend maschinell durchgeführt, vor allem mit Siebtrommeln, wobei ein hoher Feststoffgehalt erreicht wird. Dabei wird der Überschußschlamm meist direkt aus der Belebungsanlage entnommen, über die maschinelle Eindickung geführt und danach gestapelt. Damit bleibt die gesamte sich rüchlösende Ammoniumfracht bis zur Entwässerung im Stapler erhalten. Wenn nun aus irgendeinem Grund (Revision, Ausfall von Betriebspersonal) zwei Wochen lang kein Schlamm entwässert wird, reichert sich im Falle einer Belebungsanlage mit 33 Tagen Schlammalter, entsprechend Tabelle 5, im Schlammstapler eine Ammoniumfracht von fast 6 g/EGW an. Dies entspricht rund einer halben Tagesfracht. Würde nun der gespeicherte Schlamm innerhalb einer Tagesschicht abgepreßt und das Preßwasser direkt in den Zulauf geleitet werden, käme es über diesen Zeitraum etwa zu einer Verdopplung der Stickstoffbelastung. Damit würden sich fast zwangsläufig erhöhte Ammoniumablaufwerte einstellen.
- Auf kleinen Anlagen wird der Schlamm bereits häufig mit mobilen Geräten entwässert. Wird angenommen, daß die Überschußschlammmentnahme aus dem Rücklaufschlammkreislauf erfolgt ( $TS_{RS} = 10 \text{ g/l}$ ) und der Schlamm statisch auf 2,5 % eingedickt wird, würden 40 % des entstehenden Ammoniums im Stapelbehälter verbleiben. Der Rest würde mit dem Trübwasser kontinuierlich in die Anlage zurückgeleitet. Aus Kostengründen ist es nicht wirtschaftlich, die Schlammmentwässerung öfter als alle zwei bis drei Monate durchführen zu lassen. Falls diese nur alle drei Monate erfolgt, würde unter den genannten Bedingungen bei einer Belebungsanlage mit 33 Tagen Schlammalter, entsprechend Tabelle 5, eine Ammoniumfracht von rund 14 g/EGW bei der Entwässerung anfallen. Diese Stickstofffracht kann nur über mehrere Tage hinweg in den Zulauf zugegeben werden. Da das Volumen des Filtrats (oder Zentrifugats) in etwa dem des eingedickten Schlammes entspricht, muß ein zweiter gleich großer Behälter für die Speicherung des Schlammwassers vorhanden sein.

## 8. AUSBLICK

Vor allem in Hinblick auf die verschärfen Anforderungen bezüglich Stickstoffentfernung wird es künftig unumgänglich sein, Abwasserreinigung und Schlammbehandlung als ein "Gesamtsystem" zu betrachten.

Schmutzstoffe sind erst dann endgültig aus dem Abwasser entfernt, wenn sie aus dem Kläranlage entfernt sind!

Es ist letztlich vergleichsweise einfach, Bilanzen für das "Gesamtsystem biologische Kläranlage" aufzustellen, aber unmöglich, ohne Informationen über die Schlammbehandlung Aussagen über die Wirksamkeit der biologischen Reinigung zu treffen - vor allem bezüglich der Stickstoffentfernung.

Wieviel Stickstoff bei der Abwasserreinigung denitrifiziert werden muß, um das geforderte Ausmaß an Stickstoffentfernung gesichert einzuhalten, ist nur von der Art der Schlammbehandlung und -entsorgung abhängig - und nicht vom Abwasserreinigungskonzept!

Um die Schlammbehandlung und im besonderen die Schlammstabilisierung zu optimieren, ist es wiederum notwendig, genaue Kenntnis über die einzelnen Verfahrensschritte der Abwasserreinigung zu besitzen.

## 9. LITERATUR

ATV (Fachausschuß 6.4): Organisationsmodelle zur landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung. *Dokumentation und Schriftenreihe aus Wissenschaft und Praxis*, St. Augustin, Band 21 (1989)

ATV : Arbeitsblatt A 131: Bemessung und Betrieb von einstufigen Belebungsanlagen ab 5000 Einwohnergleichwerten. St. Augustin (1991)

BAU K.: Einfluß des Feststoffgehaltes auf die aerob-thermophile Stabilisierung. *Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum - siwawi* - Band 7 (1985)

BAUMGART H.C.: Regionales Klärschlamm Entsorgungskonzept für den Bereich Emscher/Lippe. *Gewässerschutz · Wasser · Abwasser - GWA*, RWTH Aachen, Band 135, 509 - 518 (1993)

- BLÖSCHL G., KROISS H.: Das Problem der Zwischenspeicherung des Klärschlammes bei seiner landwirtschaftliche Verwertung  
*Wiener Mitteilungen* - Band **58** (1985)
- BRAUN H.J., ZINGLER E.: Betriebserfahrungen mit der aerob-thermophilen Schlammbehandlung (ATS-Verfahren).  
*Korrespondenz Abwasser* **33**, 1028 - 1037 (1986)
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, JUGEND UND FAMILIE:  
Leitlinien zur Abfallwirtschaft. Wien (1988)
- CANDINAS A.: Inhaltsstoffe von Klärschlamm, seine Bewertung und Anwendung aus landwirtschaftlicher Sicht. *Wiener Mitteilungen* - Band **58** (1985)
- DEPPISCH D.: Möglichkeiten der Behandlung und Entsorgung von Klärschlamm.  
*Schriftenreihe zur Siedlungswasserwirtschaft*, TU Graz, Band **6**, 21-57 (1993)
- DICHTL N.: Verfahren zur Überschußschlammeindickung im Vergleich.  
ATV-Fortbildungskurs G/3, Fulda/Magdeburg (1992)
- DICHTL N., WECHS F.: Zweistufige Verfahren zur Schlammstabilisierung.  
*Korrespondenz Abwasser* **33**, 1055 - 1062 (1986)
- DIEZ T.: Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung in den 90er Jahren - Nutzen und Risiken. *Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen*, TU München, Band **110**, 53 - 67 (1992)
- GRÜTTNER H.: Agricultural use of sludge in Denmark.  
EWPCA Workshop on sludge disposal, Zürich (1991)
- GUJER W.: Design of a nitrifying activated sludge process with the aid of dynamic simulation. *Prog. Wat. Tech.* **9**, (2), 323 - 336 (1977)
- GUJER W.: Rückläufe aus der Schlammbehandlung.  
20. VSA-Fortbildungskurs, Engelberg (1988)
- HALUSCHAN A.: Regionale Klärschlammkonzepte am Beispiel der Bezirke Feldbach und Radkersburg. *Schriftenreihe zur Siedlungswasserwirtschaft*, TU Graz, Band **6**, 59 - 78 (1993)
- HENZE M.: Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes. *Wat. Sci. Tech.* **25**, (6), 1 - 15 (1992)
- HENZE M., HARREMOES P.: Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors - a literature review. *Wat. Sci. Tech.* **15**, 1 - 101 (1983)

- HENZE M., GRADY C.P.Jr., GUJER W., MARAIS G.v.R., MATSUO T.:  
 "Activated Sludge Model No.1".  
*IAWPRC Scientific and Technical Report No.1* (1986)
- ILIC P.: Indirekteinleiterüberwachung als Instrument zur Minimierung der Klärschlammbelastung. *Gewässerschutz · Wasser · Abwasser - GWA*, RWTH Aachen, Band **135**, 361 - 371 (1993)
- KAMPE W.: Organische Schadstoffe in Böden und Pflanzen nach langjährigen, intensiven Klärschlammanwendungen.  
*Korrespondenz Abwasser* **34**, 820 - 827 (1987)
- KAPP H.: Schlammfäulung mit hohem Feststoffgehalt.  
*Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft* - Band **86** (1984)
- KAPP H.: Aerobe thermophile Klärschlammbehandlung vor der anaeroben Stabilisierung. *Korrespondenz Abwasser* **33**, 1038 - 1042 (1986)
- KAPP H.: Aerobe und anaerobe Klärschlammstabilisierung im Vergleich.  
 ATV-Fortbildungskurs G/3, Fulda/Magdeburg (1992)
- KEDING M.: Maßnahmen zur Entwicklung und Sicherung der landbaulichen Klärschlammverwertung. *Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum - siwawi* - Band **21** (1991)
- KEIL S., NOWAK O.: Kläranlage Wolfgangsee-Ischl.  
*Wiener Mitteilungen* - Band **100** (1992)
- KLEIN H.H.: Wie reagiert ein Abwasserverband auf die Wasserrechtsgesetz-novelle in organisatorischer, finanzieller und planerischer Hinsicht (kurz-, mittel- und langfristig)? *Wiener Mitteilungen* - Band **98** (1991)
- KOERS D.A., MAVINIC D.S.: Aerobic digestion of waste activated sludge at low temperatures. *Journal Water Poll. Control Fed.* **49**, 460 - 468 (1977)
- LESCHBER R.: Probleme organischer Schadstoffe im Klärschlamm.  
*Korrespondenz Abwasser* **38**, 790 - 801 (1991)
- MATSCHÉ N.: Grundlagen der biologischen Phosphor-Entfernung.  
*Wiener Mitteilungen* - Band **97** (1991)
- MAYR H.E.: Klärschlammentsorgung in Oberösterreich.  
*Österreichische Wasserwirtschaft* **40**, 246 - 255 (1988)
- McCARTY P.L.: Thermodynamics of biological synthesis and growth.  
*Advances in Water Pollution Research* **2**, 169 - 199 (1965)

- McKINNEY R.E.: Microbiology for sanitary engineers. McGraw-Hill (1962)
- MEYER M.K.: Organisation und Kontrolle der Klärschlammverwertung am Beispiel der Stadt Bern. *Wiener Mitteilungen* - Band 58 (1985)
- MÖLLER U.: Einfluß der Schlammbehandlung auf die Abwasserreinigung. ATV-Fortbildungskurs E/2, Essen (1985)
- NOWAK O.: Auswirkungen auf die Betriebskosten. *Wiener Mitteilungen* - Band 98 (1991)
- NOWAK O., SVARDAL K.: Nitrifikation und Denitrifikation *Wiener Mitteilungen* - Band 81, 2.Auflage (1990)
- OTTE-WITTE R.: Optimierung der Klärschlammwässerung. *Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum - siwawi* - Band 7, 249 - 281 (1985)
- OTTE-WITTE R., JAKOB J., SIEKMANN K.: Kläranlagenrückbelastungen aus der Schlammbehandlung. *Korrespondenz Abwasser* 38, 754 - 762 (1991)
- PETER A., SARFERT F.: Betriebserfahrungen mit der biologischen Phosphor- und Stickstoffentfernung im Klärwerk Berlin-Ruhleben und Marienfelde. *Wiener Mitteilungen* - Band 97 (1991)
- RIEGLER G.: Eine Verfahrensgegenüberstellung von Varianten zur Klärschlammstabilisierung. *Schriftenreihe WAR*, TH Darmstadt, Band 7 (1981)
- RIEGLER G.: Aerobe oder anaerobe Klärschlammstabilisierung? *Korrespondenz Abwasser* 29, 790 - 802 (1982)
- RIEGLER G., ECKHARDT H., KARGES J.: Mengen und Inhaltsstoffe von kommunalen Klärschlämmen in der Bundesrepublik Deutschland. *Technisch - wissenschaftliche Schriftenreihe der ATV*, Band 9 (1982)
- SALZER R.: Ein Beitrag zur Bestimmung kinetischer Parameter für die Nitrifikation in Belebungsanlagen zur Industrieabwasserreinigung. Diplomarbeit am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien (1992)
- SCHLEGEL S.: Maßnahmen zur biologischen Phosphorentfernung auf der Kläranlage Schermbeck. *Wiener Mitteilungen* - Band 97 (1991)
- SEYFRIED C.F.: Aufkonzentrieren von Roh-, Überschuß- und Faulschlamm. ATV-Fortbildungskurs F/3, Fulda (1989)
- STRAUCH D.: Hygiene der landwirtschaftlichen Verwertung kommunaler Klärschlämme. *Wiener Mitteilungen* - Band 82 (1989)

SVARDAL K.: Meß-, Regel- und Steuerungsstrategien.

*Wiener Mitteilungen* - Band **110** (1993)

THØGERSEN T.: Betriebsergebnisse einer Stripp-Anlage zur getrennten  
Behandlung von Schlammwässern einer kommunalen Kläranlage.

*Schriftenreihe Biologische Abwasserreinigung*, TU Berlin, Band **2**,  
31 - 48 (1993)

VON DER EMDE W.: Betriebsweisen von Belebungsanlagen.

*Wiener Mitteilungen* - Band **81**, 2. Auflage (1990)

WOLF P., GÖKER M., MYKETIN G., SCHMIDT C.-M.: Optimierung der  
Klärschlammkonditionierung vor der Entwässerung mittels

Kammerfilterpressen am Beispiel einer Anlage für 100 000 EW.  
*awt · abwassertechnik*, 33 - 35 (1993)

Dipl.Ing. Otto Nowak

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft

Technische Universität Wien

Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien, Tel. 0222-58801-3249