

# **WIENER MITTEILUNGEN**

**WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER**

## **Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen**

**Band 147 - Wien 1998**

# **WIENER MITTEILUNGEN**

**WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER**

**Band 147**

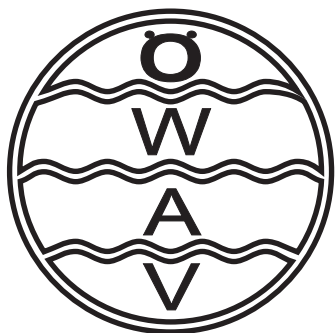
## **Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen**

32. ÖWAV - Seminar - Linz 98  
Landwirtschaftskammer für Oberösterreich  
22.-24. April 1998

Herausgeber  
Prof. Dipl.Ing. Dr. H. Kroiß  
Technische Universität Wien  
Institut für Wassergüte  
und Abfallwirtschaft

Prof. Dipl.Ing. Dr. R. Haberl  
Universität für Bodenkultur  
Institut für Wasserversorgung  
Gewässerökologie und Abfallwirtschaft

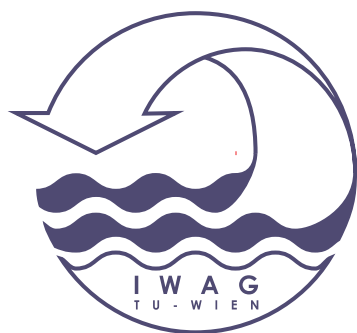
## Veranstalter



Österreichischer  
Wasser- und  
Abfallwirtschaftsverband

Marc - Aurel - Straße 5  
1010 Wien

## in Zusammenarbeit mit



Institut für Wassergüte  
und Abfallwirtschaft  
TU- Wien

Karlsplatz 13 / 226  
1040 Wien



Institut für Wasservorsorge,  
Gewässerökologie und Abfallwirtschaft  
BOKU - Wien

Nußdorfer Lände 11  
1190 Wien

Alle Rechte vorbehalten.  
Ohne Genehmigung der Herausgeber ist es nicht gestattet,  
das Buch oder Teile daraus zu veröffentlichen

Druck: Riegelnik  
1080 Piaristengasse 19

ISBN 3 - 85234 - 038 - 1

## Inhaltsverzeichnis

Rössler H.		
Rechtliche Belange der Kläranlagenüberwachung EU / Österreich		1 - 16
Grünebaum T.		
Die Praxis der Kläranlagenüberwachung in Deutschland		17 - 29
Koch M.		
Die Praxis der Kläranlagenüberwachung in der Schweiz		31 - 49
Pestal E		
Überwachung von Indirekteinleitern		51 - 67
Zipper T.		
Überprüfung von Durchflußmeßeinrichtungen Teil 1 - Grundlagen und Anforderungen		69 - 83
Semmelmann A.		
Überprüfung von Durchflußmesseinrichtungen Teil 2: Durchführung in der Praxis		85 - 104
Fürhacker M., Laber H.		
Richtige Probenahme und Konservierung		105 - 127
Moser D.		
Analytik Eigenüberwachung		129 - 177
Fleischmann N.		
Nutzung der Eigenüberwachung für die Betriebspraxis		179 - 198
Thonhauser Ch.		
Grundlagen für Betrieb und Optimierung von Online Ammonium- und Nitratmonitoren		199 - 247
Franz A.		
Analytik Fremdüberwachung Probenahme, Akkreditierung		249 - 282

Renner H.	
Überwachung von Kleinkläranlagen	283 - 296
Wagner W.	
Möglichkeiten der Fernüberwachung bei Kläranlagen	297 - 323
Spatzierer G.	
Zusammenwirken und Beziehungen zwischen Eigenüberwachung, Fremdüberwachung und Betriebsüberwachung	325 - 340
Wildt S.	
Kläranlagenzustandsbericht	341 - 377
Spatzierer G.	
Kläranlagenleistungsvergleich	379 - 398
Zessner M.	
Klärschlammüberwachung	399 - 437
Svardal K., Nowak O., Schweighofer P.	
Datendokumentation und Auswertung Plausibilitätsanalyse von Meßwerten	439 - 475
Moser D.	
Emissions- und Immissionskontrolle in Niederösterreich Kritische Analyse und Ausblicke Teil 1: Kläranlagen	477 - 483
Käfel G.	
Emissions- und Immissionskontrolle in Niederösterreich Kritische Analyse und Ausblicke Teil 2: Vorfluter	485 - 494
Allen P.	
Mengen, Qualitäten und Stoffflüsse der niederösterreichischen Klärschlämme	495 - 518

## Vorwort

Gewässerschutz durch Abwasserreinigung kann nur dann zu befriedigenden Ergebnissen führen, wenn Funktion und Erfolg der Reinigungsmaßnahmen laufend überwacht werden. Diese Überwachung hat zwei Aspekte. Einerseits können das Kosten-Nutzenverhältnisse der großen Investitionen nur durch laufenden Optimierung des Betriebes verbessert werden, wodurch der Betreiber von Kläranlage auf Eigenüberwachung angewiesen ist. Ohne ausreichende Informationen über die Vorgänge in den einzelnen Stufen der Abwasserreinigung und Schlammbehandlung können keine richtigen Betriebsentscheidungen getroffen werden. Die laufende Überwachung der aktuellen Betriebsparameter ist in diesem Zusammenhang die wichtigste Aufgabe. Die dafür notwendigen Datenerhebungen müssen in erster Linie verlässlich und rasch verfügbar sein. Besonders wichtig ist, daß die Daten repräsentativ für den Betrieb und damit geeignet für Betriebsentscheidungen sind, was mit allen Aspekten einer richtigen Probenahme zusammenhängt.

Abwasserreinigung und Gewässerschutz stellen auch eine gesetzlichen Auftrag dar, der die zuständigen Behörden zur Überwachung zwingt. Diese Aufgaben erstrecken sich von den Berichtspflichten bis hin zur strafrechtlichen Verfolgung von Grenzwertüberschreitungen. Diese Überwachungsaufgaben betreffen sowohl die Abwasserreinigung als auch die Auswirkungen auf die betroffenen Gewässer. Unter dem Motto „Vertrauen ist gut, Kontrolle ist besser“ wird oft der polizeiliche Aspekt der Fremdüberwachung überschätzt, auch wenn er seine Berechtigung hat. Die staatliche Verwaltung hat den Auftrag, das öffentliche Interesse an der Reinhaltung der Gewässer zu vertreten. Diese politische Aufgabe kann nur dann erfolgreich durchgeführt werden, wenn die Entscheidungen auf Basis solider Daten erfolgt. Die Datenerhebung muß auch hier durch Überlegung des Kosten-Nutzenverhältnisses gezügelt werden. Das bedeutet Parameter zu suchen, die möglichst viel Informationen bringen. Nachdem es in keinem Bereich des Gewässerschutzes durch Abwasserreinigung wirklich stationäre Bedingungen gibt, führen die Fragen nach Genauigkeit, Häufigkeit und Repräsentativität zu einem komplexen problemgeflecht, das zu Recht heiß diskutiert werden muß. Diese Diskussion wird noch dadurch erschwert, daß Naturwissenschaftler, Ingenieure und Juristen einen Konsens finden müssen.

Das Seminar und dieser Band der „Wiener Mitteilungen“ sollen helfen, die Fragen der Eigen- und Fremdüberwachung für den Gewässerschutz auf eine möglichst rationale Basis zu stellen. Der Erfolg jeder Überwachung steht und fällt mit der Einsicht, daß sie sinnvoll und notwendig ist. Dies kann sie jedoch nur dann sein, wenn die erhaltenen Ergebnisse richtig sind. Aus dieser Problemstellung heraus ist das Programm dieser Seminarveranstaltung entstanden. Den Vortragenden sei an dieser Stelle für deren Mühen für die Vorbereitung der Vorträge gedankt.

# **Rechtliche Belange der Kläranlagenüberwachung EU/Österreich**

H. Rössler

Amt der o.ö. Landesregierung, Wasserrechtsabteilung

## **1 Rechtlicher Rahmen in der Europäischen Union:**

In den „Schlußfolgerungen des Rates zur Gewässerschutzpolitik der Europäischen Gemeinschaft“ (13083/95 ENV 348, 18.12.1995) finden sich zum Thema „Überwachung“ folgende Feststellungen:

„Es ist von wesentlicher Bedeutung, daß die Gemeinschaftsvorschriften überall in gleicher Weise eingehalten werden. Aus diesem Grund kommt den Instrumenten der Beobachtung, Bewertung und Kontrolle, einschließlich besonderer Überwachungsvorschriften, die transparent sein und die Vergleichbarkeit erleichtern sollen, große Bedeutung zu“.

In der Richtlinie vom 21.Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG) ist diese Zielvorstellung weitgehend realisiert.

Gemäß Artikel 15 Abs. 1 der Richtlinie überwachen die zuständigen Behörden oder Stellen u.a. die Einleitungen aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen entsprechend einem im Anhang I Abschnitt D näher festgelegten Verfahren.

Im Anhang I Abschnitt D werden die Referenzmethoden für die Überwachung, Mindesthäufigkeiten der Überwachung je nach Anlagengröße sowie Regeln für die Auswertung der Überwachungsergebnisse festgelegt.

Informationen, die von den zuständigen Behörden oder Stellen gesammelt werden, sind von den Mitgliedsstaaten bereitzuhalten und der Kommission auf Anfrage innerhalb von sechs Monaten zugänglich zu machen.

Gemäß Artikel 15 Abs. 5 der Richtlinie können für die Überwachung Leitlinien ausgearbeitet werden. Solche liegen allerdings bisher nicht vor.

Die Anpassung der innerstaatlichen Rechtsvorschriften an die Vorgaben der Richtlinie 91/271/EWG wurde zuletzt durch eine Änderung der ersten Emissionsverordnung für kommunales Abwasser (1. AEV für kommunales Abwasser, BGBl.Nr. 210/1996) vorgenommen.

Die darin enthaltenen Überwachungsvorschriften sind vom gegenwärtig anhängigen Vertragsverletzungsverfahren gegenüber der Republik Österreich zur kommunalen Abwasserbehandlungsrichtlinie nicht betroffen, sodaß von einer Richtlinienkonformität der geltenden innerstaatlichen Überwachungsregelungen ausgegangen werden kann.

Ansätze für emissionseitige Überwachungsregelungen finden sich auch in der Richtlinie über gefährliche Stoffe (76/464/EWG). Artikel 6 Abs. 3 der Richtlinie ermächtigt den Rat auf Vorschlag der Kommission Überwachungsverfahren festzulegen.

Gestützt auf diese Ermächtigung hat der Rat in den Richtlinien 76/280/EWG Artikel 3 Anhang I Teil A und C nähere Überwachungsbestimmungen erlassen. Vergleichbare Regelungen sind auch in den Folgerichtlinien 82/176/EWG, 83/514/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG sowie 86/280/EWG enthalten.

Die einleitend beschriebene Zielvorstellung nimmt im Vorschlag der Kommission zur Erlassung einer „Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“, nur sehr zögernd Gestalt an.

Nach dem derzeit vorliegenden Entwurf zur „Wasserrahmenrichtlinie“ sollen grundsätzlich die in den geltenden „Emissionsrichtlinien“ enthaltenen Überwachungsregelungen beibehalten bzw. übernommen werden. Darauf aufbauend können auch zusätzliche Anforderungen festgelegt werden. Das gesamte Überwachungskonzept ist aber offensichtlich noch weitgehend im Fluß.

Artikel 6 des Entwurfes aus dem Februar 1998 (KOM (97) 614 endg.) sieht eine Prüfung der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf den Zustand von Oberflächengewässern vor. Demnach sollen in Anhang III der Richtlinie die



Grundsätze der Überwachung formuliert und in weiterer Folge in sogenannten „technischen Spezifikationen“ präzisiert werden. Die technischen Spezifikationen sollen neben Regelungen über die Präsentation von Überwachungsergebnissen auch Methoden zur Ermittlung des Ausmaßes, Umfangs und zur Lokalisierung der Verschmutzung aus Punktquellen durch Stoffe des Anhangs VIII (Schadstoffe) festlegen.

Auch diese Emissionsüberwachung gemäß Anhang III soll jedoch im wesentlichen auf den Informationen, die auf Grund der Richtlinien über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (96/61/EG), der Richtlinie über gefährliche Stoffe (76/464/EWG) und der Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG) gesammelt werden, basieren.

Weitere Überwachungsbestimmungen finden sich in Artikel 10 (Überwachung des Zustandes von Oberflächengewässer und Grundwasser, Anhang III), Artikel 13 (Maßnahmenprogramme mit den Anhängen VII, VIII und IX) sowie Artikel 26, der die Aufhebung von Rechtsakten regelt.

Während die Integration der Überwachungsbestimmungen aus der Richtlinie für kommunales Abwasser und der IPPC-Richtlinie relativ unproblematisch und auch formal bereits einigermaßen geklärt scheint, bleiben für den Anwendungsbereich der Richtlinie 76/464 und Folgerichtlinien noch eine Reihe von Fragen offen. Gemäß Artikel 26 des Entwurfes soll zwar die Richtlinie 76/464/EWG mit Ausnahme des Artikel 6 mit dem in dieser Richtlinie genannten Datum aufgehoben werden (Art. 6 enthält neben den Grenzwerten auch die Grundlage für die Überwachungsbestimmungen). Daß gestützt auf Art. 6 in Verbindung mit der im Anhang IX zu Artikel 13 der Rahmenrichtlinie festgelegten Weitergeltung von Emissionsbegrenzungen der RL 76/464 und Folgerichtlinien auch die in diesen Richtlinien enthaltenen Überwachungsvorschriften transformiert werden sollen, ist anzunehmen, auf Grund der Formulierungen in der Rahmenrichtlinie allerdings noch keineswegs ausreichend präzisiert. Jüngsten Informationen zufolge sollen die Emissionsbegrenzungen für „prioritäre Stoffe“ nun direkt in der Rahmenrichtlinie festgelegt werden, wodurch die in der Richtlinie 76/464 und Folgerichtlinien getroffenen Regelungen gänzlich obsolet würden. Vorschläge für ein zugehöriges Überwachungskonzept liegen bisher nicht vor.

## **2 Überwachung von Kläranlagen im Wasserrechtsgesetz 1959 (BGBl.Nr. 215 idF BGBl.Nr. I 74/1997):**

Maßgebliche Rechtsgrundlagen für die Überwachung von Kläranlagen finden sich in den §§ 130 ff WRG, §§ 33 Abs. 3 und 105 WRG sowie § 33b WRG mit den hierzu erlassenen Abwasseremissionsverordnungen.

Neben den gesetzlichen Bestimmungen bilden die wasserrechtlichen Bescheide die wesentliche Grundlage für die Überwachung von Kläranlagen.

Die Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV), BGBl.Nr. 186/1996, welche sich hinsichtlich ihrer Überwachungsbestimmungen auf § 33 b Abs. 5 WRG stützt, definiert den Begriff der Überwachung wie folgt:

„Kontrolle der Beschaffenheit des Abwassers vor Einleitung in ein Fließgewässer, in eine öffentliche Kanalisation oder vor Vermischung mit sonstigem (Ab-)wasser (Teilstromüberwachung gemäß § 4 Abs. 7). Die Überwachung besteht aus Probenahme, Probenbehandlung, Analyse und Beurteilung der Meßergebnisse im Sinne der Ziffer 23. Soweit für diese Beurteilung der Meßergebnisse erforderlich, umfaßt die Überwachung auch die Abwassermengenmessung. Eigenüberwachung und Fremdüberwachung einer Abwassereinleitung dürfen nicht durch ein und dieselbe natürliche oder juristische Person durchgeführt werden.“

### **2.1 Gesetzliche Grundlagen der Fremdüberwachung:**

Die gesetzlichen Grundlagen der Fremdüberwachung finden sich in den §§ 130 WRG. Die behördliche Gewässeraufsicht erstreckt sich gemäß § 130 WRG auf die Aufsicht über Gewässer und Wasseranlagen, insbesondere gemäß lit. a auf die Einhaltung der Rechtsvorschriften sowie der im einzelnen für Wasserbenutzungsanlagen (§§ 9, 10) getroffenen Vorschriften (Gewässerpolizei) sowie gemäß lit. c auf die Reinhaltung der Gewässer einschließlich der bewilligten Anlagen (Gewässergüteaufsicht).

Zuständige Gewässeraufsichtsbehörde ist gemäß § 131 WRG für Kläranlagen an Grenzgewässern gegenüber dem Ausland (§99 Abs. 1 lit.a), für die Beseitigung von Abwässern von mehr als 15.000 Einwohnern (§ 99 Abs. 1 lit.d) sowie für die Einleitung von Abwässern, die aus Anlagen und Betrieben der in Anlage C des WRG genannten Abwasserherkunftsbereiche stammen der Landeshauptmann (§ 99 Abs. 1 lit. e), ansonsten die Bezirksverwaltungsbehörde.

Soweit Indirekteinleiter gemäß § 32b WRG ihre Abwässer künftig bewilligungsfrei in systematische Kanalisationen einleiten, fehlt es auch an einer behördlichen Gewässeraufsichtskompetenz. Für die Überwachung ist das Kanalisationsunternehmen zuständig. Soweit mit Verordnung des Bundesministers gemäß § 32b Abs. 5 WRG wiederum eine Bewilligungspflicht für Indirekteinleiter eingeführt wird, wird auch die Zuständigkeit der Behörden zur Wahrnehmung der Gewässeraufsichtsaufgaben wieder aufleben. Insoweit allerdings die wr. Bewilligungspflicht für Indirekteinleiter definitiv wegfällt, besteht auch keine Möglichkeit mehr, durch Auflagen im wr. Bewilligungsbescheid ein Mindestmaß an Eigen- und Fremdüberwachung festzulegen. Im Interesse des Gewässerschutzes und eines ordnungsgemäßen Betriebes der Abwasserreinigungsanlagen müßten daher gestützt auf die Verordnungsermächtigung des neuen § 32b Abs. 6 WRG in den Emissionsverordnungen verpflichtende und unmittelbar wirksame Vorgaben betreffend die Mindestanforderungen bei der Eigen- und Fremdüberwachung vorgegeben werden.

Im Bedarfsfall kann die Aufsicht auch von den Oberbehörden unmittelbar ausgeübt werden (§ 131 Abs. 2 WRG).

Die Einrichtung des Gewässeraufsichtsdienstes obliegt dem Landeshauptmann. Die Landeshauptleute bzw. die Ämter der Landesregierungen sind diesem Auftrag nachgekommen und haben in den meisten Fällen eine eigene Organisationseinheit zur Bewältigung dieser Aufgaben geschaffen. Bei der Organisation der Gewässeraufsicht handelt es sich um eine seit dem 1.1.1975 (B-VG Novelle, BGBl. Nr. 444/1974) gemäß Artikel 15 Abs. 1 B-VG der Landesgesetzgebung vorbehaltene Frage der Organisation der mittelbaren Bundesverwaltung.

Aufgabe der behördlichen Fremdüberwachung ist nicht nur die periodische und routinemäßige Überwachung der Kläranlagen, sondern auch die Überwachungstätigkeit bei auftretenden außergewöhnlichen Gewässerverunreinigungen. Das Gesetz trifft keine nähere Regelung, in welcher Intensität die Behörden konkret zur Wahrnehmung ihrer Überwachungsaufgaben verpflichtet sind. Weder die §§ 130 ff noch § 33b Abs. 5 enthalten verpflichtende Vorgaben für die behördliche Fremdüberwachung. § 133 Abs. 2 WRG bestimmt lediglich, daß die Übereinstimmung einer Wasseranlage mit der erteilten Bewilligung und ihr Betriebs- und Erhaltungszustand im Bedarfsfall jederzeit überprüft werden können. Die Intensität der behördlichen Überwachungstätigkeit hat sich somit am notwendigen Schutz öffentlicher Interessen und fremder Rechte zu orientieren. Ihr Ziel ist Herstellung und Erhaltung einer geordneten Wasserwirtschaft.

Kerschner sieht eminente umweltrechtliche Bedeutung in jener Rechtssprechung des Obersten Gerichtshofes, wonach die Gewerbebehörden zur Überprüfung von Betriebsanlagen nicht nur ermächtigt, sondern auch verpflichtet sind. Diese Pflicht sei im Umweltbereich gerade bei der Überwachung von Emissionen (Emissionsbeschränkungen) von Bedeutung. Je höher die Wertigkeit eines geschützten Rechtsgutes und die Größe und Wahrscheinlichkeit einer Gefahr sei, desto mehr hätten auch Überlegungen betreffend den mit der Kontrolle verbundenen Aufwand in den Hintergrund zu treten. (RdU 1995/1, S. 40).

Diese Ausführungen treffen auch für die behördliche Fremdüberwachung von Kläranlagen nach dem Wasserrechtsgesetz zu, da der Gesetzgeber auf eine präzise Festlegung der behördlichen Überwachungsintensität verzichtet hat.

Der Oberste Gerichtshof hat in diesem Zusammenhang zum Amtshaftungsgesetz iudiziert, daß Rechtswidrigkeit des Verhaltens bzw. des Organhandelns in Ausübung der Gewässeraufsichtstätigkeit auch dann vorliegt, wenn eine Pflicht des Organs zum Tätigwerden bestand und pflichtgemäßes Handeln den Schadenseintritt verhindert hätte. Rechtswidrig ist ein Verhalten also dann, wenn eine Handlungspflicht des Organs gemäß §§ 130 ff WRG bestanden hätte, diese aber nicht wahrgenommen wurde. (OGH 30.10.1991, 1 Ob 25/91).

Nach der Judikatur des Obersten Gerichtshofes sind die Organe der Gewässeraufsicht bei der Ausübung ihrer Aufsichtstätigkeit jedenfalls an den Sorgfaltsmaßstab des § 1299 ABGB gebunden.

Aufgrund der WRG-Novelle 1997, BGBl.Nr.I 74/1997 sollen die behördlichen Aufgaben bei der Aufsichtstätigkeit in einem bestimmten Bereich nun erstmals näher definiert werden. Gemäß § 134 Abs. 6 WRG kann der Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft für Abwassereinleitungen, die gefährliche Abwasserinhaltsstoffe beinhalten, die Intervalle und die Form der Überprüfung durch die Behörde entsprechend den wasserwirtschaftlichen Erfordernissen mittels Verordnung festlegen. Eine solche Verordnung wurde allerdings bisher nicht erlassen.

Gemäß § 133 Abs. 3 WRG finden auf die Gewässeraufsicht einschließlich der notwendigen Messungen und Untersuchungen sowie der Entnahme von Wasserproben die Bestimmungen des § 72 WRG sinngemäß Anwendung.

§ 72 Abs. 1 lit. g WRG bestimmt, daß die Eigentümer von Grundstücken und die Wasserberechtigten das Betreten und Benutzen ihrer Grundstücke zur Vornahme von Erhebungen und Untersuchungen sowie zur Entnahme von Proben und zur Einrichtung von Untersuchungs- und Überwachungseinrichtungen zur Durchführung der Gewässeraufsicht insoweit zu dulden haben, als sich dies als unbedingt notwendig erweist. Die Wasserberechtigten sind in gleicher Weise gehalten, eine vorübergehende Einschränkung oder Einstellung der Wasserbenutzung zu dulden.

Fremdüberwachung im Sinne des § 1 Abs. 3 Ziffer 8 der AAEV ist jedoch nicht nur die Kontrolle der Beschaffenheit des Abwassers durch die Gewässeraufsicht oder die Behörde, sondern auch die Kontrolle der Beschaffenheit des Abwassers gemäß § 134 WRG.

Gemäß § 134 Abs. 2 WRG haben die im Sinne des § 32 Wasserberechtigten das Maß ihrer Einwirkung auf ein Gewässer sowie den Betriebszustand und die Wirksamkeit der bewilligten Abwasserreinigungsanlagen auf ihre Kosten überprüfen zu lassen. Die Überprüfungen haben in Zeitabständen von höchstens 5 Jahren zu erfolgen, sofern die Wasserrechtsbehörde nicht unter Bedachtnahme auf besondere Umstände kürzere Zeitabstände vorschreibt.

Inhalt und Umfang dieser Überprüfungsverpflichtung ergeben sich zunächst unmittelbar aus dem Gesetz und sind mit den allgemeinen Begriffen „Maß der Einwirkung“ sowie „Betriebszustand und Wirksamkeit der bewilligten Abwasserreinigungsanlage“ umschrieben. In der Regel erfahren diese allgemeinen Anforderungen ihre konkrete Ausformung in den einzelnen Auflagen des wr. Bewilligungsbescheides. Insbesondere vermögen die in den Abwasseremissionsverordnungen enthaltenen Überwachungsvorschriften erst durch ihre Umsetzung im Rahmen eines wr. Bescheides konkrete rechtliche Wirkung zu entfalten. Soweit aber - vor allem bei älteren Bewilligungsbescheiden - konkrete Vorschriften fehlen, ist dennoch der im § 134 Abs. 2 WRG gesetzlich umschriebene Inhalt der Fremdüberwachung auf fachlich nachvollziehbare Weise zu erbringen.

Der Wasserberechtigte hat über das Ergebnis der Überprüfung der Wasserrechtsbehörde einen Befund vorzulegen, dessen Nachprüfung sie veranlassen kann. Wer vorsätzlich oder grob fahrlässig unrichtige Befunde verfaßt, haftet - unbeschadet der Verantwortlichkeit des Wasserberechtigten - für die dem ordnungswidrigen Zustand entspringenden Schäden.

Das Maß der Einwirkung gemäß § 134 Abs. 2 WRG umfaßt im wesentlichen die im wr. Bewilligungsbescheid festgelegten Emissionen in quantitativer und qualitativer Hinsicht. Die Wasserrechtsbehörde hat in den wasserrechtlichen Bewilligungsbescheid jene Parameter aufzunehmen und bescheidmäßig festzulegen, welche für die Überwachung maßgeblich sind (§ 4 Abs.1 AAEV). Bei kommunalen Kläranlagen sind jedenfalls die in der Anlage A zur 1.AEV für kommunales Abwasser enthaltenen Parameter vorzuschreiben.

Auch die Häufigkeit des Einsatzes eines Abwasserparameters in der Fremdüberwachung ist grundsätzlich bei der wr. Bewilligung für eine Abwassereinleitung festzulegen (§ 134 Abs. 2 WRG und § 7 Abs. 8 AAEV). Der Überwachungsaufwand richtet sich nach den konkreten Bedürfnissen der jeweiligen Anlage. Auch hier enthält die 1.AEV für kommunales Abwasser eine Sonderbestimmung. Gemäß § 4 Abs. 5 ist bei der wasserrechtlichen Bewilligung einer Abwassereinleitung gemäß § 1 Abs. 1 zur Überwachung der Einhaltung der Emissionsbegrenzungen eine Mindestanzahl von Abwasserprobenahmen pro Untersuchungsjahr für die Fremdüberwachung gemäß Anlage D vorzuschreiben.

Kommt der Wasserberechtigte seiner gesetzlichen oder bescheidmäßigen Verpflichtung nicht nach, so kann über Verlangen der Gewässeraufsicht die Wasserrechtsbehörde die Überprüfung sowie die Vorlage eines Befundes bescheidmäßig anordnen (§§ 134 und 138 Abs. 1 lit. a WRG). Erforderlichenfalls ist der Bescheid zu vollstrecken. Gleichzeitig ist ein Verwaltungsstrafverfahren gemäß § 137 Abs. 2 lit. w WRG durchzuführen.

Erfolgt die Überprüfung durch den Wasserberechtigten nicht fristgerecht, ist sie aber dringend erforderlich, so kann die Überprüfung gemäß § 133 Abs. 2 WRG auch jederzeit durch die Gewässeraufsicht erfolgen. Die Kosten hierfür hat gemäß §§ 76 AVG und 136 Abs. 3 WRG der Wasserberechtigte zu tragen, der aus Verschulden seiner gesetzlichen Verpflichtung nicht nachgekommen ist.

§ 134 Abs.2 WRG sieht eine regelmäßige Überwachung nur für Abwasserbehandlungsanlagen vor. Für Abwassersammelanlagen (Kanalisationen) gelten die allgemeinen Verpflichtungen der §§ 31 Abs. 1 und 50 WRG. Wenn es aber der Schutz öffentlicher Interessen erfordert, können auch für Kanalisationen entsprechende Kontrollen angeordnet werden (§§ 105 und 21a WRG). Nach der Judikatur ermächtigt die Bestimmung des § 134 Abs. 2 WRG die Wasserrechtsbehörde auch zur Erlassung eines Auftrages zur Befundvorlage bezüglich Kanalisationsanlagen. Ein solcher Auftrag hat sich allerdings auf das Maß der Einwirkung auf ein Gewässer zu beschränken (VwGH 24.4.1978, Z. 1409/76).

Eine Bewilligung für eine Abwassereinleitung gemäß § 32 WRG umfaßt und begrenzt grundsätzlich nur die Abwasseremissionen. Bei der Beurteilung der Bewilligungsvoraussetzungen ist zwar eine Immissionsbetrachtung zwingend geboten, die Einhaltung eines bestimmten Gewässergütezieles ist allerdings in der Regel nicht unmittelbarer und expliziter Inhalt der wasserrechtlichen Bewilligung.

§ 134 Abs. 2 WRG begründet daher auch keine Verpflichtung des Wasserberechtigten zu regelmäßigen Immissionsuntersuchungen. Immissionsuntersuchungen und limnologische Untersuchungen können aber auf der Grundlage der §§ 105 und § 33 Abs. 3 WRG in einem Bewilligungsbescheid als Auflage vorgesehen werden. Solche Vorschriften sind zulässig, wenn sie zur Kontrolle der bewilligten Anlage in Bezug auf die Einhaltung gesetzlich vorgegebener oder im Bescheid vorgeschriebener

Bestimmungen dienen. Die Notwendigkeit solcher Kontrollen ist ausreichend zu begründen (VwGH 24.10.1995, Zl. 95/07/0046).

Auch der Inhalt des § 134 Abs. 2 WRG wurde durch die WRG-Novelle 1997 erweitert. Der Wasserberechtigte hat gemäß § 33 b Abs. 2 WRG anlässlich der Vorlage des Überprüfungsergebnisses im Sinne des § 134 Abs. 2 WRG auch darzulegen, ob die Einleitung gefährlicher Abwasserinhaltsstoffe nach dem Stand der Technik weiter nicht vermeidbar ist.

## **2.2 Eigenüberwachung:**

§ 33 Abs. 3 WRG bildet die Rechtsgrundlage für die Eigenüberwachung durch den Wasserberechtigten.

Eigenüberwachung liegt gemäß § 1 Abs. 3 Ziffer 7 AAEEV dann vor, wenn die Kontrolle der Beschaffenheit des Abwassers durch den Berechtigten selbst oder durch einen von ihm Beauftragten durchgeführt wird.

Gemäß § 33 Abs. 3 WRG kann dem Wasserberechtigten, soweit dies notwendig ist, durch Bescheid die Bestellung einer für die Abwasserreinigung verantwortlichen Person, ferner die Duldung, Durchführung oder Vorlage von zweckdienlichen Untersuchungen, Messungen und Beobachtungen über die aus dem Betrieb anfallenden Abwässer oder Stoffe, die das Gewässer verunreinigen können, aufgetragen werden.

Gesetzlicher Prüfungsmaßstab für die Notwendigkeit von Eigenüberwachungsmaßnahmen sind die in den §§ 30 und 105 WRG genannten Reinhaltungsziele und öffentlichen Interessen am Gewässerschutz. Ebenso sind die konkreten Projektbedingungen, die wasserwirtschaftlichen Verhältnisse vor Ort sowie die betroffenen fremden Rechte zu berücksichtigen.

Die Festlegung des notwendigen Umfangs der Eigenüberwachung ist daher im Einzelfall zu prüfen und bedarf - ebenso wie die Fremdüberwachung - einer bescheidmäßigen Umsetzung (§ 4 Abs.1 AAEEV). Fachliche Grundlagen sind durch die Parameterauswahl, die Emissionsbegrenzungen und Überwachungsregelungen der anzuwendenden Abwasseremissionsverordnungen gegeben, auch die Erfahrungen der Gewässeraufsicht mit vergleichbaren Anlagen, die wasserwirtschaftlichen



Verhältnisse, die Qualität des Vorfluters etc. sind zu berücksichtigen. Die 1. AEV für kommunales Abwasser enthält auch für die Eigenüberwachung spezielle Vorgaben. Gemäß § 4 Abs. 5 ist bei der wasserrechtlichen Bewilligung einer Abwassereinleitung zur Überwachung der Einhaltung der Emissionsbegrenzungen der Anlage A eine Mindestanzahl der Probenahmen pro Untersuchungsjahr gemäß Anlage C vorzuschreiben.

Die Einführung von Mindesthäufigkeiten bei der Eigen- und Fremdüberwachung für bestimmte Abwasserparameter liegt in den verbindlichen Überwachungsanforderungen der Richtlinie 91/271/EWG begründet. § 33 b Abs. 5 WRG bildet zwar keine ausreichende gesetzliche Grundlage für die Festlegung von Mindesthäufigkeiten bei der Eigen- und Fremdüberwachung durch Verordnung, dennoch werden diese Anforderungen von den Wasserrechtsbehörden als im öffentlichen Interesse gelegen, damit als notwendig im Sinne des § 33 Abs. 3 WRG anzusehen und auch vorzuschreiben sein.

Die neuen Regelungen über Mindesthäufigkeiten bei der Eigen- und Fremdüberwachung können allerdings bei bewilligten Anlagen nur bei Erteilung einer Änderungsbewilligung bzw. anlässlich der Bewilligung eines Sanierungsprojektes gemäß § 33 c WRG wirksam werden, da die Verordnungsbestimmungen keine unmittelbare Rechtswirkung entfalten. Die Bewilligung eines Sanierungsprojektes gemäß § 33 c WRG stellt eine Änderungsbewilligung dar (Raschauer, Kommentar zum Wasserrecht, RZ. 6 zu § 33 c), im Rahmen derer neben den Emissionsgrenzwerten auch die damit im Zusammenhang stehenden Nebenbestimmungen betreffend die Überwachung abzuändern sind.

Bei rechtmäßig bestehenden kommunalen Abwasserbeseitigungsanlagen ergibt sich dagegen keine unmittelbare Verpflichtung zur Einhaltung der neuen, in der Verordnung vorgesehenen Überwachungshäufigkeiten. Erfüllt eine Anlage also die Emissionsanforderungen der 1. AEV für kommunales Abwasser, dann wird allein aus dem Umstand, daß im rechtskräftigen wr. Bewilligungsbescheid solche der 1. AEV für kommunales Abwasser entsprechende Festlegungen über die Eigen- oder Fremdüberwachung fehlen, auch kein Sanierungserfordernis gemäß § 33 c WRG 1959 ausgelöst.

Eine kurzfristige Umsetzung der in der zitierten Verordnung vorgesehenen Mindesthäufigkeiten der Eigen- und Fremdüberwachung war vom Verordnungsgeber offenbar nicht beabsichtigt und kann auf Basis der geltenden Rechtslage somit nur mittel- bis langfristig (Neubewilligung oder Änderungsbewilligung) erfolgen.

Festzuhalten ist in diesem Zusammenhang, daß die Verordnung keine gegenüber der Behörde oder der Gewässeraufsicht wirksame Verpflichtung zur Wahrnehmung bestimmter Mindesthäufigkeiten bei der behördlichen Fremdüberwachung gemäß § 130 WRG enthält.

Zur Frage, ob auf der Grundlage des § 33 Abs. 3 WRG zu erlassende Überwachungsbestimmungen nur im Zusammenhang mit der Erteilung der wasserrechtlichen Bewilligung getroffen oder aber auch nachträglich zu einem späteren Zeitpunkt vorgeschrieben werden können, hat Höß bei der Wasserrechtsreferententagung der Bundesländer 1984 die Auffassung vertreten, daß eine solche Vorschreibung auch zu einem späteren Zeitpunkt mittels gesondertem Bescheid erfolgen könne. (Protokoll zur Wasserrechtsreferententagung der Bundesländer 1984, S.41). Ob diese Rechtsmeinung auch nach Einführung des § 21a WRG noch haltbar ist, erscheint zweifelhaft. § 21 a WRG stellt eine neue generelle Rechtsgrundlage für vielfältige Eingriffe in wasserrechtliche Bescheide dar, wobei vor allem die gesetzlichen Eingriffsvoraussetzungen - anders als im § 33 Abs. 3 WRG - viel präziser definiert werden. Die Vorschreibung von meßtechnischen Einrichtungen und zusätzlicher Überwachungsaufgaben wird daher nur unter den Voraussetzungen des § 21 a WRG möglich sein.

Eine Zumutbarkeitsklausel (wirtschaftliche und technische Zumutbarkeit) ist im § 33 Abs. 3 WRG nicht enthalten. Sind bestimmte Untersuchungen im Sinne des WRG erforderlich, kommt es nicht darauf an, welche finanziellen Auswirkungen für die Partei damit verbunden sind (VwGH 27.9.1994, Zl. 92/07/0096). Allerdings hat der Betroffene einen Anspruch darauf, dem Verhältnismäßigkeitsgrundsatz entsprechend mit dem geringsten noch zum Ziele führenden Eingriff belastet zu werden (Höß,ebenda).

Detaillierte Vorschriften zur Eigen- und Fremdüberwachung bei kommunalen Kläranlagen, insbesondere betreffend die Auswertung von Überwachungsergebnissen, die Probenahmen, Analysen sowie die dabei zu

beachtenden Methodenvorschriften finden sich im § 4 Abs. 2, 3, 4, 5 und 6 der 1.AEV für kommunales Abwasser sowie den zugehörigen Anhängen.

Eine dem § 137 Abs. 2 lit.w WRG vergleichbare Strafbestimmung für die Eigenüberwachung fehlt, in der Regel wird allerdings § 137 Abs. 3 lit.j WRG (Nichteinhaltung von Bescheidauflagen) anwendbar sein.

Das neue Anzeigeverfahren für Indirekteinleiter (§§ 32 b Abs. 5 und 114 WRG) wird in jenen Fällen nicht anwendbar sein, in denen gemäß § 33 Abs. 3 WRG die Vorschreibung einer besonderen Eigenüberwachung notwendig erscheint.

Gemäß § 3 Abs. 7 und 8 AAEV sollen Abwassereinleiter einen Abwasserkataster führen. Diese allgemeine Empfehlung wurde mit der WRG-Novelle 1997 gemäß § 32 b Abs. 4 WRG in eine auf Grund des Gesetzes unmittelbar wirksame Verpflichtung des Wasserberechtigten umgewandelt. Demnach hat das Kanalisationsunternehmen ein Verzeichnis über alle gemeldeten Indirekteinleiter zu führen und dieses in jährlichen Intervallen zu aktualisieren. Darüber ist der Wasserrechtsbehörde zu berichten. Der Inhalt und die Häufigkeit dieser Berichte ist durch Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft festzulegen.

### **2.3 Konsequenzen der Überwachungstätigkeit:**

Abgesehen von den vielfältigen und alltäglichen innerbetrieblichen Konsequenzen beim Kläranlagenbetrieb, die sich vor allem auf die Ergebnisse der Eigenüberwachung stützen, knüpfen sich sowohl für die Behörden wie auch die Wasserberechtigten eine Reihe von rechtlichen und fachlichen Konsequenzen an die Ergebnisse der Überwachungstätigkeit.

Als wesentliche Punkte seien genannt:

- Die Ergebnisse der Emissionsüberwachung bilden gemeinsam mit den Kenntnissen aus der Immissionsüberwachung eine wesentliche Informationsgrundlage für eine vorausschauende wasserwirtschaftliche Planung (§ 55 Abs. 1 lit. d WRG) und eine zielgerichtete Gewässeraufsichts- und Gewässerschutzstätigkeit der Wasserrechtsbehörde.

- Die Ergebnisse der Emissionsüberwachung bilden eine wesentliche Datengrundlage für die Erfüllung von Berichtspflichten gegenüber der Europäischen Union sowie die Information der Öffentlichkeit über Schadstoffemissionen in Gewässer.
- Sie bilden die Grundlage für die Erlassung eines wasserpolizeilichen Auftrages gemäß § 138 Abs. 1 oder 2 bei festgestellter Konsensüberschreitung
- Sie ermöglichen eine Verwaltungsvollstreckung im Falle der Nichteinhaltung von Auflagen.
- Sie ermöglichen die Durchführung eines Verfahrens gemäß § 27 Abs. 4 WRG bei wiederholter Nichtdurchführung von angeordneten Maßnahmen oder Nichteinhaltung von Auflagen.
- Sie erfordern die Erlassung eines wasserpolizeilichen Auftrages gemäß §§ 138 Abs. 1 lit. a und 50 WRG, wenn der Bau- und Wartungszustand der Kläranlage nicht den wasserrechtlichen Bestimmungen entspricht.
- Sie ermöglichen die Feststellung der Anpassungsverpflichtung gemäß § 33c WRG und bilden eine Grundlage für die Verkürzung oder Verlängerung der im § 33c WRG festgelegten Fristen.
- Sie bilden die Grundlage für die Vorschreibung zusätzlicher Reinigungsmaßnahmen sowie zusätzlich erforderlicher Messungen und Untersuchungen gemäß § 21a WRG.
- Sie führen zur Durchsetzung der Fremdüberwachung gemäß §§ 138 Abs.1 lit.a und 134 WRG.
- Sie führen zur Durchführung von Verwaltungsstrafverfahren wegen Nichtbeachtung wasserrechtlicher Bestimmungen gemäß § 137 WRG.
- Sie bewirken zivilrechtliche und strafrechtliche Haftungsfolgen im Falle einer durch mangelnde Übewachungstätigkeit mitverursachte Gewässerverunreinigung oder Schädigung Dritter.

### **3 Resumee und Ausblick:**

Die Überwachung von Kläranlagen wird mittelbar weitestgehend durch die Regelungen in den Abwasseremissionsverordnungen bestimmt. Das Erfordernis der bescheidmäßigen Umsetzung dieser Vorgaben erweist sich zunehmend als formale Hürde in der Fortschreibung von Überwachungsanforderungen. Die Überwachungsvorschriften sollten mit unmittelbarer Rechtswirkung gegenüber den Normunterworfenen ausgestattet werden. Dies würde eine raschere Umsetzung der gesetzlichen Vorgaben und eine wünschenswerte Gleichbehandlung aller Kläranlagen gewährleisten. Eine legislative Vereinheitlichung und Vereinfachung der Überwachungsvorschriften in den Emissionsverordnungen wäre dringend erforderlich

Durch die mit der WRG-Novelle 1997 herbeigeführte Deregulierung im Indirekteinleiterbereich ergeben sich bei den kommunalen Kläranlagen neue Überwachungsanforderungen im Interesse des Gewässerschutzes und der Klärschlamm Entsorgung, da in der Verwaltungspraxis den Stoffflüssen bei kommunalen Kläranlagen wegen der rigorosen Umsetzung des Vermeidungs-, Rückhalte- und Reinigungsprinzips bei den Indirekteinleitern bisher keine so wesentliche Bedeutung zugemessen wurde. Die geänderte Rechtslage bei den Indirekteinleitern bedingt somit auch fachliche und rechtliche Konsequenzen bei der Festlegung von Konsensen und der Überwachung von Kläranlagen. Bei konsequenter Durchführung ist dies mit Mehraufwendungen für die Behörden und die Kläranlagenbetreiber verbunden. In Oberösterreich wird noch 1998 ein auf die geänderten Verhältnisse abgestimmtes neues Überwachungsprogramm gestartet werden.

Die derzeitige Regelung der Fremdüberwachung gemäß § 134 Abs. 2 WRG erbringt häufig nicht die aus fachlicher Sicht oder nach den Ergebnissen der behördlichen Fremüberwachung erwarteten objektiven Ergebnisse. Die Beauftragung durch den Wasserberechtigten beinhaltet Unvereinbarkeiten und entspricht nicht den Anforderungen an eine nachvollziehbare und unabhängige Überwachungstätigkeit. Für eine sachgerechte, die öffentlichen Interessen am Gewässerschutz wahrende Fremdüberwachung ist eine von den Behörden beauftragte und von unabhängigen Überwachungseinrichtungen durchgeführte Prüfungstätigkeit auf Kosten des Wasserberechtigten erforderlich. Eine solche

Gesetzesänderung wäre weitgehend kostenneutral, würde aber für den Gewässerschutz erhebliche Vorteile bringen.

Fortschreitende Einsparungen im Bereich der staatlichen Verwaltung verlangen auch neue Lösungswege bei der behördlichen Gewässeraufsicht. Die Einbeziehung von beliebigen Unternehmen in diese Aufgabenstellung wäre eine zukunftsweisende Lösung. Die Deregulierung im Genehmigungsbereich muß mit einer effizienten, unabhängigen und schlagkräftigen behördlichen Fremdüberwachung Hand in Hand gehen.

ORR Dr. Herbert Rössler

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung  
Wasserrechtsabteilung

Kärntner Str. 12  
4010 Linz

# Die Praxis der Kläranlagenüberwachung in Deutschland

T. Grünebaum, B. Mock

Ruhrverband, Essen

**Kurzfassung:** Die Überwachung der Kläranlagen in Deutschland umfaßt die amtliche Überwachung im Rahmen der Gewässeraufsicht und die Selbstüberwachung des Betreibers. Die amtliche Überwachung dient vorzugsweise der Überprüfung der Einhaltung der Reinigungsziele bzw. der Gewässerbelastung. Sie basiert auf besonderen nationalen Regelungen, auch zur Umsetzung europäischen Rechts („qualifizierte Stichprobe“ oder 2-Stunden-Mischprobe; „4- von 5-Regel“; ohne Vorgabe der Überwachungshäufigkeit). Wegen der ordnungs-, straf- und abgaberechtlichen Konsequenzen erscheint dies aus der Sicht der Kläranlagenbetreiber zusätzlich erschwerend. Messungen im Rahmen der Selbstüberwachung dienen auch der Prozeßbeobachtung, Steuerung/Regelung und Dokumentation. Das Ziel einer wirklichkeitsgetreuen Abbildung der Reinigungsleistung und der Gewässerbelastung ist aus Betreibersicht nur durch eine gegenüber dem jetzigen Vollzug gesteigerte Meßhäufigkeit und veränderte Überwachungsmodalitäten (vorzugsweise Tagesmischproben, Jahresmittelwertbildung) erreichbar. Hierzu sollten verstärkt die Ergebnisse der (staatlich kontrollierten) Selbstüberwachung in die Auswertung der staatlichen Überwachung einbezogen werden. Eine auf den tatsächlich abgeleiteten Frachten aufbauende Regelung der Abwasserabgabe („Meßlösung“) wäre anzustreben.

**Keywords:** Wassergesetz, Umweltkontrolle, Abwasserbehandlung, Abwasserabgabe

## 1 Einleitung

Der Ruhrverband ist per Sondergesetz des Landes Nordrhein-Westfalen zuständig für die Wassermengen- und Wassergütewirtschaft im natürlichen Einzugsgebiet der Ruhr, einem Nebenfluß des Rheins mit der Quelle bei Winterberg im Sauerland und der Mündung in Duisburg. Die Gründung des

Verbandes geht auf die zu Beginn dieses Jahrhunderts aufgetretenen, durch die rasche Industrialisierung des Ruhrgebietes ausgelösten, gravierenden wasserwirtschaftlichen Probleme zurück.

Der Ruhrverband betreibt zum Nutzen von u. a. rd. 4,5 Millionen Trinkwasserbezieher und rd. 2,1 Millionen Abwasserableitern ein System wasserwirtschaftlicher Anlagen mit u. a. 8 verbandseigenen Talsperren, 94 Kläranlagen, mehr als 400 Niederschlagswasserbehandlungsanlagen, 5 Ruhrstauseen. Aufgrund des laufenden Programms zur Implementierung der Nährstoffelimination in die kommunalen Kläranlagen sind neben dem Betrieb auch die Planung und der Anlagenbau derzeitiger Schwerpunkt der Verbandsarbeiten [Bode, 1997].

## **2 Rechtlicher Hintergrund der Kläranlagenüberwachung**

Das Wasserrecht der Bundesrepublik Deutschland ist Länderrecht der insgesamt 16 Bundesländer mit Rahmenkompetenz des Bundes [NN., 1996]. Es wird ergänzt durch die untergesetzlichen Regelungen in Verordnungen und Verwaltungsvorschriften des Bundes und der Länder bis hin zu Einzelbestimmungen in den Erlaubnisbescheiden der zuständigen Wasserbehörden. Das Bundesrecht regelt in § 7a die Anforderungen an die Einleitung von Abwasser, die in der Abwasserverordnung [NN., 1997a] - vormals Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift - konkretisiert sind. Hierbei werden Überwachungswerte als Ablaufkonzentrationen vorgegeben, die sich wegen folgender Vorgaben grundsätzlich von den Reinigungsanforderungen anderer - auch europäischer - Länder unterscheiden:

- Überwachung durch die Behörde als „staatliche Überprüfung“ nach Probenahme als 2-Stunden-Mischprobe oder „qualifizierte Stichprobe“ (Mischprobe aus insgesamt mindestens 5 Schöpfproben im Abstand von mindestens 2 Minuten während höchstens 2 Stunden)
- zulässige Überschreitung der vorgegebenen Konzentrationswerte bei höchstens einer der letzten fünf staatlichen Überwachungen und in einem solchen Fall höchstens um 100 % des Überwachungswertes („4 von 5 Regel“)
- keine Vorgabe der Häufigkeit der amtlichen Überwachung.



Die vom Wortlaut der europäischen Vorgaben [NN., 1991] sowohl hinsichtlich der Konzentrationswerte als auch der Überwachungsmodalitäten abweichenden Regelungen wurden in einem Gutachten als unter den meisten Bedingungen mindestens gleichwertig hinsichtlich des Anforderungsniveaus ausgewiesen [Pöpel et al., 1996, und Pöpel, 1997]. Die abweichenden Regelungen zur Probenahme kommen dem Vollzug der amtlichen Überwachung dadurch entgegen, daß eine verhältnismäßig häufige Überwachung aufgrund des jeweils geringen Zeitaufwandes möglich ist. Da die Zahl und die Verteilung der Probenahmen nicht festgelegt sind, bleiben jedoch starke Bedenken, inwieweit die Überwachungsergebnisse die tatsächlichen Gegebenheiten wiedergeben, und somit das Verfahren auch statistisch abgesichert ist. Weiterhin ist auch die gewässergütewirtschaftliche Bedeutung dieser Art der Überwachung nur schwer nachvollziehbar [Grünebaum und Klopp, 1994). Im Einzelfall kommt insbesondere bei der Festlegung von verschärften Anforderungen hinzu, daß auch die strafrechtliche Sanktionierung einer Gewässerverunreinigung nach § 324 Strafgesetzbuch [NN., 1994a] diese Überwachungsmodalitäten unterstellt.

Die Regelungen zur Durchführung der amtlichen Überwachung werden von den Bundesländern vorgegeben. In Nordrhein-Westfalen regelt somit das Landeswassergesetz [NN., 1995a] in § 116, daß die zuständige Behörde im Rahmen der Gewässeraufsicht auch die Kläranlagen überwacht. Nach dem derzeit geltenden Recht ist die Häufigkeit der amtlichen Überwachung nicht explizit geregelt. Das Ermessen der zuständigen Behörden richtet sich nach dem Gefährdungspotential der Einleitung und den behördlichen Kapazitäten und liegt üblicherweise zwischen 5 und 14 Überwachungen pro Jahr [Irmer, 1993]. Gleichzeitig verpflichtet § 61 des Landeswassergesetzes NRW den Betreiber, Zustand, Unterhaltung und Betrieb der Anlage selbst zu überwachen und hierüber Aufzeichnungen zu führen. Näheres ist in der Selbstüberwachungsverordnung („SüwV“) geregelt. Die Mehrzahl der Bundesländer hat ähnliche Verordnungen erlassen. Einzelheiten sind einem Arbeitsbericht des Fachausschusses 5.4 „Nachbarschaften“ der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV) zu entnehmen [NN., 1997b; NN., 1989].

Tabelle 1 und 2 geben einige Vorgaben für die Selbstüberwachung von Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen wieder. Eine Erweiterung dieses Minimalrahmens liegt im Ermessen des Betreibers und sollte entsprechend bedacht werden.

**Tabelle 1:** Kontinuierlich zu überwachende Parameter in NRW gemäß  
Selbstüberwachungsverordnung (SüwV) (Auszug)  
[Feyen und Grünebaum, 1996]

Meßstelle	Betriebskenn- daten		Größe der Anlage EW [E]			
			51 - 500	501 - 5.000	5.001 - 50.000	> 50.000
Zu- oder Ablauf	Abwasserdurchfluß	l/s		X	X	X
Zulauf (Vorklärung)	pH-Wert	-			X	X
	Leitfähigkeit	mS/m			X	X
Belebungsbecken	O <sub>2</sub> -Konzentration	mg/l		X auch belüft. Teiche, Tauchkör- per	X auch Tauch- körper	X
Schlammfäulung	Temperatur	°C				X
	pH-Wert	-				X

**Tabelle 2:** Untersuchungsparameter nach Probenahme bei Abwasserbehandlungsanlagen in NRW gemäß Selbstüberwachungsverordnung (SüwV) (Auszug)  
(Die Werte in Klammern geben die Häufigkeit der Messung an:  
a: arbeitstäglich; w: wöchentlich; v: vierteljährlich; j: jährlich;  
24h: Tagesganglinie)

Meßstelle	Betriebskenndaten		Größe der Anlage EW [E]			
			51 - 500	501 - 5.000	5.001 - 50.000	> 50.000
Zulauf (Vorklämung)	BSB <sub>5</sub> , CSB	mg/l				m
Zulauf biologischer Reaktor	BSB <sub>5</sub> , CSB	mg/l	v	m; j: 24h	w; j: 24h	w; j: 24h
	P <sub>ges</sub> , NH <sub>4</sub>	mg/l			w; j: 24h	w; j: 24h
Belebungsbecken	Temperatur	°C	w	w	w	w
	SV,	ml/l,	w	a	a	a
	TS <sub>BB</sub> , TS <sub>RS</sub> ,	g/l	v	m	w	a,w
	RV,	%	-	m	w	w
	mikroskop. Bild	-	-	-	m	m
Ablauf	BSB <sub>5</sub> , CSB	mg/l	v	m; j: 24h	w; j: 24h	w bzw.a; j: 24h
	P <sub>ges</sub> , NH <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub>	mg/l			w; j: 24h	w; j: 24h
Schlammfäulung	Gasanfall	m <sup>3</sup>			a	a
	TR, GV	g/l, %	j, -	v, -	w, w	w, w

Die Untersuchungen sind grundsätzlich nach normierten Analyseverfahren („Bezugsverfahren“) durchzuführen. „Alternativverfahren“ (z. B. Küvettentests) sind zulässig, wenn die Abweichungen innerhalb bestimmter Grenzen nachgewiesen und halbjährig überprüft werden.

Neben der Selbstüberwachung für Abwasserbehandlungsanlagen und Abwassereinleitungen besteht in Nordrhein-Westfalen in ähnlicher Weise eine Vorgabe für Kanalsysteme („SüwVKan“) [NN., 1995b; NN., 1997c]. Darin sind Vorschriften zur Überprüfung des baulichen Zustands der Einleitungen und Kanalisationsnetze einschließlich der Sonderbauwerke (Sichtprüfung, TV-Untersuchung etc.) und Funktionskontrolle (Probelläufe, Dichtigkeitsprüfungen etc.) nach Art und Mindesthäufigkeit sowie die erforderlichen betrieblichen Messungen (Füllstandsmeßeinrichtungen, Abflußmeßeinrichtungen, Fernüberwachungen etc.) vorgegeben.

### **3 Abwasserabgabe und Überwachung der Einleitungen**

Flankierend zum Wasserhaushaltsgesetz und zu den Landeswassergesetzen legt das Abwasserabgabengesetz [NN, 1994b] die Abgaben für die in das Gewässer eingeleiteten Frachten fest. Abgaberelevant sind:

- organische Stoffe, gemessen als CSB (50 kg entsprechen einer „Schadeinheit“)
- Phosphor, gemessen als  $P_{\text{gesamt}}$  (3 kg entsprechen einer „Schadeinheit“)
- Stickstoff, gemessen als  $N_{\text{gesamt}}$  (25 kg entsprechen einer „Schadeinheit“)
- organische Halogenverbindungen, gemessen als AOX (2 kg entsprechen einer „Schadeinheit“)
- Schwermetalle: Quecksilber, Cadmium, Chrom, Nickel, Blei, Kupfer (Je nach Parameter entsprechen zwischen 20 und 1000 g einer „Schadeinheit“)
- Fischgiftigkeit, gemessen als Verdünnungsfaktor  $G_F$  im Fischtest (3000 m<sup>3</sup> Abwasser dividiert durch  $G_F$  entsprechen einer „Schadeinheit“)

Die Zahl der Schadeinheiten, für die Abwasserabgabe zu entrichten ist, wird aus dem Produkt der Jahresschmutzwassermenge (Abwasserabfluß an Trockenwettertagen) und den Überwachungswerten berechnet. Werden die Überwachungswerte einmal überschritten, so wird die Zahl der Schadeinheiten um 50 % der Differenz zwischen dem Überwachungs- und dem Meßwert der Überschreitung erhöht. Bei zwei Überschreitungen wird der höchste (möglicherweise nur in wenigen Minuten tatsächlich aufgetretene) Meßwert für das ganze Jahr anstelle des Überwachungswertes zugrunde gelegt. Andererseits ist auch die „Erklärung“ eines um mindestens 20 % geminderten Überwachungswertes möglich (§ 4 Abs. 5 AbwAG). Die Erklärung muß für einen Zeitraum von mindestens 3 Monaten gelten. Die erklärten Werte sind über ein behördlich zugelassenes Meßprogramm nachzuweisen. Die Randbedingungen für den Nachweis werden durch Landesrecht vorgegeben. In Nordrhein-Westfalen ist z.B. mindestens alle 14 Tage an unterschiedlichen Wochentagen und zu unterschiedlichen Tageszeiten eine Messung mit normierten Verfahren durchzuführen. Für die Überprüfung der Einhaltung gilt die o. g. „4-von 5-Regel“. Die bei der Verabschiedung der letzten Novelle zum Abwasserabgabengesetz geforderte Einführung einer „Meßlösung“ auf der Grundlage der tatsächlichen Frachten als verursachergerechte Abgaberegulierung wird weiter diskutiert [Berendes, 1997].

#### **4 Praktische Erfahrungen mit der Eigen- und Fremdüberwachung**

Die verschiedenen Prozesse auf Kläranlagen bedürfen größtenteils steuernder Eingriffe von außen. So ist aus der Praxis des Kläranlagenbetriebes zwar bekannt, daß es sich bei vielen Prozessen um relativ „gutmütige“ - d. h. selbstregulierende oder zumindest träge reagierende - Vorgänge handelt. Trotzdem ist ein gezielter Eingriff von außen vielfach erforderlich - einerseits um auf geänderte Randbedingungen der Prozesse zu reagieren oder andererseits, um ein vorgegebenes Prozeßziel als primäres oder sekundäres Ziel zu erreichen. Die Aktorik zum Eingriff setzt immer eine Sensorik voraus, die in der Regel auf einer oder auf mehreren Messungen basiert.

Beispiel für die Selbstregulierung ist insbesondere der biologische Prozeß, bei welchem sich die Biomasse den jeweiligen Bedingungen - vor allem der

Substratzusammensetzung - selbsttätig anpaßt, soweit die Randbedingungen (Schlammalter, Temperatur, Sauerstoffversorgung) dies erlauben. Trotzdem ist die Messung einiger Parameter zur Prozeßoptimierung im Hinblick auf die Einhaltung der Reinigungsanforderungen als primäres Ziel sowie auf die Minimierung des Energieverbrauchs und des Schlammanfalls, die Optimierung des Personaleinsatzes und des Maschineneinsatzes und andere sekundärer Ziele erforderlich. Hierzu gehören üblicherweise beim Belebungsverfahren:

- als kontinuierlich zu messende Größen:
  - \* der Abwasserzufluß sowie die Rücklaufschlammmenge
  - \* der Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken
  - \* die Ablaufkonzentrationen des Nitrat- und/oder Ammoniumstickstoffs und evtl. des Phosphats, falls diese als kritische Parameter anzusehen sind
  
- als diskontinuierlich zu messende Größen, d. h. nach einer Probenahme als Schöpf- oder Mischprobe:
  - \* die Feststoffkonzentration im Belebungsbecken sowie dessen organischer Anteil, gemessen als Glühverlust
  - \* die Zu- und Ablaufkonzentrationen der organischen Stoffe, gemessen als CSB und BSB<sub>5</sub>, sowie der Stickstoff- und Phosphatverbindungen und ggf. sonstiger Parameter.

Messungen auf Kläranlagen dienen im allgemeinen einem oder mehreren der folgenden Ziele

- Überwachung:  
Hierbei werden nicht nur die Reinigungsleistungen, sondern auch die Prozeßbedingungen erfaßt.
  
- Steuerung und Regelung:  
Die verschiedenen Prozesse werden zumeist nicht direkt, sondern über Volumenströme oder Drücke in den jeweiligen Steuer-/Regelkreisen beeinflußt.
  
- Prozeßbeobachtung:  
In Abgrenzung zur Überwachung ist die Beobachtung eher in einem unkritischen Bereich zu sehen und dient der Transparenz der verschiedenen Prozesse auf der Anlage.

- **Dokumentation:**

Hierbei handelt es sich um einen Nachweis des Anlagenzustandes für einen späteren Zeitpunkt sowohl für den Betreiber als auch für Externe.

Aus der Sicht der Aufsichtsbehörden ist in erster Linie die Überwachung, und hier nur der Reinigungsleistungen, das Ziel der Messungen. Die Kläranlagen werden deshalb durch die Aufsichtsbehörden regelmäßig am Ablauf hinsichtlich der Einhaltung der Überwachungswerte überprüft. Aus der Sicht des Kläranlagenbetreibers sind daneben auch die weiteren o. g. Aufgaben der Messung von ähnlicher Bedeutung, da hiermit betriebliche Optimierungspotentiale erschlossen werden oder die langfristige Betriebssicherheit unterstützt werden kann (Aufrechterhaltung der Biozönose, Minderung der Maschinenbelastungen, Gewährleistung der Arbeitssicherheit, Kenntnisse über besondere Betriebszustände etc.).

Eine unterschiedliche Bewertung der Ablaufbeschaffenheit der Kläranlage durch den Anlagenbetreiber und die Überwachungsbehörde ist nur von untergeordneter Bedeutung. Durch Probenteilung und Rückstellproben wird hier in der Mehrzahl der Fälle eine übereinstimmende Sicht der tatsächlichen Meßergebnisse festgestellt. Allerdings bleiben bei der Bewertung der Ergebnisse in der Praxis einige Problembereiche:

- **Definition und Ermittlung des Trockenwettertages:**

Für die Berechnung der Abwasserabgabe ist die Jahresschmutzwassermenge nach Abzug des Niederschlagswasseranteils entscheidend. In Nordrhein-Westfalen werden gemäß einem Erlaß des zuständigen Ministeriums Tage mit einer Niederschlagssumme von weniger als 1 mm/d am Tage selbst und am Vortag als Trockenwettertage angesehen. Differenzen ergeben sich hierbei durch die Festlegung der Grenzniederschlagshöhe sowie durch die Zuordnung der Niederschlagsmeßstationen zu den Einzugsgebieten der Kläranlagen.

- **Temperaturbegrenzung der Nitrifikation und Stickstoffelimination:**

Die Überwachungswerte der Kläranlagen für die Parameter Ammoniumstickstoff  $\text{NH}_4\text{-N}$  und anorganischer Stickstoff  $\text{N}_{\text{anorganisch}}$  (als „Stickstoff, gesamt“, bezeichnet) gelten bei einer Abwassertemperatur von  $12^\circ\text{C}$  und größer im Ablauf des biologischen Reaktors. Der Frage der Hysterese bei der Nitrifikation wird in der Bemessung zumeist lediglich

durch Wahl einer niedrigeren Abwassertemperatur (vorzugsweise 10°C) Rechnung getragen. Dies wird den tatsächlichen Verhältnissen bei einem Wiederanstieg der Abwassertemperatur nach der kalten Jahreszeit nur unzureichend gerecht. Es bietet sich an, zur Berücksichtigung der naturwissenschaftlichen Zusammenhänge einen Zeitraum von vorzugsweise 20 Tagen (entsprechend etwa 1 Schlammalter) nach Erreichen der Abwassertemperatur von 12°C als Übergangszeit zum Wirksamwerden der Stickstoff-Überwachungswerte zwischenzuschalten.

- Wahl des Probenahmezeitraumes  
Die „qualifizierte Stichprobe“ führt erfahrungsgemäß nicht zu einer wesentlichen Vollzugsvereinfachung. Vielmehr sind zusätzliche Unwägbarkeiten aufgrund des möglichen kurzen Probenahmeintervalls von 8 Minuten gegeben. Es ist aus Betreibersicht zur Erfassung der tatsächlichen Verhältnisse weiterhin gefordert, vorzugsweise eine 24-Stunden-Mischprobe oder zumindest eine 2-Stunden-Mischprobe der Bewertung zugrunde zu legen.

In Nordrhein-Westfalen ist für den Geltungsbereich der SüwVKan eine Tendenz der Gewässeraufsicht weg von der Vor-Ort-Überwachung zu erkennen. Dies bedeutet, daß die staatliche Kontrolle der Selbstüberwachung verstärkt an die Stelle der behördlichen Untersuchung tritt [Bürgel et al., 1997]. Im Kanalisationsbereich beinhaltet dies in erster Linie den Nachweis der Selbstüberwachung in einem Selbstüberwachungsbericht des Betreibers. Eine gezielte Vor-Ort-Überwachung ist nur in begründeten Fällen vorgesehen. Dies ist auch dadurch begünstigt, daß die Selbstüberwachung im Kanalisationsbereich weniger die direkte Quantifizierung der Umweltauswirkung vorgibt, sondern vorwiegend die betriebliche Kontrolle im Sinne einer Vorsorge zum Inhalt hat.

Für den Bereich der Kläranlagenüberwachung beziehen sich jedoch sowohl die staatliche Überwachung als auch zu einem wesentlichen Teil die Selbstüberwachung auf das unmittelbare Reinigungsergebnis bzw. die Umweltauswirkung durch die Kläranlageneinleitung. Insofern ist hier eine zweifelsfreie (justiziable) Bestimmung erforderlich, zumal auch abgabenrechtliche Auswirkungen gegeben sind. Die Einbeziehung der Ergebnisse der Eigenüberwachung in die staatliche Überwachung könnte die wirklichkeitstreue Überwachung der Kläranlagen aufgrund der größeren



Untersuchungshäufigkeit entscheidend unterstützen. Dies käme auch einer Einführung der „Meßlösung“ im Abwasserabgabenrecht mit dem höheren Anspruch auf Verursachergerechtigkeit entgegen. Vorbehalte aufgrund der geringeren Zuverlässigkeit der Untersuchungsergebnisse durch weniger spezialisiertes Personal oder Anwendung von Alternativmethoden bei der Analytik werden als unbegründet angesehen. Vielmehr zeigt sich, daß durch die mittlerweile vorhandene Geräteausstattung, die Kenntnisse und Erfahrungen des Betriebspersonals und die laufenden Schulungen und Kontrollen im Rahmen einer Qualitätssicherung (u. a. Untersuchung von Standardlösungen, Durchführung von Vergleichsmessungen) eine zumindest zufriedenstellende Zuverlässigkeit vorhanden ist.

## **5 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen**

Die Überwachung von Kläranlageneinleitungen in Deutschland geht von den besonderen Regelungen für die Überwachungswerte und die Untersuchungs- und Auswertemodalitäten aus („qualifizierte Stichprobe“ oder 2-Stunden-Mischprobe; „4- von 5-Regel“; ohne Vorgabe der Überwachungshäufigkeit). Angesichts der straf- und abgaberechtlichen Konsequenzen erscheinen diese Regelungen aus der Sicht der Kläranlagenbetreiber im Vergleich zu den Vorgaben in den einschlägigen Richtlinien der EU zusätzlich erschwerend. Die Messungen des Kläranlagenbetreibers dienen neben der Selbstüberwachung auch der Prozeßbeobachtung, Steuerung/Regelung und Dokumentation. Durch gezielten Einsatz der Meßtechnik und entsprechende Datenauswertung lassen sich verschiedene Aufgaben mit einem minimierten Meßaufwand erfüllen.

Das Ziel einer wirklichkeitsgetreuen Abbildung der tatsächlichen Reinigungsleistung und Gewässerbelastung durch die Überwachung ist aus Betreibersicht nur durch eine gegenüber dem jetzigen Vollzug gesteigerte Meßhäufigkeit und veränderte Überwachungsmodalitäten (vorzugsweise Tagesmischproben, Jahresmittelwertbildung) erreichbar. Hierzu sollten verstärkt die Ergebnisse der (staatlich kontrollierten) Selbstüberwachung in die Auswertung der staatlichen Überwachung einbezogen werden. Es ist eine auf den tatsächlich abgeleiteten Frachten aufbauende Regelung der Abwasserabgabe („Meßlösung“) anzustreben. Dabei sind auch die amtlich kontrollierten Messungen der Betreiber zu berücksichtigen.

## 6 Literaturhinweise

- Berendes, K.: Einführung einer Meßlösung für das Abwasserabgabengesetz? - ATV-Expertengespräch am 19. November 1996 in Köln, *Korrespondenz Abwasser, Heft 4/1997, Seite 615 bis 643*
- Bode, H.: Zukünftige Herausforderungen an die überregionalen Wasserwirtschaftsverbände am Beispiel des Ruhrverbandes, *Wiener Mitteilungen, Wasser Abwasser Gewässer, Band 141, 1997, Seite 39 bis 57*
- Bürgel, B., Herber, K., Massing, C.: Selbstüberwachung und Eigenkontrolle aus der Sicht der Aufsichtsbehörde, *Universität - GH Paderborn, Abteilung Meschede, 3. Mescheder Wasserwirtschaftstag, 27. Februar 1997*
- Feyen, H. A., Grünebaum, T.: Integrierte Prozeßsteuerung von biologischen Kläranlagen *Materialien des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen, Nr. 28, Seite 119 bis 132, Essen 1996*
- Grünebaum, T., Klopp, R.: Kläranlagenbetrieb - Kläranlagenüberwachung - Gewässergüte Wirkungsketten und Zusammenhänge, *Gewässerschutz Wasser Abwasser Band 152, Seite 17/1 bis 17/16, Aachen 1994*
- Grünebaum, T., Schmitt, F.: Praktische Erfahrungen mit der MSR-Technik in biologischen Kläranlagen, *awt Abwassertechnik, Nr. 6/1994, Seite 16 bis 23*
- Irmer, H.: Wieviel Überwachung braucht die Abwasser- und Abfallwirtschaft? *Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 139, Seite 1/1 bis 1/13, Aachen 1993*
- NN.: Verordnung über Art und Häufigkeit der Selbstüberwachung von Abwasserbehandlungsanlagen und Abwassereinleitungen (Selbstüberwachungsverordnung SüwV) vom 18. August 1989, *Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Nordrhein-Westfalen - Nr. 44 vom 19. Oktober 1989, Seite 494 bis 505*
- NN.: Richtlinie des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG), *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 135/40 ff. vom 30.5.1991*
- NN.: Einunddreißigstes Strafrechtsänderungsgesetz - Zweites Gesetz zur Bekämpfung der Umweltkriminalität - (31. StrÄnG - 2. UKG), *Bundesgesetzblatt Jahrgang 1994a, Teil I, Seite 1440 ff.*
- NN.: Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserabgabengesetz - AbwAG), *Bundesgesetzblatt Jahrgang 1994b, Teil I, Seite 3370 ff.*
- NN.: Bekanntmachung der Neufassung des Wassergesetzes für das Land Nordrhein-Westfalen (Landeswassergesetz - LWG - ) vom 25. Juni 1995, *Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Nordrhein-Westfalen Nr. 59 vom 18. August 1995a, Seite 926 bis 955*

- NN.: Verordnung zur Selbstüberwachung von Kanalisationen und Einleitungen von Abwasser aus Kanalisationen im Mischsystem und im Trennsystem (Selbstüberwachungsverordnung Kanal - SÜwV Kan) vom 16. Januar 1995, *Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Nordrhein-Westfalen - Nr. 10 vom 10. Februar 1995b*, Seite 64 bis 67
- NN.: Sechstes Gesetz zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) vom 11.11.1996  
Bekanntmachung der Neufassung des WHG vom 12.11.1996, *Bundesgesetzblatt I, Jahrgang 1996, Seite 1690 bzw. 1695*
- NN.: Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer und zur Anpassung der Anlage des Abwasserabgabengesetzes vom 21. März 1997 - Artikel 1: Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV), *Bundesgesetzblatt I vom 25. März 1997a*, Seite 566 ff.
- NN.: Synopse der Eigenkontrollverordnungen der Bundesländer, *Arbeitsbericht des ATV-Fachausschusses 5.4 „Nachbarschaften“*, *Korrespondenz Abwasser, Heft 4/1997b*, Seite 316 bis 321
- NN.: Studie über die Eigenkontroll- und Selbstüberwachungsverordnungen, *Universität - GH Paderborn, Abteilung Meschede, 3. Mescheder Wasserwirtschaftstag, 27. Februar 1997c*
- NN.: Analysenverfahren zur Selbstüberwachung von Abwasseranlagen *ATV-Merkblatt M 704*, *Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV), Hennef, Ausgabe 5/1997d*
- Pöpel, H. J., Lehn, J. et al.: Gutachten zur Gleichwertigkeit der Anforderungen der Rahmen-AbwasserVwV und der EU-Richtlinie an die Ablaufkonzentration kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen und an den Stickstoffeliminierungsgrad, *Technische Hochschule Darmstadt, Mai 1996*
- Pöpel, H. J.: Entsprechen die deutschen kommunalen Abwasserreinigungsanlagen den europäischen Anforderungen? *gwf Wasser/Abwasser, Heft 8/1997*, Seite 383 bis 392

Dr.-Ing. Thomas Grünebaum  
Dipl.-Ing. Berthold Mock

Ruhrverband  
Kronprinzenstraße 37  
D-45128 Essen

Tel.: #49/201/178-2300 bzw. 2310; Z.: -0  
Fax: #49/201/178-2105  
E-Mail: tgr@ruhrverband.de



# Die Praxis der Kläranlagenüberwachung in der Schweiz

M. Koch

AWEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich, Zürich, CH

**Kurzfassung:** In der Schweiz sind für die Überwachung der Kläranlagen gemäss Schweizerischer Gewässerschutzgesetzgebung die 26 Kantone verantwortlich. Das zuständige Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) erlässt dazu Verordnungen, Richtlinien und Wegleitungen, überlässt aber die Detailregelungen den einzelnen Kantonen. Im Folgenden werden die Aufgaben des Bundes, der Kantone und Gemeinden im Zusammenhang mit der Kläranlagenüberwachung beschrieben. Dabei wird speziell auf den Vollzug im Kanton Zürich näher eingegangen.

**Keywords:** Kläranlagenüberwachung, Schweizerische, Eigenkontrolle, Untersuchungsprogramme, Abflussqualität des gereinigten Abwassers

## 1 Einleitung

In der Schweiz ist der Vollzug der Gewässerschutzgesetzgebung an die 26 Kantone delegiert. Die Kantone sorgen für die Durchsetzung der gewässerschutzrechtlichen Vorschriften des Bundes, was zur Folge hat, dass sich unter anderem auch die Kläranlagenüberwachung von Kanton zu Kanton unterscheidet. Im Folgenden wird vor allem auf die Kläranlagenüberwachung im Kanton Zürich näher eingegangen. Zusätzlich muss darauf hingewiesen werden, dass sich die zum Schweizerischen Gewässerschutzgesetz gehörende Gewässerschutzverordnung, in der die Kläranlagenüberwachung geregelt wird, in Überarbeitung befindet.

## 2 Gewässerschutz in der Schweiz

### 2.1 Angaben zum Stand des Gewässerschutzes in der gesamten Schweiz

Zur Zeit wird in der Schweiz rund 95 % des Abwassers der über 7 Millionen Einwohnerinnen und Einwohner in Kläranlagen gereinigt. Einige Zahlen:

Anzahl Kläranlagen:	ca. 1'000
Länge der Kanalisationen:	ca. 40'000 km
Wiederbeschaffungswert (Neuwert):	ca. 80'000 Milliarden SFr.
Anlagekosten pro Einwohner:	ca. 12'000 SFr.

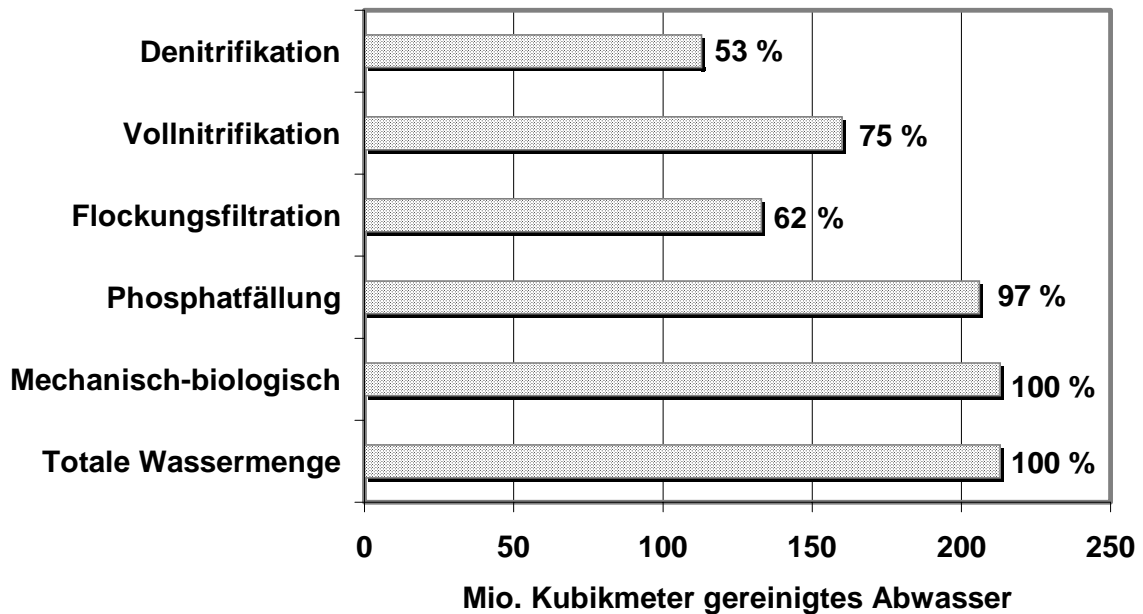
Die jährlichen Gesamtkosten für die Abwasserentsorgung/-reinigung einer 4köpfigen Familie werden in Zukunft auf 800 bis 1'300 SFr. geschätzt. (100 ATS = 12 SFr.)

### 2.2 Angaben zum Stand des Gewässerschutzes im Kanton Zürich

Der Kanton Zürich mit einer Fläche von 1'730 km<sup>2</sup> (rund 4 % der Schweiz) wies 1996 eine Bevölkerung von rund 1.2 Millionen Einwohnerinnen und Einwohnern auf (17 % der Schweizerbevölkerung). Die Fliessgewässer und Seen im Kanton Zürich sind infolge der dichten Besiedelung in ihrem Einzugsgebiet und wegen der teils intensiven Landwirtschaft einer enormen Belastung ausgesetzt, die sich zum Teil in einer starken Eutrophierung der Gewässer äussert. Der Erholungswert besonders der Seen ist für die Bevölkerung einer weiten Region des Kantons von grosser Bedeutung.

Diese Tatsache erforderte bereits vor rund 20 Jahren besondere Anstrengungen im Bereich der Abwasserreinigung. Bereits zu Beginn der Achtzigerjahre wurden die ersten Flockungsfiltrationsanlagen in Betrieb genommen. Dies erhöhte die Komplexität des Kläranlagebetriebs, was eine intensivere Überwachung und Ausdehnung der Eigenkontrolle zur Folge hatte.

1997 wurden in 80 kommunalen Kläranlagen mit mehr als 500 Einwohnern sowie in 36 Kleinkläranlagen mit weniger als 500 Einwohnern total 213 Mio. m<sup>3</sup> Abwasser gereinigt. Die Aufteilung auf die verschiedenen Verfahrensstufen ist in Abbildung 1 ersichtlich.



**Abbildung 1:** Im Kanton Zürich 1997 gereinigte Abwassermengen, aufgeteilt nach Verfahrensstufen.

### 3 Gesetzliche Grundlagen

Im Folgenden soll lediglich kurz auf diejenigen gesetzlichen Grundlagen eingegangen werden, die zum Verständnis der schweizerischen Strategie zur Kläranlagenüberwachung notwendig sind. (Eine umfassende Zusammenstellung befindet sich bei BIERI 1998).

#### 3.1 Die Aufgabenverteilung zwischen Bund, Kantonen und Gemeinden

##### 3.1.1 Aufgaben des Bundes

Die Schweizerische Gesetzgebung (Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer vom 24. Januar 1991) delegiert den Vollzug des Gewässerschutzes an die 26 Kantone. Das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) ist eines der massgeblichen Bundesaufsichtsorgane in Gewässerschutzbelangen. Durch Erlass von Richtlinien, Wegleitungen und Empfehlungen unterstützt das BUWAL die kantonalen Gewässerschutzfachstellen sowie die Gemeinden im

Vollzug, dies nicht zuletzt im Sinne der Koordination unter den verschiedenen Kantonen. Als weitere wichtige Funktion nimmt der Bund die Aufgabe als Auskunftsstelle über die Gewässerschutzbelange für Bürger, Ingenieure und Dritte wahr. Deshalb sind die Kantone dem Bund zur Berichterstattung verpflichtet. Diese Angaben dienen dem Bund als Grundlage für die Anordnung weiterer Massnahmen im Bereich der Abwasserbeseitigung und stellen eine verlässliche Erfolgskontrolle für die bereits getroffenen Massnahmen dar.

### 3.1.2 Aufgaben der Kantone

Die Kantone sorgen für die Durchsetzung der gewässerschutzrechtlichen Vorschriften, die durch den Bund festgelegt wurden. Sie sind unter anderem für die Anordnung von Schutz- und Sanierungsmassnahmen verantwortlich. In den meisten Kantonen (Ausnahmen Basel-Land und teilweise Genf) sind Bau und Betrieb der Abwasseranlagen an die Gemeinden delegiert. Der Vollzug ist auf kantonaler Gesetzes- und Verordnungsebene kohärent mit dem Bundesgesetz geregelt.

Die Aufsicht über den Betrieb der Abwasseranlagen fällt ebenfalls in die Kompetenz der kantonalen Behörde. Sie ist befugt, die Aufgabe an qualifizierte Dritte zu delegieren. Sie überprüft insbesondere, ob:

1. die Abwasserreinigungsanlagen die in den gewässerschutzrechtlichen Bewilligungen festgelegten Einleitungsbedingungen einhalten,
2. die in den Bewilligungen festgelegten Werte weiterhin einen sachgemässen Gewässerschutz gewährleisten.

Sie legt detaillierte Eigenüberwachungsprogramme für die Kläranlagenbetreiber fest.

### 3.1.3 Aufgaben der Gemeinden

Die Gemeinden (oft zusammengeschlossen in Kläranlagezweckverbänden) sind für den baulichen Gewässerschutz verantwortlich. Dieser umfasst vor allem die Sammlung und sachgemässe Reinigung der häuslichen und gewerblich-industriellen Abwässer. Die Gemeinden unterstehen dem Meldewesen über den Betrieb der Kläranlagen (siehe Kapitel 4.5).



## **3.2 Haftpflicht und Strafbestimmungen**

### **3.2.1 Haftpflicht (Artikel 69 Gewässerschutzgesetz)**

Die Haftung für nachteilige Einwirkungen auf Gewässer wird als klassische Gefährdungshaftung ausgestaltet, welche nur für Betriebe, Anlagen und Einrichtungen, insbesondere auch mobile Einrichtungen, gelten soll, von denen Risiken für die Gewässer ausgehen.

Der Inhaber von solchen Anlagen haftet für den Schaden aus Einwirkungen, die durch die Verwirklichung dieses Risikos entstehen, auch wenn ihm kein Verschulden vorgeworfen werden kann.

Qualifiziert ist das Risiko, wenn es qualitativ oder quantitativ eine Intensität erreicht, bei der eine statistische Wahrscheinlichkeit besteht, dass Schäden selbst dann eintreten können, wenn der Inhaber alle vernünftigerweise von ihm zu erwartende Sorgfalt aufwendet und alle zumutbaren Massnahmen trifft, um eine Verwirklichung der Gefahr zu verhüten.

Wie bei anderen Gefährdungshaftungen soll sich auch hier der Inhaber eines Betriebes, einer Anlage oder Einrichtung von einer zunächst angenommenen Haftpflicht dann befreien können, wenn ihm der Nachweis gelingt, dass im konkreten Fall der Schaden massgebend durch eine Drittursache bewirkt worden ist, deren Intensität das von ihm zu vertretende typische Betriebsrisiko vollständig in den Hintergrund treten lässt und eine Schadenersatzpflicht als inadäquat erscheinen liesse.

Es gelten die drei klassischen Entlastungsgründe der höheren Gewalt, des groben Selbstverschuldens des Geschädigten und des groben Verschuldens eines Dritten.

Für Schäden, die vorsätzlich oder fahrlässig durch Verstoss gegen eine allgemeine oder im Gesetz spezifizierte Sorgfaltspflicht verursacht werden, wird daneben weiterhin die allgemeine Verschuldenshaftung aus Artikel 41 des Obligationenrechts zur Anwendung kommen.

### 3.2.2 Strafbestimmungen (Artikel 70 bis 73 Gewässerschutzgesetz)

Die Strafbestimmungen bilden ein eigentliches Gewässerstrafrecht. Die wichtigsten Zuwiderhandlungen werden einzeln in klare Deliktatbestände eingeteilt und als Vergehen definiert. Wer Gewässer verschmutzt, kann je nach Tatbestand mit einer Gefängnis- und/oder mit einer Geldstrafe bestraft werden.

Eine wesentliche Verschärfung des Strafrechts besteht zusätzlich darin, dass die als Vergehen geltenden Handlungen nicht notwendigerweise eine Verunreinigung des Wassers zur Folge haben müssen. Es genügt, eine Verunreinigungsgefahr verursacht zu haben.

## 4 Strategien zur Kläranlagenüberwachung

Die Kläranlagenüberwachung, darunter wird sowohl die behördliche als auch diejenige des Kläranlagenbetreibers verstanden, dient im wesentlichen folgenden Zwecken:

- Nachweis der Einhaltung der geforderten Einleitungsbedingungen und der Reinigungsleistung
- Optimierung des Betriebs
- Erkennen von akuten und chronischen Betriebsstörungen
- Erhebung von Datenmaterial als Planungs- und Beratungsgrundlage

### 4.1 Betrieb von Probenahmegeräten und Aufbewahrung von Probenmaterial

Kläranlagen ab einer Grösse von 2'000 Einwohnergleichwerten sind verpflichtet, täglich 24 Std.-Sammelproben vom Kläranlagen-Zu- und -Abfluss zu erheben, das Probenmaterial zu thermostatisieren und weitere 24 Std. gekühlt aufzubewahren.

## 4.2 Die Überwachung durch die kantonale Behörde

Die Zahl der Probenerhebungen durch die kantonale Behörde richtet sich grundsätzlich nach den Vorgaben des BUWAL, welches sich auf die EG-Richtlinie 271/1991 abstützt. Die Überwachungsmodalitäten sollen in die in Überarbeitung stehende Schweizerische Gewässerschutzverordnung Eingang finden.

Während viele Kantone über ein eigenes Labor verfügen, wurden in einigen Kantonen die behördlichen Abwasseranalysen an private, geprüfte Labors übergeben, wobei die Probenerhebung in den Kläranlagen auch in diesen Fällen meist durch die kantonale Behörde erfolgt.

Die kantonale Gewässerschutzfachstelle des Kantons Zürich verfügt über ein eigenes nach EN 49001 akkreditiertes Gewässerschutzlabor, welches in der Lage ist, auch anspruchsvolle Abwasser- und Schlammanalysen im Spurenbereich durchzuführen.

Jährlich werden die Kläranlagen 4 bis 6 Mal unangemeldet besucht und entsprechendes Probenmaterial zur physikalisch-chemischen Untersuchung erhoben. Neben den Abwasseruntersuchungen werden zusätzlich 1 bis 6 Mal pro Jahr Klärschlammproben angefordert und unter anderem Nährstoff-, Schwermetall- und AOX-Gehalt untersucht.

### 4.2.1 Überwachungspraxis in anderen Kantonen

Überwachung bedeutet nicht nur Augenschein und Probenahme durch die kantonale Behörde. Diese Tätigkeit ist meist mit einer Beratung des Kläranlagepersonals in betrieblichen und labortechnischen Belangen verbunden. Leider kann der Überwachungsauftrag in vielen Kantonen infolge von Stellenabbau in den Gewässerschutzfachstellen zunehmend nicht mehr vollumfänglich im gewünschten Umfang wahrgenommen werden. Während grössere Kläranlagen eher in der Lage sind, entsprechende Beratung bei Ingenieurbüros „einzukaufen“, verzichten viele kleinere Anlagen aus finanziellen Gründen auf diese Unterstützung, und das Kläranlagepersonal wird oft sträflich „alleingelassen“. Leider ist in der Schweiz die Praxis der Kläranlage-Nachbarschaften noch nicht derart gut ausgeprägt wie in unseren Nachbarländern!

In einigen Kantonen ist man deshalb dazu übergegangen, von den Kläranlagen in kurzen Zeitabständen umfangreiches aktuelles Betriebsdatenmaterial einzufordern. In anderen Fällen wurde das Kläranlage-Personal verpflichtet, dem zuständigen Labor periodisch (bis 12 Mal jährlich) stabilisiertes Probenmaterial für die Bestimmung des TOC/DOC per Post zuzustellen.

### **4.3 Überwachung (Eigenkontrolle) der Kläranlagen durch die Gemeinden**

Die Eigenkontrolle der Kläranlagen verfolgt zwei Hauptziele:

1. Verbesserung der Datenlage zum Nachweis der Einhaltung der geforderten Einleitungsbedingungen und eines genügenden Wirkungsgrades der Kläranlage.
2. Erkennen von chronischen Betriebsstörungen und Optimierung des Kläranlagebetriebs bezüglich Verbrauch von Energie, Chemikalien und übrigem Sachaufwand sowie Personalbedarf.

Umfang und Kontrollhäufigkeit werden im Einzelfall durch die kantonale Behörde festgelegt. Die Zu- und Abfluss-Untersuchungen der Kläranlagen gemäss Tabelle 1 (BUWAL-Mitteilung) erlauben im Normalfall, repräsentative Durchschnittswerte zu ermitteln. Für die Erfassung einzelner Abwasserschmutzstoffstösse, was vor allem bei ungünstigen Vorfluterverhältnissen problematisch sein kann, wird die Kontrollhäufigkeit entsprechend angepasst. Die Untersuchungen haben im Wechsel aller Wochentage, bei jeder Wasserführung zu erfolgen. Bis anhin wird aber in den meisten Kläranlagen auf umfangreichere Laboruntersuchungen von Wochenend-Proben verzichtet.

**Tabelle 1:** Kontrollhäufigkeit und Umfang der chemisch-physikalischen Abwasseranalysen

Anlagegrösse EW (bezügl. BSB <sub>5</sub> ) *	Organische Stoffe (ges. ungelöste Stoffe, organische Summenparameter) **	Stickstoff (NH <sub>4</sub> , NO <sub>2</sub> , NO <sub>3</sub> , gegebenenfalls Gesamt-N)	Phosphor gesamt (bei Kläranlagen mit Fällung)	Wassermenge Q
bis 2'000	Nach Weisung der kantonalen Behörde	Nach Weisung der kantonalen Behörde	Nach Weisung der kantonalen Behörde	Nach Weisung der kantonalen Behörde
2'000 - 10'000	Nach Weisung der kantonalen Behörde	Nach Weisung der kantonalen Behörde	Nach Weisung der kantonalen Behörde	Täglich: Q total, Q Minimum, Q Maximum
10'000 - 50'000	2 mal / Woche	2 mal / Woche	2 mal / Woche	Täglich: Q total, Q Minimum, Q Maximum
> 50'000	3 Mal / Woche - täglich	3 Mal / Woche - täglich	3 Mal / Woche - täglich	Täglich: Q total, Q Minimum, Q Maximum

\* Definition Einwohnergleichwert (EW) gemäss Richtlinie des Rates der EG vom 21. Mai 1991

\*\* Organische Stoffe: Diese umfassen die Parameter Gesamte ungelöste Stoffe 0.45 µm filtriert, BSB<sub>5</sub> mit Nitrifikationshemmer, KMnO<sub>4</sub>-Verbrauch, eventuell CSB oder DOC/TOC in grossen Kläranlagen.

25 Kläranlagen des Kantons Zürich verfügen gegenwärtig über eine Flockungsfiltration (4. Reinigungsstufe). Diese Kläranlagen erheben Abflussproben aus der Nachklärung und der Filtration.

## 1. Chemisch-physikalische und mikroskopische Untersuchungen zur Erkennung von Betriebsstörungen sowie zur Optimierung des Betriebes.

Die Kläranlagen sind verpflichtet, neben den physikalisch-chemischen Untersuchungen der Abwasserproben zusätzliche Messungen und Betriebsdatenerfassungen nach Vorgabe der kantonalen Behörde durchzuführen.

Die Zusatzmessungen umfassen:

- Belebtschlamm-Untersuchungen, Erfassung der Betriebsbedingungen der biologischen Reinigungsstufe
- Erfassung der Betriebsbedingungen der (Flockungs)filtration
- Frisch- und Faulschlamm-Untersuchungen, Erfassung der Betriebsbedingungen der Schlammbehandlung (Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung)
- Erfassung des Strom-, Oel- und übrigen Material-Verbrauchs

Die Registrierung zahlreicher Betriebsdaten erfolgt heute in vielen Kläranlagen automatisch über entsprechende Datenerfassungs- und Protokollierungssysteme.

Im Kanton Zürich richtet sich der Umfang der Betriebsdatenerfassung vor allem nach der Grösse der Kläranlage, ihrer betriebstechnischen Komplexität sowie nach den Vorfluterbedingungen. Im weiteren ist das Kläranlagepersonal angehalten, bei technischen Betriebsproblemen die Untersuchungshäufigkeit entsprechend zu erhöhen. Von Kanton zu Kanton bestehen aber erhebliche Unterschiede bezüglich Umfang und Häufigkeit von Zusatzmessungen und Betriebsdatenerfassung.

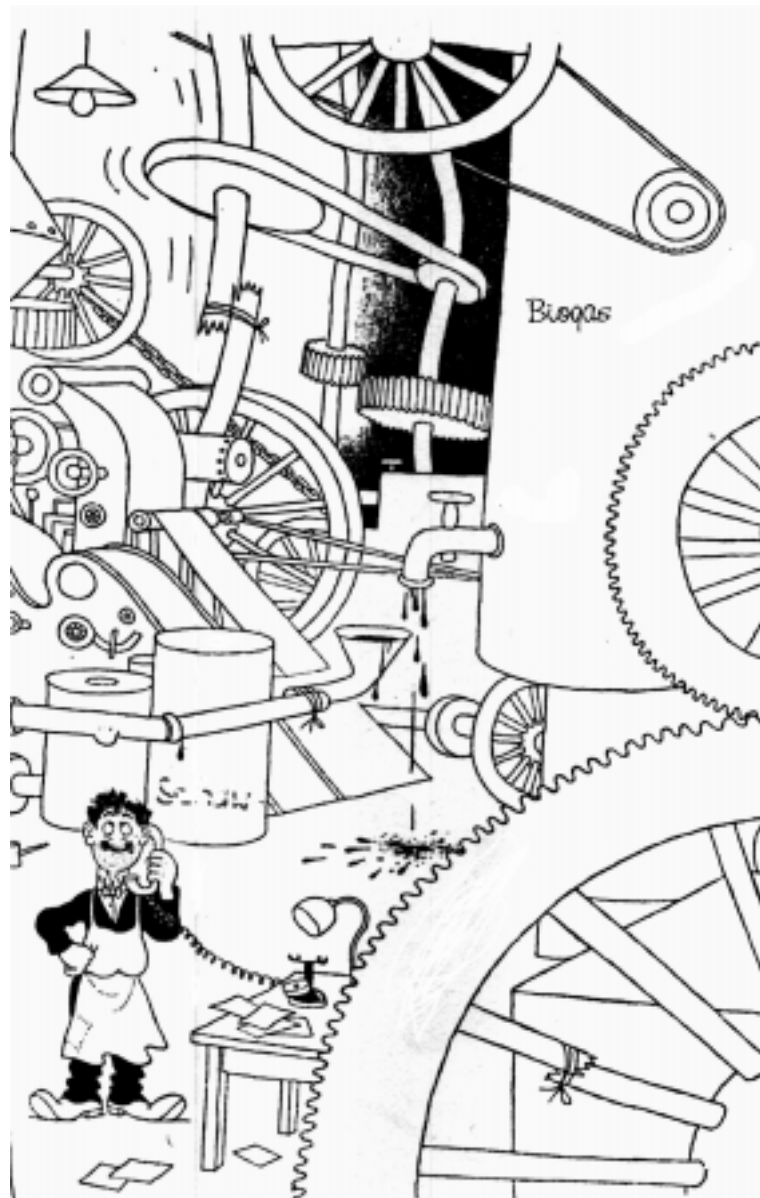
Der im Kanton Zürich verwendete Modus deckt sich weitgehend mit demjenigen des im ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 vorgeschlagenen Untersuchungsprogramm. Auf eine weitergehende detaillierte Darstellung wird deshalb verzichtet.

#### 4.3.1 Pikettdienst und Wochenenddienst des Kläranlagepersonals

Durch die Überwachung der Kläranlagen sollen in erster Linie Beeinträchtigungen der Gewässer durch Ableitung von nicht oder ungenügend gereinigtem Abwasser vermieden werden. Nicht selten erfolgen unzulässige Abwassereinleitungen in die Kanalisation an Wochenenden, das heisst, wenn der Emittent vermutet, dass die Kläranlage personell nicht besetzt ist. Das BUWAL schreibt vor, dass in den Kläranlagen ein Pikettdienst zu betreiben ist. Die erforderlichen Meldungen (Alarmplan) und das Vorgehen sind schriftlich festzuhalten. Im weiteren ist während Ferien, Krankheit und militärischen Abwesenheiten das stellvertretende Personal zum voraus zu bestimmen. Dieses muss über die entsprechende fachliche Ausbildung verfügen.

Um bei Störungen die richtigen Massnahmen zu treffen, sind die Kläranlagen angehalten, für diverse Störfall-Szenarien (Öl, Benzin, Cyanid und weitere Gifte im Zufluss, Ausfall der Belüftung, Gasexplosionen bei der Schlammbehandlung bei Hebewerken, in Rechengebäuden usw.) entsprechende Alarm- und Massnahmenpläne auszuarbeiten.

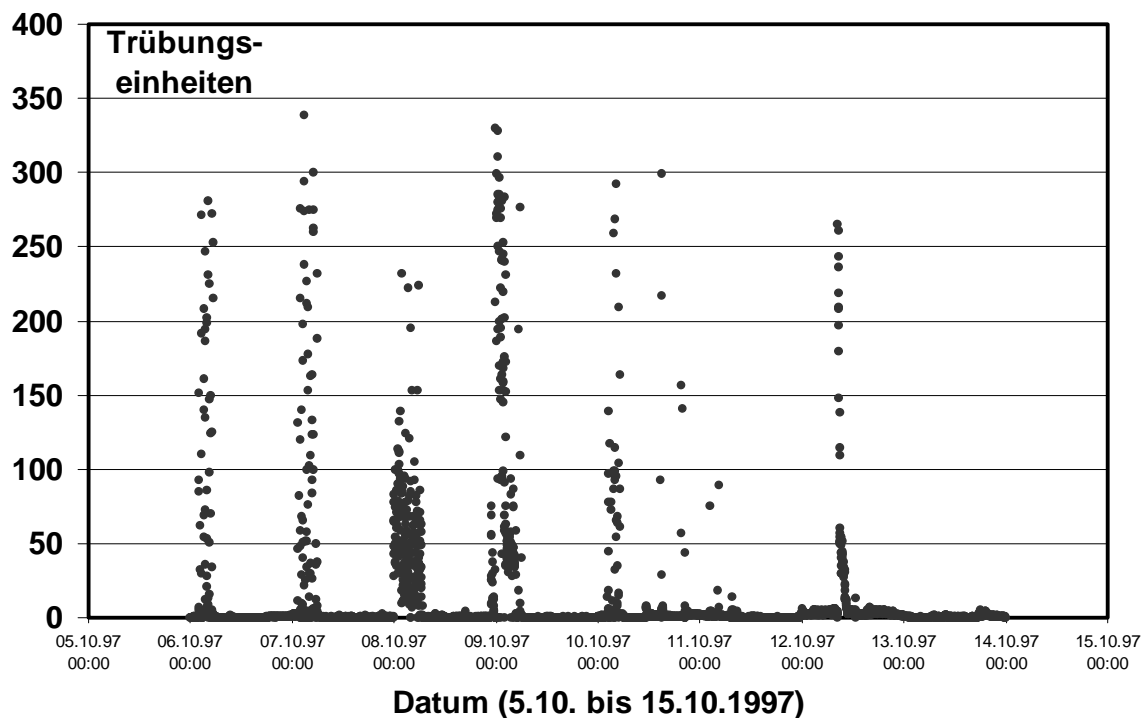
Es darf nicht verschwiegen werden, dass infolge des Spardrucks, der auf den Gemeinden lastet, dieser Pikett- und Wochenenddienst häufig in Frage gestellt wird. Während die zuständigen Behörden für den Pikettdienst an Werktagen noch Verständnis aufbringen, wird vor allem die Notwendigkeit des Wochenenddienstes in Kläranlagen unter 15'000 Einwohnergleichwerten vermehrt in Frage gestellt. Zunehmende Automatisierung des Kläranlagebetriebs, moderne Fernwirkssysteme und Kommunikationsmittel ermöglichen wohl eine Reduktion der Präsenzzeit während den Wochenenden. Auf Kontrollgänge an den Wochenenden sollte aus unserer Sicht auch deshalb nicht verzichtet werden, da der zunehmend komplexere Betrieb trotz Automatisierung leider immer noch nicht vor Ausfällen, Regelstörungen usw. gefeit ist. Notwendig ist aber ein klarer Beschrieb (Pflichtenheft) der Wochenendtätigkeiten. Dies ist vor allem dann von grossem Vorteil, wenn Hilfspersonal eingesetzt wird oder Zweifel an der Notwendigkeit des Wochenenddienstes auftauchen!



**Pikett-Dienst in Kläranlagen:** Dubout (1947). Abgeändert vom Autor.

Um besonders kleinere Kläranlagen mit meist unterdotiertem Personalbestand nicht über Gebühr mit Wochenenddienst zu belasten, wird im Kanton Zürich vermehrt auch bei kleineren Kläranlagen eine Trübungsmessung im Abfluss der Anlage verlangt, deren Signal auf den Sammelalarm geschaltet wird. Wie unsere Erfahrungen zeigen, bewirken betriebliche Unregelmässigkeiten oder toxische Abwässer häufig eine markante Zunahme der Trübung infolge Zerfall der Belebtschlammflocken mit nachfolgendem Schlammabtrieb. Im vorliegenden Beispiel wurde zur Ueberwachung einer nicht permanent besetzten Kläranlage, die stets geringe Frischschlammengen auswies, durch unser Amt eine Trübungsmessung im Abfluss der Anlage installiert (Abbildung 2).





**Abbildung 2:** Aufzeichnung der Trübungsmessung im Abfluss einer nicht permanent besetzten Kläranlage mit periodischen Betriebsstörungen (10 Trübungseinheiten entsprechen 8 mg Schwebstoffe/l).

#### 4.3.2 Bewertung der Kläranlagen

Der Gesetzgeber erlaubt, dass zur Beurteilung der Reinigungsleistung und Einhaltung der Einleitungsgrenzwerte neben den Abwasseranalysen der kantonalen Behörde zusätzlich die Erhebungen des Kläranlagepersonals mitberücksichtigt werden. Um die Zuverlässigkeit des Datenmaterials der Kläranlagen sicherzustellen, werden im Kanton Zürich durch das Gewässerschutzlabor periodisch Ringversuche mit den Kläranlagen durchgeführt. Werden durch die kantonale Behörde Abwasserproben zur chemisch-physikalischen Analyse erhoben, hat die betroffene Kläranlage gleichzeitig identisches Probenmaterial zu analysieren und den Befund zwecks Vergleich dem Kanton mitzuteilen. Dieses Vorgehen, welches in zahlreichen Kantonen angewendet wird, vermag wesentlich zu einer guten Laborpraxis des Kläranlagepersonals beizutragen.

Die kantonale Behörde anerkennt die Ergebnisse der Eigenkontrolle, wenn bei den Vergleichsanalysen die Genauigkeit der Übereinstimmung den Angaben in der Tabelle 2 entspricht.

**Tabelle 2:** Toleranzgrenzen bei Vergleichsanalysen der behördlichen Kontrollen mit den Eigenkontrollen

Parameter	Toleranzgrenzen bei Vergleichsanalysen	Toleranzgrenzen bei Vergleichsanalysen
	Zufluss	Abfluss
	Toleranz Abweichungen +/-	Toleranz Abweichungen +/-
Biochem. Sauerstoffbedarf	10 mg/l 10 % Wert KL*	5 mg/l 10 % Wert KL
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch	15 mg/l 10 % Wert KL*	15 mg/l 10 % Wert KL
Chem. Sauerstoffbedarf	15 mg/l 10 % Wert KL*	15 mg/l 10 % Wert KL
Gesamte ungelöste Stoffe	---	<b>Nachklärung:</b> 5 mg/l 10 % Wert KL <b>Filtration:</b> 2 mg/l 10 % Wert KL

\* Das Ergebnis des Kläranlagepersonals darf um den Toleranzwert +/- 10 % des Messwertes, der durch das Kontrolllabor (KL) ermittelt wurde, abweichen.  
(Bsp.: BSB<sub>5</sub>-Messwert Kontrolllabor: 150 mg O<sub>2</sub>/l → Zulässiger Wert: 150 mg/l +/- (10 mg O<sub>2</sub>/l + 15 mg O<sub>2</sub>/l))

Parameter	Toleranzgrenzen bei Vergleichsanalysen	Toleranzgrenzen bei Vergleichsanalysen
	Zufluss	Abfluss
	Toleranz Abweichungen +/-	Toleranz Abweichungen +/-
Ammonium-N	2 mg/l 10 % Wert KL*	0.5 mg/l 10 % Wert KL
Nitrit-N	---	0.2 mg/l 10 % Wert KL
Nitrat-N	0.5 mg/l 10 % Wert KL*	0.5 mg/l 10 % Wert KL
Gesamt-N	0.5 mg/l 10 % Wert KL*	0.5 mg/l 10 % Wert KL
Gesamt-P	0.2 mg/l 10 % Wert KL*	<b>Nachklärung:</b> 0.2 mg/l 10 % Wert KL <b>Filtration:</b> 0.1 mg/l 10 % Wert KL
Wassermenge	> 2'000 EW: 10 %	> 2'000 EW: 10 %

\* Das Ergebnis des Kläranlagepersonals darf um den Toleranzwert +/- 10 % des Messwertes, der durch das Kontrolllabor (KL) ermittelt wurde, abweichen. (Bsp.: BSB<sub>5</sub>-Messwert Kontrolllabor: 150 mg O<sub>2</sub>/l → Zulässiger Wert: 150 mg/l +/- (10 mg O<sub>2</sub>/l + 15 mg O<sub>2</sub>/l)

(Obige Tabelle findet erst seit kurzem Anwendung und soll entsprechend angepasst werden, sofern die Toleranzgrenzen einzelner Parameter einer Korrektur bedürfen).

#### 4.4 Meldung ausserordentlicher Ereignisse durch die Kläranlage

Der Inhaber einer Kläranlage muss dafür sorgen, dass ausserordentliche Ereignisse im Betrieb, die dazu führen könnten, dass die vorschriftsgemässe Einleitung des gereinigten Abwassers in ein Gewässer oder die vorgesehene Verwertung oder Beseitigung des Klärschlammes nicht mehr möglich ist, unverzüglich der kantonalen Behörde gemeldet wird.

Der Meldepflicht unterstehen insbesondere folgende Vorkommnisse:

- Auftreten von grossen Gewässerverschmutzungen im Vorfluter der Kläranlage
- Geplante, grössere Revisionen mit Einfluss auf die Einhaltung der Einleitungsbedingungen
- Ausserbetriebnahme von einzelnen Klärbecken
- Extreme pH-Abweichungen, starke Verschlechterung der Abflussqualität insbesondere bezüglich organischer Belastung und Ammonium, Verfärbungen, Trübungen und starke Schaumbildung.

Bei besonderen Vorkommnissen sind nach dem Alarmplan auch andere Stellen (Alarmzentrale, Polizei) sofort zu informieren.

#### **4.5 Meldewesen über den Betrieb**

Durch die Gemeinden sind periodisch diverse Daten über den Betrieb der Siedlungsentwässerung den kantonalen Gewässerschutzfachstellen zu melden, welche ihrerseits das Datenmaterial aufbereiten und an den Bund weiterleiten.

Folgende Daten über den Betrieb sind einmal jährlich dem Bund zu melden:

- abgeleitete Abwassermenge
- Abwasserqualität (Monatsmittel)
- Wirkungsgrad der Kläranlage
- Menge und Eigenschaften des Klärschlammes
- Art der Schlamm Entsorgung
- Energieverbrauch und Betriebskosten
- die Verhältnisse im Einzugsgebiet der Anlage, wie Anschlussgrad und Anteil des stetig anfallenden nicht verschmutzten Abwassers.

Die Kantone sind befugt, neben oben erwähnten Informationen weitere Angaben zum Betrieb auch in kürzeren Zeitabständen von den Gemeinden anzufordern.

Die Datenübermittlung erfolgt schriftlich per Formular oder mittels Diskette, wozu das BUWAL ein einheitliches Datentransfer-Programm geschaffen hat. Die entsprechend mit EDV ausgerüsteten Kläranlagen sind in der Lage, aus dem Betriebsprotokoll automatisch (das heisst, sofern der Computer und die Software wollen!) die vom Bund gewünschten Angaben herauszufiltern und in einer Jahreszusammenstellung auszudrucken.

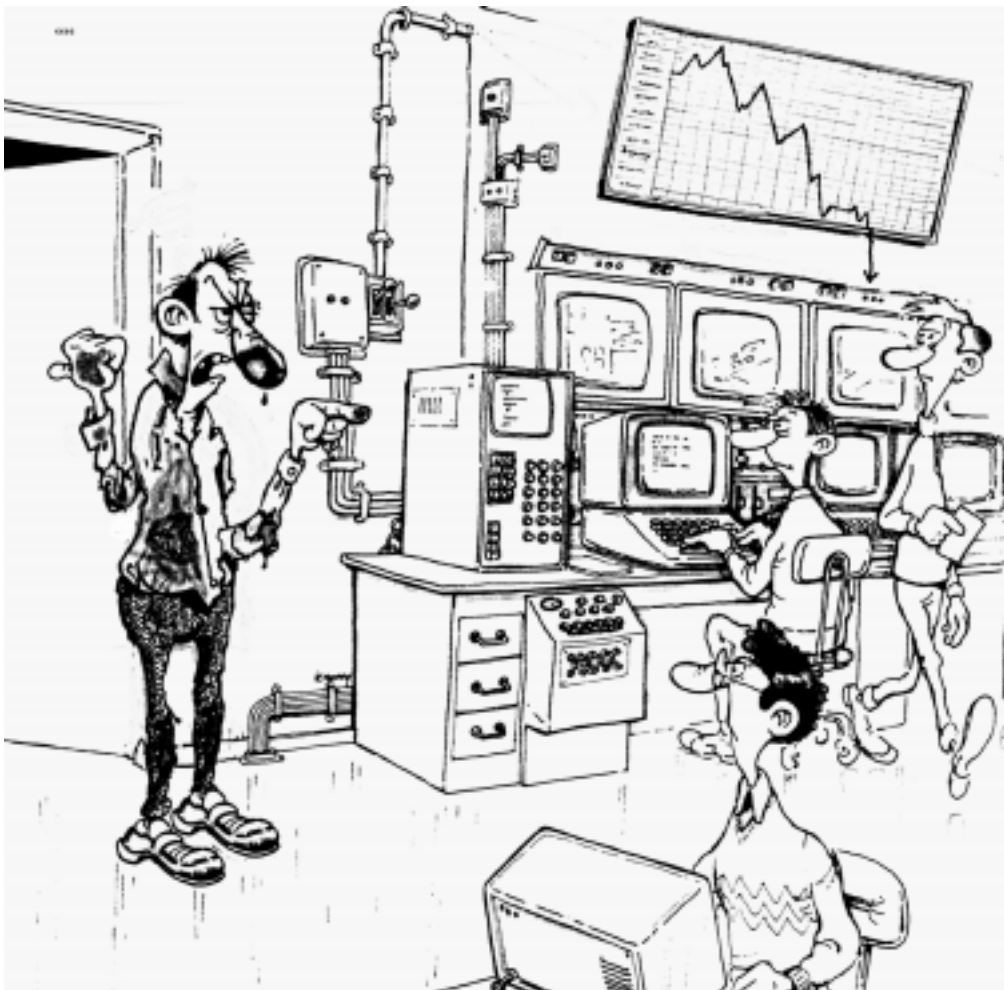
## **5 Ausblick**

Die Abwasser- und Schlammanalysen sowie die Erfassung von Betriebsdaten nehmen speziell in kleineren und mittleren Kläranlagen einen nicht unerheblichen Teil der täglichen Arbeitszeit des Kläranlagepersonals in Anspruch. Diese Tatsache führt nicht selten zwischen Überwachungsbehörde, dem für die Kläranlage zuständigen Ingenieurbüro und dem Kläranlagepersonal zu Diskussionen über Zweckmässigkeit, Umfang und Häufigkeit der Durchführung von chemisch-physikalischen Abwasser- und Schlammuntersuchungen und Betriebsdatenerfassung. Verzicht auf stures Festhalten an behördlichen Vorgaben und Bereitschaft zu individueller Anpassung an die kläranlagenspezifischen Randbedingungen können solche Konflikte vermeiden helfen. Vor allem bei grosszügig dimensionierten Anlagen, die Leistungsreserven aufweisen, sich technisch in einwandfreiem Zustand befinden und über kontinuierliche Online- und Inline-Messungen verfügen, sollte der Spielraum für eine Reduktion der Untersuchungen ausgenützt werden.

Die Finanzknappheit auf staatlicher Ebene hat auch in der Schweiz zur Folge, dass sowohl die finanziellen als auch personellen Mittel bei den kantonalen Gewässerschutzfachstellen bereits massiv beschnitten wurden oder zumindest eine einschneidende Reduktion in Zukunft zu befürchten ist. Dies hat bereits bei einigen Kantonen dazu geführt, dass auf eine neutrale und unabhängige staatliche Überwachung beinahe gänzlich verzichtet werden muss. Damit muss vollständig auf die Ergebnisse der Eigenkontrolle abgestützt werden. Erst kürzlich wurde nach einer gravierenden Gewässerverschmutzung, verursacht

durch eine Kläranlage, von besorgten Bürgern die Bemerkung angebracht, obwohl der Staat seine Oberhoheit noch in genügendem Masse wahrnehme. Es könne doch nicht angehen, dass der Dackel seine eigene Wurst bewache.....

Der „vollautomatische Betrieb“ moderner Kläranlagen verleitet das Betriebspersonal vermehrt, ihre Anlagen vom Computer aus zu „überwachen“. Auf die früher üblichen, täglich mehrmaligen Rundgänge durch die Kläranlage mit kritischer Sinnesprüfung des Abwasser-Zu- und -Abflusses sowie der Aggregate wird zunehmend verzichtet. Gerade diese Rundgänge vermögen aber oft wertvolle Hinweise auf plötzlich auftretende betriebliche Probleme zu geben. Das geübte Auge und die sensibilisierte Nase des Klärwärters lassen sich zumindest bis heute nicht durch moderne Überwachungs- und Analysetechnik ersetzen.....



*Welcher Trottel hat soeben Frischschlamm abgelassen? Daniel Le Noury (1984). Abgeändert vom Autor.*

## 6 Literatur

Allgemeine Gewässerschutzverordnung vom 19. Juni 1972 (SR 814.201)

Bieri E. (1998) Klärwerkpersonal-Ausbildung des Verbandes Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute VSA, Zürich. Ausbildungsstufe A1/A2

Bundesgesetz vom 24. Januar 1991 über den Schutz der Gewässer (GSchG; SR 814.20)

Die Kontrolle des Betriebes von zentralen Abwasserreinigungsanlagen (1996), BUWAL;  
Mitteilungen zum Gewässerschutz NR. 22/1996

Markus Koch, Dr. sc. nat. ETH

AWEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft

Walchetur  
CH 8090 Zürich

Tel: + 41 / 1 / 446 41 11

Fax: + 41 / 1 / 446 41 00





# Überwachung von Indirekteinleitern

E. Pestal

Zivilingenieur für Kulturtechnik und Wasserwirtschaft

**Keywords:** Indirekteinleitung in öffentliche Abwasseranlagen, Emissionsverordnung, Abwasseranalysen, Sielhautuntersuchung, Indirekteinleiterkataster

## 1 Allgemeines

Der Betreiber der öffentlichen Abwasseranlage übernimmt häusliches Abwasser, welches in seiner Zusammensetzung gewissen Schwankungen innerhalb einer abschätzbaren Bandbreite unterliegt, und gewerbliche und industrielle Indirekteinleitungen, bei welchen kein direkter Einfluß auf Menge und Zusammensetzung des eingeleiteten Abwassers besteht.

Der Betreiber der öffentlichen Abwasseranlage muß bei der Abwasserreinigung seine Auflagen für die Vorflutereinleitung gesichert einhalten und ist hierfür im Sinne des Wasserrechts und des Umweltrechts verantwortlich.

Die gewerblichen und industriellen Indirekteinleitungen bringen durch produktionsbedingte Schwankungen (Stillstandstage am Wochenende, starke Produktionstage am Wochenbeginn) und durch die Veränderung der Abwasserzusammensetzung mit besonders schwer oder besonders leicht abbaubaren Inhaltsstoffen Beeinträchtigungen im Klärwerksbetrieb. Weitere Beeinträchtigungen durch Indirekteinleitungen können eine Gesundheitsgefährdung des Kanal- und Klärwerkspersonals und Schädigungen der Bau- und Anlagensubstanz sein.

Der Indirekteinleiter leistet für die Abwasserableitung Abgaben. Die Betreiber der öffentlichen Abwasseranlagen müssen ihre Aufwendungen möglichst gerecht und nachvollziehbar auf die häuslichen Einleiter und die Indirekteinleiter nach dem Kostendeckungsprinzip aufteilen.

Diese Übersicht zeigt eine Überschneidung von Verantwortungsbereichen (Einhaltung von Grenzwerten, Umweltauflagen), eine Überschneidung von Geschäftsbereichen (Gebühren) und ein öffentliches Interesse (Umwelt, Gebührengerechtigkeit und Kostendeckungsprinzip). Diese Überschneidungen machen es erforderlich, eine Systematik von Rechten und Pflichten, welche das Zusammenwirken von öffentlicher Kläranlage und Indirekteinleitern regelt, aufzubauen.

## 2 Rechtliche Grundlagen

Die rechtliche Grundlage für den „Indirekteinleiter“ wurde mit dem § 32 b in der WRG-Novelle 1997, BGBI. 74 vom 11.Juli 1997, neu gefaßt.

Der **Verantwortungsbereich** für den Kläranlagenbetreiber sind wie folgt dargestellt:

- 1) Dieser hat das bewilligte Maß der Wasserbenutzung einzuhalten.
- 2) Er bleibt verantwortlich für die Vorflutereinleitung.
- 3) Er hat bestimmte Berichtspflichten (Indirekteinleiterkataster, Mängel)

Der **Verantwortungsbereich für den Indirekteinleiter** ist wie folgt festgelegt:

- 4) Mitteilung an das Kanalisationsunternehmen über eingeleitete Stoffe, Frachten und Einleitungsgegebenheiten
- 5) Nachweis der Abwasserbeschaffenheit in periodischen Abständen

Eine weitere Detaillierung der rechtsverbindlichen Anforderungen ist durch die angekündigte und im Entwurf vorliegende **Indirekteinleiter-Verordnung** zu erwarten wie folgt:

- 6) Grenzen der wasserrechtlichen Bewilligungspflicht bzw. Mengenschwellen für bewilligungsfreie Einleitungen
- 7) Übergangsbestimmungen
- 8) Detaillierung der Melde- und Berichtspflichten

Eine wesentliche rechtsverbindliche Grundlage bilden die branchenspezifischen **Emissions-Verordnungen** mit Anforderungen und Grenzwerten von gewerblichem/ industriellem Abwasser, welches in öffentliche Abwasseranlagen eingeleitet werden darf.

Alle weiteren Regelungen bleiben **privatrechtlichen Vereinbarungen** zwischen dem Betreiber der öffentlichen Anlagen und dem Indirekteinleiter überlassen.

Diese privatrechtlichen Verträge müssen grundsätzlich folgende Vereinbarungen und Zuständigkeiten festlegen:

- 9) Einleitungsgrenzen im Hinblick auf die Leistungsfähigkeit der öffentlichen Anlage
- 10) Vermeidung von Gefährdungen des Personals auf der öffentlichen Anlage
- 11) Vermeidung von Störungen von Materialien und Funktionen der öffentlichen Anlage
- 12) Abstimmung der Erfüllungen der Berichtspflichten
- 13) Erarbeitung von Grundlagen für die Gebührenerfassung
- 14) Festlegung eines geeigneten Instrumentariums für Fehleinleitungen oder Schadstoffeinleitungen
- 15) Aufbau einer Indirekteinleitersystematik aus Sicht der öffentlichen Kläranlage
- 16) Aufbau eines Überwachungssystems des Indirekteinleiters

### **3 Aufgabenbereich der Betreiber öffentlicher Kläranlagen**

Dieser umfaßt:

- 1) Bewertung von Mess- und Untersuchungsergebnissen laut Meldungen der Indirekteinleiter
- 2) Betriebliche Erfassung, Betriebskontrollen, Beratungsgespräche
- 3) Abwasserkontrolle durch Probenahme und Untersuchungen bei den Indirekteinleitern
- 4) Erfassung und Aktualisierung des Indirekteinleiterkatasters
- 5) Erstellen von Katalogen für kritische Betriebsereignisse (Temperatur- und pH-Stöße, Blähschlamm, usw.) auf Basis der Erfahrungen des Klärwerksbetriebes
- 6) Bilanzierung von gefährlichen Inhaltsstoffen und gegebenenfalls Nachweis derselben durch Messungen im Kanalnetz (Sielhautuntersuchungen), ausgehend von der Klärschlammanalyse
- 7) Vertragliche Vereinbarungen mit den Indirekteinleitern
- 8) Verwaltung der öffentlichen Abwasseranlagen und Ausarbeitung der Grundlagen für die Kanalgebührenordnung bzw. Abwassergebühren

Die Erfüllung dieser Aufgaben setzt eine Kenntnis der Indirekteinleiter und eine Kontrolle voraus. Im nachfolgenden Abschnitt wird ein System für den Aufbau der Indirekteinleiterüberwachung dargestellt:

#### **3.1 Aufbau der Indirekteinleiterüberwachung:**

- 1) Erhebung der Indirekteinleiter (Erhebungsgespräche bei der Wasserrechtsbehörde, bei der Gewerbebehörde und unter Umständen bei den Baubehörden der Gemeinden)
- 2) Zusammenfassung der abwasserrelevanten Daten (Zusammenstellung anhand der gemeldeten Daten, Erhebungsverdichtung mit Fragebögen, Erhebungszusammenfassung in Betriebsbegehungen, Zusammenfassung der Abwasser- und Produktionsverhältnisse)

Die Prioritäten für diesen Aufbau sind bei größeren Betrieben oder bei jenen Indirekteinleitern, deren Abwässer aufgrund der Produktionscharakteristik gefährliche Inhaltsstoffe enthalten können, zu setzen.

Einen Anhaltspunkt für die Relevanz gibt das ATV-Regelwerk, Arbeitsblatt A 115 mit allgemeinen Richtwerten für die wichtigsten Beschaffenheitskriterien von Abwasser unter der Annahme, *„daß bei der Einleitung in die öffentliche Abwasseranlage die eingeleiteten Teilströme insgesamt parameterbezogen etwa 10% des Gesamtklärwerkszulaufes nicht überschreiten.“*

Eine weitere detailliertere Definition der Mengenschwellen und Genehmigungsgrenzen wird in der angekündigten Indirekteinleiterverordnung enthalten sein. Für die Datenerhebung können die WIFI-Merkblätter für bestimmte Produktionsbereiche, insbesondere gewerbliche Betriebe, weiters die Vorgaben der Emissionsverordnung und für detaillierte Erhebungen das ATV-Regelblatt A 163, Teil 1 (Indirekter Einleiter) herangezogen werden. Die dort enthaltenen Muster von Erhebungsbögen zum Indirekteinleiterkataster können als Grundgerüst bzw. mit Vereinfachungen oder Ergänzungen für die jeweiligen zu erhebenden Betriebe verwendet werden.

Die Punktation dieses Regelblattes A 163, Teil 1, wird in den meisten Fällen die Beurteilungsgrundlage darstellen:

- 1) Indirekteinleitender Betrieb (Beschäftigtenzahl)
- 2) Hergestellte Produktgruppen
- 3) Wasserversorgung
- 4) Befestigte und in die öffentliche Kanalisation entwässernde Grundstücksflächen
- 5) Einleitung von Teilströmen in oberirdische Gewässer / Grundwasser
- 6) Gliederung der Produktion / Dienstleistungen
- 7) Stichwortartige Beschreibung der Betriebsanlagen
- 8) Stoffbetrachtung (verwendete Stoffgruppen)
- 9) Abwasserableitung - Behandlung im Einzugsgebiet einer Übergabestelle in die öffentliche Kanalisation
- 10) Betriebliche Besonderheiten

Als Ergebnis dieser Bearbeitungen liegt eine tabellarische Zusammenfassung der Einleiter (**Indirekteinleiterkataster**) vor.

In der Folge müssen die Erhebungsdaten bearbeitet werden. Hiefür können folgende Schwerpunkte vorgegeben werden:

- a) Erhebung potentieller Einleiter von gefährlichen Inhaltsstoffen
- b) Erhebung von Störfallpotential für öffentliche Abwasseranlagen
- c) Eigen- und Fremdüberwachung, Festlegung der Probenahmestellen und der Probenahmeintervalle
- d) Festlegung von speziellen Auflagen

Als Abschluß dieser Arbeitsphase können privatrechtliche Verträge abgeschlossen werden.

In der Folge sind die Einleitungsdaten zu erfassen und laufend zu aktualisieren. Diese aktualisierten Daten sind jährlich der Wasserrechtsbehörde zu melden.

## **4 Aufbau eines Überwachungssystems beim Indirekteinleiter**

### **4.1 Allgemeine Übersicht**

Der Indirekteinleiter muß entsprechend der für ihn zutreffenden Emissionsverordnung die betrieblichen Abwasserverhältnisse ausrichten und entsprechende Grenzwerte einhalten.

Bei den betrieblichen Abwasserverhältnissen gilt es vordringlich, Abwasser zu vermeiden oder zu verringern, Abwasser bei Erfordernis in Teilströmen zu behandeln und die betrieblichen Abwasseranlagen hinsichtlich baulicher Ausstattung, Erhaltung und personeller Organisation sowie innerbetrieblicher Überwachung dem Stand der Technik entsprechend zu betreiben.

Diese Emissionsverordnungen sind branchenspezifisch mit Gültigkeitsfristen und Umsetzungsfristen zum Großteil bereits erlassen oder im Entwurf vorliegend.

Die bisher übliche Abwicklung der Indirekteinleitungsmodalitäten über die Wasserrechtsbehörde bzw. ein wasserrechtliches Genehmigungsverfahren wird nunmehr auf Basis der WRG-Novelle 1997 durch die Meldung des Indirekteinleiters und die Zustimmung des Kanalisationsunternehmens auf eine privatrechtliche Basis gestellt.

Als zusätzliches Regulativ ist noch eine Indirekteinleiterverordnung mit Vorgabe jener Daten, die eine Mitteilung des Indirekteinleiters an das Kanalisationsunternehmen zu beinhalten hat, vorgesehen.

Aus dem Text der WRG-Novelle 1997 ist eindeutig zu folgern, dass der Indirekteinleiter als Grundlage der Meldung an das Kanalisationsunternehmen seine abzuleitenden Abwässer genau zu definieren hat und daher kennen bzw. erfassen muss.

## **4.2 Erfassung und Überwachung von Abwasserableitungen**

Die Erfassung und Überwachung von Abwasserableitungen erfolgt durch Probenahmen, Untersuchung der Proben und Hochrechnung der Probenergebnisse auf die Abwasserableitung.

Hinsichtlich der Abflußmengenerfassung, der Probenahme und der Probenanalytik sind im Rahmen dieses Seminars eigene Spezialvorträge vorgesehen.

### **Einige wesentliche Punkte aus der betrieblichen Praxis möchte ich anführen:**

- Jede Abwassermengenmessung sollte durch Vergleiche mit der betrieblichen Wasserwirtschaft auf Plausibilität geprüft werden.
- Bei der Probenahme und Probenkonservierung ist schon von Vornherein wesentlich, die gewünschten Untersuchungsparameter und die entsprechende Probenkonservierung festzulegen. So ist z.B. die mengenproportionale Probenentnahme, welche ja für die meisten Abwasserparameter laut Emissionsverordnung die Beurteilungsgrundlage darstellt, bei auf 2-5°C

temperiertem Probenahmeteil der Entnahmegeräte und Entnahme in Kunststoffflaschen für folgende Parameter bzw. deren plausible Erfassung zutreffend:

(CSB), Leitfähigkeit, Fette/ Öle/ Kohlenwasserstoffe, Phosphor-gesamt, Sulfat

- Für die Erfassung bestimmter Schadstoffe, wie z.B. Schwefelverbindungen oder AOX-Gehalt können die bei der „Standard-Probenahme“ gewonnenen Ergebnisse nur für Hinweise, nicht aber für exakte Messwertaufzeichnung herangezogen werden. Hier sind die entsprechenden Erfordernisse bei der Probenahme mit dem Analyseninstitut abzustimmen (siehe ÖNORM EN ISO 5667-3). Auszugsweise werden einige Erfordernisse für eine exakte Probenkonservierung angegeben:

AOX, Sulfit, Sulfid:	Ansäuern, Glasflasche
Tenside:	Zugabe Formaldehyd
Stickstoff, NH <sub>4</sub> :	Ansäuern und kühlen auf 2-5°C

- Die Analytik der Eigenüberwachung soll der Produktionscharakteristik folgen. Aus dem Bereich der Lebensmittelindustrie / der Molkerei möchte ich folgendes Analytikschema darstellen:

Das Abwassergrundgerüst wird durch Erfassung der Abwassermenge und der täglich abgeleiteten organischen Fracht (gemessen nach dem CSB) erfaßt.

In weiterer Folge wird in verschiedenen Abschnitten (z.B. bei einem Großbetrieb 4x jährlich) eine Wochenmischprobe hinsichtlich der Nährstoffparameter bzw. dem Kohlenstoff / Stickstoff / Phosphor-Verhältnis untersucht. Damit wird eine systematische Erfassung der abgeleiteten Nährstoffverhältnisse einerseits und andererseits eine Grundlage für die Gebührenverhandlung im Zusammenhang mit den Anpassungsmaßnahmen auf der öffentlichen Kläranlage gewonnen.

Die Ergebnisse der betrieblichen Eigenüberwachung werden periodisch mit dem Labor des Abwasserverbandes oder Ergebnissen der Fremduntersuchung abgestimmt. In weiterer Folge ist es bei der internen Auswertung der Eigenüberwachungsergebnisse besonders wichtig, die Plausibilität der Ergebnisse mit den Produktionsdaten zu überprüfen.



### **4.3 Ausführungsbeispiele von Mess- und Probenahmeeinrichtungen für Indirekteinleiterüberwachung**

4.3.1 Betriebliche Messstellen mit freiem Zugang                                   siehe Beilage 1

4.3.2 Abwassermessschächte an der Grundgrenze

mit IDM-Messung

siehe Beilage 2

mit Venturi-Messung

siehe Beilage 3

### **4.4 Schadstoffuntersuchungen**

Ausgehend von der Klärschlammuntersuchung kann es notwendig werden, bestimmte Schadstoffe (wie z.B. Schwermetalle oder Dioxine) bei Indirekteinleitungen nachzuweisen. Für derartige Nachweise haben Sielhautuntersuchungen nachvollziehbare Ergebnisse gebracht.

Neben schon bekannten früheren Veröffentlichungen über den Nachweis von Schwermetalleinleitungen gibt es auch in jüngerer Zeit Veröffentlichungen über Nachweise von Dioxineinleitungen anhand von systematischen Sielhautuntersuchungen. Eine derartige Einleitung, welche auch ohne Kenntnis des Indirekteinleiters (einem metallverarbeitenden Betrieb) bei Verwendung eines Kühlschmiermittels nachgewiesen werden konnte, ist in der „Korrespondenz Abwasser 1997“, Seite 848 ff, dargestellt.

In jedem Fall bedingen derartige Untersuchungen hohen analytischen Aufwand, bringen aber bei richtiger Durchführung und geeigneter Festlegung des Probenahmeplans nachvollziehbare Ergebnisse.

## **5 Kostenbetrachtung**

### **5.1 Kosten für die betriebliche Ablaufmessstrecke**

Für die Installation einer betrieblichen Ablaufmessstrecke mit Mengennmessung, Mengenregistrierung, Dauerprobenahme, können die Investitionskosten mit S 200.000,- bis S 400.000,- angegeben werden.

Für die eigene betriebliche Auswertung sind die minimalen Labor-Ausstattungen für Abwasseruntersuchungen (absetzbare Stoffe, pH-, Temperaturmessgeräte und photometrische Auswertegeräte) erforderlich. Die Kosten hierfür liegen zwischen S 80.000,- und S 150.000,-

Weiters ist noch zu beachten, daß bei Lebensmittelbetrieben gemäß den Qualitätsanforderungen die Abwasseruntersuchungen nicht in den Betriebslabors, in welchen auch die Produktüberwachung durchgeführt wird, möglich sind. Hier sind daher geeignete Räumlichkeiten bzw. die Aufwendungen hierfür den vorgenannten Richtkosten zuzurechnen. Bei manchen Betriebssparten (Galvanik, Textilbereich) ist die interne Abwasseruntersuchung im betrieblichen Überwachungslabor möglich.

Für die Durchführung der täglichen Probenahme, Auswertung derselben täglich nach Menge und organischer Fracht, und die übersichtliche Zusammenfassung (Excel-Tabellen) wird der Aufwand von verschiedenen Betrieben je nach Analysenumfang mit S 100.000,- bis S 400.000,- je Jahr bekanntgegeben.

Bei der betrieblichen Organisation sollte die Auswertung der Abwassermessungen und der Produktionsdaten einer Kostenstelle bzw. einem Verantwortlichen unterstellt sein, damit hier wirklich ein Austausch von Ergebnissen gesichert ist.

## **5.2 Aufwendungen der öffentlichen Kläranlagenbetreiber für die Indirekteinleiterüberwachung**

Die Überwachung wurde bisher von den Wasserrechtsbehörden bzw. der Gewässeraufsicht durchgeführt. Diese Behörden werden zukünftig nur mehr in Ausnahmefällen bzw. bei Überschreitungen tätig. Für die Aufwendungen der Kläranlagenbetreiber gibt es Veröffentlichungen in der deutschen Literatur und werden hierfür einige Beispiele erläutert.

Ich zitiere auszugsweise aus diesen Veröffentlichungen (ATV-Schriftenreihe 05.Mai 1997: „Indirekteinleitererfassung und -überwachung“, Seite 94, Verfasserin Karen Mumm):

*„Für die Erstellung der Einleiterliste und die schriftliche Datenerhebung ist pro Betrieb mit einem Zeitbedarf von etwa einer Stunde für Ingenieure und*

*einer Stunde für eine Verwaltungskraft zu rechnen. Die durchschnittliche Zeit für Erstbegehungen und Routinebesuche (inkl. Vorbereitung des Termins, Protokoll und Betriebsbeurteilung) reicht von etwa 4 Stunden für einen Zahnarzt bis zu 80 Stunden für einen Großbetrieb.*

*Neben einer Kraft mit Verwaltungsausbildung hat sich der Einsatz von Chemie- oder Bauingenieuren bewährt. Für die Probenahme und einfachere Betriebe sind Ver- und Entsorger gut ausgebildet.*

*Ist es auch mit einem sorgfältigen Konzept nicht möglich, den personellen Bedarf im eigenen Hause zu decken, können für die Erstellung des Abwasserkatasters und die Bearbeitung besonders anspruchsvoller Branchen Ingenieurbüros hinzugezogen werden. Eine gute Möglichkeit stellen Beratungsverträge dar, da so die Erfahrung aus anderen Projekten genutzt werden kann, ohne alles aus der Hand zu geben und die Unabhängigkeit zu verlieren. Ist eine Vergabe außer Haus unumgänglich, sollte Wert auf eine gute Dokumentation gelegt und die Arbeit ständig sorgfältig begleitet werden. Die Kommune muß in die Systematik der Datenerfassung und die Beurteilungskriterien eingewiesen werden, damit die Kontinuität erhalten bleibt. Eine Schulung bei der Übergabe der Arbeiten sollte von vornherein vereinbart werden und Rückfragen sollten auch später noch möglich sein.*

*Ein Ingenieurbüro kann niemals die gesamte Arbeit abnehmen. Die Fäden müssen immer in der Behörde zusammenlaufen. Ansprechpartner ist für die Betriebe im Zweifelsfall auch immer der Sachbearbeiter im Tiefbauamt.“*

Auf einen Aspekt möchte ich besonders hinweisen: Der nun für die Indirekteinleiterüberwachung in der WRG-Novelle verpflichtend vorgesehene Indirekteinleiterkataster stellt die erste und eine wichtige Stufe für einen Kanalkataster dar, in welchem neben den Indirekteinleitungen und Betriebsbedingungen sämtliche für Bau und Erhaltung wesentliche Daten zusammengefaßt werden.

So gesehen ist die erstmalige Erstellung eines übersichtlichen Leitungsschemas, eine Erfassung der systemrelevanten Parameter und der Indirekteinleiter ein erster Schritt zu einer systematischen (EDV-unterstützten) Erfassung und Überwachung des gesamten Kanalnetzes. Die daraus gewonnenen Daten, Zusammenfassungen von Belastungsparametern und Belastungsbereichen stellen eine Auslegungsgrundlage für wirtschaftliche Kläranlagenausbauten und Kläranlagenanpassungen dar.

## 6 Zusammenfassung

Aus der Sicht der Betreiber der öffentlichen Kläranlagen soll die Indirekteinleiterüberwachung die Einhaltung der Einleitungsbedingungen, die Einhaltung der Betriebsbedingungen der Kläranlage und die Einhaltung der wasserrechtlich bewilligten Ablaufgrenzwerte sicherstellen. Es ist daher ein Regelinstrumentarium aus wasserrechtlichen Bestimmungen, Indirekteinleiterverordnung und privaten Vereinbarungen erforderlich, welches diesen Zielsetzungen gerecht wird.

Aus der Sicht des Indirekteinleiters soll die konsequente Überwachung der Abwasserableitung neben den Abwasserdaten zu einer systematischen Verbesserung der Produktionstechnik, zu einem Verzicht auf gefährliche Produktionsinhaltsstoffe und zu einer Umweltentlastung bzw. Abwasserfracht- / Abwassermengen-Verminderung führen. Durch Verbesserung des Sicherheitsstandards sollen Störfälle vermieden werden.

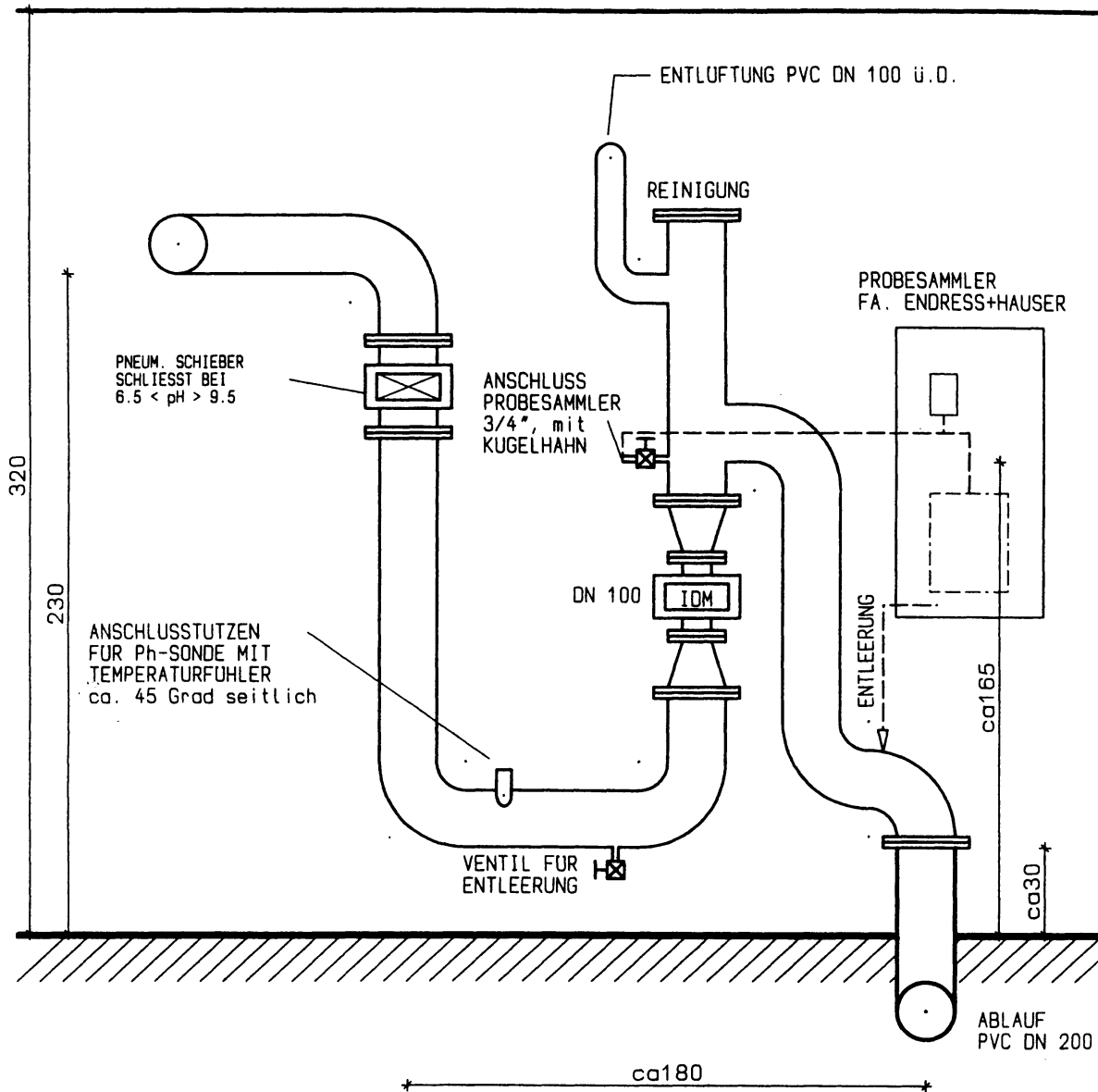
Durch die Plausibilitätsprüfung der betrieblichen Abwasserdaten in Verbindung mit den Produktionsverhältnissen und Produktionsdaten können wichtige Erkenntnisse für den Produktionsablauf und die Produktionsüberwachung gewonnen werden, sodaß eine sorgfältige Abwassererfassung immer zu einer Verbesserung der Umweltaspekte und in den meisten Fällen auch zu einer wirtschaftlichen Verbesserung in den Produktionsbereichen führt.

Das gesamte **Regelungsinstrumentarium** für die öffentliche Kläranlage und die Indirekteinleiter:

**Wasserrechtsgesetz,  
Indirekteinleiter-Verordnung  
und privatvertragliche Regelung**

muss durch Kontrollen überwacht werden. Zielsetzung dieser Kontrollen soll die Einhaltung der umweltrechtlichen und wasserrechtlichen Auflagen, die Vermeidung bzw. Lokalisierung von Schadstoffeinleitungen und die Absicherung der Grunddaten für die Gebührenbemessung sein. Die Kontrollen sollen im Zusammenwirken der Beteiligten unter Einhaltung eines wirtschaftlich vertretbaren Aufwandes durchgeführt werden.

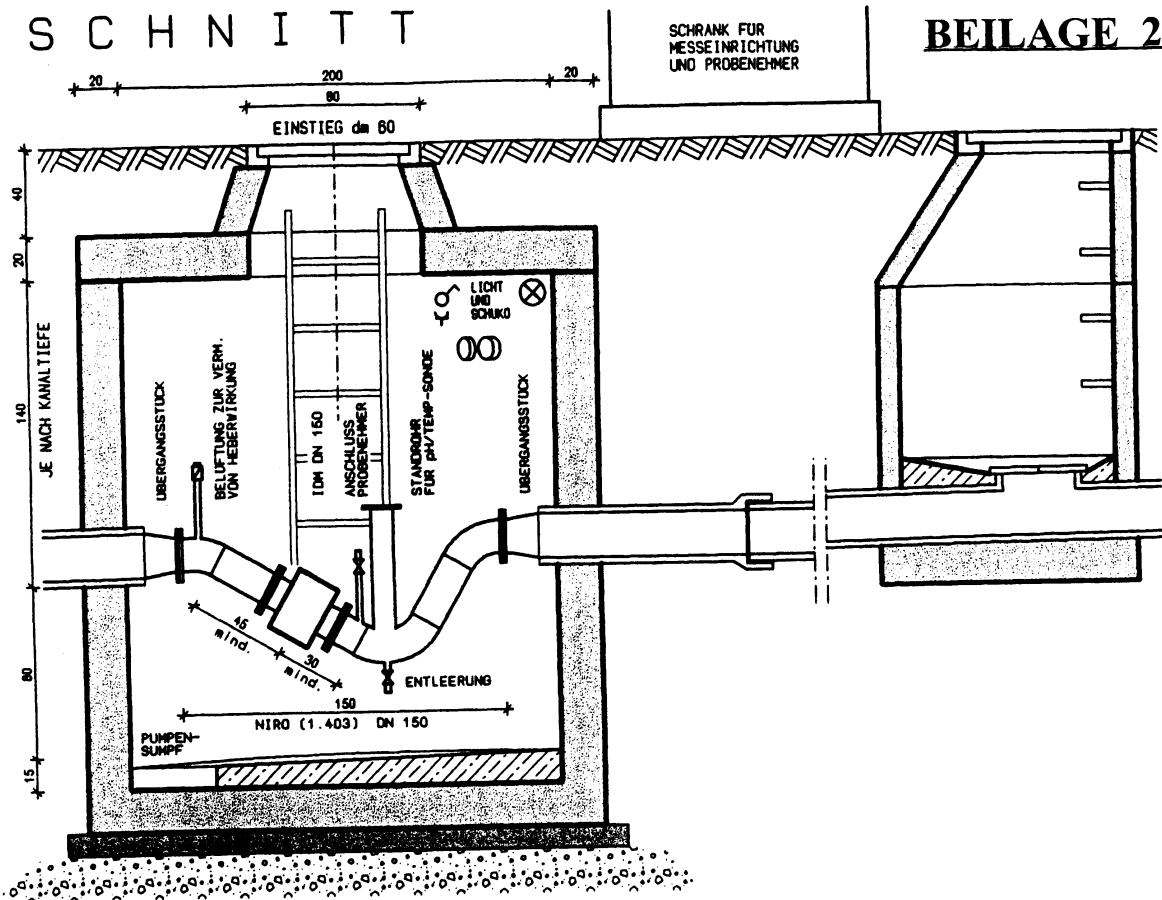
# BEILAGE 1



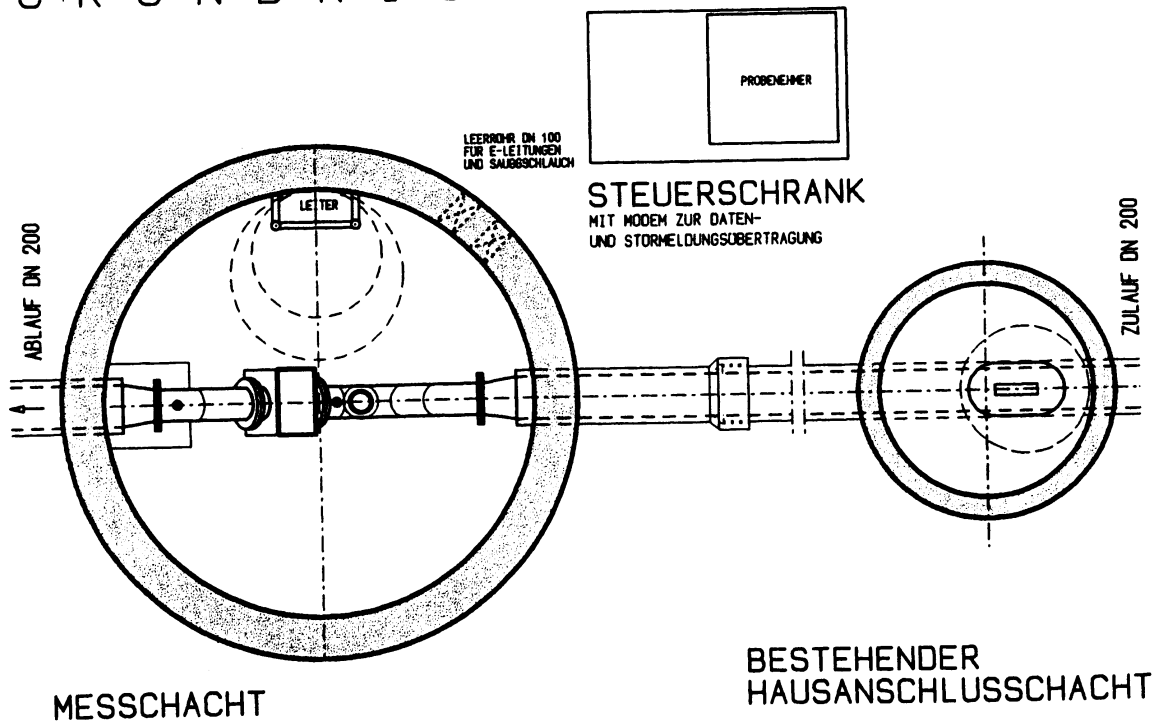
ROHRLEITUNG NIROSTA DN 200

SCHNITT

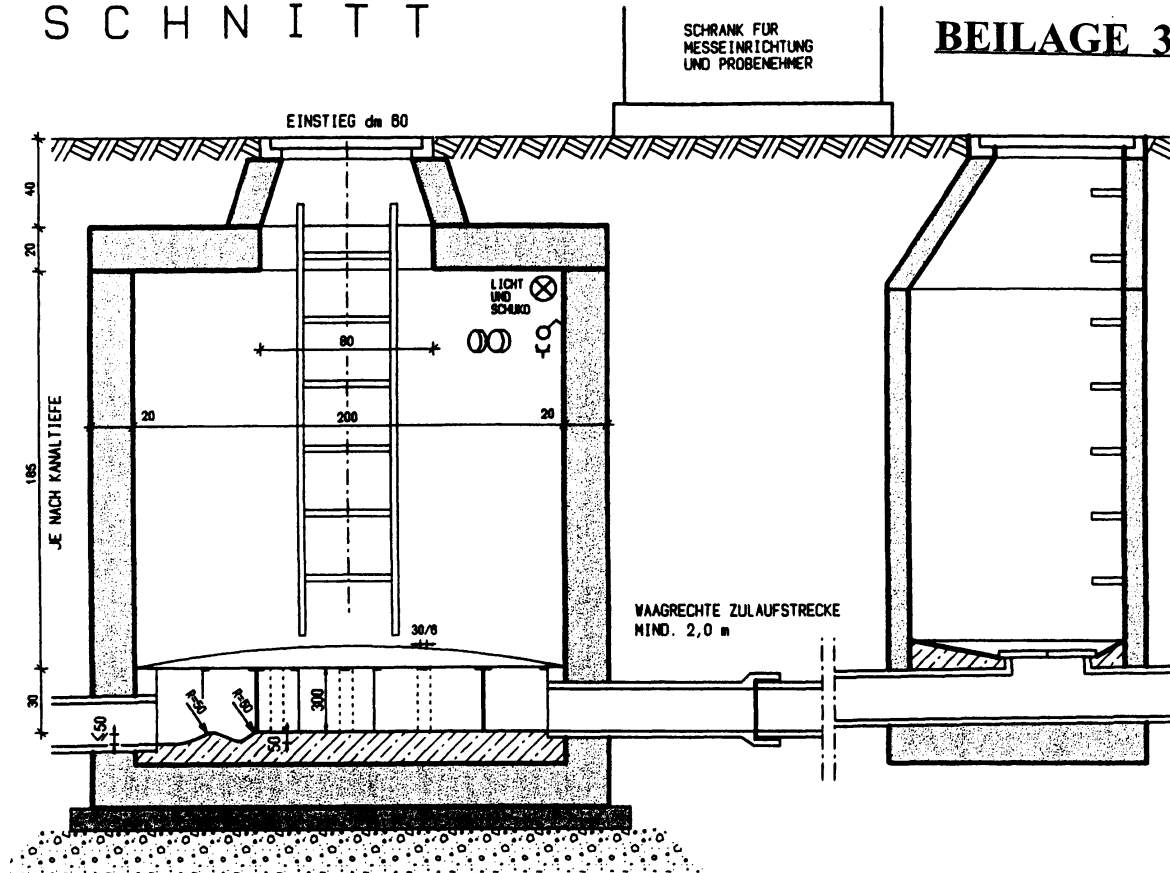
BEILAGE 2



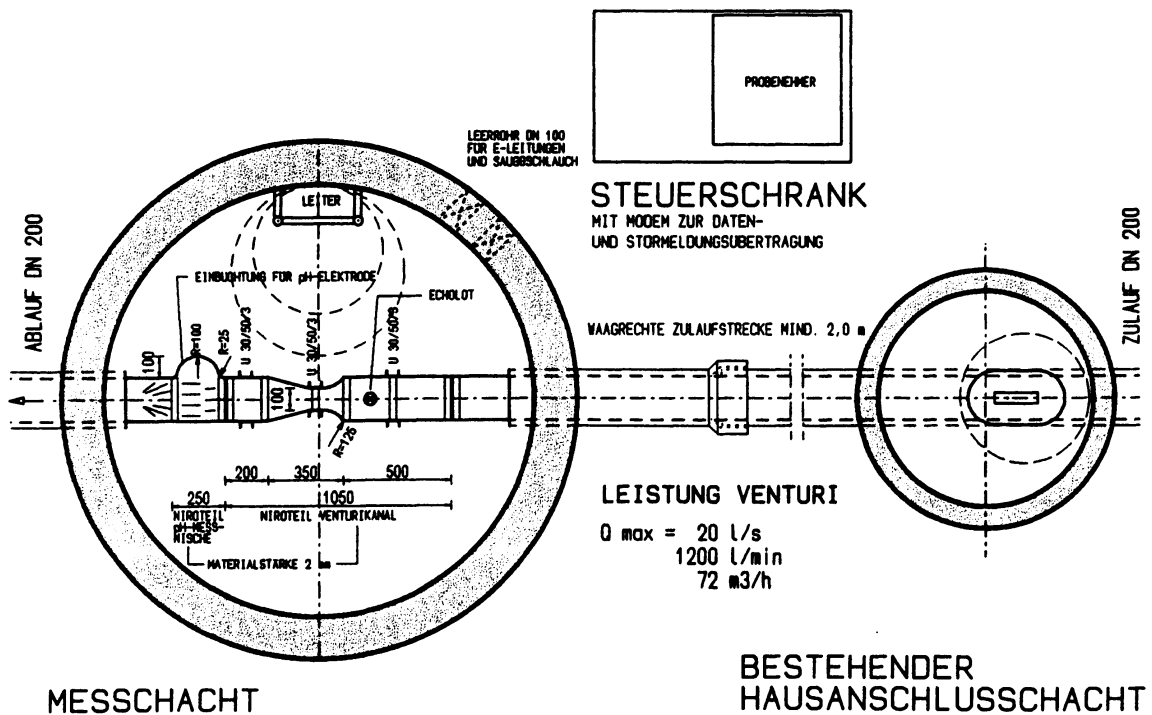
GRUNDRISS



SCHNITT



GRUNDRISSE



## 7 Literatur:

- BGBI. 74 vom 11.07.1997, Wasserrechtsgesetznovelle 1997 und Entwurf der Indirekteinleiter-Verordnung
- ÖNORM M 5875 (89.12): Ausstattung von kommunalen Kläranlagen mit ortsfest eingebauten Geräten zur Betriebsüberwachung
- ÖNORM M 5880 (98.02): Durchflußmessung in Kläranlagen
- ÖNORM M 6258 (92.01): Wasseruntersuchung - Richtlinien für die Probenentnahme-Technik - Probenentnahme von Abwasser
- ÖNORM EN ISO 5667-3 (96.02): Wasserbeschaffenheit, Probenahme, Teil 3: Anleitung zur Konservierung und Handhabung von Proben
- ÖNORM B 2401 (96.05): Durchflussmessung in offenen Gerinnen
- ÖNORM B 2402 (87.07): Durchflussmessung in offenen Messgerinnen (Venturikanäle)
- Wiener Mitteilungen, Band 116 (1994)* Herausgeber Prof.Kroiss:  
Matsché: Probenahme und Probebehandlung
- Wiener Mitteilungen, Band 129 (1996)* Herausgeber Prof.Kroiss:  
Hahl: Das Problem der Indirekteinleiter aus wasserrechtlicher Sicht  
Dürnberger: Das Problem der Kostenaufteilung Indirekteinleiter und Kommune  
RHV Salzburg mit Erfahrungsbericht über Aufbau eines  
INDIREKTEINLEITERKATASTERS
- Spatzierer: Das Problem der Indirekteinleiter aus Sicht des technischen ASV  
Mathis: Überwachung Indirekteinleiter  
König: Überwachung Indirekteinleiter  
Panholzer: Auswirkungen von Indirekteinleitungen im Bereich der Kanalnetze
- ATV Regelwerk Abwasser-Abfall A 115: Einleiter von nicht häuslichem Abwasser in eine öffentliche Abwasseranlage
- ATV Regelwerk Abwasser-Abfall A 163: Indirekteinleiter Teil 1 - Erfassung, Teil 2 - Bewertung und Überwachung
- ATV Bundestagung, Münster (1988): Juffernbruch: Indirekteinleiter und Klärbetrieb
- ATV Landesgruppentagung Nordrhein-Westfalen (1987):  
Genuit/Wende: Qualitätsmanagement in der Indirekteinleiterkontrolle  
Lanzendorf: Wasserstands- und Abflussmengen im Kanalnetz
- ATV-Schriftenreihe 05 (Mai 1997): Indirekteinleitererfassung und -überwachung
- Gewässerschutz - Wasser-Abwasser 86: Aachen 1986: Probenahme und Probenvorbereitung für die Systemanalytik
- Schriftenreihe *Siedlungswasserwirtschaft Bochum, 8.Bochumer Workshop* (1990):  
Indirekteinleiterverordnung
- Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L 135/40* (vom 30.05.1991):  
Richtlinie des Rates vom 21.Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser, Anhang I, Punkt C: Industrielles Abwasser
- Hartmann, Edmund, Scheerer, Birgit (1997): Aufspüren von Dioxineinträgen i Abwasser durch Sielhautuntersuchungen,*Korrespondenz Abwasser1997* (44), Seite 848 ff



Dipl.Ing. Ernst Pestal

Allgemein beeideter gerichtlicher Sachverständiger  
Baumeister  
Zivilingenieur für Kulturtechnik und Wasserwirtschaft

Schützengasse 16  
2500 Baden



# Überprüfung von Durchflußmeßeinrichtungen - Teil 1 - Grundlagen und Anforderungen

T. Zipper

Institut für Wasserversorgung, Gewässerökologie und  
Abfallwirtschaft, Abteilung für Siedlungswasserbau,  
Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz,  
BOKU Wien

**Kurzfassung:** Um Durchflußmeßeinrichtungen von Abwasserreinigungsanlagen effizient überprüfen zu können, ist ein Verständnis für die hydraulischen und technischen Grundlagen der eingesetzten Verfahren notwendig. Erst wenn sichergestellt ist, daß Anordnung, Dimensionierung, Ausführung u.ä. korrekt sind, macht es Sinn, sich der Frage nach Genauigkeiten zu widmen. Vor allem die auf Kläranlagen häufig vorhandenen Venturimeßstrecken, aber auch die meist in Druckleitungen eingesetzten Magnetisch-Induktiven-Durchflußmeßgeräte, stellen für eine zufriedenstellende Funktion Anforderungen an die Meßstrecke, die zwar relativ leicht erfüllbar, in der Praxis aber doch immer wieder mit gravierenden Auswirkungen ignoriert werden. Ähnliches gilt für die Methoden, die für Vergleichsmessungen herangezogen werden. Hier sind es vor allem die zur gleichzeitigen Erfassung von Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit geeigneten Kombinationsmeßgeräte, die beim praktischen Einsatz durch unsachgemäße Anwendung teilweise weit hinter den durch die Hersteller geweckten Erwartungen bleiben. Als Alternativen für die Untersuchung komplexer hydraulischer Systeme wie Kanalnetze oder Becken seien die Messungen nach den unterschiedlichen Markier- oder Impfvverfahren genannt.

**Keywords:** Durchflußmessung, Venturigerinne, MID, Überprüfung

## 1 Einleitung

Eine zufriedenstellende Funktion der Mengenmeßeinrichtungen ist Voraussetzung für jede frachtbezogene Beurteilung von Abwasserreinigungsanlagen. Die Grundlagen für die Kontrolle der Qualität von Mengenmessungen sollen in dieser ersten Hälfte des Beitrags angerissen werden. Beispiele und Anregungen für die praktische Durchführung von Überprüfungen finden sich im zweiten Teil (Sammelmann, 1998).

## 2 Allgemeines

Die zielgerichtete Überprüfung von Durchflußmeßeinrichtungen in der Abwassertechnik erfordert ein Grundwissen über die prinzipiellen Funktionsweisen der auf der Kläranlage stationär zum Einsatz kommenden Meßverfahren. Erst dadurch werden Aussagen über die Güte einer Mengenmessung möglich und Ergebnisse von Vergleichsmessungen interpretierbar. In Einzelfällen werden sich aufwendigere Kontrollen sogar erübrigen.

Umgekehrt sind auch für den Einsatz von Vergleichsmessungen Grundkenntnisse über die Funktionsweise der eingesetzten Methode erforderlich, da sich sonst der Kontrollanspruch schnell ad absurdum führt.

Für die stationäre Erfassung von Abwassermengen kommen naturgemäß nur Verfahren mit geringer Verschmutzungsempfindlichkeit in Frage. In der Praxis sind das bei den in der Abwassertechnik weit verbreiteten Freispiegelleitungen zum überwiegenden Teil Venturi-Kanäle mit automatischer Wasserstandsmessung. Bei der Messung in Druckleitungen kommen hauptsächlich Magnetisch-Induktive-Durchflußmesser (MID) oder Ultraschall-Laufzeit -Geräte zum Einsatz.

Für kurzzeitige Vergleichsmessungen werden entweder kombinierte Systeme zur gleichzeitigen Erfassung von Wasserstand und Fließgeschwindigkeit oder Meßwehre verwendet, letztere bei gereinigtem Abwasser auch als stationäre Methode.

Einen Sonderfall stellen Tracermessungen dar, bei denen der Konzentrationsverlauf einer gut nachweisbaren Einzelsubstanz nach künstlicher Dotierung erfaßt wird. Diese Methode kommt vor allem dann zum Einsatz, wenn komplexe, hydraulisch schlecht beschreibbare Systeme in ihrer Gesamtheit (z.B. mittlere Aufenthaltszeit in einer Anlage) untersucht werden.

Für die genannten Verfahren sollen im folgenden die hydraulischen Grundlagen sowie die daraus für die Praxis relevanten Einbaubedingungen und Anwendungsgrenzen erläutert werden.

### 3 Messungen in Freispiegelgerinnen

#### Venturigerinne

Die Messung im Venturikanal beruht auf dem (statistisch betrachtet funktionalen) Zusammenhang zwischen dem Wasserstand oberhalb der Meßrinne und dem herrschenden Durchfluß. Dieser Zusammenhang, bekannt als Q-h-Funktion, ist durch die Geometrie des Venturis, den Zulaufkanal (mit definierter erforderlicher Mindestlänge) sowie einen Korrekturfaktor, der Einflüsse wie Reibung und Kontraktion berücksichtigt, eindeutig bestimmt. Er wird einmal experimentell oder rechnerisch ermittelt und der stationären Messung, die nur noch den Wasserstand erfaßt, zugrundegelegt.

Voraussetzung für die Eindeutigkeit der Beziehung ist der Fließwechsel, in diesem Fall der Übergang vom strömenden zum schießenden Abfluß im Anschluß an die Wasserstandsmessung. Erst dadurch wird ein Einfluß der Verhältnisse unterhalb der Meßstrecke auf den Oberwasserspiegel verhindert. Das dafür benötigte Wasserspiegelgefälle wird im Kanal meist durch seitliche Einschnürungen erzielt. Um die genannten Bedingungen zu erfüllen, sind bestimmte geometrische und hydraulische Vorgaben einzuhalten. Eine graphische Darstellung sowie eine tabellarische Zusammenstellung dieser Vorgaben nach ÖNORM M 5880 („Durchflußmessung in Kläranlagen“) finden sich in Abbildung 1 und Tabelle 1.

Tabelle 1: Geometrische Kenngrößen von Venturimeßstrecken n. ÖNORM M 5880

Parameter	Wertebereich	Anmerkung
<b>Gefälle I der Einlaufstrecke</b>	<b>&lt;0,3%</b>	<b>strömender Abfluß</b>
<b>Länge E der Einlaufstrecke</b>	<b>&gt;10*b1</b>	<b>gerade, keine Einbauten</b>
<b>Gerinnebreite b1</b>	<b>&gt;20 cm</b>	<b>Anpassung an max. Q</b>
<b>Einschnürung b1:b2</b>	<b>2:1</b>	
<b>Unterwasserbreite b3</b>	<b>≥ b1</b>	
<b>Unterwasserhöhe h3</b>	<b>lt. ÖNORM M 5880</b>	<b>rückstaufreier Abfluß</b>

Als Genauigkeit fordert ÖNORM M 5880 für den Bemessungsdurchfluß (= maximal meßbarer Durchfluß) einen Wert von  $\leq 5\%$ . Dieser Wert gilt bis zu einer Wassermenge  $\geq 0,2 \cdot Q_{\text{bem}}$ . Das entspricht einer Fehlertoleranz von max.  $\pm 25\%$ ! Bei geringeren Wassermengen ist mit noch größeren Ungenauigkeiten zu rechnen.

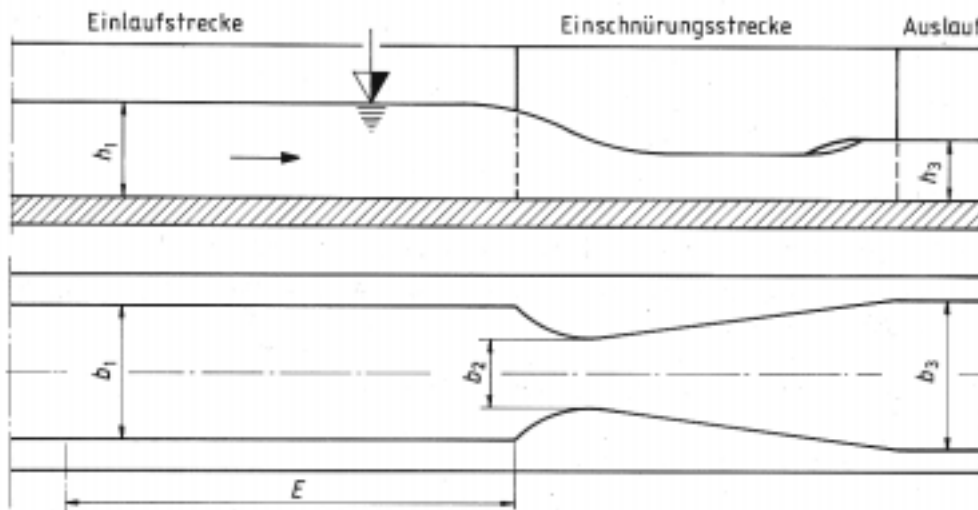


Bild 1

- $E$  = Länge der geraden Einlaufstrecke
- $b_1$  = Gerinnebreite in der geraden Einlaufstrecke
- $b_2$  = Breite in der Venturieinschnürung
- $b_3$  = Gerinnebreite im Auslauf
- $h_1$  = Stauhöhe
- $h_3$  = Unterwasserhöhe

Abbildung 1: Anordnung und Ausbildung von Venturimeßstrecken n. ÖNORM M 5880

Häufige Probleme bei Venturigerinnen sind:

- Ablagerungen im Bereich der verzögerten Bewegung vor dem Bauwerk und Beeinflussung der Wasserstandsmessung
- schießender Abfluß vor dem Gerinne
- Einstau von der Unterwasserseite
- Median der Abflußhäufigkeit in einem Meßbereich mit geringer Genauigkeit (Überdimensionierung)
- falsche Eichkurve
- mangelhafte Bauausführung
- Fehler in der Höhenmessung (z.B. Schaum bei US)
- stark instationäre Fließzustände (z.B. nach Pumpwerken)

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß besonders Venturigerinne auf Grund ihrer hydraulischen Anforderungen besonders anfällig für unsachgemäße Anwendung sind und dann weit hinter den für sie typischen Genauigkeiten bleiben.

## **Kombinierte Meßwertaufnehmer**

### Allgemeines

Unter diesem Begriff faßt man Geräte zusammen, die sowohl die Strömungsgeschwindigkeit als auch die Durchflußhöhe (Fläche) messen. Die Praxis wird von Geräten dominiert, die magnetisch-induktive oder Ultraschall-Doppler-Geschwindigkeitsmessungen mit Druckaufnehmern zur Wasserstandsmessung kombinieren.

Für die Messung nach dem Ultraschall-Doppler-Prinzip (USD) ist ein Mindestgehalt an Feststoffen zur Reflexion der Ultraschall-Wellen erforderlich, der in der (Abwasser-)Praxis aber keine Relevanz hat. Das gleiche gilt für die Mindestleitfähigkeit bei magnetisch-induktiven Geschwindigkeitsmessungen.

Da bei Messungen mittels USD eine Vielzahl von Teilchen zur Errechnung des Meßwertes beitragen, ist der Ort, an dem die Geschwindigkeit gemessen wird, und somit auch das Verhältnis der gemessenen Geschwindigkeit zur mittleren Querschnittsgeschwindigkeit, nicht exakt bekannt (vgl. Abbildung 2). Um diese Unsicherheit zu minimieren, sollten zumindest die Herstellerangaben über Ausstrahlwinkel, Tiefenwirkung und mathematische Behandlung (z.B. Mittelung) des empfangenen Meßsignals bekannt sein.

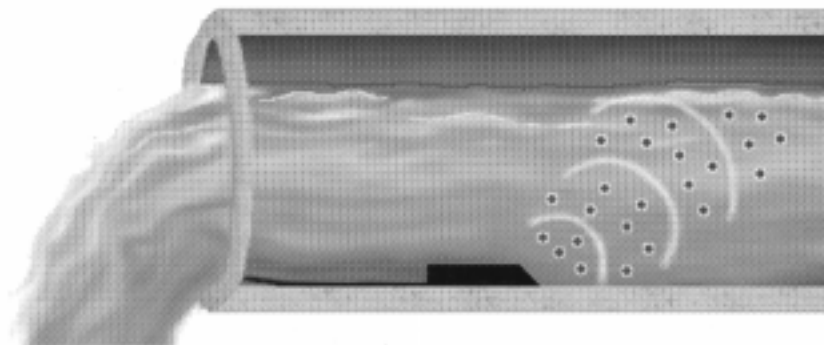


Abbildung 2: Geschwindigkeitsmessung nach US-Doppler-Prinzip

Zusätzlich sind die Strömungs- bzw. Geschwindigkeitsverhältnisse im vorhandenen Meßprofil bei der Installation zu berücksichtigen. Ein Beispiel für die Geschwindigkeitsverteilung im Rechteck-Profil findet sich in Abbildung 3.

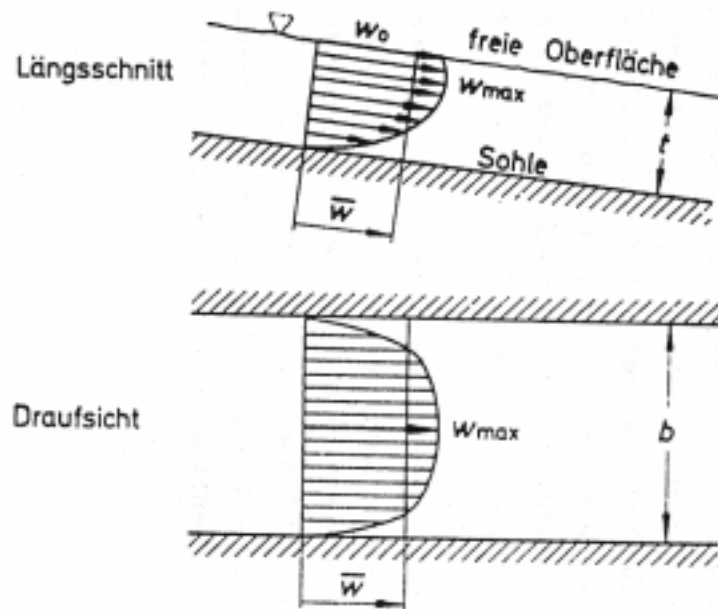


Abbildung 3: Geschwindigkeitsverteilung im Rechteckgerinne (n. DAHLKE, 1987)

Bei unregelmäßig geformten Profilen oder stark turbulenten Strömungsverhältnissen kann es u.U. unmöglich sein, das Meßgerät so zu installieren, daß repräsentative Geschwindigkeitswerte erfaßt werden. In diesen Fällen kann nur versucht werden, eine günstigere Stelle zu finden oder ein anderes Meßsystem zu verwenden.

Folgende Fehlerursachen bzw. Störfaktoren treten in der Praxis häufig auf:

- ungleichmäßige Geschwindigkeitsverteilung über die Gerinnebreite, z.B. vor und nach Krümmungen
- ungenaue Höhenmessung durch gewellten Abfluß im Meßbereich aufgrund von Ablagerungen oder durch hydraulische Bedingungen
- Verlegung der Meßsonden durch zopf- oder belagsbildende Inhaltsstoffe
- zu hohe Abwassertemperatur (industrielles Abwasser, Kondensate, Brüden...)
- Drift der Druckmessung (Austrocknung nach langen Meßpausen!)
- zu geringe Fließgeschwindigkeit und Abflußhöhe (Nachtstunden, Mischwasserkanäle)



Die zunehmende Verbreitung von Kombinationsmeßgeräten liegt sicher an der Flexibilität (leichter Einbau, bedienungsfreundliche Software, Datenerfassung etc.), die diese Geräte bieten. Diese Anwenderfreundlichkeit ist (paradoxaerweise) zugleich aber die häufigste Fehlerquelle der Messungen. Eine genaue Erfassung der Fließverhältnisse (mittlere Geschwindigkeit), die Kalibrierung der Wasserstandsmessung, die sinnvolle Programmierung der Meßintervalle und eine Plausibilitätskontrolle der Ergebnisse sind Voraussetzung für eine vertrauenswürdige Messung.

## Meßwehre

Beim Meßüberfall wird die Strömung durch ein scharfkantiges Wehr gestaut. Aus der Stauhöhe über der Wehrkante, bzw. der Spitze bei Dreieckswehren, kann der Durchfluß berechnet werden (ATV, 1995). Auch hier hat ein Abflußbeiwert Einflußfaktoren wie die Abmessungen des Wehres, die Oberflächenspannung und Viskosität des Abwassers sowie die Geschwindigkeitsverteilung im Zulaufkanal zu berücksichtigen. Zwei Beispiele für Meßwehre und die Anordnung des Meßpunktes sind in Abbildung 4 zu ersehen.

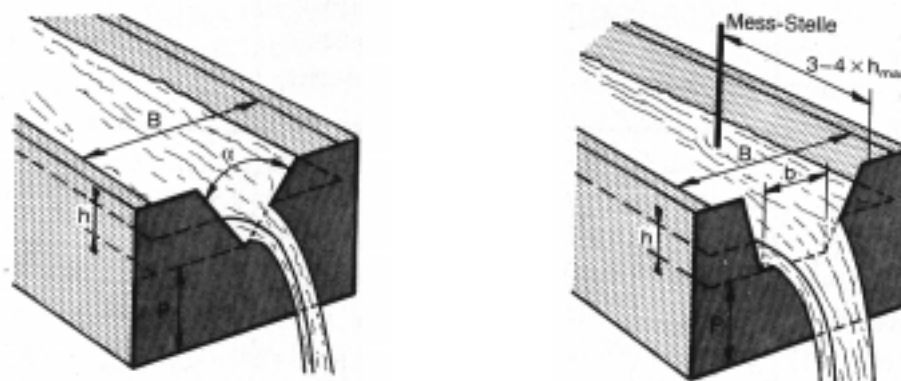


Abbildung 4: Meßwehre (SCHRAMM, 1982)

Wie groß die Meßfehler bei fehlenden Idealvoraussetzungen für den Meßüberfall sein können, streicht der TECHNISCHE ÜBERWACHUNGSVEREIN (TÜV) BAYERN (1978, zit. bei HAIDER, 1991) in einem Forschungsbericht heraus. Bei der Überprüfung von Abwasser-Mengenmessungen in provisorischen Meßschächten von Betrieben wurden Meßabweichungen zwischen +7 und -42% festgestellt.

In der Abwassertechnik lassen sich Meßwehre beinahe ausschließlich bei gereinigtem Abwasser einsetzen. In Rohabwasser ergeben sich durch Ablagerungen im Staubereich bzw. an der Wehrkrone innerhalb kürzester Zeit Verfälschungen des Meßwertes.

## 4 Messungen in Rohrleitungen

Für die Messung des Durchflusses in vollgefüllten Rohren muß nur die Fließgeschwindigkeit erfaßt werden, die Durchflußfläche ist bekannt. Zu Meßzwecken können Bauwerke wie Düker etc. errichtet werden, welche die Vollfüllung des Rohres sicherstellen. In der Abwasserpraxis kommen hauptsächlich Magnetisch Induktive Durchflußmesser (MID), aber auch Ultraschall-Geräte, vor allem nach dem Laufzeit-Prinzip, zum Einsatz.

### Magnetisch Induktiver Durchflußmesser (MID)

Das Meßverfahren beruht auf dem Faradayschen Induktionsgesetz. Das durch ein elektromagnetisches Feld in einem vollgefüllten zylindrischen Rohr fließende elektrisch leitende Abwasser erzeugt eine Spannung, die durch zwei diametral angeordnete Elektroden abgegriffen wird (Abbildung 5).

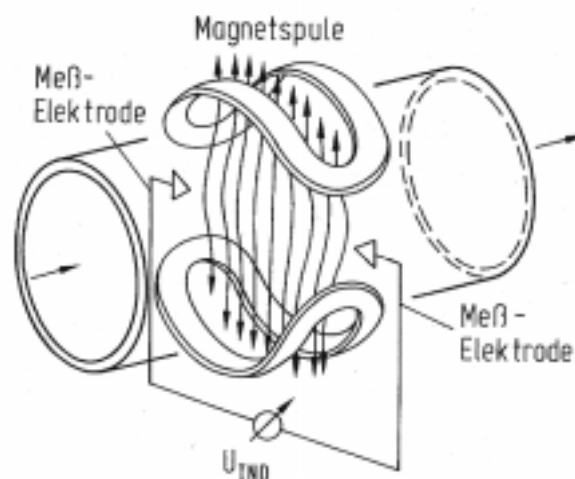


Abbildung 5: Prinzip der induktiven Durchflußmessung (ATV, 1987)

Die Größe der Spannung steht in linearem Verhältnis zur mittleren Strömungsgeschwindigkeit, aus der nun unter Einbeziehung des Rohrdurchmessers der Durchfluß berechnet werden kann.

Der größte Vorteil des MID ist seine Genauigkeit. Als Meßbereich mit einer gleichbleibenden Genauigkeit von ca.  $\pm 0,5\%$  des Meßbereichendwertes wird von den Herstellern ein Bereich bis  $\geq 10\%$  vom Meßbereichsendwert genannt. Bei kleineren Durchflüssen steigt die Ungenauigkeit stark an (Abbildung 6).

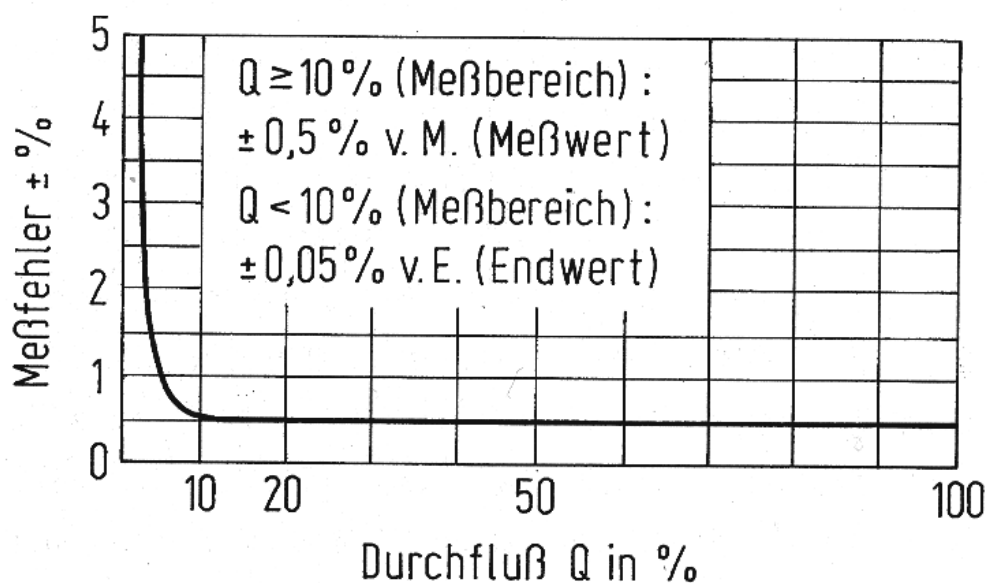


Abbildung 6: Meßfehler bei MID

Ein Problem bei der Installation von MID ist die Forderung nach ständig gesichertem Einstau. Um diesen zu gewährleisten, werden häufig Rohrschleifen ausgeführt, die durch Störung des Strömungsprofils zu Meßungenauigkeiten führen können. Um diese Gefahr gering zu halten, fordert ÖNORM EN ISO 6817 einen Abstand der Störung von  $> 10 \times DN$  vom MID.

Ebenfall unangenehm kann die Uneinsehbarkeit sein, da Kontrollen des Meßgerätes nur bei Ausbau möglich sind. So können z.B. bei niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten Feststoffablagerungen den Querschnitt verändern oder Beläge die Elektroden beeinflussen und Meßfehler verursachen. Um diese Einflüsse möglichst gering zu halten, sollten MID nie am tiefsten Punkt einer Rohrschleife sondern im aufsteigenden Ast installiert sein. Zusätzlich ist die Anordnung von Reinigungsöffnungen bzw. von Spüleinrichtungen zweckmäßig.

Auch mobile MIDs erzielen sehr genaue Meßergebnisse, sofern sie unter den gegebenen Bedingungen korrekt eingebaut werden können. Meistens ist dafür eine lokale Absenkung der Rohrleitung (Schacht, Pumpensumpf) notwendig, um den erforderlichen Einstau zu erbringen. Für die Erfassung großer Durchflußmengen ist der mobile MID normalerweise nicht geeignet.

### Ultraschall-Messungen

Zur Bestimmung der Strömungsgeschwindigkeit mittels Ultraschall sind verschiedene prinzipielle Verfahren möglich:

- Laufzeitmessung
- Ultraschallmessung mittels Doppler-Effekt.

Die Ultraschall-Laufzeit-Messung basiert auf der Tatsache, daß sich die Fortpflanzungsgeschwindigkeit von Schallwellen in bewegten Flüssigkeiten mit der Strömungsgeschwindigkeit des Übertragungsmediums ändert. Sendet man das Schallsignal in einem Winkel zur Rohrachse einmal mit und einmal gegen die Strömungsrichtung quer durch den durchflossenen Querschnitt, so ergibt sich aus der Differenz der Laufzeiten die mittlere Strömungsgeschwindigkeit am Signalweg. Bei starken Querströmungen kann die Genauigkeit durch die Anordnung mehrerer Sender/Empfänger mit verschiedenen Signalwegen gesteigert werden. Da Sender und Empfänger nur außen am Rohr anliegen müssen, eignen sich diese Systeme auch für mobile Kontrollmessungen.

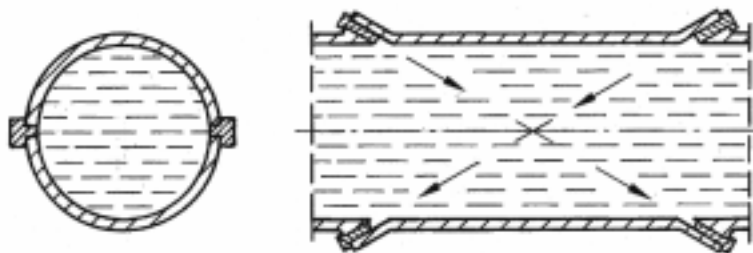


Abbildung 7: Prinzipskizze einer Ultraschall-Laufzeitmessung (n. ATV 1995)

Um eine auswertbare Signalstärke am Empfänger zu gewährleisten, dürfen keine zu großen Gehalte an Feststoffen oder Gasblasen im Meßmedium auftreten (Herstellerangaben). Die besten Ergebnisse lassen sich daher bei gereinigtem Abwasser erreichen.

Stärken und Schwächen von Messungen nach dem Ultraschall-Doppler-Prinzip wurden bereits bei den kombinierten Meßsystemen erläutert.

Die generellen Vorteile der Ultraschallmessung liegen wie beim MID bei den flexiblen Einbaumöglichkeiten, dem geringen Wartungsaufwand und der prinzipiell hohen Zuverlässigkeit aufgrund des einfachen physikalischen Meßprinzips. Anders als beim MID können leitende und auch nicht leitende Medien gemessen werden. Bei großen Rohrdurchmessern ergeben sich gegenüber dem MID auch Vorteile hinsichtlich der Baugröße. Nachteilig wirkt sich aus, daß im Gegensatz zum MID nicht der gesamte Querschnitt bei der Geschwindigkeitsmessung berücksichtigt wird, sondern nur der zwischen Sender und Empfänger liegende Teil.

## **5 Markier- oder Impfverfahren**

### **Grundlagen**

Markierverfahren, bei denen dem Abwasser ein leicht zu messender Fremdstoff (Markierungsstoff, Tracer oder Indikator) zugesetzt wird, kommen primär dort zum Einsatz, wo andere Methoden nicht verwendet werden können. Ihr Vorteil besteht in der Möglichkeit, den Durchfluß unter Betriebszuständen und - bei Messung der Konzentrationsänderung - unabhängig von der Kanalgeometrie ermitteln zu können. Somit lassen sich auch stationäre Meßeinrichtungen im Normalbetrieb überprüfen und kalibrieren.

Grundsätzlich können zwei Methoden unterschieden werden:

1. Der Durchfluß wird über die Fließgeschwindigkeit und den Querschnitt der Strömung ermittelt. Die Tracer dienen also dem Messen der Strömungsgeschwindigkeit.
2. Der Durchfluß wird direkt aus dem Grad der Verdünnung einer bekannten zugegebenen Menge eines Tracers nach vollständiger Einmischung ermittelt. Die Kenntnis des Strömungsquerschnitts ist hierfür nicht erforderlich.

Letztere Methode hat gegenüber dem ersten Verfahren und auch den meisten anderen Durchflußmeßverfahren den wesentlichen Vorteil, daß der Strömungsquerschnitt für die Ermittlung des Durchflusses nicht bekannt sein muß. Wie überhaupt Geometrie und Verlauf des untersuchten Systems beliebig aussehen können und diese Art von Durchflußmessung von hydraulischen Modellen gänzlich unabhängig ist. So werden auch keine Anforderungen an die Geschwindigkeitsverteilung gestellt, wie es überall dort üblich ist, wo der Durchfluß über die mittlere Strömungsgeschwindigkeit bestimmt wird.

Die Voraussetzung für ihre Anwendung ist nach SCHMITT et al. (1968, zit. bei HAIDER, 1991), daß zwischen der Eingabe und der Meß- bzw. Probenahmestelle,

1. eine vollständige Durchmischung erzielt wird, im einfachsten Fall daran zu erkennen, daß der gesamte Querschnitt der Strömung eine konstante Tracer-Konzentration aufweist;
2. keine Tracerverluste durch Ausleitung, Fällung, Verdampfung, Adsorption o.ä. auftreten;
3. der Durchfluß während der Messung konstant ist.

Der verwendete Tracer soll mit hoher Empfindlichkeit nachzuweisen und nach Möglichkeit nicht oder nur in vernachlässigbarer Menge in der zu untersuchenden Strömung vorhanden sein.

Zu unterscheiden ist die Art der Tracerzugabe:

- Der Tracer wird momentan, d.h. zeitlich punktförmig zugegeben.
- Die Tracerzugabe geschieht kontinuierlich, d.h. über einen längeren Zeitraum mit zeitlich konstanter Menge und Konzentration.

## 6 Tracerstoffe

### Salze

#### **Kochsalz (NaCl):**

Ist im kommunalen Abwasser jedoch weniger geeignet, da aufgrund der naturgemäß hohen und schwankenden Grundkonzentrationen an Salzen im Abwasser bedeutende Mengen an Tracer erforderlich sind (wegen leichter Verfügbarkeit wird es in der Praxis für „spontane“ Messungen eingesetzt). Dies kann die Gefahr einer Betriebsstörung mit sich bringen und erschwert außerdem die Einmischung in den Abwasserstrom. (Die Einmischung ist ohnehin schon aufgrund des größeren Dichteunterschiedes Wasser - Salz schwieriger als z.B. bei Farbstoffen.) Auch die Manipulation ist bei großen Tracer-Mengen von Nachteil.

#### **Lithiumchlorid (LiCl):**

Hat gegenüber dem Kochsalz den Vorteil, im Abwasser selbst in der Regel nicht vorzukommen. Dafür bedeuten auch kleine Mengen an Lithiumchlorid hohe Kosten. Für die Einmischung in den Abwasserstrom gilt wie für Kochsalz, daß die relativ große Dichte des Salzes die Einmischung erschwert.

Beide Salztracer sind aufgrund der erforderlichen Mengen (NaCl) bzw. der hohen Kosten (LiCl) nicht für größere Abwassermengen geeignet.

### **Radioaktive Isotope**

Die Anwendung der Radioaktivität zum Nachweis bestimmter Vorgänge - bei der Durchflußmessung ist es die Aktivitätsänderung aufgrund der Verdünnung in der Strömung - erlebte in den letzten Jahren einen starken Rückgang und wird heute allgemein als kritisch betrachtet. Die Anwendung dieser Methode verlangt neben der speziellen Ausrüstung auch eine behördliche Bewilligung, die nur in besonderen Fällen, unter bestimmten Sicherheitsvorschriften und an entsprechend ausgebildete Personen erteilt wird. Vom Meßprinzip her ist die Isotopenmessung als sehr zuverlässig anzusehen, was die Wiederfindungsrate betrifft.

## **Schwermetallverbindungen**

Als Tracer eingesetzte Schwermetallverbindungen (z.B. Nickelnitrat) sind ähnlich den radioaktiven Tracern im Zuge des steigendem Umweltbewußtseins unpopulär geworden und werden heute kaum mehr verwendet. Langjährigen Erfahrungen (z.B. Summierungsmessungen) zufolge ließe sich die Genauigkeit dieser Methode mit +/- 5 % angeben.

## **Farbstoffe, insbes. Fluoreszenzfarbstoffe**

Besonders Fluoreszenzfarbstoffe (z.B. Rhodamin, Uranin, Erosin), die aufgrund ihrer hervorragenden Tracereigenschaften zu den beliebtesten Markierungsstoffen in der Hydrologie gehören, werden auch für Durchflußmessungen im Abwasser eingesetzt (sh. HAIDER, 1991). Ihr großer Vorteil ist die einfache, billige Nachweismöglichkeit im Feld (Fluoreszenzphotometer) sowie die hohe Nachweisempfindlichkeit (<0,1 µg/l!).

Kritisch zu beurteilen ist der mögliche Einfluß von Temperatur- und pH-Wert-Schwankungen auf die Beständigkeit der Farbstoffe sowie deren Sorptionsverhalten, z.B. an Belebtschlamm.

## **Auswertungen**

Die Auswertung von Tracermessungen erfordert häufig einen relativ großen Rechenaufwand, der sich nach Art der Messung und der gestellten Meßaufgabe richtet. Beispiele für derartige Auswertungen und Hinweise auf weiterführende Literatur finden sich im ATV-Handbuch „Betriebstechnik, Kosten und Rechtsgrundlagen der Abwassertechnik“.

## **7 Literatur**

- ATV (1995): ATV-Handbuch. Betriebstechnik, Kosten und Rechtsgrundlagen der Abwasserreinigung. Verlag Ernst und Sohn, Berlin
- DAHLKE, H. (1987): Abflußmessungen und Kanalprobenahme bei der Indirekteinleiterüberwachung. In Gewässerschutz Wasser Abwasser, Heft 92, hrg. vom Inst. für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen.



- HAIDER, St. (1991): Durchflußmessung in Abwasserkanälen mittels Fluoreszenztracer. Diplomarbeit am Inst. für Wasserversorge, Abteilung Siedlungswasserbau, Universität für Bodenkultur Wien.
- ÖNORM EN ISO 6817 (1996): Durchflußmessung von leitfähigen Flüssigkeiten in geschlossenen Leitungen. Verfahren mit magnetisch.induktiven Durchflußmeßgeräten.
- ÖNORM M 5880 (1998): Durchflußmessung in Kläranlagen. Venturigerinne und induktive Durchflußmeßgeräte.
- SCHRAMM, H. (1982): Das Abwasserabgabengesetz in seinen Auswirkungen auf die Mengemessung in offenen und geschlossenen Systemen. Korrespondenz Abwasser, Heft 10, Jg. 29, S. 714f.
- SEMMELMANN, A. (1998): Überprüfung von Durchflußmeßeinrichtungen, Teil 2 - praktische Durchführung. Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen. ÖWAV-Seminar, 1998.

Dipl.Ing. Thomas Zipper

Institut für Wasserversorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft, Abteilung für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz der Universität für Bodenkultur Wien

Muthgasse 18  
A-1190 Wien

Tel.: 36 006 5805  
Fax: 368 99 49  
E-Mail: zipper@iwga-sig.boku.ac.at



# Überprüfung von Durchflußmesseinrichtungen – Teil 2: Durchführung in der Praxis

A. Semmelmann

CTU - Chemisch Technische Umweltberatung

**Kurzfassung:** Den Durchflußmeßeinrichtungen wurde im Bereich der kommunalen Abwasserreinigung lange Zeit nur geringe Aufmerksamkeit gewidmet. Noch heute finden sich auf vielen Kläranlagen Durchflußmesseinrichtungen die entweder veraltet sind, nicht den allgemeinen Regeln der Technik entsprechen oder schlicht überdimensioniert sind. Die daraus resultierenden Meßungenauigkeiten sind zum Teil beträchtlich. Es können sich erhebliche Fehler bei der Ermittlung der Jahresschmutzwassermenge oder bei der Frachtberechnung ergeben. Durch die neue in Bayern gültige Eigenüberwachungsverordnung vom 20. September 1995 wurde von gesetzgeberischer Seite aus die Verpflichtung zur regelmäßigen Überprüfung der Durchflußmesseinrichtungen ausgesprochen. Die Vorgehensweise zur Überprüfung der Durchflußmesseinrichtungen wird unter Berücksichtigung der DIN 19559 sowie anhand verschiedener Beispiele erläutert.

**Keywords:** Durchflußmessung, Venturigerinne, Überprüfung

## 1 Einleitung

Die EÜV sieht in der aktuellen Fassung eine turnusmäßige Überprüfung der Durchflußmessung vor. Ziel des Vortrages ist es, verschiedene Möglichkeiten an Kontrollmaßnahmen aufzuzeigen und über erste Erfahrungen mit der Überprüfung von Durchflußmessungen im Rahmen des Vollzugs der EÜV zu berichten.

Meine Erfahrungen mit Durchflußmessenanlagen basieren aber auch auf einer langjährigen Tätigkeit als Sachverständiger für chemische Abwasseruntersuchungen. Spätestens wenn es um die Ermittlung von Frachtdaten geht, kommt auch der Chemiker nicht darum herum, sich mit der Qualität von Durchflußmessungen zu befassen.

Nach meiner Einschätzung wird man aufgrund der äußerst vielfältigen örtlichen Gegebenheiten recht unterschiedliche Vorgehensweisen bei der Durchführung von Kontrollmaßnahmen einschlagen werden müssen.

## **2 Übersicht**

In etwa 90 % aller Fälle finden sich zumindest im Bereich kommunaler Kläranlagen die hier aufgeführten Arten von Durchflußmessungen.:

- Venturi – Meßeinrichtung
- Meßwehr
- Magnetisch-Induktive Durchflußmessung (MID)

Demzufolge stützen sich auch meine Erfahrungen im wesentlichen auf diese Meßverfahren.

Die Kontrollmaßnahmen selbst lassen sich grob in 2 Arten einteilen, nämlich Funktionskontrollen, die ohne Zuhilfenahme zusätzlicher Meßgeräte erfolgen können und Kontrollmessungen als Vergleichsuntersuchung mit unabhängigen Meßverfahren. Für diese Kontrollmessungen ist der Einsatz von mobilen Meßgerätschaften vorzusehen.

## **3 Grundlagen**

### **3.1 Gesetzliche Vorgaben**

Entsprechend der in Bayern seit dem 1. Januar 1996 gültigen Eigenüberwachungsverordnung (EÜV) ist für alle kommunalen Kläranlagen ab einer Ausbaugröße von 1000 EW eine kontinuierliche Durchflußmessung mit selbstschreibenden Meßgerät und mit Zählwerk vorgeschrieben.

Einmal jährlich ist die Überprüfung der Durchflußmessung vorzunehmen (und zwar durch Kläranlagenpersonal bzw. durch Kläranlagenbetreiber); Mit jeder fünften Überprüfung ist der Hersteller der Meßeinrichtung oder ein anerkannter privater Sachverständiger (PSW) zu beauftragen.

Etwas irritierend ist dabei die Tatsache, daß die Kontrollmessung nach DIN 19 559 durchzuführen ist, der Anwendungsbereich der DIN 19559 sich aber auf die Durchflußmessung von Abwasser in offenen Gerinnen und Freispiegelleitungen bezieht. Insbesondere Teil 2 der Norm beschreibt detailliert den Einsatz von Venturi-Kanälen. Andererseits sind jedoch in der Praxis neben den Durchflußmessungen in offenen Kanälen auch andere Meßverfahren im Einsatz.

Zwischenzeitlich steht aber außer Frage, daß auch die anderen Meßverfahren wie etwa MID den geforderten Kontrollmaßnahmen zu unterziehen sind. Die Hinweise und Anforderungen sind hierzu sinngemäß anzuwenden.

### **3.2 Ziel der Kontrollmaßnahmen**

Ziel der Kontrollmaßnahmen ist es die Qualität der Eigenüberwachungsergebnisse nachzuweisen und ggf. ist eine Steigerung der Qualität zu bewirken.

An dieser Stelle ist nochmals herauszustellen, daß die Durchflußmessung insbesondere im Hinblick auf Frachtermittlungen den gleichen Stellenwert einnimmt wie die analytischen Untersuchungen. Da nützt es wenig, wenn der Chemiker analytische Klimzüge macht, um die Genauigkeit der Analysen zu verfeinern, die zugrundegelegten Abwassermengen dafür aber mit erheblichen Fehlern behaftet sind.

Es ist also klar, daß die Güte einer Lastuntersuchung steht und fällt mit der Genauigkeit der Durchflußmessung, sei es im Zusammenhang mit Planungsmaßnahmen oder Einleiterüberwachungen. Die Abwassermenge geht linear in die Frachtberechnung ein und hat somit unmittelbare Auswirkungen z.B. auf die Ermittlung der:

- Jahresschmutzwassermenge für Abwasserabgabeerklärung
- Ebenso ist die Qualität der Fremdwasserermittlung stark von der Genauigkeit der Durchflußmessung im unteren Belastungsbereich abhängig

### **3.3 DIN 19559**

#### **Durchflußmessung von Abwasser in offenen Gerinnen und Freispiegelleitungen**

Grundlage für die Kontrollmaßnahmen ist wie schon erwähnt gemäß den Vorgaben der EÜV, die DIN 19559. Die NORM ist somit als eine Art Arbeitsanweisung zu sehen. Aufgrund dieses Sachverhaltes erscheint es als sinnvoll, an dieser Stelle die für die Kontrollmaßnahmen wesentlichen Punkte darzustellen.

- Teil 1 der Norm enthält eine Zusammenfassung und Wertung der verschiedenen in Frage kommenden Meßverfahren zur Durchflußmessung mit allgemeine Anforderungskriterien.

Wesentlich sind vor allem die Anforderungen für das Vorhandensein von Vorrichtungen für Kontrollmaßnahmen. Nach bisherigen Erfahrungen fehlen in den meisten Fällen derartige Kontrolleinrichtungen zur Überprüfung, was die Durchführung der Kontrollmaßnahmen teilweise erheblich erschwert.

- Teil 2 der DIN ist konkret für die Anwendung von Venturikanälen bestimmt und enthält Angaben von den Grundlagen über konstruktive Anforderungen; Meßwertaufnehmer bis hin zu Fehlergrenzen und erforderlichen Kontrollmaßnahmen.

### **3.4 DIN 19559 Teil 2, Venturikanäle**

#### **(Konstruktive Durchbildung, Abflußformel)**

Teil 2 enthält u.a. auch konkrete Hinweise bezüglich der konstruktiven Durchbildung des Venturigerinnes. Auf die Darstellung von Detailangaben möchte ich an dieser Stelle verzichten. Allerdings sei darauf hingewiesen, daß die Überprüfung dieser Anforderungen Bestandteil einer Kontrollmaßnahme sein sollte, wie z.B. bezüglich der Lage des Meßwertaufnehmers oder Länge der Drosselstrecke, die das 2-fache der maximalen Oberwassertiefe nicht unterschreiten soll.

Häufig ist z.B. auch festzustellen, daß der Ansaugschlauch für die Probenahme im Oberwasser angebracht ist, was unerwünschte Turbulenzen und Ablagerungen auslösen kann und sich somit nachteilig auf die

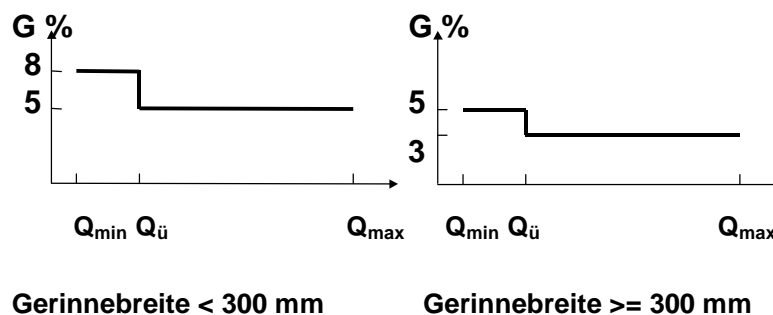
Wasserstandsmessung auswirkt. Besser ist es, die Probenahme kurz nach dem Wechselsprung im Bereich guter Durchmischung vorzunehmen. Gleiches gilt auch für die pH-Sonde, die häufig im Störbereich des Gerinnes angebracht ist.

Die gemäß der Norm geforderten Einrichtungen bezüglich der Kontrollvorrichtungen sind bei den meisten Durchflußmessungen leider nicht vorhanden. Hierzu gehören z.B. Einbaukontrollmarken, Stechpegelhalterungen und die Nut für ein Einsteckwehr. Somit ist festzustellen, daß viele dieser Einrichtungen entgegen den allgemein anerkannten Regeln der Technik gebaut wurden.

Grundsätzlich ist es möglich, die Kennlinie eines Venturigerinnes rechnerisch über den Oberwasserstand zu ermitteln. Voraussetzung ist aber daß die konstruktive Durchbildung des Gerinnes den Rahmenbedingungen gemäß DIN entspricht.

### 3.5 DIN 19559 Teil 2, Venturikanäle, Fehlergrenzen

Von wesentlicher Bedeutung für die Kontrollmaßnahmen sind die Ausführungen bezüglich der Fehlergrenzen.



Der Meßbereich wird in zwei Belastungsbereiche eingeteilt:

Untere Belastungsbereich:  $Q_{\min}$  bis  $Q_{\ddot{u}}$

Obere Belastungsbereich:  $Q_{\ddot{u}}$  bis  $Q_{\max}$

Metrologische Klasse I:

$$Q_{\min} = 0,1 Q_{\max}$$

$$Q_{\ddot{u}} = 0,3 Q_{\max}$$

Bild 1: DIN 19559 Teil 2, Venturikanäle, Fehlergrenzen

DIN 19559 Teil 2 enthält diesbezüglich konkrete Anforderungskriterien. Danach werden die Venturigerinne zunächst in 2 Größenordnungen eingeteilt, und zwar in Gerinne mit einer Breite unter 300 mm und Gerinnebreiten größer/gleich 300 mm. Wie Sie anhand Bild 1 und 2 sehen sind bei der kleineren Klasse etwas größere Garantiefehlergrenzen erlaubt.

	<b>Einzelkalibrierung</b>	<b>Bauartkalibrierung</b>	<b>Bauartkalibrierung nach Aufmaß korrigiert</b>	<b>Einbau nach Aufmaß korrigiert</b>	<b>Einbau mit Meßtoleranzen</b>
$G_g$	G	3.6 2G	1,5G	-	-
$G_v$	2G	4G	3G	4G	6G

<b>Breite</b>	<b><math>b_0 &lt; 300 \text{ mm}</math></b>		<b><math>b_0 \geq 300 \text{ mm}</math></b>	
	unterer Meßbereich	oberer Meßbereich	unterer Meßbereich	oberer Meßbereich
Einzelkalibrierung	16%	10%	10 %	6 %
Bauartkalibrierung	32%	20%	20%	12 %
Bauartkalibrierung nach Aufmaß korrigiert	24%	15%	15%	9%
Einbau nach Aufmaß korrigiert	32%	20%	20%	12%
Einbau mit üblichen Maßtoleranzen	48%	30%	30%	18%

Bild 2: DIN 19559 Teil 2, Venturikanäle, Garantie- und Verkehrsfehlergrenzen



Außerdem werden die Meßbereiche der Venturimeßeinrichtungen in 2 Belastungsbereiche aufgeteilt: der untere Belastungsbereich erstreckt sich vom kleinsten Durchfluß  $Q_{\min}$ , von dem das Meßgerät die Fehlergrenzen einhalten muß, bis zum Übergangsdurchfluß  $Q_{\ddot{u}}$ . Der obere Belastungsbereich schließlich von  $Q_{\ddot{u}}$  bis zum maximalen Durchfluß, mit dem das Meßgerät unter Einhaltung der Fehlergrenzen arbeiten kann.

Für die Praxis ist vor allem auch die Definition der Belastungsbereiche von entscheidender Bedeutung, insbesondere der untere Meßbereich von 0,1 bis 0,3  $Q_{\max}$ . Die Venturimeßeinrichtungen sind nach meinen Feststellungen häufig überdimensioniert, was zur Folge hat, daß die Durchflußwerte bei Trockenwetter in den unteren Belastungsbereich fallen und somit mit entsprechenden Meßungenauigkeiten zu rechnen ist. Betroffen ist dann insbesondere auch die Qualität der Fremdwasserermittlung.

### **3.7 DIN 19559 Teil 2, Venturikanäle, Garantie- und Verkehrsfehlergrenzen**

Hauptkriterium für die Qualität einer Durchflußmessung sind die zulässigen Verkehrsfehlergrenzen unter Betriebsbedingungen, d.h. es muß der Nachweis geführt werden, daß die zulässige Fehlergrenze eingehalten wird. Die zulässigen Verkehrsfehlergrenzen sind je nach Bauarttyp entsprechend aus der Garantiefehlergrenze abgeleitet und sind in der gezeigten Abbildung zusammengestellt.

Wie der Tabelle zu entnehmen ist, sind nach DIN 19559 in der Praxis beachtliche Fehlergrenzen tolerierbar. Hierzu ist anzumerken, daß die auf den Kläranlagen vorhandenen Venturigerinne häufig nicht bauartkalibriert sind bzw. der Einbau mit den üblichen Maßtoleranzen erfolgt ist und somit in die Kategorie mit den geringsten Anforderungen fallen. Die Fehlergrenzen im unteren Meßbereich sind demzufolge mit 48 % bzw. 30 % anzusetzen.

Wie bereits erwähnt sind die Gerinne z.T. überdimensioniert, so daß insbesondere die Qualität der Fremdwasserermittlung nicht immer gesichert ist.

## 4 Vorgehensweise bei Kontrollmaßnahmen

### 4.1 Allgemeines

Die bei der Kontrolle anzuwendende Vorgehensweise hängt sehr stark von den jeweiligen örtlichen Gegebenheiten ab, deshalb ist von Fall zu Fall zu entscheiden mit welchen Methoden eine Überprüfung sinnvoll bzw. möglich ist.

Häufig sind die vorhandenen stationären Durchflußmessungen veraltet und entsprechen nicht den allgemein anerkannten Regeln der Technik. Teilweise sind auch die Unterlagen über die Meßanlage wie z.B. zugehörige Kennlinien nicht mehr vorhanden. Einfache Funktionskontrollen reichen dann nicht mehr aus, um die Qualität der Durchflußmessung zu überprüfen. In solchen Fällen ist deshalb der Einsatz von mobilen Meßgeräten erforderlich, um mit einem unabhängigen Meßverfahren die entsprechenden Nachweise zu führen.

In der Regel muß deshalb vorab eine Ortseinsicht stattfinden, damit die z.T. aufwendigen Vorbereitungen richtig getroffen werden können. Die Meßvoraussetzungen müssen ebenfalls erfüllt sein.

In einem ersten Schritt werden sinnvollerweise die jeweils zutreffenden Funktionskontrollen durchgeführt. Zweckmäßigerweise sollten diese Maßnahmen gemeinsam mit dem Eigenüberwachungspflichtigen durchgeführt werden. Ziel der Kontrollmaßnahmen ist es ja auch, die notwendigen Kenntnisse bezüglich der durchführbaren Kontrollmaßnahmen an das Personal des Eigenüberwachungspflichtigen weiter zu vermitteln.

Im Falle der Vergleichsmessungen müssen 1 bis 2 Meßtage veranschlagt werden. Die Kontrollmaßnahmen erstrecken sich somit mindestens auf ein bis zwei Arbeitstage

## 4.2 Funktionsprüfungen

Die nachfolgend aufgelisteten Kontrollmaßnahmen bzw. Funktionsprüfungen, können auch vom Kläranlagenpersonal durchgeführt werden:

- Kontrolle auf Rückstaufreiheit
- Meßwertverarbeitung überprüfen
  - ⇒ Nullpunkt
  - ⇒ Meßbereich simulieren
  - ⇒ Anzeige am Schreiber überprüfen
- Summenzählwerk überprüfen
  - ⇒ Numerische Integration
  - ⇒ Methode der kleinsten Quadrate

Allgemein ist die Kontrolle auf Rückstaufreiheit insbesondere von Bedeutung, weil im Falle des Rückstaus grundsätzlich die Genauigkeit der Venturimessung in Frage zu stellen ist. In solchen Fällen ergibt sich dann zwingend die Notwendigkeit für eine Kontrollmessung mit einem unabhängigen Meßverfahren.

Die Überprüfung einer Durchflußmeßeinrichtung muß sich unbedingt auf alle zugehörige Einrichtungen erstrecken, d.h. auf

- baulicher Teil
- Meßgeräte (Wasserstandsmessung)
- Anzeigenteil (Schreiber und Mengenzähler) ggf. Leitsystem der Anlage

Bei manchen Schreibern bzw. Summenzählwerken neuerer Bauart bestehen vielfältige Möglichkeiten zur Parametrierung bzw. Skalierung und Ausgabe von Zählimpulsen. Es ist daher erforderlich genau zu überprüfen, ob die jeweiligen Einstellungen plausibel bzw. korrekt sind.

### **4.3 Wasserstandsmessung Meßwertaufnehmer**

Generell ist die Überprüfung der Wasserstandsmessung eine wichtige Funktionsprüfung. Die möglichen Wasserstandsmessungen sind hier nochmals aufgeführt.

Die Schwimmermessung ist heutzutage weitgehend durch Echolotmessung ersetzt, so daß die typischen Probleme mechanischer Art (z.B. Verschlammung, Ablagerungen) mit dieser Methode der Vergangenheit angehören

Vereinzelt finden sich Meßgeräte basierend auf der Einperlmethode. Bei diesem Verfahren ist vor allem darauf zu achten, daß die Öffnung des Eintauchrohres verkrustungsfrei bleibt, was z.B. bei stark eisenhaltigen Abwässern oftmals der Fall ist. Dadurch kann eine Verfälschung der Meßwerte eintreten. Es werden dann zu hohe Werte gemessen.

Allgemein ist zu sagen, daß die Einstellung des Nullpunktes von ausschlaggebender Bedeutung für die Richtigkeit der Durchflußmessung ist. Eine ungenaue Justierung des Nullpunktes kann erhebliche Meßfehler nach sich ziehen. Die Überprüfung des Nullpunktes steht deshalb an oberster Stelle aller Kontrollmaßnahmen. Dies erfolgt am einfachsten durch entsprechende Absenkung des Wasserspiegels. Um diese Überprüfung vornehmen zu können sollte eine Möglichkeit zum Abschiebern vorhanden sein.

Desweiteren ist es erforderlich, bei verschiedenen Wasserständen möglichst den gesamten Meßbereich zu simulieren. Bei der Überprüfung eines Echolotes kann die Simulation verschiedener Wasserstände mit Hilfe einer den Ultraschall reflektierenden Platte durchgeführt werden (Anforderung in Anlehnung an die DIN 19559 liegt bei  $\pm 3\text{mm}$ )

Bezüglich der Echolotmessung ist anzumerken, daß die Schallgeschwindigkeit im erheblichen Maß von der Lufttemperatur abhängig ist, weshalb die Meßgeräte mit einer Temperaturkompensation ausgestattet sind. Es ist daher zu empfehlen, die Wasserstandsmessung auch zu verschiedenen Jahreszeiten zu überprüfen.

Es ist auch darauf achten, daß keine schallabsorbierenden Verschmutzungen z.B. durch Spinnweben vorhanden sind.

#### **4.4 Beispiel Überprüfung Mengenzählung**

Die bei der Mengensummierung auftretenden Fehler sind meistens auf eine falsche Einstellung bzw. Parametrierung der Geräte zurückzuführen.

Die Mengensummierung ist im Grunde eine Integration der Abflußganglinie über die Zeit. Eine Methode, die Richtigkeit des Mengenzählers zu überprüfen, besteht darin, anhand der Schreiberaufzeichnung eine numerische Integration der Abflußkurve vorzunehmen. Voraussetzung ist natürlich, daß man sich vorher vergewissert hat, daß am Schreiber das richtige Signal ankommt.

Dabei werden die Diagramme in kleine Teilflächen aufgeteilt und für die jeweiligen Zeitabschnitte der zugehörige (mittlere) Durchfluß ermittelt und daraus die durchgeflossene Abwassermenge errechnet. Die Teilmengen werden für einen bestimmten Zeitraum (z.B. 24 Stunden) aufaddiert und mit dem vom Zählwerk angezeigten Summenwert verglichen. Bei sorgfältiger Vorgehensweise sollte die Abweichung unter 5 % liegen. Bei größeren Abweichungen besteht Grund zur Annahme, daß die Summierung fehlerhaft ist.

#### **4.5 Kontrollmessungen (Übersicht)**

Unter Kontrollmessungen ist zu verstehen, daß mit Hilfe unabhängiger Meßverfahren Vergleichsuntersuchungen durchgeführt werden

Im einfachsten Fall kann dies das Befüllen eines leerstehenden Beckens sein. (z.B. leerstehendes Vorklärbeckens). Dies ist eine einfache aber zuverlässige Methode, die auch vom Kläranlagenpersonal angewandt werden kann.

Die Vergleichsmessung wird man in der Regel aber mit Hilfe von temporären Meßeinrichtungen bzw. unter Verwendung von mobilen Meßgeräten durchführen.

An erster Stelle ist hier sicherlich die Überprüfung mit Hilfe eines Meßwehres zu nennen. Allerdings scheidet die Verwendung eines Meßwehres in der Praxis häufig an den örtlichen Gegebenheiten weil aus z.B. aus Platzproblemen ein Meßwehr nicht eingebaut werden kann.

Weitere Möglichkeiten für Vergleichsmessungen bestehen darin, daß durch Umpumpen ein Referenz-MID beschickt wird, bzw. die Verwendung von mobilen Durchflußmeßgeräten auf Basis von Ultraschall- oder MID-Verfahren.

#### 4.6 Meßwehre (Übersicht)

Wegen der geringen Fließgeschwindigkeit im Bereich vor dem Wehr und der damit verbundenen Tendenz zu Ablagerungen von Feststoffen, werden Meßwehre als dauerhaftes Meßverfahren zweckmäßiger Weise nur bei ablaufbezogenen Durchflußmessungen eingesetzt. Für Kontrollmessungen hingegen lassen sich Meßwehre aber ohne weiteres temporär im Zulaufbereich verwenden.

Die häufigsten Querschnittformen sind 90°-Dreieckswehre und Rechteckwehre sowie Wehre mit Trapezausschnitt nach dem System von Cipoletti

Eine Sonderform stellt das Dreieckwehr mit einem 53° - Ausschnitt dar. Aufgrund der in der Abflußformel enthaltenen Tangensfunktion von

$$\tan \alpha/2 (53/2) = 0,5$$

ergibt sich eine Verdoppelung der Aufstauhöhe bei gleichem Durchfluß. Das heißt, diese Wehrform ist spezielle für niedrige Abflüsse geeignet.

Voraussetzung für eine hohe Genauigkeit ist aber, daß die entsprechenden Rahmenbedingungen eingehalten werden, wie sie auf Bild 3 zusammengestellt sind.

#### 4.7 Meßwehre (Dreieckmeßwehr 90°)

Im wesentlichen sind bei der Anwendung von Meßwehren folgende Kriterien zu berücksichtigen :

- Scharfkantiger Überfall (luftseitige Abschrägung von 45°)
- Überfallhöhe muß vollbelüftet sein (Überfallhöhe > 40 cm)
- Meßgerinne geradlinig ( $6 h_{\max}$ )
- Verhältnis Überfallhöhe / Gerinnebreite:  $h/B \leq 0,3$
- Meßstelle (z.B. Echolot)  $3...4 h_{\max}$  von Überfall entfernt

### ◆ **Anwendungsbereich**

➤ Meßbereich ca. 1 bis 70 l/s

### ◆ **Voraussetzung für hohe Meßgenauigkeit:**

➤ scharfkantiger Überfall (luftseitige Abschrägung von 45°)

➤ Überfallender Wasserstrahl muß vollbelüftet sein (Überfallhöhe >40cm)

➤ Meßgerinne geradlinig ( $6 h_{\max}$ )

➤  $h/B \leq 0,3$

➤ Meßstelle (z.B. Echolot) 3 bis  $4 h_{\max}$  von Überfall entfernt

### ◆ **Abflußformel (näherungsweise):**

$$Q = 1,34 \times h^{2,48}$$

Bild 3: Meßwehre (Dreieckmeßwehr 90°)

Der Anwendungsbereich ist mit etwa 1 bis 70 l/s anzugeben. Überfallhöhen über 30 cm sind aufgrund von Rückstauwirkungen und konstruktiven Bedingungen weniger praktisch. Das Dreieckwehr zeichnet sich durch günstiges Verhältnis von  $Q_{\min}/Q_{\max}$  (ca. 0,01) aus und ist deshalb besonders geeignet für stark schwankende Durchflüsse.

Die Abflußkurve kann näherungsweise nach der Formel

$$Q = 1,34 \times h^{2,48}$$

berechnet werden.

Für eine exakte Messung ist eine präzise Höhenstandsmessung erforderlich. (wegen Exponentialfunktion (10 % Fehler bei der Höhenstandsmessung bewirken nahezu 30 % Fehler bei Q)

#### **4.8 Meßwehre (rechtwinklige Überfallöffnung)**

Allgemein gelten für die Anwendung der Rechteckwehre ähnliche Voraussetzungen bzw. Kriterien wie für ein Dreieckswehr (90°-Wehr)

Rechteckige Überfälle sind besonders geeignet für ziemlich konstante Abflüsse. Im Unterschied zum Dreieckswehr können aber mit dem Rechteckwehr auch größere Durchflüsse erfaßt werden, da zum einen bis zu 60 cm Aufstauhöhe möglich sind und zum anderen die Basisbreite der Überfallkante variiert werden kann. Die Basisbreite soll mindestens 30 cm betragen.

Das Trapezwehr stellt eine Kombination aus Dreieck und Rechteckwehr dar und weist im Gegensatz zum reinen Rechteckquerschnitt ähnlich wie das Dreieckswehr eine nach unten bessere Auflösung auf.

#### **4.9 Kontrollmessung durch Umpumpen**

Eine weitere Möglichkeit für eine unabhängige Vergleichsmessung ist das Umpumpen über eine mobile Meßeinrichtung (z.B. ein Referenz-MID). Dazu ist es erforderlich den Kanal an einer geeigneten Stelle z.B. mit einer Kanalabsperriblase abzusperren und mit Hilfe einer ebenfalls mobilen Abwassertauchpumpe z.B. ein Referenz-MID zu beaufschlagen.

Diese Methode der Abwassermengenerfassung mit mobilen Meßgerätschaften konnte in der Vergangenheit häufig auch bei der Einleiterüberwachung erfolgreich eingesetzt werden. Die erzielbare Genauigkeit ist groß und hängt letztlich von der Qualität des verwendeten Referenz-MID ab.

Der Nachteil des Umpumpens liegt darin, daß das Verfahren technisch aufwendig ist. Deshalb kann diese Methode auch nur für kleinere Durchflüsse angewandt werden. Aufgrund eigener Erfahrungen liegt die Grenze bei ca. 50 m<sup>3</sup>/h. Bis zu dieser Größenordnung ist das Handling mit Abspermaterial, Pumpen etc. noch vertretbar. Bei größeren Durchflüssen wird der Aufwand für den Einsatz entsprechend leistungsfähiger Pumpen zu groß.



#### **4.10 Kontrollmessung mittels kombinierter Meßwertaufnehmer**

Seit etwa Mitte der 80er Jahre werden von verschiedenen Herstellern mobile Durchflußmeßgeräte angeboten, die mit einem kombinierten Meßwertaufnehmer ausgestattet sind und die gleichzeitige Messung von Wasserstand und Fließgeschwindigkeit ermöglichen. Derartige Meßgeräte sind im Prinzip ideale Werkzeuge für die Überprüfung von Durchflußmessungen da sie für den mobilen Einsatz konzipiert sind und mit geringem Aufwand eingesetzt werden können.

Es muß jedoch darauf hingewiesen werden, daß der Einsatz solcher Meßgeräte nicht ganz unproblematisch ist. Die Schwierigkeit besteht vor allem in der Messung der mittleren Fließgeschwindigkeit. Ich erinnere mich an die ersten Erfahrungen vor ca. 10 Jahren, die zum Teil sehr unbefriedend waren. Zwischenzeitlich konnten die Techniken entscheidend verbessert werden, so daß heute unter gewissen Voraussetzungen zuverlässige Messungen möglich sind. Dennoch sind die von den Geräteherstellern gemachten Aussagen m.E. zum Teil zu optimistisch. Die versprochene Genauigkeit ist unter den rauen Bedingungen vor Ort und aus hydraulischer Sicht vermutlich nicht immer zu erzielen. Die von mir in jüngster Zeit gesichteten Geräteprospekte verschiedener Hersteller weisen z.T. Genauigkeiten von  $\pm 2,5\%$  (bezogen auf den aktuellen Meßwert bzw. Durchfluß) aus. Hier müssen noch entsprechende praxisbezogenen Überprüfungen vorgenommen werden, um den Nachweis zu führen, inwieweit diese hohen Ansprüche unter Betriebsbedingungen haltbar sind.

Im Rahmen von Lastuntersuchungen für Kläranlagen wurde ein derartiges Gerät schon öfters erfolgreich eingesetzt; Vergleichsmessungen mit stationären Messungen zeigten dabei eine gute Übereinstimmung (ich verstehe darunter eine Abweichung von unter 10%). Es hat sich aber gezeigt, daß zuverlässige Ergebnisse nur bei optimalen hydraulischen Verhältnissen erzielbar sind (Beruhigungszone, keine Querströmungen etc.)

## 5 Beispiele

### 5.1 Kontrollmessung Venturigerinne

Den Einsatz eines Meßsystems mit kombinierter Meßsonde möchte ich Ihnen anhand eines Fallbeispiels zeigen. Es handelt sich um das Venturigerinne im Zulauf einer Kläranlage mit Ausbaugröße 80000 EW. (Es handelt sich genau genommen um eines von 2 vorhandenen Gerinnen).

Der Einbau eines Meßwehres war aus Platzgründen nicht möglich. Auch das Beaufschlagen eines Referenzmeßgerätes war hier aufgrund der großen Durchflußmengen nicht in Betracht zu ziehen. Es wurde deshalb eine Vergleichsmessung mittels eines mobilen Durchflußgerätes mit komb. Meßsonde durchgeführt.

### 5.2 Beispiel Durchflußdiagramm

Die Resultate der Vergleichsmessung sind grafisch im Diagramm (Bild 4) aufgetragen. Die blaue Linie repräsentiert die nach DIN berechnete Kennlinie. Die schwarze Linie wurde durch Ablesung der vom stationärem Gerät (Echolot) angezeigten Meßwerte bei verschiedenen Wasserständen erhalten. Die vom mobilen Durchflußgerät angezeigten Meßwerte entsprechen der grün gestrichelten Kurve.

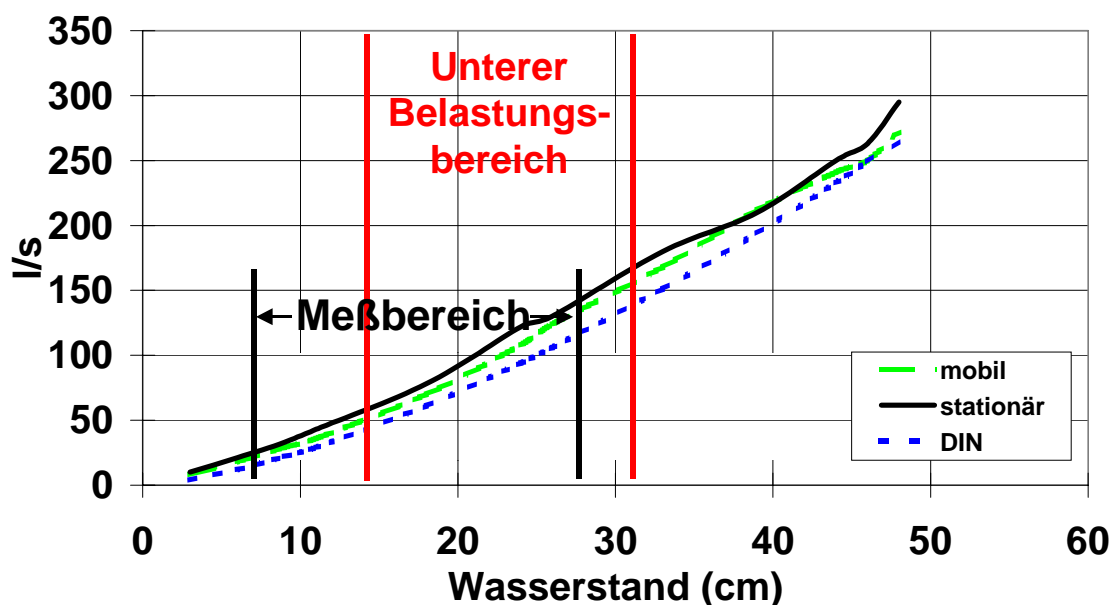


Bild 4: Venturi Kanal: Vergleich stationärer / mobiler / berechnet

Hier ist eindeutig zu erkennen, daß die stationäre Durchflußmessung zu hohe Meßwerte lieferte und zwar sowohl im Vergleich zur rechnerisch ermittelten Kennlinie als auch im Vergleich zum mobilen Meßgerät. Die Abweichung betrug dabei im oberen Meßbereich (also von  $Q_{\text{ü}}$  bis  $Q_{\text{max}}$ ) teilweise bis zu 20 %. Die Verkehrsfehlergrenze für diese Venturimeßeinrichtung beträgt im oberen Bereich 18 %, so daß die zulässige Verkehrsfehlergrenze nicht mehr eingehalten wird. Die eigentliche Ursache für die überhöhten Meßwerte war ein ungenau eingestellter Nullpunkt, der um knapp 4 cm zu tief eingestellt war.

Eine entsprechende Nachjustierung des Echolotes brachte eine Annäherung der Kennlinien auf eine Abweichung von weniger als 10 %. Die zulässige Verkehrsfehlergrenze wird somit eingehalten.

Geradezu symptomatisch auch bei diesem Beispiel die Tatsache, daß eine Überdimensionierung der Meßeinrichtung vorhanden ist (siehe unterer Belastungsbereich und tatsächlicher Meßbereich). Bezüglich der Fremdwasserermittlung ist deshalb mit erheblichen Meßungenauigkeiten zu rechnen.

### 5.3 Beispiel Kontrollmaßnahme Meßwehr

Das folgende Fallbeispiel ist als ausgesprochenes Negativbeispiel bezüglich einer fehlerhaften Justierung des Meßgerätes zu sehen.

Das was Sie hier sehen ist nicht etwa die Fütterungsstelle einer Fischteichanlage, sondern es handelt sich um das Bauwerk einer ablaufbezogenen Durchflußmessung. Auch wenn der erste Eindruck trügt, so ist dennoch festzustellen, daß die technischen Voraussetzungen für eine qualifizierte Durchflußmessung vorhanden sind.

Die abgebildete Meßeinrichtung befindet sich im Ablauf einer Kläranlage vom Typ belüfteter Abwasserteich mit einer Ausbaugröße von 3500 EW und relativ konstantem Abfluß. Es handelt sich um ein Durchflußmeßverfahren mit Überfallwehr und zwar mit rechtwinkligen Ausschnitt. Die Wasserstandsmessung erfolgt mittels Echolot. Die Meßgeräte sind hier unter dem Steg montiert.

Nach meiner Meinung ist im Falle von Meßwehren eine zusätzliche Vergleichsuntersuchung mit einem unabhängigen Verfahren nicht unbedingt notwendig. Die Überprüfung der Geometrie sowie die gezielte Durchführung von Funktionskontrollen läßt eine Aussage bezüglich der Qualität der Messung ebenfalls zu. So wurde auch in diesem Falle vorgegangen.

Das vorhandene Meßwehr weist eine Basisbreite von 46 cm auf. Bei einer max. Aufstauhöhe von 15,8 cm ergibt sich daraus ein Meßbereich von 0 bis 50 l/s. Das Ergebnis der Kontrollmaßnahme war phänomenal. Aufgrund einer Fehljustierung des Nullpunktes um lediglich 1,5 cm wurden viel zu niedrige Meßwerte gemessen. Dieser extreme Effekt kam dadurch zustande, daß zusätzlich zur Fehljustierung eine Überdimensionierung vorhanden war und die Meßwerte im untersten Meßbereich angesiedelt sind, wo sich ein derartiger Fehler besonders kraß bemerkbar macht.

Bis zum Zeitpunkt der Überprüfung zeigte das Gerät bei Trockenwetter im Mittel ca. 2 l/s Durchfluß an. Die Tagesmenge ergab sich zu etwa 200 m<sup>3</sup>/d. Nach der Überprüfung bzw. Neujustierung zeigte das Gerät 6 l/s an. Die Tagesmenge erhöhte sich entsprechend auf ca. 600 m<sup>3</sup>/d.

Ein Fehler dieser Größenordnung hätte m.E. auch schon im Vorfeld erkannt werden können, da die Tagesmengen bei Trockenwetter bezogen auf die angeschlossene Einwohnerzahl ohnehin unplausibel niedrig waren. Glücklicherweise konnte der Fehler ohne großen Aufwand an Ort und Stelle durch exakte Einstellung des Nullpunktes sofort beseitigt werden.

#### **5.4 Magnetisch-Induktive Messung (MID)**

Die Magnetisch-Induktiven Durchflußmessgeräte zeichnen sich im allgemeinen durch eine hohe Genauigkeit aus. Dennoch wissen wir aus der Erfahrung heraus, daß z.T. beträchtliche Fehlmessung auftreten können. Ursachen können sein: Ablagerungen, Lufteinschlüsse, Schaumbildung etc. Die Schwierigkeit bei der Überprüfung von MID besteht darin, daß in den meisten, jedenfalls den von mir bisher gesichteten Meßstrecken, praktisch keine Zugangsmöglichkeiten bzw. Kontrolleinrichtungen vorhanden sind. Die möglichen Funktionskontrollen wie zum Beispiel Überprüfung des Nullpunktes und Überprüfung der Parametrierung des Meßgerätes reichen m.E. nicht aus um

einen gesicherten Nachweis über die Qualität der Messung zu erbringen. Eine Kontrolle durch ein unabhängiges Meßverfahren ist daher meiner Meinung nach notwendig.

Es ist dabei durchaus auch denkbar einen Vergleich mit einer Venturimesseinrichtung im Zulauf (wenn das MID im Ablauf installiert ist) vorzunehmen. Voraussetzung dafür ist aber eine exakte Kalibrierung der Venturimeßeinrichtung, sodaß ein möglichst geringer Meßfehler (unter 5-10 %) eingehalten werden kann.

Eine weitere Alternative zur Vergleichsmessung könnten in Zukunft möglicherweise mobile Durchflußmeßgeräte sein, die eine Messung der Durchflüsse in geschlossenen, gefüllten Rohrleitungen von außen ermöglichen. Verschiedene Hersteller bieten derartige Geräte auf der Basis von Ultraschallmessungen und MID-Messungen an. Allerdings liegen meines Wissens bisher noch keine praxisrelevanten Erfahrungen bezüglich der Genauigkeit unter Betriebsbedingungen vor. Problematisch bleibt außerdem der Sachverhalt, daß aufgrund von Ablagerungen etc. verursachte Fehler möglicherweise damit nicht erkannt werden.

## **6 Kostenaufwand**

Sie werden sich sicherlich auch dafür interessieren, welche Kostenaufwendungen im Zusammenhang der Durchführung von Kontrollmaßnahmen durch externe Dienstleister, sei es durch Hersteller von Meßgeräten oder den PSW, zu erwarten sind. Desebzüglich möchte ich Ihnen deshalb einige Informationen mitgeben.

Nach meinen bisherigen Erfahrungen muß mit einem Zeitaufwand von mindestens 1 bis 2 Tagen gerechnet werden. Hinzu kommen die Gerätekosten sowie ggf. Mietkosten für mobile Durchflußgeräte und Pumpen.

Unter Zugrundelegung dieses Aufwandes wird sich der Kostenrahmen in den meisten Fällen im Bereich von 1000 - 3000 DM bewegen, wobei in Einzelfällen z.B. bei größeren Kläranlagen auch ein höherer Aufwand denkbar ist.

## 7 **Schlußbemerkungen**

Durch qualifizierte Kontrollmaßnahmen können Fehler minimiert werden. Fehlerhaft arbeitende Meßanlagen müssen nicht notwendigerweise fehlerhaft bleiben, vielmehr ist es oft möglich, den Fehler durch genaue Analysen einzugrenzen und ihn unter Berücksichtigung der theoretischen Grundlagen zu beseitigen

Bei künftigen Baumaßnahmen müssen auch Durchflußmeßeinrichtungen unter Anwendung der a.a.R.d.T. gebaut werden. Auf die Kontrollvorrichtungen wie sie gemäß DIN 19559 gefordert sind, kann nicht verzichtet werden. Ebenso sollten Überdimensionierungen, wie dies in der Vergangenheit leider häufig der Fall war, vermieden werden.

Bezüglich der Durchführung von Kontrolluntersuchungen mit unabhängigen Meßverfahren ist es wünschenswert, die Weiterentwicklung von leistungsfähigen mobilen Durchflußmeßgeräten voranzutreiben.

Der Aufwand für Kontrollmaßnahmen könnte unter Berücksichtigung der aufgeführten Punkte auf Dauer deutlich reduziert werden.

Je intensiver man sich mit der Thematik beschäftigt umso mehr wird einem klar, daß mit der Überprüfung der Durchflußmessungen eine verantwortungsvolle Aufgabe auf Hersteller und private Sachverständige zukommt. In der Anfangsphase werden hier sicher noch einige Probleme zu bewältigen sein. Ich denke, daß man es sich dabei nicht zu einfach machen sollte. Die Überprüfung einer Durchflußmessung z.B. lediglich auf eine einzige Funktionskontrolle der Wasserstandsanzeige mittels Meterstab zu beschränken ist sicherlich nicht ausreichend.

Dipl.-Ing.(FH) Alfons Semmelmann  
CTU - Chemisch Technische Umweltberatung

Painhofner Straße 5a  
D-82279 Eching am Ammersee

## Richtige Probenahme und Konservierung

J. Laber, M. Fürhacker

Institut für Wasserversorgung, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft,  
Abteilung für Siedlungswasserbau, Industriegewässerschutz und Gewässerschutz  
Universität für Bodenkultur

**Kurzfassung:** Bei Wasseruntersuchungen - besonders im Abwasserbereich - handelt es sich um die Beschreibung eines dynamisch veränderlichen Systems mit analytischen Mitteln. Man muß sich daher bewußt sein, daß durch die Probenahme selbst bei sorgfältigster Vorgangsweise nie die Gesamtheit des Systems abzubilden ist. Umso wichtiger ist eine auf die Zielsetzung abgestimmte Probenahmestrategie. Eine derartigen Strategie beinhaltet die Festlegung der Probenahmeparameter (Probenahmeart, Ort, Volumen, zeitliche Integration, Zeitraum und Parameter). Auch die beste Probenahmestrategie ist nur so gut wie es die praktischen Gegebenheiten erlauben (repräsentative Probenahme ist nur an einer turbulent gemischten Stelle möglich). Das untersuchende Labor ist zur Planung der Probenahme hinzuzuziehen (Gebinde, Konservierung, Probenvolumen, etc.). Es nicht möglich, absolute Regeln für die Probenkonservierung aufzustellen: Konservierungsdauer, das Material der Probengefäße und die Wirksamkeit der Konservierung hängen nicht allein von den zu bestimmenden Inhaltsstoffen und ihrer Konzentration ab, sondern auch von Art und Beschaffenheit der Probe. Abschließend werden Überlegungen zu Probenahmefehlern und Probenahmegeräten präsentiert.

**Key words:** Probenahme, Probenkonservierung, Probenahmestrategie, Probenahmeplanung, Probenahmegeräte, Probenahmefehler

### 1 Einleitung

Der Abwasseruntersuchung und damit der Probenahme kommt bei der Überwachung von Kläranlagen und bei der Kontrolle von Indirekteinleitern

besondere Bedeutung zu, da die resultierenden Ergebnisse strafrechtliche und abgabenrechtliche Folgen haben können und nicht nur die technische Leistung einer Klärstufe betreffen. Es müssen vor allem zeitliche Veränderungen der Abwasserzusammensetzung und Abwassermenge möglichst vollständig erfaßt und protokolliert werden. Schließlich dürfen sich bei der Entnahme, Abfüllung und Aufbewahrung bis zur Analyse die Inhaltsstoffe nicht verändern. Aufgrund der heute zu erfassenden Konzentrationsniveaus vieler Parameter im  $\mu\text{g/l}$  Bereich und der Vielfalt der möglichen Querkontaminationen, muß die Probenahme mit besonderer Sorgfalt erfolgen.

## 2 Ziel der Probenahme

Vor Festlegung des Meßumfanges, der Meßzeit, Meßstellen, Parameter und deren Analysengenauigkeit sollte das Problem, das es zu lösen gilt klargelegt werden.

- Definition der Zielsetzung
  - Zielfindung (Formulierung eines Soll-Zustandes)
  - Formulierung der Aufgabenstellung
  - Festlegen der Meßstrategie
  - Festsetzen eines Meßprogrammes
  - Planung des Weges zum Informationsgewinn
- 
- Bestandsaufnahme (Ist-Zustand, Quantifizierung des "Defizits")
  - Maßnahmenfestlegung und Umsetzung
  - Nachkontrolle

Der Soll-Zustand ist in Verordnungen und anderen Normen festgelegt (z.B. diverse Abwasseremissions-VO). In der Praxis wird der Soll-Zustand über nachvollziehbare Meßgrößen beschrieben (z.B. Anhang A zur allgemeinen Emissionsverordnung). Dabei sind für verschiedene Zielsetzungen



unterschiedliche Anforderungen definiert (z.B. Badegewässer-Trinkwasser). Durch Messungen werden Soll- und Ist-Zustände verglichen und Defizite quantifiziert. Diese Bestandsaufnahmen bilden die Grundlage für die Planung und Durchführung von Maßnahmen. Nachkontrolle und Evaluierung dienen dazu die Wirksamkeit der getroffenen Maßnahmen zu messen.

Es muß betont werden, daß, vor der Probenahme in jedem Fall, der Analytiker zu Rate gezogen werden muß, um die erforderlichen Bestimmungsgrenzen, Probenvolumen, Probenahmegefäße, Probenahmetechniken und Konservierung abzusprechen.

In der Praxis ist man häufig mit zwei gegensätzlichen Phänomenen konfrontiert, die den Verdacht nahelegen, daß die Abstimmung von Messungen auf die gesuchte Aussage nicht immer optimal funktioniert. 1) Häufig gibt es Daten, für deren Aussage sich eigentlich niemand interessiert bzw. werden häufig Daten gesammelt, die auf Fragen Antwort geben, die nie gestellt wurden (Stichwort: Datenfriedhof). 2) Basierend auf relativ armseligen Messungen werden Aussagen aufgebaut, die einer Überprüfung kaum standhalten (Stichwort: Überinterpretation).

Mögliche Probenahmestrategien z.B.:

- qualitative oder quantitative Nachweise
- punktorientierte Fragestellung
- systemorientierte Fragestellung

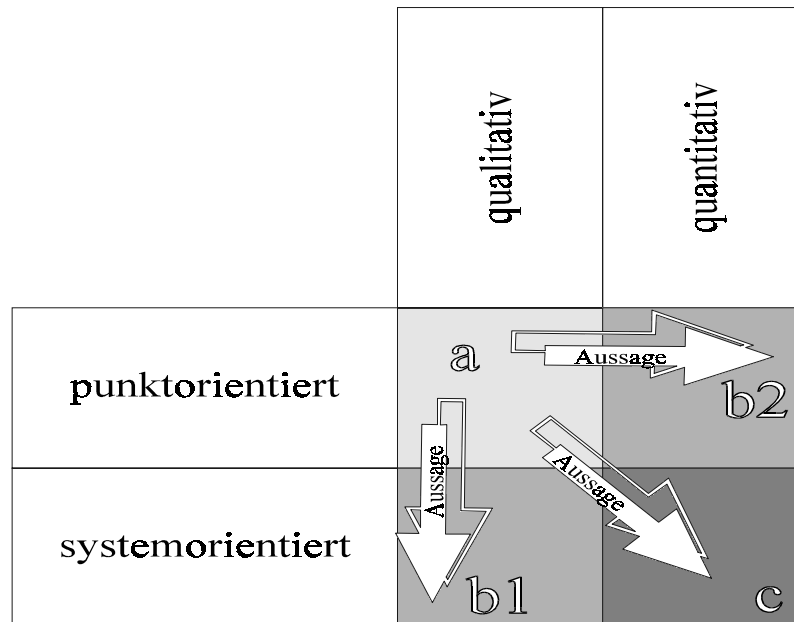
Beispiele für punktorientierte Fragestellungen:

Indirekteinleiterkontrolle in den Kanal, Ermittlung von Konzentrationen oder Frachten spezifischer Parameter an ausgewählten Stellen

Beispiele für systemorientierte Fragestellungen:

Identifizierung und Quantifizierung von Verlusten aus industriellen Prozessen, Kontrolle der Reinigungsleistung von behördlich vorgeschriebenen Reinigungseinrichtungen

Stellt man diese Systematik graphisch dar, ergibt sich die Abbildung 1, wobei generell der Aufwand, nicht aber unbedingt die Aussage in Pfeilrichtung steigt.



**Abbildung 1:** Schematische Darstellung der Probenahme nach der gewünschten Aussage

### 3 Klassifizierung

In Normen, Richtlinien und Gesetzen werden immer wieder Probenahmearten festgelegt, die auf den folgenden Begriffen aufbauen, z.B.: Allgemeine Abwasseremissionsverordnung (AAEV, 1996):

#### 3.1 Stichprobe

Einzelentnahme aus einem Abwasser zu einem vorgegebenem Probenahmezeitpunkt an einem definierten Probenahmeort.

Stichproben werden entnommen zur Bestimmung von Temperatur, abf. St. absetzbare Stoffe, pH-Wert, Cr IV, freiem Chlor, Gesamtchlor, Cyanid, Sulfid, POX und BTX.

Stichproben sind bei Gewässern empfehlenswert, deren Volumenstrom ungleichmäßig ist oder bei denen die Werte der zu untersuchenden Parameter nicht konstant sind und eine Mischprobe diese Unterschiede verschleiern

würde. Stichproben sollen genommen werden, wenn mögliche Verunreinigungen oder ihr Ausmaß untersucht werden, oder um mit Hilfe automatischer Entnahme den Zeitpunkt ihres Auftretens bestimmen zu können. Ebenso ist es empfehlenswert vor der Aufstellung eines umfangreicheren Untersuchungsprogrammes Stichproben zu entnehmen.

### **3.2 Qualifizierte Stichprobe**

Mischung aus mindestens fünf gleichvolumigen Stichproben, die über einen Zeitraum von höchstens zwei Stunden im Abstand von jeweils nicht weniger als zwei Minuten entnommen werden.

### **3.3 Mischprobe**

Mischung mehrerer Stichproben, die an einem definierten Probenahmeort über einen vorgegebenen Probenahmezeitraum verteilt mengen- oder zeitproportional gezogen werden.

### **3.4 periodische Probenahme (diskontinuierlich)**

- periodische Probenahme mit festen Zeitintervallen (zeitproportional)

Diese Proben werden auf Anforderung eines Zeitschaltwerks genommen, das in vorgegebenen Zeitabständen die Entnahme der Probe initiiert.

- periodische Probenahme mit festen Strömungsintervallen (volumenproportional)

Diese Proben werden dann entnommen wenn die Kriterien der Wasserbeschaffenheit und der Durchfluß nicht in Wechselbeziehung stehen. Für jede vorgegebene Volumeneinheit wird eine Probe unabhängig von der Zeit entnommen.

- periodische Probenahme mit festen Abflußsummen (durchflußproportional)

Diese Proben werden entnommen wenn die Kriterien der Wasserbeschaffenheit und die Abflußrate nicht in Wechselbeziehung stehen. In konstanten Zeitabständen werden Proben unterschiedlicher Volumina entnommen, wobei die Volumina dem Durchfluß proportional sind.

### 3.5 kontinuierliche Probenahme

- kontinuierliche Probenahme bei festem Volumenstrom (zeitkontinuierlich)

Proben die nach diesem Verfahren gezogen wurden enthalten alle Substanzen, die während eines Probenahmeabschnittes vorhanden waren, informieren jedoch prinzipiell nicht über die Konzentrationsschwankungen während des Probenahmezeitabschnitts.

- kontinuierliche Probenahme bei variablen Strömungsgeschwindigkeiten (durchflußkontinuierlich)

Wenn Volumenstrom und Zusammensetzung schwanken, können durchflußkontinuierlich genommene Proben Schwankungen aufdecken, die durch Stichproben nicht zu erkennen sind, es sei denn, es handelt sich um eine große Anzahl von Einzelproben, mit deren Hilfe Änderungen in der Zusammensetzung erkannt werden können. Folglich ist die durchflußkontinuierliche Probenahme das genaueste Verfahren für die Untersuchung von fließendem Wasser, wenn sowohl Volumenstrom als auch Konzentrationen signifikant schwanken.

Als weitere Spezialprobenahmen wären zu nennen:

- Korrespondierende Probenahme: Berücksichtigung der Aufenthaltszeit in der Kläranlage (nur sinnvoll bei Pfropfenströmung und nicht bei voll durchmischten Becken mit Kreisläufen)
- Ereignisgesteuerte Probenahme: Bei der ereignisgesteuerten Probenahme ist ein Meßgerät mit dem Probenehmer verbunden, welches das Signal zur Auslösung des Probenahmeproganges liefert. Bei Über- oder Unterschreitung eines definierten Grenzwertes (z.B. Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Niederschlag etc.) startet ein Probenahmeprogramm (zeitproportional, mengenproportional, Einzelprobe) bis der Grenzwert wieder unter- bzw. überschritten wird.

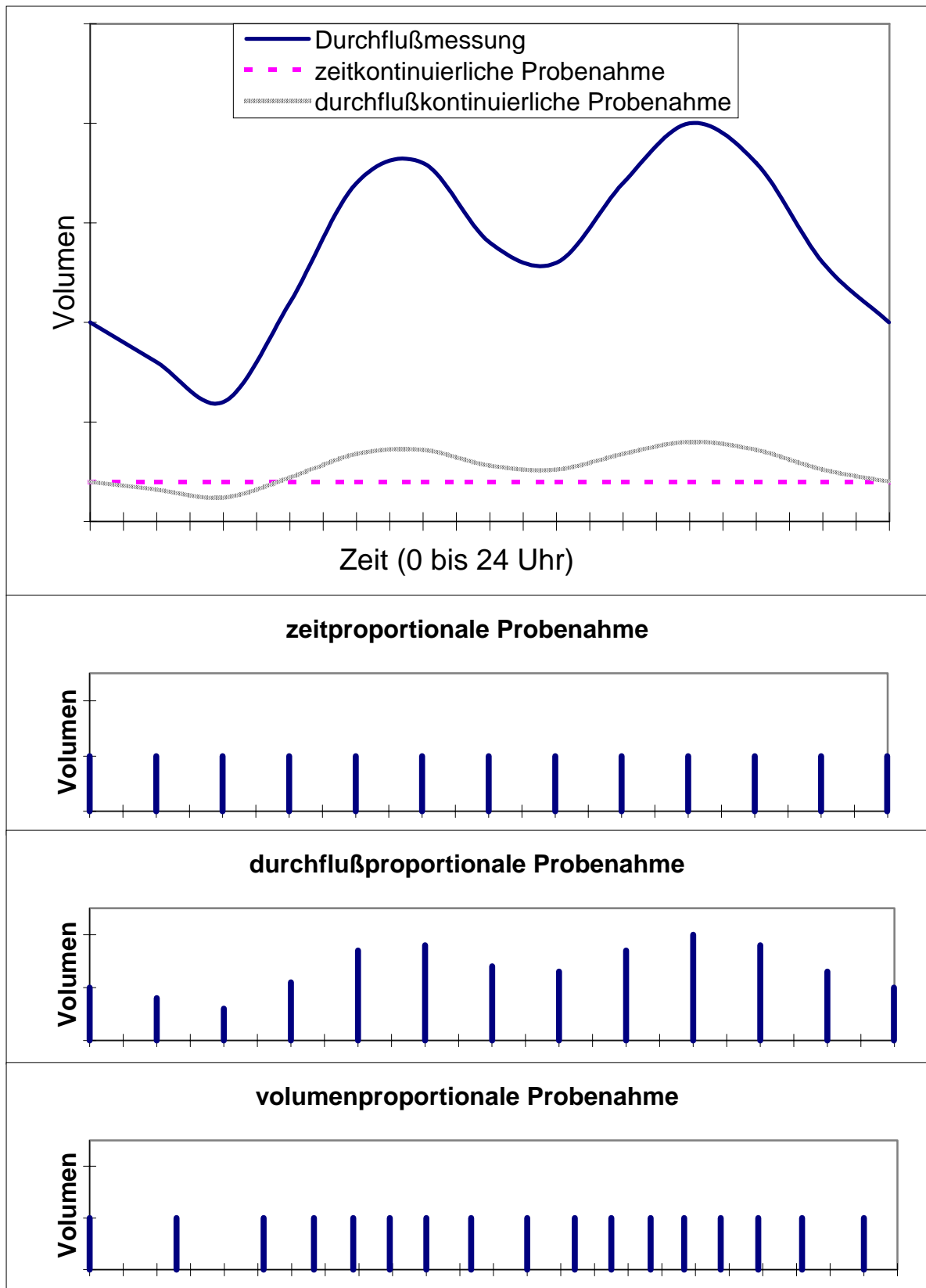


Abbildung 2: Klassifizierung der Mischprobenahme

**Die unterschiedlichen Probenahmearten sind im wesentlichen nur durch den durch die Probenahme integrierten Zeitraum unterschieden.** Eine Tagesmischprobe integriert viele singuläre Proben über den Zeitraum von 24 Stunden. Eine derartige Mischprobe kann zeitproportional bzw. mengenproportional gewonnen werden. Welche Probenahme durchgeführt werden muß, um repräsentative Proben zu erlangen, hängt einerseits vom Probenahmeziel (also von der Fragestellung) ab, und andererseits von den im Wasserkörper vorliegenden Bedingungen. Man sollte daher nicht von unterschiedlichen Probenahmearten sprechen sondern von einer Probenahme, deren Auflösung von dem gestellten Ziel abhängig ist.

Zur Abhängigkeit von der Zielsetzung sollen zwei Beispiele angeführt werden:

- Soll die Schwermetallfracht der Abwasseremission einer Beizelei erfaßt werden, sind abhängig von den Betriebszyklen eine oder mehrere mengenproportionale Tagesmischproben erforderlich. Zur Erfassung von Konzentrationsspitzen sind Mischproben jedoch ungeeignet, weil sie diese Spitzen "herausmitteln".
- So sind zur Erfassung von Emissionsspitzen z.B. einer Fahrzeugwäscherei Stichproben während des Waschvorganges (in Abhängigkeit der Fließzeit zum Probenahmeort) geeigneter.

Liegen keine genauen Vorschriften in Form von Emissionsverordnungen vor kann sich die geforderte Auflösung der Probenahme beim Vorliegen verschiedener Verhältnisse von Konzentration und Durchfluß an folgenden Kriterien orientieren:

**Tabelle 1:** Probenahmeart in Abhängigkeit von den Randbedingungen

	Q gleichbleibend	Q wechselnd
Konzentration gleichbleibend	Stichprobe	Stichprobe + Mengenmessung
Konzentration wechselnd	zeitproportionale Mischprobe	mengenproportionale Mischprobe

## 4 Parameter der Probenahme

Häufig werden standardisierte Probenahmen gefordert, wie z.B. Entnahme mengenproportionaler zwei Stunden Mischproben. Die Basis für die Festlegung dieser standardisierten Probenahmemethoden, ist die Festlegung der Probenahmeparameter, nämlich Ort, Zeit, Volumen, Anzahl. Sie bedingen wie gut die Zustandsgrößen des „Systems“ (Kanalisation, Emittent, natürliches Gewässer) in der Probe abgebildet werden.

### 4.1 Probenahmeort

Im Bereich der Gütewasserwirtschaft umfaßt der Begriff „Probenahmeort“ einerseits dessen Festlegung in Bewegungsrichtung des Wassers und andererseits dessen Festlegung im Querprofil. Diese Systematik trifft bei fast allen natürlichen Gewässern ebenso zu, wie in der Siedlungswasserwirtschaft. In vielen Fällen ist der Probenahmeort durch gesetzliche Festlegung (z.B. Emissionsverordnungen) schon vorbestimmt. Daß bei emissionsorientierten Fragestellungen der Probenahmeort möglichst nahe an der Quelle liegen soll, ist zunächst nur ein „verbales“ Konzept für die Festlegung des Probenahmeortes in Fließrichtung. Beispielsweise ist bei industriellen Prozessen häufig eine Vielzahl von Quellen auszumachen, die unterschiedlichen Emissionsverordnungen unterliegen und nicht einzeln beprobt werden können. Oft existieren keine geeigneten Probenahmestellen bei der „Quelle“ (Zugänglichkeit, Durchmischung, Möglichkeit zur Mengemessung,...). In diesen Fällen muß ein Kompromiß gefunden werden, der folgende zwei Faktoren gegeneinander abwägt:

- Der eine entsteht durch die Entfernung von der Quelle (Vermischung mit anderen Wässern, Veränderungen).
- Der andere entsteht durch die Entnahme an einer ungeeigneten Stelle (z.B. ein Überlaufstrahl einer Zahnschwelle, eingestauter Kanalbereich).

Auch bei kleinen Gerinnen, geringen Nennweiten und Pumpenschächten kann Homogenität zunächst nur für gelöste Stoffe angenommen werden. Häufig sind Proben aus grobstoffreichen Wässern zu ziehen. Die Homogenitätsannahme gilt in diesen Fällen sicher nicht für die Entnahmetiefe, häufig aber über die

Gerinnebreite. Die Homogenitätsannahme über die Breite, Tiefe und Länge eines Wasserkörpers hängt von den untersuchten Größen und den darauf wirkenden Prozessen ab. In den meisten praktischen Fällen verursachen ungelöste Stoffe (Partikel, gering lösliche Flüssigkeiten, Fette..) und Stoffe die sich an Partikeloberflächen binden (Schwermetalle, org. Schadstoffe) diesbezüglich Probleme.

Obwohl alle Kläranlagen einer regelmäßigen Überwachung unterliegen, fällt es selbst bei neu errichteten Anlagen oft schwer, eine geeignete Probenahmestelle zu finden. Schon bei der Planung der Kläranlage müssen Stellen für die repräsentative Entnahme von Proben vorgesehen werden. Die mittlere Fließgeschwindigkeit soll groß genug sein, um eine turbulente Strömung (Durchmischung!) zu erzeugen (DIN EN 25 667-2, 1993). Eine repräsentative Probenahme (in Bezug auf die Schwebstoffe) aus dem Zulaufgerinne (nach Rechen und Sandfang) ist z.B. im Trockenwetterfall aufgrund der geringen Strömungsgeschwindigkeit und des geringen Wasserspiegels oft nicht möglich.

Neben diesen Überlegungen der Repräsentativität einer Probenahmestelle, sind an diese auch einige praktische Anforderungen zu stellen:

- Frostfreiheit
- Stromversorgung
- gute Zugänglichkeit
- Diebstahlschutz für Geräte

## 4.2 Probenvolumen

Die erforderliche Menge für eine repräsentative Probe wird von den durchzuführenden Analysen (Methode, Parameter, Mehrfachbestimmungen), den erwarteten Konzentrationen und statistischen Faktoren bestimmt. Die statistischen Faktoren betreffen die Verteilung des gesuchten Stoffes in der Gesamtprobe und hier insbesondere die ungelösten Feststoffe. Betroffen sind Teilchen zwischen 10 µm und 1000 µm. Um den Fehler <1% zu halten wird empfohlen  $>10^4$  Teilchen mit einer Probe zu entnehmen. Bei Kläranlagenabläufen beträgt das erforderliche Probenvolumen demzufolge (mittlerer Teilchendurchmesser 100 µm, Konzentration 10 mg/l abf. St.) zumindest ein Liter für jede Einzelprobe. Für Regenabfluß von einer Straße



ergeben sich ( $D=300\ \mu\text{m}$ - $500\ \mu\text{m}$  und  $C=200\ \text{mg/l}$ ) 1,5 l-6 l Probevolumen. Daraus ist ersichtlich, daß die Praxis zwingenderweise einen technisch und wirtschaftlich machbaren Kompromiß finden muß.

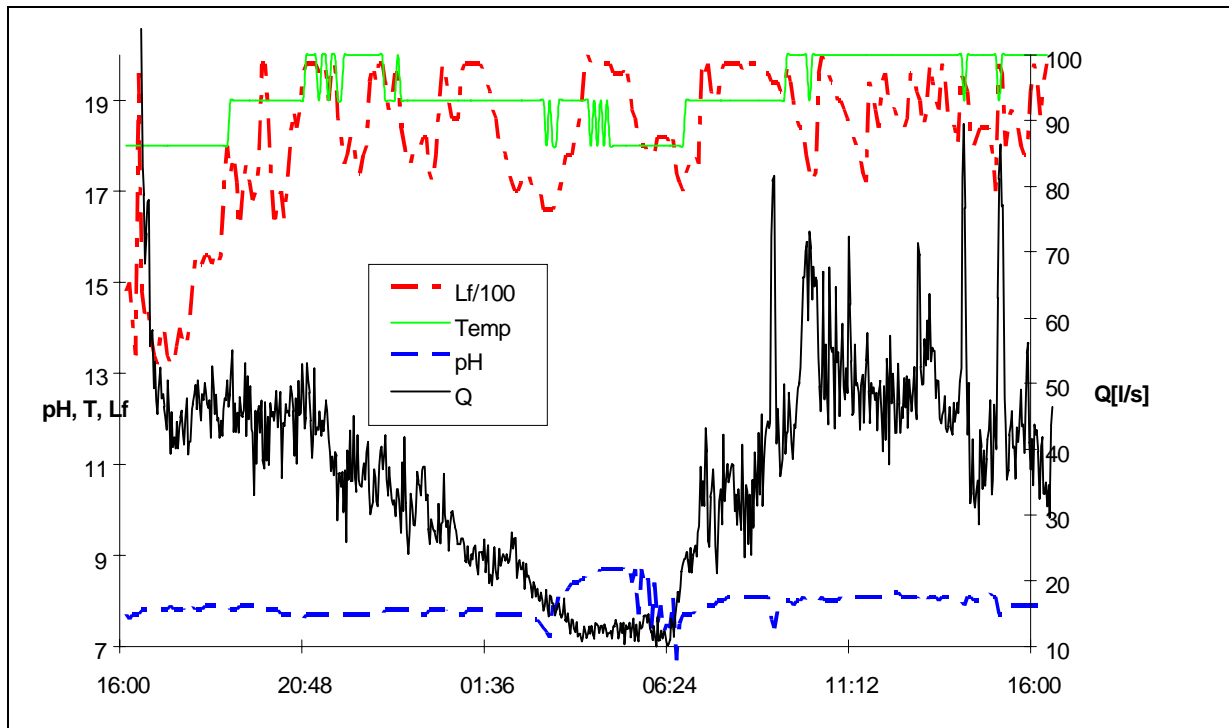
Das Probenvolumen muß jedenfalls vorher mit dem Labor abgesprochen werden.

### 4.3 Zeitliche Auflösung

Die erforderliche zeitliche Auflösung ist von der Geschwindigkeit der im System ablaufenden Prozesse abhängig, wobei Prozeß die Ursache einer Änderung der Menge oder Zusammensetzung bezeichnet. Die zeitliche Auflösung einer diskontinuierlichen Probenahme, die sicher den häufigsten Fall darstellt, ist nach unten mit der Fördergeschwindigkeit der Probenahmegeräte begrenzt, in geringeren Intervallen als ein bis zwei Minuten sind kaum Proben zu ziehen. Zwischen den effektiven Zeiten der Probenförderung liegende Ereignisse werden nicht erfaßt. In solchen Fällen kann es empfehlenswert sein die Probe aus einem Vorlagebehälter zu ziehen, der kontinuierlich beschickt wird (Achtung allerdings auf Sedimentation). Je größer also die Zeitkonstanten in einem System sind (z.B. bei gut gepufferten extensiven Systemen wie Abwasserteiche) in desto größeren Zeitintervallen kann eine Probe genommen werden. Sind die Zeitkonstanten der Prozesse in einem System sehr gering, müssen öfters Proben genommen werden. Somit müßte man bei technischen Kleinkläranlagen deutlich öfters Proben im Ablauf nehmen als bei einer großen, stark gepufferten Kläranlage. Ein gegenteiliges Konzept wird allerdings aus wirtschaftlichen Gründen und aus einer Risikoabschätzung bei der 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser verfolgt.

Um ein Gefühl für die Änderungen auf der zu beprobenden Kläranlage zu bekommen, und um somit die notwendige Probenahmestrategie festzulegen, bietet sich an, billige kontinuierliche Messungen als Allegorie für die tatsächlich gesuchten Meßwerte über ein Vielfaches des Probenahmezeitraumes aufzuzeichnen (Datenlogger, Schreiber). Dafür kommen Mengenummessungen ebenso in Frage, wie die chemisch-physikalischen Parameter pH, T, Leitfähigkeit oder Redox. Aus der gemeinsamen Auswertung der erhaltenen Ganglinien kann oftmals auf die Dynamik des Systems geschlossen werden. Die Linien stellen sich häufig als kleine rasche (und vernachlässigbare) Änderungen

dar, die eine Ganglinie mit größerer Zeitkonstante überlagern. Die Abbildung 3 zeigt beispielhaft derartige Aufzeichnungen.



**Abbildung 3:** Beispiel einer online - Datenaufzeichnung zur Abschätzung von Prozeßschwankungen

#### 4.4 Probenform

Die Probenform kennzeichnet, ob und wie die Urprobe fraktioniert wird.

- Gesamtprobe = homogenisierte, nicht abgesetzte Probe
- Filtrierte Probe

Als Gesamtprobe bezeichnet man die Probe eines Wassers ohne weitere Fraktionierungsschritte. Sie enthält auch die ungelösten Anteile. Ihre Untersuchung als Ganzes ist in der Regel nur nach Homogenisierung möglich. Sollen die gelösten Stoffe alleine bestimmt werden, so ist eine filtrierte Probe herzustellen. Wegen der Unbeständigkeit des Gemisches gelöster und

ungelöster Anteile muß die Filtration unmittelbar nach der Probenahme bzw. nach Herstellung der Mischprobe erfolgen. Die verwendete Filtersorte ist stets anzugeben. Die Konzentrationen und Frachten der Abwasserparameter, die an Tagesmischproben und qualifizierten Stichproben ermittelt werden, sind von der Gesamtprobe zu bestimmen.

Bereits bei der Probenahme muß man sich darüber klar sein, daß bei Proben mit schwer mischbaren Mehrphasensystemen eine repräsentative Probenahme nur äußerst schwer möglich bzw. unmöglich ist. Im Industrieabwasser müssen die unterschiedlichen Komponenten (echt gelöst, kolloidal gelöst, Schwebstoffe, absetzbare Stoffe) vor der Probenteilung in Teilmengen für die Bestimmung der diversen Parameter äußerst sorgfältig gemischt (homogenisiert) werden, wobei darauf zu achten ist, daß keine probenverändernden Phasenübergänge (flüssig/gasförmig) stattfinden. Bei der fleischverarbeitenden Industrie ist zum Beispiel die Differenzierung der Öle und Fette hinsichtlich echt gelöster, emulgierter und abgetrennter Form ein Problem bei der Gewinnung einer repräsentativen Probe. Diese Unterscheidung der Formen ist wesentlich zur Interpretation der Parameter "Schwerflüchtige lipophile Substanzen" und "Kohlenwasserstoffe". In diesen Betrieben entstehen Prozeßabwässer, die einen hohen Gehalt an verseifbaren Ölen und Fetten haben.

Es empfiehlt sich daher, die Proben bereits in den Probenehmerflaschen zu homogenisieren und dann erst Teilproben zur Analyse zu entnehmen.

Weiters sollte bei stark fetthaltigen Abwässern ein oftmaliges Umleeren der Proben vermieden werden, da sich das Fett bei jedem Umleervorgang stark an den Behälterwandungen festlegt (Fette und Öle haben eine höhere Adhäsion zu Festkörpern als Wasser).

Bei derartigen Abwässern empfiehlt es sich daher, die Probe möglichst berührungsfrei zu gewinnen (direktes Einlaufen lassen in die mit Lösungsmittel gereinigte Glasflasche und keine Verwendung eines automatischen Probenehmers). Es sollte überdies das gesamte Flaschenvolumen zur Analyse gelangen.

Aus obigen Ausführungen soll dargestellt werden, daß eine repräsentative Bestimmung der Fette und Öle nicht mit der Standardprobenahme miterfaßt werden kann.

## **5 Einflüsse der Gebinde**

### **5.1 Eintrag störender Stoffe in die Probe:**

- Verschleppung infolge schlecht gereinigter Flaschen und Probenahmegeräte (insbesondere Saugschlauch, Ausgleichsgefäße bzw. Quetschschlauch, PN-Flaschen)
- Abrieb von Probenahmegeräten (z.B. Metallspuren)
- verunreinigte Konservierungsmittel
- Aufnahme von Stoffen aus der Luft (unsachgemäßer Verschluß der Flaschen)
- Störungen durch das Flaschenmaterial (Si oder Na aus Borsilikat- oder Kalksodaglas)

### **5.2 Austrag flüchtiger Stoffe (z.B. POX, Sulfid im sauren Bereich, freies Chlor) aus der Probe:**

- Entweichen bei der Entnahme oder beim Umfüllen
- Diffusion durch das Gefäßmaterial (Natrium durch Glasflaschen)
- nicht gänzlich gefüllte Flaschen

### **5.3 Chemische und biochemische Veränderungen in der Probe:**

verursacht durch:

- Oxidationsmittel (z.B. Chlor, Eisen durch Sauerstoff)
- Reduktionsmittel (z.B. Nitrit- oder Sulfitionen)
- Biochemische Abbaureaktionen (bakterielle Tätigkeit)
- Flaschen aus Braunglas können photosensitive Prozesse weitgehend vermindern
- Reaktion mit Flaschenmaterial (Lösung von Kohlenwasserstoffen in Polyethylen-Flaschen, Reaktion von Fluorid mit Glas)
- Adsorption von Metall an Glas bei nicht angesäuerten Proben

Diesen potentiellen Fehlerquellen kann durch folgende **Maßnahmen** entgegnet werden:

- sortierte Vorratslagerung: Für die einzelnen Parametergruppen, Konservierungsverfahren und Konzentrationsniveaus die Geräte und Gefäße trennen (z.B. Zulauf- und Ablaufprobenehmer nicht vertauschen)
- Einweggebinde
- sterile Gebinde für mikrobiologische Proben
- turbulenz- und luftblasenfreies Befüllen der Probenahmeflaschen bei flüchtigen Stoffen (POX, BTX, CKW, etc.)
- geeignete Flaschenwahl (Absprache mit Labor)
- geeignete Konservierung (Kühlen, Frieren, Säurezugabe) abhängig vom Parameter (Absprache mit Labor)
- spezielle Reinigung der Probenahmeflaschen für bestimmte Parameter (PAH, Pestizide, etc)

## 6 Probenkonservierung

### 6.1 Warum Probenkonservierung ?

Wässer, besonders Oberflächenwässer und vor allem Abwässer, unterliegen in unterschiedlichem Maße Veränderungen aufgrund physikalischer (z.B. Licht, Adsorption, Verdampfung), chemischer (z.B. Oxidation) und biologischer (z.B. enzymatische oder mikrobiologische) Vorgänge, die zwischen Probenahme und analytischer Aufarbeitung ablaufen können.

Die Gründe für Abweichungen sind zahlreich, einige sind (EN ISO 5667-3: 1995)

- Bakterien, Algen und andere Organismen können bestimmte Inhaltsstoffe der Proben abbauen oder in ihrer Art verändern. Diese biologische Aktivität beeinflusst so z. B. die Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff und

Kohlenstoffdioxid sowie an Stickstoff, Phosphor und manchmal Siliciumverbindungen.

- Bestimmte Inhaltsstoffe können sowohl durch den in der Probe vorhandenen gelösten Sauerstoff als auch durch Luftsauerstoff oxidiert werden (z. B. organische Stoffe, Eisen(II)Verbindungen und Sulfide).
- Bestimmte Stoffe können ausgefällt werden (z.B. Calciumcarbonat, Metalle, metallische Verbindungen wie  $\text{Al}(\text{OH})_3$ ,  $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$  oder ausgasen (z. B. gelöster Sauerstoff, Cyanide, Quecksilber).
- pH-Wert, Leitfähigkeit, Kohlenstoffdioxidkonzentration usw. können durch Aufnahme von Kohlenstoffdioxid aus der Atmosphäre verändert werden.
- Echt oder kolloidal gelöste Metallverbindungen können in gleicher Weise wie bestimmte Substanzen irreversibel an das Behältermaterial oder an Feststoffe in der Probe adsorbiert oder hiervon desorbiert werden.
- Polymere können depolymerisieren, und umgekehrt können einfache Verbindungen polymerisieren.

Das Ausmaß dieser Reaktionen hängt ab von der chemischen oder biologischen Beschaffenheit der Probe, ihrer Temperatur, der Lichteinwirkung, dem Behältermaterial, der Zeit zwischen Probenahme und Untersuchung und den äußeren Bedingungen (z. B. bei der Lagerung oder durch Veränderungen während des Transportes) usw. Die Geschwindigkeit derartiger Veränderungen kann erheblich sein, es ist daher in jedem Fall wichtig, Vorkehrungen zur Minimierung dieser Reaktionen zu treffen und bei vielen Parametern die Bestimmung kurzfristig vorzunehmen.

Im allgemeinen sind Verfahren zur Konservierung weniger wirksam bei Rohabwässern als bei gereinigten Abwässern (Abläufen biologischer Kläranlagen). Ebenso bleibt festzuhalten, daß sich Abwasserproben bei der Aufbewahrung unterschiedlich verhalten, je nachdem, ob sie kommunalen oder industriellen Kläranlagen entstammen.

In Anbetracht aller dieser Möglichkeiten der Probenveränderung kann es erforderlich sein, für gewisse Bestimmungen anstatt einer Sammelprobe eine

Einzelprobe zu entnehmen und sie sofort an Ort und Stelle zu untersuchen (Chlor, H<sub>2</sub>S). Die langfristige Aufbewahrung von Proben ist nur zur Bestimmung einer begrenzten Anzahl von Parametern möglich.

Trotz vieler Untersuchungen, die Empfehlungen zum Ziel hatten, wie Wasserproben ohne Veränderungen ihrer Inhaltsstoffe aufbewahrt werden könnten, ist es nicht möglich, absolute Regeln hierfür aufzustellen, die alle Fälle und alle Situationen ausnahmslos abdecken. In jedem Fall sollte die Probenaufbewahrung an das jeweilige Analysenverfahren angepaßt sein.

## 6.2 Konservierungsmethoden

Die Veränderungen sollen mit Hilfe der Konservierung möglichst klein gehalten werden. Es muß darauf hingewiesen werden, daß Kühlen und Tiefgefrieren nur dann wirklich effektiv ist, wenn es unmittelbar nach der Probenahme vorgenommen wird.

- Einfaches Kühlen (im Eisbad oder im Kühlschrank bei 2°C bis 5°C) und Aufbewahren der Proben im Dunkeln reicht in den meisten Fällen aus, um die Probe während des Transports ins Labor und für relativ kurze Zeit vor Durchführung der Analyse zu konservieren. Kühlen kann nicht als Langzeitkonservierung angesehen werden, besonders nicht, wenn es sich um Abwasserproben handelt (siehe Tabelle 1 ).
- Tiefgefrieren ( - 20 °C) erlaubt in der Regel längere Aufbewahrungszeiten der Probe. Nichtsdestoweniger ist es erforderlich, durch die Technik des Gefrierens und Auftauens sicherzustellen, daß die Probe nach dem Auftauen ihrem Ursprungszustand entspricht. Kunststoffflaschen, besonders solche aus Polyvinylchlorid, sind in diesem Fall besonders zu empfehlen. Glasflaschen sind zum Tiefgefrieren nicht geeignet. Proben zur nachfolgenden mikrobiologischen Analyse sollten nicht tiefgefroren werden.
- Filtrieren und Zentrifugieren von Proben: Sink- und Schwebstoffe, Algen und andere Mikroorganismen dürfen unmittelbar bei der Probenahme oder sofort danach durch Filtration über Papier- oder Membranfilter oder durch Zentrifugieren aus der Probe entfernt werden. Die Probe darf aber nicht kontaminiert werden und es dürfen keine wichtigen Inhaltsstoffe entfernt werden.

- **Zusatz von Konservierungsmitteln:** Bestimmte physikalische und chemische Parameter in Wasserproben können durch Zusatz von Chemikalien konserviert werden, die entweder nach der Probenahme zugegeben oder im noch leeren Probenbehälter vorgelegt werden. Dies sind z.B. Säuren, alkalische Lösungen, Biozide, besondere Reagenzien, wie sie für die spezielle Konservierung bestimmter Inhaltsstoffe benötigt werden. Zum Beispiel erfordert die Bestimmung von Sauerstoff, Gesamtcyanid und Sulfid eine vorhergehende Probenkonservierung vor Ort (siehe die entsprechenden Analysevorschriften). **Warnung:** Die Verwendung von Quecksilber(II)chlorid ( $\text{HgCl}_2$ ) und Phenylquecksilberacetat sollte vermieden werden. Einige Konservierungsmittel (z. B. Säuren, Chloroform) verlangen angesichts ihrer Gefährlichkeit besondere Vorsicht im Umgang damit. Anwender müssen über die Gefährdungen und die entsprechenden Schutzmöglichkeiten informiert werden.

Die Zugabe der Konservierungsmittel kann die chemische oder physikalische Beschaffenheit der Probeninhaltsstoffe verändern, und es ist daher erforderlich, daß diese Veränderungen nicht die spätere Bestimmung beeinflussen (z.B. kann das Ansäuern kolloid oder ungelöst vorliegende Stoffe lösen. Diese Möglichkeit der Konservierung sollte infolgedessen mit Vorsicht eingesetzt werden, wenn es um die analytische Erfassung gelöster Stoffe geht. Sehr wesentlich ist es, daß die verwendeten Konservierungsmittel die analytische Bestimmung nicht stören. Zweckmäßigerweise sollte das Konservierungsmittel in einer solchen Konzentration zugesetzt werden, daß nur geringe Volumina benötigt werden. Hierdurch kann in den meisten Fällen auf eine Volumenkorrektur verzichtet werden.

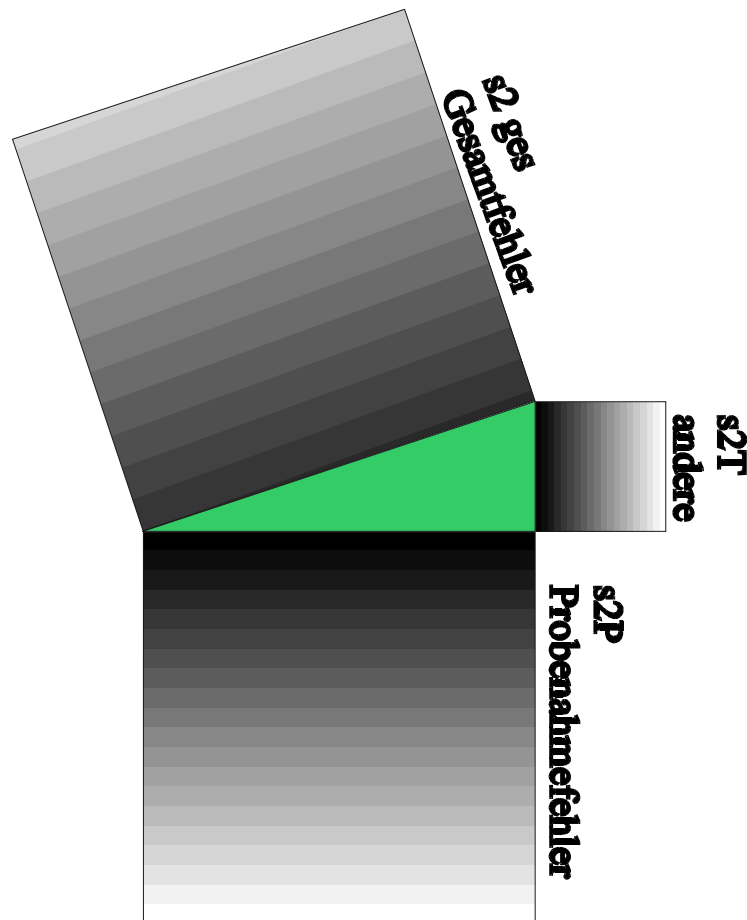
Bei manchen Bestimmungen, besonders in der Spurenanalytik, müssen Blindproben angesetzt werden, um die Möglichkeit des Einbringens des zu bestimmenden Stoffes durch das Konservierungsmittel zu kontrollieren (z. B. kann ein Säurezusatz eine nicht unbedeutende Kontamination mit Arsen, Blei und Quecksilber verursachen). In einem solchen Fall sollte das untersuchende Labor auch Proben des Konservierungsmittels zur Durchführung von Blindwertuntersuchungen erhalten.

Konservierungstechniken und Gebindevorschlage sind in der EN ISO 5667-3 (1995) zu finden.



## 7 Probenahmefehler

Die Meßunsicherheit ist der Überbegriff zur Summe aller Fehler von der Probenahme bis zum Vorliegen eines Wertes. Der Probenahmefehler ist ein bedeutender Teil der Meßunsicherheit. Die Meßunsicherheit läßt sich graphisch darstellen.



**Abbildung 4:** Graphische Darstellung der Meßunsicherheit

Der Probenahmefehler steigt demnach mit dem Quadrat der Standardabweichung (Varianz). Wegscheider (1994) nennt zwei Komponenten der durch die Probenahme verursachten Unsicherheiten.

- Unsicherheiten bezüglich der Homogenitätsannahmen (Teilchengröße, Segregation, Absetzverhalten, etc.)
- Unsicherheiten aus der Resalisierung der Probenahme (Verschleppung von Verunreinigungen, Probenahmeart, etc.)

Die Abgrenzung der Probenahme von der Analyse ist Definitionssache, d.h. ob Probenteilungen bis zum endgültigen Analyseschritt der Probenahme oder schon der Analytik zuzuzählen sind.

Der gesamte Fehler läßt sich als  $s^2_{\text{ges}} = s^2_{\text{P}} + s^2_{\text{T}}$  (siehe Abbildung 4) anschreiben.

$s^2_{\text{ges}}$  gesamter quadratischer Fehler einer Einzelmessung,

$s^2_{\text{T}}$  sonstige Fehler (Transport, Analyse etc.)

$s^2_{\text{P}}$  Probenahmefehler.

## 8 Probenahmegeräte/Gerätekomponenten

Neben den Handprobenahmegeräten, die zwar auch gut oder schlecht konstruiert werden können sind vor allem die automatischen Probenahmegeräte für die Praxis von Interesse. Bei diesen Geräten können Untereinheiten oder Bauteile unterschieden werden:

### 8.1 Steuereinrichtung

Es werden die Steuerungsarten nach Menge, Zeit und Ereignis unterschieden. Bei der Mengensteuerung liefert ein Mengenmeßgerät entweder ein kontinuierliches Analogsignal, welches im Probenahmegerät selbst aufaddiert wird und in einem Impulsteiler weiterverarbeitet wird oder das Mengenmeßgerät übernimmt die Aufgabe der Summenbildung und Impulsteilung und löst nur einen potentialfreien Kontakt aus. Zu diesem Zweck muß die Kennlinie des Gerinnes bekannt sein um die Meßsignale in Mengen umzurechnen. Bei der ereignisgesteuerten Probenahme wird der Impuls von einem beliebigen Meßwert ausgelöst, beispielsweise bei Überschreiten eines oberen und unteren pH-Wertes im Ablauf einer Neutralisation.

### 8.2 Fördersystem

Dient zur Förderung der Wasserprobe aus dem Untersuchungsobjekt in das Probennahmegefäß. Dabei kommen Pumpen (v.a. Schlauchquetschpumpen) ebenso zum Einsatz wie Druckluft- und Vakuumförderungen. Kriterien zur

Beurteilung einer Förderungseinrichtung sind deren Genauigkeit hinsichtlich der geförderten Probenmenge, der schonende Probentransport und die richtige Entnahmegeschwindigkeit (Stichwort: isokinetische Probenahme). Die Entnahmegeschwindigkeit ist ein entscheidender Faktor, wenn es darum geht in kurzer Zeit möglichst große Probevolumina zu gewinnen. In diesem Fall sind die Fördersysteme mit Pumpen zumeist im Vorteil gegenüber den Fördereinrichtungen die noch ein Dosiergefäß benötigen, da bei diesen die Förderung nur in diskreten Schritten erfolgen kann und der ganze Zyklus für jede Füllung des Dosierbehälters wiederholt werden muß.

Zum Fördersystem gehört ebenso die Entnahmeleitung. Es ist empfehlenswert die Entnahmeleitung so kurz wie möglich zu halten, d.h. das Gerät so nahe wie möglich an der Entnahmestelle installieren, da damit einerseits die Förderzeiten und Ausblaszeiten kurz bleiben und andererseits Segregationsvorgänge in der Leitung gering gehalten werden können. Wie bei den meisten Aspekten der Probenahme fehler ist der einzelne Anteil nur schwer quantifizierbar, es kann nur versucht werden den Fehler zu minimieren. Bei Probenehmern mit Flüssigkeitsdetektoren können Tiefpunkte in zu langen Leitungen dazu führen, daß nicht die ganze Entnahmeleitung leergespült werden kann und die Flüssigkeitsdetektoren bei der nächsten Teilprobenentnahme zu früh ansprechen, was zu falschen Dosiermengen führen kann. Ein Problem bei Verwendung von Probenehmern mit Dosiergefäß ist die Anfälligkeit gegenüber Verschleppung.

### **8.3 Dosiereinrichtung**

Dient zur Regelung des Stich- oder Teilprobenvolumens. Dazu gehören Schlauchpumpen, Schöpfgefäße, Schöpfwerke, Vorlagebehälter und Wasserweichen. Sie unterscheiden sich dadurch, daß bei den einen beliebige Wassermenge entnommen werden kann und bei den anderen die Menge nur in einzelnen Schritten (Vorlagebehälter, Schöpfervolumen) eingestellt werden kann. Die Dosiereinrichtungen können auf ihre Genauigkeit untersucht werden, indem mehrere Teilproben (z.B. 20) mit einem Stehzyylinder überprüft werden und die Standardabweichung berechnet wird. Diese Prozedur kann für unterschiedliche Teilprobenvolumina durchgeführt werden.

## 8.4 Probenverteilung und Aufbewahrung

Nach der Dosiereinrichtung muß die Probe ohne Veränderungen zum richtigen Probenahmebehälter geleitet werden. Dabei sind zwei Systeme dominant, erstens der Rundverteiler, zweitens der Bandverteiler. Beim Rundverteiler schwenkt ein Arm oder Teller die Auslauföffnung über dem Verteilerteller in die richtige Position, beim Bandverteiler wird die Probe direkt aus dem Dosiergefäß in einem sehr flexiblen Schlauch zum Probenbehälter geleitet. Beide Systeme haben ihre Tücken. Der Rundverteiler neigt dazu Ablagerungsflächen zu bieten und so zur Verschleppung von Feststoffen von einer Probe zur nächsten zu führen, der Bandverteiler funktioniert mit einem sehr flexiblen Schlauch, der bei tiefen Temperaturen nicht mehr wirklich flexibel ist. Bei gewissen Bandverteilern besteht die Gefahr, daß die Auslauföffnung nicht genau über der Probenflasche positioniert wird. In diesem Fall sind die Probenflaschen schlecht gefüllt, der Probenehmerunterteil gut gefüllt, was auch dazu führt, daß die leeren Flaschen aufschwimmen (so sie nicht durch eine spezielle Halterung am Unterteilboden fixiert sind) und den Verteiler völlig blockieren. Es gibt zwei Auswege aus diesem Dilemma: erstens man analysiert die nunmehr im Probenehmerunterteil gesammelte 24 h Mischprobe oder man bohrt ein Loch in den Probenehmerunterteil, sodaß danebendosiertes Wasser wenigstens abfließen kann. Zur Aufbewahrung sind stationäre Systeme mit einer Kühlvorrichtung ebenso ausgestattet wie mit einem Frostwächter um einen ganzjährigen Einsatz zu ermöglichen. Die Probenbehälter die zum Einsatz kommen müssen verschließbar sein und sollten - wie auch alle anderen Teile des Probenahmeapparates die mit der Probe in Berührung kommen - aus einem Material sein, das die Probe nicht beeinflusst (Stoffe an die Probe abgibt oder adsorbiert). Für „Standardprobenahmen“ werden häufig PE-Flaschen (mit glatten Innenwänden), besser aber Glasflaschen verwendet.

## 8.5 Energieversorgung

Die gängigen Probenehmer funktionieren mit elektrischem Antrieb. Hierbei gibt es für transportable Geräte die Version mit wahlweiser Versorgung über einen Akku oder über Netzstrom. Bei der Wahl des Akkus ist auf die Entladungscharakteristik zu achten, die einen eignen sich für geringe langfristige Stromentnahmen eher und ermüden bei kurzfristigen hohen

Entnahmen rasch (Bleigelakku, Bleiakku). Jedenfalls ist der netzunabhängige Betrieb bei tiefen Temperaturen schon aufgrund der Stromversorgung sehr eingeschränkt, unbeachtet aller Probleme bei Frost. Für längerfristige Einsätze ohne Netzstrom hat es sich bewährt Autobatterien zur Stromversorgung zu verwenden. Es gelingt dadurch auch im Winter Zeiträume von mehr als einer Woche netzunabhängig zu überbrücken.

## 8.6 Peripherie

Neuerdings werden Systeme mit eingebautem Datenspeicher zur Dokumentation des Probenahmeprogrammes oder zum Anschluß von Meßgeräten für z.B. die ereignisgesteuerte Probenahme angeboten.

## 9 Literatur

- AAEV (1996): Allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisation. *Bundesgesetzblatt 186, Wien.*
- DIN EN 25 667-2 (1993): Probenahme, Anleitung zur Probenahmetechnik. Deutsches Institut für Normung e.V.
- EN ISO 5667-3 (1995): Anleitung zur Konservierung und Handhabung von Proben, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, DIN, Wiley-VCH Weinheim, Berlin, New York, Chicester.
- Wegscheider, W. (1994): Richtige Probenahme: Voraussetzung für richtige Analysen. *Comett II - Kurs "Probenahme an Gewässern", Graz.*

Dipl. Ing. Johannes Laber / Dipl. Ing. Dr. Maria Fürhacker

Institut für Wasservorsorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft,  
Abteilung für Siedlungswasserbau, Industrierewasserwirtschaft und Gewässerschutz  
der Universität für Bodenkultur

Muthgasse 18  
1190 Wien  
Tel: 01/36006/5809  
Fax: 01/3689949  
Email: laber@iwga-sig.boku.ac.at



# Analysenverfahren für die Eigenüberwachung

D. Moser

Abteilung Wasserwirtschaft, Amt der NÖ Landesregierung

**Kurzfassung:** In diesem Vortrag werden Analysenverfahren vorgestellt und diskutiert, die zur Eigenüberwachung auf Kläranlagen herangezogen werden können. Der Untersuchungsumfang wurde durch den ÖWAV mit dem Arbeitsbehelf Nr. 14 an den Stand der Technik angepaßt (Novelle der 1. kommunalen Emissionsverordnung 1997) und ist von der Größe der Kläranlage abhängig.

**Keywords:** Analytik, Eigenüberwachung, Kläranlagen

## 1 Einleitung

Im ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 14 zur Eigenüberwachung biologischer Kläranlagen > 50 EW (ÖWAV 1997) wird eine nach Größe der Abwasserreinigungsanlage gestaffelte Liste von zu bestimmenden Parametern angeführt, die einer dem Stand der Technik entsprechenden Überwachung nach den Anforderungen der WRG-Novellen 1997 entspricht. Dazu gehören die Messungen diverser Mengenstöße (Abwasseranfall, Rechengut-, Sand- und Schlammanfall, Fällmittelmenge, Menge an Hilfsmitteln für die Schlammfällung, Fäkalschlammmenge,...), die Aufzeichnung von Umweltbedingungen (Wetter, Lufttemperatur) und die Erfassung verschiedener Betriebsparameter (Energieverbrauch, Umwälzzeit und Temperatur im Faulbehälter, Sauerstoffkonzentrationen, Schlamm Spiegel etc.).

Eine weitere Gruppe umfaßt die Meßgrößen, die zur Quantifizierung von Abwasserinhaltsstoffen sowie zur Charakterisierung des Belebtschlammes dienen und zur Überwachung, Steuerung und Beurteilung des Reinigungsprozesses herangezogen werden können. Sie werden durch eine Reihe von *Analysenverfahren* erhalten (siehe auch RÜFFER/MUDRACK 1987 und Klärwärtergrundkurs 1994) und im Rahmen dieses Vortrages diskutiert.

## 2 Analysenparameter

Aus der Gruppe der Analysenparameter werden zur Beschreibung des Abwassers verwendet:

- Temperatur
- pH-Wert
- Absetzbare Stoffe
- Organische Verbindungen (BSB<sub>5</sub>, CSB, TOC)
- Nährstoffe (Stickstoff- und Phosphorverbindungen)

Zur Charakterisierung des Schlammes dienen

- Schlammvolumen (SV)
- Sinkgeschwindigkeit ( $v_s$ )
- Schlamm Trockensubstanz (TS)
- Schlammindex (ISV)
- Schlamm Spiegel

und die Beurteilung der Reinigungsleistung erfolgt durch die Bestimmung von

- Ablaufkonzentrationen
- Wirkungsgrad bezüglich der Abwasserinhaltsstoffe
- Sichttiefe
- Trübung

Mit zunehmender Anlagengröße nimmt nicht nur der vorgeschriebene Analysenumfang sondern auch die Analysenfrequenz (von 1 mal wöchentlich bis täglich bzw. kontinuierlich) zu. Die für die Durchführung der Eigenüberwachung erforderlichen bzw. empfohlenen Einrichtungen werden daher nach einem Neuentwurf des zur Zeit überarbeiteten ÖWAV-Regelblatt Nr. 7 ebenfalls nach Anlagengrößen gestaffelt (ÖWAV Entwurf 1998).



## 3 Analysenverfahren

### 3.1 Allgemeines

Durchgeführt werden müssen *die Untersuchungen nach den in Anlage B der 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser angeführten Methoden bzw. nach gleichwertigen Methoden, wenn deren Bestimmungsgrenze (BMfLF 1997) unter dem Emissionswert liegt. Sofern Schnellanalyseverfahren oder Betriebsmethoden diese Anforderungen erfüllen und darüber hinaus bescheidmäßig keine sonstigen Regelungen getroffen wurden, ist der Einsatz derartiger Methoden zulässig (ÖWAV - Arbeitsbehelf Nr. 14 - 1997).*

Die Analytik im Rahmen der Eigenüberwachung muß also dezidiert **n i c h t** nach einem Normverfahren (⇒ÖNORM M 6245) erfolgen. Ihre wichtigste Aufgabe ist es, Daten zu ermitteln, um eine Kläranlage ordnungsgemäß betreiben und überwachen zu können. Grunderfordernis der *Betriebsanalytik* ist es daher, ausreichend rasch zu ausreichend genauen Ergebnissen zu kommen. Die Anforderungen und Grenzen von Betriebsverfahren zur Eigenüberwachung in Deutschland werden in allgemeiner Form im Hinweisblatt H 704 der ATV (ATV 1991) zusammengefaßt.

Für die Betriebsanalytik wurden einfache physikalische und chemische Methoden entwickelt, die auch von Nichtfachleuten gehandhabt werden können. Diese Analyseverfahren sollen im Rahmen der Fremdüberwachung nach dem derzeitigen Entwurf des ÖWAV-Regelblatt Nr. 6 (1994-2) mehrmals jährlich von einem unabhängigen Gutachter überprüft und beurteilt werden.

Ebenfalls zur Kontrolle der Betriebsanalytik (und auch der Reinigungsleistung der Kläranlage) werden bereits - initiiert bzw. finanziert von mehreren Landesregierungen - in verschiedenen Intervallen (wöchentlich bis 6 x pro Jahr) postalisch versandte Ablaufproben von unabhängigen Gutachtern untersucht. Eine weitere Möglichkeit zur Abschätzung der Verlässlichkeit seiner Meßergebnisse hat der Klärwärter schließlich durch die Teilnahme an z.B. im Rahmen der Kläranlagennachbarschaften vom ÖWAV durchgeführten Ringtests.

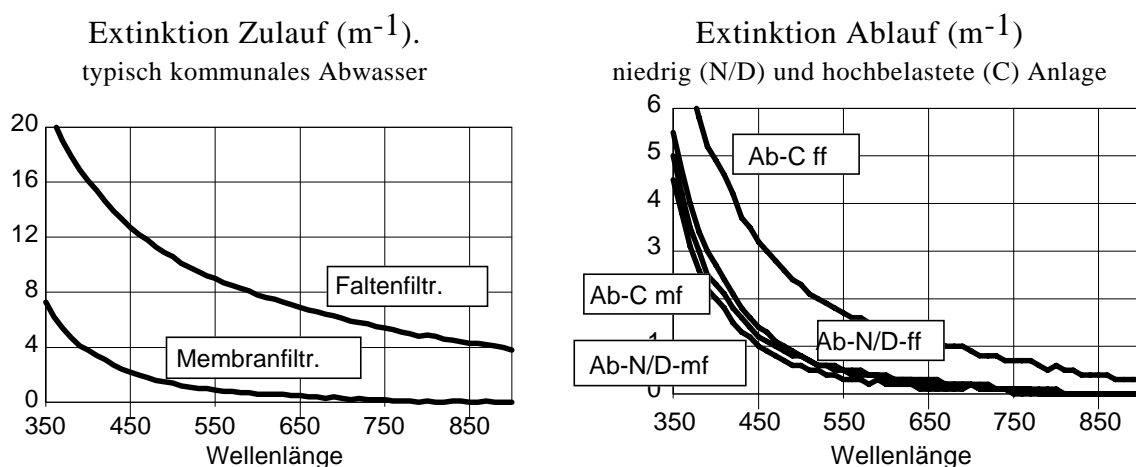
### 3.2 Photometrie

Ammonium Nitrat, und Phosphat werden am einfachsten durch Photometrische Verfahren bestimmt. Bei all diesen Systemen wird die Probe mit Chemikalien versetzt, die mit der gesuchten Verbindung einen Farbstoff bildet. Aus der Intensität des Farbstoffs kann die Konzentration entweder durch visuellen Farbvergleich oder photometrisch bestimmt werden. Beachtet werden muß:

- eine schwebstofffreie Probe
- die genaue Abmessung der Probe- und Chemikalienvolumina
- die genaue Einhaltung der jeweiligen Arbeitsvorschrift (Zeit !)
- korrekte Messung (Tageslicht - Wellenlänge) mit einer eventuell erforderlichen Kompensation der Eigenfärbung

#### *Filtration:*

Da Schwebstoffe eine Abschwächung der Lichtintensität verursachen und damit eine Nährstoffkonzentration vortäuschen, muß die Probe vor der Zugabe der Chemikalien filtriert werden. Der Einfluß der Trübung sowie die Eigenfärbung durch bakterielle Abbauprodukte (Gelbfärbung) wird mit zunehmender Meßwellenlänge geringer. Auch gelöste organische Substanzen wie z.B. Huminstoffe schwächen kurzwelliges Licht stärker ab als langwelliges. Wie die folgende Abbildung 1 zeigt, ist nur in der faltenfiltrierten Zulaufprobe vor allem bei kürzeren Wellenlängen der Einfluß der Trübung und Färbung offensichtlich:



**Abbildung 1:** Extinktion falten- und membranfiltrierter Zu und Ablaufproben versch. belasteter Kläranlagen (unterschiedliche Skalierung der y-Achse!)

Die in der faltenfiltrierten Zulaufprobe enthaltenen Verbindungen ergäben bei der  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Messung nach der Molybdat/Vanadat-Methode unkompensiert (ohne Probenblindwert) eine vorgetäuschte  $\text{PO}_4\text{-P}$  Mehrkonzentration von 2-4 mg/l (je nach Meßwellenlänge). In der membranfiltrierten Zulaufprobe ist die Eigenabsorption geringer - unkompensiert können dennoch  $\text{PO}_4\text{-P}$  Konzentrationen von 0,5-1 mg/l zusätzlich erhalten werden. Derselbe Fehler kann bei dieser Methodik in faltenfiltrierten Ablaufproben auftreten - eine Probenkompensation bei der  $\text{PO}_4\text{-P}$  Bestimmung nach MV ist daher in jedem Fall anzuraten.

Alle anderen gebräuchlichen photometrischen Bestimmungsmethoden ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$  nach Molybdänblau) werden im Normalfall durch die Eigenabsorption selbst einer nur faltenfiltrierten Zulaufprobe kaum beeinflusst und können daher direkt aus der faltenfiltrierten Probe (unter Verwendung des in der Packung vorhandenen Blindwertes) gemessen werden. So würde bei der  $\text{NO}_3\text{-N}$  Bestimmung nach der Dimethylphenolmethode dieselbe faltenfiltrierte Zulaufprobe unkompensiert einen Mehrbefund von max. 0,5 mg/l (Meßwellenlänge 370 nm) vortäuschen. Im faltenfiltrierten Ablauf einer mittel belasteten Kläranlage entspräche die Eigenabsorption max. 0,2 mg  $\text{NO}_3\text{-N}$  nach der DMP-Methode. In allen anderen Fällen ist die Beeinflussung noch geringer.

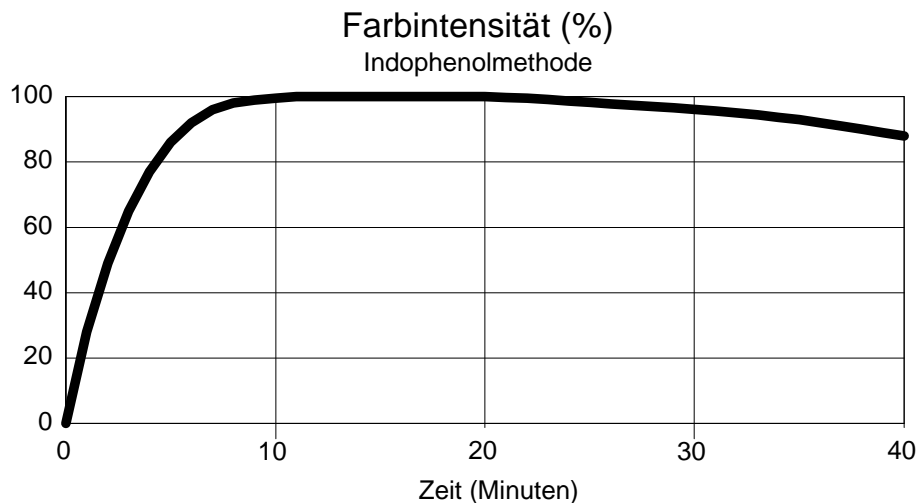
#### *Menge:*

Die Probenmenge bestimmt direkt die Konzentration der gesuchten Verbindung und muß daher exakt entnommen werden (periodische Kontrolle der Pipetten durch Abwägen von Leitungswasser). Auch die Reagentien müssen exakt dosiert werden, damit einerseits die dadurch erzielte Probenverdünnung eingehalten wird (Linearer Zusammenhang zwischen Konzentration und Verdünnung), und andererseits die Reaktion vollständig ablaufen kann.

#### *Arbeitsvorschrift:*

In der Arbeitsvorschrift wird die Durchführung der Analyse Schritt für Schritt erläutert. Eine Abweichung von den angegebenen Zeiten oder von der Reihenfolge der zugegeben Reagentien führt meist zu unvollständigen Reaktionen und damit zu Minderbefunden. Aber auch zu langes Warten

verfälscht u.U. den Meßwert, wie der beispielhaft in Abbildung 2 gezeigte Verlauf der Extinktion bei der Ammoniumbestimmung nach der Indophenolmethode zeigt:



**Abbildung 2:** Zeitverlauf der Farbstoffbildung bei der Indophenolreaktion

#### *Messung:*

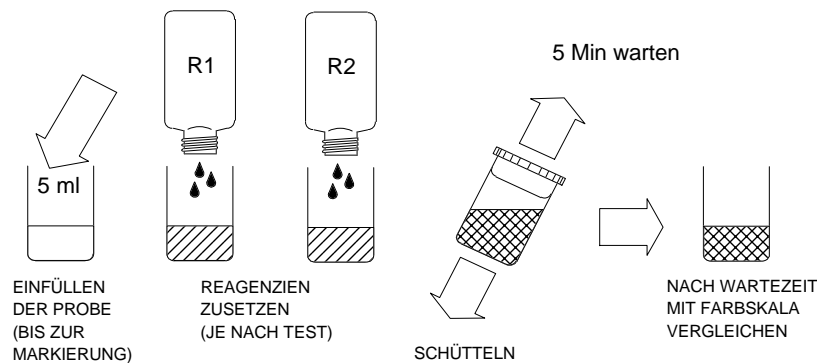
Visuelle Vergleichsmessungen sollten bei Tageslicht erfolgen. Die photometrische Bestimmung erfolgt bei der angegebenen Meßwellenlänge, die nicht immer beim Absorptionsmaximum liegt. Bei stärker gefärbten Proben ist jedenfalls eine Probenblindwertkompensation durchzuführen (bei den meisten Fertigküvettentests nicht vorgesehen!).

#### 3.2.1 Einfache visuelle Verfahren (Komparatortests)

Bei Ihnen erfolgt die Messung der Farbintensität mit einfachen kolorimetrischen Verfahren - ohne Einsatz eines Photometers - durch visuellen Farbvergleich.

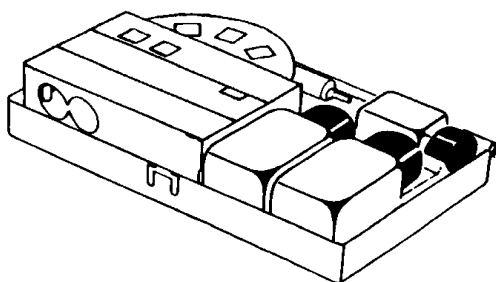
#### *Analytik:*

Bei allen Systemen wird eine bestimmte Menge Probe in ein Gefäß gefüllt und anschließend ein oder mehrere Reagenzien (fest oder flüssig) zugegeben.

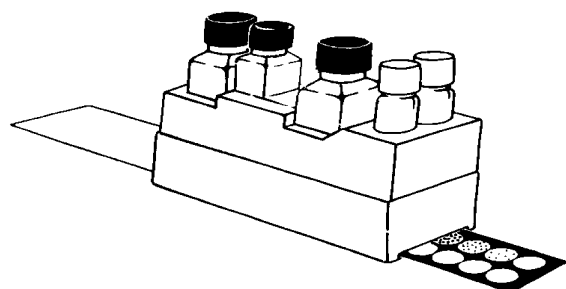


**Abbildung 3:** Prinzip visueller Schnellbestimmungssätze

Die gesuchte Verbindung bildet nach einer gewissen Zeit mit den Chemikalien eine gefärbte Verbindung, aus deren Intensität direkt die Konzentration abgeleitet werden kann. Die Zuordnung der Farbintensität zur Konzentration kann verschieden erfolgen. In der einfachsten Ausführung wird der Meßwert durch direkten Vergleich mit einer neben der Probeküvette angeordneten Farbskala quantifiziert. Drehscheiben-Komperatoren und Farbskalen-Schiebekomperatoren verwenden neben der Probeküvette einen Probenblindwert (Probe ohne Reagentien) und erhöhen damit die Genauigkeit - so können auch getrübe oder sogar gefärbte Proben analysiert werden (SCHWEDT 1992).



Drehscheibenkomperator



Farbskalenschiebekomperator

*Besonders für die Eigenüberwachung gilt:*

Während sich nach dem Durchlichtverfahren arbeitende Verfahren besonders für mittlere Konzentrationsbereiche eignen, lassen sich durch die erhöhte Schichtdicke bei nach dem Auflichtverfahren arbeitenden Farbskalen-Schiebekomperatoren deutlich niedrigere Konzentrationsbereiche erfassen

(KOCH 1985). Daher bestimmt die erwartete Konzentration auch die Wahl des Testsatzes. Für die im Rahmen der Eigenüberwachung durchzuführenden Messungen reicht die Genauigkeit beider Systeme jedenfalls aus.

Die zur Zeit am Markt befindlichen Teststäbchen genügen auch in Verbindung mit einem Taschenreflektometer in den wenigsten Fällen den Anforderungen, die an eine Betriebsanalytik gestellt werden müssen.

#### *Anwendungsbereich:*

Nach dem derzeitigen Vorschlag des ÖWAV-Arbeitsausschusses über die Mindestausrüstung von Kläranlagen zur Eigenüberwachung können Kläranlagen bis 500 EGW, die die Analytik der organischen Inhaltsstoffe ausgliedern, derartige Schnellverfahren anwenden.

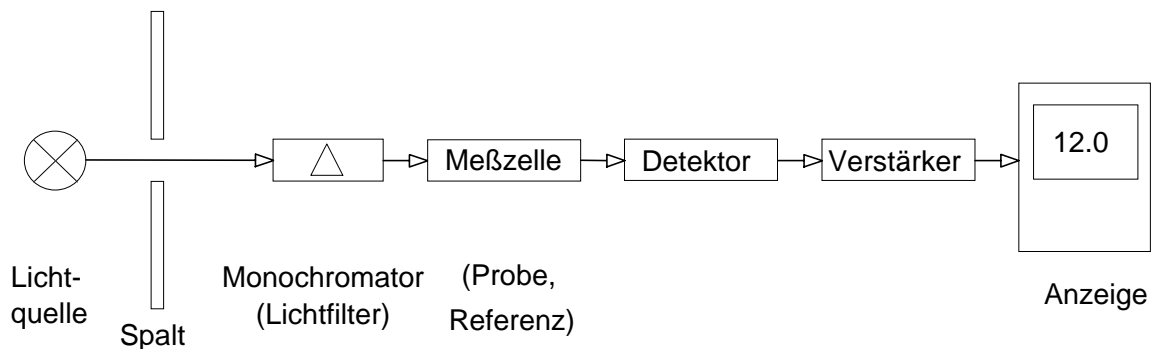
#### 3.2.2 Photometrische Schnellverfahren (Küvettentests)

Hier wird durch den Einsatz eines Photometers die Konzentrationsbestimmung in den gefärbten Proben objektiviert und damit verbessert. Die Fertigküvettentests verbinden einfache Bedienung mit großer Genauigkeit - die Kosten im Vergleich zu den vorher beschriebenen Schnellverfahren sind allerdings höher (etwa öS 30 - 40.-- im Vergleich zu öS 15.-- bei den visuellen Schnellverfahren + Photometer).

#### *Analytik:*

Die mit der gesuchten Verbindung einen Farbstoff bildenden Reagenzien werden entweder ebenfalls fest oder flüssig zugegeben oder liegen - im Fall der Fertigküvettentests - teilweise bereits in einer verschließbaren Rundküvette vor, zu der eine bestimmte Probenmenge zugegeben werden muß.

Das Meßprinzip ist bei allen photometrischen Bestimmungsmethoden ähnlich: Die durch die chemische Reaktion erzeugte, gefärbte Verbindung schwächt einen Lichtstrahl bestimmter Wellenlänge ab. Den Grad der Abschwächung erkennt das Gerät in der Regel durch den Vergleich mit einer Nullösung. Der Meßlichtstrahl kann entweder durch den Einsatz eines bestimmten Filters ((Filterphotometer) oder durch Zerlegung eines Lichtstrahls weißer Farbe in einzelne Wellenlängen (Spektralphotometer).



**Abbildung 4:** Schematische Darstellung eines Photometers

*Besonders für die Eigenüberwachung gilt:*

Für die analytische Erfassung aller im Rahmen der Eigenüberwachung zu bestimmenden Parameter genügen einfache Photometer, die bereits um ca. öS 20.000 - 25.000.-- zu erhalten sind.

Bei der Wahl des Testsatzes ist vor allem bei gefärbtem Abwasser darauf zu achten, ob die Eigenfärbung der Probe durch einen Blindwert kompensiert werden kann (dies ist bei manchen Testsätzen nicht möglich).

*Anwendungsbereich:*

Der Einsatz der photometrischen Fertigtests wird ab einer Anlagengröße von 500 EGW empfohlen, falls die organische Analytik ausgegliedert werden kann. Ansonsten ist für die CSB-Messung ab 50 EGW ein Photometer ohnehin erforderlich.

### 3.2.3 Labormethoden

Besonders auf Großkläranlagen oder auf Kläranlagen mit guter Laborausstattung besteht auch die Möglichkeit, an Normverfahren angelehnte, vereinfachte photometrische Analyseverfahren für die Nährstoffe einzusetzen, bei denen die Mischung der Chemikalien im Labor selbst erfolgen kann. Für die Messung können Ein- und Mehrwegküvetten verwendet werden. Erfolgt eine Einschulung und Kontrolle durch entsprechendes Fachpersonal, ist dies eine billige und genaue Alternative zu den photometrischen Fertigtests. Vor allem bei größeren Probemengen kann dies zu einer erheblichen Kostenreduzierung beitragen.

### 3.3 Kontinuierliche Verfahren

#### 3.3.1 Allgemeines

In zunehmendem Maße werden neben Menge, pH, Temperatur, Leitfähigkeit, Füllstände, Redoxpotential und Sauerstoffkonzentration weitere wichtige Parameter direkt on- oder sogar in-line erfaßt. Die (quasi)kontinuierliche Messung von Feststoffen (Trübung, Schlammkonzentration, Schlammvolumen, Schlamm Spiegel) sowie von Abwasserinhaltsstoffen (CSB, BSB, TOC, UV, NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub>, [TKN, N-Ges., P-Ges]) kann zur Überwachung und - wenn möglich - auch zur Steuerung herangezogen werden.

Für die Verwendung als Überwachungsgerät sind die Anforderungen an die Genauigkeit sicherlich am höchsten anzusetzen. In einigen Fällen war es in Deutschland bereits möglich, nach Rücksprache mit der Behörde bei regelmäßiger Überprüfung dieser kontinuierlich oder quasikontinuierlich arbeitenden Verfahren die damit erhaltenen Meßwerte als Eigenüberwachung zu verwerten.

#### 3.3.2 Verfahrensbedingte Probleme

Prinzipiell wird für den Betrieb von On-line-Geräten auf Kläranlagen der Einsatz von vorgeschalteten Probenaufbereitungseinheiten vorausgesetzt, um eine Verstopfung der oftmals dünnen Schlauchverbindungen im Gerät durch Feststoffe oder Fettpartikel zu verhindern. Dafür kommen neben den bisher gebräuchlichen Ultrafiltrationseinheiten in zunehmendem Maße andere Verfahren wie Grobfilter (Rotofilter mit bis zu 1 mm Spaltweite), Siebe oder Bandfilter zum Einsatz, um die Kosten zu verringern.

Diese Arten der Probenahme verhindern praktisch in jedem Fall eine repräsentative Erfassung der Feststoffe - die Ergebnisse der mit derartigen Systemen arbeitenden kontinuierlichen CSB-, TOC-, Ges.-N- und Ges.-P-Analysatoren vor allem im Rohabwasser unterscheiden sich daher mehr oder weniger von den Laboruntersuchungen der homogenisierten Proben. Mit der Vorschaltung eines Ultraturax zur quasikontinuierlichen Probenaufbereitung kann dieses Problem jedoch umgangen werden.



Neben dem durch die Probenaufbereitung verursachten Zeitversatz kommt es in Abhängigkeit vom angewandten Meßprinzip bei der Messung selbst zu einer weiteren Zeitverzögerung. Sie liegt bei rein physikalisch/optischen Messungen im Minutenbereich, beim Einsatz von Elektroden zwischen 10 und 15 Minuten und bei den naßchemischen Reaktionen mit anschließender photometrischer Bestimmung bei 5-40 Minuten (je nach Verfahren) für Ammonium und Nitrat, 10 bis 15 Minuten für ortho-Phosphat und 15-25 Minuten für die TOC-Bestimmung - dies muß bei der Interpretation der Daten mitberücksichtigt werden (MERTSCH 1993-1).

Bei der Beurteilung der Meßgenauigkeit ist allgemein zu berücksichtigen, daß Laboruntersuchungen ebenfalls mit zufälligen oder systematischen Fehlern behaftet sind. Untersuchungen von mehreren Ammonium-, Nitrat bzw. NO<sub>x</sub>- und Phosphatmeßgeräten erbrachten bei Vergleichsuntersuchungen mit Standardlösungen in der Regel eine sehr gute Übereinstimmung von Referenz- und Standardwerten (MERTSCH 1993-1). Unter Betriebsbedingungen war der Einfluß der Matrix Abwasser auf die Ergebnisse von Rohabwasser bis auf wenige Ausnahmen jedoch deutlich erkennbar und verfälschte die Anzeige teilweise erheblich. Die Messungen im Ablauf zeigten hingegen wiederum durchaus tolerierbare Abweichungen, die allerdings zum Großteil über den von den Herstellern vorgegebenen Ziele lagen.

Die Verfügbarkeit von Geräten aus der Serienproduktion ist als sehr gut zu bezeichnen und lag bei über 90%. Bei allen getesteten Systemen wurde jedoch mindestens ein empfindlicher Bauteil (z.B. Elektrode, Dosierschläuche, Kolbenantrieb, Verstopfungsanfälligkeit,...) gefunden, der in mehr oder weniger größeren Zeitabständen zu Störungen und damit Betriebsunterbrechungen führte. Grundlage für eine hohe Verfügbarkeit ist daher neben der sachgerechten Bedienung eine regelmäßige Wartung, die auf die gerätespezifischen "Schwächen" abgestimmt ist.

Neben der Routineüberprüfung der jeweilig gemessenen On-line-Werte fallen in deutlich variablen Intervallen Aufgaben an, die für die Funktionstüchtigkeit des jeweiligen Gerätes von ausschlaggebender Bedeutung sind. Der dafür anzusetzende minimale Zeitaufwand variiert mit der Häufigkeit der Wartungsintervalle und dem Umfang der dabei zu

erledigenden Aufgaben und umfaßt pro Jahr zwischen 15 und 120 Stunden. Dazu kommen noch die Aufwendungen für die Betreuung der Peripherie (Ultrafiltration, Pumpen) und weitere Tätigkeiten wie die Ergebnisauswertung und die Qualitätssicherung. Für einen reibungslosen Betrieb darf die Betreuung eines On-line-Meßgerätes also keinesfalls nebenbei erledigt werden - sie ist bei der Bereitstellung entsprechender Personalkapazität zu berücksichtigen.

Die Verbrauchskosten (Chemikalien + Verschleißteile) variieren je nach Chemikalieneinsatz beträchtlich - sie liegen bei der Nitratmessung mittels UV-Absorption bei etwa 1% der Investitionskosten jährlich und können bei naßchemisch arbeitenden Geräten bis zu 1/3 der Gerätekosten pro Jahr betragen (MERTSCH 1993-1), wobei nur geringe Korrelationen zwischen Betriebskosten und Investitionskosten gefunden wurden.

Mitentscheidend für die Betriebskosten ist bei photometrischen Systemen vor allem, ob die Chemikalien vom Fachhändler bezogen werden müssen oder selbst angesetzt werden können. Bei Systemen mit elektrochemischem Meßprinzip fallen insbesondere durch den periodischen Austausch der Elektrodenmembranmodule sowie der Elektrode selbst erhebliche Betriebskosten an, die sich teilweise deutlich von den Herstellerangaben unterscheiden.

### 3.3.3 Anwendungsbereich

Bei der Wahl eines On-line-Meßgerätes sollten neben den Investitionskosten auch die Personal- und Verbrauchskosten sowie die Betriebssicherheit Berücksichtigung finden. Die hohen Anschaffungs- und Betriebskosten, der Wartungsaufwand sowie die oft erforderliche Betreuung durch einen Fachmann oder geschulten Klärwärter machen derartige Systeme zur Zeit im wesentlichen für große Kläranlagen (ca. > 30.000 EW) mit entsprechender Infrastruktur erschwinglich. Daneben können natürlich im Bescheid erteilte Auflagen, die z.B. aus Immissionsbetrachtungen heraus auch bei kleineren Anlagen eine entsprechende Überwachung vorschreiben, den Einsatz einer kontinuierlichen Erfassung sensibler Parameter (Ammonium, Nitrat, Phosphat) erfordern.

Die nicht immer gegebene Betriebssicherheit, Zuverlässigkeit bzw. Redundanz erschweren eine Steuerung mithilfe dieser Systeme (SVARDAL 1993) - oft auch wegen der langen Reaktionszeiten wegen aufwendiger Probenvorbereitung vor allem bei den Nährstoffen. Eine mangelnde Kompatibilität mit Normverfahren erfordert darüber hinaus in jedem Fall die begleitende Kontrolle durch Labormethoden. Mit Blickrichtung auf die Verwendung derartiger Systeme nicht nur zur Überwachung sondern auch zur Prozessregelung- und -steuerung wird zur Zeit von einem ATV-Arbeitsausschuß (ATV-FA 13: Automatisierung von Kläranlagen) ein dazu erforderliches Anforderungsprofil erarbeitet.

Im Entwurf zum Regelblatt Nr. 7 (Mindestausrüstung für die Eigenüberwachung) werden auch zukünftige technische Entwicklungen im Bereich der On-line Analytik angesprochen. Vor einem ständigen Einsatz derartiger Systeme sollte nach Möglichkeit die Anwendbarkeit und Betriebssicherheit vor Ort überprüft werden. Die Richtigkeit der Messung muß jedenfalls durch Labormessungen sichergestellt werden (ÖWAV 1998).

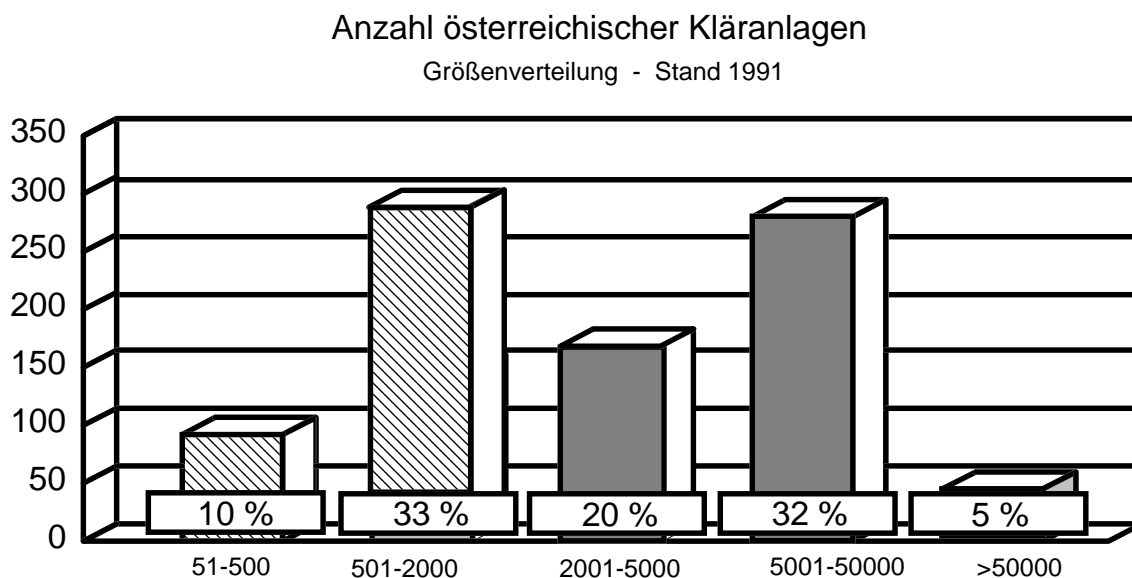
### **3.4 Wahl der Analysenmethode**

Prinzipiell ist bei der Wahl der Analysenmethode abzuwägen, ob der erhaltene Informationsgewinn in adäquatem Verhältnis zum eingesetzten Aufwand steht. Welche Analysenmethode für welchen Parameter eingesetzt werden soll, ist gerade bei der Eigenüberwachung neben der Frage der gewünschten Genauigkeit hauptsächlich eine Frage der Durchführbarkeit am Standort Kläranlage. Diese wiederum richtet sich nach den zur Verfügung stehenden Einrichtungen und dem vorhandenen Personal und damit im wesentlichen nach der Ausbaugröße der Reinigungsanlage.

Als Beispiel soll die Wahl des Analysensystems für die Nährstoffe unter Zugrundelegung der Größenverteilung der Kläranlagen in Österreich in Abbildung 5 gezeigt werden (Gesamtzahl 1991: 875 kommunale ARA's).

In weniger als 10 % der Kläranlagen genügen demnach einfache kolorimetrische Schnellverfahren für die Bestimmung von Ammonium, Nitrat und Phosphat, während in den restlichen Fällen entweder photometrische Fertigtests oder Laborverfahren zum Einsatz kommen werden. Kontinuierliche Systeme sind aufgrund der oben angeführten

Randbedingungen in näherer Zukunft einer kleinen Minderheit der kommunalen Abwasserreinigungsanlagen vorbehalten - dies sollte wenn möglich auch von den Behördenvertretern berücksichtigt werden.



**Abbildung 5:** Anzahl der kommunalen Kläranlagen >50 EW in Österreich - ein Größenvergleich (BMFLF 1992)

Prinzipiell beinhaltet jede Form der Analytik fehlerbehaftete Messungen (MATSCHÉ 1991). Zufällige Fehler sind bei allen Messungen unvermeidlich, streuen in der Regel um den "wahren Wert", können durch Kontrollanalysen leicht erkannt sowie durch sorgfältiges Arbeiten verringert werden. Systematische Fehler hingegen beeinflussen alle Meßwerte im gleichen Sinn und verfälschen das Meßergebnis in eine Richtung. Ursachen können sein:

- Querempfindlichkeit der Analysenmethode gegenüber in der Probe enthaltenen Verbindungen (z.B. Störionen oder Eigenfärbung)
- Handhabungsfehler wie z.B. Nichteinhalten der Reaktionszeit, falscher Blindwert sowie andere Abweichungen von der Arbeitsvorschrift
- Die Verwendung falscher Arbeitsmittel wie z.B. abgelaufene und damit unwirksame Chemikalien (ATH), verstellte Pipetten, falsche Filter,...

Die Vereinfachung der Normmethode zu einer praktikablen Form der Betriebsanalytik hat natürlich auch Folgen vor allem bezüglich systematischer Fehler. Bei der Bestimmung von Einzelsubstanzen (i.w. anorg. Nährstoffe) treten manchmal störende Einflüsse durch nicht oder nur unvollkommen abgetrennte Begleitsubstanzen auf. Bei Summenparametern (CSB, BSB<sub>5</sub>) wiederum, die durch standardisierte Operationen definiert sind, treten bei Abweichung von diesen Konventionen auch zwangsläufig Abweichungen in den Meßergebnissen im Vergleich mit den genormten Verfahren auf.

Aus diesen Gründen können Betriebsverfahren i.d.R. nicht als gerichtsfeste Beweise für die eventuelle Überschreitung von Grenzwerten herangezogen werden. Solange mit diesen "Einfachverfahren" der Überwachungswert um 20-30% unterschritten wird, gilt er jedoch in der Regel als eingehalten (SCHMIDT 1993).

In den folgenden Kapiteln werden die wichtigsten Analysenparameter einzeln vorgestellt. Ihre Aussage, die Möglichkeiten der Analyse, Fehlerquellen, Probleme bzw. Vor- und Nachteile der einzelnen Verfahren werden diskutiert. Zur Überprüfung der Plausibilität der so erhaltenen Ergebnisse wird auf die Beiträge von SCHWEIGHOFER (1994) und MOSER (1993) verwiesen. Der Einfluß von Probenahme und -vorbereitung findet sich u.a. in MATSCHÉ 1994 bzw. in diesem Band.

## **4 Organische Verbindungen**

### **4.1 Allgemeines**

Zur analytischen Erfassung dieser Stoffgruppe kann man entweder den allen diesen Verbindungen gemeinsamen Kohlenstoff bestimmen (TOC = Total organic carbon), die zum Abbau erforderliche Sauerstoffmenge messen (Chemischer oder biochemischer Sauerstoffbedarf = CSB bzw. BSB<sub>5</sub>) oder andere gemeinsame Eigenschaften (z.B. UV-Absorbtion) zur Bestimmung heranziehen, wobei CSB, BSB<sub>5</sub> sowie (mit Einschränkung) TOC die größte Verbreitung gefunden haben.

**Tabelle 2:** Vergleich CSB - BSB - TOC

	CSB	BSB	TOC
Meßgröße	O <sub>2</sub> -Verbrauch zum Abbau	O <sub>2</sub> -Verbrauch zum Abbau	Konzentration an Kohlenstoff
erfasste Verbindungen	"fast alle" C- Verbindungen	"abbaubare" C-Verbindungen	"praktisch alle" C-Verbindungen
Verfahren	Chemische Naßoxidation	Mikrobielle Oxidation	Thermisch/naßchem. Aufschluß

Beim CSB handelt es sich um eine chemische Naßoxidation, die in etwa eine vollständige Mineralisation (in der Regel weit über 95%) aller oxidierbaren Wasserinhaltsstoffe bewirkt. Beim BSB wird die durch Mikroorganismen verursachte biochemische Oxidation des "abbaubaren" Teils der organischen Verunreinigungen als Meßgröße herangezogen (Kriterium der biologischen Verwertbarkeit). Der TOC schließlich erfaßt den Kohlenstoff nach (zumeist thermischer) Umwandlung in CO<sub>2</sub>.

## 4.2 Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

### *Analytik:*

Bei der normgemäßen Bestimmung wird die homogenisierte Wasserprobe mit konzentrierter Schwefelsäure und Kaliumdichromat unter Zusatz eines Katalysators (Silbersulfat) und Quecksilberchlorids (zur Eliminierung des Störeinflusses von Chlorid) 2 Stunden bei 148° C gekocht. Ein Teil des Dichromates wird bei der Oxidation verbraucht und der verbliebene Rest entweder chemisch durch Titration oder photometrisch bestimmt (ISO 6060, DIN 38 409/41, /43 und /44, ÖNORM 6265). Da bei der CSB-Bestimmung erhebliche Mengen der giftigen Schwermetalle Chrom und Quecksilber eingesetzt werden müssen, ist der ordnungsgemäßen Entsorgung der verbrauchten Lösungen besonderes Augenmerk zu schenken.

*Vorteile:*

- rasche Durchführbarkeit (3-5 Stunden) im Vergleich zum BSB<sub>5</sub> (5 Tage)
- gute Reproduzierbarkeit
- Möglichkeit zur Bilanzierung

*Nachteile:*

- Einsatz von giftigen Chemikalien
- Keine qualitative Aussage über Art der Verbdg. (Abbaubarkeit, Toxizität)

*Verfahrensbedingte Probleme:*

- Keine vollständige Oxidation (in den meisten Fällen allerdings > 95%)
- Sogenannte "Problemverbindungen" (Pyridinringe, quartäre Stickstoffverbindungen [kationenaktive Tenside, Betain], Ammoniumverbindungen sowie niedere Zwitterverbindungen wie z.B. Glycin etc.) können zu erheblichen Ergebnisstreungen bzw. Minderbefunden führen (JANICKE 1983)
- Verdampfungsverluste (v.a. flüchtige hydrophobe Verbindungen)
- Miterfassung anorganischer Substanzen (Eisen(II), Sulfid, Sulfit oder Nitrit)
- Geringe Empfindlichkeit (Im Bereich unter 30 mg/l bereits relativ ungenau)

*Besonders für die Eigenüberwachung gilt:*

Durch die Novelle der 1. kommunalen Emissionsverordnung müssen künftig alle Kläranlagen über 50 EGW zumindest 1 x monatlich eine CSB-Analytik im Rahmen der Eigenüberwachung durchführen. Zusätzlich dazu kann die Messung des TOC erfolgen - wie weit der TOC den CSB ersetzen kann (Einsparung giftiger Chemikalien) wird bereits seit Jahren diskutiert. In Deutschland beabsichtigt das Umweltministerium, den CSB sowohl im Wasserhaushaltsgesetz als auch bei der Abwasserabgabe mittelfristig durch den TOC zu ersetzen (HAHN 1993).

In der Regel werden auf Kläranlagen ohne eigenes analytisches Labor spezielle Testsätze zur CSB-Bestimmung eingesetzt - auf größeren Kläranlagen (> 50.000 EW) kann hingegen durchaus auch ein normgemäß eingerichteter CSB-Meßplatz gewählt werden. Bei den Küvettentestverfahren liegt die fertige Reagenzienmischung in einem Röhrchen vor, sodaß nur mehr die Abwasserprobe zugegeben werden muß. Nach dem Aufschluß erfolgt die photometrische Detektion des verbliebenen oder verbrauchten Oxidationsmittels mit der direkten Angabe des CSB in mg O<sub>2</sub>/l. Die verbrauchten Röhrchen werden vom Lieferanten ordnungsgemäß entsorgt.

Speziell bei den Testsätzen spielt die Probenvorbereitung (Homogenisierung!) vor allem feststoffreicher Abwässer (Zulauf) eine entscheidende Rolle für das Ergebnis, weil es sich hier um relativ geringe Probepolumina handelt (in der Regel 2 ml). Im gereinigten Abwasser (Ablauf) sollte vorzugsweise der Testsatz mit dem Meßbereich 15-150 mg/l herangezogen werden - die verdünnte Oxidationsmittellösung beim Testsatz 2-30 mg/l führt häufig zu Minderbefunden (die in der Kläranlage nicht abgebauten organischen Verbindungen sind meist auch mit chemischen Mitteln schwer aufschließbar). Die unvollständige Oxidation bzw. die Existenz nicht erfaßter Problemverbindungen erfordert allgemein ein genaues Einhalten der Analysenvorschrift und vor allem der Kochzeit, um vergleichbare Werte zu erhalten (es handelt sich beim CSB um einen Vereinbarungsparameter).

Kontinuierliche Meßgeräte zur CSB-Bestimmung oxidieren die Wasserinhaltsstoffe in der Regel mit Ozon (SIEPMANN 1993) oder elektrochemisch mit OH-Radikalen (PILZ 1992). Der Vorteil dieser praktisch chemikalienfreien Oxidation liegt unter anderem im rasch erhaltenen Meßwert (1-2 Minuten). Nachteilig sind die hohen Anschaffungskosten (ca. 500.000.--) sowie der beträchtliche Wartungsaufwand, der derartige Geräte (wie fast alle kontinuierlich arbeitenden Meßgeräte) nur für große Kläranlagen interessant macht. Bei allen On-line Geräten muß die Art der Probenvorbereitung (häufig eine Filtration mit 0,5 mm Maschenweite mit der Folge der unvollständigen Erfassung der Feststoffe) und die unterschiedlichen Oxidationsbedingungen (beide Oxidationsmittel oxidieren teilweise mehr Abwasserinhaltsstoffe als Dichromat unter den genormten Bedingungen) beachtet werden. Die so



erhaltenen Werte sind nicht identisch mit dem CSB und müssen daher regelmäßig durch Laborverfahren überprüft und nachkalibriert werden.

### 4.3 CSB - Ersatzparameter

#### 4.3.1 Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC)

##### *Analytik:*

Nach ihren Eigenschaften (anorganisch = IC, gelöst = DOC etc....) werden eine Reihe von organischen Kohlenstofffraktionen definiert. Zur Bestimmung des in organischen Molekülen kovalent gebundenen Kohlenstoffs (TOC) können alle am Markt befindlichen Geräte eingesetzt werden, die die Auflagen nach DIN 38 409/3 bzw. ÖNORM M 6284 (identisch mit ISO 8245) erfüllen.

Grundlage all dieser Verfahren ist die Oxidation der organischen Wasserinhaltsstoffe zu Kohlendioxid. In der Regel werden nach der Entfernung des anorganischen Kohlenstoffs (Karbonate) die organischen Wasserinhaltsstoffe naßchemisch oder thermisch quantitativ oxidiert, das dabei entstandene CO<sub>2</sub> durch einen Inertgasstrom transportiert und in einem geeigneten Detektor (vor allem durch nicht-dispersive IR-Photometer) erfaßt.

##### *Vorteile:*

- gute Reproduzierbarkeit
- hohe Genauigkeit und Empfindlichkeit
- kein Einsatz von bedenklichen Chemikalien

##### *Nachteile:*

- Keine qualitativen Aussagen über die Art der analysierten Verbindungen
- Keine Aussage über den Oxidationsgrad der gemessenen Verbindungen
- Hohe Anschaffungskosten
- Qualifiziertes Personal erforderlich
- Schwer zu bilanzieren (über TC)

*Verfahrensbedingte Probleme:*

Das Hauptproblem ist die vor allem wegen der geringen Probenmenge oft unvollständige Erfassung der Feststoffe.

*Besonders für die Eigenüberwachung gilt:*

Die hohen Anschaffungskosten und die erforderliche Qualifikation des Bedienungspersonals führen dazu, daß der TOC aus wirtschaftlichen Überlegungen nur auf größeren Kläranlagen oder in Zentrallabors gemessen wird. Aber auch der schwankende Oxidationsgrad verhindert, daß der TOC den CSB in allen Fällen ersetzen kann - wenn auch kommunales Abwasser ein relativ konstantes CSB/TOC-Verhältnis von 3,0 - 3,5 aufweist. Der geringe Chemikalienbedarf machen den TOC jedoch zu einer idealen Ergänzung der CSB-Analyse.

Wegen seiner leichten Automatisierbarkeit gibt es bereits seit vielen Jahren kontinuierliche TOC-Meßgeräte, die sich auch bei kommunalem Rohabwasser zur Anzeige von Konzentrationsschwankungen gut bewähren (MERTSCH 1993-2). Je nach Gerät werden Partikel über 20-200 µm Durchmesser jedoch nicht vollständig erfasst (Ausnahme: Quasikontinuierliche Homogenisierung der Zulaufprobe) - sodaß nur eine Abschätzung der TOC und damit der CSB-Konzentration möglich ist. Aus diesem Grund liegt das Haupteinsatzgebiet dieser Systeme vor allem bei Industrieabwässern mit vorwiegend löslichen Abwasserinhaltsstoffen sowie im Ablauf von Kläranlagen.

#### 4.3.2 UV - Absorption

Ein weiterer Summenparameter zur Erfassung organischer Verbindungen ist die UV-Absorption, da eine beträchtliche Anzahl von organischen Abwasserinhaltsstoffen mit C-C Doppelbindungen, C-O und C-N Bindungen elektromagnetische Strahlung im Bereich zwischen 200 und 400 nm mehr oder weniger stark absorbieren. Vor allem schwer abbaubare Stoffe wie Huminstoffe, Ligninsulfonsäuren, Abbauprodukte von Detergentien sowie Autolyseprodukte von Bakterien führen zu einem ausgeprägten Maximum bei ca. 260 nm im Spektrum eines Kläranlagenablaufs (MATSCHE 1982). Aus diesem Grund soll diese Wellenlänge statt der bei Trink- und Oberflächenwasser üblichen Quecksilberlinie (254 nm) im Abwasserbereich eingesetzt werden.

Da ungelöste Stoffe zu einer "unspezifischen" Abschwächung der Absorption führen, muß die Trübung eliminiert werden (z.B. durch Mehrstrahltechnik und Differenzbildung zu einem Meßwert bei höherer Wellenlänge [ca. 600 nm]). Für feststoffreiche Proben (Rohabwasser) gibt es bisher nur wenig Erfahrungswerte (NOWACK 1992, SCHOLZEN 1992) - da der CSB bei kommunalem Abwasser zu etwa 50 bis 80% partikulär vorliegt, ist die Korrelation UV/CSB im Zulauf sicherlich geringer als im Ablauf.

#### **4.4 Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>)**

##### 4.4.1 Allgemeines

*Analytik:*

Alle Meßverfahren beruhen auf der direkten oder indirekten Erfassung der Menge an Sauerstoff, die von Mikroorganismen verbraucht wird, um im Wasser enthaltene organische Stoffe bei 20° C aerob abzubauen. Die Bestimmung wird vereinbarungsgemäß nach 5 Tagen abgebrochen (kein vollständiger Abbau) und als BSB<sub>5</sub> bezeichnet. Bei überwiegend kommunalem Abwasser entspricht der BSB<sub>5</sub> ca. 2/3 des möglichen End-BSB (der nach etwa 20 Tagen erreicht wird).

Für die Bestimmung des BSB kann man entweder die Abnahme der Sauerstoffkonzentration in der mit einem speziellen Verdünnungswasser versetzten Probe messen (Verdünnungsverfahren) oder den durch den Sauerstoffverbrauch verursachten Druckverlust in einem geschlossenen System (Manometrische Verfahren).

*Vorteile:*

Für den BSB spricht, daß nur mit seiner Hilfe

- die Auswirkung einer Einleitung auf den Sauerstoffhaushalt im Vorfluter
- Hinweise auf die Anwesenheit von Hemmstoffen (Heterotrophe)
- der zeitliche Ablauf des Abbauvorganges (Abbaukinetik)

erfaßt werden kann und damit eine qualitative Aussage über die Menge an biologisch abbaubaren Verbindungen möglich ist.

*Nachteile:*

- Keine Bilanzierungsmöglichkeit
- Lange Versuchsdauer (5 Tage)
- Keine klare Aussage über die Gesamtverschmutzung
- BSB<sub>5</sub> Zulauf  $\neq$  Summe der abbaubaren organischen Stoffe

*Verfahrensbedingte Probleme:*

- Schwer standardisierbar (es handelt sich um biochemische Stoffumsetzungen)
- Schlecht reproduzierbar (auch bei genauer Definition der Einflußparameter [Temperatur, Nährstoffversorgung, Dunkelheit,...] hängt die Größenordnung des Stoffumsatzes immer noch maßgeblich von der Art und Anzahl der im Wasser vorhandenen Mikroorganismen und von der möglichen Entwicklung konzentrationsabhängig hemmender Komponenten ab [MALZ 1979])
- Ungenügende Erfassung der Feststoffe

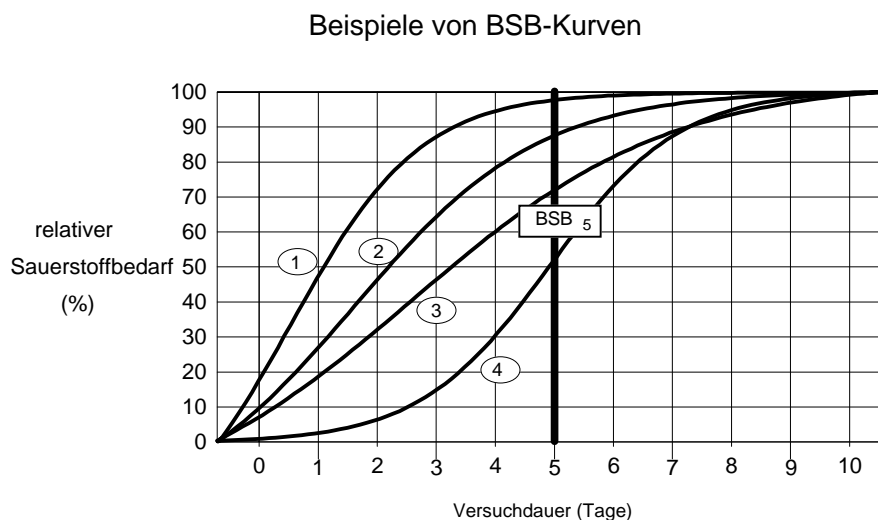
wobei die Schwierigkeit der Bereitstellung einer adaptierten Impfpopulation vor allem bei ungereinigtem industriellem und gewerblichem Abwasser und die ungenügende Erfassung der partikulären Schmutzstoffe hervorzuheben sind. Bei Anwesenheit von Nitrifikanten besteht die Gefahr, daß durch das Einsetzen der Oxidation von NH<sub>4</sub>-N nach etwa 2-3 Tagen ein zusätzlicher Sauerstoffverbrauch verursacht und damit ein höherer BSB<sub>5</sub>-Wert vorgetäuscht wird. Da der BSB<sub>5</sub> definitionsgemäß nur den Sauerstoffverbrauch für den Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen erfassen soll, muß die Nitrifikation (vor allem bei Ablaufproben) durch Zugabe eines Nitrifikationshemmstoffes (zumeist Allylthioharnstoff = ATH) verhindert werden. Da Allylthioharnstoff auch bei Kühlung nur begrenzt haltbar ist, ist hier auf die Lagerung und das Ablaufdatum besonders Bedacht zu nehmen.

Ein weiterer Punkt ist die Bereitstellung einer entsprechend adaptierten Biomasse sowie die Sicherung eines ausreichenden Nährstoffangebotes in einem optimalen pH-Bereich. Für die Bestimmung des BSB<sub>5</sub> von kommunalem Abwasser und Kläranlagenabläufen ist eine Zugabe von Nährstoffen bzw. eine Beimpfung des Verdünnungswassers in der Regel nicht erforderlich.

#### 4.4.2 Manometrische Bestimmung

Manometrische BSB-Meßgeräte beruhen auf der Verminderung des Luftdrucks auf Grund des Sauerstoffverbrauchs, der inzwischen meist nicht mehr mit einem Quecksilbermanometer sondern mit einem Druckaufnehmer gemessen wird. Die in das Meßgefäß einzufüllende Probemenge kann aus der Bedienungsanleitung nach Abschätzung der erwarteten BSB<sub>5</sub>-Konzentration entnommen werden. Das ATH (1 ml) kommt direkt in den Ansatz.

Das beim Abbau der organischen Stoffe durch Mikroorganismen gebildete Kohlendioxid wird durch Natrium- oder Kaliumhydroxid aufgenommen (absorbiert) und der so entstehende Unterdruck täglich aufgezeichnet und graphisch dargestellt - aus dem Druckverlust nach 5 Tagen berechnet sich der BSB<sub>5</sub>. Die Kurvenform erlaubt Aufschlüsse über die Art der organischen Verbindungen - aber auch über die Art der in der Probe vorhandenen Bakterien. Die wichtigsten der möglichen Kurvenformen sind in der Abbildung 6 angeführt.



**Abbildung 6:** Die wesentlichsten Kurvenverläufe beim BSB (manometrisch)

Kurve ① zeigt, daß in der Probe viele leicht abbaubare Verbindungen vorhanden sind. Rohabwasser oder Ablauf Vorklärbecken kann eine derartige Kurve ergeben. Bei Kurve ② sind zu Beginn der Messung nicht viele Bakterien vorhanden oder die Verschmutzung ist nicht so gut abbaubar. Kurve ③ zeigt Abwasserinhaltsstoffe, die erst in eine abbaubare Form übergeführt werden müssen oder Abwasser, in dem so gut wie keine Bakterien vorhanden sind. Ein Verlauf wie bei Kurve ④ deutet auf das Vorhandensein von toxischen aber abbaubaren Substanzen hin.

Sehr gut kann aus der Grafik auch erkannt werden, daß alle 4 Proben die gleiche Menge an abbaubaren Substanzen enthalten der BSB nach 5 Tagen jedoch unterschiedliche Werte aufweist. In allen Fällen wird der Meßwert nach 5 Tagen festgehalten (unabhängig, ob bereits alle abbaubaren Substanzen umgesetzt sind oder nicht) und daraus die BSB<sub>5</sub>-Konzentration berechnet.

#### 4.4.3 Verdünnungsmethode (Vereinfachtes Verfahren)

Wird eine Flasche mit einer sauerstoffgesättigten Probe vollständig gefüllt, luftdicht verschlossen und bei 20°C aufbewahrt, wird in der Flasche durch den biologischen Abbau organischer Verbindungen die Sauerstoffkonzentration abnehmen. Die Differenz der Sauerstoffkonzentration am Anfang und nach 5 Tagen entspricht dem BSB<sub>5</sub>.

Zum Abbau der Verschmutzung stehen den Bakterien etwa 9 mg O<sub>2</sub>/l (Sättigungskonzentration bei 20° C) zur Verfügung. Da der Abbau der Kohlenstoffverbindungen unter 1-2 mg O<sub>2</sub>/l bereits langsamer abläuft, muß die Sauerstoffkonzentration in der Meßflasche über 2 mg/l liegen - der BSB<sub>5</sub> der eingefüllten Probe muß also kleiner als 7 mg/l sein. Da der zu erwartende BSB<sub>5</sub> bei den meisten Abwasserproben höherer ist, muß entsprechend verdünnt werden (⇒ Verdünnungsmethode).

Die Probe soll so verdünnt werden, daß sie mit der Hälfte der zur Verfügung stehenden Sauerstoffmenge auskommt. Es sollen zwei bis drei unterschiedliche Verdünnungen je Probe angesetzt werden. Die Verdünnung erfolgt direkt in der BSB-Flasche.

Je Probe werden 2-3 BSB-Flaschen benötigt. In jede werden zuerst 2 ml ATH-Lösung vorgelegt. Die Proben werden auf ca. 20° C gebracht, homogenisiert und durch kräftiges Schütteln mit Sauerstoff angereichert. Unter Verwendung der üblichen BSB-Flaschen mit einem Volumen von ca. 300ml kann die einzufüllende Probemenge aus der Tabelle 3 abgelesen werden. Für den Ablauf nitrifizierender Anlagen mit wenig absetzbaren Stoffen (< 20 ml/l) werden 100, 150 und 200 ml Probe in die 3 Flaschen gefüllt, andernfalls wählt man Probepolumina von 50, 70 und 100 ml.

**Tabelle3:** Probenmenge für BSB Ablauf

Reinigungsgrad	BSB <sub>5</sub> (Schätzwert)	Probemenge in ml pro Flasche			
		Flasche 1	Flasche 2	Flasche 3	BW
Nitrifikation	<15	100	150	200	0
C-Entfernung	10 - 40	50	70	100	0

Die BSB-Flaschen werden danach mit Verdünnungswasser vollständig gefüllt. Mittels Sauerstoffsonde und Rührereinrichtung (Magnetrührer bzw. Rühraufsatz am Sondenkopf) wird der Sauerstoffgehalt in der gefüllten Flasche sofort gemessen. Danach wird die Probe mit einem abgeschrägten Glasschliffstopfen luftblasenfrei verschlossen und in einem Thermostatschrank bei 20°C im Dunkeln 5 Tage aufbewahrt.

Nach Ablauf dieser Zeit wird eine neuerliche Messung des Sauerstoffgehaltes durchgeführt. Liegt die O<sub>2</sub>-Endkonzentration über 2 mg/l, ist das Ergebnis dieser Messung unbrauchbar und zu verwerfen (Deutliche Abweichungen der drei Ergebnisse untereinander zeigen eine Hemmung, eine Sauerstofflimitierung oder Meßfehler an). Aus den verwertbaren Ansätzen wird durch Multiplikation des Mittelwertes mit dem Verdünnungsverhältnis nach Abzug des Blindwertes der BSB<sub>5</sub> berechnet.

*Verdünnungswasser für den vereinfachten BSB<sub>5</sub>:*

Das Verdünnungswasser für den vereinfachten BSB<sub>5</sub> kann aus Trinkwasser (Leitungswasser) hergestellt werden. Am günstigsten ist es, etwa die in einer Woche benötigte Menge an Verdünnungswasser in ein Gefäß zu füllen und im BSB<sub>5</sub>-Thermostatschrank ständig zu belüften (z.B. mit einer Aquarienluftpumpe). Das Verdünnungswasser soll vor der Verwendung mindestens einen Tag belüftet werden, spätestens nach 14 Tage soll neues Verdünnungswasser angesetzt werden. Eine Animpfung ist für kommunales Abwasser nicht erforderlich.

#### 4.4.4 Sonstige Verfahren

Eine automatische Messung des BSB<sub>5</sub> ist mit Hilfe des sogenannten Sapromaten möglich, bei dem der verbrauchte Sauerstoff durch Elektrolyse nachgeliefert wird. Der hierfür verbrauchte Strom dient als Maß für den BSB<sub>5</sub>, eine Verdünnung ist somit nicht erforderlich - aufgrund seiner hohen Kosten kommt er in der Eigenüberwachung praktisch nicht zum Einsatz.

#### 4.4.5 Besonders für die Eigenüberwachung gilt

Bei beiden Methoden spielt die Probenahme und -vorbereitung eine wesentliche Rolle. Besonders bei kommunalem Rohabwasser sollte es sich bei der untersuchten Probe um eine frische (die leicht abbaubaren organischen Bestandteile werden rasch veratmet), homogenisierte (der Großteil der Kohlenstoffverbindungen liegt partikulär vor) Tagesmischprobe handeln, da die Belastung im Tagesverlauf starken Schwankungen unterworfen ist.

Da der BSB<sub>5</sub> bei 20° C bestimmt wird, muß die Probe auf diese Temperatur gebracht werden - auch während der Messung ist die Einhaltung der Bebrütungstemperatur sicherzustellen (Thermostat) Wird bei zu niedrigen Temperaturen untersucht, erhält man geringere Werte, bei Temperaturen über 20°C werden zu hohe Werte erhalten. Weiters ist auf Dunkelheit zu achten, da ansonst durch Algenbildung eine Sauerstoffproduktion stattfinden kann.

Vor dem Ansatz ist es notwendig, den erwarteten BSB<sub>5</sub> abzuschätzen und eine entsprechende Testreihe zu erstellen:

- In Rohabwasser beträgt die BSB<sub>5</sub>-Konzentration etwa die Hälfte bis 2/3 der CSB-Konzentration bzw. das doppelte des TOC's. Es ist von der Art des Abwassers abhängig und kann durch mehrere CSB und BSB<sub>5</sub>-Messungen für jede Kläranlage abgeschätzt werden. Ist der CSB ohnehin zu bestimmen, sollte dies daher vor der BSB-Messung erfolgen.
- Im Ablauf hängt die BSB<sub>5</sub>-Konzentration hauptsächlich von der Reinigungsleistung der Anlage und nicht vom CSB ab, der durch den schwer abbaubaren Abwasseranteil maßgeblich geprägt wird. Daher erfolgt hier eine Abschätzung des BSB<sub>5</sub> am einfachsten nach der Ammoniumkonzentration.



Bei vollständig nitrifizierenden Anlagen sind nahezu alle abbaubaren organischen Verbindungen in der Kläranlage entfernt worden, sodaß der BSB<sub>5</sub> i.w. vom Schwebstoffabtrieb abhängt. Die im Ablauf enthaltenen abfiltrierbaren Stoffe enthalten je nach Belastung der Anlage 0,3 (niedrig) bis 1,0 g BSB<sub>5</sub>/g TSe (hoch belastet).

**Tabelle 4:** Richtwert für die BSB<sub>5</sub>-Konzentration in biologisch gereinigtem Abwasser

	Einheit	BSB <sub>5</sub> (Richtwert)
hochbelastete Anlage (C-Entfernung)	mg/l	> 25
Nitrifizierende Anlage	mg/l	> 12
Nitrifizierende/Denitrifizierende Anlage	mg/l	> 8
Gleichzeitige Schlammstabilisierung	mg/l	> 5

Obwohl der BSB<sub>5</sub> nach den derzeit gültigen Normverfahren (ÖNORM M 6277, DIN 38 409/51) ausschließlich nach der Verdünnungsmethode gemessen wird, sind vor allem auf den Kläranlagen manometrische Verfahren weit verbreitet, da sie auch durch ungeschultes Kläranlagenpersonal nach einfacher Anleitung angewendet werden können (MUDRACK et al. 1991). Beim Vergleich beider Methoden fällt auf, daß die Milieubedingungen für die Organismen unterschiedlich sind:

**Tabelle 5:** Unterschiede bei der BSB<sub>5</sub>-Bestimmung nach dem Verdünnungs- und dem manometrischen Verfahren

Verdünnungsverfahren	Manometrische Verfahren
Ungerührt	Gerührt
Verdünnt	Konzentriert
Keine Limitierungen	ev. Nährstoff- und/oder Bakterienlimitierung

Ein nach der manometrischen Methode bestimmter BSB<sub>5</sub> kann z.B. aufgrund von Hemmstoffen, Nährstofflimitierung, zuwenig geeigneten Ausgangsbakterien oder technischen Mängeln (Undichtheiten im System) wesentlich geringere Werte aufweisen als ein nach dem Verdünnungsverfahren gemessener.

Bei Kläranlagen mit einem gut funktionierenden Kohlenstoffabbau liegt die BSB<sub>5</sub>-Konzentration im Ablauf meistens unter 15 mg/l. Um hier ein noch zuverlässiges Meßergebnis zu erzielen, sollte die Messung von Kläranlagenabläufen als Zehrungsmessung (WENNINGER 1992/93) bzw. nach dem vereinfachten Verdünnungsverfahren durchgeführt werden.

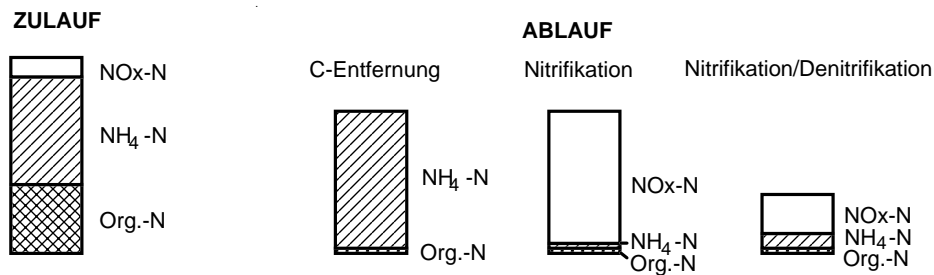
Kontinuierliche Verfahren wie der oft als "Kurzzeit-BSB" bezeichnete BSB-M3 messen nicht den biochemischen Sauerstoffbedarf sondern den Sauerstoffverbrauch einer konzentrierten Schlammlösung bei Zufuhr von Abwasser - und sind somit nur bedingt zum Vergleich mit dem BSB<sub>5</sub> geeignet.

Auch andere Kurzzeitverfahren (z.B. ARAS-SensorBSB) beruhen im Wesentlichen auf der Messung einer Sauerstoffzehrung beim Abbau von Wasserinhaltsstoffen durch eine konzentrierte und oft adaptierte Organismenpopulation. Obwohl es sich in jedem Fall um eine Art Maß für biologisch abbaubare Wasserinhaltsstoffe handelt, können die so erhaltenen Meßwerte nicht in den BSB<sub>5</sub> umgerechnet werden.

## **5 Stickstoff**

### **5.1 Allgemeines**

Die wesentlichen Stickstoffquellen im häuslichen Abwasser sind die vom Menschen mit der Nahrung aufgenommenen Proteine, die größtenteils als Harnstoff ins Abwasser gelangen.



**Abbildung 7:** Stickstoffmodifikationen im Abwasser

Durch Hydrolyse wird aus dem Großteil des organischen Stickstoffs Ammonium, durch biochemische Umformungen in niedrig belasteten Kläranlagen Nitrit und vor allem Nitrat (Nitrifikation) und bei geeigneter Reaktionsführung schließlich gasförmiger Stickstoff (Denitrifikation). Oxidierter Stickstoff (Nitrit, Nitrat) befindet sich nur in Ausnahmefällen (hoher Grundwasseranteil bei niedriger Belastung) im rohen, häuslichen Abwasser.

## 5.2 Anorganische Stickstoffverbindungen

Alle anorganischen Stickstoff-(und Phosphor-)verbindungen lassen sich sehr empfindlich und selektiv mit einfachen photometrischen Methoden (STEIN 1992) bestimmen. Wird auf eine schwebstofffreie ( $\Rightarrow$  Filtration) und ungefärbte ( $\Rightarrow$  eventuell Kompensation durch Blindwert) Probe geachtet sind sie auch genau. Zur Bestimmung wird entweder die Intensität eines selektiv mit dem gesuchten Ion gebildeten Farbstoffs oder die UV-Absorption des Ions selbst (NO<sub>x</sub>) gemessen.

### 5.2.1 Ammonium

Bei der heute zumeist eingesetzten Indophenol-Methode entsteht in stark alkalischem Milieu (NH<sub>3</sub>-Freisetzung) mit den zugesetzten Reagentien (Dichlorisocyanursäure, Nitroprussidnatrium, Salicylat-Citrat-Lösung) ein blaugrün gefärbter Farbstoff. Dieses Verfahren weist eine sehr hohe Empfindlichkeit und Selektivität auf. Selbst bei trüben oder gelblich gefärbten Proben ist diese Methode aufgrund der langen Meßwellenlänge (695 nm) noch relativ genau. Durch übliche Abwasserinhaltsstoffe gibt es kaum Störungen (STANDARD METHODS 1989, DEV 1994).

*Besonders für die Eigenüberwachung gilt:*

Testkits nach der Indophenolmethode führen in der Regel auch bei nur faltenfiltrierten bzw. leicht gefärbten Proben zu guten Resultaten. Die Bestimmung mit Neßler-Reagens sollte aus Umweltschutzgründen nicht mehr angewendet werden (Kaliumtetrajodomercurat!).

Zu beachten ist, daß Wasser bei längerem Stehenlassen selbst durch die Wände von PE-Behältern Ammoniak aufnehmen kann. Ist daher aufgrund der Bereichsüberschreitung die Probe mit entsalztem Wasser zu verdünnen, kann diese Tatsache zu Mehrbefunden beitragen (im Zweifelsfall frisches Leitungswasser verwenden). Prinzipiell sollte die Wahl des Testsatzes daher nach dem erwarteten Konzentrationsbereich erfolgen. Weiters muß die begrenzte Haltbarkeit des chlorhaltigen Reagens berücksichtigt werden (Kühlung).

Zur kontinuierlichen Erfassung können entweder photometrische (in Anlehnung an die Indophenolmethode) oder elektrochemische Verfahren eingesetzt werden. Bei letzteren wird  $\text{NH}_3$  durch Anhebung des pH-Wertes gasförmig freigesetzt und durch die dadurch ausgelöste pH-Anhebung in der gassensitiven Sonde quantifiziert. Die konventionellen kontinuierlichen Verfahren nach photometrischen Methoden erfordern in der Regel eine aufwendige Probenaufbereitung (Ultrafiltration).

Eine Marktübersicht zeigt, daß inzwischen einige gassensitive Verfahren ohne Ultrafiltration auskommen. Neben der kürzeren Ansprechzeit der Elektrode wird die Zeitverschiebung zwischen Probenahme und Anzeige des Analysenwertes im Vergleich zu photometrischen Verfahren noch einmal verringert. Bei einem Gerät wird durch besondere Gestaltung der Meßzelle (Rotationsspalt) sowie extreme Verdünnung der Probe eine Messung direkt aus dem Belebungsbecken ermöglicht (HÄCK 1993), ausreichende Erfahrungen aus der Praxis fehlen bei diesem Verfahren allerdings noch.

Die reinen Anschaffungskosten der hier angeführten Geräte bewegen sich zwischen 16.500 und 39.000 DM. Dazu kommen noch Verbrauchs- und Wartungskosten, die sowohl bei verhältnismäßig günstigen Geräten als auch bei Geräten mit relativ hohen Beschaffungskosten hohe Verbrauchskosten aufweisen, die teilweise bis zu über 20% des Gerätepreises betragen.

### 5.2.2 Nitrit

Nitrit (in der Eigenüberwachung nicht enthalten) kann im Ablauf von biologischen Kläranlagen während der Einfahrphase oder bei Störungen auftreten und dann sowohl zu Mehrbefunden beim CSB als auch (je nach Analyseverfahren) beim Nitrat führen. Die photometrische Bestimmung mit Sulfanilamid und N-(1-Naphthyl)-ethyldiamin (Griess-Ilosvay-Reaktion) ist extrem empfindlich und selektiv und als konkurrenzlos anzusehen (STANDARD METHODS 1989, DEV 1994).

#### *Fehlerquellen:*

Zu beachten ist vor allem die rasche Veränderung der Nitritkonzentration, die weder durch Tiefrieren noch durch sonstige Konservierungsverfahren gesichert hintangehalten werden kann. Die tatsächlichen Nitritkonzentrationen können nur durch Analyse von Stichproben unmittelbar nach der Probenahme bestimmt werden. Weiters sind durch die extrem hohe Empfindlichkeit der Reaktion bei höheren Gehalten hohe Verdünnungen erforderlich, die die Genauigkeit des Meßergebnisses zwangsläufig verringern.

### 5.2.3 Nitrat

Für die photometrische Bestimmung erfolgt die Farbbildung i. d. R. durch eine Nitrierungsreaktion mit Dimethylphenol (STANDARD METHODS 1989, DEV 1994) oder einem Benzoessäurederivat (MERCK). Seltener wird Nitrat nach Reduktion zu Nitrit als solches erfaßt. Bei allen Verfahren wird Nitrit ganz oder teilweise mitbestimmt, was bei den geringen NO<sub>2</sub>-Konzentrationen bei kommunalen Kläranlagen unberücksichtigt bleiben kann. Im Bedarfsfall kann Nitrit vor der Analyse (durch Kochen mit Amidosulfonsäure) entfernt werden.

#### *Besonders für die Eigenüberwachung gilt:*

Bei Abwasserproben können v.a. bei starker Eigenfärbung der Probe durch die niedrigen Meßwellenlänge der Dimethylphenolmethode (zwischen 320 und 370 nm) Mehrbefunde auftreten. In der Regel genügt aber - wie bereits in Kapitel 3.2 angeführt - eine Faltenfiltration auch bei Zulaufproben eventuell verbunden mit einer Kompensationsmessung bei anderen Wellenlängen (auch beim Gesamtstickstoff).

Bei einem anderen Verfahren (MERCK) wird ebenfalls durch eine Nitrierungsreaktion ein tieferer, bei 525 nm meßbarer Farbstoff gebildet und damit die bei der DMP-Methode angesprochene Problematik umgangen. Die indirekte Nitratbestimmung nach Reduktion zu Nitrit ist kaum gebräuchlich, verwendet oft Cadmium als Reduktionsmittel und kann durch die erforderliche hohe Verdünnung (siehe Nitrit) zu dementsprechenden Ungenauigkeiten führen.

Für kontinuierliche Systeme wird mehrheitlich die Messung der Eigenabsorption von Nitrat und Nitrit bei 220 nm genutzt, wobei allerdings organische Verbindungen ebenfalls miterfasst werden. Zur Kompensation wird eine zweite Messung bei 275 nm durchgeführt, bei der nur die organischen Substanzen absorbieren. Bei den photometrischen Methoden ist eine vorhergehende Ultrafiltration Voraussetzung. Ionenselektive Verfahren führen inzwischen ebenfalls bereits zu befriedigenden Resultaten bei akzeptablen Standzeiten.

Die Anschaffungskosten für kontinuierliche NO<sub>x</sub>-Systeme bewegen sich zwischen 23.000 und 41.000 DM. Für die Betriebskosten ist entscheidend, nach welchem Meßprinzip gemessen wird - auch häufig zu tauschende Membranen bei den Ionenselektiven Geräten können z.B. erhebliche Kosten verursachen.

### **5.3 Gesamt-Stickstoff**

Der Grad der Hydrolyse der organischen Stickstoffverbindungen im Kanalnetz ist von der Temperatur, der Art der Stickstoffverbindungen, der Schichtdicke der Sielhaut, der Fließzeit, der Belastung und vielem mehr abhängig. Damit gelangt in Abhängigkeit von diesen Größen ein wesentlicher Anteil des Stickstoffs als gebundener Stickstoff zur Kläranlage und wird daher bei der Ammoniumbestimmung im Rohabwasser nicht miterfaßt.

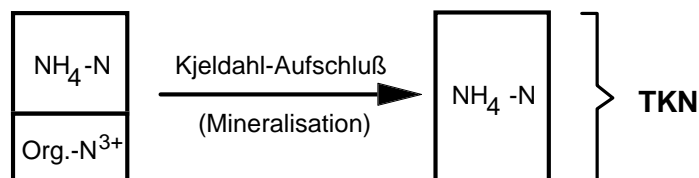
#### **5.3.1 Analytik**

Während die anorganischen Stickstoffverbindungen (NH<sub>4</sub>-N und NO<sub>3</sub>-N) gelöst vorliegen und deshalb direkt aus der filtrierten Probe bestimmt werden

können, muß der organische Stickstoff zuerst durch einen Aufschluß in anorg. Stickstoff übergeführt werden. Je nach Reaktionsbedingungen wird dabei der organische Stickstoff entweder in Ammonium übergeführt oder zu Nitrat oxidiert.

### 5.3.1.1 Mineralisation

Beim Kjeldahlaufschluß (in stark schwefelsaurem Milieu bei Anwesenheit eines Katalysators [z.B. Selenreaktionsgemisch nach Wieninger, HgO,...]) wird Stickstoff aus organischen Verbindungen freigesetzt, sodaß der gesamte dreiwertige Stickstoff als Ammonium vorliegt (STANDARD METHODS 1989). Die Summe aus vorher vorhandenem und beim Aufschluß gebildeten  $\text{NH}_4\text{-N}$  wird photometrisch oder nach Alkalisierung und Destillation acidimetrisch bestimmt (= Kjeldahl Stickstoff oder TKN).



Nach DEV H 11 muß vor dem Aufschluß die Abtrennung des in der Probe vorhandenen  $\text{NH}_4\text{-N}$  erfolgen, sodaß bei dieser Methode nur der organisch gebundene, dreiwertige Stickstoff erfasst wird.

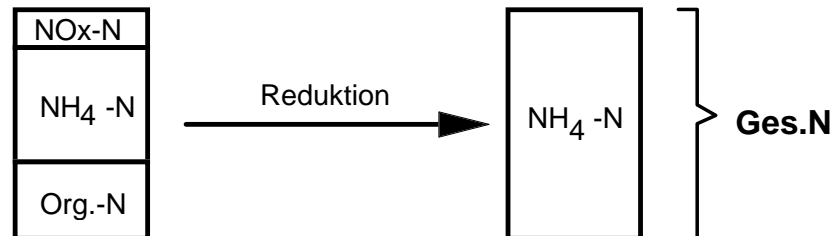
*Verfahrensbedingte Probleme:*

Hohe Stickstoffblindwerte in der verwendeten Schwefelsäure sowie massive, aber schwer vorhersehbare Minderbefunde bei Anwesenheit von Nitrat oder Nitrit (durch chemischen Denitrifikation unter  $\text{N}_2$  bzw.  $\text{NO}_2$ -Bildung) führen zu großen Ungenauigkeiten in der TKN-Analytik.

### 5.3.1.2 Reduktion

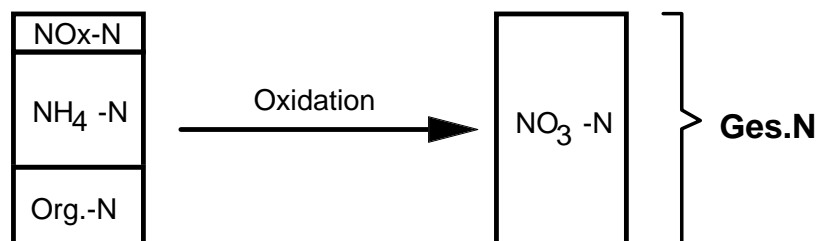
Durch Zusatz von Devarda'scher Legierung (Cu/Al/Zn) beim TKN-Aufschluß vor der Destillation werden alle Stickstoffverbindungen zu Ammonium reduziert, womit (ohne Entfernung des Ammoniums) direkt die Gesamtstickstoffkonzentration gemessen werden kann. Daher sieht ein Entwurf zur Bestimmung von gebundenem Stickstoff (DIN 38 404/28) in

Übereinstimmung mit der ISO/DIS 10048 die Zugabe von Devardascher Legierung ins Aufschlußgemisch vor - damit werden in schwefelsaurem Milieu alle Stickstoffverbindungen zu Ammonium reduziert.



### 5.3.1.3 Oxidation

Beim Aufschluß mit Peroxodisulfat nach Koroleff (LANGNER 1982) wird reduzierter Stickstoff in alkalischem Milieu zu Nitrat oxidiert - der Gesamtstickstoff ergibt sich direkt durch Messung des entstandenen NO<sub>3</sub>-N.



### 5.3.1.4 Thermisch

Nach DEV H 27 (1992) kann der gesamte gebundene Stickstoff (TN<sub>b</sub>) bei 700° C unter oxidierenden oder reduzierenden Bedingungen (ev. katalytisch) zersetzt und quantitativ in Nitrat bzw. Ammonium übergeführt. Die Detektion erfolgt durch geeignete Verfahren (Acidimetrie, Infrarotspektrometrie oder Chemolumineszenz-Messung). Nur elementarer Stickstoff wird bei dieser Methode nicht erfaßt.

### 5.3.2 Besonders für die Eigenüberwachung gilt

Inzwischen sind bereits Testverfahren auf dem Markt, die ähnlich einfach wie CSB-Bestimmungen durchzuführen sind und bezüglich Genauigkeit im Zulauf empfohlen werden können. Im Ablauf wird die Konzentration an organischem Stickstoff - wie in Deutschland - vernachlässigt, da vor allem die Analyse des TKN (besonders bei gleichzeitiger Anwesenheit von NO<sub>3</sub>) relativ ungenau wird.



Prinzipiell gilt für alle Aufschlußverfahren, daß sie durch die höhere Zahl von Arbeitsschritten wesentlich fehleranfälliger als z.B. die Bestimmung der anorganischen Stickstoffformen sind. Darüberhinaus ist auf eine bezüglich des Schwebstoffgehaltes repräsentative Probenahme sowie auf eine gewissenhafte Homogenisierung besonders zu achten, da ein erheblicher Teil des gebundenen Stickstoffs in partikulärer Form vorliegt.

Der Aufschluß nach Koroleff ist weniger störungsanfällig, schneller/einfacher durchführbar als ein Kjeldahlaufschluß und bereits als Küvettentestsatz verfügbar. Das Aufschlußgefäß muß unmittelbar nach der Laugenzugabe (LiOH, NaOH, KOH oder Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> in flüssiger oder fester Form) verschlossen werden, um Ammoniakverluste zu vermeiden. Unterschieden wird zwischen Verfahren bei denen die geschlossenen Reaktionsgefäße bis zum Sieden erhitzt werden und Testkits mit Aufschluß im Mikrowellenherd, bei dem allerdings große Partikel nur unvollständig in Lösung gehen.

In den meisten Fällen wird zwar der organische Stickstoff vollständig oxidiert, dies gilt jedoch nicht notwendigerweise für den gesamten enthaltenen Kohlenstoff (CSB). Daher sollte bei der oft in Kombination mit diesem Aufschluß angebotene Nitratbestimmung nach der Dimethylphenolmethode bei organisch hoch belasteten Proben (Zulauf) eine Probenblindwertkompensation erfolgen.

Auch für die organische Stickstoffbestimmung sind inzwischen kontinuierliche Geräte erhältlich, über deren Einsatz unter Praxisbedingungen allerdings noch wenig bekannt ist (MERTSCH 1993-1). Die Analyse erfolgt nach Aufschluß aus einem grobfiltrierten Probenstrom mit einer gassensitiven Elektrode für Ammonium im stark alkalischen Milieu. Hersteller sind u.a. die Firmen Gröger&Obst (GO-TOC), Maihak (Nitor) und Mannesmann/Hartmann&Braun (Tocas) - die Preise für derartige Systeme liegen zwischen DM 50.000 (TN allein) und DM 75.000 für kombinierte Geräte (TN+TOC).

## 6 Phosphor

### 6.1 Allgemeines

Phosphor liegt im Abwasser in Form von ortho-Phosphat (=  $\text{PO}_4\text{-P}$ ), kondensierten Phosphaten (Di-, Tri-, Polyphosphat) und zu einem geringen Teil als organisch gebundener Phosphor vor. 3/4 des Phosphorgehaltes in kommunalem Rohabwasser stammen aus menschlichen Ausscheidungen, der Rest aus Speiseresten, Waschmitteln, etc. (v.d.EMDE et al. 1986).

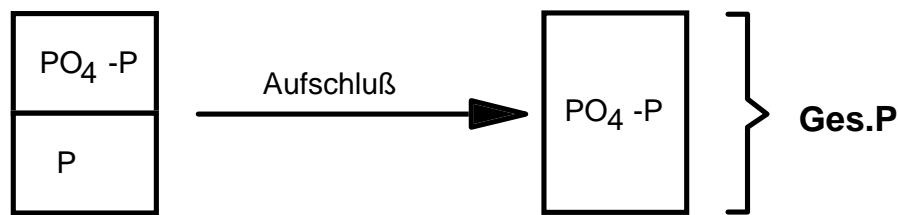
Bei der biologischen Reinigung wird der nicht als ortho-Phosphat vorliegende Phosphor größtenteils zu ortho-Phosphat hydrolysiert bzw. im Klärschlamm inkorporiert. Ortho-Phosphat ist für Fällmittel zugänglich und daher leicht entfernbar. Die Gesamtphosphorkonzentration im Ablauf der Anlage ist bei Anlagen mit Phosphorfällung in der Regel hauptsächlich vom Schwebstoffgehalt (Schlammflocken + Fällungsprodukte) des gereinigten Abwassers abhängig und damit nicht durch Erhöhung der Fällmittelmenge reduzierbar.

### 6.2 Ortho-Phosphat

Zur Bestimmung der  $\text{PO}_4\text{-P}$  Konzentration gibt es ebenfalls kolorimetrische und photometrische Schnellverfahren. Bei der Molybdat-Vanadat-Methode bilden die Reagenzien mit dem ortho-Phosphat einen tiefgelb gefärbten Komplex, der bei der Molybdänblau-Methode durch Zugabe von Ascorbinsäure zu einer blauvioletten Verbindung reduziert wird. Da die erste Methode nicht sehr empfindlich und durch die niedrige Meßwellenlänge anfällig gegen leichte Gelbfärbung und Trübung durch Feststoffe ist, ist sie nur bei schwach gefärbten Zulaufproben unter Kompensation der Eigenextinktion der Probe zu empfehlen.

### 6.3 Gesamt-Phosphor

Zur Bestimmung des Gesamtphosphors wird der organisch gebundene Phosphor und der anorganische nicht als ortho-Phosphat vorliegende Phosphor durch einen Aufschluß - meist mit Peroxodisulfat im sauren Milieu (ÖNORM M 6237, DEV D 11) - in ortho-Phosphat übergeführt und als solches photometrisch bestimmt.



#### 6.4 Besonders für die Eigenüberwachung gilt

Da die genaue Erfassung von Ortho-Phosphat mitentscheidend für eine zufriedenstellende Betriebsführung der Phosphorfällung ist, können für Ablaufproben nur Testsätze nach dem Molybdänblauverfahren empfohlen werden. Gerade beim Phosphat sind eine Reihe von visuellen und photometrischen Schnellbestimmungssätzen auf dem Markt, die eine zu geringe Empfindlichkeit aufweisen und Konzentrationen um 1 mg/l nur sehr ungenau wiedergeben. Soll die Fällmitteldosierung nach diesen Meßergebnissen kontrolliert werden, ist daher auf die Wahl eines empfindlichen Testsatzes nach der Molybdänblaumethode besonders zu achten.

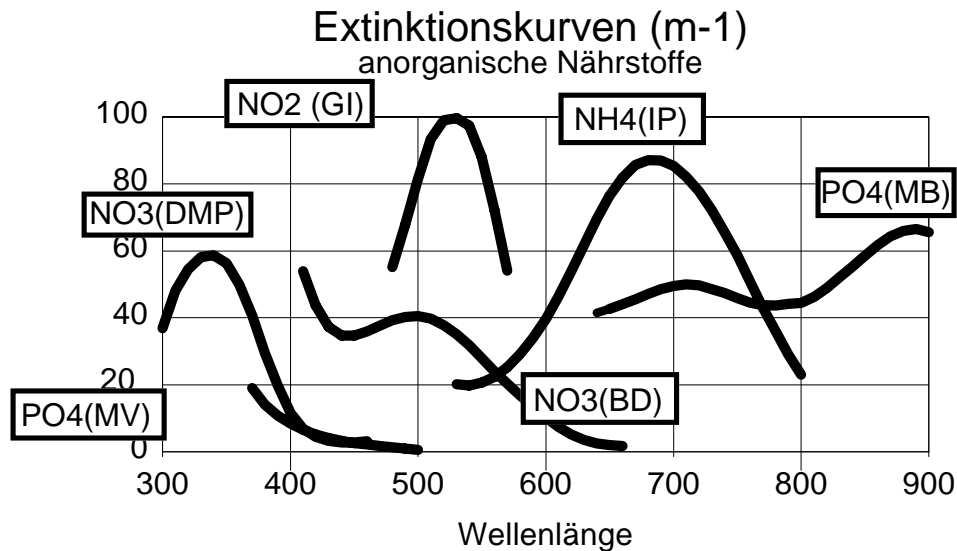
Die Bestimmung des Gesamtphosphors mit einem Küvettensatz ist ähnlich einfach wie die Analyse des organischen Stickstoffs und führt im allgemeinen sowohl im Zulauf als auch im Ablauf zu durchaus brauchbaren Ergebnissen, sofern auf die gute Homogenisierung der Probe nicht vergessen wurde. Als Schätzwert für Kläranlagen unter 50.000 EW kann die Gesamtphosphorkonzentration im Zulauf mit der doppelten  $\text{PO}_4\text{-P}$  Konzentration und im Ablauf Vorklärbecken mit der 1,5-fachen ortho-Phosphatkonzentration angenommen werden.

Bei den kontinuierlich arbeitenden Meßgeräten, die durchwegs auf der photometrischen Erfassung nach der Molybdänblaumethode basieren, gibt es ebenfalls bereits Geräte ohne vorherige Ultrafiltration. Die On-line Erfassung von Gesamt-Phosphat ist bereits. Die Gerätekosten liegen bei den Phosphatmeßgeräten zwischen 14.500 und 41.000 DM, die Betriebskosten bei 5-10% jährlich.

#### *Vergleich der photometrischen Nährstoffbestimmungsmethoden*

Betrachtet man die am häufigsten in der Eigenüberwachung angewandten, photometrischen Verfahren zur Bestimmung der Nährstoffe im Vergleich,

ergeben sich die in Abbildung 10 gezeigten Extinktionskurven. Deutlich sichtbar ist die extrem hohe Empfindlichkeit der Nitritbestimmung (0,5 mg/l), dicht gefolgt von der Bestimmung von Ammonium (1 mg/l) und Phosphat (1 mg/l) nach der Molybdänblaumethode.



**Abbildung 8:** Extinktionskurven der gebräuchlichsten kolorimetrischen Verfahren

Weniger empfindlich sind die beiden Möglichkeiten der Direktnitrierung (5 mg/l) zur Nitratbestimmung. Die sehr geringe Empfindlichkeit der Molybdat/Vanadat-Methode (Meßwellenlänge 405 bzw. 440 nm) zur Phosphatbestimmung (1 mg/l) ist augenscheinlich.

Deutlich wird weiterhin beim Vergleich mit der Abbildung 1 (Seite 4) der Einfluß der Art der Filtration und der Eigenabsorption des Rohabwassers bei der PO<sub>4</sub>-P-Bestimmung mit der Molybdat/Vanadat-Methode

Für alle anorganischen Nährstoffe kommen natürlich auch die einfachen kolorimetrische Schnellverfahren in Frage, deren Farbreaktionen im wesentlichen auf den auch photometrisch genutzten Methoden beruhen. Nur bei den Phosphattests sind eine Reihe von Verfahren auf dem Markt, die der Genauigkeit für die Eigenüberwachung einer phosphatfällenden Anlage nicht mehr genügen.

## 7 Feststoffe

Die in ungelöster Form vorliegende Verschmutzung organischer und anorganischer Natur im rohen bzw. gereinigten Abwasser setzt sich zusammen aus Sink-, Schweb- und Schwimmstoffen. Alle zusammen werden durch die Messung der *abfiltrierbaren Stoffe* erfaßt. Den Teil der Sinkstoffe, der sich unter definierten Bedingungen absetzt, bezeichnet man als *absetzbare Stoffe*.

Die Menge an Belebtschlamm wird durch *Schlammvolumen* (entspricht den absetzbaren Stoffen) und *Trockensubstanz* (entspricht den abfiltrierbaren Stoffen), sein organischer Anteil durch *Glühverlust* bzw. *oTS* und seine Absetzeigenschaften durch *Schlammindex* und *Sinkgeschwindigkeit* charakterisiert. Obwohl das Ergebnis der *Sichttiefe* von Feststoffen (der Anzahl freischwebender Bakterien) abhängig ist, ist dieser Parameter eigentlich ein Maß für die biologische Reinigung - wird aber hier bei den Feststoffen behandelt.

Betriebsparameter wie Schlammvolumen, Sinkgeschwindigkeit, Trockensubstanz, Schlamm Spiegel und Sichttiefe sollten täglich zur gleichen Tageszeit bestimmt werden, wenn die Anlage sich im hydraulischen Gleichgewicht befindet (z.B. Mittagszeit bzw. früher Nachmittag).

### 7.1 Absetzbare Stoffe (Abs. St.)

*Analytik:*

Die Bestimmung erfolgt durch Absetzenlassen der Sinkstoffe im Imhofftrichter und gehört neben der Sichttiefe und dem Schlammvolumen zu den einfachsten und elementarsten Messungen auf Abwasserreinigungsanlagen. In Ausnahmefällen können bei Kläranlagen < 200 EW die absetzbaren Stoffe nicht erst nach 2 Stunden sondern bereits nach 30 Minuten abgelesen werden, wenn die Betreuungszeit (z.B. im Rahmen eines Wartungsvertrages) sonst zu lange sein würde.

*Fehlerquellen:*

Eigentlich nur Probenahme und -vorbehandlung

## 7.2 Schlammvolumen (SV)

Die Messung erfolgt in einem 1000 ml Meßzylinder, in dem nach einer Standzeit von 30 Minuten das vom sich absetzenden Belebtschlamm eingenommene Volumen abgelesen wird. Zur Verringerung des Einflusses des gegenseitig behinderten Absetzens muß die Belebtschlammprobe vor der Bestimmung so verdünnt werden, daß das abgelesene Schlammvolumen nach einer halben Stunde  $\leq 250$  ml/l beträgt. Die häufigste Fehlerquelle ist eine nicht sachgerechte Verdünnung.

## 7.3 Trockensubstanz (TS) = Feststoffgehalt

*Analytik:*

Die Trockensubstanz in der Abwasserreinigung ist nicht - wie in der Analytik ansonsten üblich - mit dem Abdampfrückstand einer Probe gleichzusetzen, sondern beinhaltet nur die abfiltrierbaren Stoffe. Zur Bestimmung muß der Schlamm vom Abwasser getrennt (filtriert), getrocknet und gewogen werden - in der Probe gelöste Stoffe sollen nicht miterfaßt werden. Praktisch ausschließlich werden dafür Faltenfilter eingesetzt, deren Trockengewicht vorher ermittelt werden muß. Bei höheren Feststoffgehalten wird auf die Filtration verzichtet und die native Probe direkt in Schalen aus Porzellan oder Aluminiumfolie getrocknet.

Eine Alternative zur herkömmlichen Trocknung des Filters im Trockenschrank ist die Verwendung eines Feuchtigkeitsbestimmungsgerätes, das im Prinzip die Trocknung der Probe mittels Infrarot-Strahlen direkt auf der Waage vornimmt. Auch kontinuierliche Systeme sind zur Feststoffkonzentrationsbestimmung geeignet ( $\Rightarrow$  Trübung).

*Besonders für die Eigenüberwachung gilt:*

Da bei der Trocknung das nach dem Abfiltrieren noch an der Probe anhaftende Wasser verdampft und damit die darin enthaltene Salzfracht mitgewogen wird, erhöht ein langes Abtropfenlassen des Filters und ein Nachwaschen des Filterkuchens mit destilliertem Wasser (vor allem bei höheren Salzbelastungen bzw. geringen Feststoffgehalten) die Genauigkeit der Bestimmung.

Bei Infrarottrocknern geht die gesamte Salzfracht als Abdampfrückstand in das so ermittelte Trockengewicht ein. Durchschnittliches Abwasser enthält etwa 500 mg/l Abdampfrückstand (Annahme: 10° Karbonathärte  $\approx$ 180 mg/l CaCO<sub>3</sub>; 5° Gesamthärte (als CaSO<sub>4</sub>)  $\approx$ 130 mg/l; 100 mg/l Chlorid  $\approx$ 150 mg/l NaCl). Nur bei Bestimmungen, in denen der Feststoffgehalt wesentlich über dieser Konzentration liegt, führt diese Methode zu vernachlässigbaren Fehlern. Der Einsatzbereich derartiger Geräte beginnt daher bei etwa 3% TS (z.B. eingedickter Überschußschlamm).

Bei konventioneller Bestimmung der Trockensubstanz ist vor allem auf die Einhaltung der erforderlichen Trocknungs- und Abkühlzeit zu achten (jeweils bis zur Gewichtskonstanz und damit abhängig von der Schlammmenge). Angegeben wird die Trockensubstanz für Abwasserproben in mg/l (abfiltrierbare Stoffe), für Schlämme in Belebungsanlagen in g/l und für eingedickte bzw. entwässerte Schlämme in % TS (die Differenz auf 100 ist der Wassergehalt).

#### 7.4 Schlammindex (ISV)

*Berechnung:*

Der Schlammindex ist der Quotient aus Schlammvolumen und Trockensubstanz (= Volumen, daß 1 g Trockensubstanz nach 30 Minuten Absetzzeit einnimmt).

*Fehlerquelle:*

Trockensubstanz und Schlammvolumen müssen von derselben Probe bestimmt werden.

#### 7.5 Sinkgeschwindigkeit ( $v_s$ )

*Analytik:*

Die Messung der Sinkgeschwindigkeit erfolgt gleichzeitig mit der Bestimmung des Schlammvolumens, indem die Absetzgeschwindigkeit der sich bildenden Schlammgrenzschicht beobachtet und die maximale Sinkgeschwindigkeit

daraus berechnet wird. Gleichzeitig ist eine Aussage über die Art der Trennzone (Klar, diffus oder nicht erkennbar), des Überstandes (klar, mit Flocken durchsetzt oder trüb) und des Schlammes (Große ausgeprägte Flocken, feine Flocken, keine erkennbare Flockenstruktur, Schwimmschlamm) zu treffen.

*Fehlerquelle:*

Wichtig ist die exakte Einhaltung der Ablesezeit (jeweils genau 1 Minute Differenz). Ist keine klare Erkennung der Schlammgrenzschicht möglich, ist dies im Protokoll zu vermerken.

## 7.6 Kontinuierliche Feststoffbestimmung

Kontinuierliche Geräte zur Bestimmung der Feststoffe erfassen die Trübung, die durch fein verteilte ungelöste Partikel verursacht wird. An diesen Partikeln streut der einfallende Lichtstrahl je nach Größe und Form unterschiedlich stark in alle Richtungen (Vorwärts-, Rückwärts und 90°-streulich) und seine Intensität schwächt sich in Ausbreitungsrichtung ab (Durchlicht).

Während das 90° Streulich als einfacher Partikelzähler funktioniert, ist das Vorwärtsstreulich von der Teilchenform und dem -volumen beeinflusst. Zur Kompensation verschiedener Fehlerquellen wie Drift der Sonde durch Alterung und Verschmutzung kommt das einfachere Zweistrahlverfahren (eine Lichtquelle und 2 Fotozellen) oder die aufwendigeren und genaueren Mehrstrahlverfahren mit zwei alternierend betriebenen Lichtquellen (HOEN 1993) in Frage.

Für mittlere und hohe Trübung (Belebtschlamm) werden Durchlichtverfahren (Absorptionsverfahren) bzw. Vorwärts- oder Rückstreulichmessungen eingesetzt. Im Ablauf von Absetzbecken - also zur Messung kleiner bis mittlerer Trübungen - wird das genormte (ISO 7027 bzw. DIN 38 404) 90° Streulichverfahren verwendet. Das Rückstreulich eignet sich darüberhinaus auch für die Messung der Trübung in Abwasserschlammgemischen mit einem Feststoffgehalt über 5% TS. Ultraschallmessungen werden vorwiegend zur Konzentrationsüberwachung eingedickter Schlämme herangezogen.

Da zwischen der Trübung und der Schlammkonzentration kein direkter Zusammenhang besteht (Abhängigkeit der Adsorption von Form, Größe,



Brechungsindex des Abwassers etc.), ist eine häufige Kalibrierung unbedingt erforderlich, um befriedigende Korrelationen zu konventionell gemessenen Trockensubstanzen zu erhalten. Darüberhinaus ist zu beachten, daß nur in niedrigen Konzentrationsbereichen (bis zu 200 TEF) und damit im Nachklärbecken ein linearer Zusammenhang zwischen dem Signalwert und der Trübung besteht. Im Belebungsbecken muß die Sonde daher möglichst nahe am Betriebspunkt - am besten durch eine anlagenspezifische (mindestens) Zweipunktkalibrierung - eingestellt werden, um vernünftige Werte zu erzielen.

## 8 Sonstige Parameter

### 8.1 Alkalität/Säurekapazität

Die Bestimmung erfolgt durch Titration mit Salzsäure bis zum pH-Wert von 4,3. Sie wird in mmol/l angegeben und kann durch Multiplikation mit 2,8 in die °dH Karbonathärte (temporäre Härte) umgerechnet werden.

### 8.2 Sichttiefe

*Analytik:*

Zur Bestimmung verwendet man eine Sichtscheibe mit einer kreuzförmigen Markierung, die ins Nachklärbecken eingetaucht wird. Die Wassertiefe, bei der die Markierung gerade noch erkennbar ist, wird als Sichttiefe bezeichnet. Die Messung kann auch mit Hilfe eines Sichttiefenmeßgerätes ausgeführt werden, dessen durchsichtiger Boden von unten beleuchtet ist und mit einem Fadenkreuz markiert ist. Als Durchsichtigkeit gilt jene Höhe der Flüssigkeitssäule in cm, bei der das Fadenkreuz gerade noch sichtbar ist. Auf größeren Anlagen kommen auch photoelektrische Trübungsmesser (Prinzip ähnlich der Belichtungsmessung bei Photoapparaten) zur Anwendung. Die Angabe der Meßwerte erfolgt in Prozent und ist nicht unmittelbar mit der Sichttiefe vergleichbar.

### 8.3 Schlamm Spiegel

*Analytik:*

Die Messung des Schlammspiegels erfolgt am einfachsten mit einem mindestens 3,5 m langem Plexiglasrohr (Innendurchmesser ca. 10), daß auch aus zwei mit einem Gummischlauch verbundenen Einzelrohren bestehen kann. Das Meßgerät wird langsam senkrecht in das Nachklärbecken abgesenkt, dann mit einem Stopfen (oder einer gleichwertigen Einrichtung) verschlossen und wieder hochgezogen (Ende muß im Wasser verbleiben). Durch das durchsichtige Rohr ist leicht zu erkennen, wie hoch die schlammfreie Zone ist.

Bei elektrischen Schlamm Spiegelmeßgeräte wird ein Sensor (bestehend aus Lichtquelle und Meßzelle) solange abgesenkt, bis die Absorption (sprunghaft) ansteigt und damit die Schlammgrenzschicht anzeigt. Werden diese Geräte dem Schlamm Spiegel automatisch nachgeführt, kann dieser kontinuierlich aufgezeichnet werden. Eine andere Meßmethode bedient sich des Ultraschalls nach dem Echolotprinzip - Voraussetzung hier ist besonders eine klare Schlammgrenzschicht.

### 8.4 Faulgaszusammensetzung

Da die Bestimmung des Methangehaltes schwieriger als die Messung der CO<sub>2</sub>-Konzentration ist, wird letztere gemessen und aus der Differenz zu 100 der CH<sub>4</sub>-Anteil berechnet ( $CH_4 = 100 - CO_2$ ).

Zur Analyse des CO<sub>2</sub>- Gehaltes kann die Gasprobe in einfachen Geräten mit Kalilauge in intensiven Kontakt gebracht werden, bei denen die Volumsverminderung des Gases durch Absorption des Kohlendioxids direkt als Volumsprozents CO<sub>2</sub> abgelesen werden kann. Bei der Messung mit einem Gasspürgerät wird die Probe durch ein mit Chemikalien gefülltes Glasröhrchen gesaugt, daß sich proportional zur CO<sub>2</sub>-Konzentration verfärbt - aus der Länge der gefärbten Zone ergibt sich der CO<sub>2</sub>-Gehalt des Gases. So kann auch der H<sub>2</sub>S (Schwefelwasserstoff)-Gehalt des Faulgases bestimmt werden.

*Fehlerquelle:*

Ist die CO<sub>2</sub>-Aufnahmekapazität der Kalilauge erschöpft, werden zu geringe Werte erhalten und eine Störung der Methanproduktion nicht mehr erkannt.

## 8.5 Mikroskopische Beurteilung

Auf Anlagen, die zu Betriebsstörungen neigen (Blähschlamm tendenz, Trübung, Flockenzerfall, Schwimmschlamm,...) sollte die mikroskopische Betrachtung des Belebtschlammes in die Routineanalytik aufgenommen werden. Auch von Nichtbiologen können bei einiger Übung frühzeitig Veränderungen im Schlamm bild erkannt werden:

- Aus dem Fehlen bzw. aus einer geringen Anzahl von Protozoen kann auf toxische Einflüsse geschlossen werden.
- Indikatororganismen für nitrifizierende Anlagen sind vor allem Rädertierchen und Schalenamöben.
- Das Auftreten von Blähschlamm kann lange vor einer signifikanten Änderung des Schlammindex erkannt und damit bekämpft werden.
- Veränderungen in der Belastung wirken sich auch auf die Zusammensetzung der Biozönose und damit auf das mikroskopische Bild des Belebtschlammes aus.

Für die Betrachtungen genügt ein einfaches Mikroskop mit Vergrößerungen von etwa 40-400-fach (Okularvergrößerung 10-fach, z.B. 3 Objektive: 4, 10 und 40-fache Vergrößerung), sodaß bereits ab einer Ausbaugröße von 500 EW die Anschaffung eines derartigen Gerätes empfohlen wird (ÖWAV 1998 - Entwurf).

## 9 Schlussbemerkung

Nicht im Regelblatt für die Eigenüberwachung enthalten sind Daten, die vor allem zur Erstellung von Bilanzen erforderlich wären. Auf ihre Bedeutung zur Überprüfung der Analytik sowie der Mengenströme wird in einem eigenen Vortrag hingewiesen (SCHWEIGHOFER 1994). Da Bilanzen umso aussagekräftiger werden, je länger der betrachtete Zeitraum ist, ist es problematisch, die dafür notwendigen Parameter nur einmal im Jahr bei der 24-Stunden Fremdüberwachung zu erfassen (bei der darüberhinaus kaum korrespondierende Proben erhalten werden können).

Aus diesen Gründen wäre die regelmäßige Erfassung von

- Glühverlust/oTS
- Sauerstoffverbrauch
- Schlamminhaltsstoffe (CSB, N, P)

eine unschätzbare Hilfe zur Beurteilung der Daten, die im Rahmen der Eigenüberwachung gesammelt werden. Diese fundierte Plausibilitätsprüfung wäre z.B. auch bei der Ursachenfindung von Betriebsstörung etc. von großer Bedeutung. Durchgeführt werden kann sie z.B. bei der Auswertung der (so erweiterten) Eigenüberwachung durch die überprüfende unabhängige Untersuchungsanstalt oder durch den Kläranlagenbetreiber selbst.

## 10 Literatur

- ATV-Hinweisblatt H 704: Analysenverfahren zur Selbstüberwachung (Funktionskontrolle) von Abwasserbehandlungsanlagen durch Betriebspersonal. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., St. Augustin (09.1991-2)
- BMfLF: Kommunale Kläranlagen in Österreich - Stand 1991. Wasserwirtschaftskataster Teil II, Sachgebiet Abwasserbehandlung. Bearbeitung durch Abteilung IV A 2 (1992)
- BMfLF: 537. Verordnung Punkt 18 (4.4.1993)
- DEV: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Verlag Chemie (1994)
- DIN 38 409, Teil 3. Dtsch. Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung DEV. Bestimmung des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffs (TOC) (1983)
- DIN 38 409, Teil 41. Dtsch. Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung DEV. Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) über 15 mg/l (1981).
- DIN 38 409, Teil 43. Dtsch. Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung DEV. Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) Kurzzeitverfahren (1982)
- DIN 38 409, Teil 44. Dtsch. Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung DEV. Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) im Bereich 5 bis 50 mg/l. Entwurf (1990)
- DIN 38 409, Teil 51. Dtsch. Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung DEV. Bestimmung des Biologischen Sauerstoffbedarfs in n Tagen nach dem Verdünnungsprinzip.(1987)

- EMDE v.d., W., FLECKSEDER, H. u. MATSCHÉ, N.: Auswirkung der Herabsetzung des Phosphorgehaltes in Waschmitteln. Gutachten für Umweltbundesamt Wien (1986)
- FRANZ, A.: Chemische und mikrobiologische Grundlagen der Stickstoff- und Phosphorentfernung. Wiener Mitteilung Bd. 110, C1-C40 (1993)
- JANICKE, W.: Chemische Oxidierbarkeit organischer Wasserinhaltsstoffe. WaBoLu-Bericht H.1; Dietrich Reimer Verlag, Berlin (1983)
- HÄCK, M.: Ammoniummessung ohne Ultrafiltration. Beitrag zum 2. Symposium Nr. 17673/12.161 der Technischen Akademie Esslingen: Erfahrungen mit Analysen- und Prozeßmeßgeräten in Abwasserreinigungsanlagen (29.-01.12.1993).
- HAHN, J.: Neues aus der Fachwelt - Ersatz des CSB durch den TOC. Acta hydrochim. hydrobiol. 21 (6), p 325 (1993)
- HOEN, K.: Trübungsmessung als Grundlage zur Steuerung und Regelung. Beitrag zum 2. Symposium Nr. 17673/12.161 der Technischen Akademie Esslingen: Erfahrungen mit Analysen- und Prozeßmeßgeräten in Abwasserreinigungsanlagen (29.12.1993).
- ISO: Water quality - Determination of the chemical oxygen demand. International organisation for standardisation. Ref. No ISO 6060 - 1986 (E); überarbeitet 1989
- ISO: Water quality - Determination of the total organic carbon (TOC). International organisation for standardisation. Ref. No ISO 8245 - 1987
- KLÄRWÄRTERGRUNDKURS (Hrsg. KROISS, H.). Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer Bd. 114 (1994)
- KOCH, E.: Schnelltests zur Umweltanalytik. In GÜNZLER, H. et al., Analytiker-Taschenbuch, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Bd. 5 (1985)
- LANGNER, C.L., HENDRIX, P.F.: Evaluation of a persulphate digestion method for particulate nitrogen and phosphorus. Wat. Res. 16, 1451-1454 (1982)
- MALZ, F.: Begriffserklärung von BSB<sub>5</sub>, CSB, TOC und Veränderung des CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnisses bei der Abwasserreinigung. Gewässerschutz, Wasser, Abwasser 42, 111-117 (1979)
- MATSCHÉ, N., RUIDER, E.: UV-Absorption, ein aussagekräftiger Parameter zur Erfassung der Restverschmutzung von biologisch gereinigtem Abwasser. In Beiträge zu Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz und Abfallwirtschaft. Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 49 (1982)
- MATSCHÉ, N.: Analytik und Probenahme. Vortrag im Rahmen des 26. ÖWAV-Seminars Auswirkung der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 in Ottenstein. Wiener Mitteilung Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 98 (1991)
- MATSCHÉ, N.: Probenahme und Probenbehandlung und ihr Einfluß auf die Analysenergebnisse. Vortrag im Rahmen des ÖWAV-Seminars Eigenüberwachung von Kläranlagen für den Gewässerschutz (23.02.1994). Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 116 (1994)
- MERTSCH, V.: Erfahrungen mit der On-line-Analytik zur Überwachung und Steuerung von Kläranlagen. Beitrag zum 2. Symposium Nr. 17673/12.161 der Technischen

- Akademie Esslingen: Erfahrungen mit Analysen- und Prozeßmeßgeräten in Abwasserreinigungsanlagen (29.-01.12.1993-1).
- MERTSCH, V.: Einsatz von TOC-On-line-Geräten zur Kläranlagenüberwachung. Beitrag zum 2. Symposium Nr. 17673/12.161 der Technischen Akademie Esslingen: Erfahrungen mit Analysen- und Prozeßmeßgeräten in Abwasserreinigungsanlagen (29.-01.12.1993-2).
- MOSER, D.: Interpretation von chemischen Analysendaten und Überprüfung Ihrer Plausibilität. Vortrag im Rahmen des ÖWAV-Seminars Bemessung und Betrieb von Anlagen zur Stickstoffentfernung (25/26.02.1993). Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 110 (1993)
- MOSER, D., THONHAUSER, C.: Probleme bei den Summenparametern BSB<sub>5</sub>, CSB und TOC. Vortrag im Rahmen der Veranstaltung auf der UTEC-ABSORGA '92: Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz. Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer Bd. 108 (1992).
- MUDRACK, K., KUNST, S.: Biologie der Abwasserreinigung. Gustav Fischer Verlag Stuttgart. (1991)
- NOWACK, G.: Kontinuierliche Analysenverfahren. Vortrag im Rahmen der Veranstaltung auf der UTEC-ABSORGA '92: Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz. Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer Bd. 108 (1992).
- ÖNORM M 6245 (Fachnormenausschuß 161 Abwassermeßtechnik): Wasseruntersuchung. Übersicht über Wasseranalysenverfahren, Nachweisgrenzen, Einsatzbereich, statistische Angaben (1.10.1991)
- ÖNORM M 6237: Bestimmung von Orthophosphat, hydrolysierbares Phosphat und Orthophosphat sowie Gesamtposphat (Molybdänblaureaktion)
- ÖNORM M 6277: Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs nach n Tagen (1992)
- Österreichischer Wasser und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV): Eigenüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen. Arbeitsbehelf Nr. 14 (1997)
- Österreichischer Wasser und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV): Hinweise für die Mindestausrüstung für die Eigenüberwachung biologischer Abwasserreinigungsanlagen. Regelblatt Nr. 7. zurzeit in Überarbeitung (Entwurf Stand März 1998)
- Österreichischer Wasser und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV): Richtlinie für die Fremdüberwachung biologischer Abwasserreinigungsanlagen. Regelblatt Nr. 6. zurzeit in Überarbeitung (Entwurf Stand März 1998)
- PILZ, U.: Erfahrungen mit dem Einsatz eines elektrochemischen Meßverfahrens bei der on-line CSB-Analytik von Abwasser. Beitrag zum 1. Symposium Nr. 16200/12.128 der Technischen Akademie Esslingen: Erfahrungen mit Analysen- und Prozeßmeßgeräten in Abwasserreinigungsanlagen (02.-04.12.1992)

- RÜFFER, H., MUDRACK, K.: Anleitungen zur Durchführung und Auswertung einfacher Untersuchungen auf Kläranlagen. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Hannover, Heft 17 (1987)
- SCHMIDT, K. D.: Finden alternative Meßverfahren eine behördliche Anerkennung ? Beitrag zum 2.Symposium Nr. 17673/12.161 der Technischen Akademie Esslingen: Erfahrungen mit Analysen- und Prozeßmeßgeräten in Abwasserreinigungsanlagen (29.-01.12.1993).
- SCHOLZEN, F.: Diplomarbeit, FH-Niederrhein, Krefeld (1992)
- SCHWEDT, G.: Taschenatlas der Analytik, Georg Thieme Verlag Stuttgart New York (1992)
- SCHWEIGHOFER, P.: Möglichkeiten der Plausibilitätskontrolle der Daten. Vortrag im Rahmen des ÖWAV-Seminars Eigenüberwachung von Kläranlagen für den Gewässerschutz (23.02.1994). Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 116 (1994)
- SIEPMANN, F.W.: On-line CSB-Monitoring. Beitrag zum 2.Symposium Nr. 17673/12.161 der Technischen Akademie Esslingen: Erfahrungen mit Analysen- und Prozeßmeßgeräten in Abwasserreinigungsanlagen (29.-01.12.1993).
- STANDARD METHODS for the examination of Water and Wastewater. 17<sup>th</sup> Ed., American Public Health Association. (1989)
- STEIN, K., SCHWEDT, G.: Schnellanalysen, Testkits. Vortrag im Rahmen der Veranstaltung auf der UTEC-ABSORGA '92: Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz. Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer Bd. 108 (1992).
- SVARDAL, K.: Meß-, Regel- und Steuerungsstrategien. Vortrag im Rahmen des ÖWAV-Seminars Bemessung und Betrieb von Anlagen zur Stickstoffentfernung (25/26.02.1993). Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 110 (1993)
- SVARDAL, K.: Sauerstoffverbrauch von Belebtschlamm (Atmungsmessungen). Arbeitspapier des Instituts für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien (auch im Klärwärtergrundkurs 1994 enthalten)
- WENNINGER, U.: BSB<sub>5</sub>-Messung bei Kläranlagenabläufen - Zehrungsmessung. Kläranlagennachbarschaften ÖWAV 1992/93 Folge 1

Dipl.Ing. Dr. Dietmar MOSER

Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft  
Landhausplatz 1, Haus 15, Zi.Nr. 417  
3109 St.Pölten  
Tel: 02742/200/4633  
Fax: 02742/200/4090  
Email: dietmar.moser@noel.gv.at





# Nutzung der Eigenüberwachung für die Betriebspraxis

N. Fleischmann

Institut für Wasserversorgung, Abt. Siedlungswasserbau, BoKu Wien

**Kurzfassung:** Die Eigen- und Fremdüberwachung (EÜ, FÜ) ist verpflichtend und dient der Dokumentation der Kläranlagenleistung. Die Betriebsüberwachung (BÜ) hingegen hat Empfehlungscharakter, und wird als Mindestvoraussetzung für einen ordnungsgemäßen und wirtschaftlichen Betrieb gesehen. Es wäre vorteilhaft, wenn entgegen der derzeitigen Praxis die Betriebsüberwachung nicht nur den Mindestumfang der Messungen, sondern auch deren Auswertung festzulegen würde. Aufwendigere Meßprogramme können nur mehr anlagenspezifisch beurteilt werden. Unverwertete Messungen stehen auf der einen und fehlende Informationen auf der anderen Seite der gängigen Praxis. Es wird versucht zu zeigen, daß auch einfache Darstellungen bestehender Daten ein Gewinn für die Betriebspraxis und für die Ausbauplanung wären. Dabei kommt der laufenden Bestimmung des Auslastungsgrades und dem Vergleich der geplanten mit der gemessenen Leistung besondere wirtschaftliche Bedeutung zu. Ein Konsens über die Auswertung der Betriebsüberwachung würde diese Darstellungen vereinfachen. Damit könnte auch ein Standard für EDV-Betriebstagebücher geschaffen werden, die häufig keinerlei Datenauswertung bieten. Fortschritte in der Meßtechnik könnten künftig den Überwachungsaufwand reduzieren, bergen aber auch die Gefahr der Produktion unverwerteter Daten.

**Keywords:** Kläranlagenüberwachung, Datenauswertung, Dokumentation,

## 1 Einordnung und Begriffe

Das Umfeld der Siedlungswasserwirtschaft wurde in den letzten Jahren stark umgeformt. Daran waren vor allem Gesetzesänderungen aber auch technische Neuerungen beteiligt. Die neuen Anforderungen brauchen eine gewisse Zeit, um in die Praxis umgesetzt werden zu können. Dies kommt einerseits in Fristen, und andererseits auch in Anpassungsbemühungen zum Ausdruck. Eine Reihe von Verordnungen, Regelblättern und Normen wird gerade oder wurde kürzlich

fertiggestellt. Darunter auch jene, die für die Eigen-, Betriebs- und Fremdüberwachung relevant sind (1.AEV für komm. Abwasser BGBl. Nr. 210/96=1.AEVk, ÖWAV-Regelblatt 6,7, Arbeitsbehelf 14, EN 1255-11....).

Während sich die Aufgabe der Überwachung in technischer Hinsicht und im Einzelfall relativ klar darstellen läßt, erscheint die Normierung der Überwachung wesentlich schwieriger. Dazu trägt die Bandbreite der Anlagentypen und -größen ebenso bei, wie bundesländerspezifische Anforderungen. Es fehlt an griffigen Unterscheidungsmerkmalen zwischen Eigen- (EÜ), Fremd- (FÜ) und Betriebsüberwachung (BÜ), weil die Abstimmung unterschiedlicher Normen aufeinander zu fließenden Grenzen führt. Keine der drei Komponenten kann isoliert betrachtet werden.

Diese Entwicklung erscheint im Sinne der Wirtschaftlichkeit zielführend, gleichzeitig muß betont werden, daß, bei aller inhaltlichen Überschneidung, die Ziele der Eigen- Fremd- und Betriebsüberwachung unterschiedlich sind. Auf der einen Seite steht die Führung eines ordnungsgemäßen und wirtschaftlichen Betriebs (BÜ), auf der anderen Seite die Dokumentation desselben (EÜ, FÜ).

Der Bereich, in dem sich die Eigen- und Fremdüberwachung überschneiden, dient unter anderem zur Kontrolle der einen durch die andere. Die Eigenüberwachung, wie sie in der 1.AEVk festgelegt wird, betrachtet nur den Zu- und Ablauf des Systems, funktionelle Zusammenhänge sind Gegenstand der BÜ.

Die Betriebsüberwachung liegt im Interesse des Betreibers, das Interesse an der Dokumentation hat die Behörde. Die Last aller drei Überwachungsarten trägt größtenteils der Betreiber. Die Festlegung des Umfanges ist auch ein Frage der Verhältnismäßigkeit. Bei der Besteuerung ist beispielsweise bekannt, daß die Steuermoral nachläßt, wenn die Belastungen überzogen werden. In diesem Sinn ist vorstellbar, daß ungerechtfertigter Aufwand die „Dokumentationsmoral“ schädigen kann. Derzeit scheint es bezüglich der erforderlichen Dokumentation (Datenerhebung und Auswertung) noch keinen Konsens zu geben.

Es gibt also trotz unterschiedlicher Zielsetzung inhaltliche Überschneidungen oder „gemeinsame“ Interessen von Behörde und Betreiber. Der vorliegende Beitrag beschäftigt sich zunächst damit, wie groß die inhaltlichen Überschneidungen heute sind. Inwieweit Daten der EÜ-Dokumentation für den

täglichen Anlagenbetrieb genutzt werden (können) bzw. ob hier Optimierungen Platz greifen können, soll anhand einiger Teilaspekte diskutiert werden. Es wird dabei zwischen Eigenüberwachung im Sinne der 1AEV<sub>k</sub> und Betriebsüberwachung im Sinn des ÖWAV Arbeitsbehelfs Nr.14 unterschieden.

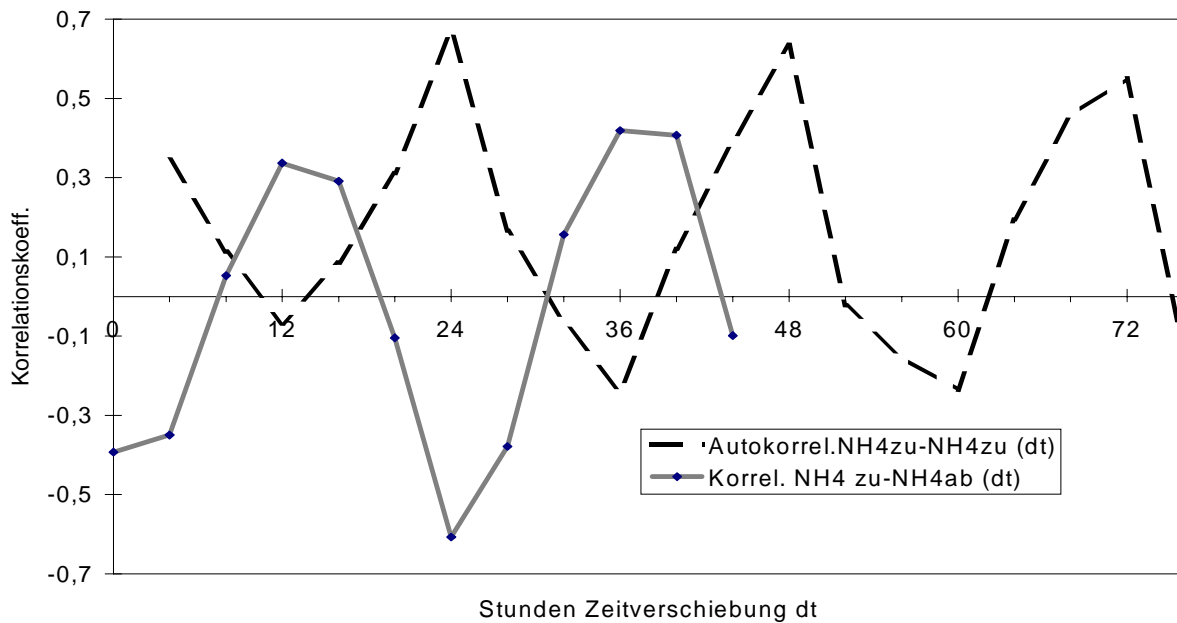
## **2 Nutzung der „Eigenüberwachung“ gemäß 1.AEV<sub>k</sub>.**

### **Beschränkung durch die Probenhäufigkeit**

Die Einflüsse aus dem Einzugsgebiet können ebenso wie die einzelnen Prozesse bei der Abwassereinigung nach ihrem zeitlichen Maßstab unterschieden werden.

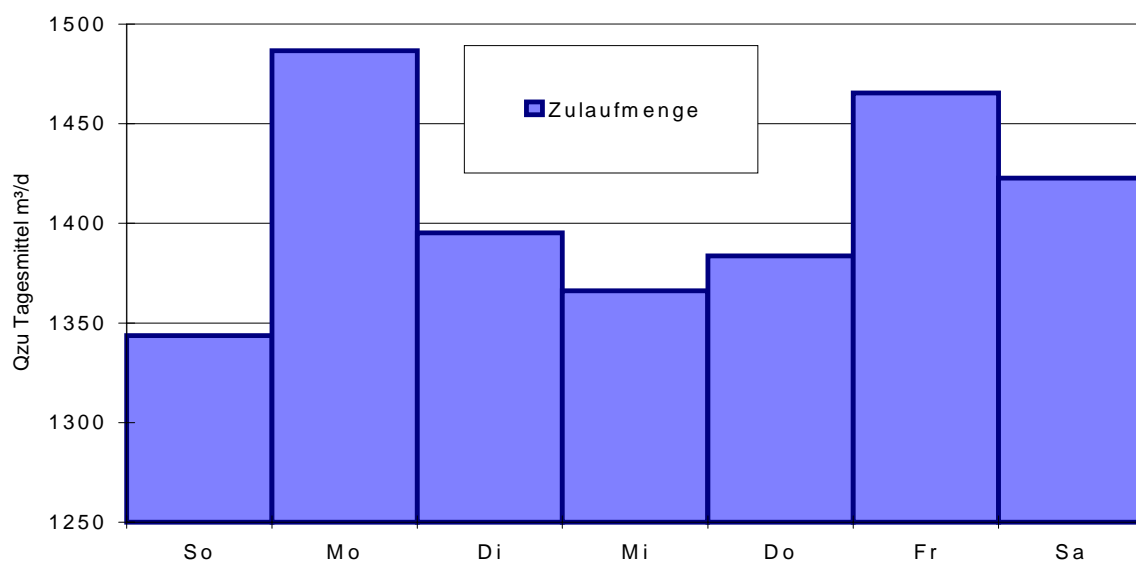
Die Einflüsse, auf die man reagieren kann, stellen sich als Überlagerung von Jahres-, Wochen- und Tageszyklen mit einem je nach Parameter mehr oder weniger bedeutenden zufälligen Anteil dar. Periodische Vorgänge können erkannt werden, wenn mindestens zwei Meßwerte pro Periode vorliegen. Zum Beispiel kann ein Wochenzyklus des Zulauf-CSB bestenfalls bei einer Kläranlage der Größenklasse III beschrieben werden.

Die Einflüsse periodischer Schwankungen aber auch Drift lassen sich mit Kreuz- und Autokorrelationen beschreiben. Die Abbildung 1 zeigt die Autokorrelation für  $\text{NH}_{4\text{zu}}$ , sowie den (untypisch gut ausgeprägten) Zusammenhang von  $\text{NH}_4\text{-N}$  Zu- und Ablaufkonzentrationen, der durch den sehr dominanten Tagesgang im Zulauf und mangelnde Nitrifikation bedingt wird. Stark ausgeprägte periodische Einflüsse bieten sich für gezielte Bewirtschaftung von Speichern an.



**Abbildung 1:** Autokorrelation  $\text{NH}_{4\text{zu}}$  und Korrelation zwischen  $\text{NH}_4$  im Zu- und im Ablauf.

Die Abbildung 2 zeigt den Wochengang der Zulaufmenge einer kommunalen Kläranlage. Die Darstellung beruht auf ca. 900 Tageswerten, dadurch treten zufällige Schwankungen in den Hintergrund. Für die Darstellung einer Jahresperiode wird auf Abbildung 9 verwiesen.



**Abbildung 2:** Wochenganglinie der mittleren Zulaufmenge.

Im Unterschied zu den Einflüssen aus dem Einzugsgebiet können die Prozesse in der Kläranlage im zeitlichen Maßstab

- von Wochen erfaßt werden, wenn es z.B. um Bilanzen geht, bei denen dynamische Einflüsse möglichst in den Hintergrund treten sollen.
- von Stunden/Tagen erfaßt werden, wenn es um Transportprozesse (z.B. Aufenthaltszeit) geht.
- von Minuten erfaßt werden, wenn die Aktivität der Biomasse im Vordergrund steht (z.B.  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$  in der Belebung, Sauerstoffverbrauch)

Da die maximale Häufigkeit der EÜ mit 1/d festgelegt ist, kann nur mit einem Tag Verzögerung reagiert werden. Diese Analysehäufigkeit ist nur für  $\text{NH}_4$ -Nab bei Kläranlagen der Größenklasse IV gefordert.

Betrachtet man die Eingriffe, welche auf Basis der Eigenüberwachung vorgenommen werden können, als Regler, so kann dieser maximal mit einer Frequenz von 1/d arbeiten. Eine gängige Praxis ist die Einstellung der Fällmittelmengen auf Basis der P-Ablaufwerte.

Zieht man die Unsicherheit der Meßwerte in Betracht, verbleiben bis zur Größenklasse III nur Eingriffe im Wochen- bis Monatsmaßstab, die auf Basis der EÜ durchgeführt werden können. Alle kurzfristigeren Vorgänge bleiben Gegenstand der Betriebsüberwachung.

### **Beschränkungen durch Probenahmeort und Parametersatz**

Die zu untersuchenden Parameter beschränken sich auf die in der 1.AEVk festgelegten Grenzwerte für Reinigungsleistung und Ablaufkonzentration. Dementsprechend werden nur im Zu- und Ablauf der Anlage Proben gezogen, wobei die Zusammenhänge meist schwach sind (KROISS, 1995). Daher sind aus den Zu- und Ablaufwerten der EÜ zumeist keine ausreichenden Erklärungen abzuleiten. Ein Eingriff kann erst unter Zuhilfenahme weiterer Informationen getätigt werden.

Die Bedeutung der organische Inhaltsstoffe (BSB, CSB, TOC) wird bei der EÜ sehr stark betont.

### **3 Nutzung der Eigen- und Betriebsüberwachung**

#### **Betriebsführung**

Im vorigen Abschnitt wurde angedeutet, daß die EÜ im eigentlichen Sinn nur geringen Nutzen für die Betriebspraxis hat. Das Behördeninteresse (EÜ) sollte schon durch die im Eigeninteresse durchgeführte Betriebsüberwachung abgedeckt werden. Das gilt für die zeitliche Auflösung, den Parameterumfang und die Probenahmeorte.

Die Normierung der Betriebsüberwachung ist schwierig, weil sie die Notwendigkeit einer bestimmten Messung für eine Vielzahl von Anlagentypen und -größen festzulegen hat. Da diese Festlegung immer auch ein Abgleich zwischen Aufwand und Nutzen der jeweiligen Messung ist, können erhebliche Ungleichheiten zwischen Anlagen entstehen. Die Messung ein und derselben Größe kann unterschiedlich aufwendig sein, oder bei einem Anlagentyp zur Regelung verwendet werden und bei einem anderen aber „nur“ der Dokumentation dienen.

Trotzdem wurde mit dem ÖWAV Arbeitsbehelf Nr.14 das Mindestmaß der Eigen- und Betriebsüberwachung normiert. Der Arbeitsbehelf legt die Parameter, Probenahmeorte und -intervalle fest, bezüglich der Aufbereitung und Ausarbeitung der Daten wird jedoch an die Landesdienststellen verwiesen. Gerade dieser Freiraum bei der Auswertung der Betriebsprotokolle führt zu Unsicherheiten. Der Datenumfang der Betriebsüberwachung und seine Auswertung sollten unbedingt als eine Einheit gesehen werden. Durch eine zumindest in Teilen standardisierte Auswertung bestünde die Möglichkeit, auf Basis eines bundesweit einheitlichen Datensatzes zu lernen (wie dies z.B. im Kläranlagenzustandsbericht praktiziert wird). Zudem sind standardisierte Auswertungen automatisierbar und es könnte ein Mindeststandard für die entsprechende Software gesetzt werden.

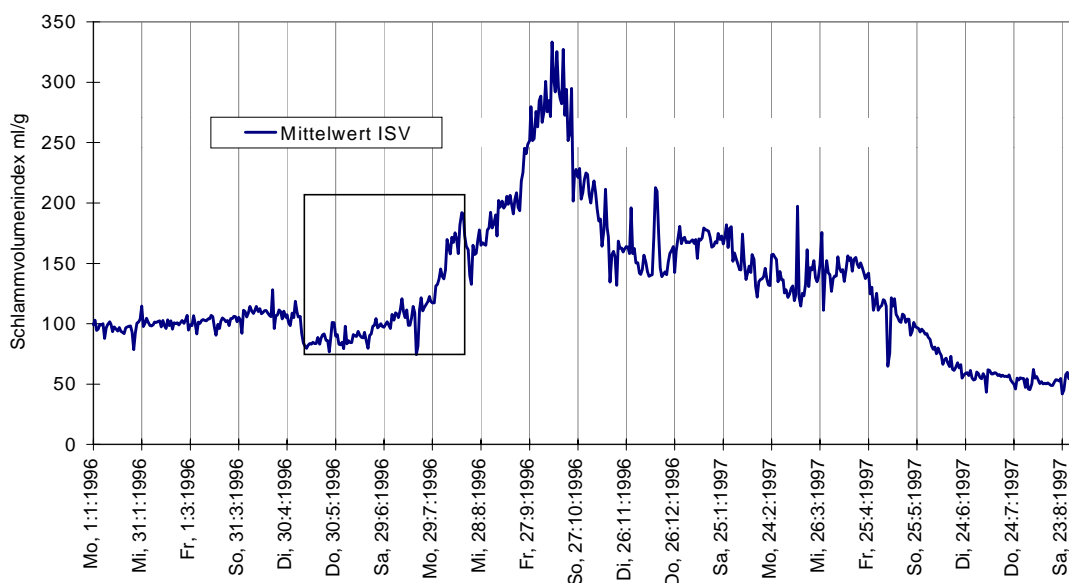
Es ist vorteilhaft, verschiedene Stufen der Datenauswertung zu unterscheiden (z.B. Ausbauplanung, Fremdüberwachung, Betrieb der Anlage). In der täglichen Betriebspraxis sind nur jene Daten nutzbar, die entsprechend rasch (also zumeist auf der Anlage direkt) ausgewertet werden können, wobei „Auswertung“ von der einfachen Graphik bis zur Zeitreihenanalyse und statistischen Modellierung ein weites Feld umfassen kann. Schon sehr einfache

Verfahren können nützlich sein, wenn sie auf breiter Basis angenommen werden. Sogar einzelne Kennwerte haben durch die häufige Verwendung sehr wesentlich zur Veranschaulichung von Sachverhalten beitragen (z.B. kWh/kg BSB<sub>5</sub>) und das IAWQ-activated sludge model hat zur Entwicklung einheitlicher Begriffe geführt. Einen ähnlichen Effekt kann eine standardisierte Betriebsdatenpräsentation bzw. Auswertung haben.

In den folgenden Abschnitten werden einige Beispiele für einfache Betriebsdatenauswertungen gebracht. Die einen haben dabei eher „intuitiven“ Charakter und dienen z.B. dazu, einen großen Datenbestand zu präsentieren, die anderen versuchen ausgewählte Informationen herauszuarbeiten oder z.B. dimensionierungsrelevante Parameter abzuleiten.

### Beispiel 1

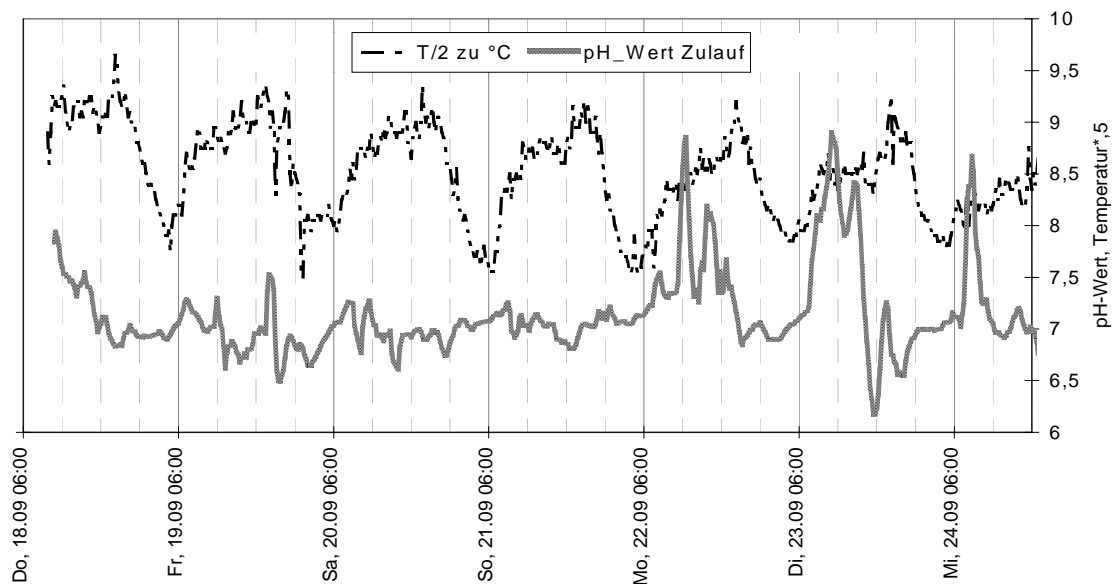
Oft genügt schon eine einfache Graphik, um eine Entwicklung zu veranschaulichen (Abbildung 3). In diesem Beispiel wurde der rasche Anstieg des I<sub>SV</sub> im eingerahmten Bereich kaum beachtet und die kurzfristigen Verbesserungen wurden überinterpretiert. Gezielte Maßnahmen wurden daher erst ab Ende September 96 gesetzt. Die Problemanalyse konnte auf Basis der vorhandenen Betriebstagebücher begonnen werden. Ein Teil der vermuteten Ursachen (Nährstoffmangel, geringe O<sub>2</sub>-Konzentrationen) wäre bei einer laufenden Auswertung erkennbar gewesen und man hätte vorsorglich aktiv werden können.



**Abbildung 3:** Ganglinie des Schlammvolumenindex.

## Beispiel 2

Vielfach sind im Zulauf von Kläranlagen Messungen von Sondenparametern installiert. Diese Messungen sind relativ teuer und erfordern regelmäßige Wartung im Betrieb. Die Daten werden im Betriebsprotokoll zumeist als min/max/mittel-Werte ausgewiesen. Es ist nicht von vornherein einsichtig, zu welchem Zweck diese Messungen installiert werden. Der tatsächliche Nutzen dieser Messungen in der Praxis ist gering, wenn keine Auswertung bzw. Interpretationshilfe damit verbunden wird. Wenn sie vorhanden sind, können die Werte eventuell zur Identifikation des Einflusses von Indirekteinleitern verwendet werden. In der Abbildung 4 sind die Ganglinien von pH und Temperatur einer kleinen Kläranlage dargestellt. Die erheblichen pH-Wert Schwankungen, die von Montag bis Mittwoch zwischen 6:00-18:00 auftreten, sind auf den Einfluß eines Indirekteinleiters zurückzuführen. Die Dauer des Einflusses läßt eine gewisse Unverfrorenheit erkennen. Bei einer unmittelbaren Auswertung, hätten sofortige Kontrollmessungen im Kanalnetz zur Identifikation des Einleiters führen können.

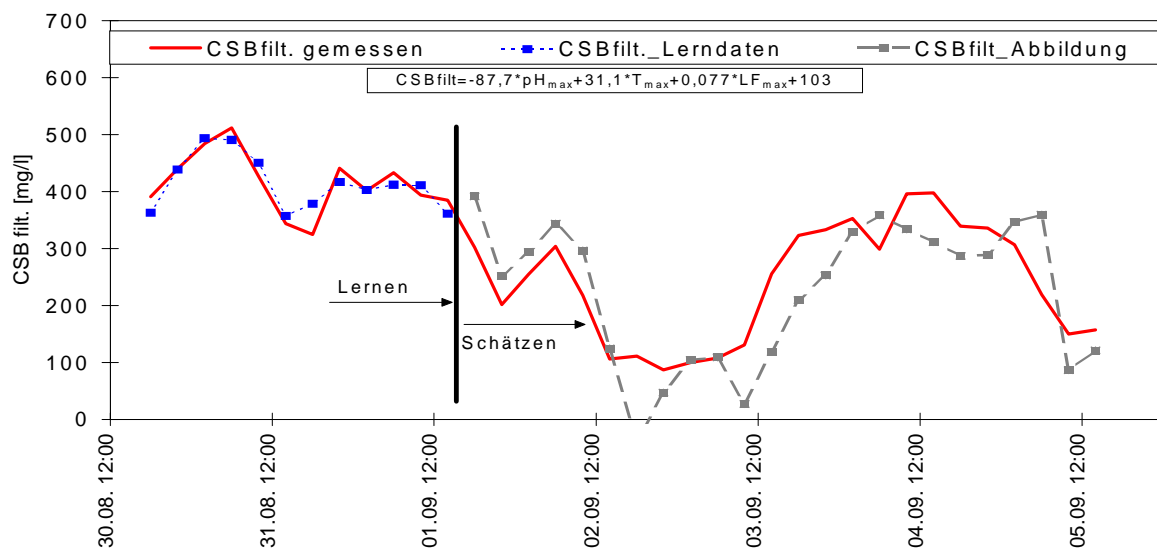


**Abbildung 4:** Einfluß von gewerblichen Einleitern auf Temperatur und pH-Wert im Zulauf zu einer kleinen Kläranlage (4000 EGW).



### Beispiel 3

Derart deutlich sichtbare Einflüsse treten nur selten auf, jedoch können aus der gleichzeitigen Betrachtung mehrerer Sondenparameter auch weniger dominante Einflüsse identifiziert werden (z.B ist in Abbildung 4 mit dem hohen pH-Wert auch eine leichte Verringerung der Temperatur verbunden). Dazu werden die im Normalbetrieb auftretenden Schwankungsbreiten der einzelnen Parameter und ihre Zusammenhänge durch ein statistisches Modell beschrieben. Es kann damit nicht nur „unspezifisch“ (Normalbetrieb-ja/nein) auf die Abweichung von einem Normalzustand, sondern sogar mit hoher zeitlicher Auflösung (4h-Mischproben in Abbildung 5) auf die Größenordnung einzelner Parameter im Rohabwasser geschlossen werden (Abbildung 5).



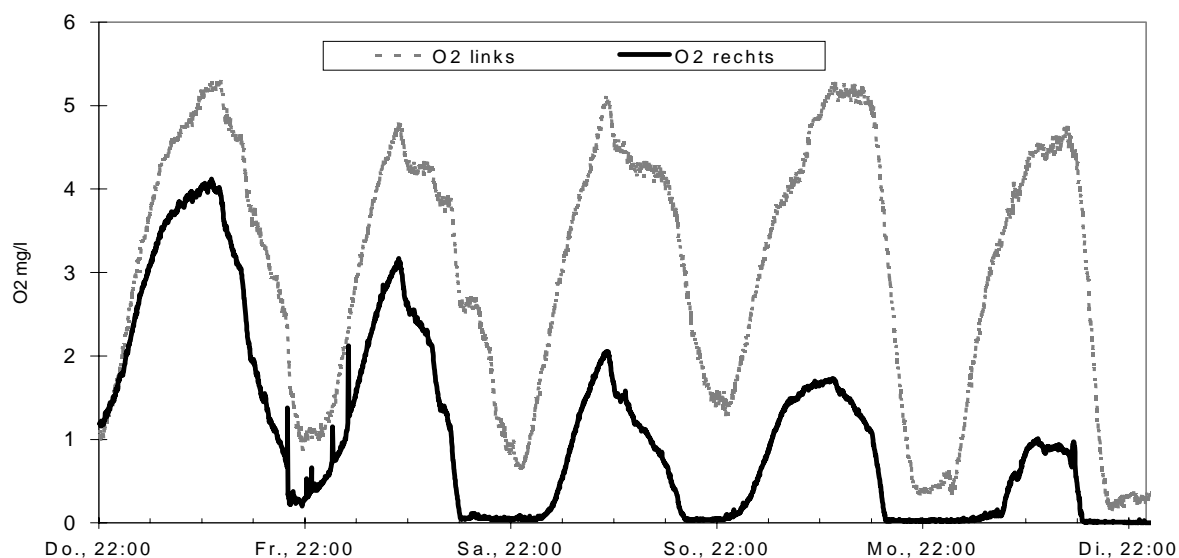
**Abbildung 5:** Abbildung von Sondenmeßwerten im Zulauf auf den CSBfilt.

Die Schärfe dieser Charakterisierung ist u.a. vom Mischungsverhältnis (gesuchter Einfluß/Normalabwasser) und von der Wahl geeigneter „Lerndatensätze“ und Abbildungsparameter abhängig. Zur laufenden Aktualisierung der Abbildung können die Zulaufparameter der EÜ verwendet werden.

## Beispiel 4

Die gleichmäßige Abwasser- und Luftverteilung auf parallele Becken ist in der Praxis oft nicht gegeben. Dies kann, sofern die Sonden geeicht sind, anhand von Sauerstoffganglinien in parallelen Becken dargestellt werden (Abbildung 6).

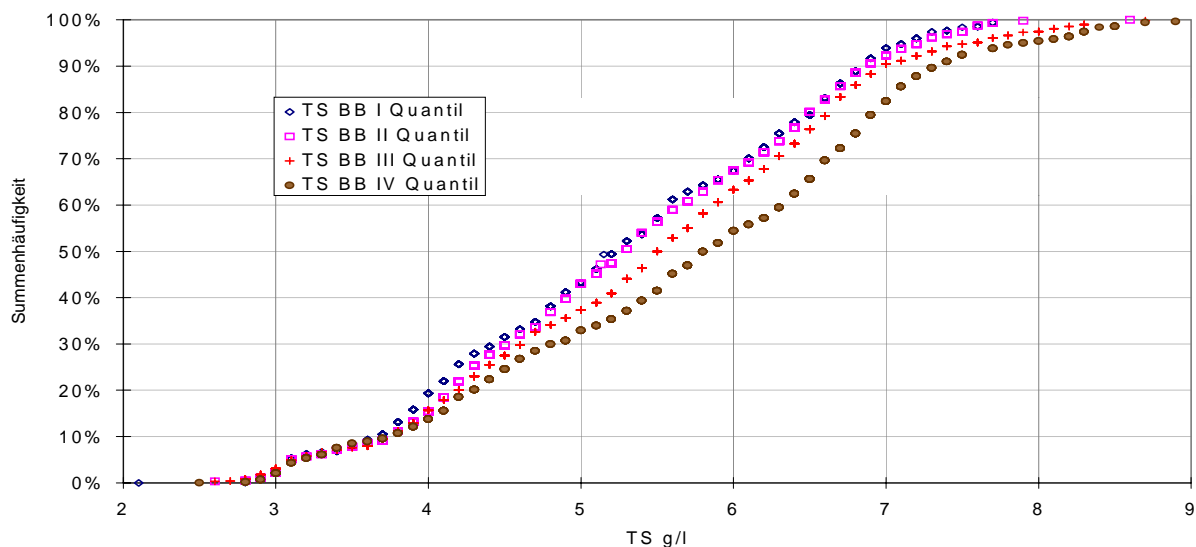
Die Trennung des Einflusses der Belastung von jenem des Sauerstoffeintrags, kann z.B. durch Vergleich der Ganglinien bei aus- und eingeschalteten Belüftern erfolgen (getrennte Durchmischung vorausgesetzt). Dazu muß zunächst die Abwasserverteilung geändert werden, bis die Neigung des abfallenden Astes der Sauerstoffkurve in beiden Becken gleich groß ist. Der Abstand dieser Eingriffe muß mindestens der Aufenthaltszeit in den Becken entsprechen. Wenn keine Rührwerke vorhanden sind, kann die Abwasserverteilung durch Messung der Momentanatmung eingestellt werden. Danach kann die Luftverteilung so eingestellt werden, daß die Sauerstoffkurven zur Deckung kommen.



**Abbildung 6:** Sauerstoffganglinien in parallelen Becken einer Teichanlage.

## Beispiel 5

Ungleichheiten zwischen einzelnen Becken zeigt auch die Abbildung 7. Hier sind die Trockensubstanzmessungen als Summenhäufigkeit aufgetragen. Die Becken werden aus einem gemeinsamen Verteilerschacht beschickt. Es ist nicht unmittelbar einsichtig, wie die dargestellten Ungleichheiten zustande kommen. Aus den Ganglinien der Trockensubstanz ist in diesem Fall nur ein sehr undeutlicher Eindruck zu gewinnen, wohingegen aus den Häufigkeitssummen die Ungleichheit und ihre Größenordnung erkennbar ist (0,5g/l beim Median oder ca.10%). Die Ursache wird (nach Prüfung der Probenahme) in der Anordnung der Rücklaufschlamm- und Abwasserzuleitungen zum Verteilschacht vermutet. Dies wirkt sich ebenso auf den Sauerstoffverbrauch aus.

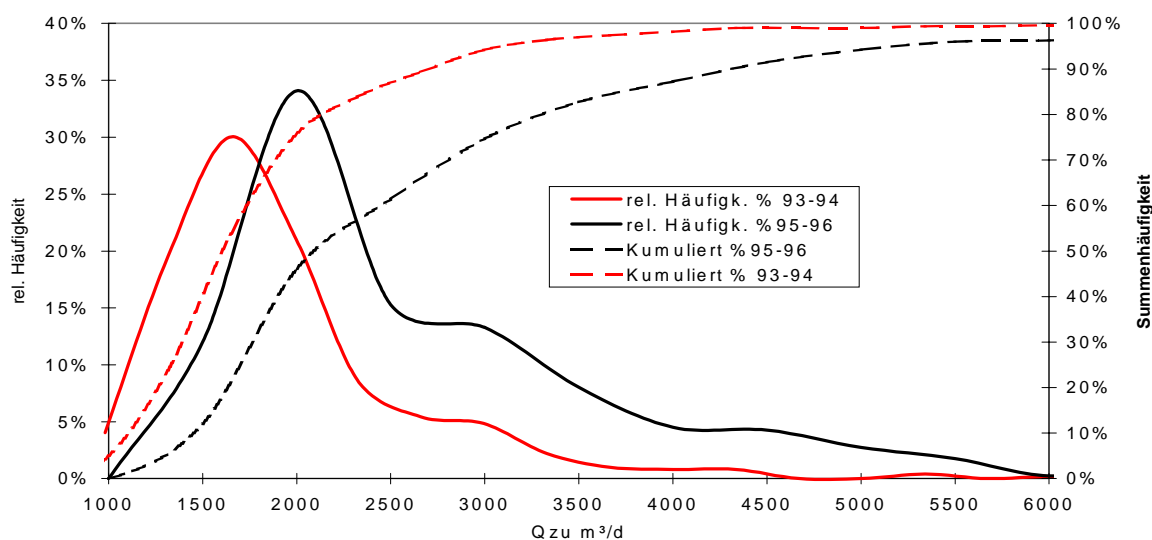


**Abbildung 7:** Vergleich der Häufigkeit der TS in 4 parallelen Straßen.

## Beispiel 6

Die Abbildung 8 zeigt die Häufigkeitsverteilung und Summenhäufigkeit der Zulaufmenge, vor und nach Einleitung der Wasserhaltung einer Baustelle. Nach Fertigstellung der Arbeiten fielen die Wassermengen wieder auf ihr ursprüngliches Niveau. Die Linie der relativen Häufigkeiten sind gegeneinander

verschoben, zeigen aber einen sehr ähnlichen Verlauf. Durch die Charakteristik, die in solchen Darstellung sichtbar wird, kann auf die Art und z.B. anhand des Medians auf die Größenordnung eines Einflusses geschlossen werden.

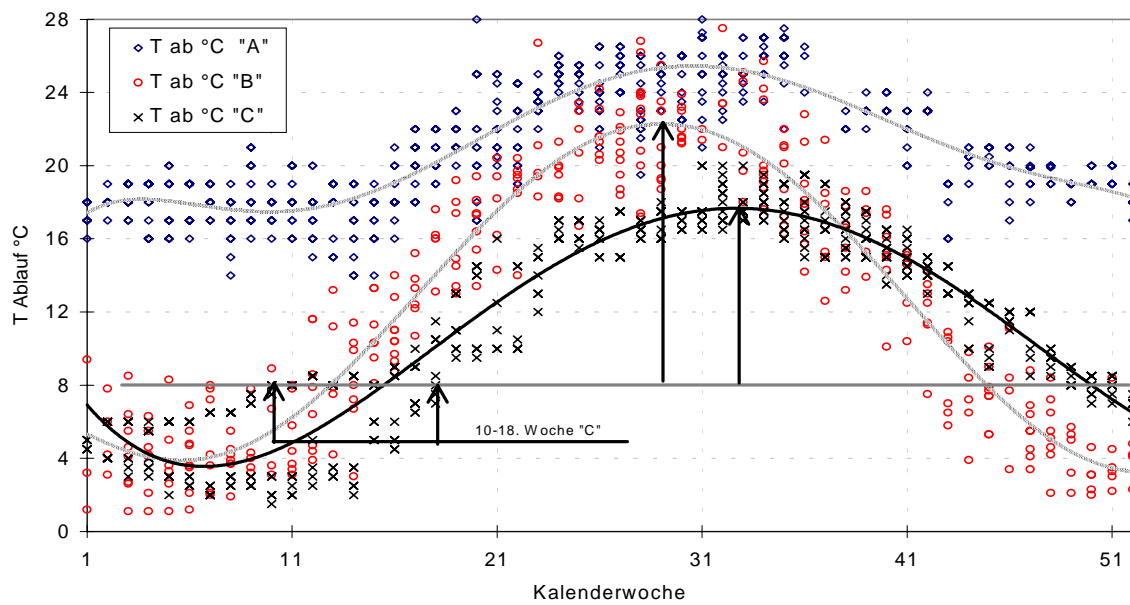


**Abbildung 8:** Verschiebung der rel. Häufigkeit der Zuflußmengen durch Fremdwasser.

## Beispiel 7

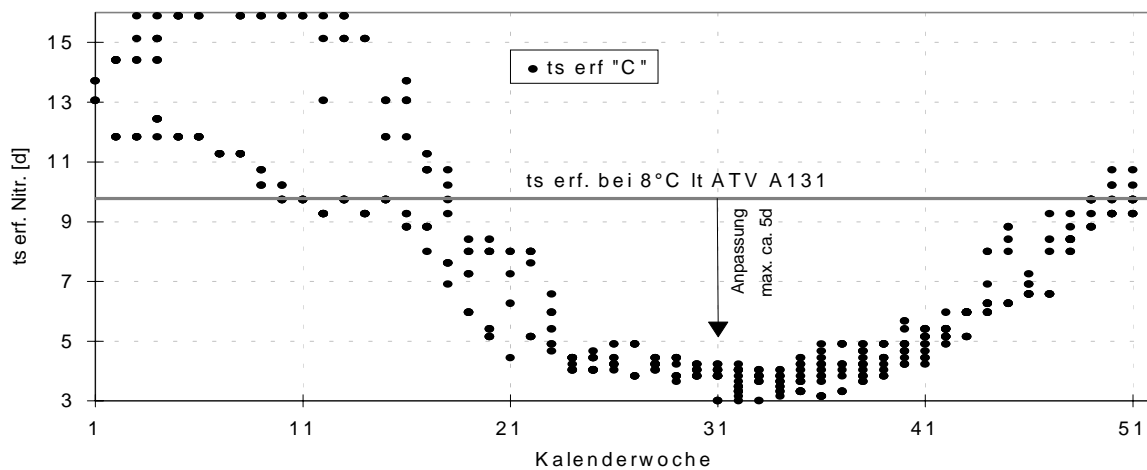
Eine Reihe von Vorgängen im Einzugsgebiet und in der Kläranlage sind temperaturabhängig. Eine ev. Anpassung der Betriebsweise an die Temperatur soll sich nicht nach dem Kalender sondern nach Meßdaten richten, da die Unterschiede von Jahr zu Jahr erheblich sein können.

Die Abbildung 9 beruht auf mehrjährigen Aufzeichnungen von drei unterschiedlichen Kläranlagen. Sie zeigt die Schwankungsbreite der Ablauftemperatur, die auf einer Anlage von Jahr zu Jahr auftreten kann sowie die von Anlage zu Anlage unterschiedliche Ausprägung der Jahresganglinie. Als Ersatz für die Mittelwerte wurde an jede Datenreihe ein Polynom angepaßt. Der Verlauf kann einerseits durch die Amplitude und andererseits durch die Streuung der Werte um den jeweiligen Mittelwert beschrieben werden.



**Abbildung 9:** Jahresganglinien der Ablauftemperatur.

Durch die Temperatur werden u.a. das erforderliche Schlammalter, der Sauerstoffeintrag und der Vorabbau in der Kanalisation beeinflusst. Die Abbildung 10 zeigt das erf. Schlammalter (Nitrifikation) für eine der Temperaturganglinien aus Abbildung 9. Theoretisch besteht erheblicher Spielraum für die Anpassung der TS an die Temperaturen im Sommer. Bei richtiger Vorgangsweise werden die Ablaufwerte nicht gefährdet, die Schlammvolumenbeschickung der Nachklärung und der Energieverbrauch werden verringert sowie ggf. die Faulgasausbeute erhöht. Der Nutzen wäre von der Charakteristik der Jahrestemperaturganglinie abhängig. Für diese Anpassung ist näherungsweise die mittlere Temperatur in der Belebung über den Zeitraum eines Schlammalters maßgeblich.



**Abbildung 10:** Ganglinie des Nitrifikationsschlammalters für „C“ der Abbildung 9.

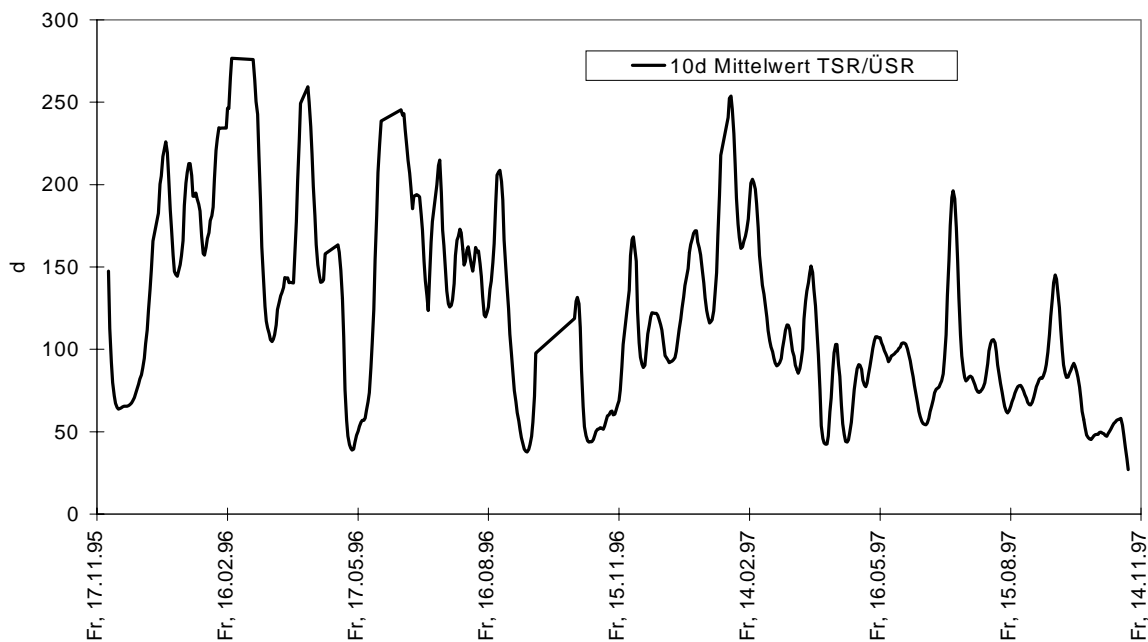
## Beispiel 8

Voraussetzung für die Kontrolle über das Schlammalter ist aber die Kenntnis der tatsächlich aus dem Prozeß entnommenen TS. Laut Arbeitsbehelf Nr.14 ist dies für KA ab 5.000 EGW empfohlen. In der Praxis stellt sich die Kontrolle des Überschussschlammabzugs oft als schwierig heraus. Gründe dafür sind

- keine oder ungenaue ÜS-Mengenmessung
- repräsentative Probenahme für TS Bestimmung problematisch (TS-Änderung im Verlauf einer Charge)
- Rücklauf aus dem Eindicker (od. Vorklämung) wird vernachlässigt

Nachdem das Schlammalter der maßgebliche Dimensionierungsparameter ist, sollte ihm auch im Betrieb vermehrt Aufmerksamkeit geschenkt werden. Häufig ist aber die tatsächliche Schlammentnahme nur unter unsicheren Annahmen zu ermitteln. Wegen der Differenz zwischen Schlammentnahme und tatsächlicher ÜS-Produktion, ergibt der Quotient  $TS_R/ÜS_R$  nur über große Mittelungszeiträume sinnvolle Werte für das Schlammalter. Der Nettoertrag ( $gTS/gBSB_5$ ,  $gTS/gCSB$ ) als Plausibilitätsprüfung für die ÜS-Produktion ist von der Genauigkeit der Zulauffrachtmessung abhängig.

In der Abbildung 11 wurden die Werte des Betriebstagebuches einer Belebtschlammanlage seit deren Inbetriebnahme aufgetragen. Über diesen Zeitraum ergibt sich ein Ertrag von  $0,2kg TS/kg CSB'$  ( $0,37kgTS/kgBSB_5$ ). Die ungewöhnlich hohen Werte der Abbildung 11, die auch unter Vernachlässigung der Fällungsprodukte zu geringe Ertragswert und die Tatsache, daß Rückflüsse aus der Schlammbehandlung nicht erfaßt werden, deuten auf Meßfehler (z.B Unterbestimmung der ÜS-Menge, Überbest. der org. Belastung im Zulauf).

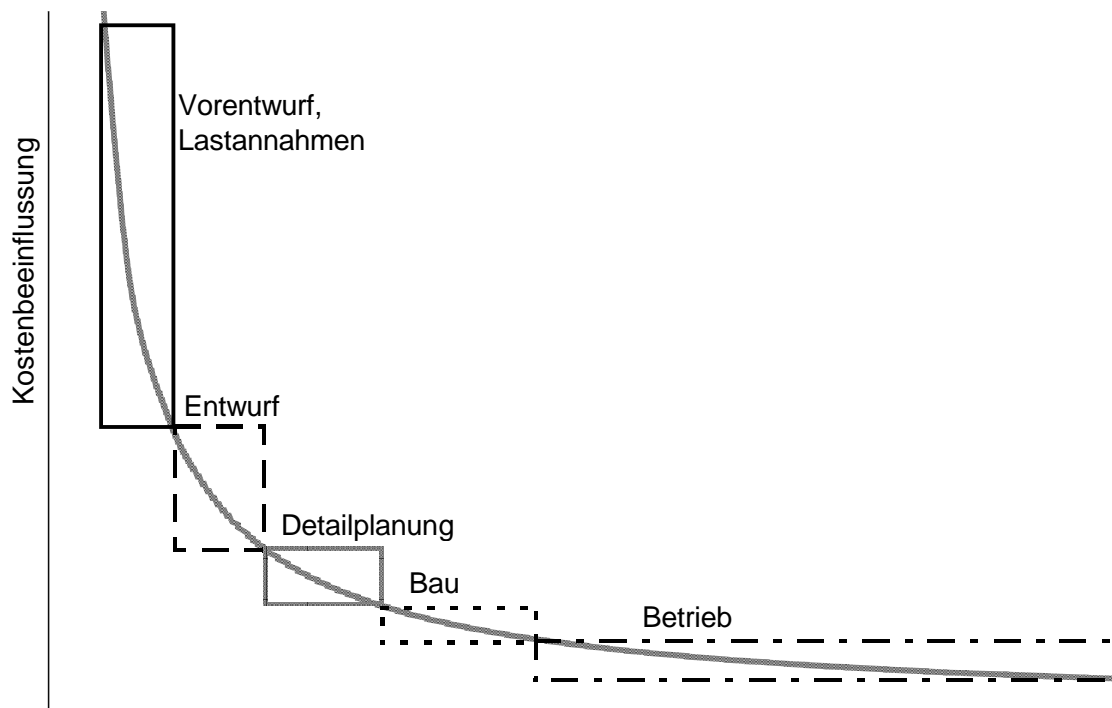


**Abbildung 11:** Ganglinie TSR/ÜSR entsprechend dem Betriebstagebuch.

Das Beispiel 7 (Einstellung des Schlammalters im Bereich weniger Tage nach dem Jahrestemperaturverlauf) wird mit der gegenwärtig üblichen Betriebsüberwachung kaum zu bewerkstelligen sein. Die großen Abweichungen vom Bemessungsschlammalter, wie sie im Beispiel 8 gezeigt wurden, können jedoch durchaus verhindert werden. In diesem Zusammenhang wäre es ein Fortschritt, wenn den Meß- und Probenahmeeinrichtungen für die Schlammentnahme mehr Aufmerksamkeit zukäme. Eine möglichst kontinuierliche Schlambewirtschaftung ist zu bevorzugen (sofern die baulichen Einrichtungen das zulassen).

### **Feststellung der Auslastung und Ausbauplanung**

Der Einfluß auf die Kosten der Abwasserreinigung nimmt von der Planung bis zum Betrieb ständig ab. Möglichkeiten, die in der Planung nicht vorgesehen wurden, können auch durch die perfektste Betriebsführung nicht kompensiert werden. Dieser Zusammenhang wird in Abbildung 12 schematisch dargestellt. Es ist naheliegend und in allen Berechnungsverfahren und Normen festgeschrieben, daß man nach Möglichkeit Meßwerte anstelle von Standardparametern zur Dimensionierung verwendet.



**Abbildung 12:** Kostenbeeinflussung vom Bau zum Betrieb  
(modifiziert nach Bucksteg, 1995)

In der Diskussion sollte es nicht nur um zu groß oder zu gering bemessene Anlagen gehen, sondern es müssen auch alle Anlagenteile in der richtigen Relation zueinander stehen. Analog dazu kann auch die Feststellung des Auslastungsgrades getrennt für jeden Anlagenteil erfolgen. Diese differenzierte Betrachtung wird allein schon aufgrund der gewachsenen Struktur vieler Anlagen erforderlich.

Die Daten der Betriebsüberwachung dienen als Basis für eine „zielgenaue“ bzw. exakte Bemessung. Darüberhinaus können zwar im Einzelfall und je nach Planungsstadium Sonderuntersuchungen nützlich sein, primär geht es zunächst aber um Nutzung der vorhandenen Daten.

Die Auswertung kann unter verschiedenen Aspekten durchgeführt werden:

- Feststellung bestehender Reserven  
(Vergleich der Ausbaugröße mit der Belastung)
- Parameterspezifischer Vergleich der Dimensionierungsannahmen mit den Meßwerten
- Vergleich der geplanten mit der „gemessenen Anlagenleistung“



Die Qualität der Daten für die Planung ist in der Praxis sehr unterschiedlich. Die Bandbreite geht von Ausbauplanung nach Belastungsschätzwerten, über Berücksichtigung der Betriebsüberwachung, bis zu mehrjährigen halbtechnischen Untersuchungen. Da die Notwendigkeit einer Anpassung nicht von einem Tag auf den anderen kommt, besteht die Möglichkeit, den Umfang der Betriebsüberwachung auf die Planungserfordernisse abzustimmen. Die wesentlichsten Informationen lassen sich schon aus Ganglinien und Summenhäufigkeiten bzw. Häufigkeitsverteilungen der wichtigsten Parameter ablesen. Welche Parameter im Einzelfall wichtig sind, erkennt man aus Sensitivitätsuntersuchungen, die z.B. mit der Dimensionierungssoftware durchgeführt werden.

### Beispiel 9

Die Häufigkeitssummen in Abbildung 13 sind einerseits für alle Zulaufmengen und andererseits nur für Trockenwetterzuläufe dargestellt (Auswertzeitraum 2 Jahre). Der 85% Wert der Trockenwetterzuläufe liegt bei 20.500m<sup>3</sup>/d, die Reserve gegenüber der Bemessungswassermenge von 24.000m<sup>3</sup>/d beträgt 3.500m<sup>3</sup>/d (Auslastungsgrad 85%). Der „unruhige“ Verlauf der Summenlinien ergibt sich durch automatische und händische Eingriffe auf die Zulaufmenge. Besonders auffällig ist dabei, daß sich die höchsten Regenwettermengen kaum von den höchsten Trockenwettermengen unterscheiden...

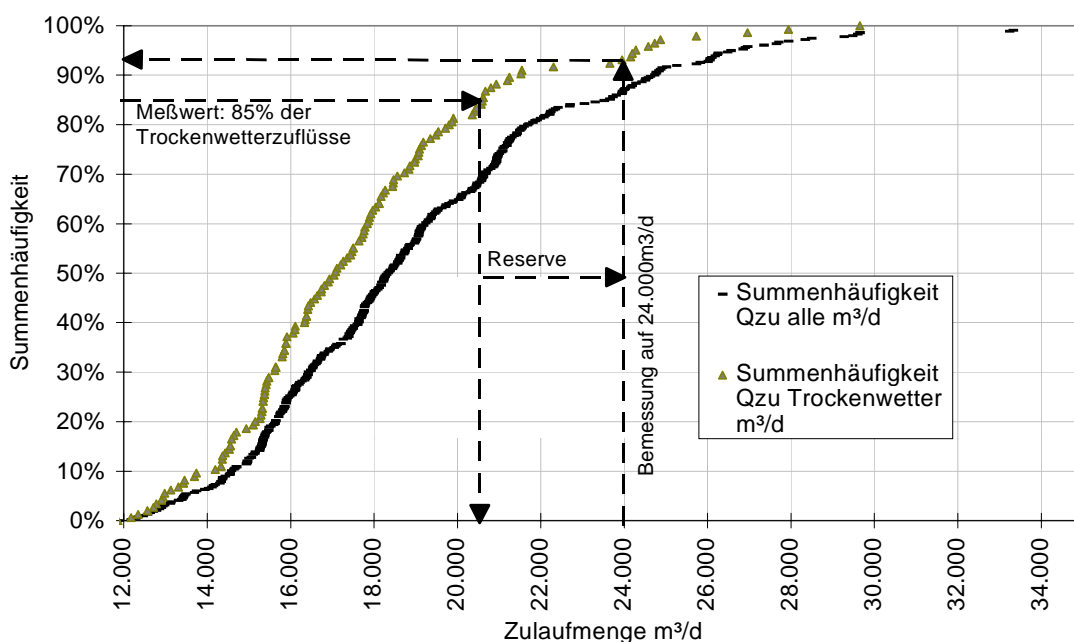
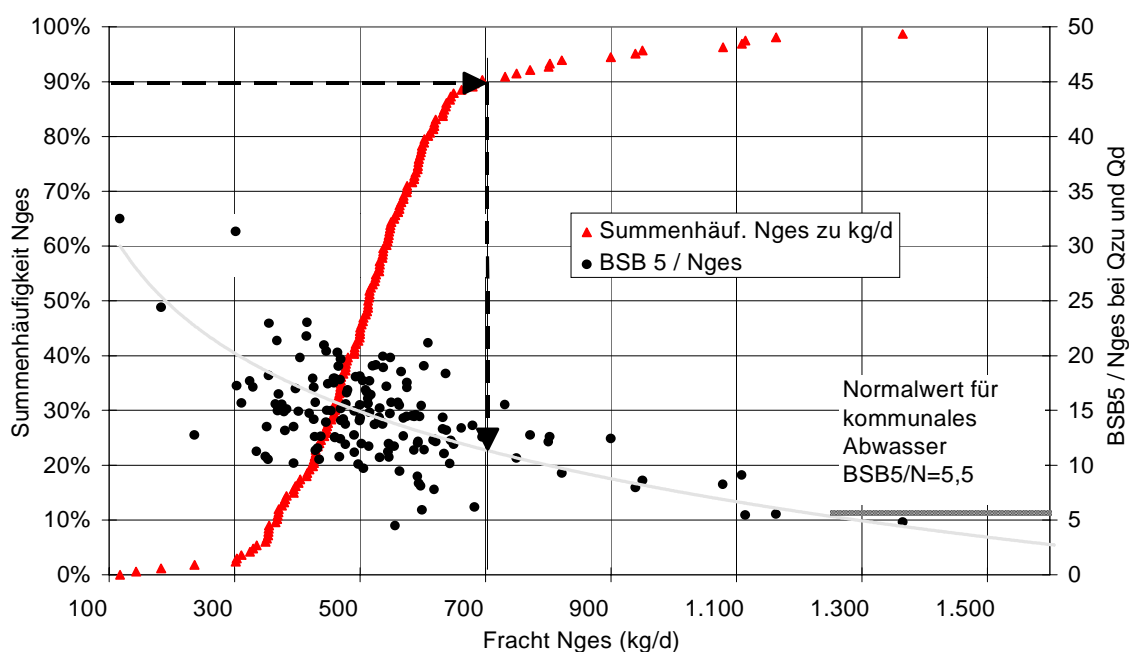


Abbildung 13: Summenhäufigkeit der Trocken und Regenwetterzuflüsse.

## Beispiel 10

Ungünstige Verhältnisse für die Denitrifikation ergeben sich bei hohen Stickstofffrachten und gleichzeitig niedrigen C/N-Verhältnissen. Dieser Lastfall wird von der Hochschularbeitsgruppe empfohlen (DOHMANN et.al,1996). Die Verhältnisse werden in der Abbildung 14 gezeigt. Der Zusammenhang zwischen  $BSB_5/N_{ges}$  und Stickstofffracht ist sehr unscharf, jedenfalls wird das Verhältnis mit steigender N-Fracht ungünstiger. Die Tendenz wird allerdings erst über dem 90%-Wert der N-Frachten deutlich, also in einem Bereich der üblicherweise für die Dimensionierung nicht herangezogen wird.

Die Ursache für den undeutlichen Zusammenhang von C/N mit der N-Fracht liegt darin, daß im gezeigten Fall C mehrheitlich aus gewerblichen und N mehrheitlich aus kommunalen Quellen kommt. Dem entsprechend beträgt der Mittelwert der  $BSB_5/N$ -Verhältnisse ca. 15. Bei kommunalem Abwasser wäre ein Wert von  $BSB_5/N=5,5$  zu erwarten. Bei dem gezeigten Beispiel kann man unter normalen Anforderungen auf eine gezielte Denitrifikation verzichten.



**Abbildung 14:** „Zusammenhang“ von Stickstofffracht und  $BSB_5/N_{ges}$ -Verhältnis zur Beschreibung der Abwasserzusammensetzung

## Beispiel 11

Zur Abschätzung der Abwasserzusammensetzung können die Verhältnisse einzelner Parameter untersucht werden. Für die „Abbaubarkeit“ wird in Abbildung 15 das CSB<sub>zu</sub>/BSB<sub>5zu</sub>-Verhältnis als Häufigkeitssummenlinie dargestellt. Die leichte Abbaubarkeit kommt in den zumeist relativ geringen CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnissen zum Ausdruck. Auffällig ist, daß die Kurve über 90% wesentlich flacher verläuft. Die Schiefe kommt u.a. in der Abweichung des Median (1,46) vom arith. Mittelwert (1,53) zum Ausdruck.

Offensichtlich gelangen an 10% der Tage Abwässer zur Anlage, die von der Normalzusammensetzung stark abweichen. Da die Anpassung einer Verteilung an die Meßwerte keine Erklärung liefert, wurden verschiedene Abhängigkeiten untersucht. Bei einer genaueren Betrachtung kann man feststellen, daß die hohen Werte von der Fracht und auch von der Wetterlage unabhängig sind, aber sie treten nur an 2 Tagen in der Woche auf (in diesem Fall Do und Fr). Damit schließt sich der Kreis wieder zur Indirekteinleiterkontrolle.

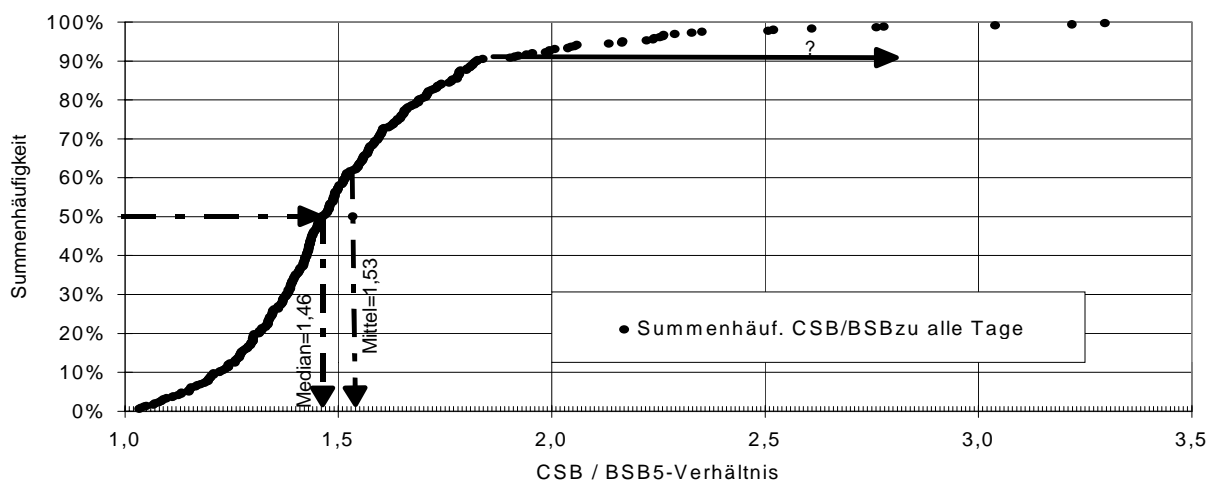


Abbildung 15: Summenhäufigkeit der CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnisse.

## 4 Literatur:

- BUCKSTEG, K: Kostensparen in der öffentlichen Abwasserentsorgung, Berichte der ATV, Heft 45 (1995)
- DOHMANN,M,FREUND,M,ROLFS,T:Verbesserte Bemessung biologischer Stufen kommunaler Kläranlagen, GWA, Band 156, Aachen 1996,26/4
- KROISS, H., DEUTSCH, K., FRANZ, A., SVARDAL, K.: Anpassung der 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser an EU-Recht, Bm. F. Land- und Forstwirtschaft - Wasserwirtschaftskataster, Nov. 1995, Wien, 3-7
- ÖNORM, EN 12255-11, Entwurf vom 1.4.98

Dipl. Ing.Nikolaus Fleischmann

Institut für Wasserversorgung, Abt. Siedlungswasserbau, BOKU-Wien

Muthgasse 18  
A-1190-Wien

Tel: 36006 / 5807

Fax: 3689949

email: fleischmann@iwgf-sig.boku.ac.at

# Grundlagen für Betrieb und Optimierung von On-line Ammonium- und Nitratmonitoren

C. A. Thonhauser

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU-Wien

**Kurzfassung:** On-line Meßsysteme auf Abwasserreinigungsanlagen dienen zur Regelung von Prozessen und zur Dokumentation der Ablaufqualität. Chemische Monitore werden häufig als wenig verlässlich abgetan, ohne daß die dafür verantwortlichen physikalisch-chemischen Grundlagen eine ihrer Bedeutung entsprechende Beachtung finden. Eine zielführende Optimierung von Ergebnissen und Verfügbarkeit kann aber nur ausgehend von den in den jeweiligen Geräten angewandten Meßprinzipien erfolgen. Ziel des Beitrages ist es, Anwendern und potentiellen Konsumenten einen fundierten Einblick in die Funktionsweise dieser Systeme zu geben sowie Richtlinien für matrixzentrierte Optimierung, präventive Wartung und eine realistische Beurteilung der Resultate anzubieten.

**Keywords:** Beurteilung der Qualität von Analysendaten, Interferenzen, Optimierung, physikalisch-chemische Meßprinzipien, Stickstoff On-line Prozeßmonitore

## 1 Einführung: Der Einsatz von On-line Stickstoff - Monitoren auf Abwasserreinigungsanlagen

Niemand käme wohl auf die Idee zu hinterfragen, ob die Ausrüstung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen mit Leitwert-, pH- oder Sauerstoffsonden eigentlich gerechtfertigt ist, was insofern erstaunlich anmutet, weil selbst die meisten Chemiker mit elektrochemischen Meßprinzipien nur wenig vertraut sind. Dabei ist das Ziel der biologischen Abwasserreinigung keineswegs die Erreichung einer bestimmten Wassertemperatur oder eines bestimmten Sauerstoffgehaltes im Ablauf, sondern vielmehr die weitestgehende Elimination von organischen Substanzen sowie von Stickstoff- und Phosphorverbindungen. Der Einsatz solcher Sonden zur Prozeßsteuerung kann

daher bestenfalls eine Sekundärmethode sein. Praktisch nie - und das gilt auch für große Anlagen - werden die entsprechenden Nährstoff- oder Kohlenstoff- bzw. CSB-Monitore zu derartigen Zwecken herangezogen. Es ist beispielsweise beeindruckend, wie findig die Abwassertechnik bei der Steuerung der Denitrifikation über diese Sekundärparameter geworden ist: Anspruchsvollste Regelstrategien mit Hilfe von Sauerstoffsonden oder schwächste Redoxpotentialknicke werden herangezogen, um das abzuschätzen, was auf anderem Wege sehr wohl direkt erfaßbar und gleichzeitig die entscheidende Regelgröße ist, nämlich die aktuelle Nitratkonzentration.

Sehr oft wird eine mangelhafte Verlässlichkeit der chemischen On-line Monitore ins Treffen geführt, welches den Einsatz der nur scheinbar weniger störanfälligen rein elektrischen oder elektrochemischen Sonden rechtfertigt. Eigenartigerweise stößt sich kaum jemand daran, daß die Mehrzahl der auf Belebungsanlagen installierten Sauerstoffsonden keiner Vergleichsmessung mit einer gut kalibrierten Handsonde standhalten, oder daß etwa pH- oder Redox-Meßketten prinzipbedingt nicht für längere Standzeiten in wäßrigen Lösungen geeignet sind.

Zur Dokumentation der Ablaufqualität im Rahmen der Eigenüberwachung wird vom Gesetzgeber nach wie vor die Analyse von Mischproben, eventuell sogar nur Stichproben, verlangt, wo doch naheliegend ist, daß ein kontinuierliches oder quasikontinuierliches Meßsignal optimal wäre. Betrachtet man die Situation der Eigenüberwachung auf vielen Kläranlagen realistisch, so kommt man zu dem Schluß, daß ein falsches On-line Signal noch immer aussagekräftiger wäre als ein ebenso falscher Einzelwert. Hier ist freilich Vorsicht geboten: Jeder Meßwert ist grundsätzlich falsch oder - wissenschaftstheoretisch korrekter - grundsätzlich richtig. Darauf soll später noch detaillierter eingegangen werden (Abschnitt 6).

Die - zugegeben beträchtlichen - Investitions- und laufenden Kosten für On-line Monitore werden angesichts der Gesamtkosten einer biologischen Abwasserreinigungsanlage häufig überschätzt, ganz abgesehen von erst durch sie möglichen (aber in den seltensten Fällen garantierten) Einsparungen bei anderen Betriebsmitteln, wie zum Beispiel Energie oder Fällmitteln.

Die Wartung und vor allem die laufende Überprüfung dieser mitunter komplexen Geräte muß letztendlich durch das Kläranlagenpersonal erfolgen,

das Abschließen eines Wartungsvertrages mit dem Hersteller ist zwar zu empfehlen, aber in der Regel keinesfalls ausreichend. All dies ist im wesentlichen eine Frage der Ausbildung und der Motivation der Klärfacharbeiter, wobei mit Ausbildung nicht die zweistündige Einschulung durch den Gerätelieferanten gemeint ist. Auch ein komplex aufgebauter Monitor muß für niemanden undurchsichtig bleiben, denn die zugrundeliegenden chemischen und physikalischen Prinzipien sind jedermann zugänglich.

Ziel dieses Beitrages ist es nicht, mit den Gegebenheiten zu Gericht zu ziehen, sondern es geht vielmehr darum, potentiellen Konsumenten eine möglichst fundierte und realistische Idee davon zu vermitteln, was sie - im Positiven wie im Negativen - erwarten kann, sowie dem Anwender einen Einblick in die Funktionsweise - und das Nichtfunktionieren - dieser Geräte zu geben.

Warum es für den Betreiber notwendig ist, die grundlegenden Meßprinzipien eines On-line Monitors zu kennen, läßt sich an einem Beispiel verdeutlichen:

Es ist einem Kraftfahrer zwar nicht zuzumuten, die Funktionsweise seiner Bremsanlage kennen zu müssen; was er aber wissen muß ist, daß sein Bremsweg unweigerlich mit dem Quadrat der Geschwindigkeit zunehmen wird. Und dieses lebenswichtige Faktum ist nichts anderes als das physikalische Prinzip der Verzögerung als negative Beschleunigung.

Zahlenbeispiele aus der Betriebspraxis sollen hier lediglich zur Untermauerung des methodischen Ansatzes, daß nämlich die Praxis der Theorie zu genügen hat, dienen, sind aber für sich selbst nicht Gegenstand dieses Beitrages.

Im Übrigen wird genauso wenig auf die Vor- oder Nachteile einzelner Hersteller eingegangen wie auf - im allgemeinen durch konstruktive Mängel hervorgerufene - triviale Betriebsprobleme wie elektronische oder mechanische Defekte, wengleich diese häufig dazu angetan sind, einen Monitor schlechter zu machen, als er eigentlich sein könnte. Redundanz ist bedauerlicherweise für praktisch alle Hersteller ein unbekanntes Prinzip, selbst wenn so essentielle Bauteile wie die Abdichtungen elektronischer Bauteile gegen Wasser betroffen sind. Dies mag auch eine Folge des Konkurrenz- und damit auch Preisdruckes sein, der die Monitor-Produzenten peinigt.

## 2 Probenaufbereitung vor On-line Monitoren - Gut oder gut gemeint?

Der analytische Prozeß besteht, wie gemeinhin bekannt, nicht nur aus der Messung selbst, sondern aus einer Reihe von Teilschritten:

1. Die übergeordnete Problem- / Fragestellung muß definiert werden.
2. Das zu analysierende Objekt ist dingfest zu machen (z.B. der Auslauf einer Abwasserreinigungsanlage).
3. Probenahme: repräsentativ (d.h. Zusammensetzung der Teilmenge ident derjenigen der Gesamtmenge, zumindest hinsichtlich des interessierenden Parameters), Zeitpunkt, Stich- oder Mischprobe. Entfällt bei In-situ-Verfahren.
4. Probenvorbereitung: Überführung der Probe in einen meßbaren Zustand, der interessierende Parameter darf durch diesen Schritt nicht in seiner Menge / Konzentration verändert werden. Kann (und soll) entfallen, wenn die Meßmethode keine Vorbereitung erfordert.
5. Messung
6. Datenauswertung
7. Ergebnis: Analytische Information

Punkt 2. bis 7. wird als Analyseverfahren, 4. bis 6. als Analysemethode bezeichnet, 5. gehorcht dem Analyseprinzip.

### 2.1 Möglichkeiten der Probenaufbereitung

- Sedimentationseinheiten eignen sich nur für die Aufbereitung von Belebtschlamm, der zu den Monitoren gepumpt Überstand entspricht hinsichtlich des Feststoffgehaltes demnach etwa dem Ablauf Nachklärung. Die Sedimentationseinheit kann mit einer automatischen Schlammvolumen-Messung gekoppelt sein. Der Wartungsaufwand ist minimal, die zeitliche Verzögerung (Absetzzeit) kann aber, je nach  $v_s$ , erheblich sein, der Einsatz vor Monitoren für Regelungszwecke ist daher unter Umständen problematisch.



- Siebe und gröbere Filter: Vermögen genausowenig wie die Sedimentation, Wasser und Mikroorganismen gesichert voneinander zu trennen. Zahlreiche Varianten sind am Markt, darunter Trommelsiebe, Papierbandfilter und Anschwemmfilter (mit abnehmender Porenweite angeführt). Die wartungs- bzw. rückspülfreien Standzeiten nehmen bei diesen Verfahren mit zunehmendem Feststoffgehalt des Abwassers ab. Anschwemmfilter sind als einzige Probenvorbereitung gleichermaßen für Ablauf-, Zulauf- und Schlammproben (sogar Rücklaufschlämme) gut geeignet, die Investitionskosten sind aber am höchsten.
- Ultrafiltration (UF) ist die am häufigsten eingesetzte Probenvorbereitung im chemischen Abwasser-Monitoring. Da es sich bei UF-Kerzen um Querstromfilter handelt, entsteht kein Filterkuchen im eigentlichen Sinne. Durch die hohe Beschickung mit Wasser (bis zu 8 m<sup>3</sup>/h) sind die Strömungsverhältnisse in den meist einzölligen Innenrohren mit Sicherheit turbulent, die Dicke der laminaren Schicht ( $v_{\text{Wand}} = 0$ ) sinkt mit steigendem Durchfluß (MASCHLANKA, 1992). Diese laminare Schicht ist es, die, bei weitestgehender Abwesenheit von abrasivem Material, Bewuchs von - auch stickstoffumsetzenden - Mikroorganismen sowie die Ablagerung von biochemisch ausgeschiedenem Kalk und die Abscheidung von Fetten / Ölen an der Membranfläche möglich macht. Schlammflocken wirken bei den hohen Geschwindigkeiten in der Kerze abrasiv, daher eignen sich UF-Module am ehesten zur Feinfiltration von Belebtschlamm. Verstopfte, d.h. in der Regel: mit Bakterienaufwuchs verschleimte, Ablauf-Kerzen können durch zwischenzeitliche Filtration von Belebtschlamm mechanisch gereinigt werden. Hinsichtlich der Porenweiten der handelsüblichen UF-Membranen gibt es widersprüchliche Angaben, sie reichen von einigen µm bis hinab in den nm-Bereich (Arbeitsbereich der Dialyse). Ob mit der UF in jedem Fall gesichert bakterienfreies Permeat erhalten werden kann, darüber lagen keine Untersuchungen vor. Tatsache ist jedenfalls, daß die Permeatleitungen zu den Monitoren eine beliebte Aufwuchsfläche, sowohl für Algen (wenn Leitung lichtdurchlässig), als auch für Bakterien (ubiquitär auf Abwasserreinigungsanlagen) darstellen, dies besonders durch die geringe Strömungsgeschwindigkeit in den (überdies häufig sinnlos langen) Leitungen, denn die Permeatausbeute liegt bei der UF nur im Sub-Promille-Bereich. UF-Kerzen müssen regelmäßig gereinigt werden, oberstes Ziel ist die Abtötung der aufgewachsenen Mikroorganismen (zumeist durch Chlor).

## **2.2 Vorgeschaltete Filtrationseinheiten: Bedeutung und Einschränkungen für den Betrieb von On-line Monitoren**

Die für Stickstoff-Monitore eingesetzten Reagentien sind entweder billige Massenprodukte der chemischen Industrie (Schwefel- und Phosphorsäure, Natronlauge) oder werden als Farbstoffbildner nur in sehr geringer Konzentration verwendet. Keine der eingesetzten Chemikalien ist besonders toxisch (auch nicht Nitroprussid-Natrium oder Hydrazin) oder - bei sachgerechter Entsorgung - umweltrelevant. Dennoch: Wenn die Meßmethode schon Reagentien benötigt, dann, so die dominierende Ansicht, nur in den kleinstmöglichen Mengen. Diese Entwicklung hin zur Miniaturisierung schlug schon vor einiger Zeit in automatischen Continous-Flow-Analysensystemen fehl (der Einsatz solcher Microflow-Analyzer beschränkt sich praktisch nur noch auf die medizinische Labordiagnostik, wo allerdings zum Teil Reagentien Verwendung finden, die das Hundert- oder Tausendfache der kolorimetrischen Reagentien zur Nährstoffbestimmung kosten), nichtsdestotrotz werden die Schlauchquerschnitte und Meßzellen vieler On-line Monitore laufend kleiner ausgelegt. Im Zusammenspiel mit der in der Regel völlig unzulänglichen Matrixkompensation bei photometrischen Monitoren (s. 3.2.3) und keinen nennenswerten Fortschritten hinsichtlich der Standzeiten von ionensensitiven Elektroden ergibt sich in der Tat in vielen Fällen die Notwendigkeit zur Probenaufbereitung, d.h. Feststoffreduktion.

Probenaufbereitung, und mit Einschränkungen auch die Probenahme sind aber die einzigen verzichtbaren (der insgesamt sieben) Schritte des analytischen Prozesses (s.o.). Und da jeder Schritt mit Fehlern behaftet ist, sollte auf das, was verzichtbar ist, auch verzichtet werden; und dabei ist noch nicht einmal von Fehlerfortpflanzungseffekten die Rede. So gesehen sind In-line Sonden, also Meßsysteme, die zumindest quasikontinuierlich direkt im Medium messen, die optimale Lösung, denn bei ihnen werden beide verzichtbaren Schritte - und damit beide Fehlerquellen - vermieden. Allerdings, und das darf nicht verschwiegen werden, stellt die direkte Messung im Medium Abwasser höchste Ansprüche an die Monitore. Ansprüche, die selten erfüllt werden. Unvermeidbar ist auch ein höherer Wartungs- bzw. Reinigungsaufwand für ohne Filtration betriebene Monitore.

Die wesentliche Gefahr bei Filtrationseinheiten ist, wie bereits oben erwähnt, die Zurverfügungstellung von Aufwuchsfläche für Mikroorganismen sowie die

Verlängerung der für biologische Umsetzungen verfügbaren Zeitspanne. Gerade bei geringen Konzentrationen von Stickstoffverbindungen machen die Nitrifikations- und / oder Denitrifikationseffekte in Filtrationseinheit und Zuleitung mitunter einen nicht mehr akzeptablen prozentuellen Fehler aus. Einen Fehler, der vermeidbar wäre. Die Umsatzleistungen von festsitzenden Bakterien werden oft - selbst von Monitor-Betreibern die wissen wie ein Tropfkörper arbeitet - unterschätzt.

[Ein Beispiel aus der Praxis soll dies verdeutlichen:

Im Ablauf einer Versuchskläranlage befanden sich je ein Nitrat- und Ammoniummonitor, hintereinander geschaltet und - ohne Filtration - durch eine Membranpumpe mit ca. 8 l/h Förderleistung beschickt. Das Totvolumen des (zur Dämpfung der Pulsation der Pumpe) zuerst durchströmten Nitratmonitors betrug ca. 150 ml, die Zuleitungsschläuche bis zum Überlaufgefäß des photometrischen Ammoniummonitors waren insgesamt ca. 2 m (Innen-Ø 4 mm) lang. Die Durchflußzeit betrug daher etwas über eine Minute. Nach drei Wochen Betrieb seit der letzten Reinigung (mit Chlorbleichlauge) wurde zuerst ein Standard mit 1 mg/l NH<sub>4</sub>-N direkt im Ammoniummonitor aufgegeben: Die mehrmalige Messung ergab Werte zwischen 0,96 und 1,01 mg/l. Danach wurde derselbe Standard wie eine Probe durch Zuleitungen und Nitratmonitor angesaugt, die Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen lagen nun zwischen 0,30 und 0,45 mg/l. Nach Reinigung mit Chlor waren die nitrifizierenden Bakterien offenbar abgetötet, die Meßwerte lagen dann zwischen 0,9 und 1,0 mg/l NH<sub>4</sub>-N.]

Vor- und Nachteile einer Filtrationseinheit vor Monitoren könnte man wie folgt zusammenfassen:

- + geringere Meßwertschwankungen (höhere Präzision)
- + Monitore mit sehr geringem Reagentienverbrauch werden möglich
- + geringerer Reinigungsaufwand für den Monitor selbst
- + bei UF weitgehende Abtrennung von Mikroorganismen
- + längere Standzeiten für ionensensitive Elektroden
- „weniger-richtige“ Werte als ohne Probenvorbereitung
- längerer Delay (bis zu 10 min.), kritisch für Regelungen
- mehr Aufwuchsfläche für Mikroorganismen
- mehr Zeit für mikrobielle Umsetzungen
- Wartung an zwei Punkten statt an einem erforderlich
- zusätzliche Quelle für Störungen / Betriebsunterbrechungen

Steht man vor der Neuanschaffung eines Meßsystemes, sollten obige Überlegungen berücksichtigt werden, im Zweifelsfall sollten Monitore installiert werden, die auch ohne Filtration betrieben werden können (die Hersteller geben Richtwerte für maximale Feststoffkonzentrationen an). Ist der Wartungsaufwand für die Monitore dann aber zu hoch oder häufen sich Ausfälle, so kann eine Probenvorbereitung immer noch nachgerüstet werden, ohne den wesentlich teureren Monitor tauschen zu müssen. Steht die Regelung von Prozessen im Vordergrund, so sollte eine Filtrationseinheit nach Möglichkeit vermieden werden. Ideal für diesen Zweck sind In-line Sonden, sofern der Hersteller die Gewähr für Funktion und Ergebnissicherheit auch in feststoffreichen Medien, wie z.B. Belebtschlamm, übernimmt.

### **3 Der Ursprung von Freud und Leid - Theorie der Meßprinzipien**

So vielfältig die am Markt befindlichen Ammonium- und Nitratmonitore hinsichtlich äußerer Erscheinung und Detaillösungen auch sein mögen, so eingeschränkt ist die Anzahl der verwendeten physikalisch - chemischen Meßprinzipien: Sieht man von einigen wenigen volumetrisch arbeitenden Geräten ab (die Äquivalenzpunkterkennung erfolgt aber dennoch potentiometrisch oder amperometrisch; Absolutmethode), so kommen in allen Stickstoff- On-line Monitoren potentiometrische oder aber molekülabsorptionsphotometrische Verfahren zum Einsatz.

#### **3.1 Potentiometrie**

Die Potentiometrie ist das wohl am häufigsten angewandte elektrochemische Analysenprinzip (z.B. pH- oder Redox- Elektrode) und beruht auf der stromlosen Messung von Elektrodenpotentialen zur Ermittlung der Aktivität von Lösungsbestandteilen.

### 3.1.1 Elektroden

Elektroden sind berührende Systeme zweier elektrisch leitender Phasen, wobei in einer Phase Elektronenleitung (Leiter 1. Klasse), in der anderen Phase Ionenwanderung bzw. -leitung (Leiter 2. Klasse) erfolgt.

Die (Wasser-) Probe ist Leiter 2. Klasse (Ionenlösung) (dies erklärt beispielsweise auch, warum pH-Wert Messungen in reinstem destilliertem Wasser keine stabilen Ergebnisse zu liefern vermögen). Die ionensensitive Elektrode selbst besteht in der Regel aus einem System von Leitern 1. und 2. Klasse. Durch reversible elektrochemische Austauschvorgänge an der Grenzfläche Probelösung - Sensorelektrode wird nach einiger Zeit ein Gleichgewichtszustand erreicht. Vereinfacht kann angenommen werden, daß ein gewisser „Ladungsdruck“, eben ein elektrisches Potential, an der Elektrodenoberfläche entsteht. Und dieses Potential ist proportional der Aktivität der potentialverursachenden Ionen in der Probe.

### 3.1.2 Galvanische Zellen

Elektrodenpotentiale sind prinzipiell nicht direkt meßbar, sondern nur über eine Messung von Potentialdifferenzen zugänglich. Man ist also auf die Verwendung einer Bezugs- (oder Referenz-) Elektrode angewiesen, deren Potential konstant sein muß, das heißt, nicht durch Bestandteile der Probelösung beeinflusst werden darf. Das Referenzpotential schwankt nur bei Änderung der Temperatur. Das System aus Sensor- und Referenzelektrode, dessen Zellspannung schließlich gemessen wird, wird als galvanische Zelle oder Meßkette bezeichnet. Um den Stromkreis der Meßanordnung zu schließen, müssen nur noch Probelösung und Referenzelektrode elektrisch leitend verbunden werden. Dieses Element einer galvanischen Zelle ist der „Stromschlüssel“ und ist in der Regel als Diaphragma ausgebildet. Die Tatsache, daß diese Diaphragmen nicht nur für Ladungsträger, sondern auch für Wasser permeabel sind, führt zu massiven Einschränkungen hinsichtlich der Standzeiten von Bezugselementen in wäßrigen Lösungen.

Schon seit Jahrzehnten liegen elektrochemische Standardpotentiale für alle nur denkbaren Halbzellenreaktionen in tabellierter Form vor. Über die Gleichung von NERNST könnte im Prinzip die aktuell gemessene Galvanispannung direkt in eine Konzentration des potentialverursachenden Ions umgerechnet werden,

theoretisch ist die Potentiometrie also eine Absolutmethode die keinerlei Kalibrierung bedarf. Leider spricht aber eine Reihe von Gründen dagegen, potentiometrische Verfahren (abgesehen vom Einsatz zur Endpunktserkennung bei der Volumetrie) unkalibriert anzuwenden:

- Asymmetriepotentiale (vgl. pH-Sonde) führen zu nicht abschätzbaren Abweichungen von der theoretischen Galvanispannung. Verursacht werden sie durch mechanische Abnutzung der Elektrodenoberfläche sowie durch Blockierung des Stromschlüssels der Referenzelektrode und Verdünnung des Referenzelektrolyten.
- Abweichungen von der zu erwartenden Steigung von 59,2 mV pro Dekade Aktivitätsdifferenz (bei 25 °C und für einwertige Ionen) resultieren häufig aus verschmutzungsbedingten Diffusionsproblemen, sowohl am Diaphragma der Referenzzelle als auch an gaspermeablen Membranen, letzteres besonders bei der gassensitiven Ammoniakelktrode.
- Querempfindlichkeiten von anderen Ionen können auch bei Einsatz von TISAB's (total ionic strength adjustment buffers) nicht restlos unterdrückt werden.
- Das sich einstellende und gemessene Potential ist ein Maß für die Aktivität eines Ions, diese ist aber nur in seltenen Ausnahmefällen tatsächlich der Konzentration gleichsetzbar.

Die beiden letzten Punkte stellen die wesentlichen Einschränkungen für direktpotentiometrische Messungen dar und können - soferne höchste Ansprüche an die Meßgenauigkeit gestellt werden - nur durch Kalibrierung mit internen Standards einigermaßen zufriedenstellend eliminiert werden.

Die tabellierten Standardpotentiale sind auf die sogenannte Normalwasserstoffelektrode bezogen, für die - definitionsgemäß - das Standardpotential Null (bei allen Temperaturen) angenommen wurde. Dieser Elektrodentyp kommt aber wegen des apparativen Aufwandes und seiner Empfindlichkeit für Polarisationserscheinungen für den Routineeinsatz nicht in Frage. Echte Probleme ergeben sich daraus aber nicht, denn im Prinzip ist jede Halbzelle als Referenzelement geeignet, soferne die Elektrolytkonzentration konstant gehalten werden kann. Da ohnehin vor der eigentlichen Messung mit

Standardlösungen kalibriert wird, ist auch das Absolutpotential der Referenz - Halbzelle von geringem Interesse. In der Praxis - auch in On-line Monitoren - werden überwiegend Kalomel- ( $\text{Hg}/\text{Hg}_2\text{Cl}_2$ ) und Silber/Silberchlorid-Elektroden eingesetzt.

### 3.1.3 Warum „stromlose“ Messung?

Die Messung muß „stromlos“ sein, hierfür gibt es zwei wichtige Gründe:

- Es darf - besonders bei langfristigem Meßeinsatz (wie eben in Prozeßmonitoren) - zu keinen irreversiblen Abscheide- oder Auflösevorgängen kommen.
- Bei Stromfluß durch eine Elektrode treten Abweichungen zwischen der Galvanispannung bei Strombelastung und der Galvanispannung im stromlosen Zustand (welche bei der Potentiometrie das Meßsignal darstellt) auf. Die Differenz wird als Polarisationspannung bezeichnet. Ursachen hierfür sind Transportvorgänge im Elektrolyten, kapazitive Effekte sowie vor- und nachgelagerte chemische Reaktionen.

Die Forderung nach einer „stromlosen“ Potentialmessung stellt höchste Ansprüche an die Meßtechnik. Beträgt der Innenwiderstand eines guten, handelsüblichen Voltmeters 10-100 MOhm, so liegen die Widerstände in Meßgeräten für die Potentiometrie (z.B. auch in einfachen pH-Metern) um 3-4 Größenordnungen höher.

Da die gemessenen Potentiale maximal einige 100 mV betragen, ist die Abschirmung der Elektrodenkabel (koaxial) und der Meßelektronik von erheblicher Bedeutung.

### 3.1.4 Aktivität und Konzentration

Wie bereits erwähnt weichen für reale Proben in den meisten Fällen Ionenaktivitäten und Ionenkonzentrationen voneinander ab. Wichtige Ursachen hierfür sind:

- Unvollständige Dissoziation, selbst für Salze starker Säuren und Laugen
- Komplexbildung mit anderen Wasserinhaltsstoffen
- Gegenseitige Behinderung der Ionen in konzentrierten Lösungen

Gleichheit von Aktivität (potentiometrisches Signal) und Konzentration (erwünschter Meßwert) herrscht nur in „unendlich“ verdünnten Lösungen - hier wird der Aktivitätsfaktor  $f_i$  bedeutungslos - sowie in Lösungen mit identer Matrix, besonders hinsichtlich der Konzentration an indifferenten Fremdionen und Komplexbildnern. Da in der Praxis niemals „unendlich“ verdünnte Lösungen vorliegen, ist das Konstanthalten der Matrix der einzig gangbare Weg:

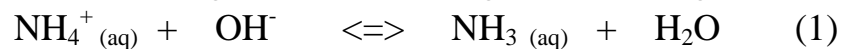
Man dosiert zu allen Kalibrierstandards und Proben hohe Fremdionenkonzentrationen und - falls erforderlich - große Mengen an besonders komplexaffinen Liganden. Was im Labor mit wenig verschmutzten Wasserproben vorzüglich funktioniert, erweist sich im Abwassermonitoring als schwer durchführbar und wird daher fast nie in effektiver Weise angewandt (s.a. Abschnitt 4).

### 3.1.5 Gassensitive Elektroden

Gassensitive Elektroden sind für mehrere gasförmige Protonendonoren und - acceptoren am Markt:  $\text{NH}_3$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{HCN}$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ .

Das im Wasser gelöste Ion muß durch eine vorgeschaltete chemische Reaktion zum überwiegenden Teil in eine pH-Wert beeinflussende, undissoziierte Verbindung übergeführt werden, in der Regel durch Zugabe einer starken Säure oder Lauge. Im folgenden wird nur noch die Ammoniak elektrode besprochen:

Ammoniumionen unterliegen im Wasser folgender Gleichgewichtsreaktion:



Gleichgewichtskonstante:

$$K_s = [\text{NH}_3] [\text{H}^+] / [\text{NH}_4^+] = 10^{-9,4} \quad (20^\circ\text{C}) \quad (2) \quad (\text{SIGG, STUMM, 1989})$$

Die Konzentration an Ammoniak, welcher durch eine gaspermeable Teflonmembran in den Innenelektrolyten der Elektrode diffundieren kann, hängt also von 3 Parametern ab:

1. Konzentration an Ammoniumionen im Wasser
2. pH-Wert des Wassers
3. Temperatur des Wassers (höhere Temperaturen führen zu höheren Ammoniakaktivitäten)



Was für die Fischtoxizität ungünstig ist, wird bei der potentiometrischen Ammoniumanalytik bewußt herbeigeführt: Durch Zusatz von hochkonzentrierten Alkalien (NaOH oder KOH) zur Wasserprobe wird praktisch das gesamte - mehr als 99,6 % bei pH 12 - gelöste Ammonium in undissoziierten Ammoniak konvertiert. Gemessen wird letztlich die pH-Wert-Veränderung im Innenelektrolyten durch eine potentiometrische pH-Elektrode.

Der Innenelektrolyt darf keinerlei Pufferkapazität aufweisen und soll zugleich lange Standzeiten der Referenzelektrode der pH-Meßkette ermöglichen sowie geringe Querempfindlichkeiten an der Glasmembran bewirken (z.B. Alkalifehler).

Folgende Einzelschritte führen zur zeitlichen Verzögerung des Meßsignals:

- Gleichgewichtsreaktion Ammonium - Ammoniak
- Transport der Ammoniakmoleküle zur Teflonmembran
- Diffusion durch die Membran
- Etablierung eines stabilen pH-Wertes im Innenelektrolyten durch Gleichgewicht der Ammoniakmoleküle innerhalb und außerhalb der Membran
- Ansprechzeit der pH-Meßkette

Diese Vorgänge nehmen - besonders bei Konzentrationssprüngen - einige Minuten in Anspruch, ein Nachteil, der bei On-line Monitoren keine nennenswerte Einschränkung darstellt. Im Gegenteil: Das aus dieser Tatsache resultierende träge und glatte Ausgangssignal (zumindest bei echter kontinuierlicher Messung) ist für die meisten On-line Anwendungen sogar vorteilhaft.

### 3.1.6 Liquid Ion Exchange - Elektroden

Potentialverursachende Reaktion ist bei diesem Elektrodentyp reversibler Ionenaustausch. Der Sensor („Membran“) ist ein flüssiger oder gelartiger Ionenaustauscher der zur mechanischen Stabilisierung in Kunststoffe (häufig PVC) eingebettet ist. Dieser Sensor trennt die Probelösung von Innenelektrolyt und Ableitung. Dieser Elektrodentyp kann allerdings - in der Ausführung für einwertige Ionen (Nitrat, Perchlorat, Bortetrafluorid) - bestenfalls als ionensensitiv bezeichnet werden (WILLARD, 1981):

- Ionensensitiv: Elektrode ändert ihr Potential in Abhängigkeit der Aktivität von Ionen.
- Ionenselektiv: Nur gewisse Ionen haben Einfluß auf das Elektrodenpotential.
- Ionenspezifisch: Nur eine einzige Ionensorte hat Einfluß auf das Potential (theoretischer Idealfall).

Die Nitratelektrode arbeitet mit einem Nickel-Phenantrolin-Ionenaustauscher, der bedauerlicherweise u.a. auch für Chloride und Sulfate querempfindlich ist. Die Konsequenzen für den praktischen Einsatz werden in Abschnitt 4 besprochen.

Ein weiteres Problem stellt die mitunter extrem kurze Standzeit in Abwasser dar. Wie beispielsweise auch aus der Anionenaustausch-Chromatographie bekannt ist, finden an schwachen Ionenaustauschern vollständig reversible Wechselwirkungen nur für Anionen starker Säuren statt, nicht aber für schwach anionische, organische Moleküle. Sind große Anteile des Sensors mit letzteren irreversibel besetzt, verflacht die Elektrodensteigung zunehmend, die Elektrode ist nicht mehr verwendbar.

Die direktpotentiometrische Nitratmessung bedarf an sich keiner zusätzlichen Reagentien, Meßschwierigkeiten durch die bereits erwähnten Querempfindlichkeiten sind aber nur schwer beherrschbar.

### **3.2 Molekülabsorptionsphotometrie**

Selbst den meisten Chemikern sind Analysenprinzipien sympathischer, bei denen man etwas zu sehen, im Idealfall auch zu hören bekommt. Dies erklärt beispielsweise die überragende Dominanz der Atomabsorptionsphotometrie (meist falsch als „AAS“ abgekürzt) gegenüber weitaus billigeren und empfindlicheren elektrochemischen Multielementmethoden, wie etwa der Polarographie. So ist es nur verständlich, daß auch in der Abwassertechnik photometrische Methoden zur Nährstoffanalytik vorherrschen, sowohl in der Eigen - und Fremdüberwachung, als auch in On-line Monitoren.

### 3.2.1 Grundlagen der Absorptionsphotometrie

Das Prinzip der Absorptionsphotometrie ist die Messung einer absorptiv verursachten Schwächung von elektromagnetischer Strahlung geeigneter Wellenlänge zur Quantifizierung von Lösungsbestandteilen. Analog verwendete Begriffe sind „Photometrie“ und „Kolorimetrie“, letzteres bezieht sich allerdings nur auf Molekülabsorption im sichtbaren Spektralbereich (gefärbte Lösungen).

Entscheidender Absorptionsmechanismus ist die Resonanz zwischen dem eingestrahlten Licht definierter Wellenlänge (und damit auch Energie) und Bewegungen sowie Elektronenübergängen im Molekül. Es bestehen folgende Resonanzmöglichkeiten (NÄSER, 1972):

- Die Translation eines Moleküls kann sich durch nahezu jede Quantenenergie vergrößern, liefert daher aber auch kein Spektrum und keine analytische Information.
- Rotation kann bereits durch sehr langwellige elektromagnetische Strahlung angeregt werden (Mikrowellen), wirklich frei rotieren können Moleküle aber nur in der Gasphase, nicht jedoch in (wässrigen) Lösungen.
- Schwingungsanregung von kovalenten Bindungen erfolgt ab dem infraroten Bereich, sie ist in der IR-Spektrometrie auch der informationsliefernde Mechanismus. In der UV-VIS- Photo- und Spektrometrie führt sie zu - eher unerwünschten - Spektrenüberlagerungen (Bandenverbreiterungen).
- Bei Einstrahlung von Licht im UV-VIS-Bereich (190-900 nm) erfolgt bereits Anregung von Valenz- (Bindungs-) Elektronen sowie von nicht an Bindungen beteiligten Elektronen in manchen Außenorbitalen. (Elektronen in kernnahen Energieniveaus werden erst durch höherenergetische Röntgenstrahlung angeregt.) Entscheidend ist, wie bei jeder Resonanzbeziehung, daß sich Grund- und angeregte Zustände in der Symmetrie ihrer Ladungsverteilung (Dipolmoment) unterscheiden.

In der Photometrie wird die Gewinnung quantitativer Information angestrebt, in der Regel ist es daher ausreichend, bei einer einzigen Lichtwellenlänge die Absorption der Moleküle in der Probelösung in Form eines Lichtverlustes zu

messen. Für die quantitative Auswertung gilt - für jede gewählte Wellenlänge  $\lambda$  - die Beziehung von LAMBERT - BEER - BOUGUER:

$$E_{\lambda} = c_S d \varepsilon_{\lambda,S} \quad (3)$$

wobei:

E	Extinktion
$c_S$	Konzentration des Stoffes S in der Lösung
d	Schichtdicke der Meßzelle
$\varepsilon$	molarer dekadischer Extinktionskoeffizient (substanzspezifisch für S, temperaturabhängig)

und für die Intensität des eingestrahnten ( $I_0$ ) bzw. durchtretenden (I) Lichtes:

$$E = \log (I_0 / I) \quad (4)$$

Es besteht also nach (3) ein linearer Zusammenhang zwischen Extinktion (Meßsignal) und Konzentration des absorptionsverursachenden Stoffes, sofern erfüllt ist:

1. konstante Temperatur
2. konstante Schichtdicke und Wellenlänge (3)
3. „verdünnte Lösungen“
4. vollkommen monochromatisches Licht
5. kein Lichtverlust durch andere Wechselwirkungen, wie Brechung und Streuung
6. keine Molekülabsorption durch andere Stoffe als den interessierenden Lösungsbestandteil

Bedingung 1. bis 4. sind mit relativ geringem Aufwand zu erfüllen bzw. ohnehin selbstverständlich. Lichtverluste durch Brechung können durch planparallele Küvetten sowie durch optimale Fokussierung und Ausrichtung des Lichtstrahles vermieden werden (vgl. Rundküvetten in kolorimetrischen Küvettentests).

Ist die Meßlösung jedoch nicht völlig feststofffrei (Probenvorbehandlung) bzw. kann eine Bildung von Trübungen durch eine vorgelagerte chemische Reaktion

nicht mit Sicherheit ausgeschlossen werden, sind besondere Maßnahmen erforderlich, um diese „scheinbare Extinktion“ (s. 3.2.2.) zu erkennen und zu eliminieren.

Lichtverluste durch Eigenfärbungen sind noch schwieriger zu unterdrücken als Trübungen (da resistent gegen Filtration), ihre Auswirkungen sind aber, wie noch genauer besprochen werden soll, für reale Abwasserproben meist von geringerem Ausmaß als jene von Trübungen (wellenlängenabhängig).

Sowohl Trübungen als auch Eigenfärbungen können bei photometrischen Bestimmungen nach Farbreaktionen (Kolorimetrie) zwar - unter Berücksichtigung des Signal - Rausch - Verhältnisses bei niedrigen Analytkonzentrationen - durch geeignete Probenblindwerte einigermaßen zufriedenstellend kompensiert werden, das Fehlen dieser Korrekturmöglichkeit in praktisch allen kolorimetrischen Monitoren deutet aber auf mangelndes Verständnis und / oder nicht mehr vertretbaren Preisdruck bei den Herstellern hin.

### 3.2.2 Scheinbare Extinktion durch Lichtstreuung

Nicht nur Moleküle schwächen sichtbares oder ultraviolettes Licht (Absorption), sondern auch ungelöste, bei der Messung in Schwebelage befindliche Partikel verursachen einen Lichtverlust; das an ihnen gestreute Licht gelangt nicht zum Detektor, verursacht daher eine scheinbare Extinktion, welche die Meßeinheit aber - genauso wie die Schwächung durch Moleküle - als analytisches Signal wertet. Zu hohe Meßwerte sind die Folge.

Die scheinbare Extinktion durch Kolloide läßt sich auch als eigenständige Analysenmethode verwerten (Turbidimetrie), sofern man erreicht, daß nun keinerlei Absorption im molekularen Bereich die Messung verfälscht. Aus der Turbidimetrie ist auch folgende - empirische - Beziehung bekannt, die sich in entsprechenden Versuchen weitgehend bestätigen läßt und deren Tragweite für die Molekülabsorptionsphotometrie meist unterschätzt wird:

$$E_{\text{scheinbar}} = c d \varnothing^3 / \lambda^4 \quad (5)$$

wobei:  $\varnothing$  Teilchendurchmesser  
 $\lambda$  Lichtwellenlänge

Diese Beziehung gilt ohne Korrektur nur für „verdünnte“ Lösungen, etwa gleich große und annähernd kugelförmige Teilchen; ihre Bedeutung wird aber schon an den Exponenten von Durchmesser und Wellenlänge deutlich. Genauere Überlegungen dazu finden sich besonders in Abschnitt 4.3.

### 3.2.3 Photometrische Meßtechnik in On-line Monitoren

Da der prinzipielle Aufbau eines Photometers als bekannt vorausgesetzt werden kann, wird hier nur auf einige wenige Besonderheiten in der Optik von photometrischen On-line Monitoren eingegangen:

#### Lichtquellen:

- herkömmliche Halogenlampen, wie auch in Laborphotometern
- verschiedenfarbige Leuchtdioden (wie in besonders billigen Laborphotometern der 70er- und 80er-Jahre), oft mit der ein wenig naiven Intention eingesetzt, durch Messung bei zwei „Wellenlängen“ Eigenfärbungen und Trübungen wirkungsvoll kompensieren zu können
- Xenon-Blitzlampen bei reagenzienfreien Messungen im UV zur Vermeidung übermäßiger Algenbildung

#### Strahlengang:

Kein Monitor ist als echtes Zweistrahlgerät ausgeführt, obwohl gerade auf diese Weise effektive Matrixkorrektur möglich wäre. (Ein Hersteller spricht gar von Vierstrahl - Technik, obwohl es sich nur um ein Einstrahlgerät mit vier Detektoren handelt) Häufig trifft man auf Geräte, die eine Matrixkorrektur durch Messung bei zwei Wellenlängen („Zweifilter-Technik“) zu erreichen versuchen (NOWACK); daß dies praktisch unmöglich ist, besonders im kurzwelligen Spektralbereich, soll in Abschnitt 4 noch gezeigt werden.

Die ebenfalls wichtige Kompensation der aktuellen Intensität der Lichtquelle erfolgt entweder gar nicht, und wenn, dann nur über eine getrennte Messung von  $I_0$  vor der Meßzelle. Dies deutet auf ein geradezu unerschütterliches Vertrauen der Hersteller in die Stabilität der eingesetzten Detektoren hin.

Mit der Anwendung der Zweifilter-Technik zur „Matrixkorrektur“ (s.o.) berücksichtigt man sowohl den Zustand der Lichtquelle und den Verschmutzungsgrad der Meßzelle als auch Trübungen und Eigenfärbungen in der Wasserprobe. Kein Meßsystem ist in der Lage, diese beiden Einflußgrößen wieder aufzutrennen, Meßwertabweichungen, welche dann gerne in den Bereich von Artefakten abgeschoben werden, sind die Folge ( $\lambda_1$  = Referenzwellenlänge im Absorptionsminimum der Bande,  $\lambda_2$  = Meßwellenlänge im Absorptionsmaximum):

- Lichtquelle gut, Strahlungsleistung 100%
 

Kalibrierung, $c_{\text{Std}}$ :	$I_{\lambda_1}$ : 100%	$I_{\lambda_2}$ : 50%	Differenz: 50%
Probe, $c_{\text{Probe}} = c_{\text{Std}}$ :	$I_{\lambda_1}$ : 80%	$I_{\lambda_2}$ : 30%	Differenz: 50%
  
- Lichtquelle driftet, Strahlungsleistung 80% ( $\Rightarrow I * 0,8$ )
 

Probe, $c_{\text{Probe}} = c_{\text{Std}}$ :	$I_{\lambda_1}$ : 64%	$I_{\lambda_2}$ : 24%	Differenz: 40%
----------------------------------------------	-----------------------	-----------------------	----------------

### 3.2.4 Gängige Analysenmethoden für N - Verbindungen im sichtbaren Bereich (VIS)

Im folgenden werden lediglich die drei in On-line Monitoren am häufigsten eingesetzten Methoden bewertet:

#### **Ammonium (Indophenolblau, analog DIN-DEV E5 )**

- + Erprobte und genormte Methode
- + hohe Empfindlichkeit, bei gleichzeitig guter Selektivität
- + minder giftige Reagentien (vgl. Methode nach NESSLER)
- + intensive, störungsarm meßbare Blaugrün-Färbung (665 nm)
- lange Reaktionszeit (Plateau erst nach >15 min.),  
Messung nach kürzerer Zeit riskant; temperaturempfindlich
- Reagentien sind gekühlt zu lagern
- „Verschleimung“ von Misch- und Meßzelle durch Abwasser + Alkalien

**Nitrat (Gelbmethode, Chromotropsäure)**

- + gute Empfindlichkeit, abgesehen von Nitrit wenig gestört
- + reproduzierbar und präzise
- zwar nur ein Reagens, das aber in konz. Schwefelsäure (Sicherheit!)
- Betriebsprobleme durch Schwefelsäure: Verkohlungen mit Abwasser, dadurch u.U. Verstopfungen in Mischern und Schläuchen
- Methode in Monitoren wenig erprobt und nicht genormt
- durch Messung mit blauem Licht empfindlich gegenüber Trübungen und gelben Eigenfärbungen (aber noch immer deutlich besser als die genormte Dimethylphenol-Methode)

**Nitrat + Nitrit (Reduktion / Nitritbestimmung analog DIN-DEV D10)**

- + eine der präzisesten und empfindlichsten Nitratbestimmungen überhaupt
- + Nitritbestimmung (nach GRIESS) praktisch frei von Störungen
- + Rotfärbung ausgezeichnet meßbar (540 nm)
- Geräte kompliziert und teuer
- Reduktionsraten mit Hydrazin unbefriedigend, besonders für eine Nitrat-Differenzbestimmung,  $\text{NO}_3\text{-N} = \text{NO}_x\text{-N} - \text{NO}_2\text{-N}$
- in Österreich und Deutschland ist die Nitratreduktionsmethode (zu Nitrit) für Abwasser nicht genormt (in den USA dagegen schon)

**3.2.5 Analysenmethode für  $\text{NO}_x$  im ultravioletten Bereich (UV)**

Aufgrund ihrer Elektronenstruktur (resonanzfähige  $\pi$ -Elektronen) absorbieren Nitrationen ultraviolettes Licht einer Wellenlänge von ca. 220 nm. Nitritionen absorbieren im selben Wellenlängenbereich und können daher durch UV-Absorptionsmessungen nicht von Nitrat unterschieden werden. Nitrat (+ Nitrit) ist damit das einzige anorganische Wasser-Hauptmengenion, das bereits im Nicht-Vakuum-UV-Bereich ( $> 185$  nm) Licht deutlich schwächt. Diese Tatsache ist seit langer Zeit bekannt und wurde und wird daher auch für einfache Nitratanalytik, bei welcher auf allerhöchste Präzision verzichtet werden kann, verwendet.

Wendet man dieses Prinzip bei Wasserproben an, die nicht arm an UV-Absorption durch organische Stoffe und frei von Trübungen sind, so wird die Kompensation dieser Störungen zur eigentlichen Herausforderung. So kann beispielsweise die UV-Absorption (220 nm) in der membranfiltrierten



(wasserunlösliche Nitrate und Nitrite existieren so gut wie nicht) Probe sofort, und dann zur Kompensation nach Reduktion des oxidierten Stickstoffs zu Ammonium (z.B. mit Zink und Schwefelsäure) gemessen werden. Die Differenz der beiden Messungen ist in der Praxis ausreichend proportional der  $\text{NO}_x$ -Konzentration in der Wasserprobe. Hohe Gehalte an UV-absorbierenden organischen Stoffen führen allerdings durch Verschlechterung des Signal-Rausch-Verhältnisses zu wesentlichen Einschränkungen hinsichtlich der Präzision. Auch ist in den meisten Fällen nicht mit Sicherheit auszuschließen, daß sich die molaren Extinktionskoeffizienten mancher organischer Verbindungen durch den Reduktionsschritt verändern.

Da Reagentienfreiheit der Methode und verzögerungsfreie Messung wesentliche Verkaufsargumente bei On-line Monitoren darstellen, wird einer echten (chemischen) Störungskompensation hier nur wenig Aufmerksamkeit geschenkt. Es wird zwar versucht, durch Messung bei einer zweiten UV-Wellenlänge (wo genau, geben die Hersteller nicht preis und verhindern so Grundlagenarbeit seitens mancher Kunden) die Querempfindlichkeit von organischen Stoffen und Trübungen (letzteres ist besonders bei In-line Sonden ohne Probenvorbereitung unvermeidbar) auszuschalten, zwei wichtige Gründe sprechen aber dagegen, daß diese apparativ relativ einfache Vorgangsweise tatsächlich zu effektiver Kompensation führen kann. In Abschnitt 4.2 werden diese Schwierigkeiten ausführlicher besprochen.

## 4 Ausgewählte Interferenzen

*„Gott sieht und Gott stört alles“*

Ostermayer in „Im Sumpf“, FM 4, 8. März 1998)

In Abschnitt 3 war schon mitunter von Störungen die Rede, für die die in Stickstoff-Monitoren verwendeten Meßprinzipien besonders empfänglich sind. Störung bedeutet im analytischen Sinne nicht einen technischen Defekt am Meßsystem, sondern eine chemische oder physikalische Interferenz (Matrixeffekt), die unrichtige und / oder unpräzise Ergebnisse verursacht. Es gibt positive und negative Interferenzen, wobei für den Betrieb von Stickstoff-Monitoren in Abwasser die positiven (die zu hohe Meßwerte verursachenden) Interferenzen überwiegen.

Wenn Stoff A gemessen werden soll und die Meßempfindlichkeit 1 aufweist und Stoff B, der uninteressant, aber in der Probe anwesend ist, die Empfindlichkeit 0,1 hat, so ist bei gleicher Konzentration von A und B ein um 10% zu hoher Meßwert für A die Folge. Sofern man nichts dagegen unternimmt. Bei gegebener Selektivität des Meßsystems existieren grundsätzlich vier Möglichkeiten:

1. Man entfernt Stoff B aus der Probe. Dies ist mit Sicherheit die effektivste Methode um Querempfindlichkeiten zu beherrschen, allerdings scheitert es meistens - abgesehen von einfachen Filtrationsschritten - an der praktischen Durchführbarkeit. Diese Methode wurde allerdings schon vor längerer Zeit in Form der Chromatographie perfektioniert, so weit, daß ein auch nur einigermaßen selektives Meßprinzip (als Detektion) nicht mehr erforderlich ist.
2. Man fügt den Kalibrierstandards, die ja zumeist erforderlich sind, den störenden Stoff B in der selben Konzentration zu, in der er auch in der Probe enthalten ist. Hier ist man darauf angewiesen, daß sich die Konzentration von B in der Probe zwischen zwei Kalibrierungen nicht verändert, was in der (abwassertechnischen) Praxis für On-line Messungen nur selten gewährleistet ist.
3. Man fügt Kalibrierstandards und Proben sehr große Konzentrationen an Stoff B zu und erreicht damit eine immer - annähernd - gleiche Querempfindlichkeit von B, die eben durch den Vergleich mit den gleich behandelten Standards obsolet wird. Erkauft wird eine derartige (sehr sichere) Matrixkorrektur durch ein - je nach Meßempfindlichkeit von B mehr oder weniger - starkes Verflachen der Kalibrierfunktion, welches die Präzision der Messung enorm einschränkt.
4. Man fügt hochkonzentrierte Standardlösung der Probe zu und kalibriert das Meßsystem damit („interner Standard“) bei jeder Messung neu; die eigentliche Konzentration für A in der Probe kann dann aus den Einzelsignalen von Probe und internem Standard errechnet werden.

Im praktischen Betrieb von On-line Monitoren ist man häufig auf Kompromisse zwischen den vier Wegen angewiesen; wie die Findung eines akzeptablen Kompromisses aussehen kann wird in Abschnitt 7 besprochen.

## 4.1 Chemische Interferenzen bei ionensensitiven Elektroden

Die gassensitive Ammoniak elektrode ist in nur sehr geringem Ausmaß von chemischen Interferenzen betroffen. Auf den Datenblättern der Hersteller werden nur flüchtige Amine als Störstoffe angeführt; dies dürfte auch den Tatsachen entsprechen, da sonst kaum Verbindungen bekannt sind, die - nach Alkalisierung - leicht flüchtig und darüber hinaus noch pH-Wert-beeinflussend sind.

Ein Kuriosum an Querempfindlichkeit weisen neuartige Ammoniak elektroden auf, die, und das geben auch deren Hersteller zu, Nitrat-Interferenzen zeigen und daher für den Einsatz im Abwasser-Monitoring völlig ungeeignet sind (Versuche bestätigten dies). Das Zustandekommen dieser Interferenz ist nicht in Ansätzen nachvollziehbar, muß aber damit zusammenhängen, daß die Teflonmembran der Elektrode nicht nur für Gase, sondern auch, wenngleich in viel geringerem Ausmaß, für Ionen oder kleine undissoziierte Moleküle permeabel ist.

Nur durch diese Permeabilität für manche niedermolekulare Stoffe läßt sich erklären, warum Ammoniak elektroden in Abwasser geringere Standzeiten aufweisen als in Reinwässern. Damit ist selbstverständlich nicht die Standzeit von Membran und Innenelektrolyt gemeint (die ja beide leicht durch den Anwender zu tauschen sind), sondern die verkürzte Lebensdauer der pH-Meßkette im Inneren.

Ebenfalls in den Bereich der chemischen Interferenzen gehören die Kalkausscheidungen in der Meßzelle und damit auch an der Membran der Ammoniak elektrode; sie verringern die Gasdurchlässigkeit der Membran und damit die Steigung der Kalibrierfunktion. Nach einer Entfernung der Kalkbeläge (mechanisch: frontales Abspritzen der Membran mit Wasser, chemisch: verdünnte Mineralsäuren) ist daher die Auslösung einer Neukalibrierung unbedingt erforderlich. Grund für die Kalkausscheidungen ist die pH-Wert-Anhebung auf über 11 (Hydrogenkarbonate werden zu schwerer wasserlöslichen sekundären Karbonaten). Für mittlere Wasserhärten läßt sich dieses Problem durch Dosierung von alkalibeständigen Komplexbildnern (z.B. EDTA) oder von Stoffen, die die gebildeten Kalkkristalle in Schwebelage halten und somit eine Abscheidung an der Elektrodenoberfläche unterbinden (z.B. Phosphonate), entschärfen.

Eine Kalibrierung mit internen Standards ist bei der potentiometrischen Ammoniakmessung kaum erforderlich (es sei denn, das Abwasser schränkt aufgrund seiner extrem starken organischen Verschmutzung die Ammoniakdiffusion ein), wichtiger ist die zumindest tägliche Kalibrierung (automatisch) mit Ammonium-Reinstandards und die mindestens wöchentliche Kontrolle der bei der Kalibrierung auftretenden Nulloffsets und der aktuellen Steigung (akzeptabel bis ca. 38 mV je Dekade Konzentrationsdifferenz bei 20°C). Bei starker Abweichung von den theoretischen Null-Potentialen oder Steigungen ist der Austausch von Membran und Elektrolyt (Zeitbedarf ca. 10 min.) sowie anschließende Stabilisierung in der Matrix (ca. 1 Std.) und Kalibrierung der sicherste Weg zur Störungsbehebung. Außerdem erhöht ein regelmäßiger Wechsel des Elektrolyten die Lebensdauer der internen pH-Meßkette (s.o.).

Ionensensitive Nitratelektroden detektieren, wie bereits erwähnt, eine Vielzahl von Störionen; sowohl die störenden Ionenspezies an sich als auch ihre z.T. vom Ausmaß her bedenklichen Querempfindlichkeiten schränken die Verwendbarkeit der Nitratelektrode wesentlich ein. (400 mg/l Cl<sup>-</sup> entsprechen 1 mg/l NO<sub>3</sub>-N, ebenso 1000 mg/l SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> oder gar nur 1 mg/l I<sup>-</sup> bzw. 0,3 mg/l ClO<sub>4</sub><sup>-</sup>).

Wenn die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen im Abwasser immer annähernd gleich sind, kann die Lösung für das Querempfindlichkeitsproblem darin liegen, die abwassertypische Konzentration dieser beiden Hauptmengenionen auch den Kalibrierstandards zuzusetzen oder gleich mit (hinsichtlich biochemischer Veränderungen stabilisierten) Aufstockungen von Wasserproben zu kalibrieren.

Schwanken die Salzkonzentrationen stärker, ist theoretisch die Dosierung von salzhaltigen TISAB's (aber: verminderte Elektrodensteigung, s.o.) oder die Kalibrierung mit internen Standards denkbar, allerdings ist in On-line Nitrat-Monitoren keine der beiden Möglichkeiten vorgesehen.

#### **4.2 Störende Molekülabsorptionen und scheinbare Extinktionen bei der Nitratbestimmung im ultravioletten Spektralbereich**

So elegant die reagentien- und verzögerungsfreie Nitrat- bzw. NO<sub>x</sub>-Bestimmung durch UV-Absorption auch sein mag, auch sie ist von störenden Interferenzen

keineswegs verschont. Im Gegenteil: Am Papier (nicht in den Datenblättern der Hersteller, sondern basierend auf den theoretischen Grundlagen) ist sie die stör anfälligste Nitrat-Meßmethode überhaupt. Darüber hinaus lassen sich durch Extrem-Tests im Labor die aus der Theorie abgeleiteten Konsequenzen bestätigen. Daß aber nach Berücksichtigung und systematischer Behebung der Interferenzen geradezu unglaublich gute und verlässliche Resultate möglich sind, wird in Abschnitt 8 noch besprochen und durch Zahlenmaterial dokumentiert.

- Für nicht spezifisch erkannte organische Substanzen ist nicht vorhersehbar, wie sich die UV-Absorption bei einer Kompensationswellenlänge von beispielsweise 260 nm bei der Meßwellenlänge von 225 nm auswirken wird (Flankensteilheit?), eine sinnvolle Differenzbildung von Meß- und Referenzabsorption ist daher nicht möglich. Dies wird um so problematischer, je größer der Abstand zwischen Meß- und Referenzwellenlänge wird; da UV-Spektren - auch von  $\text{NO}_x$  - keine Linien-, sondern Bandenspektren (s. 3.2.1) sind, ist eine beträchtliche Wellenlängendifferenz aber unabdingbar, Meßfehler sind damit vorprogrammiert.
- Für Trübungen läßt sich zwar die Steigung der Absorptionskurve ( $\lambda^4$ , s. 3.2.2.) etwa voraussagen, was sich aber nicht voraussagen läßt ist, welcher Anteil der Referenzabsorption von Molekülen (Färbung, aromatische Verbindungen) herrührt und welcher Anteil durch ungelöste Stoffe verursacht wird. Eine effektive Kompensation ist daher undenkbar.

Um die Absorption durch Trübungen zu eliminieren (besonders bei In-line Sonden wichtig) wäre der Einsatz eines im rechten Winkel zum Meßspalt angeordneten Streulichtdetektors denkbar, der auf die an der Meßposition typische Teilchenform, -größe und -verteilung kalibriert wird. Die Streulichtintensität könnte dann in eine scheinbare Extinktion und schließlich über  $\lambda^4$  auf die anteilige Extinktion bei der Meßwellenlänge umgerechnet werden. Ähnlich könnte nach einer zweiten Extinktionsmessung mit indifferentem (keine Molekülabsorption in Abwasser zu erwarten, z.B. gelbgrün) monochromatischem Licht verfahren werden. Beide Vorgangsweisen würden jedoch einen störenden Einfluß einer (Gelb-) Färbung und / oder einer Absorption im längerwelligen UV nicht ausschalten.

Die derzeit bei den erhältlichen Monitoren praktizierte bloße numerische Differenzbildung der Signale von Meß- und Referenzkanal (-wellenlänge) löst jedenfalls weder das Problem der Feststoffe noch das der störenden Molekülabsorptionen.

## 5 On-line Monitore vs. Mischproben

Mengen- oder zeit-mengenproportionale (= volumenproportionale) Mischproben sind prinzipiell nicht mit Mittelwerten von On-line Monitoren vergleichbar, da kontinuierlich oder quasikontinuierlich arbeitende Geräte nur aktuelle Konzentrationen messen und Wassermengen (damit auch Frachten) unberücksichtigt lassen. Mengenproportionale (Zulauf-) Tagesmischproben von kommunalen Abwasserreinigungsanlagen weisen, je nach Art und Zustand des Kanalnetzes (Dynamik), um zumindest 10% höhere Konzentrationen als zeitproportionale Mischproben auf. Aber selbst die Gegenüberstellung von zeitproportionalen Mischproben mit On-line Mittelwerten kann niemals aussagekräftig sein, denn:

- Übliche Probenahmeintervalle (z.B. 30 min.) zeichnen oft kurzfristige Konzentrationsspitzen nicht ausreichend nach, kontinuierlich arbeitende Meßgeräte aber schon.
- Umgekehrt versäumen quasikontinuierlich messende Monitore mit längeren Meßintervallen (z.B. 20 min.) gelegentlich dynamische Spitzkonzentrationen. Optimal wäre eine exakte Abstimmung der Meß- und Probenahmezeitpunkte.
- Nur in seltenen Fällen liegt Labor- und On-line Messung das selbe Meßprinzip zugrunde. Auch wenn Gerätehersteller und Normen Gegenteiliges behaupten: Besonders in Hinblick auf chemische Interferenzen wird mit verschiedenen Analysenprinzipien praktisch nie ein identes Ergebnis erzielbar sein (s.a. Abschnitt 6).
- Die Qualität der Nährstoff-Eigenüberwachung wird meist überschätzt, da als einziges Maß die Vergleichbarkeit herangezogen wird. Letzteres ist angesichts der Marktdominanz eines Herstellers (von kolorimetrischen

Küvettentests) besonders bedenklich. Im Gegenzug werden Stickstoff-Monitore gerne von vornherein als störanfällige, driftende Meßsysteme abgetan, obwohl sie bei sachkundiger Wartung und Optimierung einem photometrischen Küvettentest zumindest ebenbürtig, normalerweise aber überlegen sind. Anders wäre der hohe Preis niemals zu rechtfertigen; gemessen an dem, was geboten wird, sind die derzeitigen Monitor-Preise sogar als günstig anzusehen.

- Die wesentliche Einschränkung für die Vergleichbarkeit von Mischproben und On-line Mittelwerten beschert die Biologie: Eine Abwasser-Tagesmischprobe aus dem Probennehmer ist - nach im Mittel 12 Stunden - niemals mehr die Summe dessen, was tatsächlich abgefüllt wurde. Gerade Stickstoff-Umsetzungen in (auch gekühlten) Probennehmern sind nicht die Ausnahme, sondern die Regel. Auf allen Anlagen. Da die Mikroorganismen bei Probeentnahme nicht aus der flüssigen Phase abgetrennt werden und darüberhinaus die Probenahme selbst - z.B. alle 30 Minuten - für Durchmischung und intermittierende Belüftung sorgt (Einfüllen der Teilprobe oft aus rd. 20 cm Höhe) sind Hydrolyse-, Nitrifikations- und (bei Anwesenheit von ausreichend Kohlenstoff) auch Denitrifikationsumsätze sichergestellt. On-line Monitore, im besonderen In-line Sonden, messen hingegen immer die aktuelle Konzentration - mit höchstens einigen Minuten Verzögerung - und damit den „richtigeren“ Wert.

Zahlenbeispiele zur Vergleichbarkeit von Mischproben und On-line Signalen sowie die Gegenüberstellung mit einer großen Anzahl an stichprobenartigen Vergleichsmessungen finden sich in Abschnitt 8.3.3 bis 8.3.5.

## **6 Jeder Meßwert ist richtig**

Die verbreitete Ansicht, daß jede Messung falsch, oder euphemisch ausgedrückt: „mit Fehlern behaftet“ ist, ist (ohne hier auf quantenphysikalische Gegebenheiten wie die prinzipielle Unschärfe von Messungen einzugehen) nicht haltbar. Besonders inakzeptabel ist diese Ansicht dann, wenn zugleich diese „falschen“ Meßdaten mehr oder weniger unreflektiert weiterverarbeitet werden. Dieser Ambivalenz ist in der Abwassertechnik häufig zu begegnen, es hat fast den Anschein, als ob sie dieser (aber nicht nur dieser) technischen

Wissenschaft immanent wäre. Die offenbar unersättliche Gier des Wissenschaftlers nach Erkenntnis bedingt notwendigerweise eine Verdrängung dieser Ambivalenz:

*„Die Erkenntnis hat sich uns zur Leidenschaft verwandelt, die vor keinem Opfer erschrickt und im Grunde nichts fürchtet, als ihr eigenes Erlöschen.“*

(NIETZSCHE)

Informationen aus dem analytischen (Informationsverarbeitungs-) Prozeß sind stets an Signale gebunden. Signale (potentielle Informationsträger) werden aber erst dann zu aktuellen Informationsträgern, wenn sie gleichzeitig folgende drei Funktionen erfüllen:

1. Syntaktische Funktion: Es muß eine Beziehung zwischen äquivalenten Signalen herrschen (Eindeutigkeit).
2. Semantische Funktion: Der Zusammenhang zwischen Signal und Objekt (die Bedeutung des Signals) muß festgelegt sein.
3. Pragmatische Funktion: Das Signal muß verwertbar sein, es muß eine Beziehung zwischen Signal und Mensch bestehen.

Wenn von der Qualität von Analysenverfahren und -daten die Rede ist, so wird praktisch immer nur die syntaktische Funktion beurteilt, selbst Bilanzierungen erfolgen nur über Signaläquivalenzen. Die semantische oder gar die pragmatische Funktion eines Signals findet nur selten Beachtung, in den meisten Fällen kann keine Rede davon sein, daß sie auch nur in Ansätzen erfüllt ist:

Es ist zwar billig, die für ein und dieselbe Wasserprobe unterschiedlich intensive Grünfärbung zweier kolorimetrischer Testsätze oder On-line Monitore zu beklagen, niemand kann aber mit Sicherheit behaupten, daß der Auslöser für das analytische Signal tatsächlich das Ammoniumion ist (wer hat überdies ein solches in seiner Molekularstruktur schon gesehen?); und auch wenn dem so sein sollte: was bedeutet das Vorhandensein einer gewissen Anzahl an Ammoniumionen in der Probe für die übergeordnete Fragestellung?

Selbst wenn man wissenschaftlichen Disziplinen zugesteht, derart losgelöst zu agieren (nur noch mit Signalen, aber nicht mit Informationen zu arbeiten) und in



Folge nur noch die geforderte Signaläquivalenz betrachtet, wird rasch deutlich, daß jeder gemessene Wert, jedes Signal, richtig sein muß. Immer wieder war auf den vorangegangenen Seiten von Interferenzen und physikalischen Einflußgrößen auf Analysenprinzipien die Rede, und davon, wie sie „unrichtige“ oder „unpräzise“ Meßergebnisse bedingen. Es ist eben bedauerlich, daß sich selbst Analytiker nicht den tatsächlichen Gegebenheiten, sondern dem, was der Gesetzgeber zu Papier bringt, unterzuordnen haben.

Warum ist also ein Meßwert im Sinne der syntaktischen Funktion immer richtig?

*„There are, moreover, unconscious aspects of our perception of reality. The first is the fact that even when our senses react to real phenomena, sights, and sounds, they are somehow translated from the realm of reality into that of the mind. Within the mind they become psychic events, whose ultimate nature is unknowable (for the psyche cannot know its own psychical substance). Thus every experience contains an indefinite number of unknown factors, not to speak of the fact that every concrete object is always unknown in certain respects, because we cannot know the ultimate nature of matter itself.“*

(JUNG, 1964)

Den - gemessen am menschlichen Geist - höchst einfachen Analysengeräten muß erst recht zugestanden werden, die Realität in die für sie mögliche Wahrnehmung zu übersetzen, wobei sich die Wahrnehmung aus einigen für den Analytiker zuordenbaren und unzähligen unbekanntem Inhalten zusammensetzt. Diese Wahrnehmung teilt das Meßsystem dann über Schnittstellen mit, ohne nach bekannten (erwünschten) oder unbekanntem (unerwünschten) Inhalten zu differenzieren. Inhalte sind in diesem Zusammenhang aber nicht nur direkt signalverursachende Stoffe, sondern ebenso signalverstärkende oder signalabschwächende mechanische, thermische, kinetische Effekte. Das Meßsystem liefert daher die Summe dieser Einflüsse als analytisches Signal, welches damit im jeweiligen Kontext schlüssig und richtig ist. Die exakte Beurteilung einer Signaläquivalenz wird daher niemals möglich sein, da niemals alle signalrelevanten Faktoren dingfest zu machen sein werden.

Die Idee der Normung als halbherzig versuchte Verwirklichung der zeitlich und räumlich unabhängigen Signaläquivalenzen kann daher nur als überheblich bewertet werden.

Es ist zwar möglich, für die kolorimetrische Ammoniumbestimmung nach der Indophenolblau-Methode Reagentien, Reaktionszeit und -temperatur, Bereich der erlaubten Meßwellenlängen usw. vorzuschreiben. Wie soll aber dem herrschenden Luftdruck, der schwankenden Netzspannung im Augenblick der Messung, einer sich verändernden Verschmutzung der Meßzelle oder einer spontanen kinetischen Hemmung der Farbstoffbildung (um nur einige Faktoren zu nennen) begegnet werden?

Man mag einwenden, daß die angeführten, schwer standardisierbaren Einflüsse nur geringe Auswirkungen auf die Vergleichbarkeit von Ergebnissen haben werden, das dürfte auch den Tatsachen entsprechen. Daß aber - auch streng nach Normverfahren - analysierte Konzentrationen immer in beachtlichem Ausmaß voneinander abweichen zeigt, daß es noch eine unüberschaubare Vielzahl von Einflußgrößen geben muß, die (noch) nicht bekannt sind oder niemals bekannt sein werden („Artefakte“ genannt).

Die Beurteilung von Analysenverfahren oder Analysendaten hat daher immer mit einer gewissen Achtung vor der unfaßbaren Vielfalt signalrelevanter Faktoren zu erfolgen.

## **7 Optimierung von Ergebnissen und Verfügbarkeit**

### **7.1 Durchführung von vergleichbaren Kontrollmessungen**

Neben übersichtsmäßigen Bilanzierungen des anorganischen Stickstoffs (nur möglich, wenn an zumindest zwei Punkten der Abwasserreinigungsanlage sowohl Ammonium- als auch Nitratmonitore installiert sind) sind die Durchführung von stichprobenartigen Kontrollmessungen mit Labormethoden und der Test des Monitors mit Proben-Aufstockungen die einzigen Möglichkeiten, das korrekte Funktionieren (oder das Nichtfunktionieren) festzustellen. Das Aufgeben von Reinstandards oder das bloße Beobachten der Kalibrierdaten (Standardextinktionen, Elektrodenpotentiale) ist in der Regel keinesfalls ausreichend, dient bestenfalls der Beruhigung des Gewissens.

Entscheidend ist, daß Kontrollmessungen periodisch, am besten zwei- bis dreimal wöchentlich, durchgeführt werden, und nicht erst bei Verdacht einer Fehlfunktion. Nur so kann eine Maßnahme zur präventiven Wartung gezielt und zeitgerecht gesetzt sowie die Funktion eines Monitors über längere Zeiträume hinweg dokumentiert werden (wichtig bei Gewährleistungsansprüchen gegenüber dem Hersteller / Lieferanten).

Um größtmögliche Vergleichbarkeit zu sichern sollten folgende Richtlinien für Kontrollmessungen berücksichtigt werden:

- Die Probe ist möglichst nahe am Monitor zu nehmen, jedenfalls nach einer eventuellen Filtration / Sedimentation und nach längeren Zuleitungen. (Der Zustand der Probenvorbereitung und die biochemische Aktivität des Bewuchses in Schläuchen ist separat mit Labormethoden auszutesten.)
- Die gezogene Probe ist so rasch wie möglich zu analysieren, am besten noch am Ort des Geschehens. Ein weniger präziser Wert vor Ort (z.B. mit Komparatormethoden) ist besser als ein nach einer Stunde im Labor normkonform analysierter Wert.
- Für die Analyse von Stichproben sollten mit der Meßmethode des Monitors vergleichbare Verfahren eingesetzt werden. Dies ist allerdings bei ionensensitiv oder UV-photometrisch arbeitenden Monitoren (im Kläranlagenlabor) kaum durchführbar. Daher folgende Empfehlungen:

	<b>Monitor</b>	<b>Stichproben</b>
Ammonium	Indophenolblau	Indophenolblau-Küvettest
Ammonium	ionensensitiv	Indophenolblau-Küvettest
Nitrat	Chromotropsäure-Gelb	Nitrospectral-Test (rot, MERCK)
Nitrat	Ionensensitiv	Dimethylphenol-Küvettest
NO <sub>x</sub>	UV-photometrisch	Σ Dimethylphenol-NO <sub>3</sub> -N + Nitrit
NO <sub>x</sub>	photometr. nach Red. zu Nitrit	Reduktion / Nitritbest. (z.B. HACH)

- Die Präzision und Richtigkeit der Labormethode ist abzusichern (Aufstockungen von typischen Proben messen), nur derart ist eine fundierte Beurteilung des On-line Monitors möglich. Ein unter Umständen gutes On-line Gerät mit eventuell unzuverlässigen Labormethoden zu überprüfen ist vollkommen sinnlos.
- Der Delay des Monitors, d.h. die Verzögerung zwischen Probenahme (an einem gewissen Punkt vor dem / im Gerät ) und dem Anstehen des zugehörigen Wertes (am Gerätedisplay / in der Datenaufzeichnung) ist in Erfahrung zu bringen und selbstverständlich zu berücksichtigen. Besonders schwer zu beurteilen sind in dieser Hinsicht echt kontinuierlich messende ionensensitive Systeme mit zum Teil recht großen Meßzellen. Die Normenwerke (ATV, 1997) sprechen in diesem Zusammenhang von „Anzeigeverzögerung“ („T<sub>90</sub>-Wert“) eines Monitors als „der Zeit, die zwischen einem Konzentrationssprung am Eingang des Gerätes und der Anzeige bzw. Ausgabeänderung vergeht, die 90% des Konzentrationssprunges entspricht.“
- Eine Kontrollmessung bei Anzeige 0,0 oder < 0,X ist nicht zweckmäßig, da auf diese Weise bestenfalls ein grobes Nichtfunktionieren erkannt, nicht aber die korrekte Funktion des Monitors bestätigt werden kann. Ist der Anzeigewert (abwasserbedingt) praktisch immer „kleiner Meßbereich“ (z.B. Ammonium im Auslauf einer besonders guten Anlage), sollten Standard-Aufstockungen der Probe am Monitor analysiert werden, um so dessen Ansprechvermögen und Linearität zu verifizieren.

## 7.2 Gefahren der Slope - und Offsetkorrektur

*„Sollte der vom Gerät angezeigte Meßwert nicht mit den im Labor ermittelten Werten übereinstimmen, so kann über diesen Faktor eine Korrektur vorgenommen werden. Möglichkeiten: 0,500 - 2,000 in 0,001 - Schritten.“*

(Zitat aus der Bedienungsanleitung eines kolorimetrischen On-line Monitors)

Sowohl durch nachträgliche Veränderung der Steigung als auch durch Versetzung des Nulloffsets der Kalibrierfunktion ist punktuell natürlich jeder beliebige Meßwert einstellbar. Zitate wie das obige können nur als Zynismen der Konstrukteure und Hersteller gewertet werden. Die Eingabe eines Korrekturfaktors (steigungsbeeinflussend) ist in beinahe jedem Monitor-Menü vorgesehen. Und verleitet damit zu oberflächlichem, kurzzeitigem „Hinbiegen“ der Meßdaten.

Die Steigungen von Kalibrierfunktionen unterliegen in der Tat Schwankungen (alternde Reagentien, Verschmutzung der Meßzellen, driftende Lichtquellen, Förderleistung von Dosierschläuchen, abgenutzte Elektroden, ...). Aber genau zur Berücksichtigung dieser Schwankungen dient ja die - meist täglich automatisch ausgeführte - Zweipunktkalibrierung. Die Eingabe eines Faktors ist somit überflüssig. Was tatsächlich von den Herstellern mit derlei Faktoren beabsichtigt wird, ist eine Art Matrixkorrektur und / oder der Abgleich mit, auf den meisten Kläranlagen zur Eigenüberwachung verwendeten (gelegentlich vom Monitor-Hersteller selbst stammenden), Nährstoff-Küvettentests.

Besonders absurd ist natürlich die Idee einer Matrixkompensation über die nachträgliche Veränderung des Kalibrierfaktors: Wohl niemals variieren die Konzentrationen der Störstoffe (Trübungen, Eigenfärbungen, querempfindliche Ionen) im exakt selben Verhältnis wie diejenigen des zu bestimmenden Ions.

Eher akzeptabel ist die Steigungskorrektur bei Meßsystemen, die - aus Kosten- oder technischen Gründen - keine echte Kalibrierung durch den Anwender erlauben (z.B. In-line Sonden). Der Korrekturfaktor darf aber niemals aufgrund einer einzigen Vergleichsmessung geändert werden, sondern nur nach Messung von Probenaufstockungen über den gesamten zu erwartenden Konzentrationsbereich und nach Kontrolle (falls vorgesehen und erforderlich: Einstellung) des matrixspezifischen Nullpunktes.

Nur wenige Monitore sehen eine zusätzliche Korrektur des Nulloffsets vor. Dies hat gute Gründe, denn an erster Stelle muß die systematische Beseitigung der Offset-Ursachen stehen. Gerechtfertigt ist der bloße Abgleich bei In-line Nitratmonitoren für den Einsatz im belebten Schlamm oder anderen feststoffreichen Abwässern („Schlammkompensation“). Da Schlammvolumen und Trockensubstanz aber nur auf wenigen Anlagen über längere Zeiträume wirklich konstant bleiben, ist - je nach Dynamik dieser Parameter - eine mehr oder weniger häufige Kontrolle und Nachjustierung des voreingestellten Wertes vonnöten.

### 7.3 Präventive Wartung

Wichtiger als exzessive präventive Wartungsarbeiten sind laufende Kontrollmessungen (s.o.). Im Klartext: Es ist häufig zu beobachten, daß nach

Wartungsarbeiten an an sich funktionierenden Monitoren mehr Schwierigkeiten auftreten als zuvor. Auf (noch) nicht unbedingt nötige Eingriffe sollte daher verzichtet werden. Diese Empfehlung gilt nicht für die von Abwasser ohne Beimengung von Reagentien durchströmten Geräteteile (sowie für Probenvorbereitung, Pumpen und Zuleitungen). Hier ist die regelmäßige Entfernung / Vergiftung von aufwachsenden Mikroorganismen oberstes Gebot. Kurzfristig hilft das Ausquetschen und Durchspülen von Schläuchen. Stärkste Verschmutzungen an - ausgebauten - Glasteilen können mit einem Gemisch aus Salzsäure und Wasserstoffperoxid rasch und effektiv entfernt werden.

Chlorbleichlauge (Natriumhypochlorit) ist für Bakterien extrem giftig, billig und relativ sicher zu handhaben, daher für Reinigungszwecke optimal geeignet. Im einfachsten Fall wird Hypolauge wie eine Probe über mehrere Minuten hinweg angesaugt; wird der Monitor danach sofort wieder mit Probe beschickt, kann eine Spülung mit Reinwasser unterbleiben. Eine besonders lange Spülzeit ist bei kolorimetrisch arbeitenden Nitratmonitoren einzuhalten, da Hypochlorit mit den stark sauren Reagentien elementares Chlor entwickelt. Eventuell vorhandene Cadmiumreduktoren (Nitratbestimmung nach Reduktion zu Nitrit) müssen vor der Reinigung mit Hypolauge unbedingt ausgeschleift oder ausgebaut werden; sie werden durch starke Oxidationsmittel sofort zerstört.

Wichtige Wartungsarbeiten für die einzelnen Gerätetypen:

Ammonium, ionensensitiv:

- Kalkbeläge im Gerät bei Bedarf mit verdünnter Salzsäure lösen, pH- (falls vorhanden) und Ammoniumelektrode zuvor aus der Meßzelle entfernen.
- Kalk und organische Verschmutzungen an der Teflonmembran der Ammoniumelektrode durch Abspritzen mit Wasser (Spritze) mechanisch entfernen; Neukalibrierung.
- Bei mangelhafter Elektrodensteigung und / oder starker Membranverschmutzung Membran und Elektrolyt zu tauschen. Neukalibrierung nach ca. einer Stunde Stabilisierung in der Matrix (Probe + alkalisches Reagens).
- Die pH-Elektrode (falls vorhanden) dient lediglich zur Kontrolle, eine Kalibrierung ist nur dann erforderlich, wenn durch scheinbar zu niedrige pH-Werte Fehlermeldungen ausgelöst werden.

### Nitrat, ionensensitiv:

- Elektrodenmembran bei starker Verschmutzung (nur bei zu niedriger Steigung) mit weichem Tuch und Wasser vorsichtig reinigen.
- Diaphragma der Referenzelektrode (nur bei unbefriedigenden Potentialen für die Kalibrierstandards) reinigen: Ultraschallbad; Aufkochen der Elektrode im Innenelektrolyt (mitunter von den Herstellern empfohlen) nur, wenn Elektrolytkammer zu öffnen ist (Überdruck entsteht, u.U. Zerstörung der Elektrode).

### Alle kolorimetrischen Monitore:

- Bei ständigen Veränderungen des Kalibrierfaktors in eine Richtung: Dosierschläuche tauschen (Verhältnis Standard / Probe zu Reagens ändert sich).
- Funktionskontrolle der Magnetventile bei Verdacht auf Fehlfunktion (Drift der Kalibrierung), optische Kontrolle und bei Bedarf Tausch der Ventilschläuche bei Quetschventilen (bleiben manchmal irreversibel zugequetscht).
- Meßzelle (Küvette) eher nur in eingebautem Zustand reinigen (Hypolauge).

### UV-NO<sub>x</sub>-Monitore:

- Reinigung der Quarzfenster: Je nach Verschmutzung mit verdünnter Salzsäure (kalkige Ablagerungen), Hypolauge (bakterielle Verschleimung) oder warmem Geschirrspülmittel (Fette, Öle), im Extremfall Petroleumbenzin. Petroleumbenzin nur auf die Fenster aufbringen (Wattestäbchen), niemals auf die Abdichtungen der Fenster oder andere Geräteteile aus Kunststoff / Gummi.

## **8 Die Theorie diktiert die Praxis Betriebserfahrungen ohne Probenvorbehandlung**

### **8.1 Einsatzbedingungen**

*„Zu berücksichtigen ist freilich auch, sagte ich zu den Wiener Präsidialen, der sogenannte qualitative Sprung. Ich spreche im Gegensatz zum dialektischen Materialismus nicht vom quantitativen, sondern vom qualitativen Sprung. Es gibt menschliche Gegenstände, Produkte, Artefakte im besonderen, die sind ästhetisch so vollkommen, so schön, daß wir sie zugleich im moralischen Sinne als gut bezeichnen dürfen. Aber es sei andererseits keinesfalls so, daß einfach ein Übermaß an Ästhetizität diesen qualitativen Sprung notwendigerweise hervorbringe, ganz im Gegenteil, sagte ich. Es gäbe Kunstwerke, oder jedenfalls Werke, die von ihren Erzeugern und Autoren als Kunstwerke gemeint und intendiert gewesen seien, die jene äußerste Grenze bereits überschritten hätten. Viele Bücher und Bilder, sagte ich, seien einfach zu schön, um wahr zu sein. Die schönsten Bücher und Bilder, die sogenannten schönsten Bücher und Bilder seien allesamt erlogen und falsch. Diese schönen Bücher und Bilder, sagte ich zu den Wienern, leiden an einer Redundanz, sie leiden an einer Abundanz, an einem Überfluß an Künstlichkeit und Ästhetizität und Literarität und Poetizität. Sie seien Kitsch. Die Wiener erwiderten, das sei alles sehr abstrakt und führe zu nichts.“*

(BRANDSTETTER, 1977)

Nur selten entsprechen die Umgebungsbedingungen für On-line Monitore den Abbildungen in den Werbeprospekten der Anbieter, wo meist ganze Ansammlungen von Monitoren in saubersten und nur für diesen Zweck errichteten Räumlichkeiten gezeigt werden. Die Zentralisierung der Meßtechnik ist ohnehin abzulehnen, zu groß sind das Risiko von Umsetzungen und die Totzeiten in den langen Zuleitungsstrecken. Die Normenwerke empfehlen maximal 50 Meter Zuleitung (ATV, 1997), dieser Wert ist aber (vgl. das Beispiel in 2.2) viel zu hoch gegriffen, tatsächlich sind 5 Meter schon als lang zu bezeichnen. Werden Monitore aber (so wie im vorliegenden Fall) direkt am Ort des Geschehens betrieben, so müssen höchste Ansprüche an ihre Widerstandsfähigkeit gestellt werden, und nicht an ein gefälliges und gepflegtes Äußeres. Dies trifft besonders auf In-line Sonden zu, die mit Wasser in jeder Form (Regen, Luftfeuchtigkeit, Belebtschlamm) genauso fertig werden müssen wie mit starken Temperaturschwankungen oder unerwartet in den Meßspalt gelangenden Grobstoffen (wie z.B. Zigarettenfilter).

Allgemein ist seitens der Hersteller noch einiges an Optimierungsarbeit zu leisten, um die defektfreien Standzeiten zu erhöhen. Ein On-line Monitor ist ein



unter z.T. schwierigsten Bedingungen 24 Stunden pro Tag und 365 Tage pro Jahr eingesetztes Präzisionsmeßgerät; er ist daher auch dementsprechend hochwertig auszulegen und zu fertigen.

Angaben zu den eingesetzten Monitoren, Matrix und Umgebungsbedingungen:

- Abwassertechnische Positionierung: Ammonium- und Nitratmonitore sowohl vor (VCN) als auch nach (ACN) einem Nitrifikations-Biofilter; Nitratmonitore steuern Wasserrückführung (Rezirkulation) und Dosierung der externen Kohlenstoffquelle (für Denitrifikations-Biofilter), Ammonium-Monitore nur zur Dokumentation.
- Einsatzort: Rechenhaus; hohe Luftfeuchtigkeit, evtl. korrosive Aerosole, Lufttemperatur permanent über 0°C. Eine In-line Tauchsonde für Nitrat, in der Vorlage zum Nitrifikations-Biofilter.
- Probenvorbehandlung: Keine
- Beschickung: Über rd. 60 cm Überstau, Silikonschläuche (1 m) und Überlaufgefäß / Wärmetauscher (VCN) bzw. über Membranpumpe (8 l/h) und rd. 2 m Zuleitungsschläuche (lichtundurchlässig).
- Matrix (Durchschnittswerte):

**Tabelle 1:** Organische Matrix an den beiden Meßstellen VCN und ACN

	Abfiltrierbare Stoffe	CSB homogenisiert	CSB membranfiltriert
VCN	35 mg/l	95 mg/l	55 mg/l
ACN	15 mg/l	60 mg/l	45 mg/l

- Eingesetzte Monitore:

**Tabelle 2:** Meßprinzip und Betriebsart der vier eingesetzten Ammonium- und Nitratmonitore

	Ammonium	Betriebsart	Nitrat / NO <sub>x</sub>	Betriebsart
VCN	Gassensitive ISE	kontinuierl.	UV, In-line	quasikont.
ACN	Kolorimetrie	quasikont.	UV, Durchfluß	quasikont.

- Weiters wurden getestet (für VCN):  
Ammonium, kolorimetrisch; NO<sub>x</sub>-UV, Durchfluß; Nitrat, ionensensitiv (quasikontinuierlich); Nitrat, kolorimetrisch (Gelbmethode).

## 8.2 Reinigungs - und Wartungsintervalle

Jeden oder jeden zweiten Tag (Zeitaufwand ca. 90 min.):

- Stichprobenartige Vergleichsmessungen für alle vier Monitore.
- Mechanische Reinigung (Ausquetschen, Wasserspülung) von Zuleitungen und Überlaufgefäßen.
- Oberflächliche Reinigung der Nitrat-In-line Sonde (Hochdruck-Wasserstrahl).
- Mechanische Reinigung (Wasserstrahl) der Teflonmembran der Ammoniakelktrode, Neukalibrierung.
- Kontrolle der Kalibrierdaten der Ammoniummonitore.

Alle zwei Wochen (Zeitaufwand 5 - 6 Std.):

- Reinigung aller Leitungen, Pumpen und Glasteile mit Hypolauge.
- Sichtkontrolle von Pumpen- und Ventilschläuchen, evtl. Austausch, Überprüfung der Förderleistung der Dosierpumpen.
- Reinigung der Quarzfenster der UV- NO<sub>x</sub>-Monitore (Petroleumbenzin).
- Überprüfung der NO<sub>x</sub>-Monitore durch Messung von Probenaufstockungen.
- Austausch von Membran und Elektrolyt der Ammoniakelktrode, Reinigung der Meßzelle (Salzsäure).

Gesamtaufwand für vier Monitore (ohne Berücksichtigung besonderer Defekte oder evtl. notwendigen Matrixanpassungen): rd. zwei Stunden pro Arbeitstag.

## 8.3 Ergebnisse aus drei Betriebsmonaten

### 8.3.1 Angaben zur Kalibrierung der eingesetzten Monitore

- Ammonium VCN:  
Alle 24 h automatische Zweipunktkalibrierung von Elektrodensteigung und Asymmetriepotential mit Reinstandards (Konzentrationen: 2 und 20 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ ).
- Ammonium ACN:  
Alle 24 Std. automatische Zweipunktkalibrierung mit dest. Wasser bzw. Reinstandard 5 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Diese eher geringe Standardkonzentration wird vom Hersteller festgelegt, und das, obwohl der (lineare?) Meßbereich des Monitors 0,1 bis 20 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  beträgt. Da die Linearität einer Kalibrierfunktion niemals von vornherein feststeht, sondern bei jeder Kalibrierung erneut verifiziert werden muß, ist die Extrapolation über den höchsten Standard hinaus problematisch. Die Kalibrierzeit wurde so festgelegt, daß vor und nach der Kalibrierung üblicherweise ein Ammoniumwert von mehr als 1 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  anstand, dies, um eine eventuelle Drift des Kalibrierfaktors bereits über die Fernüberwachung feststellen zu können (Konzentrationsprung in der Echtzeit-Kurve nach der Kalibrierung).
- $\text{NO}_x$ -In-line Sonde in VCN  
Nach völlig unzulänglichen Ergebnissen mit der Sonde in bei Kalibrierung mit Reinstandards wurde mit Aufstockungen einer nitratarmen, von der Matrix her typischen Probe kalibriert (s. 8.3.2). Leider sind die einprogrammierten Standardkonzentrationen vom Hersteller sehr hoch angesetzt (11,3, 22,6 und 45,2 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$ ), denn die charakteristische Konzentration in VCN betrug (je nach Betriebszustand der Anlage) 1 - 6 mg/l  $\text{NO}_x\text{-N}$ .
- Der UV- $\text{NO}_x$ -Monitor in ACN  
wurde im Abstand von jeweils einigen Wochen mit Reinstandards kalibriert (Konzentrationen wie Sonde in VCN), eine Kalibrierung mit Standardaufstockungen hätte sich aber vermutlich längerfristig gelohnt.

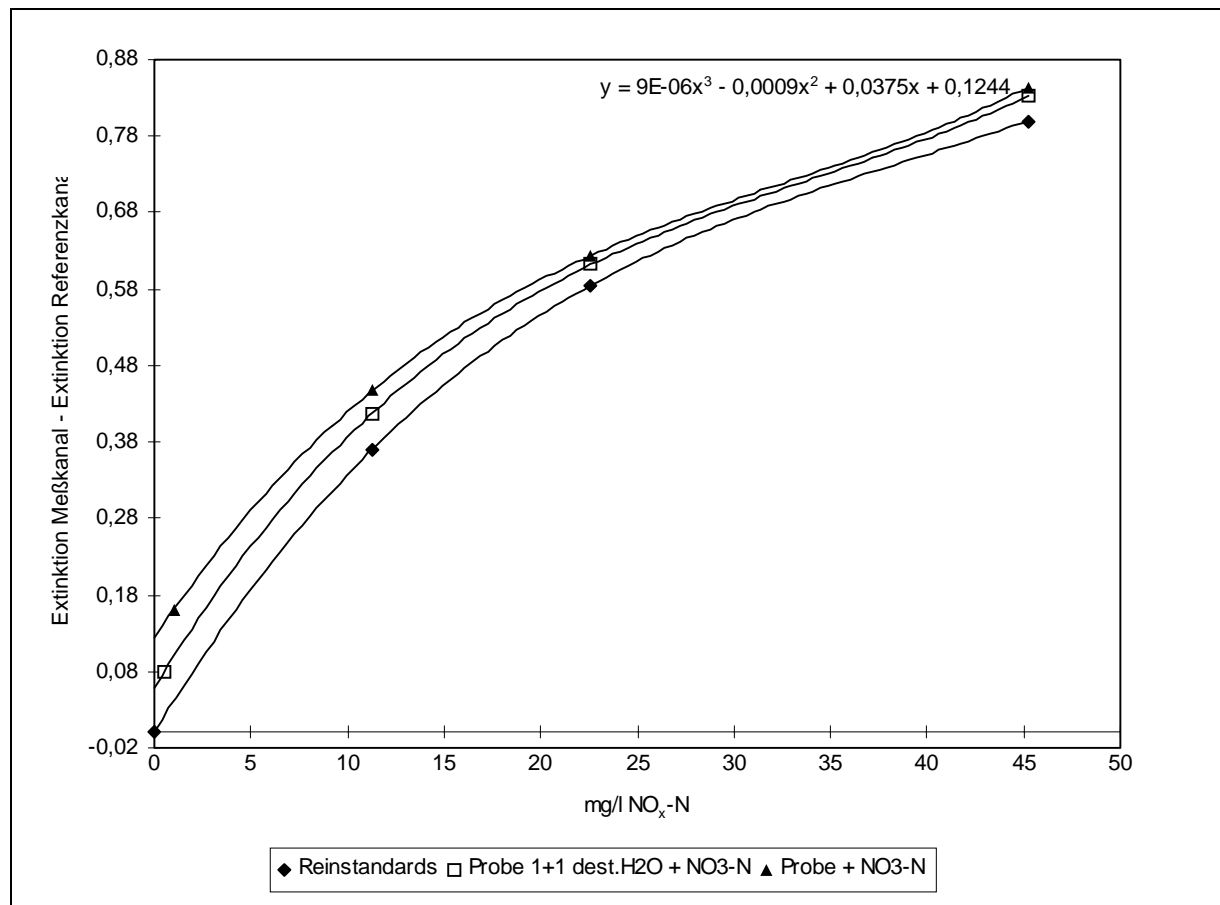
### 8.3.2 Kalibrierung von UV- NO<sub>x</sub>-Monitoren mit Standardaufstockungen

Die Kalibrierung von UV-NO<sub>x</sub>-In-line Sonden durch den Anwender ist nicht vorgesehen, schon gar nicht mit Standardaufstockungen. (Die Möglichkeit zur Neukalibrierung findet sich in einem versteckten Menü). Daher ist dieser Abschnitt keinesfalls als Aufforderung zur Nachahmung, sondern vielmehr als Demonstrationsbeispiel für die praktische Anwendung des bislang gesagten zu verstehen.

Die Mühe zahlte sich aus, wie sich an den folgenden Daten und auch an den Vergleichsmessungen in Abschnitt 8.3.3 zeigt. Folgende Voraussetzungen mußten zur Durchführung einer Kalibrierung erfüllt sein:

- Es mußte zu erwarten sein, daß die Matrix des Abwassers hinsichtlich Schwebstoffen, gelöstem CSB und Farbstoffen über längere Zeit konstant bleiben würde.
- Die Quarzfenster der Sonde mußten absolut sauber sein (Petroleumbenzin), um durch Reinigung jederzeit wieder den Zustand bei der Kalibrierung herstellen zu können.
- Die entnommene, typische Abwasserprobe mußte einen möglichst niedrigen NO<sub>x</sub>-N-Gehalt haben, jedenfalls aber unter 11,3 mg/l (niedrigster programmierter Standard der Sondenelektronik).
- Die Kalibrierung mußte sofort nach Probenentnahme begonnen werden, um Stickstoffumsetzungen in der Probe zu minimieren. Die gesamte Kalibrierung dauert rd. drei Stunden.

Die NO<sub>x</sub>-N-Gehalt der aktuellen VCN-Probe betrug 1,0 mg/l (0,7 mg/l NO<sub>3</sub>-N und 0,3 mg/l NO<sub>2</sub>-N). Die Aufstockung erfolgte mit einer hochkonzentrierten Natriumnitrat-Lösung (10 g/l N), so daß keine Verdünnungen zu berücksichtigen waren.



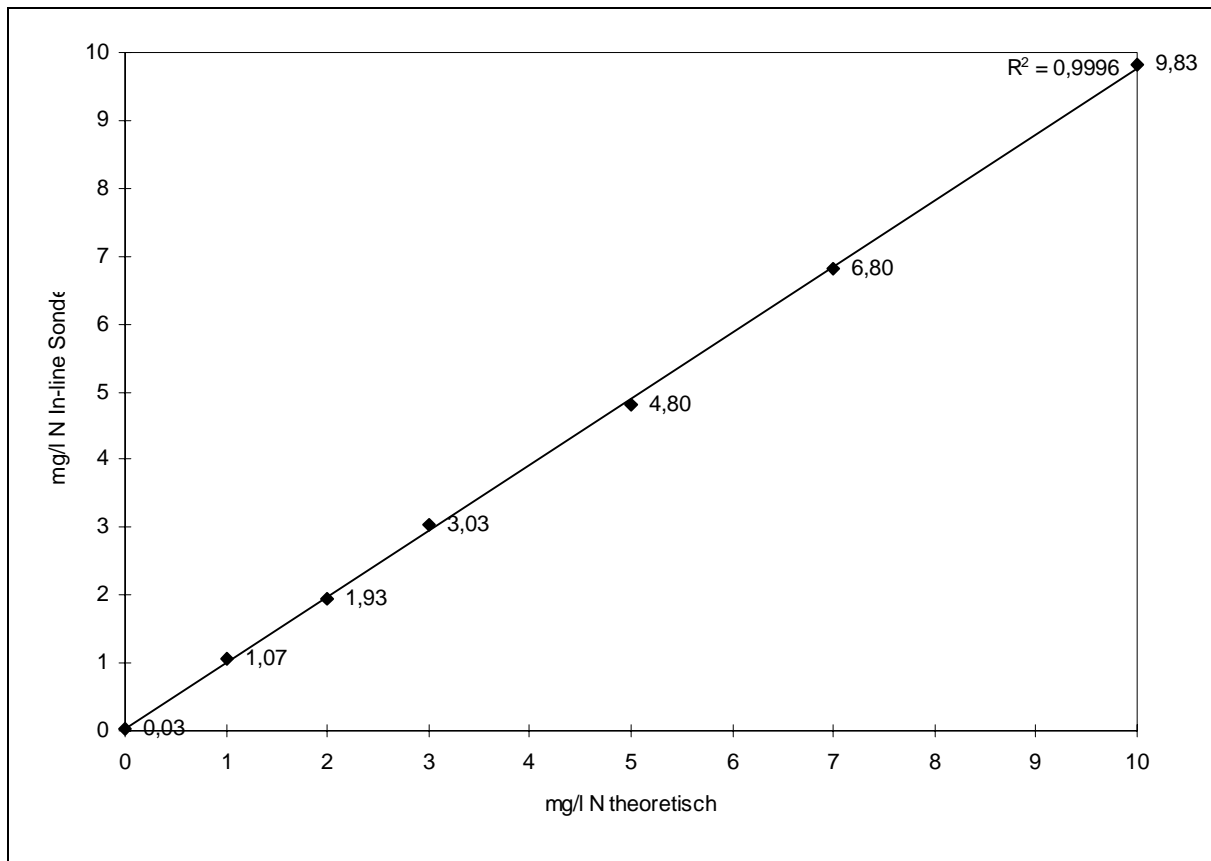
**Abbildung 1:** Kalibrierfunktionen für einen UV-NO<sub>x</sub>-N Monitor

Die Nichtlinearität der Funktionen (Abbildung 1) hat optische Gründe (je besser das Photometer, desto größer ist sein linearer Bereich, sofern nicht andere Faktoren - wie etwa ein Reagentienunterschuß bei der Kolorimetrie - schon vorher eine Abweichung von der Linearität bedingen). Der Nullpunkt für die Probe muß aus der entsprechenden Kurve nichtlinear (hier über ein Polynom 3. Ordnung) extrapoliert und separat abgeglichen werden; die Nullextinktion beträgt in diesem Fall etwa 0,124.

Anhand der Kurvenschar läßt sich erahnen, wie katastrophal sich eine Nichtbeachtung der Einflüsse von Trübungen und störenden Molekülabsorptionen auswirkt, besonders bei niedrigen Nitratkonzentrationen. Die geräteinterne Kompensation ist nicht etwa bloß mit diesem besonderen Abwasser überfordert, sie kann vielmehr - nur auf Basis der Messung bei zwei Wellenlängen - kein besseres Ergebnis zustande bringen.

Nach dieser Kalibrierung wurde mehrmals wöchentlich nur noch die Feinabstimmung auf die minimal veränderte Wasserzusammensetzung mithilfe eines Korrekturfaktors vorgenommen.

Wie nachhaltig der Erfolg dieser Maßnahme war, zeigte sich z.B. auch bei einer Kontrollmessung nach 10 Wochen Betrieb:

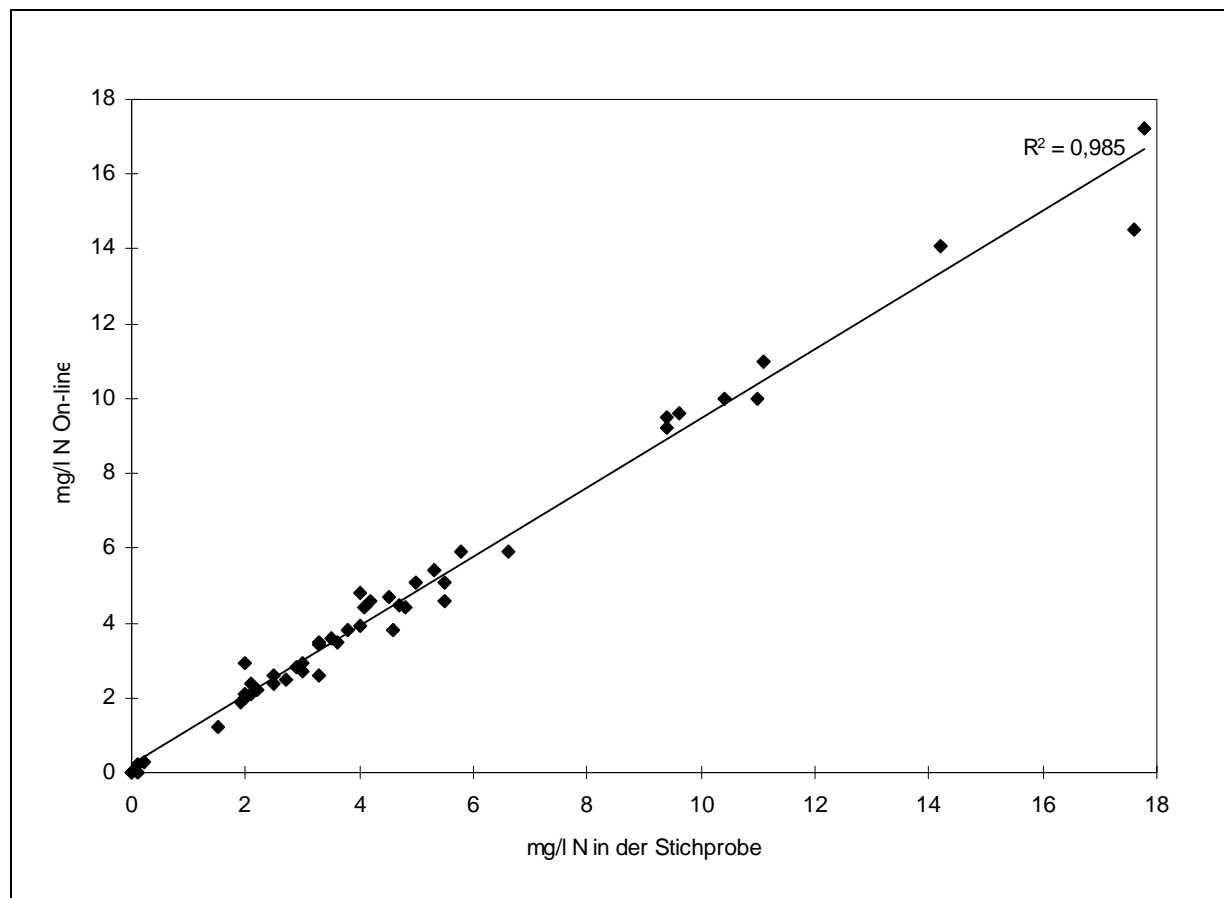


**Abbildung 2:** Kontrolle einer mit Standardaufstockungen kalibrierten  $\text{NO}_x$ -In-line Sonde nach 10 Wochen Betrieb in teilgereinigtem Abwasser, durch Standardaddition zu einer nitratfreien Probe ( $< 0,2 \text{ mg/l NO}_3\text{-N}$  und  $< 0,05 \text{ mg/l NO}_2\text{-N}$ ), Mittelwerte aus je drei Einzelmessungen

Keine Labormethode kann ohne Probenvorbehandlung (Membranfiltration) derartig präzise Ergebnisse liefern, schon gar nicht reagentien- und verzögerungsfrei.

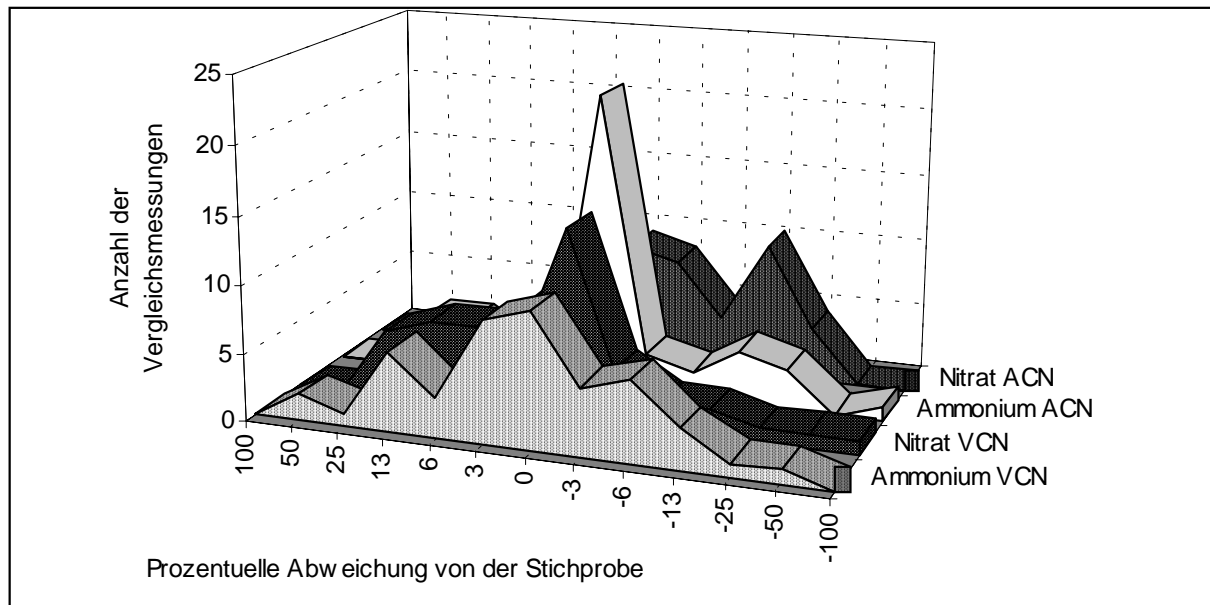
### 8.3.3 Beurteilung anhand von stichprobenartigen Vergleichsmessungen

Die vorliegenden Daten stammen aus dreieinhalb Betriebsmonaten. Die Vergleichsmessungen erfolgten mit kolorimetrischen Küvettentests (NH<sub>4</sub>-N: Indophenolblau, NO<sub>3</sub>-N: Nitrospectral) bzw. mit Farbkomparatormethoden (NO<sub>2</sub>-N: Diazotierung nach GRIESS) unmittelbar nach der Probenentnahme (max. 10 min. später). Die gerätespezifischen Delays wurden selbstverständlich berücksichtigt.



**Abbildung 3:** Korrelation einer UV-NO<sub>x</sub>-N In-line Sonde (VCN) mit Stichproben ( $\Sigma$ NO<sub>3</sub>-N + NO<sub>2</sub>-N)

Die aus der Häufigkeitsverteilung (Abbildung 4) ersichtlichen z.T. beträchtlichen Abweichungen ( $\pm 100\%$  relativer Fehler) ergeben sich aus mitunter sehr geringen Konzentrationen (0,1 mg/l N und weniger), der absolute Fehler ist dann aber sehr gering:



**Abbildung 4:** Relative Abweichungen On-line Monitore und Stichproben in drei Monaten

Statistische Angaben zu Korrelation On-line-Werte mit Stichproben und zur Häufigkeitsverteilung der relativen Abweichungen:

**Tabelle 3:** Statistische Kenndaten für vier On-line Monitore bei Überprüfung mit Stichproben

Monitor	n	R <sup>2</sup>	k	x [mg/l]	μ [%]	Median [%]
NH <sub>4</sub> -N VCN	47	0,96	1,06	-0,48	-1,3	-0,5
NO <sub>x</sub> -N VCN	48	0,99	0,92	0,22	-2,2	0,0
NH <sub>4</sub> -N ACN	51	0,97	1,03	-0,01	0,1	0,0
NO <sub>x</sub> -N ACN	51	0,97	0,98	0,57	-5,8	-3,3

- n Anzahl der stichprobenartigen Vergleichsmessungen
- R<sup>2</sup> Quadrat des PEARSON'schen Korrelationskoeffizienten
- k Steigung der Regressionsgeraden
- x Achsenabschnitt der Regressionsgeraden
- μ Arithmetisches Mittel der relativen Abweichungen

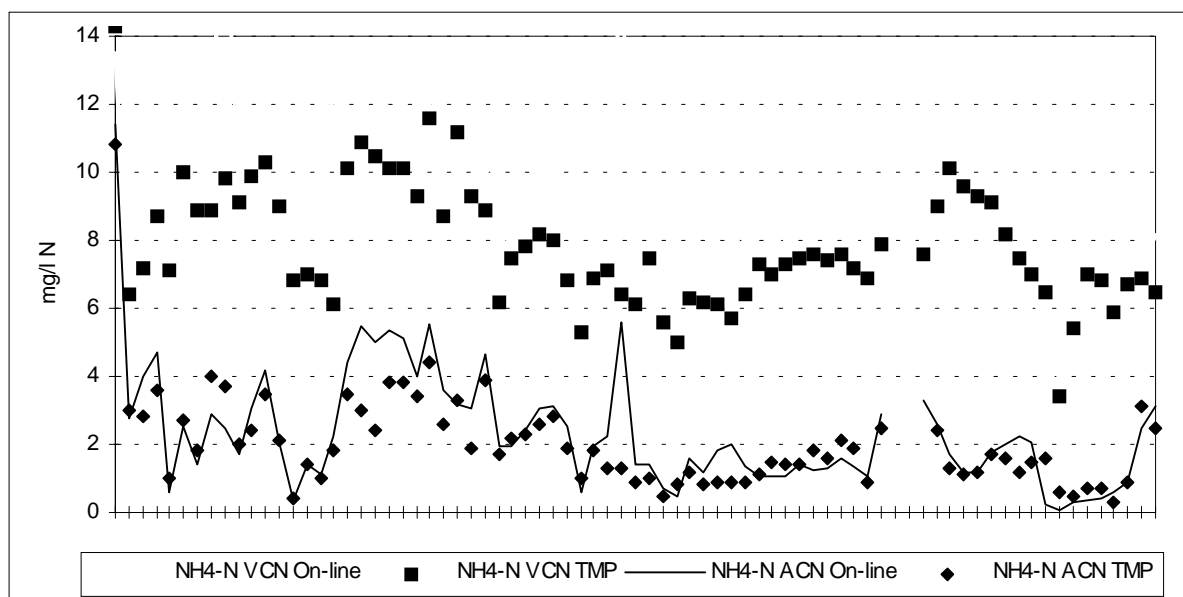


Die deskriptiv statistische Auswertung zeigt, daß systematische Abweichungen wenn überhaupt, dann nur in äußerst geringem Ausmaß auftreten ( $\bar{x}$ ,  $\mu$ , Median), am ehesten fällt die polymodale Verteilung (s. Abbildung 4) für  $\text{NO}_x\text{-N ACN}$  auf: Man erkennt daran deutlich (auch ohne weitergehende zeitliche Aufschlüsselung), daß der Monitor im Beobachtungszeitraum wegen mechanischer und elektronischer Defekte zweimal gegen Ersatzgeräte (des selben Typs) ausgetauscht wurde.

Realistisch betrachtet liegen die Unterschiede zwischen On-line Monitoren und Stichproben wohl im Bereich der Abweichungen von kolorimetrischen Küvettentests und den entsprechenden Normverfahren.

### 8.3.4 Vergleich Monitor-Tagesmittelwerte und Tagesmischproben

Die Analyse der 77 zeitproportional entnommenen (30 min. Pausenzeit) Tagesmischproben erfolgte mit DIN-Normverfahren (Ammonium-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff) bzw. einem automatischen Segmented-Flow System (Cd-Reduktor, Nitrat-Stickstoff). Die Proben wurden 8 bis 48 Stunden (Wochenende) nach Beendigung der Probenahme analysiert oder zumindest membranfiltriert ( $0,45\mu\text{m}$ ). Die in Abbildung 5 eingetragenen On-line Daten sind Tagesmittelwerte.



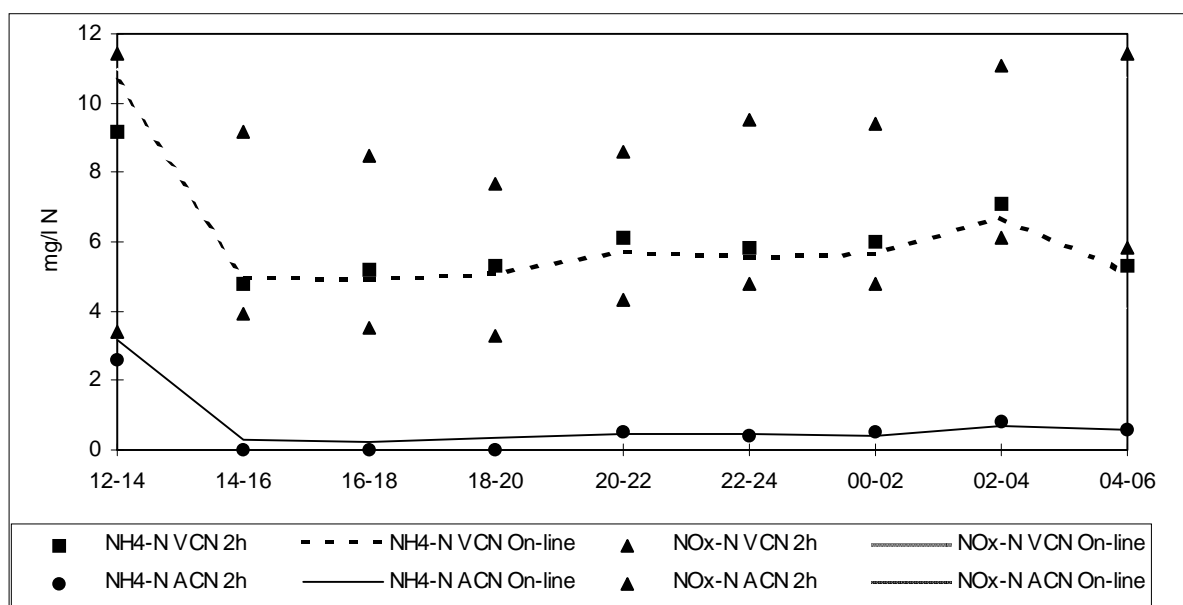
**Abbildung 5:** Tagesmischproben vs. On-line Tagesmittelwerte aus drei Betriebsmonaten

Die Übereinstimmung ist bedeutend schlechter als bei den stichprobenartigen Vergleichsmessungen, und dies, obwohl die eingesetzten Analysenverfahren (für die Mischproben) ungleich bessere Verfahrenskenndaten aufweisen als einfache kolorimetrische Küvettentests (für die Stichproben). Einzuwenden, daß eventuell Monitore und Küvettentests etwa gleiche Abweichungen vom „wahren“ (Norm-) Wert zeigen, wäre angesichts des großen Datensatzes unangebracht und völlig unwahrscheinlich.

Besonders auffällig ist die eintägige Ammoniumspitze etwa in der Mitte des Diagramms (Abbildung 5), die sich - laut On-line Signal - sowohl vor als auch nach dem Nitrifikationsbiofilter findet (Limitierung der Nitrifikation). Nichts deutet bei den Mischproben auf ein derartiges Durchschlagen einer Ammoniumspitze hin, ganz offensichtlich kann in diesem Fall eine Fortsetzung der Nitrifikation nach Probenahme mit großer Sicherheit angenommen werden. Nitrifizierende Bakterien lagen bereits in der Vorlage zum Biofilter (VCN) vor, denn der Anlagenaufbau wurde zur Denitrifikation rezirkuliert.

### 8.3.5 Gegenüberstellung On-line Stundenmittel und 2 Stunden-Mischproben

Die Daten stammen aus einer Tagesuntersuchung, bei welcher 2-Stundenmischproben zeitproportional entnommen wurden (Pausenzeit 5 min.). Die On-line Aufzeichnung begann erst um 12 Uhr, da zuvor die Monitore gewartet wurden.

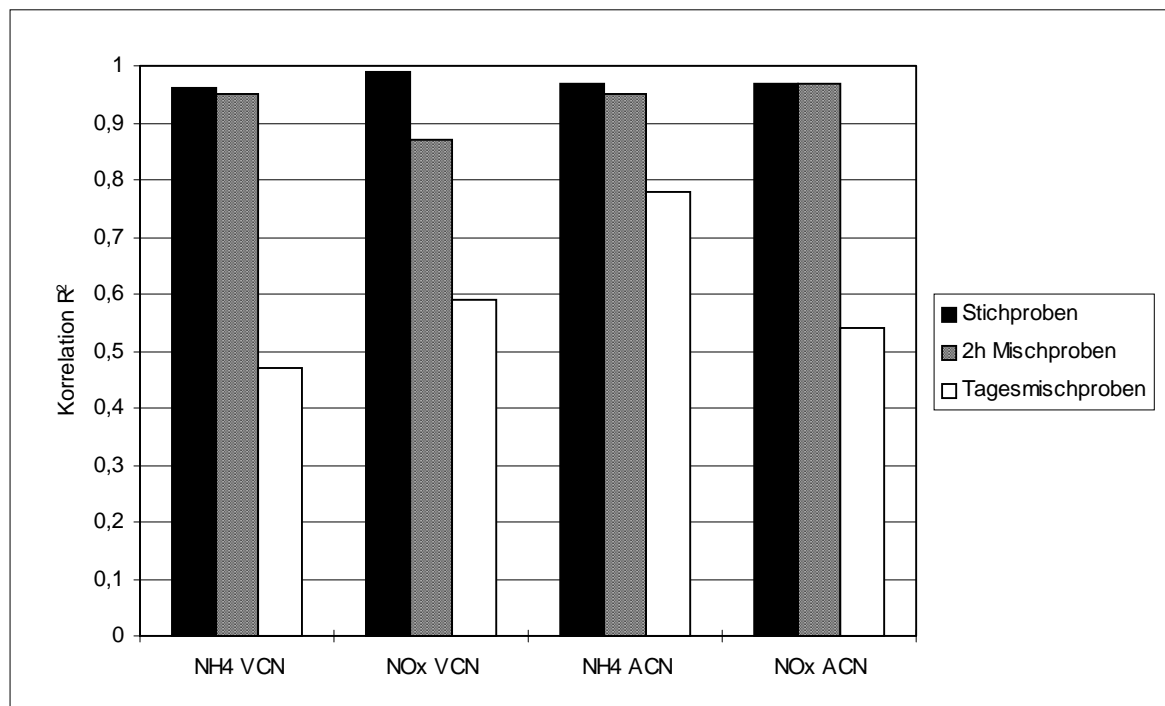


**Abbildung 6:** 2-Stundenmischproben vs. On-line Signale

Der Datensatz für Abbildung 6 ist zwar sehr klein, die Übereinstimmung ist aber dennoch erkennbar besser als mit Tagesmischproben. Dies weniger, weil etwa die Monitore unmittelbar zuvor gewartet und kalibriert worden waren, sondern vielmehr, weil die 2-Stundenmischproben bereits ca. zwei Stunden nach Ende der Probenahme membranfiltriert wurden (Beendigung jeglicher biochemischen Aktivität).

### 8.3.6 Zusammenfassende Beurteilung

Abbildung 7 und Tabelle 4 zeigen die Daten der Regressionsfunktionen für die Übereinstimmung der vier Stickstoff-Monitore mit den verschiedenen Arten von Vergleichsproben:



**Abbildung 7:** Korrelationskoeffizienten für verschiedene Typen von Vergleichsmessungen

**Tabelle 4:** Statistische Kenndaten (Nulloffset  $d$  [mg/l] und Steigung  $k$ ) der Regressionsgeraden von vier On-line Monitoren bei Vergleich mit Stichproben, 2-Stundenmischproben sowie Tagesmischproben.

	$\text{NH}_4$ VCN			$\text{NO}_x$ VCN			$\text{NH}_4$ ACN			$\text{NO}_x$ ACN		
	Stich	2-Std	TMP	Stich	2-Std	TMP	Stich	2-Std	TMP	Stich	2-Std	TMP
$d$	-0,48	-1,82	1,64	0,22	1,57	1,61	-0,01	0,06	0,14	0,57	2,15	0,10
$k$	1,06	1,29	0,92	0,92	0,48	0,76	1,03	1,12	1,09	0,98	0,76	0,94

Angesichts dieser - aus der Betriebspraxis stammenden - Daten und dem bisher Gesagten läßt sich zusammenfassend folgern:

- Ein chemischer Monitor ist nicht ohne Kenntnis der Grundlagen der realisierten physikalisch-chemischen Meßprinzipien sinnvoll betreib- oder gar optimierbar.
- Die Zeit, die zwischen Probeentnahme und Analyse verstreicht, hat wesentlichen Einfluß auf die gemessenen Stickstoffwerte (und wohl auch auf Kohlenstoffparameter). On-line Monitore messen die aktuellen Konzentrationen ohne nennenswerte Verzögerung und liefern daher - außer bei erheblicher Fehlfunktion oder nicht durchgeführter Matrixanpassung - Daten, die im wesentlichen den tatsächlichen Verhältnissen auf der Anlage entsprechen.
- Daher wären On-line Stickstoffmonitore auch gut für die Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen geeignet; die Vergleichbarkeit mit den heute üblichen Mischproben kann in diesem Zusammenhang kein Kriterium sein. Voraussetzung hierfür wäre in erster Linie hinreichend geschultes Betriebspersonal (Klärfacharbeiter), denn die meisten heute erhältlichen Monitore erfüllen bei entsprechender Optimierung und ordnungsgemäßem Betrieb Qualitätskriterien, die zumindest auf, eher aber deutlich über dem Niveau von unkalibrierten kolorimetrischen Testsätzen liegen.

## 9 Literatur

- ATV (Abwassertechnische Vereinigung) (1997) Anforderungen an On-line-Prozeßanalysengeräte für N und P, Regelblatt ATV-M 269. GFA, Hennef, 1997
- Brandstetter, A. (1977) Die Abtei. dtv, München, 1993, S 84-85
- Jung, C.G. (1964) Man and his Symbols. Picador, London, 1978, S 4-5
- Maschlanka, J. (1992) Probenstromaufbereitung für die On-line Analytik auf Klärwerken. Technische Akademie Esslingen, 1992
- Näser, K.H., Peschel, G. (1972) Physikalisch-chemische Meßmethoden. VEB, Leipzig, 1986
- Nietzsche, F. Morgenröte. In: Sämtliche Werke. dtv, Berlin / New York, 1980, Bd.3, S 429
- Nowack, G., Ueberbach, O. (199?) Wasser - Qualität - Sicherheit durch Prozeß-Photometer. Publikation der Dr. Bruno Lange GmbH Berlin, Düsseldorf
- Sigg, L., Stumm, W. (1989) Aquatische Chemie. vdf, Zürich und B.G. Teubner, Stuttgart, 1996
- Willard, H.H. et.al. (1981) Instrumental Methods Of Analysis. Wadsworth, Inc., Belmont CA, 1988

Weiters fanden Unterlagen und Betriebsanleitungen folgender Prozeßmonitor-Hersteller Verwendung:

Contronic development ab, Tyresö, Schweden  
Dr. Bruno Lange GmbH Berlin, Düsseldorf, Deutschland  
Skalar Analytical B.V., Breda, Niederlande  
Dr. Staiger, Mohilo+Co GmbH, Schorndorf, Deutschland  
Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH (WTW), Weilheim, Deutschland

Mag. Christian André Thonhauser

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien

Karlsplatz 13/226  
1040 Wien

Tel: 58801 / 3147  
Fax: 5042157



# Fremdüberwachung - Probenahme, Analytik Akkreditierung

A. Franz

NUA - Niederösterreichische Umweltschutzanstalt

**Kurzfassung:** Die Einführung bzw. die Erhaltung eines Qualitätssicherungssystems stellt aus heutiger Sicht keine Option mehr dar, sondern eine notwendige Voraussetzung für Anbieter auf dem Umweltanalytiksektor. Gerade die oftmals unterschiedlichen lokalen und baulichen Gegebenheiten bei der Probenahme im Abwasserbereich und die z.T. schwierige chemische „Aufarbeitung“ der Matrix Abwasser zeigen deutlich, wie sehr eine „Absicherung“ der Meßwerte und eine zielgerichtete und konsequente Dokumentation notwendig sind. Für die Beurteilung und Bearbeitung von abwassertechnischen Daten ist jedoch eine einschlägige verfahrenstechnische Kompetenz eine zwingende Voraussetzung.

Der „enger“ werdende Markt führte in den letzten Jahren zu Entwicklungen, die den qualitätsorientierten Standards und Bestrebungen vieler Laboratorien entgegenwirken. Forderung nach Qualität fanden bereits Eingang in Verordnungen, behördliche Untersuchungsvorgaben u.a.. Lenkende und marktwirksame Maßnahmen zur Aufrechterhaltung notwendiger Qualitätsziele sind aber noch nicht spürbar.

**Keywords:** Fremdüberwachung, Kläranlagen, Abwasser, Probenahme, Analytik, Plausibilität, Qualitätssicherung

## 1 Einleitung

Der Bürger hat in der Vergangenheit gelernt, kritisch zu sein gegenüber der Wissenschaft, der Politik, den Medien, der Werbung und allem, was die eigene Meinung beeinflussen könnte. In Umweltfragen verläßt er sich lieber auf das eigene Urteil, gestützt auf unangreifbare Meßwerte und Fakten. Im Labor exakt ermittelte Meßwerte der Natur wurden zu einem bedeutenden Stützpfiler umweltpolitischer Entscheidungen. Vergleiche mit zulässigen Grenz- und Höchstwerten sind heute jedermann vertraut.

Doch dieser Stützfeiler, diese letzte sichere Basis eigener Meinungsbildung in Umweltfragen, wankt. Kontrollprobensysteme, Ringversuche oder andere Formen von Vergleichsmessungen machen deutlich, dass eine häufig zum methodisch-apparativen Selbstzweck gesteigerte Analytik auch bei Standarduntersuchungen in den Ergebnissen unzulässig breit streut.

Die Umweltanalytik und der Begriff der Qualität sind eine Ware geworden, die auf dem freien Markt gehandelt wird und von den jeweiligen Auftraggebern und Medien ohne Möglichkeit einer Qualitätskontrolle kritiklos konsumiert wird; und neben der Heterogenität der untersuchten Matrices im Bereich der Umweltanalytik und den damit verbundenen immer wieder auftretenden analytischen Herausforderungen hat auch dieser Markt seine „schwarzen“ Schafe.

Der vorliegende Beitrag versucht sich mit dem Spannungsfeld auseinanderzusetzen, das zwischen den (meist gut gemeinten) Anforderungen an die Qualität und den notwendigen, aber zum Teil fehlenden, marktwirksamen Forderungen nach Qualität besteht. Daneben wird auszugsweise über die Anforderungen „normkonformer“ Probenahme und Analytik und die möglichen Schwierigkeiten in der täglichen Praxis berichtet. Die zweckbezogenen Anforderungen an die Qualität sowie qualitätssichernde Maßnahmen stehen dabei im Vordergrund.

## **2 Ziele und Aufgaben der Fremdüberwachung**

Die bauliche Umsetzung von Gewässerschutzzielen in den letzten Jahrzehnten, welche auch maßgeblich zu einer deutlichen Verbesserung der Gewässergüte in Österreich geführt hat, zog auch eine rasante Entwicklung hinsichtlich der steigenden Anforderungen an die Reinigungsleistung, an den Betrieb und damit auch an die Überwachung von Kläranlagen nach sich. Konnte sich früher die Überwachung auf ganz einfache Methoden der Analytik beschränken, so wurde bei den heutigen, sehr strengen gesetzlichen Auflagen eine neue Qualität der Betriebsüberwachung eingeführt, welche sowohl den Umfang als auch die Art der Durchführung und die zu verwendenden Arbeits- und Analysemethoden festlegt.



Die Vorgaben zur Fremdüberwachung sind im §134 des Wasserrechtsgesetzes (WRG) 1959/90 festgelegt. Konkret fordert der §134 Abs.2 WRG, daß Wasserberechtigte (in diesem Fall Kläranlagenbetreiber) „... *das Maß ihrer Einwirkungen auf ein Gewässer sowie den Betriebszustand und die Wirksamkeit der bewilligten Abwasserreinigungsanlagen auf ihre Kosten überprüfen ...*“ zu lassen.

Bei der Überwachung unterscheidet die AAEV (1996) zwischen Eigen- und Fremdüberwachung, wobei beide maßgebend für die Einhaltung der behördlichen Auflagen sind. Die Überwachung wird in AAEV § 1 Abs.3 Z 6 definiert als: *Kontrolle der Beschaffenheit des Abwassers vor der Einleitung in ein Fließgewässer, in eine öffentliche Kanalisation oder vor Vermischung mit sonstigem (Ab)Wasser. Die Überwachung besteht aus Probenahme, Probenbehandlung, Analyse und Beurteilung der Meßergebnisse.* § 1 Abs.3 Z 8: *Die Fremdüberwachung ist die Kontrolle der Beschaffenheit des Abwassers gemäß §134 WRG 1959.* Probenahme, Probenbehandlung und Analyse und ggf. Abwassermengenmessung sind gemäß der zitierten Normen durchzuführen (AAEV §7 Abs.4 und Anlage C, 1.AEV §4 Abs.6 und Anlage E).

Während die Eigenüberwachung primär zur laufenden Erhaltung und ggf. Verbesserung des Reinigungsergebnisses notwendig ist, steht bei der meist nur in größeren Zeitabständen und mitunter nur jährlich durchgeführten Fremdüberwachung die Frage der Überschreitung bzw. Unterschreitung der bescheidmäßig vorgeschriebenen Grenzwerte, also ein juristisches Ziel, im Vordergrund.

Die einzelnen Stufen der Überwachung sind in der nachfolgenden Tabelle 1 zusammengestellt.

**Tabelle 1:** Ziele der Fremdüberwachung (FÜ) im Zusammenhang mit der Eigenüberwachung (EÜ)

Ziele der Fremdüberwachung	Aufgaben	Aussagen / Nutzen
Grenzwertkontrolle	<ul style="list-style-type: none"> <li>• exakte unangekündigte Kontrollmessungen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Einhaltung der wasserrechtl. Auflagen zum Zeitpunkt der Untersuchung</li> </ul>
Korrektiv der Eigenmessung der KA	<ul style="list-style-type: none"> <li>• häufige exakte Vergleichsmessungen gem. mit der EÜ</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nutzen der KA für den Gewässerschutz</li> </ul>
Beurteilung der Funktion (Betriebszustandes und der Wirksamkeit)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• wenige, exakte Vergleichsmessungen</li> <li>• genaue Auswertung des Betriebstagebuches (gem. ÖWAV-Regelbl. 6, Teil 2)</li> <li>• Überprüfung und Beurteilung der Anlage auf ihre Funktionsfähigkeit</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Einhaltung der wasserrechtl. Auflagen zum Zeitpunkt der Untersuchung</li> <li>• Aussagen über die Effizienz und den Zustand der eingesetzten Mittel sowie über Entwicklung von Belastung und Reinigungsleistung</li> </ul>

Die Beurteilung des Betriebszustandes und der Wirksamkeit einer Abwasserreinigungsanlage erfordert jedoch auch die Umwandlung von Zahlen in ableitbare Schlüsse für den Betrieb und die Beurteilung der Funktion (Betriebszustand und Wirksamkeit) einer Kläranlage. Diese Aufgabe erfordert das Verständnis der komplexen Zusammenhänge auf einer Kläranlage für Betreiber und Überwacher und sollte bei der Fremdüberwachung über den formalen Aspekt der Konformitätsprüfung mit Grenzwerten hinausgehen !

Die Prüfung der Eigenüberwachungsdaten auf Konsistenz sowie die Kontrolle und Ortung systematischer Fehler ist nur mit fachkundiger Fremdüberwachung, d.h. verfahrenstechnischer Kompetenz, durchzuführen erfordert aber dafür nur geringen zusätzlichen analytischen Aufwand. Nicht in den meisten Überwachungsumfängen enthalten sind Daten, die zur Erstellung von Bilanzen über eine Anlage erforderlich wären. Aus diesen Gründen wäre die regelmäßige Erfassung von Glühverlust (=oTS), Sauerstoffverbrauch und Schlamminhaltsstoffen (CSB, N, P) eine unschätzbare Hilfe bei der Beurteilung der Daten, die sowohl im Rahmen der Fremd- als auch Eigenüberwachung gesammelt werden. Gerade die Schlamminhaltsstoffe (CSB, N, P) sind i.a. nur langfristigen Veränderungen unterworfen und somit würden auch wenige (richtige) Analysenwerte pro Jahr wertvolle Information liefern.

Über Möglichkeiten der Plausibilitätsprüfung von Analysendaten und Mengenströmen hat z.B. SCHWEIGHOFER (1994) anhand von Bilanzierungen für CSB, N und P berichtet. Auf diese Weise können systematische Fehler bei Probenahme, Probenbehandlung, Analyse und Volumenstrommessungen erkannt werden.

Das Ziel aller Maßnahmen bei der Fremdüberwachung muß die Stützung der Eigenüberwachung sein, wie dies bereits in grundlegenden Konzepten zur Überwachung von Abwasserreinigungsanlagen festgehalten wurde (v.d.EMDE, 1977). *Ohne eine gute Eigenüberwachung mit einigermaßen vollständigen Datensätzen wird es sehr schwierig, auch mit einer gründlichen Fremdüberwachung zu richtiger und relevanter Information zu kommen, die für die Behörde und Betreiber brauchbar ist* (KROISS, 1994).

Ein Vergleich der Ziele und Möglichkeiten der Fremdüberwachung sind in der nachfolgenden Tabelle 2 zusammengestellt.

**Tabelle 2:** Gegenüberstellung der Eigen- und Fremdüberwachung (EÜ bzw. FÜ) von Kläranlagen - Grundlagen, Ziele und Aussagen

	Fremdüberwachung (FÜ)	Eigenüberwachung (EÜ)
Ziel	<ul style="list-style-type: none"> <li>• unabhängige Überprüfung der Konformität mit Grenzwerten bei Normalbetrieb der KA (Unterbinden von Fahrlässigkeit oder Betrug)</li> <li>• Kontrolle der EÜ (Plausibilität)</li> <li>• Hilfestellung und Ergänzung für die EÜ</li> <li>• Trendbeobachtung (Belastung, Reinigungsleistung) aus den Daten der EÜ</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Konformität mit Grenzwerten bei Normalbetrieb und Dokumentation von Ausnahmesituationen (Belastung, Temperatur, Revisionen)</li> <li>• Datengrundlage für die Betriebsführung und</li> <li>• laufende Überprüfung der gesetzten Maßnahmen im Betrieb</li> </ul>
Zeitraum	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Momentaufnahme max. 24-h</li> </ul> <p>(FÜ und EÜ sollten gemäß</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Langzeitbeobachtung -täglich</li> </ul> <p>1.AEV zeitgleich erfolgen)</p>
Umfang	<ul style="list-style-type: none"> <li>• festgelegt im WRB/Verordnung</li> <li>• Probenahme, Analyse und Beurteilung der Funktion (Betriebszustand und Wirksamkeit) der KA</li> <li>• geringer als EÜ - für den Nachweis der Auflagen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• festgelegt im WRB/Verordnung</li> <li>• <u>sollte wesentlich</u> umfangreicher als FÜ sein</li> </ul>

Fortsetzung von Tabelle 2

	Fremdüberwachung (FÜ)	Eigenüberwachung (EÜ)
Anforderungen	<ul style="list-style-type: none"> <li>• hohe Anforderungen an die Exaktheit der Werte u. Integrität der Prüfergebnisse</li> <li>• genormte Methodenvorschriften -Zweckbezogenheit wäre wünschenswert !</li> <li>• Vertrauensbasis mit Betreiber</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• geringe Anforderungen an die Exaktheit der Werte, welche jedoch rechtzeitig vorhanden sein müssen</li> <li>• zweckbezogene Anforderungen an die Analytik</li> </ul>
Aussagen	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Über-/Unterschreitung des Konsenses im kurzen Untersuchungszeitraum</li> <li>• Beurteilung der Richtigkeit und Konsistenz der EÜ - <u>Korrektiv für die EÜ</u></li> <li>• Grundlagen für planerische Zwecke (Datenauswertung)</li> <li>• Effektivität der eingesetzten Mittel</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Über-/Unterschreitung des Konsenses im Dauerbetrieb</li> <li>• Beobachtung von Trends bei der Reinigungsleistung - <u>Korrektiv für die Reinigungsleistung</u></li> </ul>
Wirksamkeit	<ul style="list-style-type: none"> <li>• verzögert</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• sofort</li> </ul>
Relevanz für den Gewässerschutz	<ul style="list-style-type: none"> <li>• gering</li> <li>• über die Beurteilung der EÜ</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• groß</li> <li>• laufende Entscheidungen f. d. Betrieb erfolgen</li> </ul>

Die Ziele der Eigen- und Fremdüberwachung gehen nicht unbedingt konform, weil der rechtsmittelfeste Nachweis einer Grenzwertüberschreitung an eine höhere Präzision und Richtigkeit der Meßwerte gebunden sein muß, als dies für den „alltäglichen“ Gebrauch im Rahmen der Eigenüberwachung zweckmäßig oder auch machbar ist. Neben der Qualität der Fremdüberwachungsdaten muß weiters auch die „Integrität“ der Prüfergebnisse in Berichtform gewährleistet sein, wie dies auch gem. AAEV (Anlage C Abs.7.2.) gefordert wird: *Institute,*

*die Messungen der Abwasserbeschaffenheit im Rahmen der Fremdüberwachung durchführen, haben laufend ein Qualitätssicherungssystem zu betreiben. Das Qualitätssicherungssystem ist in einem Qualitätssicherungshandbuch festzuhalten. Die Erstellung und Weiterführung des Qualitätssicherungshandbuches hat unter Zugrundelegung der ÖNORM EN 45001, Juni 1990 zu erfolgen. Die laufende Einhaltung der im Qualitätssicherungshandbuch getroffenen Festlegungen, insbesondere das Arbeiten nach validierten Analysemethoden, ist zu gewährleisten.*

### **3 Qualitätssicherung (QS) und Akkreditierung**

Wesentliche Entscheidungen und Maßnahmen auf dem Gebiet des Gewässerschutzes und der Umweltpolitik stützen sich auf Meßergebnisse, die durch chemische, physikalische und biologische Analyseverfahren gewonnen werden. Erfahrungen und Praxis zeigen, daß die Durchführung eines beliebigen Untersuchungsverfahrens (ausgehend von der Probenahme bis zur Berichtlegung, Datenerhebung, Vorortmessungen) zu keinen ausreichend abgesicherten und in ihrer Qualität beschreibbaren Ergebnissen führt, wenn dies nicht unter kontrollierten Bedingungen geschieht. Dies gilt insbesondere hinsichtlich der

- Verfahrensauswahl,
- personelle Voraussetzungen,
- Laborbedingungen,
- Verfahrensanwendung,
- Ergebnisauswertung und Ergebnisdarstellung.

Hieraus ergibt sich die Notwendigkeit für eine Qualitätssicherung zum Nutzen des Auftraggebers und des Auftragnehmers (Laboratoriums) hinsichtlich dokumentierter Qualität und transparenterer Arbeitsabläufe. Dies ist aus Gründen einheitlicher Anforderungen an Meßergebnisse und an den Meßaufwand, sowie im Hinblick auf eine „bessere“ Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse, auf einer einheitlichen Grundlage durchzuführen.

Entsprechend dem österr. Akkreditierungsgesetz (AkkG, 1992) ist die Akkreditierung *die formelle Anerkennung, daß eine Prüf-, Überwachungs- oder Zertifizierungsstelle für die Ausübung bestimmter Tätigkeiten (Prüfungen, Überwachungen, Zertifizierungen) befugt ist. Als „Überwachung“ wird dabei die Untersuchung ... eines Verfahrens oder einer technischen Anlage und der Feststellung ihrer Konformität mit ... Anforderungen auf Grund einer sachverständigen Beurteilung* (AkkG, §7 Abs.5, 1992). Die Akkreditierungen für Prüf- und Überwachungsanstalten im Bereich Abwasserreinigung werden auf Basis der ÖNORM EN 45001 und ÖNORM EN 45004 durchgeführt.

Qualitätssicherung ist in diesem Sinne ein Sammelbegriff für alle Maßnahmen, die vorgenommen werden, um Aussagen über Qualitäten und Fehler von Untersuchungsbefunden zu ermöglichen. Dazu gehören auch alle Bemühungen bei der Probenahme und im analytischen Labor, um Meßergebnisse zuverlässiger zu gestalten und Beurteilungs- und Entscheidungsgrundlagen auf objektivierbarer Basis zu liefern (AQS Teil-05, 1990; Teil-A-10, 1996). Es muß bei sämtlichen Tätigkeiten (Probenahme, Analyse, ...) nachvollziehbar dokumentiert sein, wer was wann womit, wie und warum gemacht hat. Umgekehrt gilt: Alles, was nicht dokumentiert wurde, ist nicht geschehen bzw. nicht vorhanden für weitere Bearbeitungs- oder Dokumentationszwecke. Bei den meist auf statistische Qualitätskontrolle abgestützten Verfahren sind in der täglichen Praxis jedoch auch Probleme gegeben, da häufig die analytische Erarbeitung von Meßergebnissen mit den folgenden Schwierigkeiten verbunden ist:

- stark wechselnde Matrices, mit z.T. nicht vorhersehbarer Beeinflussung der Meßergebnisse,
- stark wechselnde Konzentrationen der Meßgrößen, und damit verbunden Verschleppungen (Kontaminationen),
- ständige Erweiterung des Meßumfanges,
- Vorliegen von singulären Aufgabenstellungen außerhalb der täglichen Routine.

Aus diesen Gründen liegen häufig keine ausreichend großen oder nicht ausreichend vergleichbaren Datenkollektive für statistische Zwecke vor - oder der Aufwand ist aus wirtschaftlichen Überlegungen nicht vertretbar. Dieser

Situation wird dadurch Rechnung getragen, daß neben der statistischen Qualitätskontrolle auch folgende Absicherung vorgesehen wird:

- Prüfung der personellen und labormäßigen Voraussetzung
- Prüfung der Plausibilität der Befunde und Meßergebnisse

Nicht zuletzt soll auch darauf hingewiesen werden, daß die Durchführung einer qualifizierten Qualitätssicherung einen entsprechenden Aufwand in zeitlicher, personeller und fachlicher, untersuchungstechnischer und letztendlich finanzieller Hinsicht bedingt. Die zusätzlichen Kosten für die Einführung und Aufrechterhaltung eines QS-Systems können vielleicht mit 10% bis 20%, von der LAWA mit bis zu 30% abgeschätzt werden (AQS 05, 1990).

Die grundlegenden Abschnitte der verfahrensbezogenen Qualitätssicherung sind:

- Die Vorbereitungsphase: Schaffung der personellen, apparativen und organisatorischen Voraussetzungen für die Ausführung von Probenahme und Analytik.
- Interne Qualitätssicherung: Regelmäßige Durchführung von Maßnahmen zur Erkennung, Beseitigung und Verhinderung von Fehlern; Schulung und Fortbildung des Personals.
- Externe Qualitätssicherung: Regelmäßiger Vergleich der z.B. Analytik im Rahmen von Kontrollprobensystemen.
- Auswertung und Dokumentation - der aus den einzelnen Schritten des Untersuchungsverfahrens erhaltenen Daten (kontrollierte Auswertung, Angabe der Daten des Untersuchungsablaufes, Untersuchungsergebnisses, vollständige Dokumentation).

Während die Führung eines Qualitätssicherungssystems heute oftmals eine Voraussetzung darstellt, um überhaupt am Markt anbieten zu können, werden die zusätzlichen Kosten in keiner Weise abgegolten - Nach Ansicht des Verfassers besteht derzeit kein System um marktwirksame Forderungen nach guter Qualität durchsetzen zu können. Um das Geschäft mit den Meßwerten



seriöser und die Meßwerte „vergleichbarer“ zu machen, wären für die verschiedenen Fragestellungen zuerst die jeweiligen Untersuchungsziele möglichst klar zu definieren und anschließend mit dem ebenfalls klar zu definierenden Qualitätsstandard zu verbinden. Andernfalls wird der bereits vorhandene Verdrängungswettbewerb weiter über den Preis geführt und reine Qualitätsüberlegungen - wie sie im Zuge der Akkreditierung im Vordergrund stehen - werden ihre Marktchancen weiter noch als bisher einbüßen!

In den beiden folgenden Kapiteln wird versucht, die bestehenden Anforderungen an die Probenahme und an die Analytik im Bereich der Fremdüberwachung von Kläranlagen und Indirekteinleitern aus dem Blickwinkel der Qualitätssicherung und der praktischen Anwendbarkeit zu hinterfragen und die zweckbezogene Mindestanforderungen herauszustellen.

## **4 Probenahme in Zuge der Fremdüberwachung**

### **4.1 Anforderungen an die Probenahme**

Die Probenahme ist der erste Teilschritt bei der Durchführung von chemischen, physikalischen und biologischen Untersuchungen. In bezug auf den Gesamtfehler der Meßergebnisse hat die Probenahme grundsätzlich den gleichen Stellenwert wie die Analytik. Fehler, die bereits bei der Entnahme, der Konservierung, der Lagerung und bei dem Transport entstehen, sind in der Regel nicht mehr zu korrigieren, meistens aber auch nur unzureichend bekannt. Die Abwasserprobenahme nimmt eine besondere Stellung ein, da die Untersuchungsergebnisse im Bereich der Einleitungsüberwachung wegen der z.T. erheblichen Konsequenzen für den Einleiter gegenüber der Behörde und ggf. vor Gericht Bestand haben müssen.

Die Entnahme muß dem Untersuchungszweck und den örtlichen Verhältnissen angepaßt werden. Zur Durchführung einer einwandfreien Probenahme sind geeignete Geräte (Probenschöpfer, automatische Probenahmegeräte) einzusetzen, die regelmäßig gereinigt und gewartet werden. Das eingesetzte Probenahmepersonal sollte nachweislich über eine einschlägige (Ein-)Schulung verfügen, welche nicht nur die richtige Bedienung der verwendeten Geräte, sondern auch die Auswirkungen einer falschen Probenahme umfaßt. Die

Probenahme sollte aus Gründen der Arbeitssicherheit und der besseren Dokumentation bei einem möglichen Rechtsstreit von mindestens zwei Personen durchgeführt werden.

Ziel der Probenahme ist es, eine repräsentative Probe zu erhalten. Dies setzt voraus, daß die Probenahme bezüglich

- der zeitlichen Repräsentanz
- der örtlichen Repräsentanz und
- der anzuwendenden Probenahmetechnik

sorgfältig geplant und durchgeführt wird. Hierzu sind die Vorgaben der Behörde (z.B. Wasserrechtsbescheid), des Auftraggebers bezüglich des gewünschten Untersuchungszieles und die des Analytikers bezüglich des Probenvolumens, der zu verwendenden Werkstoffe, der Reinigung der Probenflaschen und der anzuwendenden Konservierungsmaßnahmen zu berücksichtigen.

## 4.2 Planung und Arten der Probenahme

Unter der zeitlichen Repräsentanz sind der Zeitpunkt und die Dauer der Probenahme zu verstehen. Die Untersuchung von Kläranlagen hat i.d. R. bei Trockenwetter an einem Tag mit zu erwartendem Maximalabwasseranfall zu erfolgen, die Untersuchung von Einleitern zumeist an einem Tag mit zu erwartendem Maximalabwasseranfall und über die Dauer des Betriebstages oder einer Produktionsschicht. Der Forderung eine vorherige Ankündigung bei der Kläranlage oder beim Einleiter zu unterlassen, ist alleine schon aus Koordinationsgründen oder wegen der Wetterverhältnisse in der Praxis nur sehr schwer oder kaum nachzukommen.

Die Dauer der Probenahme richtet sich grundsätzlich nach dem Untersuchungsziel und wird in der Regel durch den Bescheid der Behörde festgelegt. Grundsätzlich kommen als Probenahmearten zu Anwendung (lt. 1.AEV, 1996)

- Mischprobe: Mischung mehrerer Stichproben, die an einem definierten Probenahmeort über einen vorgegebenen Probenahmezeitraum verteilt mengen- oder zeitproportional gezogen werden (2h-Mischproben, 4h-Mischproben). Die Mischung kann händisch oder in automatischen Probenahmegeräten erfolgen.
- Tagesmischprobe: Über die tatsächliche Abwasserablaufzeit innerhalb eines Zeitraumes von 24 Stunden mengenproportionale Mischprobe.
- Zweistunden-Mischprobe: Über den Zeitraum von zwei Stunden mengenproportional gezogene Mischprobe.
- Stichprobe: Einzelentnahme aus einem Abwasser zu einem vorgegebenen Probenahmezeitpunkt an einem definierten Probenahmeort.
- Qualifizierte Stichprobe: Mischung aus mindestens fünf gleichvolumigen Stichproben, die über einen Zeitraum von höchstens zwei Stunden im Abstand von jeweils nicht weniger als zwei Minuten entnommen werden.

Die mengenproportionale Probe laut ÖNORM M 6258 und ÖNORM M 5881 wird definiert als Sammelprobe, bei der in konstanten Zeitabständen dem jeweiligen Durchfluß proportionale Probenvolumina oder konstante Probenvolumina in dem Durchfluß proportionalen Zeitabständen entnommen und vereinigt werden. Abweichend von den o.g. ÖNORMen wird im ÖWAV-Regelblatt 6 (Entwurf) die diskontinuierliche Abwassersituation deutlicher berücksichtigt und alternativ dazu vorgeschlagen, zeitproportionale (Stunden-) Mischproben (Probenentnahmeintervall von max. 15 Minuten) zu entnehmen, und diese gemäß dem ermittelten Durchfluß zu den entsprechenden mengenproportionalen Mischproben zu vereinigen.

Nach Ansicht des Verfassers ist in der überwiegenden Anzahl der Beprobungen vor allem bei kleinen und mittleren Anlagen diese Vorgangsweise der zeitproportional entnommenen und entsprechend dem Abwasseranfall vereinigten Proben die einzig praktikable, da nur so gewährleistet werden kann, daß bei nicht bekannter Zulaufganglinie ausreichende Probenvolumina für die Herstellung von mehreren (z.B. 6 x 4h- ) Mischproben für die nachfolgenden Analysen bereitgestellt werden können.

SCHUMANN et al. (1991) stellte in Deutschland bei vergleichenden Untersuchungen an rund 20 markterhältlichen automatisch arbeitenden Abwasserprobenahmegeräten unterschiedlicher Prinzipien (Vakuumpförderung, Schöpfer, Druckförderung, ...) fest, daß bei durchflußproportional arbeitenden Einrichtungen *Fehler bei der Frachterhebung in der Größenordnung von 20% und mehr durchaus im Bereich des Möglichen liegen*. MOSER (1993) weist darauf hin, daß die Konzentration in einer zeitabhängig gezogenen Tagesmischprobe in Abhängigkeit von Fremdwasseranteil und Ganglinie in der Regel um etwa 10% niedriger ist, als die tatsächliche mittlere Konzentration aus einer mengenproportionalen Mischprobe. Von STOSS (1996) wurde im Ablauf-Vorklärung der Kläranlage Dresden (500.000 EGW) unter Berücksichtigung der Durchflußmenge nur eine geringfügig höhere (0,5%-1,0%) mittlere Konzentration an CSB, Ges-P und TKN festgestellt, als mittels zeitproportionaler Probenahme. Aufgrund eigener Erfahrungen an der Kläranlage Mödling (100.000 EGW) wurden im Rahmen mehrerer 24h-Untersuchungen bei der zeitproportionalen Probenahme und Vereinigung der Einzelproben zu einer Gesamprobe bei sämtlichen Parametern des Rohabwassers „Minderbefunde“ in der Größe <10% (3%-7%) gegenüber den mittleren Konzentrationen festgestellt, welche sich rechnerisch unter Berücksichtigung der Durchflußmenge ergeben. Die Abweichungen bei den Ablaufkonzentrationen waren noch deutlich darunter. Eine ähnliche Untersuchung an einer Kläranlage mit 10.000 EGW ergab Unterschiede im Bereich von 2%-6% im Zu- und Ablauf.

Es ist davon auszugehen, daß die Erfahrungen an größeren Kläranlagen und Großanlagen nicht direkt vergleichbar mit mittleren und kleinen Kläranlagen sind. Ebenso bleibt festzuhalten, daß der größte Einzelfehler bei einem Teilschritt über den Gesamtfehler entscheidet und vorsorglich jede bekannte Fehlerquelle auszuschließen ist. Es erscheint aber trotzdem die berechtigte Frage, inwieweit mengenproportional gezogene Abwasserproben tatsächlich einen besseren Einblick in die Belastungsverhältnisse ermöglichen, als eine wesentlich leichter und damit kostengünstiger durchzuführende zeitproportionale Probenahme.

Nach Ansicht des Verfassers kommt der Wahl einer geeigneten Probenahmestelle ebensolche, wenn nicht sogar mehr Bedeutung zu, als der Art der Erstellung der mehrstündigen Proben und Gesamtmischproben; für

Rohabwasser und Kläranlagenablauf gleichermaßen. Bei speziellen Fragestellungen (z.B. Indirekteinleiterüberwachung) kann aber durchaus auch eine aufwendigere Probenahme (z.B. „ereignisgesteuerte“ Probenahme über pH, elektr. Leitfähigkeit, ..) zweckmäßig sein. Jede Vorgehensweise, welche die Aufwendungen an den notwendigen Anforderungen definiert, ist in diesem Zusammenhang positiv zu bewerten.

Örtliche Repräsentanz: Bei der Auswahl der Probenahmestelle ist besonders auf den Erhalt einer repräsentativen Probe, vor allem in Hinblick auf ungelöste Stoffe, zu achten. Dies setzt eine gleichmäßige Verteilung der Inhaltsstoffe über den gesamten Fließquerschnitt voraus. An der Probenahmestelle muß auch bei geringer Wasserführung eine Probenahme möglich sein. Der Zulauf zur Abwasserreinigungsanlage ist nach Rechen und Sandfang, grundsätzlich jedoch vor der Einleitstelle interner Rückläufe (Trübwässer) an einer Stelle mit starker Durchmischung zu beproben (1. AEV, Anlage E, Z. 1.4).

Die Fehlermöglichkeiten sind vor allem beim Rohabwasser vielfältig und Fehler bei der Erfassung der Feststoffe haben Auswirkungen

- auf die Summenparameter für die organischen Kohlenstoffverbindungen CSB und BSB<sub>5</sub>
- auf die organischen Anteile der Nährstoffe N und P und (org.N, org.P)
- auf die abfiltrierbaren und absetzbaren Stoffe.

Der Ablauf der Kläranlage ist nach der letzten Reinigungsstufe vor der Einleitung in den Vorfluter zu entnehmen (1. AEV, Anlage E, Z. 1.5). Die Fehlermöglichkeiten beim Ort der Probenahme im Kläranlagenablauf sind eher gering, durch den vorhergegangenen hydraulischen Ausgleich und den weitgehenden Abbau der meisten Wasserinhaltsstoffe.

In der AAEV (§3 Abs.12) wird die berechtigte Forderung erhoben: *Abwasserreinigungsanlagen sollen so ausgelegt und ausgerüstet werden, daß jederzeit an gut zugänglicher Stelle repräsentative Probenahmen aus dem zufließenden Rohabwasser und aus dem gereinigten Abwasser vor Einleitung in ein Fließgewässer oder eine öffentliche Kanalisation durchgeführt werden können.*

In der täglichen Praxis ist jedoch leider immer wieder zu beobachten, daß diese Forderungen selbst bei neu errichteten Anlagen nicht in die Planungspraxis Eingang gefunden haben - als sei es nicht vorgesehen, eine Probenahme oder auch eine vergleichende Abwassermengenmessung durchführen zu können.

Einige Erfahrungen sollen das belegen:

Die Probenahme in Abwasserhebewerken oder bei Anlagen mit diskontinuierlicher Beschickung (SBR-Anlagen) oder Beschickung aus Vorlagebecken, oder mit durchgehender Verrohrung oder überdeckten Gerinnen ohne Probenahmeschacht oder sonstiger zugänglicher Probenahmemöglichkeit, ist oftmals mit gewissen Unzulänglichkeiten verbunden.

Obwohl die Probenahme in einem (belüfteten) Sandfang zu den „günstigsten“ Probenahmestellen im Zulaufbereich einer Kläranlage zählt, ist vereinzelt auch bei Neuanlagen die Einleitung der Rückläufe aus der Schlammbehandlung (Trübwasser) im Sandfang vorgesehen.

Bei kleinen und mittleren Altanlagen mit einem händisch zu räumenden Zweikammer-Langsandfang ist der Sandfang zwar manchmal im Zulaufbereich die einzig zugängliche Stelle, für die Probenahme aber meist völlig ungeeignet, da die Kammern mehr oder weniger mit Sand gefüllt sind und die Probenahmegeräte rasch verstopfen bzw. unverhältnismäßig viel Grobstoffe in die Probe gelangen. Somit sind Abwasserhebewerke oftmals die einzig zugängliche Probenahmestelle im Zulaufbereich. Je nach Ausführung, Größe, Positionierung der Pumpen und Abwasseranfall kann aber in diesen „Becken“ eine z.T. deutlich Grobentschlammung erfolgen, wodurch eine Verfälschung der tatsächlichen Abwasserzusammensetzung bei der Probenahme eintreten kann.

Ablaufbauwerke nach Nachklärbecken sollten derart ausgeführt sind, daß eine Probenahme auch bei geringem Abfluß (Nachtstunden) möglich ist, ohne jedoch gleichzeitig Schlammablagerungen in Gerinnen, durch Sohlstufen und in Schächten in Kauf nehmen zu müssen.

Werden Zulauf- und Ablaufleitungen von Vor-, Zwischen- oder Nachklärbecken horizontal in ein Becken geführt, so können diese Stellen für vergleichende Abwassermengenmessungen verwendet werden, da

diese Stellen in der Regel gut zugänglich sind und beim Einbau einer mobilen Durchflußmeßeinheit rasch auf eine gängige Rohrdimension zurückgegriffen werden kann.

Die Vorgangsweise bei der Probenahme in Abwasserkanälen im kommunalen Bereich (speziell Mischwasserkanäle) oder von betrieblichen Abwässern ist in der Regel im jeweiligen Einzelfall zu lösen, da hier die Möglichkeiten meist aus Platzmangel gering bzw. die vorgesehenen Entnahmestellen durchwegs (!) als schwierig erreichbar oder für eine Probenahme im geforderten Umfang (i.d.R. mehr als nur eine Stichprobe) oder eine vergleichende Abwassermengemessung als ungünstig ausgebildet bezeichnet werden können.

Gemäß ÖNORM M 5881 (Anforderungen an automatische Probenentnahmegерäte für die Entnahme von Wasserproben, 1997) ist über die Anforderungen an Probenahmegерäte vermerkt: *Mobile Probenahmееinrichtungen sollten leicht aufstellbar sein. .... Falls die Proben für ihre Konservierung gekühlt werden müssen, ist eine entsprechende Einrichtung vorzusehen.* Auf die entsprechende ÖNORM EN ISO 5667-3, 1994 (Wasserbeschaffenheit - Probenahme) wird verwiesen. Da im Handel erhältliche thermostatisierte mobile automatische Probenahmegерäte nicht nur in der Anschaffung wesentlich teurer sind, sondern auch ein Leergewicht von ca. 50kg und darüber aufweisen, stellt eine, in diesem Sinne normgerechte Probenahme nicht nur mitunter ein Transportproblem bis zur Kläranlage dar, sondern auch eine physische Herausforderung für das Probenahmepersonal auf der Kläranlage. Besonders bei kleineren und auch älteren Abwasserreinigungsanlagen ist es eher die Regel als die Ausnahme, daß die Probenahmestellen nicht unmittelbar mit einem Fahrzeug (PKW, Kleinbus) erreicht werden können. Meist neu errichtete bzw. adaptierte Kläranlagen verfügen über thermostatisierte und gegebenenfalls mengenproportional angesteuerte Probenahmegерäte, welche - nach Überprüfung der Probenahmestelle und Funktionstüchtigkeit - im Rahmen der Fremdüberwachung eingesetzt werden können. Es sollte in diesem Zusammenhang jedoch nicht unerwähnt bleiben, daß diese Geräte unterschiedlich „einfach“ zu programmieren sind obwohl die Ansprüche an Mischproben auf Kläranlagen gar nicht so unterschiedlich sind. Oft ist es daher dem Klärwärter nicht möglich, die zu entnehmenden Volumina an die für die Analytik erforderlichen Probenvolumina einfach und schnell anzupassen. Eine

dem Anwender zumutbare einfache und schnell durchzuführende Bedienung wäre besonders bei einigen Gerätetypen wohl aber auch generell durchaus anzustreben.

Es steht außer Zweifel, daß die Art der Lagerung der Proben vor Transport und der Durchführung der Analysen bekanntermaßen

- bei den Kohlenstoffparametern zu einem Vorabbau,
- bei den Nährstoffen zur vermehrten Hydrolyse (und ev. zur Denitrifikation) und
- bei den Feststoffen zu einem Mehrbefund durch Ausflockungen führen kann.

Unter Berücksichtigung der praktischen aber auch wirtschaftlichen Aspekte erscheint die Frage durchaus berechtigt zu sein, ob eine normkonforme Probenahme aus den oben genannten Gründen den Aufwand und damit die Kosten rechtfertigt - oder - um Einflüsse durch Wärme bzw. Einfrieren der Proben zu vermeiden, nicht-thermostatisierte Probenentnahmegeräte der Einfachheit halber im Rechenhaus, Pumpstationen od. dergl. aufstellt und gleichzeitig die möglichen Probenveränderungen toleriert. Es steht außer Zweifel, welche Vorgangsweise eine bessere Qualität liefert, es ist vielmehr zu klären, ob die höhere Qualität die nicht unbedeutenden Mehrkosten rechtfertigt.

### **4.3 Homogenisierung und Probenteilung**

Für die Herstellung von Mischproben müssen die gelösten und ungelösten Komponenten der Einzelproben vollständig durchmischt und anschließend vereinigt werden. Für die Homogenisierung von Wasserproben ist gemäß AAEV die DIN 38402 A30 (1986) anzuwenden. Nach dieser Norm sind die Proben durch Einsatz eines Magnetrührers (Frequenz  $700-900\text{min}^{-1}$ ) in einem Glasgefäß zu homogenisieren. Das Abfüllen der benötigten Aliquote erfolgt bei laufendem Rührer über ein Ablaufventil. Für den Einsatz bei Felduntersuchungen erscheint diese Vorgangsweise erheblich aufwendig und in der Praxis nur mit großem Aufwand bis kaum durchführbar. Die Anforderung an eine gute Durchmischung von Wasserproben ist ebenso durch ein- bis mehrmaliges Schütteln und Ümgießen der Einzelproben in den



Probenahmegefäßen zu erfüllen, wie dies gemäß Norm für Volumina <5 Liter zulässig ist. Um aber zu vermeiden, daß vermehrt Ungenauigkeiten durch extrem geringe Ansaugvolumina bei den automatischen Probenahmegeräten auftreten, müssen die Probenvolumina meist so gewählt werden, daß das gesamte Probenvolumen 5 Liter übersteigt.

#### **4.4 Probenvorbehandlung und Konservierung**

Das grundsätzliche Bestreben bei der Untersuchung ist, die Probe unmittelbar nach der Entnahme der Analyse zuzuführen, damit keine/möglichst geringe Veränderungen bezüglich der zu bestimmenden Inhaltsstoffe eintreten. Um Veränderungen während Probenentnahme, Lagerung und Transport zu vermeiden, ist die Konservierung so bald wie möglich nach der Probenentnahme vorzunehmen (MATSCHÉ 1994, MOSER 1993). Im Gegensatz zur Temperaturabsenkung als Konservierungsmaßnahme führt jeglicher Chemikalienzusatz zu wesentlich stärkeren Veränderungen der Probe und sollte deshalb nur dann angewandt werden, wenn diese Chemikalien die spätere Analyse nicht beeinträchtigen. Um mögliche Störeinflüsse zu vermeiden, sollten daher die Proben in Thermoboxen mit Kühlakkus und vor Licht geschützt transportiert und so rasch wie möglich der untersuchenden Stelle übergeben. Während des Transportes darf die Probe nicht unnötig geschüttelt oder dem Licht ausgesetzt werden.

#### **4.5 Probenahmeprotokoll**

Die Protokollierung vor Ort dient der Dokumentation der Probenahme und als Grundlage für spätere Auswertungen. Sämtliche Vorgänge und Beobachtungen sind unmittelbar zu dokumentieren, ggf. durch Skizzen zu ergänzen. Um evtl. Kontaminationen später nachvollziehen zu können, ist zu vermerken, welches Probenahmesystem (Identifikationsnummer) eingesetzt wurde. Das Kläranlagenprotokoll sollte folgende Angaben zu enthalten, welche auch in den späteren Prüf- bzw. Überwachungsbericht Eingang finden sollte:

- Ort (und Name) der Probenahmestelle mit allen wichtigen ortsbezogenen Informationen, Einzelheiten über die Probenahmestelle, Entnahmedatum, Entnahmezeit, Probenahmetechnik, Name des Probenehmers, Material der Probenflaschen, Probenbezeichnung, Witterungsbedingungen, Art der

Vorbehandlung, ggf. zugesetzte Konservierungs- und Stabilisierungsmittel, vor Ort ermittelte Daten, Besonderheiten. Weiters sind bei speziellen Anforderungen ein Lageplan mit eingezeichneten Probenahmestellen sehr nützlich und oft erforderlich.

#### 4.6 Abwassermengenmessung

Die Abwassermenge gehört nicht zu den im Rahmen der Fremdüberwachung zu erhebenden bzw. zu bestimmenden chemischen Analysendaten, sondern ist als ein Teil der Probenahme zu sehen. Gemäß 1. AEV §4 ist die Untersuchung mengenproportionaler Tagesmischproben für Anlagen >1000 EW<sub>60</sub> vorgesehen, z.B. im Bundesland Niederösterreich für Anlagen >500 EW<sub>60</sub>.

Die Abwassermenge ist erforderlich zu kennen

- für die Berechnung der hydraulischen Belastung
- der Schmutzfrachten und Entfernungswirkungsgrade,
- der Frachtschwankungen
- der Berechnung der Kostenaufteilung bei Verbänden

Daneben sind auf einer Kläranlage Durchflußmessungen für Steuer- und Regelaufgaben erforderlich. Aufgrund der Bedeutung der Abwassermenge seien an diese Stelle nur einige Aspekte zur Problematik der Überprüfung bestehender stationärer Betriebsmeßeinrichtung bzw. zum Einsatz mobiler Mengenmeßeinrichtungen angesprochen - SEMMELMANN und ZIPPER (1998) werden eingehend über ihre Erfahrungen berichten.

Aus der eigenen praktischen Erfahrung seien nur vier Punkte genannt

- Die Abweichung einer mobilen Meßeinrichtungen (Doppler-Ultraschallprinzip) zu stationären (überprüften) Mengenmeßeinrichtungen wurde im Bereich von 5% (Zulaufgerinne Kläranlage, Rechteckgerinne) bzw. <10% (im Kanal, Rohr rund) bezogen auf die Tagesabwassermenge festgestellt. Voraussetzung für ein gutes Meßergebnis ist ein sehr gewissenhafter und in der Regel zeitintensiver (!) Einbau der mobilen Meßeinheit an der „richtigen Stelle“.

- Ergebnisunterschiede im Bereich von 30% und darüber können selbst bei ordnungsgemäßer Bedienung der mobilen Durchflußmeßeinrichtungen entstehen, wenn das Gerät an der „falschen Stelle“ eingebaut wird oder der Meßbereich für die entsprechende Anwendung ungeeignet ist. Dieser Fall kann leicht eintreten, wenn die Abflußdynamik vor Beginn der Messung nicht bekannt ist.

Ganz allgemein sind an der oberen Bereichsgrenze, bei der Durchflußmessung also bei maximalem Durchfluß, die prozentualen Abweichungen des Meßwertes vom Sollwert am kleinsten, an der unteren Bereichsgrenze am größten (FREY, 1995).

- Für kleine Volumenströme sind auch Meßwehre als Einschubmodule für Rohre einsetzbar, die jedoch im Abwasser aus Wartungsgründen (v.a. Grobstoffe im Rohabwasser) nur für Kurzzeitmessung einsetzbar sind.
- Abwassermengenmessungen im Zuge von (24h-) Fremdüberwachungsuntersuchungen können bestenfalls eine Plausibilitätsprüfung einer vorhandenen stationären Durchflußmessung darstellen (besonders wenn es sich bei dem stationären Gerät um eine Magnetisch-Induktive Durchflußmessung (MID) handelt). Eine Überprüfung einer stationären Durchflußmeßeinrichtung ist im Zuge einer 24-h Untersuchung auch deshalb nicht möglich, da die Genauigkeit/Übereinstimmung der Messung nicht nur bei einer Wassermenge (an einem Tag) sondern von der unteren bis zur oberen Bereichsgrenze der Messung zu erfolgen hat. Die Anlagenbetreiber bzw. auch die überwachenden Stellen sind daher gefordert, der immer turbulenter werdenden Marktsituation mit adäquaten Qualitätsanforderungen für derartige Überprüfungen zu begegnen. Die Preisdifferenz zwischen Überprüfung und Parallelmessung muß deutlich sein, da ein ebenso deutlicher Qualitätsunterschied vorliegt. Aufgrund der Bedeutung von Abwassermengenmeßeinrichtungen und der Umstand, daß es sich um eine „Dauermessung“ handelt, deren Meßwerte in nahezu alle klärtechnischen Betrachtungen einfließt, sollten derartige Überprüfungen als sinnvolle Wartung verstanden werden.

#### **4.7. Einige gezielte Qualitätssicherungsmaßnahmen für die Probenahme**

Bei bestimmten Untersuchungen (Indirekteinleiter, Industrieabwasser, ..) besteht die Gefahr, daß das Probenahmesystem derart kontaminiert ist, daß selbst nach intensivem Spülen Verschleppungen nicht auszuschließen sind. Um derartige Kontaminationen zu erkennen, empfiehlt es sich, das normal gereinigte Probenahmesystem in regelmäßigen Abständen, darüberhinaus bei begründetem Verdacht, nach einer definierten Vorgehensweise mit Reinstwasser zu spülen (z.:B. mehrere Stunden oder Probenahmezyklen) und das Spülwasser auf spezielle Leitparameter zu untersuchen. Werden vorgegebene Schranken überschritten, so erfolgt gezielte Reinigung, Austausch von Einzelteilen oder Einsatz für ausschließlich höher belastete Wässer oder Aussonderung.

Darüber hinaus können Kontaminationen durch das Probenahmesystem mit einer Blindwertkontrollkarte überprüft werden. Dazu muß Reinstwasser sämtliche Behandlungsschritte wie die Probe durchlaufen.

Um Minderbefunde durch Adsorption, Ausgasung erkennen zu können, kann eine Mittelwert- oder Wiederfindungskontrollkarte mit Hilfe einer frisch angesetzten synthetischen Standardlösung erstellt werden. Auch in diesem Fall muß die Kontrollprobe sämtliche Behandlungsschritte wie die Probe durchlaufen. Durch Vergleich der so erhaltenen Kontrollkarte mit der entsprechenden Karte für das reine Analysensystem ist eine Abschätzung des durch das Probenahmesystem verursachten Fehlers möglich.

Flaschen, die mit Konservierungsmittel versetzt werden (z.B. Säuren, Laugen), dürfen nur noch für denselben Untersuchungsparameter eingesetzt werden, oder sind aus Sicherheitsgründen besser auszusondern.

Die Fehler, mit denen Analysenverfahren und mitunter auch Durchflußmengenmessungen behaftet sind, sind zumindest in einigen und teilweise weiten Bereichen bekannt. Dagegen sind die häufig viel gravierenderen Fehler, die durch mangelhafte oder falsche Probenahme eingebracht werden, bedeutend schwerer abzuschätzen. Eine gute Dokumentation (genauer Ortsbefund und Beschreibung der Probenahme sowie der aufgetretenen Besonderheiten) wie dies im Rahmen qualitätssichernder Maßnahmen erforderlich ist, würde die Fehler bei der Probenahme zwar nicht

verhindern, wäre aber ein nahezu unschätzbares Hilfsmittel bei der Beurteilung und Bewertung von Meßdaten.

Diese kurze Auswahl möglicher Maßnahmen ermöglicht eine relativ hohes und sicheres Maß an Qualität bei der Probenahme, v.a. beim Einsatz von vorwiegend automatischen Probenahmegeräten in verschiedenen Anwendungsbereichen. Dieser vermehrte zeitliche und analytische Aufwand zieht auch vermehrte Kosten nach sich, welche hinsichtlich des zu beurteilenden Nutzens berücksichtigt werden müssen.

## **5 Analytik in der Fremdüberwachung**

### **5.1 Anforderungen an die Analytik**

Chemische Analysendaten dienen dazu, durch die Quantifizierung von Wasserinhaltsstoffen Aussagen über den Zustand eines Systems treffen zu können. Abhängig von der gewünschten Aussage, welche aufgrund der durchgeführten Analyse möglich sein soll, ist die Qualität der Analyse in Form von Präzision und Richtigkeit, Selektivität, Spezifität, Bestimmungsgrenze u.a.m. festzulegen.

Grundsätzlich können in Normen beschriebene Untersuchungsverfahren eine Basis für die Erfüllung dieser Anforderungen darstellen. Die Praxis zeigt jedoch, daß

- in Normen z.T. die Beschreibung bestimmter Verfahrensabschnitte zwangsläufig unvollständig ist, oder Alternativen zugelassen werden,
- aus fachlichen Gründen verschiedener Art Abweichungen von Literaturvorschriften erforderlich sind (z.B. Meßbereich).
- aus wirtschaftlichen Notwendigkeiten auch die Angemessenheit des Aufwandes zu berücksichtigen ist (z.B. Bevorzugung automatisierbarer Verfahren für einen erhöhten Probendurchsatz, Analysenverfahren mit geringen laufenden Betriebsmitteln).

In vielen Fällen kann eine Mehrzahl von Analysenverfahren für die Untersuchung eines Parameters herangezogen werden. Es ist daher überaus zweckmäßig und für Laboratorien im Rahmen der Qualitätssicherung verpflichtend, das angewandte Probenahme- und Untersuchungsverfahren in einer Weise und in allen Einzelheiten so zu beschreiben, wie es tatsächlich zum Einsatz kommt, welche Einrichtungen benützt werden und welche qualitätssichernden Maßnahmen zur Grundlage gemacht werden. Vor dem Praxiseinsatz eines Verfahrens ist grundsätzlich eine Validierung durchzuführen. Die Validierung ist die praktisch-experimentelle Feststellung der Gebrauchstauglichkeit; bei analytischen Methoden bedeutet das, daß sie auf hinreichende Genauigkeit und Vergleichbarkeit geprüft werden (FRENZL, 1997). Sie umfaßt für kalibrierfähige Verfahren v.a. Kalibration, Wiederfindung und Zeitstabilität, sowie davon abzuleitende Verfahrenskenndaten (Bestimmungsgrenze, Verfahrensstandardabweichung, ..). Die Verfahrensstandardabweichung, d.h. die zufällige Streuung der Methode geht auch in die Grenzwertbetrachtung ein. Hinsichtlich der Überwachung der Begrenzungen für Abwasseremissionen (AAEV §7 Abs.2, Z. 5) ist *ein Meßwert eines Abwasserparameters .... der Anlage A .. größer als der Emissionswert, wenn er den Emissionswert um mehr als die Verfahrensstandardabweichung der angewandten Analysenmethode überschreitet.*

Neben der Validierung hat eine Überprüfung von Handlungsabläufen sowie von eingesetzten Materialien zu erfolgen. Dies soll nach Möglichkeit auf der Basis statistischer Vorgehensweisen und bezogen auf die matrixspezifischen Anforderungen vorgenommen werden.

Von besonderer Bedeutung sind gerade bei Abwasseruntersuchungen die zweckbezogenen Anforderungen an das/die Analysenverfahren. Diese schließen im besonderen den Arbeitsbereich und damit auch die geforderte Bestimmungsgrenze mit ein. Die nachfolgende Tabelle 3 stellt einen Auszug aus den Emissionsbegrenzungen gem. §4 für die Einleitungen in ein Fließgewässer bzw. eine öffentliche Kanalisation mit den Arbeitsbereichen der Methodenvorschriften gem. §7 der AAEV (1996) bzw. 1.AEV (1996) gegenüber.

Für die Fremdüberwachung gem. AAEV Anlage C, 8.2 gilt: *Den Emissionsbegrenzungen ... der Anlage A liegen folgende oder gleichwertige Analysenmethoden zugrunde. ... im Rahmen der Fremdüberwachung gilt die Analysenmethode als gleichwertig, wenn sie den Anforderungen der DIN 38402-A71, März 1987 entspricht.* In dieser DIN-Norm wird die Vorgehensweise zur Prüfung der Gleichwertigkeit von Analyseergebnissen beschrieben, die nach zwei unterschiedlichen Analyseverfahren in gleicher Matrix ermittelt werden, d.h. für das Vergleichsverfahren und das Referenzverfahren. Die Prüfung der Gleichwertigkeit ist naturgemäß eine auf den Anwendungszweck zugeschnittene Konvention, die über einen statistischen Formalismus den Begriff der Gleichwertigkeit definiert.

**Tabelle 3:** Gegenüberstellung der Emissionsbegrenzungen gem. §4 für die Einleitungen in ein Fließgewässer bzw. eine öffentliche Kanalisation mit den Arbeitsbereichen der Methodenvorschriften gem. §7 der AAEV (1996) bzw. 1.AEV (1996)

Parameter	Methodenvorschrift	BG (mg/l)	obere Grenze (mg/l)	Emissions- begrenzungen Fließgew.	Dim.
abf.Stoffe	DIN 38409-H2, 3.1987	-	-	30 bzw. 50	mg/l
CSB	DIN 38409-H41, 12.1980	15	300	75	als O <sub>2</sub> in mg/l
	ÖNORM M 6265, 3.1991	30	700		
BSB <sub>5</sub>	ÖNORM EN 1899-1, ÖNORM M 6277, 2.1991 mit Nitrifikationshemmung	3	6000	20	als O <sub>2</sub> in mg/l
		3	6000		
TOC	ÖNORM EN 1484 ÖNORM M 6284, 1.1988	0,3	1000	25	als C in mg/l
		0,1	1000		
Nges**	DIN 38409-H27. 7.1992	0,5	-	-	als N in mg/l
Pges (PO <sub>4</sub> -P)	DIN 38405-D11, 12.1993 Aufschluß Pkt. 8.5.1 ÖNORM M 6237, 11.1986 Aufschluß Pkt. 6.4.1.1	0,005	0,8	2 bzw. 1	als P in mg/l
		0,005	0,8		
NH <sub>4</sub> -N	DIN 38406-E5, 10.1983 ÖNORM M 6242, 9.1989	0,03	1	10	als N in mg/l
		0,2	50		
NO <sub>3</sub> -N	DIN 38405-D20, 9.1991	rd. 0,023	rd.11,5	bei Bedarf 1,0	als N in mg/l
NO <sub>2</sub> -N		rd.0,015	rd.6		
Cl	DIN 38405-D20, 9.1991 ÖNORM M 6289, 5.1991	0,1	50	-	als Cl in mg/l
		5	150		

**Legende:**

Parameter .....Auswahl einiger allg., organischer bzw. anorganischer Parameter der Emissionsbegrenzungen lt. AAEV bzw. AEV.

BG .....Bestimmungsgrenze in mg/l

obere Grenze .....höchste bestimmbare Konzentration des Parameters ohne Verdünnung in mg/l. Die Spanne zwischen BG und oberer Grenze legt den Arbeitsbereich fest.

\*\* .....Parameter in mg/l lt. 1.AEV (1996)



Diesen Forderungen ist bei näherer Betrachtung sowohl aus praktischen als auch wirtschaftlichen Überlegungen relativ schwer nachzukommen:

- Abwasser ist im Sinne der DIN-Norm als eine Matrix zu bezeichnen, die jedoch sehr heterogen ist (Salzgehalt, Farbe, Trübung, pH, ..). Aufgrund der unterschiedlichen Störeinflüsse (z.B. bei unterschiedlichen Industrieabwässern) sind diese Vergleiche in einer gewählten Matrix sicher nicht auf jede weitere anwendbar.
- Die teilweise sehr niederen Bestimmungsgrenzen der Analysenmethoden sind in der Routineanalytik, d.h. im „Dauereinsatz“ nicht praktikabel und für den Abwasserbereich kaum relevant für die zu treffenden Aussagen. Für eine rein formale Grenzwertbetrachtung ist es maßgebend, ob der Meßwert mit ausreichender analytischer Sicherheit über oder unter dem Grenzwert liegt, nicht jedoch die genaue Meßwertzahlenangabe im niederen Bereich. Bei Grenzwertüberschreitungen ist eine ausreichend hohe Verdünnung der Probe entscheidender als die Bestimmungsgrenze des Verfahrens.
- hoher Personalaufwand und ggf. Geräteaufwand (z.B. Vergleich Photometrie mit Ionenchromatographie) für die Überprüfung der Gleichwertigkeit aller eingesetzten Analysenmethoden in einem Laboratorium. WILHELMS und FUNK (1985) wiesen die Gleichwertigkeit zweier photometrischer Verfahren zur Bestimmung von Nitrat- und Nitrit (für Grund-, Oberflächen- und Trinkwasserproben) anhand von rund („richtigen“) 170 Einzelanalysen nach. Unvergleichlich aufwendiger wird diese analytisch-statistische Prüfung, wenn sich Vergleichs- und Referenzmethode hinsichtlich der eingesetzten Geräte deutlich unterscheiden und/oder starke Matrixeinflüsse vorliegen, welche die zu vergleichenden Verfahren unterschiedlich beeinflussen.

Eine alternative Vorgehensweise bei der Beurteilung von gleichwertigen Analysenverfahren könnte auch erfolgen, wie von HAHN (1983) berichtet, durch die Vorgabe einer Bestimmungsgrenze, welche an den behördlichen Grenzwertvorgaben orientiert ist, einer Wiederfindung (als Bereich) und Zeitstabilität (Bereich) und eine Beschreibung wie diese zu ermitteln sind. Die Angabe von Referenzverfahrensvorschriften und die Vorschrift der Gleichwertigkeit würden entfallen, da alle Verfahren angewendet werden dürfen, die innerhalb der angegebenen Kenndatenbereiche liegen.

## 5.2 Qualitätssicherung bei der Analytik

Die Durchführung der Routineanalytik in einem wasseranalytischen Labor erfordert geeignete Maßnahmen zur Sicherung der analytischen Qualität der Ergebnisse. Ein Qualitätssicherungssystem, das in Vorbereitung, interne und externe Qualitätssicherung und kontrollierte Auswertung und Dokumentation gegliedert ist und dessen Kontrollstrategie auf einer statistischen Basis beruht, ist geeignet, diesem Anspruch gerecht zu werden.

Um dies zu erreichen, ist ein Aufwand ist zu leisten

- im internen Bereich der Untersuchungsstelle für

- Organisation und Koordination,
- Zeit und Kapazität bezüglich der Vorbereitung von Meßverfahren

Wahl des geeigneten Untersuchungsverfahrens,

Beschreibung der angewandten Probenahme- und Untersuchungsverfahren wie sie tatsächlich zum Einsatz kommen,

Bestimmung von Verfahrenskenndaten, insb. Präzision und Richtigkeit, Bestimmungsgrenze, ...),

- arbeitstägliche, bzw. serienbezogene Kontrolle der Untersuchungen

Prüfung der Geräte durch Checklisten und die Erstellung eines Kontrollzeitplanes für Wartungen,

problemorientierte Kalibrierungen,

Blindwertüberprüfung,

Überprüfung der Wiederfindung,

Kontrolle der Richtigkeit mit zertifizierten Standards (soweit möglich),

Führung von Kontrollkarten (=Regelkarten) zur fortlaufenden Kontrolle von Präzision und Richtigkeit in einer definierten Kontrollperiode (z.B.

Blindwert-, Mittelwert-, Wiederfindungs-, und Spannweitenregelkarte),

Mehrfachbestimmungen zur Erkennung und Vermeidung grober Fehler,

Plausibilitätskontrollen der Ergebnisse und der Ergebnisse der Teilschritte,

- ausführliche Ergebnisdarstellung und Dokumentation

- bei der externen Qualitätssicherung für

- Organisation und Koordination,
- Regelmäßige Teilnahme und Dokumentation an Kontrollprobensystemen, Ringversuchen zur Überprüfung des Grundverfahrens  
Vergleichsuntersuchungen im Falle besonderer Problemstellungen

### **5.3. Plausibilitätsprüfung von Analyseergebnissen**

Kann ein richtiger Wert trotzdem falsch sein?

Das Instrumentarium der analytischen Qualitätssicherung umfaßt - neben der Überprüfung bestimmter Voraussetzungen für eine einwandfreie Analytik und neben der Qualitätskontrolle mit den Mitteln der Statistik - als wesentliches Element die Plausibilitätskontrolle. Da im Bereich abwasserchemischer Aufgabenstellungen statistische Methoden wegen der Heterogenität der Matrix meistens nicht eingesetzt werden können, kommt der Plausibilitätskontrolle eine besondere Bedeutung zu. Diese umfaßt die Prüfbereiche Probenahme, Probeneingang, Probenaufbereitung, Messung und Auswertung.

Ausschließliche Konzentrationsbetrachtungen von Einzelstoffen führen nur selten zu befriedigenden Ergebnissen und können durch Einbeziehung verschiedener „Hilfsmittel“ (z.B. Bilanzierung von Stoffflüssen) sinnvoll ergänzt werden.

Der analytische Untersuchungsumfang im Zuge der Fremdüberwachung, die Art der Probenahme sowie die zu erhebenden Daten (Abwasseranfall, Energieverbrauch, Rechengut-, Sand-, Klärschlammanfall, ...) sind i.d.R. durch bescheidmäßige Vorgaben festgelegt. Derzeit ist ein Trend in einigen Bereichen in Richtung der Reduktion der Häufigkeiten von Untersuchungen und Straffung des Analysenumfanges, sodaß in vielen Fällen nur mehr eine Bewertung von einzelnen Konzentrationen erfolgen kann. Daraus erwachsen Forderungen nach besser dokumentierten und gesicherten Analyseergebnissen sowie ein höheres Maß an analytischer Sicherheit.

Hinsichtlich des Untersuchungsumfanges und der Häufigkeiten bei der Fremdüberwachung stellt MATSCHÉ 1977 - in heute gleich aktueller Weise - fest: ... *Auch hier gilt das Prinzip, die Untersuchung einer großen Zahl von Proben auf wenige entscheidende Parameter läßt wesentlich aussagekräftigere Ergebnisse erwarten als die genaue Untersuchung einer Einzelprobe auf eine große Zahl von Parametern, die mit dem in Frage stehenden Problem keine ursächliche Beziehung haben.*

Es sollte jedoch nicht unerwähnt bleiben, daß mit zunehmender Zahl von bekannten Einzelparametern einer Wasser- /Abwasserprobe auch die Möglichkeiten der Plausibilitätsprüfung steigen. Je weniger Informationsgehalt über die einzelnen Komponenten (Analysenwerte, Betriebsdaten, ..) vorliegt, desto geringer sind die Möglichkeiten einer Plausibilitätsprüfung über das gesamte Untersuchungsprojekt. Demzufolge ist ein Untersuchungsumfang anzustreben, der mit einem relativ geringen Aufwand, eine möglichst umfassende Aussage über das Gesamtsystem zuläßt. Nachfolgende Tabelle 4 zeigt die Möglichkeiten aber auch die Grenzen der Plausibilitätsprüfung auf.

**Tabelle 4:** Möglichkeiten und Grenzen der Plausibilitätsprüfung von Wasseranalysen nach FEUERSTEIN (1989) modifiziert

Umfang der Information	Möglichkeiten der Beurteilung
Einzelmeßwert	„einfache“ Plausibilität (auf phys.-chem. Gesetzmäßigkeiten, „übliche“ Konzentrationen)
einzelne physikalisch - chemische Vollanalyse	chemische Plausibilität (abwasserchemische Korrelationen)
Zeitreihen beliebiger Parameter	zeitliche Plausibilität (Datenbasis muß vorhanden sein, „missing-data“- Problem)
Analyse „maßgeblicher“ Inhaltsstoffe + Informationen über das Untersuchungsprojekt (z.B. Betriebswerte)	chemische Plausibilität + Plausibilitätskontrolle anhand der Hintergrunddaten + Möglichkeit zur Beurteilung der Schlüssigkeit (Richtigkeit) von Analysen- und Betriebswerten

## 6 Zusammenfassung

- Das Ziel der Probenahme und der chemischen Analytik im Zuge der Fremdüberwachung besteht vornehmlich in der Überprüfung auf Grundlage der behördlichen Vorgaben aber auch in der Kontrolle ggf. Ergänzung oder Erweiterung der Eigenüberwachungsdaten. Die Fremdüberwachung kann und soll kein Ersatz für die Eigenüberwachung sein, da sie nur eine Momentaufnahme des Betriebszustandes einer Abwasserreinigungsanlage über einen sehr begrenzten Zeitraum (i.d.R. Normalbetrieb) darstellt. Erst die gemeinsame Betrachtung der Eigen- und Fremdüberwachung ermöglicht ein vollständigeres Bild über die Funktion der Anlage und schafft die Voraussetzungen, um für den Betrieb die richtigen Schlußfolgerungen ziehen zu können.
- Die Analysenergebnisse im Rahmen der Fremdüberwachung sind als Kontrolle und als Orientierungshilfe für die Eigenüberwachung zu verstehen. An die Probenahme und Analytik im Rahmen der Fremdüberwachung sind daher höhere Anforderungen hinsichtlich der Richtigkeit und Präzision zu stellen, als dies für den „alltäglichen“ Gebrauch im Rahmen der Eigenüberwachung oftmals zweckmäßig oder auch machbar ist.
- Sowohl für die Probenahme als auch für die Analytik sollen zweckbezogene Anforderungen an die Qualität im Vordergrund stehen, denn nur eine flächendeckende und häufige Fremdüberwachung liefert einen guten Beitrag zur Reinhaltung und zum Schutz der Gewässer und einen Überblick über den maßvollen Einsatz der eingesetzten Mittel. Ein vermehrtes Zusammenwirken zwischen Auftraggebern und durchführenden Laboratorien auf Basis praktischer Erfahrungen wäre wünschenswert.
- Neben der Qualität der Fremdüberwachungsergebnisse muß weiters auch die „Integrität“ der Prüfergebnisse in Berichtform gewährleistet sein, d.h. die Nachvollziehbarkeit, Überprüfbarkeit und Korrektheit von der Probenahme bis hin zur Berichtsausfertigung. Für eine Akkreditierung, als formelle und behördliche Anerkennung der Befugnis für die Ausübung von Prüfungen und Überwachungen ist ein Qualitätssicherungssystem Voraussetzung. Vergleichbare Qualitätssansprüche und Anforderungen sollten jedoch für alle am Markt befindlichen Laboratorien bindend sein, seien sie akkreditiert oder nicht.

- Konsequente Kontrolle der Teilschritte in den Laboratorien verbessert erwiesenermaßen die Qualität in einem Labor, eine zielgerichtete Kontrolle der Laboratorien würde auch die Qualität der am Markt gebotenen Leistungen verbessern.
- Die Methoden der Qualitätssicherung führen vermutlich auch bei bestem Bemühen nicht zu den „wahren“ Analysenwerten, gewährleisten aber durch eine Reihe von geregelten Zwischenschritten und vorsorgenden Maßnahmen ein großes Maß an Sicherheit „richtige“ Werte zu erhalten und fehlerhafte Werte rechtzeitig zu erkennen. Damit ist wie eingangs erwähnt, der Nutzen für ein Qualitätssicherungssystem im Bereich Probenahme und Analytik ein beiderseitiges, sowohl für den Auftraggeber, der überprüfte, belegbare und nachvollziehbare Untersuchungsergebnisse erhält, als auch für das Laboratorium, das einen besser dokumentierten und damit auch entwicklungsfähigeren Qualitätsstandard erarbeiten kann. Diese Kontrollen basieren auf der

Fehlervermeidung durch geregelte Vorgehensweisen z.B. vor Einführung einer Methode oder eines neuen Gerätes, beim Betrieb und der Wartung eines Gerätes oder aber auch vor Einsatz eines neuen Mitarbeiters.

Fehlererkennung durch z.B. Faktenvergleich, Plausibilitätskontrolle, statistische Analyse (z.B. Kontrollkarten).

Fehlerortung, worunter z.B. auch erneute Kalibrierung, Aufstockversuche, Blindwertbestimmung, Sequenzumkehr bei Messungen, aber auch u.a. die Prüfung von Geräten fallen.

Fehlereinschränkung durch z.B. verschiedene Arten der Mehrfachbestimmung, Vergleichsbestimmung (ggf. mit zertifizierten Standards), Arbeitsablaufplanung, ...

- Exakte Analysenwerte sind eine Grundlage - jedoch kein Ersatz - für abwassertechnische Beurteilungen. Für die Beurteilung und Bearbeitung von abwassertechnischen Daten stellt eine einschlägige verfahrenstechnische Kompetenz eine zwingende Voraussetzung dar.

- Das Umfeld und die Marktsituation für Prüflaboratorien wird immer lebhafter. Während die Führung eines Qualitätssicherungssystems heute oftmals eine Voraussetzung darstellt, um überhaupt am Markt anbieten zu können, ist in vielen Fällen ein rasanter Preisverfall zu beobachten, der den wirtschaftlichen Aspekt immer deutlicher in den Vordergrund schiebt. Sollten nicht in Kürze direkt marktwirksame Qualitätsanforderungen spürbar werden, so ist berechtigterweise zu fürchten, dass die gebotene Qualität im Bereich der Umweltanalytik den sinkenden Preisen folgen wird !

## 7 Verwendete Literatur

- AAEV. Allgemeine Abwasseremissionsverordnung, BGBl 186 vom 19.4.1996
- 1.AEV. 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser, BGBl 210 vom 7.5.1996
- AkkG, Akkreditierungsgesetz, Bundesgesetz über die Akkreditierung von Prüf-, Überwachungs- und Zertifizierungsstellen, BGBl. 468, 4.8.1992
- AQS-Analytische Qualitätssicherung Teil 05, Rahmenempfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) für die Qualitätssicherung bei Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen, (1990)
- AQS-Analytische Qualitätssicherung Teil A-10, Hinweise zur Erstellung eines Qualitätssicherung-Handbuches zur Dokumentation eines Qualitätssicherungssystems im Analytischen Labor. Merkblatt zu den Rahmenempfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) für die Qualitätssicherung bei Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen, (1996)
- DIN 38402 Teil 71: Gleichwertigkeit zweier Analysenverfahren aufgrund des Vergleichs der Untersuchungsergebnisse an der gleichen Probe (gleiche Matrix), Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, DEV, März 1987.
- v.d. EMDE, W., BEGERT, A., RUIDER, E., SPATZIERER, G. : Systematische Wasseruntersuchung - Abwasseranlagen, Verfaßt im Auftrages des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, 1977.
- FEUERSTEIN, W., GRIMM-STRELE, J.: Plausibilitätstests für eine routinemäßige Erfassung von Grundwasserbeschaffungsdaten. Vom Wasser, 73, 375-398, 1989.
- FRENZL, M.: Validierung von analytischen Methoden, ÖChemZ, 3, 70-73, 1997.
- FREY, W.: Abwassermengenmessung, Kläranlagen-Nachbarschaften Folge 2, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband(ÖWAV), 1994/95; Wien 1995.
- HAHN, J.: Konzeption des Meßinstrumentariums für das Wasserabgabengesetz und für den Vollzug nach §7a des Wasserhaushaltsgesetzes. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, Bd. 37, 69-69, 1983.

- KROISS, H.: Anforderungen an die Eigenüberwachung und ihr Verhältnis zur Fremdüberwachung. Wiener Mitteilungen, Band 166, A1-A26 (1994).
- MATSCHÉ, N.: Praxis der Kläranlagenüberwachung, Vortrag bei: Fortbildungskurs, Wasserhaushalt und Gewässergüte, Bundesanstalt für Wassergüte, 1977.
- MATSCHÉ, N.: Probenahme und Probenbehandlung und ihr Einfluß auf die Analysenergebnisse, Wiener Mitteilungen Band 116, D1-D16, 1994.
- MOSER, D.: Interpretation von chemischen Analysendaten und Überprüfung ihrer Plausibilität, Wiener Mitteilungen, Band 110, E1-E48, 1993.
- ÖNORM EN 45001. Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien (Juni 1990; Entwurf 1.6.1997).
- ÖNORM EN 45004. Allgemeine Kriterien für den Betrieb verschiedener Typen von Stellen, die Inspektionen durchführen (März 1995).
- ÖWAV-Regelblatt 6 : Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen - Fremdüberwachung gemäß 1. AEV für kommunales Abwasser Teil 1 und Teil 2 (Entwürfe).
- ÖWAV-Regelblatt 6 aus 1980: Richtlinie für die Fremdüberwachung biologischer Abwasserreinigungsanlagen, 1980
- SCHUMANN, H., SCHULZE G.: Repräsentative Abwasserprobenahme Stand, Möglichkeiten, Grenzen. Korrespondenz Abwasser, 38/4, 499-509 (1991).
- SCHWEIGHOFER, P.: Möglichkeiten der Plausibilitätsprüfung von Meßdaten, Wiener Mitteilungen, Band 166, G1-G41 (1994).
- SEMMELMANN, A., ZIPPER, T.: Überprüfung von Durchflußmeßeinrichtungen - Erfahrungen aus der Praxis; in diesem Band, 1998.
- STOSS, G.: Abschätzung der Stoffflüsse an CSB, Stickstoff und Phosphor in einer Kläranlage zur Nährstoffentfernung nach dem Belebungsverfahren für das Dresdner Abwasser. Diplomarbeit an der TU-Dresden, 1996.
- WILHELMS, A, FUNK, W.: Die praktische Anwendung des Gleichwertigkeitstests am Beispiel der Bestimmung der Nitrat- und Nitrit-Ionen. Z. Wasser-Abwasser-Forsch. 18, 263-272, 1985

Mag. Dr. Andreas FRANZ

Niederösterreichische Umweltschutzanstalt  
Abteilung für Abfall- und Abwasseranalytik,  
Bereich Abwasseranalytik  
Südstadtzentrum 4  
A-2344 Maria Enzersdorf

Tel: 02236/44541-902  
Fax: 02236/44541-220  
Email: ab@nua.at



# Überwachung von Kleinkläranlagen

H. Renner

Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, TU Graz

**Kurzfassung:** Der Aufwand für die Überwachung von Kleinkläranlagen soll sich am Prinzip der Zweckmäßigkeit und Angemessenheit orientieren. Für die Eigenüberwachung bedeutet das, daß der Betreiber in kurzen Intervallen - 3 bis 4 Wochen - im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage die Parameter  $\text{NH}_4\text{-N}$  und absetzbare Stoffe messen sollte. Die Fremdüberwachung soll in Abständen von 1 bis 2 Jahren erfolgen und neben  $\text{NH}_4\text{-N}$  auch einen Kohlenstoffparameter ( $\text{BSB}_5$ ,  $\text{CSB}$  oder  $\text{TOC}$ ) sowie eine kurze verbale Beurteilung des allgemeinen Anlagenzustandes umfassen. Eine aufwendige Funktionsprüfung mit Bestimmung von Wirkungsgraden usw. ist für Kleinkläranlagen nicht angemessen.

**Keywords:** Kleinkläranlagen, Überwachung, Österreich

## 1 Einleitung

Der im Titel des vorliegenden Beitrages aufscheinende Begriff "Überwachung" ist in der Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV) [1] definiert:

*Überwachung ist die Kontrolle der Beschaffenheit des Abwassers vor der Einleitung in ein Fließgewässer ...*

Der Begriff "Kleinkläranlage" ist in keiner Verordnung definiert. Nach ÖNORM B 2500 Abwassertechnik, Entstehung und Entsorgung von Abwasser, Begriffsbestimmungen und Zeichen [2] ist eine Kleinkläranlage

*eine Anlage zur Behandlung häuslichen Schmutzwassers mit begrenztem Anschlußwert.*

Man weiß zwar, was damit gemeint ist, aber die Definition befriedigt sprachlich nicht: jede, auch die größte, Abwasserreinigungsanlage hat nämlich einen bestimmten begrenzten Anschlußwert. Zur Abgrenzung einer Kleinkläranlage von anderen Kläranlagen ist die obige Definition auch deshalb nicht geeignet, weil eine konkrete Angabe darüber fehlt, bis zu welchem Anschlußwert der Bereich von Kleinkläranlagen reicht.

Eine konkrete Größenangabe findet sich in den ÖNORMEN B 2502, Teil 1 [3] und Teil 2 [4], indem Anlagen mit einem Anschlußwert zwischen 51 und 500 Einwohnerwerten (EW) als "Kleine Kläranlagen" und solche mit einem Anschlußwert bis 50 EW als "Kleinkläranlagen" bezeichnet werden. In diesem Sinne soll der Begriff Kleinkläranlagen in der Folge verstanden werden.

Man mag zu ihnen stehen wie man will - Haus- und Kleinkläranlagen sind eine Realität, mit der die Behörden und die Umwelt leben müssen. Die Einhaltung wasserrechtlicher Auflagen muß überwacht werden - das ist ebenfalls eine Realität, mit der wiederum die Betreiber von Kleinkläranlagen leben müssen. Im Vergleich zu den gesamten übrigen kommunalen und betrieblichen Abwasserfrachten ist die wasserwirtschaftliche und ökologische Bedeutung von Kleinkläranlagen fast zu vernachlässigen; die Brisanz des Themas liegt darin, daß von Überwachungs- und sonstigen Vorschriften eine große Zahl von Anlagen betroffen ist und dahinter eine starke Lobby steht, die sich durchaus Gehör zu verschaffen mag.

Die Überwachung ist ein Teil jener Aktivitäten, die für den ordnungsgemäßen Betrieb einer Kleinkläranlage notwendig sind:

- **Betriebsführung** umfaßt alle regelmäßig oder fallweise erforderlichen Tätigkeiten, die vom Betreiber für einen ordnungsgemäßen Betrieb der Anlage durchzuführen oder zu veranlassen sind. Ihr Umfang ergibt sich aus der Bedienungsanleitung und aus dem Wasserrechtsbescheid. Die Tätigkeiten reichen von der Dokumentation eines Zählerstandes über die Untersuchung der Ablaufbeschaffenheit bis zur Behebung einer Störung.
- **Wartung** sind vorwiegend handwerklich geprägte Tätigkeiten, die für die Aufrechterhaltung eines ordnungsgemäßen Betriebes notwendig sind, z.B. der Austausch von Verschleißteilen, routinemäßige Reinigungsarbeiten, die Messung des Schlammgehaltes, usw. Zur Wartung im weiteren Sinne gehören auch die Schlammabfuhr und die Behebung allfälliger Störungen.

- **Eigenwartung** - das Wort wird in Anlehnung an den Begriff Eigenüberwachung vorgeschlagen, auch wenn es sprachlich unschön ist - sind die vom Betreiber selbst durchgeführten Wartungsarbeiten. Bei Pflanzenkläranlagen ist es die Regel, daß mit Ausnahme der Schlammabfuhr die gesamte Wartung als Eigenwartung erfolgt. Bei technischen Kleinkläranlagen kann der Betreiber meist nur einfache Wartungsarbeiten selbst durchführen.
- **Fremdwartung** sind in Analogie dazu Wartungsarbeiten, für die eine Fremdfirma herangezogen wird. Bei technischen Kleinkläranlagen wird der Abschluß eines Wartungsvertrages mit einer kompetenten Firma - meist ist das der Hersteller - im Wasserrechtsverfahren häufig vorgeschrieben.
- **Kontrollen** und die Dokumentation ihrer Ergebnisse sind für das ordnungsgemäße Funktionieren einer Anlage keine unbedingten technischen Voraussetzungen; eine defektfreie Kleinkläranlage kann nämlich auch dann funktionieren, wenn der Betriebsstundenzähler nicht regelmäßig abgelesen und der Betrieb der Belüftung nicht täglich kontrolliert wird. Ohne Kontrollen kann jedoch eine Störung und in der Folge die Notwendigkeit bestimmter Wartungsarbeiten nicht erkannt werden. Kontrollen dienen weiters der laufenden Dokumentation des Betriebes der Anlage.
- Auch hier könnte man theoretisch zwischen **Eigenkontrolle** und **Fremdkontrolle** unterscheiden. Bei Kleinkläranlagen kommt aber eine Fremdkontrolle so gut wie nicht vor.
- **Überwachung** ist gemäß der Verordnung über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen (AAEV) die Kontrolle der Beschaffenheit des aus der Anlage ablaufenden Wassers.
- Die **Eigenüberwachung** erfolgt durch den wasserberechtigten Betreiber selbst oder durch einen von ihm Beauftragten. Für die sprachliche Unterscheidung dieser zwei Möglichkeiten der Eigenüberwachung fehlen noch geeignete Begriffe.
- **Fremdüberwachung** ist im Sinne der Verordnung über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1.AEV für kommunales Abwasser) [5] die Kontrolle der Beschaffenheit des aus der Anlage ablaufenden Wassers durch eine unabhängige Untersuchungsanstalt bzw. allenfalls durch die Behörde.

- Eine Überprüfung der Anlage gemäß § 134 WRG wird in der AAEV ebenfalls als Fremdüberwachung bezeichnet. Zur Vermeidung von Verwechslungen wäre ein anderes Wort wünschenswert, z.B. der Begriff **Funktionsprüfung**.

In gleicher Weise wie die Kontrolle ist auch die Überwachung keine technische Voraussetzung für das Funktionieren einer Kläranlage, sie ist aber rechtlich eine Voraussetzung für den konsensgemäßen Betrieb.

## 2 Die Eigenüberwachung derzeit

Nach § 33b des Österreichischen Wasserrechtsgesetzes in der novellierten Fassung 1990 obliegt dem Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft die Erlassung von Verordnungen, in denen unter anderem

- die für die Beurteilung der Einhaltung des Standes der Technik maßgeblichen Abwasserinhaltsstoffe in den Abläufen von Abwasserreinigungsanlagen
- die einzuhaltenden Konzentrationen bzw. Frachten
- Regelungen über die Vorgangsweise bei der Überwachung

festzulegen sind.

Mit der "Allgemeinen Emissionsverordnung" und der "1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser" sind bei häuslichen Abwässern für Abwasserreinigungsanlagen mit einer Ausbaugröße über 50 EW die entsprechenden gesetzlichen Regelungen vorhanden. Ergänzende Vorschläge für die praktische Durchführung enthält das neue Regelblatt 6, Teil 1 des ÖWAV [6].

Noch nicht erlassen ist dagegen die "2. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser", die den Bereich der Kleinanlagen mit einer Ausbaugröße bis 50 EW abdecken soll. Derzeit sind daher bei Kleinkläranlagen die Formulierungen in den Wasserrechtsbescheiden in Österreich nicht ganz einheitlich, weil die Wasserrechtsbehörden für die Auflagen zur Überwachung noch einen gewissen Spielraum haben.

Der "typische" Bescheid für eine Hauskläranlage - zumindest in der Steiermark ist das so - enthält die Auflage, daß der Betreiber ein- oder zweimal pro Jahr einen Untersuchungsbefund über die Parameter BSB<sub>5</sub>, CSB und NH<sub>4</sub>-N vorlegen muß - das entspricht de facto einer Fremdüberwachung. Besondere Auflagen zur Eigenüberwachung sind nicht vorhanden. Das ist möglicherweise nicht im Sinne des Gesetzgebers, weil nach § 7 der Allgemeinen Emissionsverordnung (AAEV) die Einhaltung von Emissionswerten im Rahmen der Eigenüberwachung nachzuweisen ist.

Um diesen Mangel zu beheben, könnte man es sich einfach machen und die in der 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser enthaltenen Regelungen auch in die Wasserrechtsbescheide von Hauskläranlagen übernehmen. Das würde bedeuten, daß als Eigenüberwachung im Ablauf

- 6 mal pro Jahr der BSB<sub>5</sub>,
- 12 mal pro Jahr der CSB und
- 52 mal pro Jahr der NH<sub>4</sub>-N-Gehalt

gemessen werden muß und zusätzlich einmal pro Jahr eine Fremdüberwachung zu erfolgen hat. Für den oft zitierten "kleinen Häuselbauer" wäre das aber eine beachtliche finanzielle Belastung, weil er die Kennwerte BSB<sub>5</sub> und CSB nicht selbst bestimmen kann und Fremdleistungen beanspruchen müßte.

### 3 Anforderungen an die Eigenüberwachung

Die Anforderungen an eine praktikable Eigenüberwachung ergeben sich aus ihrem Zweck: Der Betreiber soll laufend darüber informiert sein, ob die Ablaufwerte seiner Anlage "in Ordnung" sind. Da es kein Meßgerät mit einer kontinuierlichen Anzeige der aktuellen Ablaufbeschaffenheit gibt, kann der Betreiber diese Information nur erhalten, indem er in bestimmten Intervallen Ablaufproben untersucht. Wesentlich ist dabei für den Zweck der Eigenüberwachung **nicht** die **Zahl** der untersuchten **Parameter**, sondern die **Häufigkeit** der Untersuchungen: Ein einziger aussagekräftiger Parameter, häufig untersucht, dient dem Zweck besser als die Untersuchung mehrerer Parameter in großen Intervallen.

Auch die Meßmethodik und die zu erreichende Genauigkeit ergeben sich aus dem Zweck der Eigenüberwachung. Bemerkenswert ist dazu ein Kommentar von FURTMANN, K. [7] zum ATV-Merkblatt M 704 Betriebsmethoden zur Selbstüberwachung von Abwasseranlagen [8]:

*Angemessenheit beinhaltet, daß die Methodik in jedem Fall mit der Fragestellung abgestimmt wird. So wurde und wird im Bereich der Überwachung von Abwasseranlagen häufig mit Kanonen auf Spatzen geschossen.*

Über die Abstimmung der Methodik mit der Fragestellung heißt es in den Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung [9]:

*Fragestellung: Liegt die Konzentration weit genug von einem zu überwachenden Grenzwert entfernt?*

*Erforderliche Qualität des Analyseverfahrens: Eine hohe Präzision und Richtigkeit des Analyseergebnisses ist nicht erforderlich; geeignete, d.h. ausreichend abgestufte Orientierungstests und sog. Feldmethoden sind einsetzbar.*

*Fragestellung: Ist ein Grenzwert nicht eingehalten?*

*Erforderliche Qualität des Analyseverfahrens: Eine hohe Genauigkeit, d.h. Präzision und Richtigkeit des Analyseergebnisses ist erforderlich. Hier kommen genormte oder ihnen gleichwertige Verfahren zum Einsatz.*

Keine Kompromisse bei der Analysenqualität wird es insbesondere dann geben, wenn eine allfällige Grenzwertüberschreitung weitreichende rechtliche oder finanzielle Konsequenzen hat. Das ist bei Analysen im Rahmen der Eigenüberwachung nicht der Fall. Von einer Überschreitung wird die Behörde erst informiert, wenn der nächste Jahresbericht des Fremdgutachters vorgelegt wird. Das kann viele Monate nach der "Tat" sein und führt nicht zu nachträglichen Sanktionen, wenn der Betreiber auf ein schlechtes Analyseergebnis reagiert und unverzüglich den konsensmäßigen Zustand hergestellt hat.

Trotzdem könnte ein Jurist auf dem Standpunkt stehen, daß es bei der Eigenüberwachung ausschließlich um den Nachweis geht, ob ein Grenzwert - der wasserrechtlich bewilligte Emissionswert - überschritten wird oder nicht und daß somit die höchste Analysenqualität angemessen ist.

Als Techniker vertrete ich eine andere Meinung. Die Fixierung auf den Grenzwert würde nämlich bedeuten, daß der Betreiber sich bei einem BSB<sub>5</sub> von 24 mg/l beruhigt zurücklehnen könnte und ab einem BSB<sub>5</sub> von 26 mg/l aktiv werden müßte. Damit würde aber die Funktionsweise von Kleinkläranlagen und der Sinn der Eigenüberwachung gründlich verkannt! Funktionierende Kleinkläranlagen "arbeiten" nie am Limit und ein Ablaufwert in der Nähe des Grenzwertes ist stets ein Alarmzeichen, auch wenn der Grenzwert selbst noch nicht überschritten ist. Daher kann sich der Betreiber nur dann ruhig zurücklehnen, wenn die Konzentration im Ablauf weit unter einem vorgeschriebenen Emissionswert liegt.

Damit lautet die bei der Eigenüberwachung im Zusammenhang mit der Methodik zu stellende Frage: "Liegt die Konzentration deutlich unterhalb eines zu überprüfenden Grenzwertes?" Für die erforderliche Qualität des Analyseverfahrens bedeutet das, daß keine hohe Präzision des Analyseergebnisses erforderlich ist und einfache Feldmethoden einsetzbar sind.

## 4 $\text{NH}_4\text{-N}$ als "Leitparameter"

Angemessenheit und Zweckmäßigkeit der Überwachung betrifft nicht nur die Analysenmethodik, sondern auch die Frage, welche Parameter für den Zweck der Überwachung notwendigerweise bestimmt werden müssen.

Nach den Erfahrungen der Abwassertechnik ist bei kommunalen Abwässern ein Ablaufwert von 10 mg/l für  $\text{NH}_4\text{-N}$  schwieriger zu erreichen als 25 mg/l für den  $\text{BSB}_5$  bzw. 90 mg/l für den CSB. Das bedeutet, daß bei Einhaltung des Emissionswertes für  $\text{NH}_4\text{-N}$  mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit auch die Emissionswerte für  $\text{BSB}_5$  und CSB eingehalten sind. Bei kommunalen Abwässern bietet sich somit der Gehalt an  $\text{NH}_4\text{-N}$  im Kläranlagenablauf als häufig zu untersuchender Leitparameter an. Für diesen Parameter spricht auch, daß dafür neben den bekannten "Streiferl'n" auch noch andere, bessere Schnellmethoden zur Verfügung stehen, mit denen jedermann ohne analytische Ausbildung ausreichend genaue Meßergebnisse erhält. Damit wird eine große Häufigkeit der Eigenuntersuchungen, z.B. ein bis zweimal pro Monat, durchaus zumutbar.

Gegen den  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt als alleinigen Parameter für die Beurteilung des ablaufenden Wassers werden Traditionalisten vielleicht Sturm laufen und darauf hinweisen, daß damit keinerlei Kontrolle über den Kohlenstoffgehalt des Wassers gegeben sei. Es könne ja vorkommen, daß trotz Einhaltung des Emissionswertes für  $\text{NH}_4\text{-N}$  die Werte für  $\text{BSB}_5$  oder CSB weit über einer tolerierbaren Grenze liegen. Das ist richtig. Wie aber später noch ausgeführt wird, ist eine allfällige Überschreitung eines  $\text{BSB}_5$ - oder CSB-Grenzwertes trotz eines niedrigen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehaltes praktisch immer auf Schwebestoffe zurückzuführen.

Es ist bekannt, daß 0,3 ml an absetzbaren Stoffen einem Feststoffgehalt von etwa 30 mg/l entsprechen. Nach HANISCH, B. [10] erhöht 1 mg/l Feststoffe den CSB im Ablauf einer Kläranlage um 0,8 bis 1,5 mg/l. Mit der zusätzlichen Einführung des Parameters "absetzbare Stoffe" erhielte man demnach eine ungefähre Größe für den auf Feststoffpartikel zurückzuführenden CSB und könnte mit einem Zuschlag für den gelösten CSB - etwa 20 bis 30 mg/l - den Gesamt-CSB abschätzen.



Gegen die Beschränkung der Eigenüberwachung auf den Parameter  $\text{NH}_4\text{-N}$  könnte auch eingewendet werden, daß sich im Winter das umgekehrte Problem ergeben könnte: Trotz Überschreitung des  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Emissionswertes könnte die Anlage im Hinblick auf die "12°C-Klausel" funktionsfähig sein, ohne Bestimmung von  $\text{BSB}_5$  oder  $\text{CSB}$  sei das aber nicht beweisbar. Dem ist zu entgegen, daß das Problem "Winterbetrieb" vielfach überbewertet wird. Technische Abwasserreinigungsanlagen mit einer Ausbaugröße bis 50 EW sind unterirdisch angeordnet, sodaß ein signifikanter Abfall der Reinigungsleistung im Winter nicht gegeben ist bzw., wenn er auftritt, auf eine Funktionsstörung hindeutet. Auch bei natürlichen Reinigungsanlagen - worunter vor allem Pflanzenkläranlagen in ihren verschiedenen Erscheinungsformen zu verstehen sind - ist das Ausbleiben der Nitrifikation im Winter in der Regel nicht auf die niedrige Temperatur, sondern auf einen Defekt zurückzuführen. R. HABERL [11] berichtet darüber sehr anschaulich. Eine Überschreitung des Emissionswertes für  $\text{NH}_4\text{-N}$  ist daher zu jeder Jahreszeit ein Alarmzeichen und sollte den Betreiber veranlassen, die Ursache festzustellen. Ist eine solche ausnahmsweise nicht zu finden, kann der Betreiber zu seiner Entlastung immer noch einen Kohlenstoffparameter messen lassen; das wird aber selten vorkommen.

## **5 Wie "sicher" ist der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt als Leitparameter ?**

Die oben getroffene Feststellung, daß bei Einhaltung des Grenzwertes für  $\text{NH}_4\text{-N}$  die Grenzwerte für  $\text{BSB}_5$  und  $\text{CSB}$  "mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit" ebenfalls eingehalten sind, ist zunächst nur eine qualitative Aussage. Um diese zu quantifizieren, wurden bei 675 Ablaufuntersuchungen von Abwasserreinigungsanlagen mit einer Ausbaugröße von weniger als 50 EGW die Meßgrößen  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{BSB}_5$  und  $\text{CSB}$  mit statistischen Methoden ausgewertet (AMBROS, R. und RENNER, H. [12]).

Von entscheidender Größe ist dabei der Anteilswert  $p$ , das ist der in % angegebene Anteil jener Anlagen, die fälschlicherweise als "in Ordnung" klassifiziert werden, wenn die Beurteilung nur nach dem Meßwert für  $\text{NH}_4\text{-N}$  ohne Berücksichtigung von  $\text{BSB}_5$  und  $\text{CSB}$  erfolgt.

Auf die Methodik wird hier nicht näher eingegangen, sondern nur festgehalten, daß nach den ausgewerteten Daten mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% in jenen Ablaufanalysen, bei denen der  $\text{NH}_4\text{-N}$  - Gehalt unter 10 mg/l liegt,

- ein Anteil von weniger als 1,68 % mit einem  $\text{BSB}_5$  über 25 mg/l und
- ein Anteil von weniger als 5,07 % mit einem CSB über 90 mg/l

zu erwarten ist.

Überschreitungen der Grenzwerte für den  $\text{BSB}_5$  bzw. den CSB trotz Einhaltung des  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Emissionswertes von 10 mg/l waren bei den untersuchten Ablaufproben stets auf Schweb- und Trübungsstoffe und nicht auf gelöste Kohlenstoffverbindungen zurückzuführen. Alle davon betroffenen Ablaufproben waren bereits vor der Analyse bei der optischen Beurteilung aufgefallen. Es ist daher auch nicht verwunderlich, daß es "falsche" Beurteilungen nur bei Belebungsanlagen gab, weil Schwebestoffe im Ablauf von Pflanzenkläranlagen bei achtsamer Probenahme nicht auftreten.

Die Konsequenz daraus ist:

- Wenn die Untersuchung von 675 Ablaufproben ausreichend repräsentativ ist,
- wenn als maßgeblicher Kohlenstoffparameter der  $\text{BSB}_5$  angesehen wird
- und wenn eine "Fehlerquote" von rund 1,7 % tolerierbar ist

dann ist tatsächlich der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt allein in der Lage, eine genügend zuverlässige Aussage über das Funktionieren einer Kleinkläranlage zu liefern.

Ein aus jüngster Zeit stammender Wasserrechtsbescheid einer steirischen Bezirkshauptmannschaft baut möglicherweise auf die in [12] dargelegten Ausführungen auf. Im Bescheid heißt es unter anderem:

*Die Abwasserreinigungsanlage ist ... in einjährigen Abständen durch einen Sachverständigen oder eine geeignete Anstalt oder ein geeignetes Unternehmen auf den Betriebszustand und die Wirksamkeit überprüfen zu lassen.*

Auch wenn das Wort Fremdüberwachung selbst nicht vorkommt, kann aus den Formulierungen "... durch eine geeignete Untersuchungsanstalt ..." und "... Wirksamkeit ..." abgeleitet werden, daß damit eine Fremdüberwachung gemeint ist.

Die Worte "... durch eine geeignete Untersuchungsanstalt ..." und "... Betriebszustand ..." deuten auf eine Funktionsüberprüfung nach § 134 WRG hin.

Zur Eigenüberwachung - obwohl auch dieses Wort selbst nicht vorkommt - enthält der zitierte Bescheid die Anweisung, daß der Betreiber den  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt im Ablauf einmal monatlich zu messen habe.

## 6 Fremdüberwachung

Etwas ähnliches wie eine Fremdüberwachung gemäß der Verordnung über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1.AEV für kommunales Abwasser) ist bei allen Kleinkläranlagen vorgeschrieben, wenn auch das Wort "Fremdüberwachung" in den Bescheiden meist nicht vorkommt. Im Detail sind die Auflagen in Österreich nicht einheitlich. Die Häufigkeit reicht von einmal im Jahr bis viermal pro Jahr, die Parameterliste enthält zumindest  $\text{BSB}_5$  und  $\text{NH}_4\text{-N}$ , kann aber zusätzlich auch absetzbare Stoffe, CSB, TOC,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$  bis zur biologischen Schlammbeurteilung enthalten. Angemessenheit und Zweckmäßigkeit ist in einem solchen Fall in Frage zu stellen.

Ein wichtiges Ziel der Fremdüberwachung ist es, die Ergebnisse der Eigenüberwachung auf Glaubhaftigkeit zu überprüfen. Dazu wäre es wünschenswert, daß die Fremdüberwachung selbst oder zumindest die Beauftragung der Untersuchungsstelle durch die Behörde erfolgt. Die Kosten müßten natürlich trotzdem vom Wasserberechtigten getragen werden.

Ein sekundärer Effekt der Fremdüberwachung liegt darin, daß zusätzliche Ablaufparameter wie  $\text{BSB}_5$  oder CSB Hinweise darauf geben, ob hinsichtlich der Abwasserbeschaffenheit und des Reinigungsverlaufes normale Verhältnisse gegeben sind. Alle darüber hinausgehenden Untersuchungen sind zwar aus

wissenschaftlicher Hinsicht interessant und sollten auch durchgeführt werden, doch sollten die Kosten dafür nicht dem Betreiber angelastet werden.

Die Häufigkeit der Fremdüberwachungen könnte gegenüber heute reduziert werden, wenn eine Eigenüberwachung in kurzen Intervallen vorgeschrieben wird. Fremdüberwachungen alle zwei Jahre bei Anlagen bis 10 EW und einmal pro Jahr bei größeren Kleinkläranlagen erscheinen angemessen.

Wenn der Bericht über die durchgeführte Fremdüberwachung eine kurze verbale Beschreibung des Anlagenzustandes enthält, könnte damit auch eine Funktionsprüfung nach § 134 WRG vorliegen.

## **7 Die Qualifikation des privaten Anlagenbetreibers**

Nach der "Allgemeinen Emissionsverordnung" erfolgt die Eigenüberwachung durch den Anlagenbetreiber selbst oder in seinem Auftrag durch eine verantwortliche Person. Besondere Vorschriften über die erforderliche Qualifikation des Betreibers oder der "verantwortlichen Person" gibt es nicht. Das ist sicherlich ein gewisses Problem, weil auch bei einfachen Schnelltests Fehler gemacht werden können. Das muß nicht immer in der Verantwortung des Anwenders liegen. So weisen beispielsweise nicht alle Hersteller von NH<sub>4</sub>-N-Schnelltests darauf hin, daß bei sehr niedrigen Wassertemperaturen deutliche Minderbefunde auftreten können.

Keine besondere Qualifikation ist auch für die in Eigenregie durchgeführte Wartung und Kontrollen vorgeschrieben.

Im Bewußtsein dieses Mangels gibt es im ÖWAV Überlegungen, Kurzcourse für die Betreuer von Kleinkläranlagen ins Leben zu rufen. Ob diese die gewünschte Akzeptanz finden werden, kann noch nicht gesagt werden. Ein Druckmittel zum Besuch eines solchen Courses könnte eine Auflage im Wasserrechtsbescheid sein, daß die Betriebsführung der Anlage durch einen "Fachkundigen" erfolgen müsse. Die Absolvierung des Kurzurses könnte als Nachweise der Fachkundigkeit gelten. Möglicherweise ist allerdings eine solche Auflage ein rechtliches Problem.

Es gibt aber auch Alternativen zum "Kleinkläranlagen-Führerschein". So bietet etwa in der Steiermark ein Abwasserverband an, zu einem durchaus attraktiven Preis bei den Kleinkläranlagen im Verbandsgebiet die Analysen des Ablaufes durchzuführen. Ein anderer Verband geht noch weiter und will bei den in Zukunft zu errichtenden Kleinkläranlagen auch die Wartung übernehmen. Was die Betreiber von Untersuchungslabors und was Wartungsfirmen unter Hinweis auf das Gewerberecht dazu sagen werden, ist nicht Thema dieser Abhandlung.

## 8 Zusammenfassung

Kleinkläranlagen nehmen rechtlich insofern keine Sonderstellung ein, als der gesetzliche Auftrag zur Überwachung sie grundsätzlich genauso trifft wie größere Anlagen. Die relativ geringe wasserwirtschaftliche Bedeutung von Kleinkläranlagen und der Grundsatz der Zweckmäßigkeit und Angemessenheit führt aber zwangsläufig dazu, daß bei Kleinkläranlagen nicht der gleiche Aufwand für die Überwachung getrieben werden soll wie bei größeren Abwasserreinigungsanlagen. Im Hinblick auf den Zweck der Eigenüberwachung ist die nicht extrem genaue, aber häufige Untersuchung eines einzigen aussagekräftigen Parameters besser als die seltene Bestimmung vieler Kennwerte mit hoher Präzision. Vorgeschlagen wird, den Parameter  $\text{NH}_4\text{-N}$  mit einer einfachen Feldmethode sowie die absetzbaren Stoffe zumindest ein- bis zweimal pro Monat zu messen. Bei der Fremdüberwachung sollten zusätzlich der  $\text{BSB}_5$  und der  $\text{CSB}$  bestimmt werden. Im Hinblick auf die häufige Eigenüberwachung könnte die Häufigkeit der Fremdüberwachung in Abhängigkeit von der Anlagengröße auf einmal pro Jahr bzw. alle zwei Jahre festgelegt werden.

## 9 Literatur

- [1] Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV); Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich 186/1996
- [2] ÖNORM B 2500 Abwassertechnik, Entstehung und Entsorgung von Abwasser, Begriffsbestimmungen und Zeichen; Österreichisches Normungsinstitut; Wien, 1990

- [3] ÖNORM B 2502, Teil 1 Kleinkläranlagen (Hauskläranlagen) für Anlagen bis 50 Einwohnerwerte, Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb; Österreichisches Normungsinstitut; Wien, 1994
- [4] ÖNORM B 2502, Teil 2 Kleine Kläranlagen, Anlagen von 51 bis 500 Einwohnerwerten, Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb; Österreichisches Normungsinstitut; Wien, 1995
- [5] Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser); Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich 210/1996
- [6] Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV); Regelblatt 6 Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen, Teil 1 Fremdüberwachung gemäß 1. AEV für kommunales Abwasser; Wien 1998
- [7] Furtmann, K.; Das neue Merkblatt ATV M 704 - Betriebsmethoden zur Selbstüberwachung von Abwasseranlagen; KA-Betriebs-Info, Folge 4/1997
- [8] Abwassertechnische Vereinigung (ATV); Merkblatt M 704 Betriebsmethoden zur Selbstüberwachung von Abwasseranlagen; 1997
- [9] Anwendung statistischer Methoden zur Beurteilung von Analyseergebnissen in der Wasseranalytik, Strategien für die Durchführung von Wasseranalysen; Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung, Teil A; 1997
- [10] HANISCH, B.; Filtration nach biologischer Reinigung; Berichte der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV), Heft 30, 1977
- [11] HABERL, R., Pilotanlagen zur Abwasserreinigung mit Pflanzen in Oberösterreich, 6. Zwischenbericht; herausgegeben vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Unterabteilung Siedlungswasserwirtschaft; Linz 1997
- [12] AMBROS, R. und RENNER, H.; Überwachung von Kleinkläranlagen; Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 49 (1997)

Univ. Prof. Dipl.Ing. Dr. Helmut Renner  
Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau  
Technische Universität Graz

Stremayrgasse 10  
8010 Graz

Tel: 0316 / 873 - 8370  
Fax: 0316 / 873 - 8376  
Email: renner@sww.tu-graz.ac.at

# **Möglichkeiten der Fernüberwachung bei Kläranlagen am Beispiel des Abwasserverbandes Saar**

W. Wagner

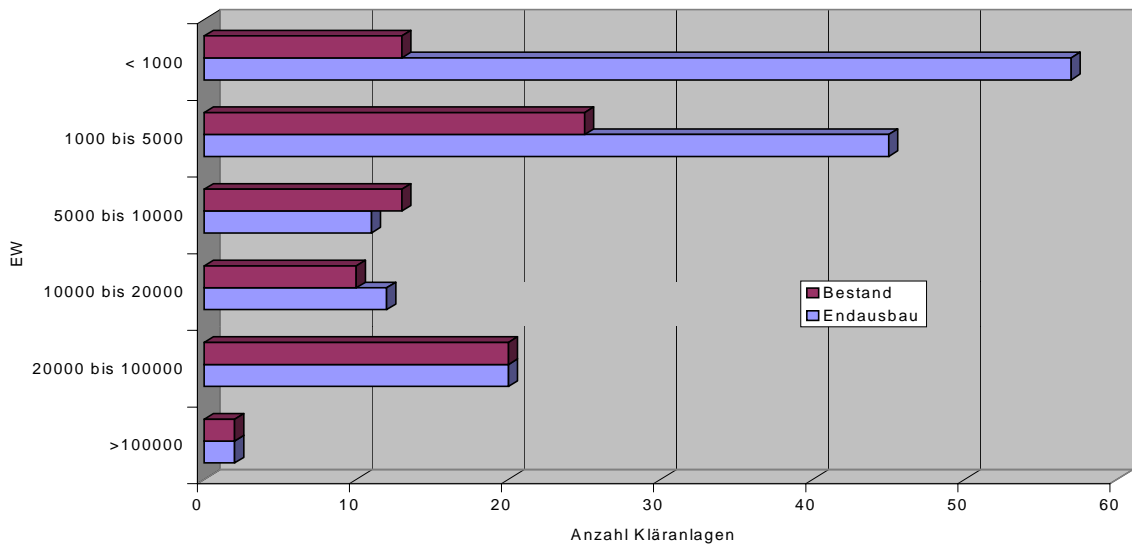
Abwasser Verband Saar

## **1 Stand des Ausbaus der EVS-Anlagen und planerische Perspektiven**

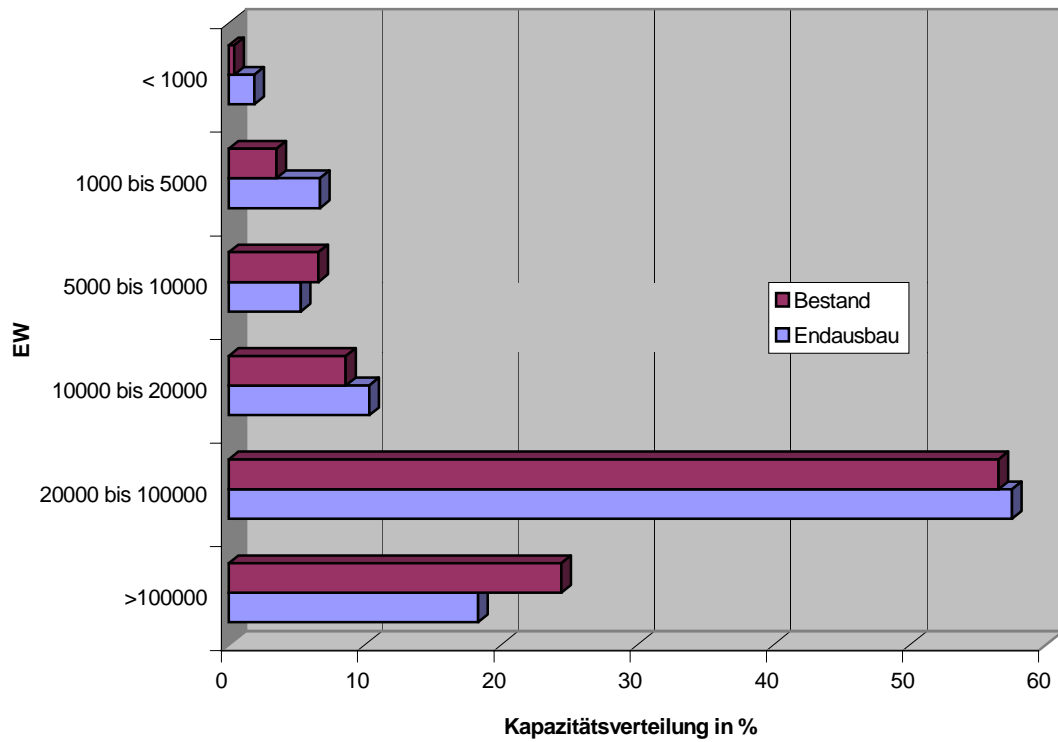
Der EVS ist landesweit für die überörtliche Abwasserbeseitigung im Saarland zu ständig. Er betreibt 85 Kläranlagen, 79 Pumpwerke und über 740 km Kanalnetz. Der ländliche Raum wird dezentral entsorgt, der städtische über Zentralanlagen, die zur Betreuung und Überwachung von Trabantenanlagen dienen.

Das Verbandsgebiet - das Saarland - hat eine Fläche von 2570 km<sup>2</sup>, die mittlere Schmutzfracht liegt bei 1,4 Mio. EW bei ca. 1,084 Mio. Einwohner. Die Bevölkerungsdichte liegt demgemäß bei 421 E/km<sup>2</sup> und ist damit überdurchschnittlich hoch. Sie variiert im Saarland stark. In gewissen Zonen liegt die Dichte über 1000 E/km<sup>2</sup>, vor allem im Stadtverband Saarbrücken. Etwa 40 % der Fläche des Landes weist Einwohnerdichten unter 150 E/km<sup>2</sup> auf.

In der Vergangenheit wurden die Anlagen entlang der Saarschiene zurückgestellt, da sie, bedingt durch die Schmutzfracht der Rossel, die Gewässergüte der Saar nicht hätten positiv beeinflussen können. So ist zu verstehen, daß erst vor wenigen Jahren die größeren Anlagen wie Saarbrücken-Burbach, Jägersfreude, Saarlouis, Völklingen, Merzig und Ens Dorf gebaut wurden. Die bestehenden Anlagen verfügen über eine Klärkapazität von ca. 1,2 Mio. EW, die fehlende Kapazität von 0,2 Mio. EW soll in den kommenden 10 Jahren durch den Bau von ca. 75 kleineren Neuanlagen bereitgestellt werden. Zeitgleich werden zahlreiche größere, ältere Anlagen nachgerüstet.



**Abbildung 1:** Verteilung der Anzahl der vorhandenen und neu zu bauenden Kläranlagen



**Abbildung 2:** Verteilung der EW auf die einzelnen Größenklassen

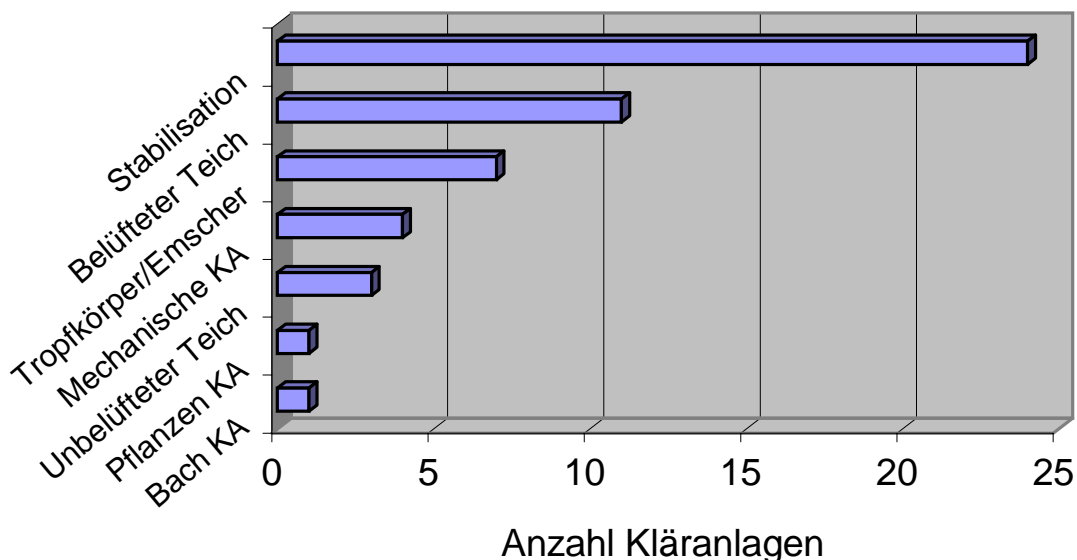


Abbildung 1 und 2 sind die Zahl der bestehenden und geplanten Anlagen sowie die Verteilung der Klärkapazität auf die einzelnen Größenklassen zu entnehmen. Es wird deutlich, daß noch viele kleinere Anlagen unter 5 000 EW zum Bau anstehen. Der EVS hat die Chance, die Erfahrungen des Betriebes seiner 85 Anlagen in die Planung dieser Neuanlagen einfließen zu lassen. Darüber hinaus ist mit der Verbandslösung die Möglichkeit verbunden, synergistische Effekte und Einsparpotentiale zu nutzen. Dies bezieht sich nicht nur auf die eigentliche Betriebsführung sondern auch auf die Gestaltung der Anlagen. Die Betriebskonzeption des EVS sieht vor, von zentralen Anlagen aus, die Sammlernetze und kleinen "Trabantenanlagen" zu betreuen. In der Vergangenheit stand der Bau von Zentralkläranlagen im Vordergrund, zukünftig wird der Bau der Trabantenanlagen dominieren.

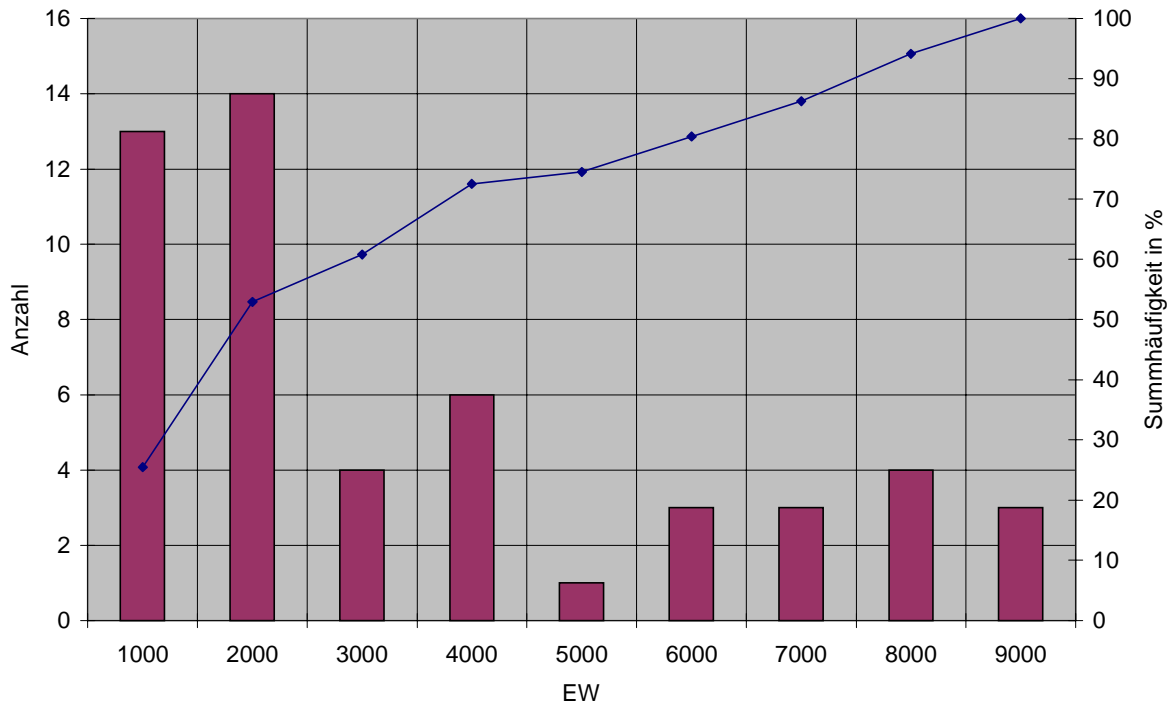
## 2 Verfahren und Kosten der EVS-Anlagen

### 2.1 Verfahren

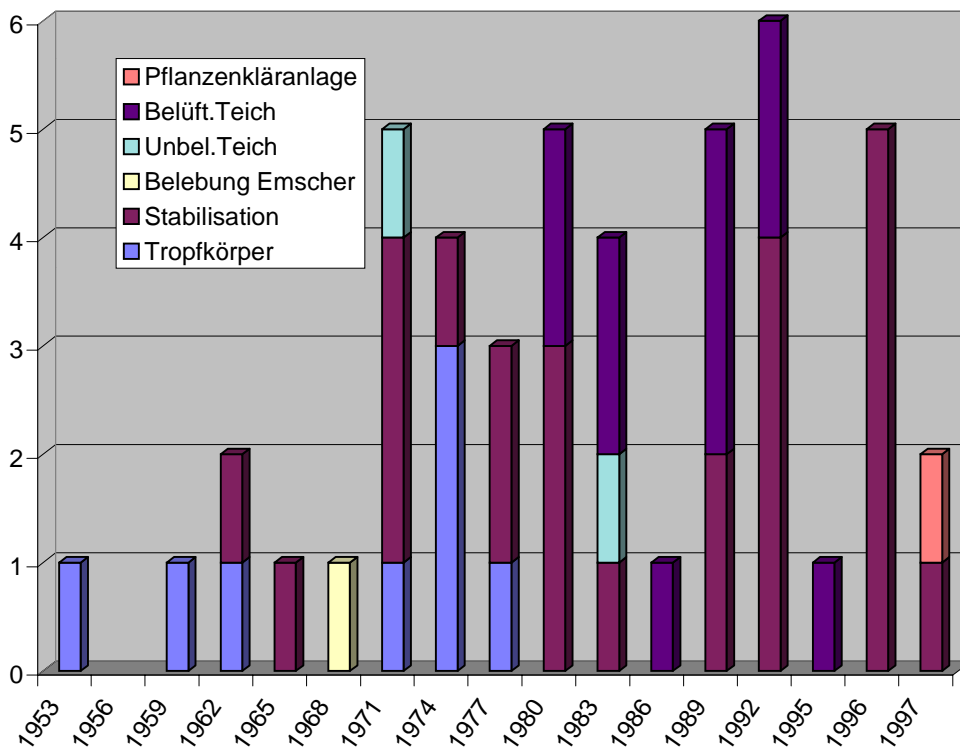
Von den 85 Anlagen des Verbandes haben 51 eine Ausbaugröße kleiner 10 000 EW, wobei folgende Verfahrenstechniken zum Einsatz kamen.



**Abbildung 3:** Verfahrenstechniken der Anlagen des EVS kleiner 10 000 EW



**Abbildung 4:** Größenverteilung der kleinen Anlagen kleiner 10000 EW beim EVS



**Abbildung 5:** Zeitliche Entwicklung des Baus der EVS-Anlagen kleiner 10000 EW

Der verstärkte Bau kleinerer Anlagen erfolgte etwa ab 1970. In den Jahren bis 1980 wurden überwiegend Tropfkörperanlagen gebaut. In den Jahren danach dominierten Stabilisationsanlagen und belüftete Teiche. Bis 1980 zeigten sich Tropfkörperanlagen kostengünstig in Bau und Betrieb, in einer Zeit, in der weder Regenwasserbehandlung noch Stickstoffelimination gefordert war.

Als sich zeigte, daß auch Teiche als kostengünstiges, betriebssicheres Reinigungsverfahren angesehen werden können, sie wartungsarm sind und es möglich ist, Speichervolumen zur Regenwasserbehandlung kostengünstig vorzuhalten, kamen sie verstärkt zum Einsatz. Waren sie aus Platzgründen nicht einsetzbar, oder wurde eine weitergehende Reinigung gefordert, kamen Stabilisationsanlagen zum Einsatz. Ab 1985 wurden diese Anlagen so konstruiert, daß mit Ihnen eine gezielte Stickstoffelimination erfolgen konnte.

Die belüfteten Teichanlagen bestehen aus zwei belüfteten Teichen und einem Schönungsteich, bemessen auf 2 Tage Aufenthaltszeit. Die Volumina der belüfteten Becken entsprechen im wesentlichen den Vorgaben des ATV-Arbeitsblattes A 121. Die Belüftung erfolgt mit Injektorbelüftern, die im Zeittakt ein- und ausgeschaltet werden. Der Regenwasserspeicherraum im ersten Teich, in der Regel bemessen auf ein Volumen von 25 m<sup>3</sup>/hared, wird durch den Einsatz eines schwimmenden Abflußbegrenzers geschaffen. Zur Vorreinigung dient ein Grobstofffang, eine Vertiefung im Zulaufbereich des ersten Teiches, auf Rechen und Siebanlagen wird in der Regel verzichtet. Die Beschaffenheit des zu entsorgenden Schlammes (Schlammräumung steht etwa alle 10 Jahre an) erlaubt nicht immer die Verbringung in die Landwirtschaft, was die kostengünstigste Entsorgungsart darstellt. Trotzdem erscheint die Installation von Rechenanlagen zur Verbesserung der Schlammigenschaften bei Berücksichtigung der Investitionskosten, der Wartungs- und Instandhaltungskosten nicht gerechtfertigt. Da die Regenwasserbehandlung im ersten Teich realisiert wird, wäre ein solcher Rechen auf den Regenwetterzufluß auszulegen, was wirtschaftliche Grenzen mit sich bringt.

Die Stabilisationsanlagen sind vom Typ her sehr unterschiedlich. Sowohl wandelnde Anforderungen, unterschiedliche Platzangebote und Bodenverhältnisse am jeweiligen Standort wie auch sich ändernde Marktbedingungen führten dazu, daß die verschiedensten Anlagentypen, wie Oxidationsgräben, Kombibecken und aufgelöste Bauweisen zum Einsatz

kamen, für Anlagen größer 2000 EW bisher nur in Ortbeton, für kleinere Anlagen auch als Fertigteilanlagen. Die Anlagen sind teils mit Druck- teils mit Oberflächenbelüftung ausgelegt, wobei in den letzten Jahren die Druckbelüftung in verstärktem Maße zum Einsatz kam. Containeranlagen sowie SBR-Reaktoren konnten sich bisher im Wettbewerb noch nicht durchsetzen.

Neuere Belebungsanlagen wurden nach den ATV-Arbeitsblätter A 131 und A 126 bemessen, ältere weisen Schlammalter auf, die deutlich niedriger liegen als die dort empfohlenen. Bei Berücksichtigung der tatsächlichen Belastung ergeben sich im Betrieb Schlammalter zwischen 17 und 35 Tagen. Trotz dieser großen Spanne sind Unterschiede bezüglich Geruchsentwicklung und Entwässerungseigenschaften der Schlämme in Abhängigkeit des Schlammalters nicht feststellbar. Deshalb ist der EVS, auch einen Blick über die Grenze nach Frankreich werfend, dazu übergegangen, seine Anlagen mit einem Schlammalter von 20 Tagen zu bemessen. Seit etwa 1987 wurden die Anlagen für eine gezielte Stickstoffentfernung ausgelegt.

Inzwischen wurde auch eine Pflanzenkläranlage in Betrieb genommen. Betriebserfahrungen liegen jedoch noch keine vor.

## 2.2 Leistungsfähigkeit und Prozeßstabilität der Anlagen

Im weiteren werden die Verfahren differenziert nach den Verfahrensgruppen

- |          |                                                                                  |
|----------|----------------------------------------------------------------------------------|
| Teiche   | - belüftete und unbelüftete Teiche                                               |
| BB/AS    | - kleine Stabilisationsanlagen bis 1000 EW<br>ohne gezielte Stickstoffentfernung |
| BB/AS/DN | - größere Stabilisationsanlagen<br>mit gezielter Stickstoffentfernung            |
| TK       | - Tropfkörperanlagen                                                             |

Ein Maß für die Leistungsfähigkeit und Prozeßstabilität der Anlagentypen ist in den Werten zu sehen, die in die Erklärungen zur Abwasserabgabe einfließen. Es wird deutlich, daß Teichanlagen die höchsten CSB-Spitzenwerte aufweisen. Kleinere Stabilisationsanlagen ohne gezielte Stickstoffelimination sind nicht in der Lage Stickstoff in ausreichendem Maße zu entfernen. Die Werte machen gleichzeitig deutlich, daß es mit Stabilisationsanlagen, die auf eine gezielte Stickstoffentfernung ausgelegt sind, in der Regel möglich ist, auch ohne Einsatz

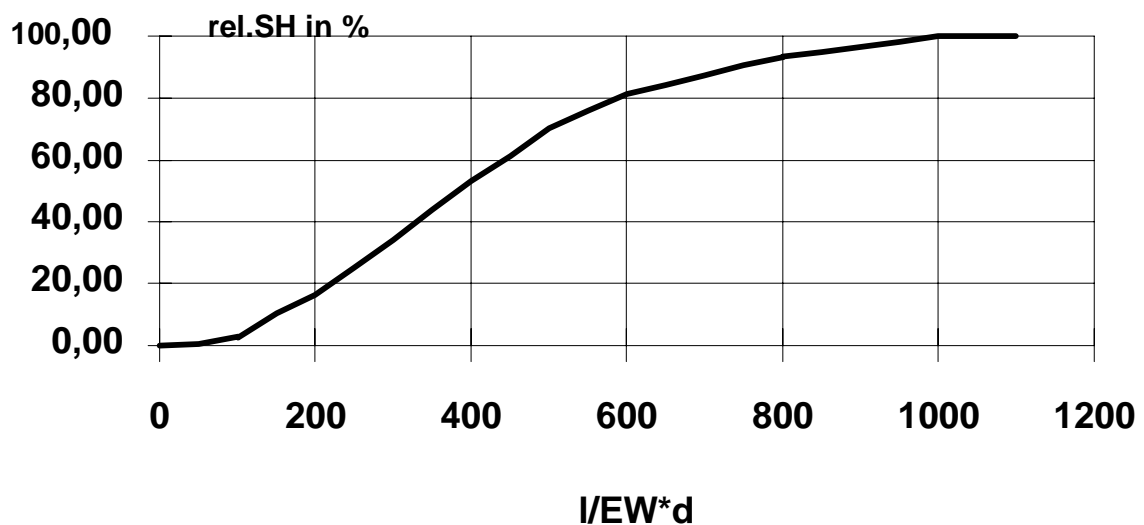
von Fällmitteln eine weitgehende Phosphorelimination auf biologischem Wege herbeizuführen. Die untersuchten Anlagen waren allerdings überwiegend in starkem Maße mit Fremdwasser belastet.

**Tabelle 1:** Bei Abwasserabgabeerklärungen zugrunde gelegte Überwachungswerte

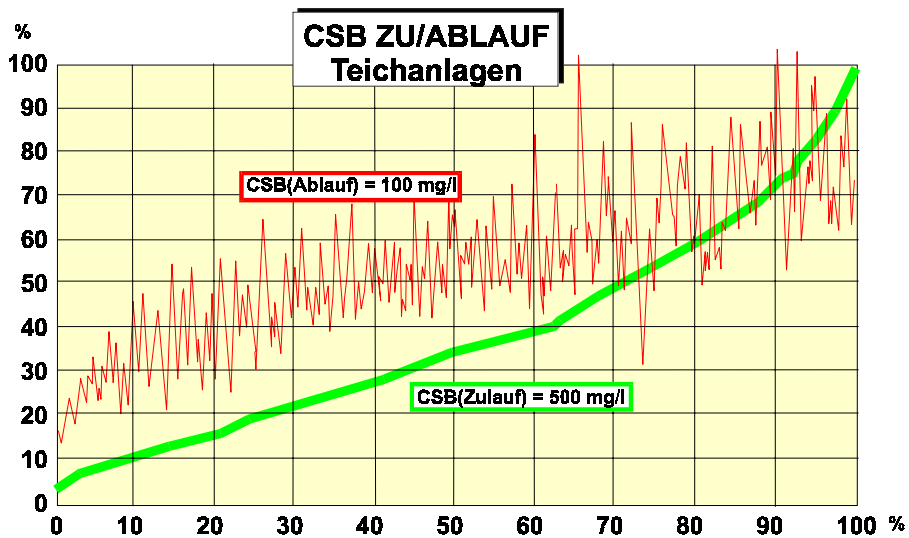
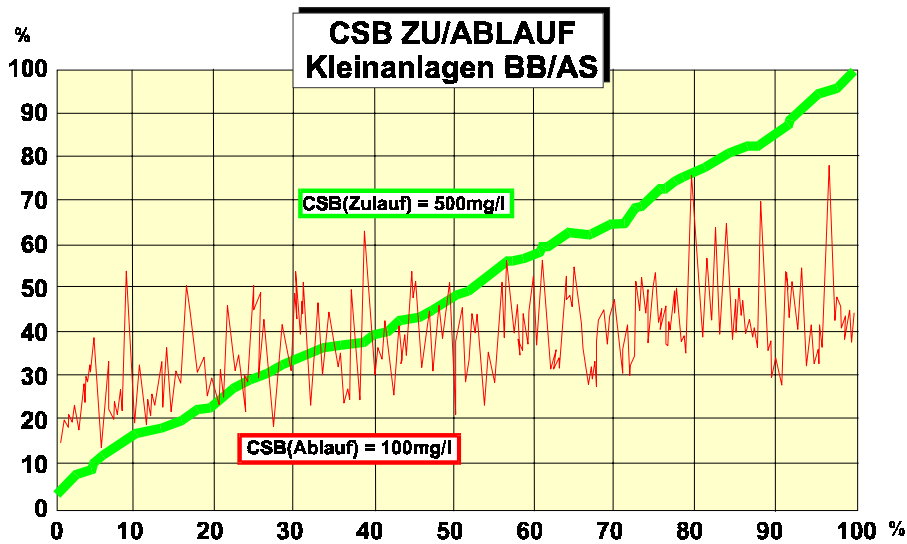
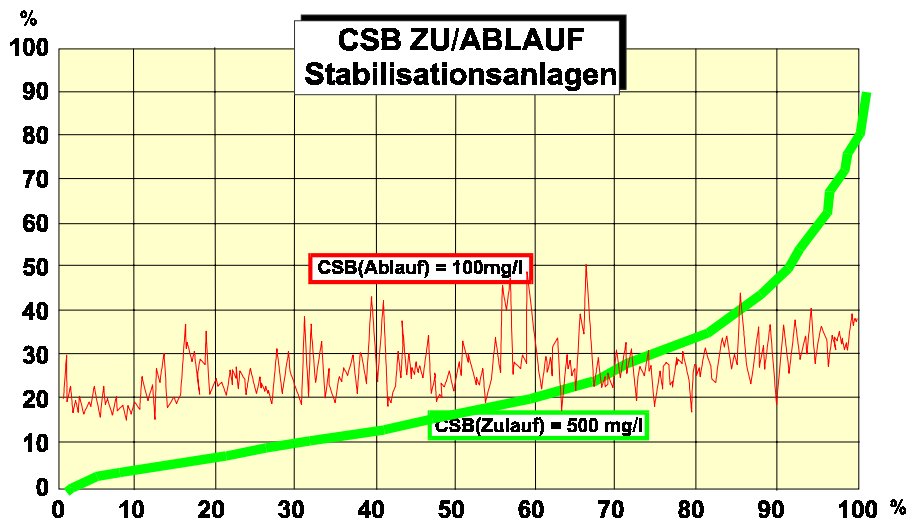
Parameter	Teiche mg/l	BB/AS mg/l	BB/AS/DN mg/l	TK mg/l
CSB	110	60	60	90
N	25	25	18	25
p	4	4	2	4
Abgabe DM/EW	9,93	7,74	5,66	9,05

Die folgende Abbildung zeigt eine Summenhäufigkeitskurve des spezifischen einwohnerbezogenen Abwasseranfalls bei kleinen Anlagen des EVS. Der Medianwert liegt bei 400 l/EW·d. Es wird deutlich, daß gerade im ländlichen Bereich die Anlagen durch hohe Fremdwassermengen belastet werden.

**ABWASSERANFALL**

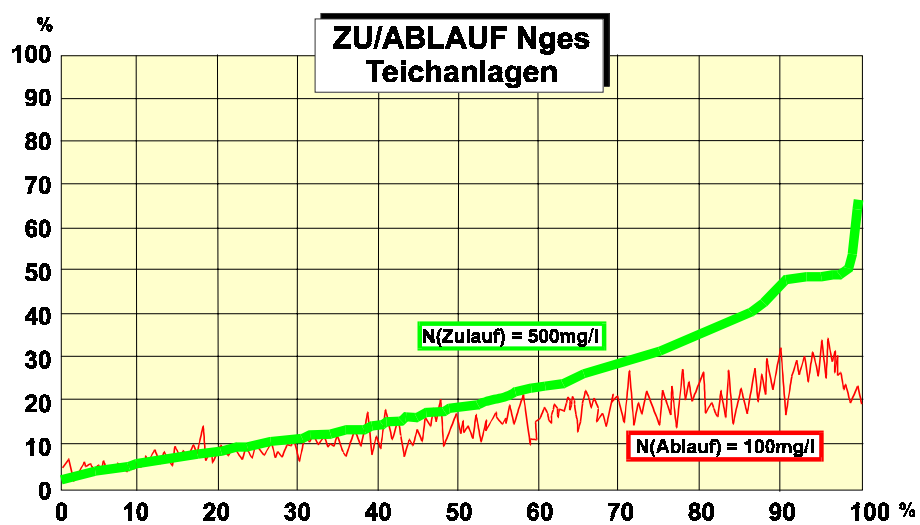
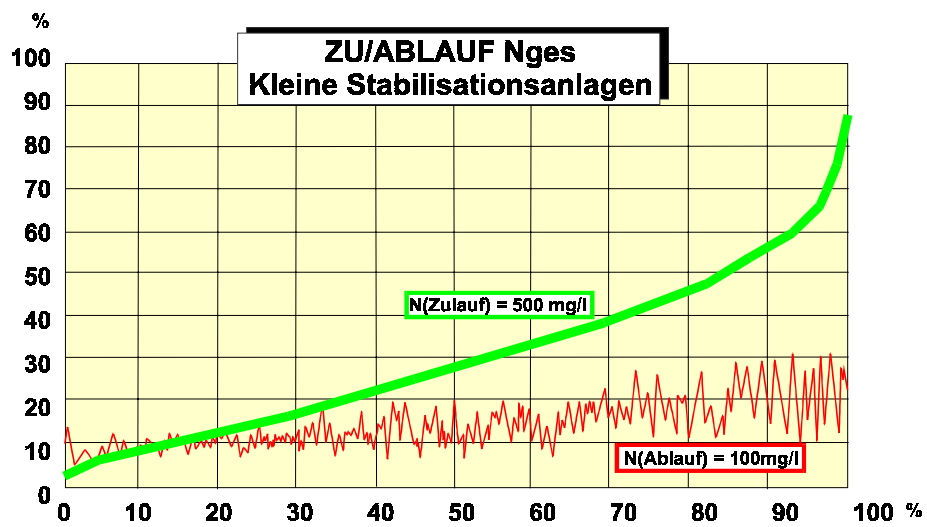
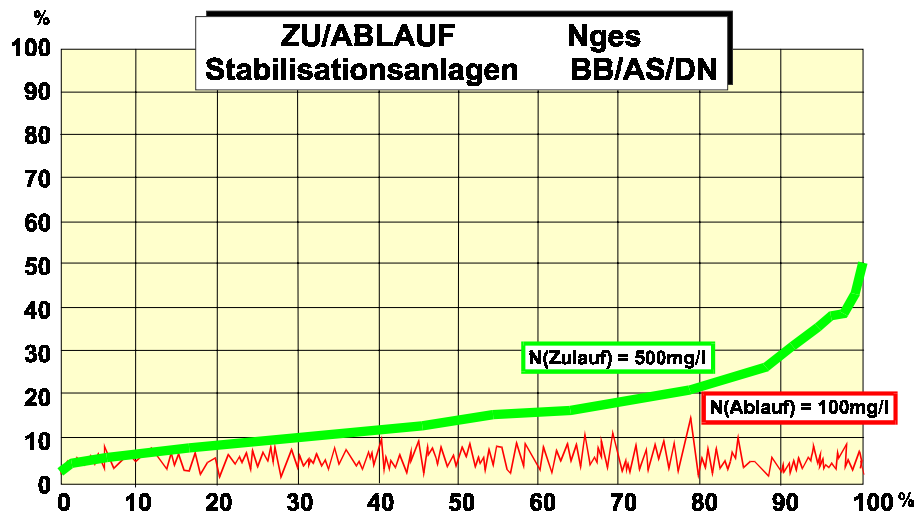


**Abbildung 6:** Spezifische Abwassermengen bei Kleinanlagen



Anlagen.cdr  
 Wg/Lz\_12.11.96

Abbildung 7: CSB-Elimination bei Kleinanlagen



Anlagen.cdr  
Wg/Lz\_12.11.96

Abbildung 8: Stickstoffelimination bei Kleinanlagen

Abbildung 7 zeigt Summenhäufigkeiten der Zulaufkonzentrationen des CSB für die verschiedenen beim EVS zum Einsatz gekommenen Verfahren. Auf die Auswertung der Daten von Tropfkörpern wurde verzichtet, da sich abzeichnet, daß dieses Verfahren aufgrund der fehlenden Steuerungsmöglichkeiten und der unzureichenden N-Elimination heute nicht mehr zum Einsatz kommt. Für jeden Anlagentyp wurden etwa 70 Wertepaare ausgewertet. Bei den Zulaufwerten handelt es sich um 24 h - Mischproben, abgesetzt und homogenisiert, bei den Werten, die die Ablaufkonzentration beschreiben um 2 h -Mischproben, homogenisiert, die zu verschiedenen Uhrzeiten genommen wurden. Die Zulaufkonzentrationen zeigen, daß gerade die größeren Stabilisationsanlagen mit gezielter Stickstoffentfernung stark mit Fremdwasser belastet sind.

Mit den Zulaufwerten sind auch die zuzuordnenden Ablaufwerte aufgetragen. Bei Teichen ergeben sich bei hohen Zulaufkonzentrationen (Zeiten mit wenig Fremdwasser) auch hohe Ablaufkonzentrationen. Bei den größeren Anlagen mit gezielter Stickstoffelimination ist dieser Effekt nicht vorhanden, obwohl im ländlichen Raum die Fremdwasserproblematik in erster Näherung als gleich anzusehen ist.

Abbildung 8 zeigt ebenfalls die Zu- und Ablaufwerte für  $N_{ges}$  für die verschiedenen Anlagentypen.

Weiter wird aufgezeigt, daß bei den kleineren Stabilisationsanlagen ohne gezielte Stickstoffelimination die Eliminationsrate immer noch besser ist als bei Teichanlagen, aber viel schlechter als bei größeren Anlagen mit einer gezielter Stickstoffelimination. Bezüglich der Erfahrungen mit den einzelnen Anlagentypen läßt sich folgendes feststellen:

Die Teichanlagen sind wartungsarm, betriebssicher und arbeiten in der Regel problemlos. Sie können aber nur teilweise jahreszeitlich nitrifizieren. Bei kleinen Stabilisationsanlagen ergaben sich in der Vergangenheit Probleme mit der Rücklaufschlammförderung. Systeme mit Pumpen sind nach den Erfahrungen des Verbandes solchen mit Drucklufthebern vorzuziehen. Der Klarwasserabzug aus der Nachklärung ist meist hydraulisch ungünstig ausgebildet, meist sind kleine Wassermengen abzuziehen. Gleiches gilt für die Verteilung des Abwassers bei aufgelöster Bauweise (Verteilung auf mehrere Einheiten).



Die zum Einsatz gekommenen Verfahren zum Stickstoffabbau, dies gilt auch für die größeren Stabilisationsanlagen, waren im wesentlichen solche mit intermittierender Belüftung, die sich auch bewährt haben. Ihre Steuerung erfolgte über Zeittakt und O<sub>2</sub>-Konzentration in der Belüftungsphase. Steuerungen über das Redox-Potential oder die NO<sub>3</sub>-Konzentration brachten bisher keine Vorteile. Die Relation von Wartungsaufwand und Ablaufverbesserung steht in keinem Verhältnis. Bei diesen kleinen Stabilisationsanlagen zeigte sich die Schwimmschlammfernung als problematisch. Systeme, die diesbezüglich befriedigen konnten, sind nicht bekannt.

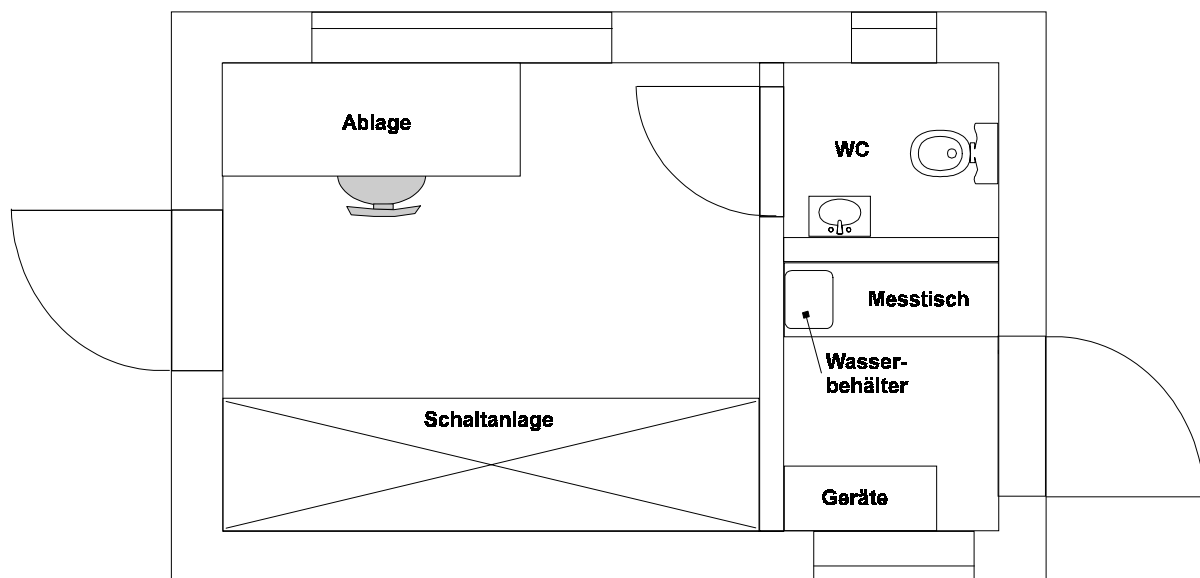
Belebungsanlagen ohne gezielte Stickstoffelimination werden beim EVS heute für Anlagen kleiner 1000 EW gebaut, wenn Teichanlagen aus Platzgründen nicht möglich sind.

### **2.3 Kostengünstige Gestaltung der dezentralen Kläranlagen durch zentrale Betriebsführung**

Auf Teichanlagen, die bisher beim EVS für Anlagengrößen bis 2500 EW Anwendung fanden, werden in der Regel überhaupt keine Betriebsräume vorgesehen.

Bei kleineren biologischen Anlagen wird versucht, auch durch eine Minimalausstattung der betrieblichen Einrichtungen Kosten zu sparen. Da sich diese Anlagen in der Regel außerhalb von Siedlungsgebieten befinden, ist die Versorgung mit Trinkwasser in vielen Fällen mit hohen Kosten verbunden. In diesen Fällen wird bei unbesetzten Anlagen in der Regel auf den Anschluß einer Trinkwasserleitung verzichtet. Wasser zum Hände waschen oder zur Laborgerätereinigung wird über Trinkwasserbehälter, die ständig nachgefüllt werden (über transportable Speicher, die mit Pkws transportiert werden), bereitgestellt. Das Wasser zur Toilettenspülung wird durch eine Brauchwasseraufbereitungsanlage, die Nachklärbeckenwasser nutzt, geliefert. Über sie wird auch das Wasser zur Anlagenreinigung entnommen. Eine solche Anlage, inklusive Filter ist für ca. 20 000 DM zu erhalten, die Betriebskosten liegen bei etwa 3 DM/m<sup>3</sup>, was deutlich macht, daß diese Lösung der Verlegung einer Wasserleitung aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten in der Regel vorzuziehen ist. Für Anlagen dieser Art kommt ein standardisierter

Betriebsraum (Fertigarage) zum Einsatz, der einen Meßtisch mit Waschbecken, eine Toilette und abgetrennt davon Raum für einen Schaltschrank und Möglichkeiten zum Ablagern von Betriebsmittel bietet, zum Einsatz. Abgesehen von den Versuchen zur Bestimmung des Schlammvolumens, welches zur Steuerung der Rücklaufschlammführung und des Überschussschlammabzuges bekannt sein muß und eine örtliche Verlagerung der Bestimmung nicht zuläßt, werden alle Eigenkontrolluntersuchungen auf den Zentralanlagen oder im Zentrallabor des EVS durchgeführt.



**Abbildung 9:** Raumaufteilung der Räumlichkeiten auf unbesetzten Anlagen

Die Betriebsgebäudeauslegung bei besetzten Anlagen hängt von der Größe ab. Für eine Anlage von 6 000 EW wurde eine Raumaufteilung, wie in Abbildung 10 dargestellt, gewählt.

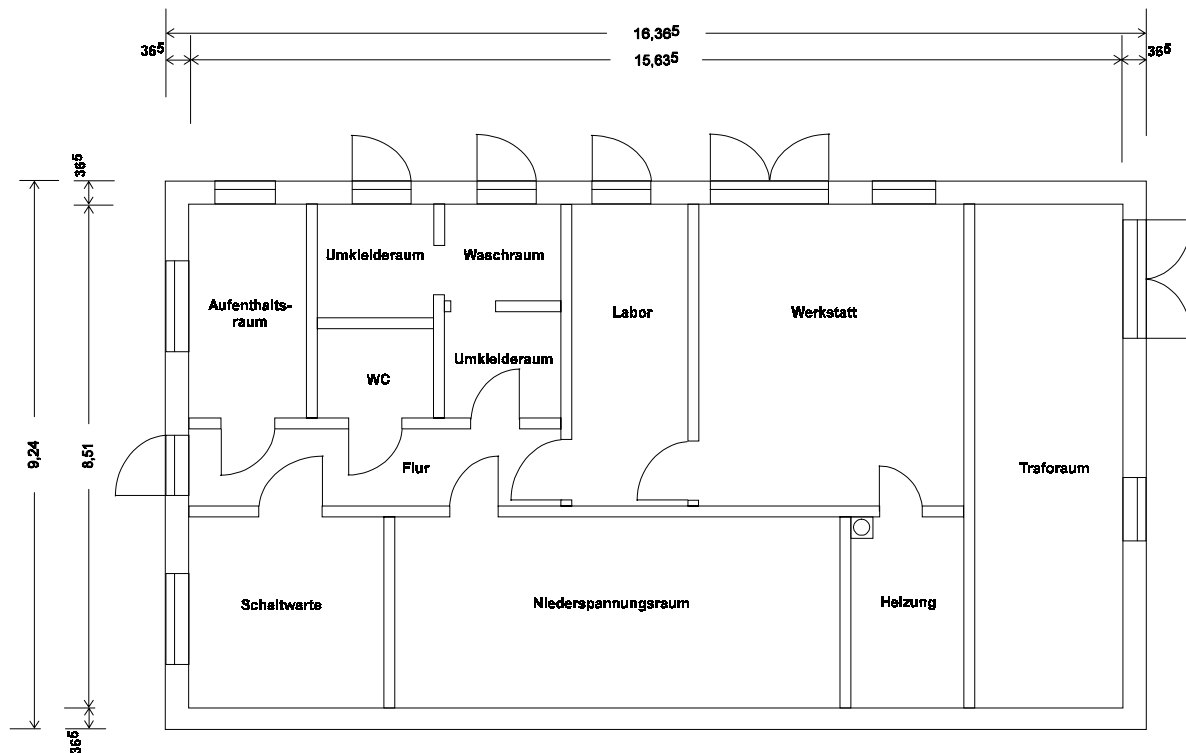


Abbildung 10: Raumaufteilung für eine Anlage mit 6 000 EW und 3 Personen Stammpersonal

Die Werkstatt erlaubt kleinere Reparaturen durchzuführen, was Kosten einsparen hilft und eine schnelle Störungsbehebung begünstigt. Die Schaltwarte befindet sich in unmittelbarer Nähe der Niederspannungszentrale. Im Labor werden die gängigen Eigenkontrollmessungen durchgeführt. Die Umkleideräume sind nach den Vorgaben des GUV in Schwarzweißzonen eingeteilt. Im Aufenthaltsraum ist ein Kühlschrank und eine Kochgelegenheit vorgesehen. Bei kleinen Einheiten wird auf eine Trennung nach Geschlechtern im sanitären Bereich verzichtet, da die Betriebsstrategie, um Investitionskosten einzusparen, vorsieht, bei Kleinanlagen nur männliche Mitarbeiter einzusetzen.

Alle Kläranlagen werden mit einem automatischen Probenehmer ausgerüstet, der 24 h Mischproben nimmt, die 10 Tage zur Beweissicherung aufbewahrt werden.

Die Betriebsdaten werden einem örtlichen DV-System zugeführt und verdichtet. Sie werden über ein Modem von der EVS-Zentrale abgerufen, dort gespeichert

und statistisch ausgewertet. In der Zentrale werden in gleicher Weise die Daten der mitbetreuten Trabantenanlagen verarbeitet.

Ob eine Kläranlage mit Personal besetzt ist, hängt neben der Anlagengröße vom Betriebskonzept für die benachbarten Anlagen ab. So werden bei der Konzeptionsfestlegung in jedem Einzelfall Wirtschaftlichkeitsberechnungen durchgeführt. Hierbei werden die kapitalisierten Fahrkosten (für 25 Jahre) und die zusätzlichen Gebäudekosten (400 DM/m<sup>3</sup>) für die erforderlichen Sozialräume miteinander verglichen.

Durch die zentrale Betreuung von Anlagen kann die Frage der Vorhaltung von redundanten Einrichtungen in anderer Weise diskutiert werden. Der Zugriff auf ein gemeinsames Ersatzteillager und vielschichtig qualifiziertes Fachpersonal auf der Zentralanlage wirkt sich kostengünstig im investiven Bereich und positiv bezüglich der Betriebssicherheit aus.

Die Stromversorgung erfolgt bei Trabantenanlagen in der Regel durch eine einseitige Einspeisung. In diesem Fall wird die Notstromversorgung durch mobile Notstromaggregate sichergestellt, die innerhalb weniger Stunden, auch in der Nacht, zum Einsatz gebracht werden können.

## **2.4 Steuerungs- und Leittechnik der Kläranlagen**

### 2.4.1 Allgemeines

Der Systemaufbau der Leit- und Steuerungstechnik sowie der MSR-Technik erfolgt hierarchisch in verschiedenen Ebenen:

- Prozeßebene (Signalgeber, Meßaufnehmer usw.)
- Steuerungsebene (Leistungsteil mit Sicherheitsverriegelungen, SPS, Bus-Systeme, Fernwirkstrecken usw.)
- Leitebene (Blindschaltbild, Leistellensystem usw.)

Für die einzelnen Bereiche der Kläranlagen bzw. der außenliegenden Bauwerke werden Funktionsgruppen gebildet bzw. ist in allen Ebenen, durch einen weitgehendst modularen Aufbau gewährleistet, daß im Störfall ein möglichst großer Teil selbständig weiter funktionieren kann.

## 2.4.2 Steuerungstechnik

Die Steuerungsebene gliedert sich in die Bereiche

- Vorort-Betrieb
- Hand-Betrieb
- Automatik-Betrieb

### **Vorort-Betrieb**

Der Vorort-Betrieb ist unabhängig von der SPS direkt über die Schützen-Ebene zu fahren.

### **Hand-Betrieb**

Der Hand-Betrieb ist für jeden Antrieb/Aggregat mit den entsprechenden Steuerungsfunktionen in der SPS zu realisieren. Die Bedienung erfolgt über Bedienelemente (Schaltschranktür), über ein zentrales Blindschaltbild oder im Leitsystem über Eingaben mit der Maus.

### **Automatik-Betrieb**

Für fest definierte Befehlsfolgen, die sich immer wiederholen, wird ein Automatikprogramm vorgesehen. Der Automatik-Ablauf wird auf Rückmeldungen und zeitliche Abfolgen überwacht. Die Sollwert-Vorgaben erfolgen über das Leitstellensystem bzw. über das SPS-Bediengerät. Zur Zeit sind folgende Komponenten zugelassen.

SPS: Fa. Siemens  
S5 - 115 U, S5 - 100 U, S5 - 95 U  
S7 - 400, S7 - 300

Bussysteme: Fa. Siemens Profibus FMS/DP

Programmiersprache: Fa. Siemens Step 5, Step 7

Auf allen Kläranlagen mit einer SPS befindet sich ein Bediengerät, das erlaubt ohne Programmiergerät erforderliche Prozeßparameter (Sollwerte, Zeiten, Zähler, Datenworte usw.) zu verändern. Es verfügt über ein mehrzeiliges Textdisplay und eine Tastatur und wird direkt mit der SPS gekoppelt. Bei Kläranlagen mit Leitstellensystem hat die Eingabe vom Leitstellensystem aus Vorrang.

#### 2.4.3 Fernwirktechnik

Sofern eine Busverbindung zwischen den einzelnen Steuerungseinheiten nicht möglich ist, wird eine Fernwirkverbindung, zur Zeit das Fernwirksystem der Fa. Siemens „SINAUT“, über das Telefonnetz realisiert. Alle relevanten Betriebsmeldungen, Störungen, Meßwerte, Zählwerte usw. werden von der Unterstation (Außenbauwerke, Trabanten-Kläranlagen) an das Leitstellensystem der Zentralkläranlage übertragen. Dort werden die Daten in Prozeßbildern und Berichten dokumentiert. Die Übertragung der Daten zum Leitstellensystem der Zentral-KA erfolgt über Wählverbindungen. In der Unterstation werden die Daten mit einem Zeitstempel versehen, auf Grund dessen die Daten nach der Übertragungen zeitfolgerichtig in die Archive des Leitstellensystem eingeordnet werden. Meßwerte, Zählwerte usw. werden in der Unterstation je nach Vorgabe zu 15-Minuten-, 2 Stunden- oder zu 24 Stunden-Werte zusammengefaßt. Die Übertragung erfolgt nach Abruf durch die Zentrale oder wenn der Übertragungsspeicher zu 80% gefüllt ist. Die Abrufzeit wird über das Leitstellensystem vorgegeben.

Störmeldungen werden direkt von der Unterstation zur Zentrale gesendet. Mit der Übertragung der Störung werden auch die vorhandenen Meßwerttelegramme (Meßwerte, Zählwerte, Betriebsmeldungen...) übertragen. Die Zwischenspeicherung der Daten in der Unterstation ist für einen Zeitraum von mindestens 10 Tagen möglich. Auf dem Leitstellensystem kann über eine Befehlstaste im Prozeßbild der Unterstation eine Dauerverbindung zur Unterstation geschaltet werden. Dann werden die aktuellen Prozeßgrößen (Betriebsmeldungen, Meßwerte, Störungen usw.) direkt an das Leitstellensystem übertragen. Die Verbindung zwischen Leitstellensystem und Fernwirkzentrale wird durch Lebens-Telegramme ständig zu überwacht. Bei Ausfall der Verbindung werden die Telegramme von den Unterstationen in der Fernwirkzentrale min. 5 Tage zwischengespeichert. Bei einem Systemstart des Leitstellensystemes wird eine General-Abfrage der Unterstationen gestartet.

#### 2.4.4 MSR-Technik

Die Anzahl der aufgenommenen Meßgrößen ist abhängig von der Größe der Kläranlage. Folgende Parameter werden registriert:

**Tabelle 2:** Aufgenommene Meßgrößen bei EVS-Anlagen

Ort	Messung	Einheit	Für KA Größenklasse
Zulauf	Abwassermenge *	l/s	4 - 5
	pH-Wert		1 - 5
	Leitfähigkeit	mS/m	3 - 5
	autom. Probenehmer		2.2 - 5
Belebung	O <sub>2</sub> -Gehalt	mg/l	1 - 5
	Temperatur	°C	1 - 5
	Rücklaufschlammmenge*	l/S	2.2 - 5
Deni-Stufe	pH-Wert	mg/l	3 - 5
	NO <sub>3</sub> -N	mg/l	3 - 5
	NH <sub>4</sub> -N	mg/l	4 - 5
	PO <sub>4</sub> -P	mg/l	4 - 5
Nachklärung	Überschußschlamm *	m <sup>3</sup> /h	3 - 5
Ablauf	Abwassermenge*	l/s	1 - 5
	pH-Wert		3 - 5
	autom. Probenehmer		2.2 - 5
Schlammbereich	Faulgasanfall*	m <sup>3</sup> /h	4. -5
	Faulgasverbrauch*	m <sup>3</sup> /h	4. - 5
	Schlammabgabe*	m <sup>3</sup> /h	3 - 5
	Schlammannahme*	m <sup>3</sup> /h	3 - 5
Sonstig	Fällmittelverbrauch*	l/h	3 - 5
	Stromverbrauch Ges.*	kW/h	1 - 5
* = Zählimpuls	Stromverbrauch* Je Funktionseinheit (Zulauf-Pumpwerk, Biologie, Stabilisation)	kW/h	1 - 5

Größenklassen:

1.1	Teichanlagen	< 1000 EW	1.2	andere Anlagen	< 1000	EW
2.1	Teichanlagen	≥ 1000 EW	2.2	andere Anlagen	1000 bis 5000	EW
3		5000 bis 20000 EW	4	20000 bis	100000	EW
5		≥ 100000 EW				

Alle Messungen werden auf ein normiertes Signal 4-20 mA umgesetzt. Unabhängig von der Übertragung der Meßwerte an das Leitstellensystem sind für die wichtigen Messungen (Abwassermenge, pH-Wert, O<sub>2</sub>-Gehalt) registrierende Meßwertscheiben im Wartenbereich vorgesehen.

Bei Kläranlagen ohne Leitstellensystem werden für die wichtigsten Antriebe (ab 2 kW) Betriebsstundenzähler und Amperemeter im Wartenbereich vorgesehen.

#### 2.4.5 Leitstellentechnik

Alle Zentralkläranlagen sowie Kläranlagen der Größenklasse 3 - 5 werden mit einem Leitstellensystem, zur Zeit mit „SAMSY-PC“, ausgestattet.

Alle notwendigen Parameter für den Prozeßablauf werden im Leitstellensystem als Sollwert-Vorgaben (O<sub>2</sub>-Gehalt, Rücklaufschlammverhältnis usw.) parametrisiert und an die SPS übergeben. Das Leitstellensystem incl. Peripherie (Drucker, Modem) wird über eine Online-USV gespeist (Pufferzeit min. 10 Minuten/ 1000 VA). Die USV und das Leitstellensystem sind über eine serielle Schnittstelle miteinander gekoppelt. Netzausfall bzw. Batteriebetrieb werden über das Leitstellensystem protokolliert.

#### 2.4.6 Störmeldesystem

Zur Alarmierung des AVS-Bereitschaftsdienstes ist auf jeder Anlage ein automatisches Telefonnotruf-Gerät, zur Zeit Geräte der Fa. Telenot, vorgesehen.

- Typ 7002 FS für kleine Pumpwerke und Regenüberlaufbecken
- Typ 7008 FS für Kläranlagen und große Pumpwerke

Auf das Telefonnotruf-Gerät werden die wichtigsten Sammelstörungen (teils aus der SPS, teils Hardware-mäßig) aufgelegt. Hardware-mäßig werden die Sammelstörungen „Spannungsausfall“ und „Ausfall der SPS“ realisiert.



### 3 Betriebsführungskonzept

#### 3.1 Betriebsorganisation

Die Betriebsführung ist zentral organisiert. Die kurzen Informationswege dienen dem Erfahrungsaustausch und sichern, daß alle Anlagen nach den gleichen Grundsätzen betrieben werden. Dieses Betriebsführungssystem wird in der Ebene des Anlagenbetriebes durch Schaffung sogenannter Zentralanlagen aufgelockert. Der Grundgedanke dabei ist: *getrennt arbeiten - gemeinsam planen und führen*. In Abbildung 11 ist das Organigramm der Betriebsabteilung des EVS schematisch dargestellt, welches im Endausbauzustand eine optimale Organisation sicherstellen soll.

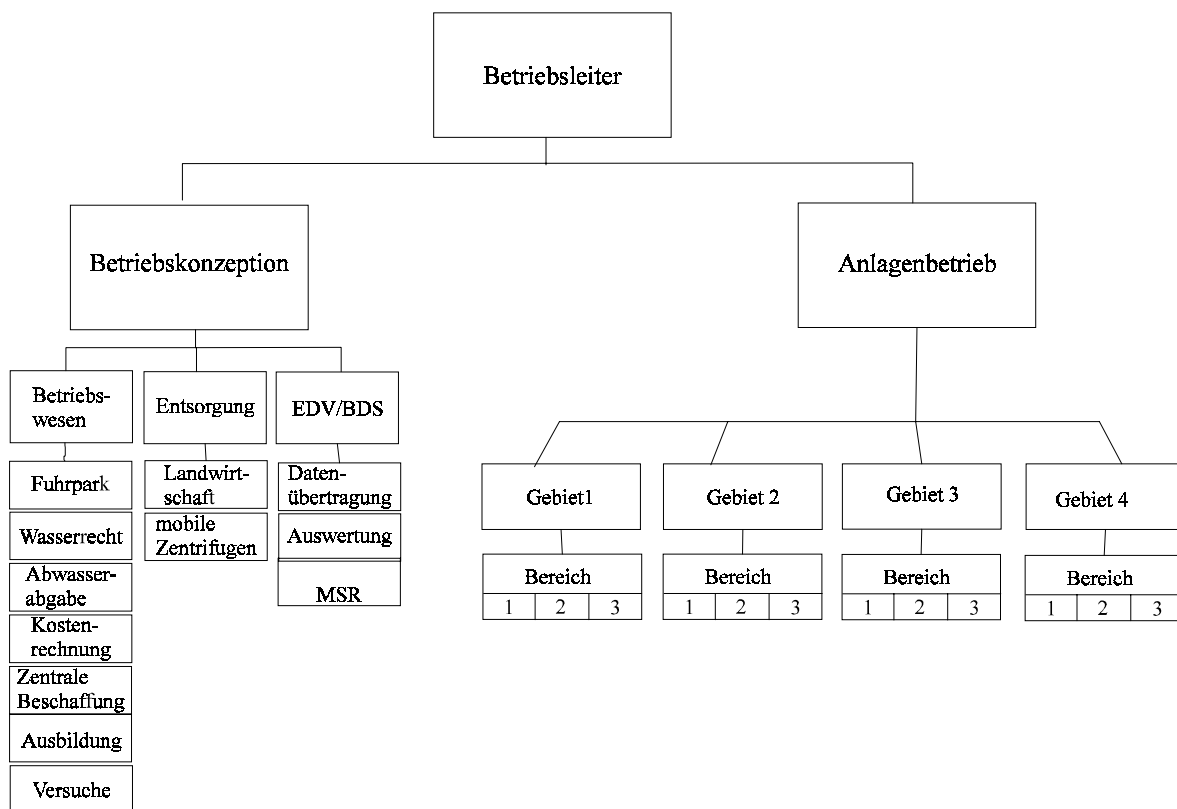


Abbildung 11: Organigramm der Betriebsabteilung des EVS

Die Betriebsabteilung des EVS ist in zwei Arbeitsbereiche, die Betriebskonzeption und den eigentlichen Anlagenbetrieb aufgeteilt. Die Aufgaben der „Betriebskonzeption“ sind darin zu sehen, Strategien zur Optimierung der Betriebsführung zu erarbeiten und die Ergebnisse in die konkreten Planungen für neue Anlagen einfließen zu lassen.

Die folgenden Betriebskennzahlen beschreiben den Ist-Zustand und die Entwicklung bis zum Endausbau im Jahr 2005. Sie verdeutlichen auch, daß der EVS sein Trabantensystem weiter ausbauen will

**Tabelle 3:** Daten zur Betriebsorganisation

	1997	2005
Betriebspersonal		
Betriebsleitung Zentrale	1	1
Betrieb Ingenieur/Techniker	16	18
Zentraler Betrieb	11	11
Ausbildung	1	-
Sekretariat	1	2
Abwasseranlagenpersonal	205	206,2
Anlagenbestand /-prognose		
Anzahl Kläranlagen	85	150
Besetzt	47	46
Unbesetzt	38	102
Anzahl Pumpwerke	79	140
Hauptsammler Km	740	990
Sonderbauwerke (RÜ,RÜB)	930	1430
Betriebsfahrzeuge und Maschienen		
UNIMOG	6	6
Dienstfahrzeuge	33	40-45
Km-Leistung/a der Dienstfahrzeuge	330000	765000
mob. Zentrifugen	5	6
mob. Notstrom (25 – 150 kVA)	4	6

Die Tabelle 3 verdeutlicht die Betriebsstrategie des Trabantensystems. Die Anlagenzahl wird zukünftig stark ansteigen bei gleichbleibendem Personal. Ein Grund dafür ist die Verlagerung von nichttechnischen Arbeiten an freie Unternehmer. Die Zahl der Dienstfahrzeuge und die gefahrenen Kilometer zur Betreuung der Trabantenanlagen werden erheblich steigen.

### **3.2 Personaleinsatz auf den EVS-Anlagen**

Der Anteil der anlagenbezogenen Personalkosten inklusive der Kosten für die Betriebsleitung und die Verwaltung macht etwa ein Drittel der Betriebskosten (ohne Kapital- u. Abschreibungskosten) aus. Somit kommt dem Personaleinsatz und der Gestaltung der Arbeitsbedingungen besondere Bedeutung zu. Der EVS hat die Möglichkeit, bedingt durch die Verbandslösung, den Anlagenbetrieb sehr personalsparend zu organisieren.

Abbildung 12 zeigt die Verteilung des Kläranlagenpersonals - es handelt sich um auf die einzelnen Arbeitsaktivitäten. Die verbrauchten Arbeitsstunden wurden den einzelnen Aktivitäten zugeordnet. Bedingt durch die Flexibilität und die gute Ausbildung des Kläranlagenpersonals, werden die Mitarbeiter für ein sehr breites Spektrum von Aufgaben eingesetzt. Etwa 15% der Arbeitsstunden unserer Mitarbeiter sind Arbeiten zuzuordnen, die im weiteren Sinne als „Wartungsarbeiten des Zuleitungssystems“ zu bezeichnen sind. Allein 42 % des Arbeitsaufwandes ist den Instandhaltungsmaßnahmen der Abwasserreinigungsanlagen zuzuordnen.

Bohn /1/ hat den Personaleinsatz zahlreicher Betreiber untersucht und hieraus eine Funktion zur Berechnung der Arbeitsstunden in Abhängigkeit der Anlagengröße abgeleitet. Diese Funktion bezieht sich ausschließlich auf den Betrieb der Kläranlagen, die Wartung des Sammlernetzes ist nicht mit einbezogen.

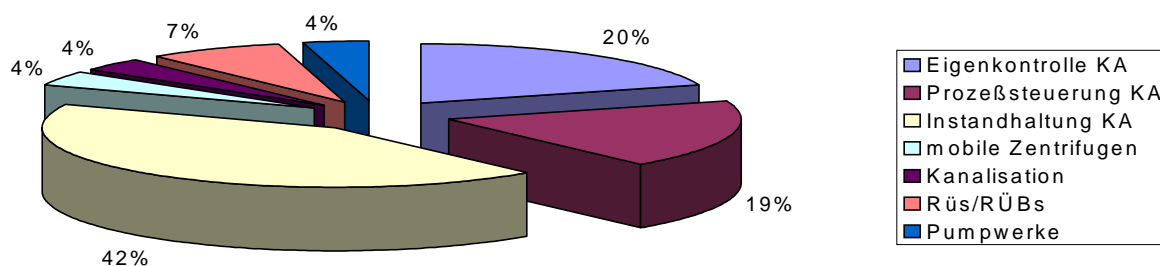


Abbildung 12: Verteilung des Betriebsaufwandes

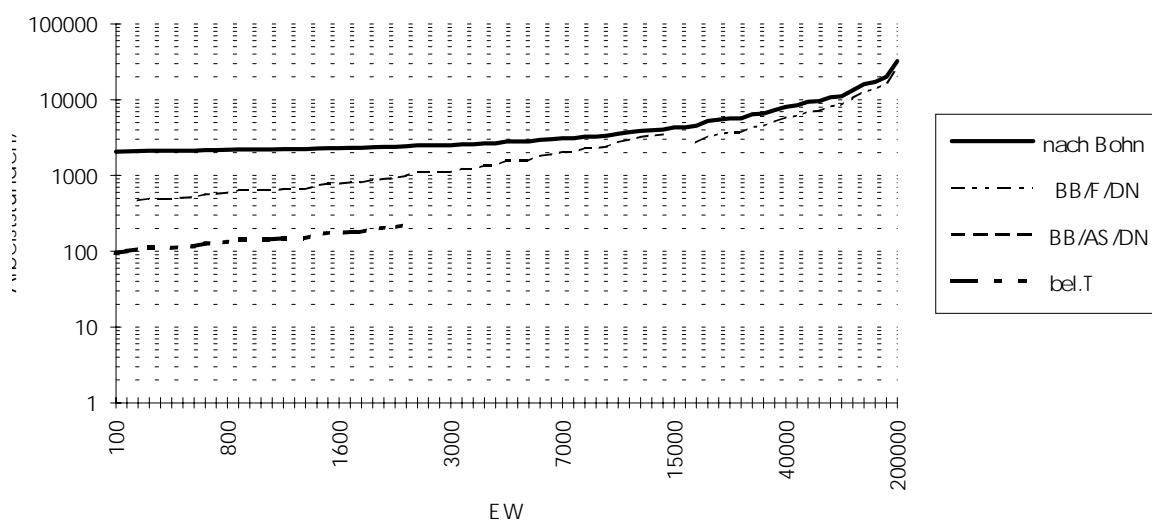


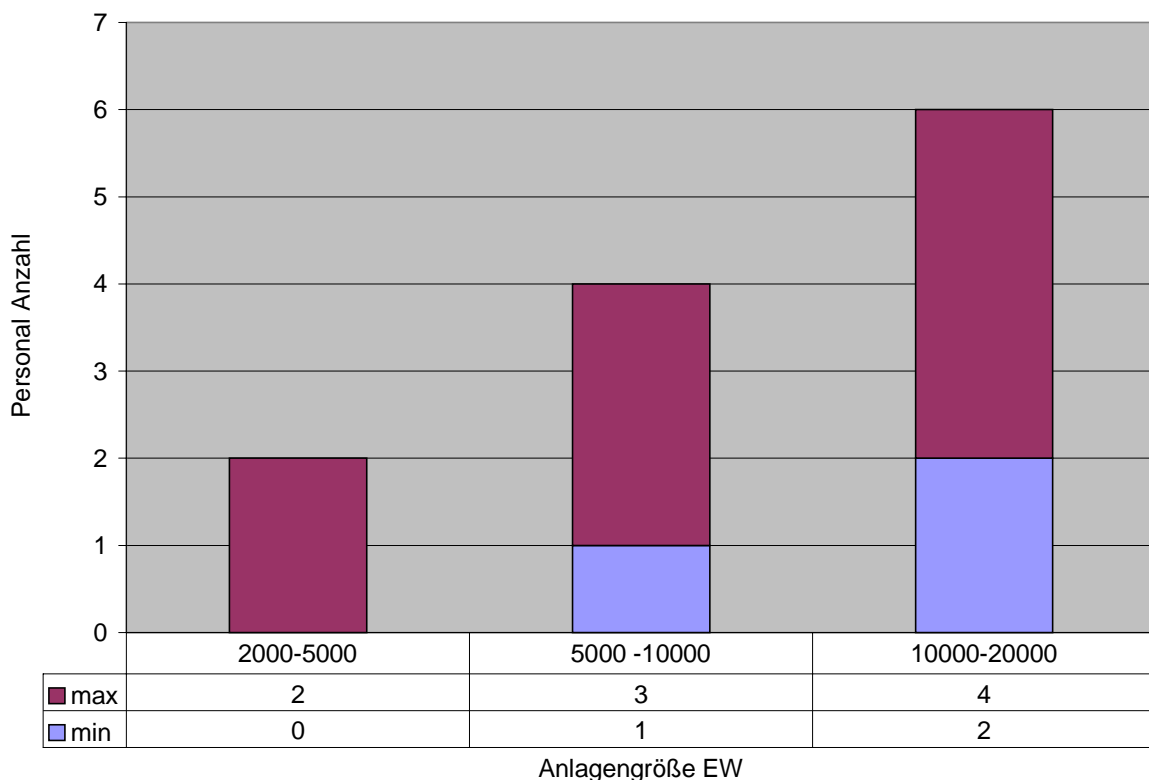
Abbildung 13: Vergleich Personalbedarf nach Bohn /EVS

Abbildung 13 stellt den Personalaufwand der verschiedenen Anlagentypen des EVS<sup>1</sup> mit den Ansätzen von Bohn gegenüber. Vergleicht man den Personalbedarf mit den von dem von der ATV vorgeschlagenen Berechnungsansatz, so ergeben sich um etwa 15 % geringere Personalbedarfszahlen.

<sup>1</sup>bel. T- Teichanlagen  
BB/AS/DN - Belebtschlammanlagen mit aeroberer Stabilisierung  
BB/F/DN - Belebtschlammanlagen mit Faulung

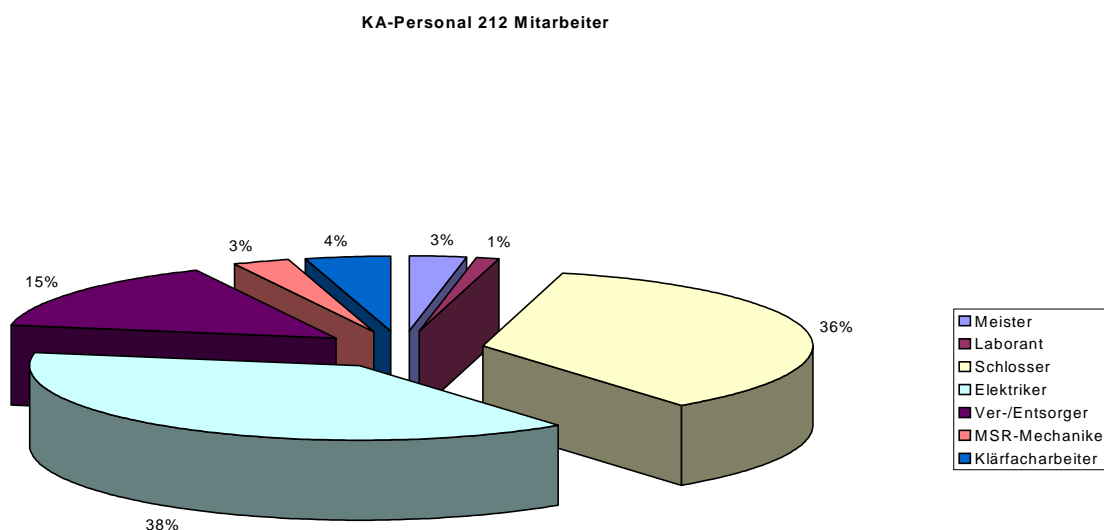
Es zeigt sich, daß der EVS mit seinem Personalaufwand grundsätzlich günstig liegt. Besondere Vorteile, die auf die Verbandslösung zurückzuführen sind, werden bei kleineren Anlagen deutlich. So werden Teichanlagen nur einmal pro Woche angefahren, technische Anlagen bis 2000 EW sind grundsätzlich unbesetzt, sie werden von größeren Anlagen aus gewartet, wobei der wöchentliche Aufwand bei etwa 6- 20 h liegt. Die Grenzgröße für mit Personal besetzte Kläranlagen ist von Einzugsgebiet und Anlagentyp abhängig. Sie liegt beim EVS in der Größenordnung von 2000 bis 3000 EW. Der EVS verfügt momentan über 38 unbesetzte Anlagen (45%), bis zum Endausbau wird diese Zahl voraussichtlich auf über 100 steigen,.

Das Kläranlagenpersonal wartet auch das im Einzugsgebiet der Kläranlage befindliche Hauptsammlernetz (ca. 0,7 m/EW) sowie die dazugehörigen Pumpwerke und Regenüberläufe. Die Personalstärke variiert in Abhängigkeit der Größe des zu betreuenden Sammlernetzes und der Zahl der Trabantenanlagen.



**Abbildung 14:** Kläranlagenpersonal in Abhängigkeit der Anlagengröße

Da die Berufsbilder des Kläranlagenpersonals sehr unterschiedlich sind und die verschiedenen Aufgaben die unterschiedlichsten Spezialisten erfordern (Schlosser, Elektriker, Elektroniker, Ver- und Entsorger etc.) ist die Möglichkeit des flexiblen landesweiten Einsatzes besonders wertvoll. Die enge Zusammenarbeit der verschiedensten Spezialisten erleichtert es, Basiswissen beim Personal breit zu streuen und bedarfsorientiert einzusetzen. So kommt der EVS-internen Ausbildung eine hohe Bedeutung zu. Darüber hinaus garantiert der Stab von Naturwissenschaftlern und Ingenieuren der verschiedensten Fachrichtungen in der Zentrale auch komplizierte Probleme der Betriebsführung sachgerecht zu lösen.



**Abbildung 15:** Ausbildung des Kläranlagenpersonals

#### **4 Optimale Bedingungen zur Störfallbehandlung durch das landesweite Bereitschaftssystem des EVS**

Der EVS hat ein Bereitschaftssystem aufgebaut, in das flächendeckend alle Kläranlagen und Pumpwerke des Verbandes eingebunden sind. Unabhängig von den Möglichkeiten des Verbandes können dieses System alle Behörden und Bürger mit nutzen. Dieses System ist insbesondere für die unbesetzten Anlagen von großer Bedeutung.

Alle Kläranlagen und Pumpwerke sind in das zentrale Störmeldesystem einbezogen.

Ein Meldesystem gibt bei Betriebsstörungen oder bei Überschreitung von Grenzwerten über Eurosignal eine ständig präsente regional organisierte Bereitschaft ab. Darüber hinaus ist die zentrale Bereitschaft der Betriebsabteilung (Ingenieurstab) rund um die Uhr einsatzbereit. Sie übernimmt in schwierigen Situationen die Koordination der Störfallbehebung.

Von der KA Burbach aus, die rund um die Uhr besetzt ist, können ebenso wie von anderen Schwerpunktanlagen aus Einsätze koordiniert werden. Sondergeräte (Unimogs, Notstromaggregate, Pumpen etc.) wie Personal können von diesen Anlagen aus landesweit zur wirkungsvollen Störfallbeseitigung eingesetzt werden.

Tabelle 4: An das Störfallmeldesystem angeschlossene Anlagenelemente bei EVS-Anlagen

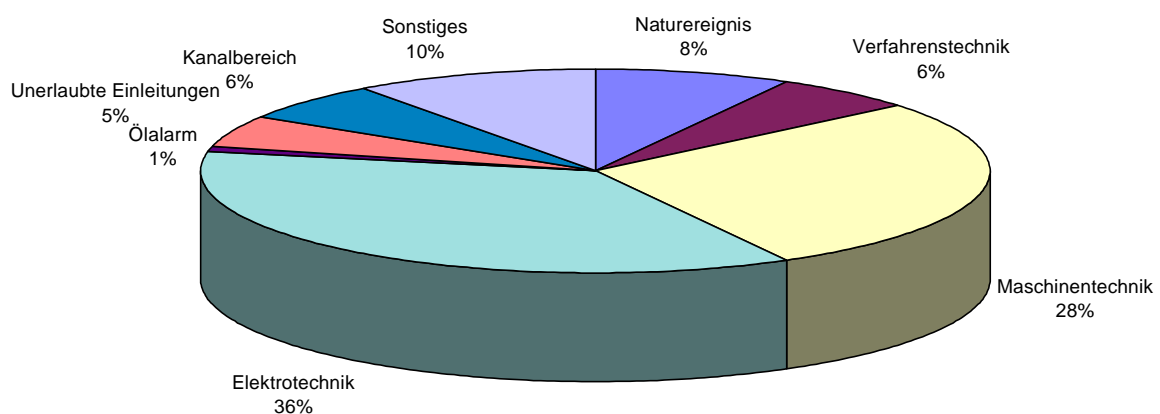
<b>Störmeldungen</b>
<ul style="list-style-type: none"><li>• pH-Zulauf</li><li>• Pumpwerk</li><li>• Rechen/Siebe</li><li>• Belüftung</li><li>• Umwälzung</li><li>• O<sub>2</sub>-Grenzwerte</li><li>• Fahrtrieb</li><li>• Rücklaufschlammumpen</li><li>• Hochwasser</li><li>• Stromausfall</li></ul>

Durch dieses System konnten erhebliche Gewässerverunreinigungen verhindert werden, aber auch Sachschäden an Anlagen wie zum Beispiel beim letzten Hochwasser. Die Störfallbilanz für das Jahr 1996 läßt sich wie folgt darstellen:

**Tabelle 5:** Einsätze der Bereitschaft des EVS

<b>Zentrale Bereitschaft</b>	<b>Bereitschaft KA/PW</b>
2 Bereiche (Ost /West) 16 Techniker / Ingenieure	23 Bereiche (93 Störmelder) 110 KA-Bedienstete
<b>168 Einsätze</b>	<b>816 Einsätze</b>
46 Anrufe außerhalb 122 Anrufe KA-Bereitschaft	70 außerhalb KA 746 Störungen auf KA/Pumpwerk

Die Anrufe aus der Bevölkerung bzw. von externen Organisationen bezogen sich auf Störungen im Ableitungsnetz bzw. im Einzugsgebiet der Kläranlage. Die Störfälle auf den Abwasseranlagen lassen sich wie folgt differenzieren:



**Abbildung 16:** Bereitschaftseinsätze der Betriebsabteilung außerhalb der Dienstzeit im Jahr 1996



## 5 Literaturverzeichnis:

- /1/ Bohn, T.:  
Wirtschaftlichkeit und Kostenplanung von kommunalen  
Abwasserreinigungsanlagen  
Schriftenreihe des Instituts für Baubetriebslehre der Universität Stuttgart  
Band 34, 1993, ISBN 3- 8169 -1033 -5
- /2/ Bleif, A., Jung, H.-D., Wagner, W.:  
Schlamm-speicherbemessung unter Berücksichtigung verschiedener Entwässerungs-  
und Entsorgungskonzepte.  
awt 45 (1994) 4, S. 15 - 27
- /3/ Jung, H.-D., Göddel, M., Wagner, W.:  
Konzepte zur Sicherung der Energieversorgung beim Abwasser Verband Saar.  
awt 46 (1995) 1, S. 56 - 59
- /4/ Jung, H.-D., Wagner, W.:  
Betriebskosten der neueren kommunalen Abwasserreinigungsanlagen.  
awt 43 (1992) 2, S. 64 - 66
- /5/ Büch, D., Peter, H., Wagner, W.:  
Wege zur Kostendämpfung in der Abwasserentsorgung.  
Korr. Abw. 41 (1994) 2, S. 284 – 2
- /6/ Wagner, W.  
Betriebsführungskonzeption für dezentrale Anlagen beim Abwasserverband Saar  
ATV-Landestagung 1993 in Saarbrücken
- /7/ Wagner, W.  
Vorstellung eines dezentralen Konzeptes zur Abwasserbehandlung  
Schriftenreihe Wasserforschung, Heft 2 , 1997  
IFV Wasserforschung e.V. Berlin 1997

Dr.-Ing. Wolfgang Wagner  
Abwasserverband Saar

Brühlstr. 18  
66119 Saarbrücken



# Zusammenwirken und Beziehungen zwischen Eigenüberwachung, Fremdüberwachung und Betriebsüberwachung

G. Spatzierer

Amt der Bgld. Landesregierung, Abt. 9-Gewässeraufsicht

**Kurzfassung:** Eigen- und Betriebsüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen stellen wesentliche Informationsquellen für die Betriebsführung der Anlagen dar. Die Richtigkeit der Eigenüberwachung wird durch die Fremdüberwachung überprüft. Durch weitergehende Auswertungen und volle Einbeziehung der Betriebsüberwachung kann der Zustand und die Reinigungsleistung der Anlage mit dem Kläranlagenzustandsbericht bzw. nach Durchführung zusätzlicher Messungen im Rahmen der Überprüfung gemäß § 134 Abs. 2 WRG durch die Gesamtprüfung dokumentiert werden. Eigen-, Betriebs- und Fremdüberwachung stellen zusammen mit der Betriebsführung ein vernetztes System dar, in welches auch die Behörde lose eingebunden ist. Im Beitrag werden weiters Hinweise für die Überwachung gegeben und zukünftige mögliche Entwicklungen aufgezeigt. Trotz Weiterentwicklung der Meß-, Steuer- und Regeltechnik und der Prozeßleitsysteme wird aber der Mensch weiterhin unverzichtbar in diesem Bereich bleiben.

**Keywords:** Abwasserreinigungsanlagen, Eigenüberwachung, Betriebsüberwachung, Fremdüberwachung.

## 1 Einleitung

In Österreich hat man bereits vor vielen Jahren erkannt, daß die Überwachung der Abwasserreinigungsanlagen eine Grundvoraussetzung für die Sicherstellung und Optimierung des Betriebs jeder Anlage darstellt. Die dabei eingesetzten Methoden, Verfahren und Geräte haben sich dabei im Laufe der Jahre ständig weiterentwickelt. Während im Jahre 1954 im „Taschenbuch der Stadtentwässerung“ (IMHOFF, 1954) noch der Satz: „Meßgeräte braucht ein guter Wärter nicht, wenn er seine Anlage kennt und die Augen offen hält“

enthalten war, werden nunmehr On-line-Meßgeräte, dynamische Simulation und Prozeßleittechnik eingesetzt.

Die **Überwachung** von Abwasseranlagen ist umfangreich und vielfältig. Sie umfaßt nicht nur das Überwachen und Steuern der Betriebsabläufe, das Messen, Untersuchen, Dokumentieren und Auswerten, sondern auch das Bedienen, Beaufsichtigen, Pflegen und Instandhalten. **Betriebsführung** und **Überwachung** bilden dabei eine untrennbare Einheit. Nur durch die Kenntnis der Ergebnisse des Reinigungsprozesses und des Zustandes der Anlage ist eine zielgerichtete Beeinflussung des Betriebes bzw. die Vornahme sonstiger Maßnahmen möglich.

Kanalnetz und Kläranlage stellen hohe Vermögenswerte dar. Aus volkswirtschaftlicher Sicht sollte daher getrachtet werden, den größtmöglichen Nutzen aus diesen Investitionen zu ziehen, wobei neben der **Betriebsoptimierung** auch die **Werterhaltung** (Pflege, Wartung, Instandhaltung) und die **Betriebssicherheit** zu berücksichtigen sind.

## 2 Kanalisation und Kläranlage

**Kanalisation** und **Kläranlage** bilden eine **organische Einheit**. Unzulässige Einleitungen von Schad- und Giftstoffen, Schäden oder Störungen im Kanalnetz, etc., können auf der Kläranlage selbst nicht mehr beseitigt werden, sondern führen zwangsläufig zu entsprechenden Betriebsbeeinträchtigungen, im Extremfall zum Ausfall der Anlage. Die erforderlichen Maßnahmen zum Rückhalt dieser Stoffe bzw. zur Beseitigung von Störungen im Kanalnetz müssen daher bereits an der Quelle vorgenommen werden.

Ausgangsbasis für die Erfassung und Überwachung von Indirekteinleitern sowie des Kanalnetzes ist die **Kenntnis der Lage** und des **Istzustandes** des Kanalnetzes und der Sonderbauwerke (Kanalpläne, Kanalkataster) sowie die Erstellung eines Indirekteinleiterkatasters (siehe auch § 32b WRG sowie Entwurf der Indirekteinleiterverordnung).

Das **Kanalnetz** selbst ist vom Betreiber regelmäßig zu überprüfen (z.B. einfache Sichtprüfung, Kanalfernsehuntersuchung, Dichtheitsprüfung,

Kanalinspektion), festgestellte Mängel sind zu beheben. Dies betrifft insbesondere auch die **Sonderbauwerke** in der Kanalisation (Pumpen, Speicher, Regenüberläufe, Regenrückhaltebecken, Düker, etc.), die eine spezielle regelmäßige Betriebsüberwachung, Wartung und Instandhaltung erfordern. In der BRD wurden diese Anlagen bereits z.T. in die behördliche Überwachung aufgenommen (N.N., 1995), wobei jährlich ein Bericht der Behörde vorzulegen ist.

**Betrieb und Überwachung** der Kanalisationsanlagen (inkl. der Ortsnetze) sollten sinnvollerweise vom **Kläranlagenbetreiber** vorgenommen werden. Ebenso sollte auch die Erstellung und Aktualisierung des **Indirekteinleiterkatasters** sowie die **Überwachung der Indirekteinleiter** (Sammlung, Prüfung und Auswertung der Untersuchungsbefunde, Vergleich mit den Ergebnissen der Klärschlammanalyse) vom Kläranlagenbetreiber vorgenommen werden, wodurch eine **zentrale** Datenverwaltung sichergestellt wird und die Informationen auch entsprechend verwertet werden können. So ist es auch möglich, einheitliche zweckentsprechende Überwachungsmodalitäten zu erstellen und Überwachungsstrategien festzulegen.

Eine entsprechende **Auswertung** und **Bewertung** dieser **Ergebnisse** ist vorzunehmen. In jedem Falle sollte zudem **Kontakt** mit den **Indirekteinleitern** aufgenommen werden, wobei ihm u.a. auch die Ergebnisse der Überwachung bekannt gegeben und dieser auf allfällig erforderliche innerbetriebliche Maßnahmen hingewiesen werden sollte (**Beratung**).

### **3 Eigen-, Betriebs- und Fremdüberwachung von Kläranlagen**

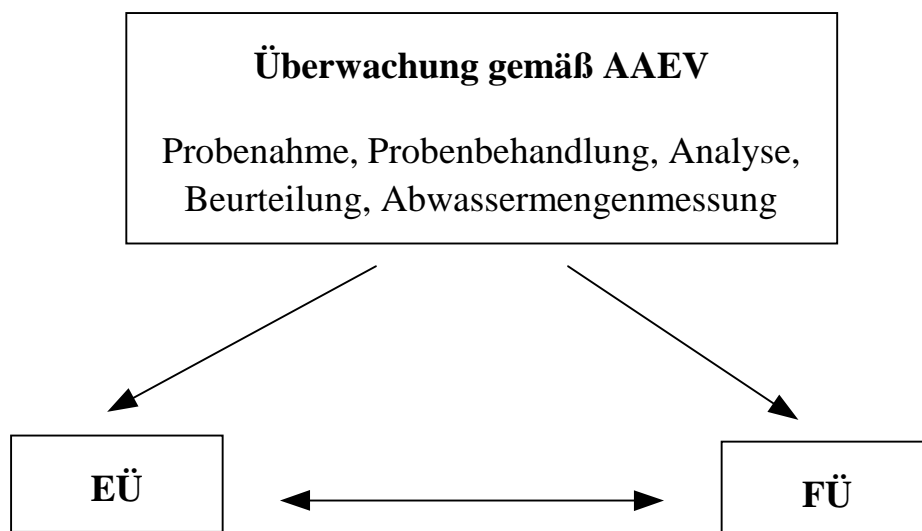
#### **3.1 Überwachung gemäß AAEV**

Die Überwachung gemäß § 1 Abs. 3 Zf. 6 der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV) beschränkt sich ausschließlich auf die Kontrolle der Beschaffenheit des Abwassers vor der Einleitung in ein Fließgewässer, in eine öffentliche Kanalisation oder vor Vermischung mit sonstigem Abwasser. Die Überwachung besteht dabei aus Probenahme, Probenbehandlung, Analyse und Beurteilung der Meßergebnisse im Hinblick auf die Einhaltung der Emissionsbegrenzungen (ja/nein) und umfaßt bei

Anlagen > 1.000 EW auch die Abwassermengenmessung. Die Begriffe **Eigen- (EÜ)** und **Fremdüberwachung (FÜ)** weisen lediglich darauf hin, ob die Überwachung vom Kläranlagenbetreiber bzw. durch Beauftragte (EÜ) oder gemäß § 134 WRG bzw. durch die Gewässeraufsicht oder die Behörde (FÜ) durchgeführt wird.

Nähere und detailliertere Angaben enthält die 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser, in welcher neben den Mindestanforderungen hinsichtlich Umfang und Häufigkeit der Untersuchungen auch sonstige Erfordernisse wie z.B. Überprüfung und Vergleich der Ergebnisse der EÜ durch die FÜ, Qualitätsanforderungen für die Untersuchungen, festgelegt sind.

Die Zusammenhänge sind in Abb. 1 dargestellt:



**Abbildung 1:** Überwachung gemäß § 1 Abs. 3 Zf. 6 – 8 Allgemeine Abwasseremissionsberordnung

Ziel: Kontrolle der Beschaffenheit des Abwassers vor der Einleitung

EÜ und FÜ unterscheiden sich dabei im wesentlichen durch die Untersuchungshäufigkeit, den Umfang (Parameter), die Analysenqualität, die

Verfügbarkeit der Daten, den Untersucher und z.T. auch durch den Kostenträger.

**Tabelle 1:** Gegenüberstellung Eigenüberwachung – Fremdüberwachung

- ++ rasch/hoch
- + langsam/klein/ja
- z.T. keine Kostentragung, z.B. bei FÜ durch die Gewässeraufsicht bzw. Behörde

	EÜ	FÜ
Untersuchungshäufigkeit	++	+
Parameterumfang	+	++
Analysenqualität	+	++
Verfügbarkeit der Ergebnisse	++	+
Kostentragung durch Betreiber	+	+/-

Die hohe Untersuchungshäufigkeit im Rahmen der EÜ ermöglicht zudem Aussagen über den längerfristigen Anlagenbetrieb und die Stabilität des Reinigungsverfahrens bei unterschiedlichen Belastungen im Jahresverlauf und gibt damit eine wirklichkeitsnahe Abbildung des Reinigungserfolges.

Im Rahmen der FÜ ist dies nur möglich, wenn die Untersuchungshäufigkeit ebenso gesteigert wird, wobei im Extremfall EÜ und FÜ ineinander übergehen.

Eine weitere Aufgabe der FÜ besteht darin, die Qualität der EÜ an Hand von geteilten Proben zu überprüfen sowie den Einsatz der Betriebsmethoden vor Ort zu beurteilen und gegebenenfalls zu verbessern. Dies ist als wesentlicher Schritt zur Qualitätssicherung der Messungen im Rahmen der EÜ anzusehen, d.h. diese Daten werden damit weitgehend gleichwertig, die Datenbasis für die Beurteilung der Reinigungsleistung wesentlich vergrößert.

Aufgabe der FÜ ist es aber auch, bei der Übermittlung der Ergebnisse der FÜ an den Kläranlagenbetreiber Hinweise für die Verbesserung des Anlagenbetriebes zu machen. Die Durchführung dieser Beratung (betrieblich und labortechnisch) wird als wesentliche Hilfestellung für das Betriebspersonal erachtet und sollte nach Möglichkeit vor Ort z.B. im Rahmen der Gesamtprüfung gemäß ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 2, erfolgen.

Als Hilfestellung für die Umsetzung der EÜ und FÜ im Sinne der angeführten Verordnungen wurde vom ÖWAV der Arbeitsbehelf 14, 2. Auflage 1998, „Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW)“ (ÖWAV, 1998) und das ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 1, „Fremdüberwachung gemäß 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser“ (ÖWAV, 1998) erstellt.

### 3.2 Überwachung im technischen Sinn

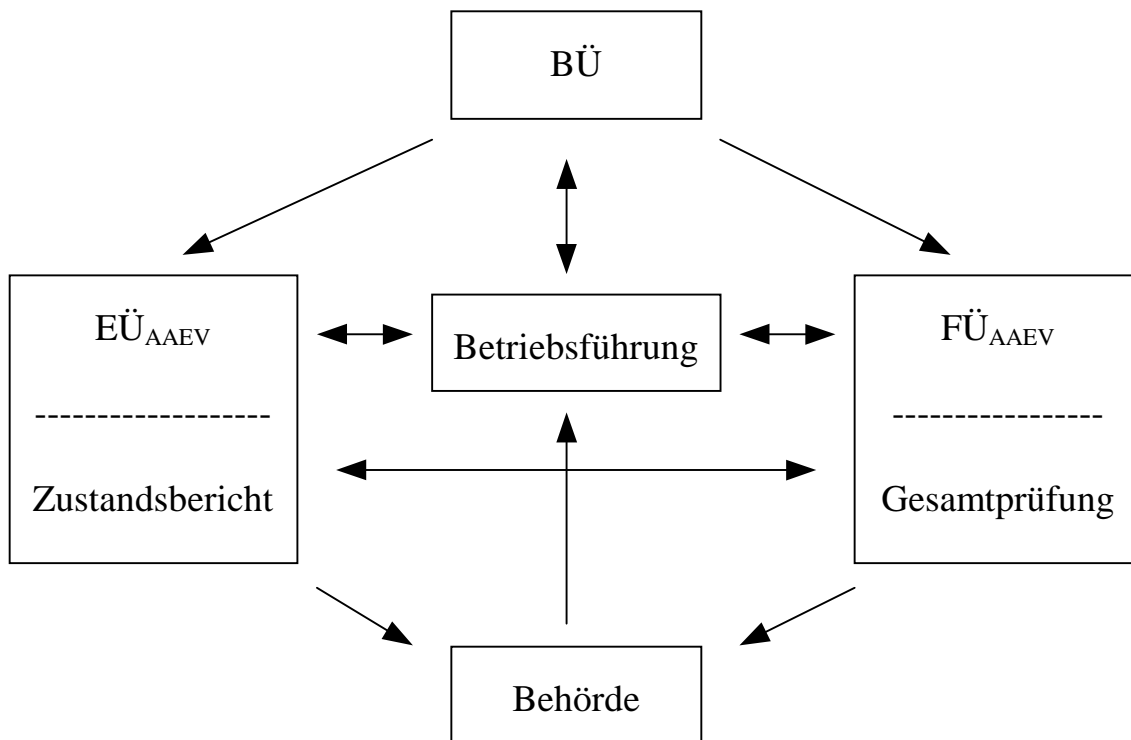
Die Überwachung im technischen Sinn geht über den Geltungsbereich der angeführten Verordnungen weit hinaus. **Betriebsführung** und **Betriebsüberwachung (BÜ)** sind dabei als **Einheit** anzusehen, wobei ein ständiger Informationsfluß gegeben ist, der als Basis für die Steuerung/Regelung der Anlage dient. Die Auswirkungen dieser Eingriffe sind sodann wieder aus den Ergebnissen der BÜ ablesbar (FLEISCHMANN, 1998).

Die EÜ im Sinne der AAEV ist dabei nur als kleiner Teil der BÜ anzusehen, der lediglich aus formalen Gründen getrennt angeführt wird. Dies trifft ebenso auf die FÜ im o.a. Sinne zu, welche sich ebenso nur auf diesen Bereich beschränkt.

Die BÜ umfaßt nicht nur die Prozeßbeobachtung, -kontrolle und -analyse und die hierfür erforderliche Untersuchungstätigkeit, sondern im weiteren Sinne auch die Bedienung, Kontrolle, Wartung, Instandhaltung und Pflege der baulichen und maschinellen Einrichtungen. Sie ist damit auch ein Entscheidungsinstrument, das Informationen über Qualität und Wirtschaftlichkeit des Betriebes sowie über den Zustand der dazu benötigten Einrichtungen liefert. Die Dokumentation und Auswertung der Ergebnisse der BÜ stellen dabei unverzichtbare Elemente dar (STIER et al, 1994).

Das Zusammenwirken und die Beziehungen der einzelnen Elemente der **Überwachung im technischen Sinne** sind in Abbildung 2 dargestellt.





**Abbildung 2:** Überwachung von Abwasserreinigungsanlagen im technischen Sinn unter Berücksichtigung der Begriffe der AAEV

Um umfassende Aussagen über den Gesamt-Zustand und die Leistung der Anlage zu ermöglichen wird hier die EÜ gemäß AAEV durch den Kläranlagen-Zustandsbericht (WILDT, 1998) und im Bereich der FÜ durch Überprüfungen gemäß § 134 Abs. 2 WRG (Gesamtprüfung, ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 2) ergänzt.

Insgesamt wird dadurch ein **vernetztes System** gebildet, wobei die Informationen bei der **Betriebsführung** zusammenlaufen und von dieser entsprechend verwertet werden. In diesen Kreis ist auch die Behörde miteingebunden. Sofern die Ergebnisse der EÜ und BÜ EDV-mäßig einheitlich dokumentiert werden (z.B. T, OÖ) ist es bei entsprechender Vernetzung der EDV-Systeme möglich, auch der Behörde jederzeit aktuelle Betriebsdaten zu übermitteln.

Die Durchführung der Überwachung erfolgt durch

EÜ, BÜ: Kläranlagenbetreiber oder beauftragte Dritte

FÜ: - Ziviltechniker, Untersuchungsanstalten, etc.

- Gewässeraufsicht

- Behörde

Die Kontrolle der Überwachung erfolgt durch

EÜ: - FÜ

- Vergleichsmessungen (Kläranlagennachbarschaften)

- Gewässeraufsicht / Behörde

BÜ: - Überprüfung gemäß § 134 Abs. 2 WRG (Gesamtprüfung)

- Zustandsbericht (Kläranlagennachbarschaften)

- Gewässeraufsicht

FÜ, Gesamtprüfung: - Gewässeraufsicht / Behörde

### 3.3 Umsetzung der Fremdüberwachung in den Bundesländern

Je nach personeller und finanzieller Ausstattung der betreffenden Landesdienststellen sowie auf Grund unterschiedlicher Rahmenbedingungen wird der Vollzug in der Praxis unterschiedlich gehandhabt. Neben der Vorschreibung von Untersuchungen gemäß § 134 WRG in maximal 5-jährigen Intervallen (in Abhängigkeit von der Anlagengröße, vom Vorfluter, etc.), die vom Kläranlagenbetreiber an Zivilingenieure, Institute und dgl. in Auftrag zu geben sind, werden 1 – 12 x jährlich weitere Untersuchungen an Tagesmischproben durchgeführt. Die Probenahme erfolgt dabei durch den Klärwärter, beauftragte Dritte oder die Gewässeraufsicht, die Analyse und Auswertung durch Untersuchungsanstalten oder die Gewässeraufsicht. Die

Kosten hierfür sind dabei vollständig oder teilweise vom Kläranlagenbetreiber zu tragen bzw. werden zur Gänze vom Land getragen. Eine besonders intensive FÜ durch die Gewässeraufsicht findet im Burgenland statt, wo mindestens 50 Untersuchungen pro Jahr (Probenübermittlung per Post) vorgenommen und die Ergebnisse dem Betreiber monatlich sowie in Form eines Jahresberichtes übermittelt werden. Zusätzlich werden in allen Bundesländern von der Gewässeraufsicht bei Bedarf Überprüfungen vor Ort durchgeführt. Eine Verwertung der Berichte erfolgt über die Wasserrechtsbehörden, die Gewässeraufsicht und den Sachverständigendienst.

### **3.4 Auswertung der Ergebnisse der Überwachung**

Die im Rahmen der EÜ und BÜ angefallenen Meßergebnisse und Daten sollten vorerst dokumentiert und sodann ausgewertet werden. Das ÖWAV-Regelblatt 13 „Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen“ (ÖWAV, 1995) liefert hier entsprechende Hilfestellungen für die eigentliche Dokumentation, wobei gleichzeitig auch eine Auswertung im Hinblick auf 2-Wochen- bzw. Monats- und Jahresmittelwerte enthalten ist. Zusätzlich werden auch einfache Möglichkeiten zur grafischen Darstellung einzelner Parameter in Form von Leistungsbildern angeführt. Bei EDV-mäßiger Umsetzung dieser Rahmenbedingungen ist einerseits eine einfache Anpassung an die Anforderungen der jeweiligen Anlage, andererseits aber auch eine automatische Auswertung der Daten inkl. Darstellung als Ganglinien möglich. Ebenso können die Daten auch für weitere Zwecke (z.B. Bemessung von Anlagenerweiterungen) übernommen und weiterverarbeitet werden.

Die Zusammenfassung und Gegenüberstellung der wesentlichsten Betriebsparameter und Kennzahlen gibt sodann der Kläranlagenzustandsbericht (WILDT, 1998), der wertvolle Informationen und einen Erfahrungsaustausch im Rahmen der Kläranlagen-Nachbarschaftstage ermöglicht. Die vorgesehene EDV-mäßige Auswertung ergibt damit einen prägnanten Überblick über die Betriebsdaten und den Zustand der jeweiligen Anlage. Durch die Auswertung einer größeren Anzahl dieser Berichte (Hinweis: Im Rahmen der Kläranlagenachbarschaften werden jährlich 100 derartige Berichte erstellt und diskutiert) sind zudem weitergehende Schlußfolgerungen möglich.

Die Ergebnisse der FÜ können und sollten dabei durchaus in die o.a. Auswertungen einbezogen werden. Die Überprüfung gemäß § 134 Abs. 2 WRG stellt quasi das Pendant zum Zustandsbericht im Bereich der FÜ dar, wobei jedoch zusätzlich Detailuntersuchungen auf der Anlage vorgenommen werden. Darüber hinaus muß aber auch hier speziell für längerfristige Bewertungen auf die Ergebnisse der EÜ und BÜ zurückgegriffen werden. Die Qualität dieser Messungen und Aufzeichnungen ist daher ausschlaggebend. Zur Vereinheitlichung dieser Berichte wird derzeit das ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 2, „Gesamtprüfung“ erstellt.

Darüber hinausgehende Auswertungen auf Landesebene können z.B. für die Erstellung des Gewässerschutzberichtes, flußgebietsweise Auswertungen sowie für die Erfüllung der EU-Berichtspflichten herangezogen werden.

### **3.5 Verwertung der Ergebnisse der Überwachung**

Die im Rahmen der Überwachung gewonnenen Meß- und Betriebsergebnisse und gemäß Pkt. 3.4 ausgewerteten Daten müssen jedenfalls analysiert, bewertet und sodann daraus die entsprechenden Schlußfolgerungen gezogen werden. Dies betrifft insbesondere Abweichungen vom normalen Betriebszustand sowie erforderliche Optimierungen des Anlagenbetriebes, die ein Setzen von Maßnahmen erfordern. Die Auswirkungen dieser Eingriffe sind jedenfalls zu erfassen und zu bewerten (**Erfolgskontrolle**) und gegebenenfalls solange abzuändern, bis das gewünschte Ziel erreicht wurde (**Sollzustand**).

Dies sollte vorerst auf betrieblicher Ebene erfolgen, in weiterer Folge, bei Bedarf, auf Basis behördlicher Anordnungen.

Eine weitere Nutzung stellt die Verwertung der Jahresmittelwerte für Zwecke des Kläranlagenleistungsvergleiches (SPATZIERER, 1998) dar.

Die Ergebnisse sollten darüber hinaus auch in den Bundesländern zentral gesammelt und verwaltet werden (z.B. durch das Wasserwirtschaftliche Planungsorgan, die Gewässeraufsicht) und können für wasserwirtschaftliche Fragestellungen (z.B. Stoffflußanalysen in Regionen, Erfolgskontrolle der gesetzten Maßnahmen) herangezogen werden. Eine Bündelung der Aktivitäten ist zweckmäßig, Parallelarbeiten unterschiedlicher Stellen sind zu vermeiden.

### 3.6 Weitere Hinweise / Anmerkungen zur Überwachung

Abschließend werden noch folgende allgemeine bzw. Detailhinweise für die Überwachung gegeben:

- Falsche Meßwerte und Ablesungen führen zwangsläufig zu einer fehlerhaften Verarbeitung der Daten, wodurch letztlich falsche Aussagen gemacht und unrichtige Schlußfolgerungen gezogen werden (Fehlerfortpflanzung). Dies beginnt bereits bei der Erfassung von Volumenströmen (Mengenmessung), der Probeentnahme sowie der Analyse. Die fachgerechte Durchführung dieser Arbeiten ist daher von großer Bedeutung.
- Die Meßdaten aus der Überwachung sollten auch periodisch einer Plausibilitätsprüfung unterzogen werden. Ausreißer, Kommafehler, und dgl. sind anhand grafischer Auswertungen und Zeitreihen relativ leicht zu erkennen. Etwas aufwendiger ist die Überprüfung anhand von Bilanzen (SVARDAL et.al., 1998), die jedoch nicht vernachlässigt werden sollte, da hierdurch grundlegende Fehler erkannt werden können.
- Die Messungen im Rahmen der EÜ sollten auch periodisch anhand von Standardlösungen, durch Aufstocken und die Teilnahme an Vergleichsmessungen im Zuge der Kläranlagen-Nachbarschaften überprüft werden (interne Qualitätskontrolle).
- Eine periodische Untersuchung des Klärschlammes auf Schwermetalle und erforderlichenfalls auch auf organische Schadstoffe (z.B. AOX) gibt wertvolle Hinweise auf Indirekteinleiter. Durch eine intensivierte Indirekteinleiterüberwachung, z.B. in Verbindung mit Sielhautuntersuchungen, können dadurch mögliche Verursacher ausfindig gemacht werden.
- Die BU sollte sich nicht nur auf chemisch-physikalische Parameter beschränken, sondern auch eine mikroskopische Überwachung des Belebtschlammes bzw. Tropfkörperassens (mikroskopisches Bild) einschließen. Dadurch können Veränderungen der Biozönose rechtzeitig erkannt werden (Blähschlamm, Schädigungen durch Giftstoffe, etc.).

- Die Verantwortung für die Durchführung der Überwachung ist in der Betriebsordnung der jeweiligen Kläranlage festzulegen. Die Detailanweisungen hinsichtlich Umfang, Häufigkeit, Ort der Probenahme, etc., müssen in der Betriebsanleitung angegeben werden. Für neue Kläranlagen ist vorerst eine vorläufige Betriebsanleitung zu erstellen, welche auf Grund der Betriebserfahrungen nachzuführen und zu vervollständigen ist. Die Vorgangsweise bei außergewöhnlichen Betriebszuständen und die Auswirkung der gesetzten Maßnahmen ist jedenfalls zu dokumentieren, wodurch wertvolle Informationen nicht verloren gehen können und zudem auch im Urlaubs- oder Krankheitsfall des verantwortlichen Betriebsleiters diese Informationen auch seinem Stellvertreter zur Verfügung stehen (Qualitätsmanagement).
- Die gesammelten Daten müssen jedenfalls dokumentiert, ausgewertet und entsprechend verdichtet werden. Ohne derartige Maßnahmen werden lediglich Datenfriedhöfe angelegt, wobei auch die Motivation für das Betriebspersonal zur Durchführung dieser Arbeiten sehr rasch schwindet.
- Man sollte auch vermeiden, nicht alles, was technisch meßbar ist, auch zu erfassen. Es ist jedenfalls zweckmäßiger und kostengünstiger, sich auf jene Parameter zu beschränken, die für den Betrieb der Anlage wesentlich und unbedingt erforderlich sind. Anderenfalls könnten wesentliche Daten und Zusammenhänge in der Datenflut untergehen. Die Erfahrung zeigt, daß es zweckmäßiger ist, wenige aussagekräftige Parameter häufiger zu messen, als viele Parameter an nur wenigen Tagen pro Jahr.
- Biologische Kläranlagen mit niedriger Schlammbelastung weisen oftmals bei Trockenwetter Aufenthaltszeiten des Abwassers in der Anlage auf, die über einen Tag liegen können. Da es sich beim Belebungsverfahren um selbstregulierende, z.T. träge reagierende Vorgänge handelt, kann hier auch die Art der Überwachung (z.B. On-line-Meßgeräte) und die Häufigkeit entsprechend eingeschränkt werden.
- Bei der Auswahl der Reinigungsverfahren sollte grundsätzlich auch berücksichtigt werden, daß komplizierte technische Verfahren zumeist einen wesentlich höheren Überwachungsaufwand (Kosten, Personal) erfordern als einfache Schwachlastverfahren.

- Die Untersuchung von filtrierten Stichproben aus dem Belebungsbecken auf den  $\text{NH}_4\text{-N}$ -,  $\text{NO}_3\text{-N}$ - und  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Gehalt sowie die Messung des Sauerstoffverbrauches des Belebtschlammes kann wertvolle Hinweise über die Abbauvorgänge in den einzelnen Anlagenbereichen und für die Optimierung des Betriebes geben. Speziell in der Optimierungsphase sollten daher derartige Untersuchungen zusätzlich vorgenommen werden.
- Für die Betriebsüberwachung sollte zudem ein Störmeldesystem vorhanden sein, in welches für den Betrieb wesentliche Anlagenteile einzubeziehen sind. Durch einen entsprechenden Alarm- und Maßnahmenplan ist die Vorgangsweise in derartigen Fällen festzulegen. Aus den Ergebnissen der Überwachung sind darüber hinaus auch oftmals außerordentliche Ereignisse erkennbar.
- Im Regelfall wird derzeit vor allem bei kleineren Anlage die Überwachung am Wochenende auf ein Minimum reduziert. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, daß z.B. in Fremdenverkehrsgebieten, in Weinanbaugebieten und Pendlergemeinden die höchsten Belastungen am Wochenende auftreten und in Folge der fehlenden Überwachung unbemerkt bleiben. Zur Ermittlung der erforderlichen Informationen sollte daher, zumindest fallweise, die Überwachung auch am Wochenende vorgenommen werden.
- Zur Beweissicherung wird zudem empfohlen, von den Tagesmischproben des Zu- und Ablaufes jeweils auch eine Rückstellprobe abzufüllen und zumindest einen Tag im Kühlschrank bzw. eine Woche im Tiefkühlschrank aufzubewahren.

## 4 Ausblick

In Anbetracht der gestiegenen gesetzlichen Anforderungen an die Abwasserreinigung erscheint es zukünftig durchaus vorstellbar, im Rahmen der EÜ und FÜ auf die Bestimmung der Parameter CSB,  $\text{BSB}_5$  und TOC im Ablauf zugunsten der Nährstoffparameter zu verzichten bzw. die Untersuchungshäufigkeit wesentlich herabzusetzen. Erste Schritte in diese Richtung wurden bereits mit der Novelle der 1. AEV<sub>k</sub> im Jahre 1996 gesetzt,

wobei die Häufigkeit der Untersuchung des Parameters  $\text{NH}_4\text{-N}$  gegenüber den Kohlenstoff-Parametern bereits erhöht wurde. Hier sollte auch längerfristig in der EU eine Änderung möglich sein, welche auf Expertenebene bereits diskutiert wird.

Die BÜ wird voraussichtlich bei größeren Anlagen z.T. durch die Weiterentwicklung von wartungsarmen und betriebssicheren On-line-Meßgeräten und der Prozeßleittechnik weiter verbessert werden. Sofern eine regelmäßige Qualitätsprüfung dieser Meßeinrichtungen erfolgt, könnte hier die FÜ eigentlich entfallen bzw. auf Stichproben reduziert werden.

Durch die Teilnahme von Kläranlagen am **Öko-audit** könnte zusätzlich auf Grund einer „Umweltvereinbarung“ die Durchführung der FÜ vollständig erlassen werden. Dadurch würde die Eigenverantwortung der Betriebsführung weiter gestärkt und gleichzeitig die behördliche Überwachung verringert werden.

Problematisch ist in den nächsten Jahren der Bau von zahllosen (mehreren 1.000) Kleinkläranlagen im ländlichen Bereich zu sehen. Eine lückenlose behördliche Überwachung dieser Anlagen erscheint in Zeiten der Reduktion des Personals bei den Behörden schwer umsetzbar. Will man zukünftig nicht vollständig auf die FÜ dieser Anlagen verzichten, so müssen hier neue Betriebs- und Überwachungsformen gefunden werden. Ein **Betriebs- und Überwachungsverband** wie er z.B. im AWW Saar (WAGNER, 1998) bereits eingerichtet ist, könnte sowohl die Sicherstellung des Betriebes als auch die BÜ besser und kostengünstiger vornehmen als derzeit in Österreich gebräuchliche Systeme.

On-line-Meßgeräte in Verbindung mit einer **Datenfernübertragung** werden eine zusätzliche Verkürzung der Übermittlungswege bringen, d.h. die Betriebsdaten werden bereits wenige Minuten nach der Entnahme der Proben und der Analyse beim Betreiber (**Fernüberwachung**) und, falls gewünscht, auch bei der Überwachungsbehörde vorliegen. Je kürzer diese Zeitspanne zwischen Messung und Datenübermittlung ist, desto mehr wird aber im letzteren Falle auch die Behörde in die **Verantwortung** für den Betrieb der Anlage miteingebunden. Dies bedeutet aber auch, daß die Überwachungsbehörde zumindest teilweise **mitverantwortlich** für den



ordnungsgemäßen Betrieb der Abwasserreinigungsanlage wird. Die daraus resultierenden rechtlichen Konsequenzen sind derzeit noch nicht abschätzbar. Zudem besteht hier auch die Gefahr, daß die BÜ vernachlässigt wird, da die Behörde ohnedies alle Meßdaten erhält und sich bei Überschreitungen rechtzeitig melden wird (und vielleicht auch selbst eingreift). „Big brother ist watching you“ würde damit zur Realität, steht aber im krassen Widerspruch zur Rücknahme der behördlichen Überwachung und gestärkten Eigenverantwortung der Betreiber.

**Kanalisation** und **Kläranlage** müssen jedenfalls als **Einheit** betrachtet, d.h. gemeinsam betrieben und überwacht werden. Überörtliche Betriebssysteme (Verbände) könnten diese Aufgaben übernehmen und viele Gemeinden von dieser Sorge befreien.

Zuletzt darf nochmals auf den Hinweis im Taschenbuch der Stadtentwässerung eingegangen werden. Trotz Weiterentwicklung der Meßgeräte, Steuer-, Regel- und Prozeßleittechnik sollte der angeführte Satz heute vielleicht heißen: „Neben den Meßgeräten und der Prozeßleittechnik sollte ein guter Klärwärter unbedingt auch seine Sinne und seinen Verstand beim Betrieb seiner Anlage einsetzen.“ Der völlige Ersatz des Menschen wird kurzfristig in diesem Bereich wahrscheinlich nicht möglich sein.

## 5 Literatur

- ATV (1997): ATV-Handbuch Biologische und weitergehende Abwasserreinigung, 4. Auflage. Ernst & Sohn Verlag, Berlin.
- BMfLuF (1996): Allgemeine Abwasseremissionsverordnung, BGBl.Nr. 186/1996.
- BMfLuF (1996). 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser, BGBl.Nr. 210/1996.
- Fleischmann, N. (1998): Nutzung der Eigenüberwachung für die Betriebspraxis. Wiener Mitteilungen, Band 147.
- Imhoff, K. (1954): Taschenbuch der Stadtentwässerung. Verlag Oldenbourg, München. 15. Auflage.
- N.N. (1995): Verordnung zur Eigenüberwachung von Wasserversorgungs- und Abwasseranlagen (Eigenüberwachungsverordnung) vom 20.9.1995. Bayerisches Gesetz- und Verordnungsblatt Nr. 25/1995.
- ÖWAV (1995): Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen. ÖWAV-Regelblatt 13, 2. Auflage (inkl. Beiblatt, 1998).

- ÖWAV (1998): Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW). ÖWAV-Arbeitsbehelf 14, 2. Auflage.
- ÖWAV (1998): Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen. Teil 1: Fremdüberwachung gemäß 1. AEV für kommunales Abwasser. ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 1.
- ÖWAV (1998): Mindestausrüstung für die Eigen- und Betriebsüberwachung biologischer Abwasserreinigungsanlagen. ÖWAV-Regelblatt 7, 2. Auflage.
- Spatzierer, G. (1996): Betrieb, Wartung, Überwachung, Betriebsorganisation von Kläranlagen. Kläranlagennachbarschaften. Wiener Mitteilungen, Band 130.
- Spatzierer, G. (1998): Kläranlagen-Leistungsvergleich. Wiener Mitteilungen, Band 147.
- Svardal, K., Novak, O., Schweighofer, P. (1998): Datendokumentation und Auswertung - Plausibilitätsanalyse von Meßwerten. Wiener Mitteilungen, Band 147.
- Stier, E., Baumgart, H.C., Fischer, M. (1994): Handbuch für Ver- und Entsorger. Band 3, Fachrichtung Abwasser. F. Hirthammer Verlag, München.
- Wagner, W. (1998): Möglichkeiten der Fremdüberwachung bei Kläranlagen am Beispiel des Abwasserverbandes Saar. Wiener Mitteilungen, Band 147.
- Wildt, S. (1998): Kläranlagenzustandsbericht. Wiener Mitteilungen, Band 147.

WHR Dipl.Ing. Gerhard Spatzierer

Amt der Bgld. Landesregierung  
Abteilung 9 – Gewässeraufsicht

Wulkawiesen  
A-7041 Wulkaprodersdorf

Tel: +43/2687 / 62122  
Fax: +43/2687 / 62122 15  
E-Mail: gwa@bnet.at

# Kläranlagenzustandsbericht

St. Wildt

Amt der Tiroler Landesregierung, Sachgebiet VIh-S / Siedlungswasserwirtschaft

**Kurzfassung:** Der Kläranlagenzustandsbericht ist eines jener Formulare, die vom Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband für die Arbeit in den ÖWAV-Kläranlagennachbarschaften (KAN) bereitgestellt werden. Der Zustandsbericht soll es dem Personal der Kläranlagen erleichtern, sich einen Überblick über relevante Parameter der eigenen Anlage zu verschaffen und Betriebsdaten im Hinblick auf eine optimale Betriebsführung richtig zu interpretieren. Anlässlich der KAN-Tage ergibt sich anhand der Kläranlagenzustandsberichte häufig eine angeregte, kollegiale Fachdiskussion, aus der die Teilnehmer an diesen Fortbildungsveranstaltungen wertvolle Informationen und Anregungen für den Betrieb der eigenen Kläranlage mitnehmen. Der vorliegende Beitrag listet überblicksartig die verschiedenen Inhalte des Kläranlagenzustandsberichtes auf. Weiters werden die Grundlagen für die Erstellung des Zustandsberichtes erläutert und über Erfahrungen aus der Anwendung in der KAN-Praxis aus dem Blickwinkel des Bundeslandes Tirol berichtet. Abschließend wird eingegangen auf die aktuelle Überarbeitung des Formulars, auf das Projekt einer EDV-Version und auf das Vorhaben, den Kläranlagenzustandsbericht auch in das System der Fremdüberwachung mit einzubinden.

**Keywords:** Betriebsdaten, Betriebsüberwachung, Datenauswertung, Eigenüberwachung, Fremdüberwachung, KAN, Kläranlage, Kläranlagennachbarschaften, Zustandsbericht.

## 1. Einleitung

### 1.1 ÖWAV-Kläranlagennachbarschaften

Nach dem Vorbild der Kläranlagennachbarschaften der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV) in der Bundesrepublik Deutschland wurden am 12. März 1991 die Kläranlagennachbarschaften des Österreichischen

Wasserwirtschaftsverbandes (ÖWWV, heute: Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, ÖWAV) offiziell präsentiert. Zielsetzungen und Organisation dieser Fortbildungseinrichtung im Rahmen des umfassenden Ausbildungsprogrammes des ÖWAV für das Betriebspersonal von Abwasserreinigungsanlagen sind im ÖWWV-Arbeitsbehelf Nr. 8 (ÖWWV, 1991) beschrieben.

Die Kläranlagennachbarschaften wurden seitens des Sachgebietes VIh-S / Siedlungswasserwirtschaft, der zuständigen Fachdienststelle des Amtes der Tiroler Landesregierung, von Beginn an unterstützt und gefördert. Dementsprechend fanden nach der ersten Sprecher- und Betreuerschulung im Februar 1992 in Wien die ersten Tiroler KAN-Tage („KAN-Starttage“) noch im Frühjahr 1992 statt. Seither werden in den 7 Tiroler Kläranlagennachbarschaften regelmäßig, das heißt jeweils im Frühjahr und im Herbst, KAN-Tage mit Betreuung durch Vertreter des Sachgebietes Siedlungswasserwirtschaft abgehalten. Im vergangenen Jahr, rechtzeitig zum Jubiläum „5 Jahre Kläranlagennachbarschaften in Österreich“, gelang es, auch in Südtirol 3 Kläranlagennachbarschaften zu bilden und in die österreichische KAN-Arbeit zu integrieren.

## **1.2 Allgemeines zum Kläranlagenzustandsbericht**

Gegenwärtig ist die Anwendung des Kläranlagenzustandsberichtes noch praktisch ausschließlich auf die Arbeit in den ÖWAV-Kläranlagennachbarschaften beschränkt. Tendenzen, den derzeitigen „KAN-Zustandsbericht“ einer umfassenderen Anwendung im Sinne eines allgemeinen „Kläranlagen-Zustandsberichtes“ zuzuführen, bestehen seit dem Jahr 1997. Auf diese Entwicklungen wird am Schluß des vorliegenden Beitrages eingegangen.

Eines der zentralen Anliegen im Zusammenhang mit dem Erstellen von Kläranlagenzustandsberichten im Rahmen der KAN-Arbeit ist es, das Betriebspersonal dabei zu unterstützen, sich mit den eigenen Betriebsdaten auseinanderzusetzen, sich einen Überblick über diese Daten zu verschaffen, sie in geeigneter Weise zu interpretieren, daraus Schlußfolgerungen abzuleiten und gegebenenfalls Ansätze für zweckmäßige Umstellungen der Betriebsführung zu erkennen. Besonders bei kleineren Kläranlagen und bei Anlagen, die nicht über entsprechende Möglichkeiten zur EDV-mäßigen Bearbeitung und Darstellung

der Betriebsdaten verfügen, zeigt sich immer wieder, daß hier tatsächlich Bedarf an Unterstützung für das Betriebspersonal gegeben ist.

Darüberhinaus eröffnen sich anlässlich der KAN-Tage beim Tagesordnungspunkt „gemeinsame Besichtigung der Kläranlage am Veranstaltungsort („Anlagen-Rundgang“) und Diskussion des Zustandsberichtes“ regelmäßig für alle Teilnehmer Möglichkeiten, die so präsentierten Daten der Gastgeber-Kläranlage im Vergleich mit Daten der eigenen Anlage und weiteren Kläranlagen der jeweiligen Nachbarschaft zu betrachten. Dies geschieht *keinesfalls* im Sinne eines gegenseitigen Konkurrenzierens oder gar des „Lobens der Guten und Tadelns der Schlechten“, etwa durch Sprecher oder Betreuer der Kläranlagennachbarschaft. Vielmehr hat bei der Diskussion des Kläranlagenzustandsberichtes immer das Leitmotiv der KAN-Arbeit im Vordergrund zu stehen. Dieses lautet:

***„Keine Fortbildung ist so wirksam  
wie der Erfahrungsaustausch  
zwischen Kollegen,  
die an verschiedenen Orten  
vor den gleichen Problemen stehen.“***

Bereits im ersten Jahr der österreichischen KAN-Arbeit wurde damit begonnen, Betriebsdaten der an den Kläranlagennachbarschaften teilnehmenden Kläranlagen in standardisierter Form zusammenfassend darzustellen. Hiezu wurden seitens des ÖWAV-Arbeitsausschusses „Klärwärterbetreuung“, dem die Leitung der ÖWAV-Kläranlagennachbarschaften obliegt, Formulare vorbereitet, mit denen das Kläranlagenpersonal - unterstützt durch vorgezeichnete Berechnungswege, Ausfüllanleitungen, Hinweise, und Richtwerte - jeweils ein Betriebsjahr der eigenen Anlage dokumentiert.




## **2. Inhalte des Kläranlagenzustandsberichtes**

Das im Rahmen der KAN-Arbeit verwendete Formular 21 „KAN-Zustandsbericht“ erfährt aktuell eine grundlegende Überarbeitung (vgl. hiezu die Ausführungen am Schluß des vorliegenden Beitrages). Der letzte Entwurf (sh. Anhang) sieht die Behandlung folgender Themen des Kläranlagenbetriebes vor:



Die konkreten Inhalte zu den oben stichwortartig aufgelisteten Themen sind dem aktuellen Entwurf des Kläranlagenzustandsberichtes (sh. Anlage) im Detail zu entnehmen.

Das bis zur Auswertung über das Betriebsjahr 1997 verwendete Formular „KAN-Zustandsbericht“ war in einigen Abschnitten geringfügig anders gegliedert als der aktuelle Entwurf und enthielt zudem noch die Punkte:

-  Abschätzung des Fremdwasseranteiles,
-  Ermittlung der Leistungskennzahlen KZ und KZ<sub>S</sub>  
(vgl. hiezu den nachfolgenden Beitrag von SPATZIERER) und
-  Geruchsvermeidung.

### **3. Datengrundlagen für den Kläranlagenzustandsbericht**

Nachdem der Kläranlagenzustandsbericht das Ziel verfolgt, den Anlagenbetrieb umfassend zu dokumentieren, enthält er auch Informationen, die - über den rechtlich vorgegebenen Umfang von Eigen- und Betriebsüberwachung hinausgehend - Aspekte der Betriebsführung wiedergeben, deren Kenntnis die Interpretation der Daten erleichtert und das Bild von der Anlage vervollständigt. Diesem Bereich sind insbesondere verbale Angaben zuzuordnen, z.B. Beschreibungen von Besonderheiten des Abwassers, von betrieblichen Problemen bei einzelnen Anlagenteilen und von Vorsorgemaßnahmen gegen Betriebsstörungen.

In den Kapiteln 13 bis 17 (Klärtechnik und Betrieb von Vorklärbecken bzw. Regenbecken, Belebungsbecken, Tropfkörper bzw. Tauchkörper, Nachklärbecken und Faulbehälter bzw. aerober Stabilisierung) sind verschiedene verfahrenstechnische Kenndaten der Kläranlage in den Kläranlagenzustandsbericht einzutragen, z.B. Beckenanzahlen, -nutzinhalte oder -oberflächen. Darüberhinaus werden auch fallweise Daten aus der Bemessung der Kläranlage benötigt, etwa die Bemessungswassermenge oder die der Dimensionierung zugrundeliegende BSB<sub>5</sub>-Rohabwasserfracht zur Ermittlung der Auslastung der Kläranlage in Kapitel 1 des Kläranlagenzustandsberichtes.

Ansonsten ist der Kläranlagenzustandsbericht primär auf Basis von Daten aus der Eigen- und Betriebsüberwachung, also anhand der Betriebsprotokolle nach ÖWAV-Regelblatt 13 (ÖWAV, 1995) auszufüllen. In der Regel sind dabei Jahresmittelwerte der entsprechenden Parameter zu verwenden. Als Beispiele für derartige Daten wären zu nennen:

- ✎ Abwassermengen,
- ✎ Zulauf- und Ablaufkonzentrationen,
- ✎ Schlammvolumen und -trockensubstanz,
- ✎ Energiedaten,
- ✎ Angaben zum Verbrauch von Fällmitteln oder Schlammkonditionierungsmitteln u.a.m.

Wie jede andere Datenauswertung kann auch die Erstellung des Kläranlagenzustandsberichtes zwangsläufig nur dann sinnvoll geschehen, wenn die erforderlichen Werte einerseits in der angemessenen Häufigkeit und Regelmäßigkeit bestimmt werden, und wenn andererseits die in diesem Zusammenhang verwendeten Meßeinrichtungen korrekt betrieben sowie entsprechend gewartet werden. Auf diesbezügliche Forderungen und Anregungen in der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung, BGBl. Nr. 196/1996, in der 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser, BGBl. Nr. 210/1996, im wasserrechtlichen Bewilligungsbescheid und insbesondere auch in den ergänzend hiezu erarbeiteten Arbeitsbehelfen und Regelblättern des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes wird an dieser Stelle hingewiesen.

Vereinzelt, z.B. im Zusammenhang mit der Ermittlung des Anteiles von Gewerbe und Industrie an der gesamten Rohabwasserfracht (vgl. Kapitel 2 des Zustandsberichtes), ist es erforderlich, für die Erstellung des Zustandsberichtes Abschätzungen vorzunehmen, sofern nicht genauere Daten aus anderen Quellen zur Verfügung stehen. Im genannten Beispiel wird die Zahl der aktuell an die betrachtete Kläranlage angeschlossenen Einwohner ( $E_A$ ) benötigt. Dieser Wert wird im Kläranlagenzustandsbericht zum Jahresmittelwert der gesamten Rohabwasserfracht ( $EW_A$ ) in Beziehung gesetzt. Der so ermittelte prozentuelle Anteil von Gewerbe und Industrie gewinnt selbstverständlich umso mehr an Gewicht, je realistischere Schätzwerte bzw. Erhebungen für den Wert  $E_A$  verwendet werden.



Die bis zum Betriebsjahr 1997 noch verwendete Version des KAN-Zustandsberichtes enthielt - wie bereits erwähnt - eine Abschätzung des Fremdwasseranteiles. Die in diesem Kapitel zu treffenden Annahmen und daraus resultierende Unsicherheiten der abgeleiteten Aussagen waren mit Ursache dafür, daß dieser Abschnitt im Zuge der aktuellen Überarbeitung des Kläranlagenzustandsberichtes aus dem Formular ausgeschieden wurde.

Darüberhinaus enthält der Kläranlagenzustandsbericht eine Reihe von „Rechenwerten“, die aus den verschiedenen Bemessungs-, Protokoll- und Schätzwerten zu ermitteln sind. Hier wären beispielsweise anzuführen:

- ✎ Auslastung der Kläranlage,
- ✎ spezifischer Energieverbrauch, Faulgas- oder Schlammanfall,
- ✎ Aufenthaltszeiten, Flächenbeschickung und Faulzeit,
- ✎ Raum-, Schlamm- und BSB5-Flächenbelastung,
- ✎ Schlammalter, Schlammindex u.a.m.

#### **4. Erstellung des Kläranlagenzustandsberichtes**

In Tirol wird jeweils im Frühjahr routinemäßig im Rahmen der KAN-Arbeit von jeder Kläranlage der Zustandsbericht über das Vorjahr erstellt und dem Sprecher der Nachbarschaft anlässlich des Nachbarschaftstages übergeben.

Die Eintragungen in das Formular nimmt in der Regel das Betriebspersonal der jeweiligen Kläranlage selbst vor, lediglich in Einzelfällen besteht Bedarf an Hilfestellung. Üblicherweise gibt diese der Sprecher der Nachbarschaft, lediglich in der Phase der Einführung des Kläranlagenzustandsberichtes wurden die Sprecher auch vom Betreuer der Kläranlagennachbarschaften unterstützt.

Zur Anwendung gelangten Anfang 1992 noch in Handschrift vorbereitete Formulare, die bereits im Jahr 1993 von mittels EDV vorbereiteten Vordrucken abgelöst wurden (zunächst auf Basis MS Word<sup>®</sup>, ab 1994 MS Winword<sup>®</sup>). Ursprünglich füllten die Klärwärter diese Formulare handschriftlich aus, fallweise auch mit Schreibmaschine, bald aber forderten sie die Formulare als Textfiles an und nahmen Eintragungen direkt dort vor. In Tirol verstärkte sich

dieser Trend besonders mit Einführung der landesweit einheitlichen Betriebsprotokoll-Software DIGIPROT<sup>®</sup> auf den kommunalen Kläranlagen durch den Kläranlagenaufsichtsdienst des Amtes der Tiroler Landesregierung. Diese Software wurde ab dem Jahr 1996 installiert. Gegenwärtig sind 46 Kläranlagen damit ausgerüstet und verfügen somit auch über MS EXCEL<sup>®</sup>, der Basis-Software von DIGIPROT<sup>®</sup>. Nachdem also in Tirol Daten aus den Kläranlagen-Betriebsprotokollen praktisch jederzeit im MS Excel<sup>®</sup>-Format verfügbar sind, wird der Ruf nach einer „echten“ EDV-Version des Kläranlagenzustandsberichtes immer lauter. Gewünscht werden vom Kläranlagen-Betriebspersonal die automatisierte Übernahme von Betriebsprotokollwerten und die Ermittlung von Rechenwerten direkt über die Software, mit der das Formular erstellt wurde. Diese Tendenzen zeigen sich - wenn auch vielleicht in geringerer Intensität - offensichtlich auch in anderen Bundesländern. Der ÖWAV-Arbeitsausschuß „Klärwärterbetreuung“ faßte daher vor kurzem den Beschluß, zusätzlich zur derzeitigen „Handversion“ des Kläranlagenzustandsberichtes die Entwicklung einer „echten EDV-Version“ seitens des ÖWAV zu betreiben.

## **5. Erfahrungen aus 5 Jahren KAN-Praxis in Tirol**

Das Thema „Zustandsbericht der Kläranlage am Veranstaltungsort“ stellt einen Fixpunkt auf der Tagesordnung jedes Tiroler KAN-Tages dar. Zusätzlich übergeben - wie bereits erwähnt - jeweils anlässlich der Frühjahrsrunde die Teilnehmer am KAN-Tag dem Sprecher der Kläranlagennachbarschaft den Zustandsbericht ihrer Kläranlage über das vorangegangene Betriebsjahr. Somit werden alljährlich die Betriebsdaten praktisch aller kommunalen Tiroler Kläranlagen in dieser Form dokumentiert.

Anfänglich traten zwar noch fallweise Mißverständnisse oder Fehlinterpretationen bei der Erstellung der Kläranlagenzustandsberichte auf, mittlerweile gehören derartige Schwierigkeiten aber eigentlich der Vergangenheit an, oder sie werden vom Sprecher der Kläranlagennachbarschaft erkannt und in Zusammenarbeit mit den betroffenen Klärwärtern auf direktem Weg bereinigt. Das Erkennen solcher Mißverständnisse erleichterten die Initiativen zweier Tiroler KAN-Sprecher. Herr ROFNER (Sprecher der

KAN T4) begann sehr früh damit, die zentralen Daten aus den Zustandsberichten der Kläranlagen seiner Nachbarschaft in Tabellen zusammenzustellen. Die erfaßten Themen aus dem Zustandsbericht reihte er in Zeilen der Tabelle untereinander an und trug die zugehörigen Daten der einzelnen Kläranlagen in den Spalten der Tabelle nebeneinander ein, sodaß ein direkter Vergleich der Daten verschiedener Anlagen möglich wurde.

Herr THURNER (Sprecher der KAN T6) löst den Vergleich der Daten innerhalb seiner Nachbarschaft ebenfalls schon seit mehreren Jahren auf grafischem Weg, indem er ausgewählte Werte in Balkengrafiken darstellt. Diese ermöglichen nicht nur den Vergleich von Daten verschiedener Kläranlagen bezogen auf ein einzelnes Auswertungsjahr. Vielmehr stellen diese Diagramme auch allfällige zeitliche Entwicklungen über die Auswertejahre hinweg dar.

Gerade aus diesen vergleichenden Darstellungen und der Diskussion unter Kollegen ergeben sich für die Teilnehmer am KAN-Tag immer wieder gemeinsam erarbeitete Interpretationen und Schlußfolgerungen, die zweifelsohne einen Gewinn an Information und somit eine Bereicherung für jeden einzelnen im Hinblick auf einen möglichst optimalen Kläranlagenbetrieb bedeuten.

Schwierigkeiten treten systembedingt bei der Erstellung von Kläranlagenzustandsberichten über Kläranlagen auf, die ausgeprägten saisonalen Belastungsschwankungen unterliegen. In Tirol handelt es sich häufig um Kläranlagen in Einzugsgebieten mit florierendem Fremdenverkehr. In derartigen Fällen sind Jahresmittelwerte von Betriebsdaten naturgemäß mit Vorbehalt zu betrachten, da bei der Mittelwertbildung Belastungsspitzen deutlich gedämpft werden und die Aussagekraft dieser sowie aller daraus abgeleiteter Werte dementsprechend stark leidet.

Zusätzlich ist bei derartigen Kläranlagen im Zusammenhang mit der Angabe von auf Einwohnerzahlen bezogenen Kenndaten zu berücksichtigen, daß hier - z.B. bei der Ermittlung des spezifischen Faulgasanfalls  $[I/(E \cdot d)]$  in Kapitel 6 des Kläranlagenzustandsberichtes - der Gasanfall aus einer vergleichsweise hohen Rohabwasserfracht  $[EW_{60}]$  resultiert, aber auf eine deutlich kleinere Anzahl von dauernd im Einzugsgebiet wohnenden Einwohnern  $[E]$  bezogen wird. Es ergibt sich also eine im Vergleich mit anders gelagerten Fällen scheinbar besonders gute Gasausbeute.

Dem Risiko der Verzerrung durch das Verwenden von wenig repräsentativen Jahresmittelwerten unter den geschilderten Randbedingungen könnte dadurch begegnet werden, daß man in solchen Fällen einen zusätzlichen „Kläranlagenzustandsbericht zur Saisonspitze“ erstellt, dem beispielsweise Mittelwerte jenes Monats zugrundeliegen, in dem die saisonale Spitzenbelastung auftritt. Ein solcher Zusatzaufwand kann allerdings in der Regel wohl nur dann überhaupt ins Auge gefaßt werden, wenn die benötigten Mittelwerte vom Betriebspersonal nicht erst für diesen Zweck eigens errechnet werden müssen, sondern von der Betriebsprotokoll-Software standardmäßig bereitgestellt werden. Die Tiroler Kläranlagen verfügen durch die Einführung von DIGIPROT<sup>®</sup> über diese Voraussetzungen, da in Anbetracht des ausgeprägten Einflusses des Tourismus auf die Siedlungswasserwirtschaft in Tirol grundsätzlich zwischen Mittelwerten über einzelne Wochen, 14 Tage, einzelne Monate und über ganze Kalenderjahre ohne Zusatzaufwand für das Betriebspersonal gewählt werden kann.

Eine deutliche Hilfe für eine allfällige Erstellung eines zusätzlichen „Kläranlagenzustandsberichtes zur Saisonspitze“ wäre zweifelsohne die bereits angesprochene „echte EDV-Version“ des Kläranlagenzustandsberichtes. Der Stand der diesbezüglichen Diskussionen ist dem folgenden Abschnitt zu entnehmen.

## **6. Perspektiven, Ausblick**

### **6.1 Neuer ÖWAV-Arbeitsbehelf „Kläranlagenzustandsbericht“**

Wie bereits mehrfach erwähnt, befindet sich der „KAN-Zustandsbericht“ derzeit in einer Phase der Überarbeitung, die an sich zunächst durch Änderungen rechtlicher Grundlagen, insbesondere durch die Novellierung der 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser mit BGBl. Nr. 210/1996, und durch die neue Festlegung  $\Sigma EW = \Sigma E + \Sigma EGW$  notwendig wurde.

Zusätzlich ergaben sich aus den bisherigen Erfahrungen in der Nachbarschaftsarbeit verschiedene Bereiche, in denen Klarstellungen und Optimierungen erforderlich waren. Bei einzelnen Kapiteln war auch objektiverweise festzustellen, daß die dort behandelten Themen im Rahmen des

Kläranlagenzustandsberichtes eigentlich nicht befriedigend darstellbar sind. Aus diesem Grund wurde beispielsweise - vgl. oben - das Kapitel „Geruchsvermeidung“ im Zuge der aktuellen Überarbeitung aus dem Formular ausgeschieden.

Auf die Ermittlung der Leistungskennzahlen  $KZ$  und  $KZ_S$  nach ÖWWV-Arbeitsbehelf Nr. 9 (ÖWWV, 1991) kann im Zusammenhang mit dem Kläranlagenzustandsbericht zukünftig verzichtet werden, da diese Kennzahlen zentral beim Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband EDV-mäßig errechnet werden. Die dafür benötigten Grundlagen erheben die KAN-Sprecher jeweils anlässlich der KAN-Tage im Frühjahr und leiten sie gesammelt an den ÖWAV weiter. Auf den folgenden Beitrag von SPATZIERER darf an dieser Stelle hingewiesen werden.

Ebenfalls aus der KAN-Praxis ergab sich die Absicht, den Kläranlagenzustandsbericht künftig analog zu den Betriebsprotokollen nach ÖWAV-Regelblatt 13 (ÖWAV, 1995) in Module zu gliedern, die entsprechend den auf der betrachteten Kläranlage tatsächlich vorhandenen Anlagenkomponenten zu einem kompakteren, anlagenspezifischen Kläranlagenzustandsbericht kombiniert werden können.

Weiters wird derzeit überlegt, für verschiedene Anwendungsfälle den Kläranlagenzustandsbericht in zwei Varianten zur Verfügung zu stellen, wahlweise als „Kurzfassung“ oder „Langfassung“. Die „Kurzfassung“ (ohne Erläuterungen und Hinweise, aber mit den Formeln, die den Rechenwerten zugrundeliegen) hätte vor allem den Vorteil der größeren Übersichtlichkeit. Die „Langfassung“ hingegen (vgl. Anhang zum vorliegenden Beitrag) erleichtert das Abfassen des Kläranlagenzustandsberichtes dadurch, daß Hilfestellungen und Erläuterungen dem Formular selbst direkt entnommen werden können.

Im Zuge der geschilderten Überarbeitung des Formulars „KAN-Zustandsbericht“ wurde seitens des ÖWAV-Arbeitsausschusses „Klärwärterbetreuung“ kürzlich beschlossen, einen neuen ÖWAV-Arbeitsbehelf (Arbeitstitel: „Kläranlagenzustandsbericht“) herauszugeben. Dieser Arbeitsbehelf wird alle für die Erstellung des Kläranlagenzustandsberichtes wesentlichen Grundlagen sowie die verschiedenen Richtwerte bzw. Erfahrungswerte enthalten und die angesprochenen Änderungen berücksichtigen.

Als weitere Hilfestellung für das Betriebspersonal wurde ins Auge gefaßt, eine Auflistung jener Parameter zur Verfügung zu stellen, nach der zunächst die verschiedenen benötigten Werte zusammengestellt werden können („Input-Liste“), ehe sie in den Kläranlagenzustandsbericht selbst an den vorgesehenen Stellen einfließen. Auch an Möglichkeiten einer gestraffteren Darstellung von zentralen Ergebnissen aus dem Zustandsbericht wird derzeit gearbeitet („Output-Liste“).

Solche Zusammenstellungen würden vor allem weitergehende Auswertungen wesentlich erleichtern, etwa über alle Kläranlagen eines Bundeslandes oder auch über die Gesamtheit aller an den Kläranlagennachbarschaften teilnehmenden Kläranlagen. Für verschiedene Fragestellungen wäre zuvor eine Auswahl bestimmter Kläranlagentypen zu treffen. Derartige Auswertungen über eine größere Anzahl von Kläranlagen sind jedoch sinnvoll nur machbar, wenn die Kläranlagenzustandsberichte als EDV-Version im engeren Sinn vorliegen.

## **6.2 EDV-Version**

Der jüngste Beschluß des ÖWAV-Arbeitsausschusses „Klärwärterbetreuung“, zusätzlich zur derzeitigen „Handversion“ des Kläranlagenzustandsberichtes die Entwicklung einer EDV-Version seitens des ÖWAV zu betreiben, wurde im vorliegenden Beitrag bereits erwähnt. Geplant ist, ein Ausschreibungsverfahren in diesem Sinne bis Mitte des Jahres 1998 durchzuführen. Das zukünftige KAN-Formular „Zustandsbericht“ wird zwar als mit Kugelschreiber und Taschenrechner auszufüllender Vordruck weiterhin zur Verfügung stehen, Kläranlagen mit entsprechender EDV-Ausstattung sollen aber ein Zustandsberichts-File verwenden können, in dem auch die automatisierte Ermittlung von Rechenwerten integriert ist. Händische Berechnungen, wie sie beim Eintragen von Werten in das bisher verwendete MS Winword<sup>®</sup>-File noch erforderlich waren, würden damit als Fehlerquellen entfallen. Darüberhinaus hätte eine EDV-Version im engeren Sinn jedenfalls auch einen unkomplizierten und flexiblen Datenexport für weitergehende Auswertungen zu gewährleisten.

Auch die automatisierte Übernahme von Daten, die bereits in EDV-Betriebsprotokollen abgelegt sind, wäre von einer vollständigen EDV-Version des Kläranlagenzustandsberichtes zu ermöglichen. Dies würde einerseits das Ausschalten einer weiteren Fehlerquelle bedeuten, und andererseits das Betriebspersonal von einem an sich vermeidbaren Aufwand bei der Erstellung

des Zustandsberichtes entlasten.

Die größten Vorteile der weitverbreiteten Anwendung einer einheitlichen, echten EDV-Version des Kläranlagenzustandsberichtes bestehen aber in der Möglichkeit, umfassende Auswertungen anhand von Daten aus einer größeren Anzahl von Zustandsberichten effizient vorzunehmen. Auch die Sprecher der Kläranlagennachbarschaften würden mit einem derartigen Hilfsmittel in ihrer Arbeit unterstützt. Ohne dieses Instrument hingegen kann die in den gesammelten Kläranlagenzustandsberichten enthaltene Information nur mit deutlich höherem Aufwand oder in wesentlich eingeschränktem Umfang genutzt werden.

### **6.3 Kläranlagenzustandsbericht im Rahmen der Fremdüberwachung**

Ein neuer Aspekt für die Anwendung des KAN-Zustandsberichtes über die Kläranlagennachbarschaften hinaus ergab sich anlässlich der Überarbeitung des ÖWWV-Regelblattes 6 (ÖWWV, 1980) durch den ÖWAV-Arbeitsausschuß „Fremdüberwachung“. Das neue ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 1 (ÖWAV, 1998), beschäftigt sich mit der Fremdüberwachung gemäß 1. AEV für kommunales Abwasser, BGBl. Nr. 210/1996. Teil 2 der Neuauflage dieses Regelblattes soll - ausgehend von § 134 WRG 1959 i.d.g.F. - Hilfestellungen für eine umfassende Überprüfung und Dokumentation des Zustandes von Kläranlagen im Rahmen der Fremdüberwachung bieten.

Im Sinne eines möglichst vollständigen Bildes vom Zustand einer Abwasserreinigungsanlage bemüht sich der ÖWAV-Arbeitsausschuß „Fremdüberwachung“ um eine effiziente Verbindung von Eigen- und Betriebsüberwachung einerseits und Fremdüberwachung andererseits. Dementsprechend ist vorgesehen, den Kläranlagenzustandsbericht in die Fremdüberwachung nach Regelblatt 6, Teil 2, als Modul aufzunehmen und den im Zustandsbericht enthaltenen Daten aus der Eigen- und Betriebsüberwachung direkt jene Werte gegenüberzustellen, die anlässlich der Fremdüberwachung durch externe Stellen ermittelt werden.

Damit könnte im Rahmen der Fremdüberwachung auf die in Form des Kläranlagenzustandsberichtes bereits vorhandene Struktur für die Datenauswertung zurückgegriffen werden. Im Gegenzug würden die auf Basis

von Daten der Eigen- und Betriebsüberwachung erstellten Kläranlagenzustandsberichte aufgewertet, wenn sie einer regelmäßigen Überprüfung seitens der Fremdüberwachung unterliegen. Der Kläranlagenzustandsbericht könnte dadurch zu einem weiteren Element der Qualitätssicherung für die Eigen- und Betriebsüberwachung werden, und zwar hinsichtlich einer Reihe von Parametern, für die zwar weder im wasserrechtlichen Bewilligungsbescheid, noch in der 1. AEV für kommunales Abwasser Grenzwerte festgelegt sind, deren gesicherte Überwachung jedoch für einen optimalen Kläranlagenbetrieb von wesentlicher Bedeutung ist.

## 7. Literatur

- BMLF (1996): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV). BGBl. Nr. 186/1996.
- BMLF (1996): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser). BGBl. Nr. 210/1996.
- Österreichischer Wasserwirtschaftsverband (ÖWWV, 1980): Richtlinie für die Fremdüberwachung biologischer Abwasserreinigungsanlagen. ÖWWV-Regelblatt 6.
- Österreichischer Wasserwirtschaftsverband (ÖWWV, 1991): Kläranlagennachbarschaften in Österreich - ein Beitrag zur Reinhaltung der Gewässer. ÖWWV-Arbeitsbehelf Nr. 8.
- Österreichischer Wasserwirtschaftsverband (ÖWWV, 1991): Leistungsbeurteilung und Leistungsvergleich - Bestimmung von Leistungskennzahlen. ÖWWV-Arbeitsbehelf Nr. 9.
- Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV, 1993): Kläranlagennachbarschaften 1992/93. Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen, Folge 1.
- Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV, 1995): Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen. ÖWAV-Regelblatt 13; 2., vollst. überarb. Auflage.
- Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV, 1998): Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW). ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 14; 2., vollst. überarb. Auflage.
- Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV, 1998): Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen. Teil 1: Fremdüberwachung gemäß 1. AEV für kommunales Abwasser. ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 1; 2., vollst. überarb. Auflage.



Dipl.-Ing. Dr. Stefan Wildt

Amt der Tiroler Landesregierung  
Abt. VIh / Wasserwirtschaft  
Sachgebiet VIh-S / Siedlungswasserwirtschaft

Herrengasse 1  
6010 Innsbruck

Tel.: 0512 / 508 / 4233

Fax: 0512 / 508 / 4205

Anlage:

(sh. folgende Seiten)

KAN-Formular 21 „Zustandsbericht“

(Entwurf; Version 23.4.1998)



## ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND

Marc-Aurel-Straße 5/4  
A - 1010 Wien

Tel.: 01/535 57 20  
Fax: 01/535 40 64

E-Mail: oewav-verband@netway.at

### KLÄRANLAGENNACHBARSCHAFTEN

## Zustandsbericht

**Kläranlage** .....

**KAN-Nr.** .....

**für das Betriebsjahr** .....

## INHALTSVERZEICHNIS

	<i>Seite</i>
<b>1.</b> Auslastung Abwassermenge .....	
1.1. Hydraulische Auslastung .....	
1.2. Organische Auslastung .....	
<b>2.</b> Anteil Gewerbe und Industrie .....	
<b>3.</b> Verdünnungsfaktor $a$ .....	
<b>4.</b> Reinigungswirkung der Kläranlage .....	
4.1 Zulaufwerte .....	
4.2 Ablaufwerte .....	
4.3 Gemessene Tageswassermenge .....	
4.4 Wirkungsgrade .....	
4.4.1 BSB <sub>5</sub> .....	
4.4.2 CSB .....	
4.4.3 TOC .....	
4.4.4 Stickstoff (N) .....	
<b>5.</b> Energieverbrauch .....	

6.	Faulgasanfall.....	.....
7.	Schlammanfall eingedickt (Rohschlamm = PS+ÜS).....	.....
8.	Besonderheiten des Abwassers .....	.....
9.	Typische Betriebsstörungen .....	.....
10.	Getroffene Maßnahmen.....	.....
11.	Senkgrubenräumgut und Fäkalschlamm .....	.....
	11.1 Übernommene Mengen .....	.....
	11.2 Aufgetretene Probleme .....	.....
	11.3 Gegenmaßnahmen .....	.....
12.	Pumpwerk, Rechen, Sandfang .....	.....
13.	Vorklärbecken (VB) bzw. Regenbecken (RB).....	.....
14.	Belebungsbecken (BB) .....	.....
	14.1 Klärtechnik .....	.....
	14.2 Betrieb.....	.....
15.	Tropfkörper (TK) bzw. Tauchkörper (TK) .....	.....
	15.1 Klärtechnik .....	.....
	15.2 Betrieb.....	.....
16.	Nachklärbecken (NB).....	.....
	16.1 Klärtechnik .....	.....
	16.2 Betrieb.....	.....
17.	Faulbehälter (FB) bzw. aerobe Stabilisierung.....	.....
	17.1 Klärtechnik .....	.....
	17.2 Betrieb.....	.....
18.	Schlamm Entsorgung .....	.....
19.	Störfallvorsorge, Warneinrichtungen, Arbeitnehmerschutz .....	.....
20.	Laboraausstattung .....	.....
21.	ARA-Betriebspersonal (Personalstand, Dienstzeiten) .....	.....

**Hinweis:**

**Dem Zustandsbericht sind - sofern nicht ausdrücklich Abweichendes festgelegt - die Jahresmittelwerte aus der Kläranlagen-Eigen- und Betriebsüberwachung für das betrachtete Betriebsjahr zugrunde zu legen.**

**Die Erstellung und Auswertung des Zustandsberichtes ist nur dann sinnvoll, wenn die Meßeinrichtungen (Durchflußmessung, Sonden, Photometer, Gaswarngeräte, etc.) periodisch gewartet und geeicht werden.**

**Ebenso wird vorausgesetzt, daß die Probenahme und Analytik entsprechend den gesetzlichen Vorgaben erfolgt.**

# 1. Auslastung

## 1.1 Hydraulische Auslastung

Bemessungswassermenge bei Trockenwetter:  $Q_{B, TW} = \dots\dots\dots m^3/d$

registrierter Trockenwetterzulauf:  $Q_{A, TW} = \dots\dots\dots m^3/d$

hydraulische Auslastung:

$$\frac{Q_{A, TW}}{Q_{B, TW}} \times 100 = \dots\dots\dots \times 100 = \dots\dots\dots \%$$

## 1.2 Organische Auslastung

$BSB_5\text{-Fracht}_B = \dots\dots\dots kg/d$

$1 EW_{60} = 60 g BSB_5/d$

$$EW_{60, B} = \frac{BSB_5 - Fracht_B}{0,06} = \dots\dots\dots EW_{60}$$

$BSB_5, \text{Zulauf} = \dots\dots\dots mg/l$   $Q_A = \dots\dots\dots m^3/d$

$BSB_5\text{-Fracht}_A:$

$$\frac{BSB_5, \text{Zulauf} \times Q_A}{1000} = \frac{\dots\dots\dots \times \dots\dots\dots}{1000} = \dots\dots\dots kg/d$$

$$EW_{60, A} = \frac{BSB_5 - Fracht_A}{0,06} = \dots\dots\dots EW_{60}$$

organische Auslastung:

$$\frac{BSB_5 - Fracht_A}{BSB_5 - Fracht_B} \times 100 = \dots\dots\dots \times 100 = \dots\dots\dots \%$$

**Hinweis:** Eine Kläranlage kann als schmutzfrachtmäßig ausgelastet angesehen werden, wenn die tatsächliche Belastung derselben 85 % der Bemessungsschmutzfracht erreicht (bezogen auf den Jahresmittelwert des  $BSB_5$  im Zulauf und auf  $Q_A$ ).

**2. Anteil Gewerbe und Industrie**

derzeit angeschlossene Einwohner  $E_A = \dots\dots\dots$  E

$$\left(1 - \frac{E_A}{EW_{60,A}}\right) \times 100 = \left(1 - \frac{\dots\dots\dots}{\dots\dots\dots}\right) \times 100 = \dots\dots\dots \%$$

**3. Verdünnungsfaktor a**

$1 EW_{200} = 200 \text{ l/d} = 0,2 \text{ m}^3/\text{d}$

$$EW_{200,A} = \frac{Q_A}{0,2} = \frac{\dots\dots\dots}{0,2} = \dots\dots\dots EW_{200}$$

$$a = \frac{EW_{200,A}}{EW_{60,A}} = \frac{\dots\dots\dots}{\dots\dots\dots} = \dots\dots\dots [ ]$$

**4. Reinigungswirkung der Kläranlage**

**Hinweis:** Die Werte in Pkt. 4 dienen auch der Errechnung von LZ und LZs gem. ÖWAV-Arbeitsbehelf 9 (1991); (KAN-Formular 16).

Die Analysen wurden jeweils durchgeführt an:

	Zulauf	Ablauf
Stichprobe		
Tagesmischprobe		

**4.1 Zulaufwerte (mg/l):**

BSB <sub>5</sub> : .....	CSB: .....	TOC: .....
NH <sub>4</sub> -N: .....	NO <sub>3</sub> -N: .....	Ges.geb. N: .....
	PO <sub>4</sub> -P: .....	Ges.-P: .....

**4.2 Ablaufwerte (mg/l):**

BSB <sub>5</sub> : .....	CSB: .....	TOC: .....
NH <sub>4</sub> -N: .....	NO <sub>3</sub> -N: .....	Ges.geb. N: .....
	PO <sub>4</sub> -P: .....	Ges.-P: .....

Achtung: Manche Meßgeräte geben Werte als NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub> an; daher Umrechnung erforderlich:

$$NH_4-N = 0,778 \times NH_4$$

(Atommasse 14/18)

$$NO_3-N = 0,226 \times NO_3$$

(Atommasse 14/62)

$$PO_4-P = 0,326 \times PO_4$$

(Atommasse 31/95)

**4.3 Gemessene Tageswassermenge:**

$$Q_A = \dots\dots\dots m^3/d$$

**4.4 Wirkungsgrade:**

**4.4.1 BSB<sub>5</sub>:**

$$\eta_{BSB_5} = \frac{BSB_{5, \text{Zulauf}} - BSB_{5, \text{Ablauf}}}{BSB_{5, \text{Zulauf}}} \times 100 = \frac{\dots\dots\dots}{\dots\dots\dots} \times 100 = \dots\dots\dots \%$$

**4.4.2 CSB:**

$$\eta_{CSB} = \frac{CSB_{\text{Zulauf}} - CSB_{\text{Ablauf}}}{CSB_{\text{Zulauf}}} \times 100 = \frac{\dots\dots\dots}{\dots\dots\dots} \times 100 = \dots\dots\dots \%$$

**4.4.3 TOC:**

$$\eta_{TOC} = \frac{TOC_{\text{Zulauf}} - TOC_{\text{Ablauf}}}{TOC_{\text{Zulauf}}} \times 100 = \frac{\dots\dots\dots}{\dots\dots\dots} \times 100 = \dots\dots\dots \%$$

4.4.4 Stickstoff (N):

$$\eta^N = \frac{\text{Ges. geb. N}_{\text{Zulauf}} - \text{Ges. geb. N}_{\text{Ablauf}}}{\text{Ges. geb. N}_{\text{Zulauf}}} \times 100 = \frac{\quad - \quad}{\quad} \times 100 = \quad = \dots\dots\dots \%$$

oder [näherungsweise; sh. Arbeitsbehelf 14 (alt)]:

$$\eta^N = \frac{1,7 \times \text{NH}_4 - \text{N}_{\text{Zulauf}} - (\text{NH}_4 - \text{N}_{\text{Ablauf}} + \text{NO}_3 - \text{N}_{\text{Ablauf}})}{1,7 \times \text{NH}_4 - \text{N}_{\text{Zulauf}}} \times 100 = \frac{\quad - (\quad + \quad)}{\quad} \times 100 = \quad = \dots\dots\dots \%$$

5. Energieverbrauch gesamt, elektrisch

	Gasmenge [m <sup>3</sup> /d]	Energiewert [kWh/m <sup>3</sup> ]	Energieverbrauch [kWh/d]
Strom, zugekauft	—	—	
Faulgas, verstromt (vgl. RBl. 13, Sp. 72)		1,8	
Faulgas (Kompressor direkt) (vgl. RBl. 13, Sp. 71)		1,8	
Erdgas, verstromt (vgl. RBl. 13, Sp. 73)		2,8	
Flüssiggas, verstromt (vgl. RBl. 13, Sp. 73)		7	
<b>gesamt, elektrisch:</b> (vgl. RBl. 13, Sp. 43)		—	

Spezifischer Energieverbrauch:

$Q_A = \dots\dots\dots \text{ m}^3/\text{d} \Rightarrow \dots\dots\dots \text{ kWh/m}^3 \text{ Abwasser}$   
 $\text{BSB}_5\text{-Fracht}_A = \dots\dots\dots \text{ kg/d} \Rightarrow \dots\dots\dots \text{ kWh/kg BSB}_5$   
 $\text{EW}_A = \dots\dots\dots \text{ EW}_{60} \Rightarrow \dots\dots\dots$

$$\frac{\text{Energieverbrauch} \times 365}{\text{EW}_A} = \frac{\quad \times 365}{\quad} = \dots\dots\dots \text{ kWh}/(\text{EW}_A \cdot \text{a})$$



Energieverbrauch <sub>Biologie</sub>: ..... kWh/d (vgl. RBl. 13, zu Sp. 42)

Energiewert Faulgas (Kompressor direkt): ..... kWh/d (vgl. RBl. 13, Sp. 71)

Energieverbrauch <sub>Biologie, gesamt</sub>: ..... kWh/d

$$\frac{\text{Energieverbrauch}_{\text{Biologie, gesamt}}}{\text{Energieverbrauch}_{\text{gesamt, elektr.}}} \times 100 = \text{.....} \times 100 = \text{.....} \%$$

**Hinweise:** Richtwerte für Energieverbrauch <sub>gesamt, elektrisch</sub>:

- a) 0,3 - 0,6 kWh/m<sup>3</sup> Abwasser
- b) 1,0 - 2,0 kWh/kg BSB<sub>5</sub>
- c) 20 - 40 kWh/(EWA · d)

Energiewert Faulgas <sub>verstromt</sub> = 1,8 kWh/m<sup>3</sup> Faulgas (bei 25 % Wirkungsgrad)

Energiewert Erdgas <sub>verstromt</sub> = 2,8 kWh/m<sup>3</sup> Erdgas (bei 25 % Wirkungsgrad)

Energiewert Flüssiggas <sub>verstromt</sub> = 7,0 kWh/m<sup>3</sup> Flüssigg. (bei 25 % Wirkungsgrad)

1 m<sup>3</sup> Faulgas = 7,0 kWh

1 m<sup>3</sup> Erdgas = 11 kWh

1 m<sup>3</sup> Flüssiggas = 28 kWh (Mischung Propangas 26 kWh und Butangas 34 kWh)

(bei TK und Tauchkörper z.T. geringere Werte!)

## 6. Faulgasanfall

Faulgasanfall = ..... m<sup>3</sup>/d;      EWA = .....      EW<sub>60</sub>

Anfall x 1000/EWA = ..... I/(EWA · d)

E<sub>A</sub> = ..... E;      Anfall x 1000/E<sub>A</sub> = ..... I/(E<sub>A</sub> · d)

**Hinweise:** Richtwerte für Faulgasanfall:

- a) 13 - 20 I/(EWA · d)
- b) 20 - 30 I/(E · d)

**7. Schlammanfall eingedickt (Rohschlamm = PS+ÜS)**

$$Q_{\text{Rohschlamm}} = \dots\dots\dots \text{ m}^3/\text{d}; TS_{\text{Rohschlamm}} = \dots\dots\dots \text{ kg/m}^3$$

$$\frac{Q_{\text{Rohschlamm}}}{EW_A} = \dots\dots\dots = \dots\dots\dots \text{ l/(EW}_A \cdot \text{d)}$$

$$TS\text{-Fracht}_{\text{Rohschlamm}} = Q_{\text{Rohschlamm}} \times TS_{\text{Rohschlamm}} = \dots\dots\dots \text{ kg/d}$$

$$\frac{TS\text{-Fracht}_{\text{Rohschlamm}}}{EW_A} = \dots\dots\dots = \dots\dots\dots \text{ g TS/(EW}_A \cdot \text{d)}$$

**Hinweise:** Richtwerte für Schlammanfall:

- a)  $TS_{\text{Rohschlamm}} = 30 - 60 \text{ kg/m}^3$   
 b)  $Q_{\text{Rohschlamm}} = 1,5 - 2,5 \text{ l/(EW}_A \cdot \text{d)}$   
 c)  $TS\text{-Fracht}_{\text{Rohschlamm}} = 60 - 80 \text{ g/(EW}_A \cdot \text{d)}$

**8. Besonderheiten des Abwassers**

Hinweise, Beschreibung: .....

Beispiele: sh. ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. xx (derzeit in Ausarbeitung)

**9. Typische Betriebsstörungen**

Hinweise, Beschreibung: .....

Beispiele: sh. ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. xx (derzeit in Ausarbeitung)

**10. Getroffene Maßnahmen**

(im Industriebetrieb, Kanalnetz, Kläranlage, Erfahrungen mit Ölbindemittel usw.)

.....

**11. Senkgrubenräumgut und Fäkalschlamm****11.1 Übernommene Mengen:**

Jahresanfall .....  $\text{m}^3/\text{d}$

max. Tagesspitze .....  $\text{m}^3/\text{d}$

**11.2 Aufgetretene Probleme:**

.....

**11.3 Gegenmaßnahmen:**

.....

## 12. Pumpwerk, Rechen, Sandfang

Rechengut: ..... t/a  
 Sandfangräumgut: ..... t/a  
 Fett, Werkstättenabfälle, Kanalräumgut, etc.: ..... m<sup>3</sup>/ ...  
 Probleme: .....

**Hinweise:** Richtwerte für

- a) Sandfangräumgut: 2,4 - 60 l/(E·a)  
 20 - 200 l/1000 m<sup>3</sup> Abwasser  
 (im Mittel: 60 l/1000 m<sup>3</sup> Abwasser)
- b) Rechengut: 6,0 - 35 l/(E·a)

## 13. Vorklärbecken (VB) bzw. Regenbecken (RB)

Anzahl der Vorklärbecken ..... Gesamtvolumen  $V_{VB}$  = ..... m<sup>3</sup>

TW: max.  $Q_{A, TW}$  = ..... l/s;  $\Rightarrow$  ..... x 3,6 = ..... m<sup>3</sup>/h

RW: max.  $Q_{A, RW}$  = ..... l/s;  $\Rightarrow$  ..... x 3,6 = ..... m<sup>3</sup>/h

**Aufenthaltszeit min.  $t_{TW}$**  =  $\frac{V_{VB}}{\text{max. } Q_{A, TW}}$  = ..... h

**Aufenthaltszeit min.  $t_{RW}$**  =  $\frac{V_{VB}}{\text{max. } Q_{A, RW}}$  = ..... h

Gesamtvolumen  $V_{RB}$  = ..... m<sup>3</sup>

**Hinweise:** Richtwerte für min.  $t_{TW, RW}$  im Vorklärbecken:

- a) min.  $t_{TW}$  = 0,5 - 1,5 h (vor BB)  
 = 1,5 - 3,0 h (vor TK)
- b) min.  $t_{RW}$  = 0,2 - 0,6 h (vor BB)  
 = > 1,0 h (vor TK)

**14. Belebungsbecken (BB)**

**Hinweis:** Bei zweistufiger Biologie ist der Pkt. 14 für jede Stufe getrennt auszufüllen!

**14.1 Klärtechnik:**

Anzahl der Belebungsbecken: ..... ; Gesamtvolumen  $V_{BB}$  .....  $m^3$

$BSB_{5, \text{Zulauf BB}}$  = .....  $mg/l$ ;  $Q_A$  = .....  $m^3/d$

(falls keine eigene Messung für Anlagen mit Vorklärung:  $BSB_{5, \text{Zulauf BB}} = 0,75 \times BSB_{5, \text{Zulauf}}$ )

$$BSB_{5\text{-Fracht}}_{\text{Zulauf BB}} = \frac{BSB_{5, \text{Zulauf BB}} \times Q_A}{1000} = \frac{\quad}{1000} = \quad = \quad \text{kg/d}$$

$$Raumbelastung B_R = \frac{BSB_{5\text{-Fracht}}_{\text{Zulauf BB}}}{V_{N+DN}} = \frac{\quad}{\quad} = \quad = \quad \text{kg}/(m^3 \cdot d)$$

Trockengewicht belebter Schlamm:  $TS_{BB}$  = .....  $kg/m^3_{BB}$

**Schlammbelastung  $B_{TS}$ :**

$$\frac{B_R}{TS_{BB}} = \frac{\quad}{\quad} = \quad \text{kg } BSB_5 / (\text{kg } TS \cdot d)$$

$Q_{\text{ÜS}}$  = .....  $m^3/d$ ;  $TS_{\text{ÜS}}$  = .....  $kg/m^3$

$$Schlammalter t_{TS} = \frac{TS_{BB} \times V_{BB}}{\text{tgl. ÜS-Produktion}} = \frac{TS_{BB} \times V_{BB}}{TS_{\text{ÜS}} \times Q_{\text{ÜS}}} = \frac{\quad \times \quad}{\quad \times \quad} = \quad \text{d}$$

angenähert:

$$t_{TS} = \frac{1}{c \times B_{TS}} = \frac{\quad}{\quad \times \quad} = \quad \text{d}$$

ohne VB:  $c = 1,0 \text{ kg TS/kg } BSB_5$  ( $c = 1,3 \text{ kg/kg}$  bei Eisensalzzugabe)  
mit VB:  $c = 0,8 \text{ kg TS/kg } BSB_5$  ( $c = 1,1 \text{ kg/kg}$  bei Eisensalzzugabe)

**Hinweise:**

1) Richtwerte für  $B_R$ ,  $TS_{BB}$ ,  $B_{TS}$ :

- a)  $B_R = 0,15 - 0,25 \text{ kg BSB}_5 / (\text{m}^3_{BB} \cdot \text{d})$  (gleichzeitige Schlammstabilisierung)  
 $= 0,25 - 0,35 \text{ kg BSB}_5 / (\text{m}^3_{BB} \cdot \text{d})$  (Nitrifikation, Denitrifikation, P-Elimination)  
 $= 0,35 - 0,50 \text{ kg BSB}_5 / (\text{m}^3_{BB} \cdot \text{d})$  (nur Nitrifikation)
- b)  $TS_{BB} = 3,00 - 6,00 \text{ kg} / (\text{m}^3_{BB})$
- c)  $B_{TS} = < 0,05 \text{ kg BSB}_5 / (\text{kg } TS_{BB} \cdot \text{d})$  (gleichzeitige Schlammstabilisierung)  
 $= 0,05 - 0,10 \text{ kg BSB}_5 / (\text{kg } TS_{BB} \cdot \text{d})$  (Nitrifikation, Denitrifikation, P-Elimination)  
 $= 0,10 - 0,15 \text{ kg BSB}_5 / (\text{kg } TS_{BB} \cdot \text{d})$  (nur Nitrifikation)

Bei zweistufiger Biologie im BB 1 höhere Belastung!

2) Falls keine eigene Messung für  $Q_{\text{ÜS}}$  und  $TS_{\text{ÜS}}$  kann als Richtwert ca. 50 % der  $TS$ -Fracht Rohschlamm (sh. Pkt. 10 des Zustandsberichtes) angenommen werden.

3) Richtwerte für  $t_s$ :

- a)  $t_{TS} = > 25 \text{ d}$  (gleichzeitige Schlammstabilisierung)  
 b)  $t_{TS} = 12 - 20 \text{ d}$  (Nitrifikation, Denitrifikation, P-Elimination)  
 c)  $t_{TS} = 8 - 12 \text{ d}$  (nur Nitrifikation)

**14.2 Betrieb:**

**Schlammindex ISV**  $= \frac{SV_{BB}}{TS_{BB}} = \dots \text{ ml/g}$

Blähschlamm:  ja  nein

Maßnahmen gegen Blähschlamm: .....

Schaum:  ja  nein

Maßnahmen gegen Schaum: .....

**Art der Belüftung:**

- |                                        |                                          |                                        |
|----------------------------------------|------------------------------------------|----------------------------------------|
| feinblasig<br><input type="checkbox"/> | mittelblasig<br><input type="checkbox"/> | grobblasig<br><input type="checkbox"/> |
| Kreisel<br><input type="checkbox"/>    | OKI<br><input type="checkbox"/>          | Stabwalze<br><input type="checkbox"/>  |
| Strahldüse<br><input type="checkbox"/> | .....<br><input type="checkbox"/>        |                                        |

**Steuerung der Belüftung:**

○ **bei Nitrifikation:**

- |                          |                          |                                                           |
|--------------------------|--------------------------|-----------------------------------------------------------|
| O <sub>2</sub> -Sonde    | Redox                    | NH <sub>4</sub> -N bzw. NO <sub>3</sub> -N Online-Messung |
| <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/>                                  |
| Zeit-/Pausensteuerung    | .....                    |                                                           |
| <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |                                                           |

○ **bei Denitrifikation:**

- vorgeschaltete Denitrifikation:

$$\frac{V_{DN}}{V_{BB}} = \frac{\dots}{\dots} = \dots \quad [ ]$$

Rückführverhältnis (RF):

1 + .....; Steuerung: .....

- wechselnde Denitrifikation:

Umwälzeinrichtung: .....

Belüftungszeit: ..... min

Pause: ..... min

O<sub>2</sub> = Null: ..... min

- gleichzeitige Denitrifikation:

Probleme .....

**Fällung:**

**Fällmittel:**

- |                          |                          |                          |                          |
|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| FeSO <sub>4</sub>        | FeCl <sub>3</sub>        | FeClSO <sub>4</sub>      | .....                    |
| <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

**Fällmittelverbrauch:** ..... /d

**Fällungsart:**

- |                          |                          |                          |
|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Vorfällung               | Simultanfällung          | Nachfällung              |
| <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |

**Hinweise:**

- 1) Richtwert für Schlammindex ISV:
  - a) optimaler Bereich : 40 - 100 ml/g
  - b) Blähschlamm : > 150 ml/g
- 2) Sinkgeschwindigkeit ( $v_S$ ) abhängig von ISV und SV, > 1,5 m/h
- 3) Richtwert für die Zugabe von Fällungsmittel:  
 2 - 3 kg Fe/kg  $PO_4$ -P<sub>Zulauf</sub>

**15. Tropfkörper (TK) bzw. Tauchkörper (TK)**

**15.1 Klärtechnik:**

Anzahl der Tropfkörper: ..... Gesamtvolumen: ..... m<sup>3</sup>

Anzahl der Tauchkörper: ..... Gesamtfläche A<sub>TK</sub>: ..... m<sup>2</sup>

BSB<sub>5, Zulauf TK</sub> = ..... mg/l; Q<sub>A</sub> = ..... m<sup>3</sup>/d

(falls keine eigene Messung: BSB<sub>5, Zulauf TK</sub> = 0,75 x BSB<sub>5, Zulauf</sub>)

BSB<sub>5</sub>-Fracht<sub>Zulauf TK</sub> = BSB<sub>5, Zulauf TK</sub> x Q<sub>A</sub> = ..... x ..... = ..... kg/d

$$B_R = \frac{BSB_5 - \text{Fracht}_{\text{Zulauf TK}}}{V_{TK}} = \dots = \dots \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$$

Tropfkörperfüllung: .....

spezifische Fläche TK-Füllung: ..... m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>

**Gesamtfläche A<sub>TK</sub> = Gesamtvolumen x spezifische Fläche =**

**= ..... x ..... =**

**= ..... m<sup>2</sup>**

BSB<sub>5</sub>-Flächenbelastung:

$$\frac{BSB_5 - \text{Fracht}_{\text{Zulauf TK}} \times 1000}{A_{TK}} = \dots \times 1000 = \dots \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$$

$\text{NH}_4\text{-N}_{\text{Zulauf TK}} = \dots \text{ mg/l}$

$\text{NH}_4\text{-N-Fracht}_{\text{Zulauf TK}} :$

$$\text{NH}_4\text{-N}_{\text{Zulauf TK}} \times Q_A = \dots \text{ kg/d}$$

NH<sub>4</sub>-N - Flächenbelastung:

$$\frac{\text{NH}_4\text{-N-Fracht}_{\text{Zulauf TK}} \times 1000}{A_{\text{TK}}} = \frac{\dots \times 1000}{\dots} = \dots \text{ g/(m}^2\cdot\text{d)}$$

**Hinweise:**

- 1) Richtwert für  $B_R$  (nur Nitrifikation):
  - a)  $< 0,20 \text{ kg BSB}^5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  (Füllung mit Lavagesteinbrocken)
  - b)  $0,20 - 0,40 \text{ kg BSB}^5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  (bei Füllung mit Kunststoff)
- 2) Richtwerte für spezifische Oberfläche der TK-Füllung:
  - a) Lavagesteinbrocken (4 - 8 cm):  $90 \text{ m}^2/\text{m}^3$
  - b) Kunststoff:  $100 - 200$  (bis 400)  $\text{m}^2/\text{m}^3$
- 3) Richtwerte für  $\text{BSB}_5$ -Flächenbelastung:
  - a)  $2 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  (bei Tropfkörper)
  - b)  $4 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  (bei Tauchkörper)
- 4) Richtwerte für  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Flächenbelastung:
  - a)  $0,4 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  (bei TK)
  - b)  $0,8 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  (bei Tauchkörper)

**15.2 Betrieb:**

Gesamt-Oberfläche  $A_{\text{TK}} = \dots \text{ m}^2$

Durchmesser  $\text{TK} = \dots \text{ m}$

max.  $Q_{A, \text{TW}}$  (ohne Rücklauf) =  $\dots \text{ m}^3/\text{h}$

max.  $Q_{A, \text{TW}}$  (mit Rücklauf) =  $\dots \text{ m}^3/\text{h}$

Pumpensteuerung TK:  $\dots$



$$\text{Flächenbeschickung } q_A = \frac{Q_A}{A_{TK}}$$

**max.  $q_{A, TW}$  (ohne Rücklauf)** = \_\_\_\_\_ = ..... **m/h**

**max.  $q_{A, TW}$  (mit Rücklauf)** = \_\_\_\_\_ = ..... **m/h**

Probleme (Pfützenbildung, usw.): .....

Maßnahmen: .....

**Hinweis:** Richtwert für Flächenbeschickung:  
 max.  $q_{A, TW}$  (mit Rücklauf) = 0,5 - 1 m/h

**Fällmittel:**

FeSO<sub>4</sub>       FeCl<sub>3</sub>       FeClSO<sub>4</sub>       .....

**Fällmittelverbrauch:** ..... /d

**Zugabe in den Zulauf**

VB       NB

**16. Nachklärbecken (NB)**

**Hinweis:** Bei zweistufiger Biologie ist der Pkt. 16 für jede Stufe getrennt auszufüllen!

**16.1 Klärtechnik:**

Anzahl NB: ..... ;  $A_{NB} =$  .....  $m^2$ ;       $V_{NB} =$  .....  $m^3$

TW:      max.  $Q_{A, TW} =$  ..... l/s;     $\Rightarrow$     **x 3,6 =** .....  $m^3/h$

RW:      max.  $Q_{A, RW} =$  ..... l/s;     $\Rightarrow$     **x 3,6 =** .....  $m^3/h$

$$\text{Flächenbeschickung } q_A = \frac{Q_A}{A_{NB}}$$

$$\text{max. } q_{A, TW} = \frac{\text{max. } Q_{A, TW}}{A_{NB}} = \dots = \dots \text{ m/h}$$

$$\text{max. } q_{A, RW} = \frac{\text{max. } Q_{A, RW}}{A_{NB}} = \dots = \dots \text{ m/h}$$

$$\text{Schlammvolumen (SV}_{BB}) = \dots \text{ ml/l}$$

$$\text{Schlammvolumenbeschickung } q_{SV} = q_A \times \text{SV}_{BB}$$

$$\begin{aligned} \text{max. } q_{SV, TW} &= \text{max. } q_{A, TW} \times \text{SV}_{BB} = \\ &= \dots \times \dots = \dots \text{ l/(m}^2 \cdot \text{h)} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{max. } q_{SV, RW} &= \text{max. } q_{A, RW} \times \text{SV}_{BB} = \\ &= \dots \times \dots = \dots \text{ l/(m}^2 \cdot \text{h)} \end{aligned}$$

**Hinweise:**

1) Richtwerte für die Flächenbeschickung  $q_A$ :

a)  $\text{max. } q_{A, TW} = 0,3 - 0,6 \text{ m/h (BB)}$

$= 0,4 - 0,8 \text{ m/h (TK)}$

b)  $\text{max. } q_{A, RW} = 0,6 - 1,2 \text{ m/h (BB)}$

$= 0,8 - 1,5 \text{ m/h (TK)}$

2) Richtwerte für das Schlammvolumen ( $\text{SV}_{BB}$ ):

$$\text{SV}_{BB} = 200 - 600 \text{ ml/l}$$

3) Richtwerte für die Schlammvolumenbeschickung  $q_{SV}$ :

a)  $\text{max. } q_{SV, TW} = 100 - 200 \text{ l/(m}^2 \cdot \text{h)}$

b)  $\text{max. } q_{SV, RW} = 200 - 450 \text{ l/(m}^2 \cdot \text{h)}$

Für BB:  $q_A$ ,  $\text{SV}_{BB}$ ,  $q_{SV}$  sind abhängig von der Sinkgeschwindigkeit, der Beckentiefe und der Schlammräumung.

**16.2 Betrieb:**

Schlammräumung: .....

**Rücklaufschlammverhältnis (RV):**

$$RV_{TW} = \frac{Q_{RS}}{\max. Q_{A, TW}} \times 100 = \text{.....} \times 100 = \text{.....} \%$$

oder:

$$RV = \frac{TS_{BB}}{TS_{RS} - TS_{BB}} \times 100 = \frac{\text{.....}}{\text{.....}} \times 100 = \text{.....} \%$$

$$RV = \frac{SV_{BB}}{SV_{RS} - SV_{BB}} \times 100 = \frac{\text{.....}}{\text{.....}} \times 100 = \text{.....} \%$$

**Hinweis:** Die Auswertung über TS oder SV ist nur dann sinnvoll, wenn sich die Kläranlage hydraulisch im „Gleichgewicht“ befindet.

**Rücklaufschlamm - Fördermenge (Q<sub>RS</sub>):**

konstant       veränderlich       .....

**Probleme** (Schwimmschlammdecke, Schlammabtrieb, Trübe, pH < 7, Farbe, Gasblasen, usw.): .....

**Hinweis:** Richtwert für RV<sub>TW</sub>: 50 - 100 %

**17. Faulbehälter (FB) bzw. aerobe Stabilisierung**

**17.1 Technik:**

Anzahl der Faulbehälter: ..... Gesamt-Volumen FB: ..... m<sup>3</sup>

Q<sub>Rohschlamm</sub> = ..... m<sup>3</sup>/d (eingedickt) (sh. auch Pkt. 10)

**Faulzeit t<sub>F</sub>** =  $\frac{V_{FB}}{Q_{Rohschlamm}}$  = ..... **d**

TS Rohschlamm = ..... kg/m<sup>3</sup>; TS-Fracht Rohschlamm = ..... kg/d

$$\text{Feststoffbelastung}_{FB} = \frac{\text{TS} - \text{Fracht}_{\text{Rohschlamm}}}{V_{FB}} = \text{..... kg/(m}^3 \cdot \text{d)}$$

Eindickung Rohschlamm: maschinelle ÜS-Eindickung: .....

Voreindicker: ..... m<sup>3</sup>

Anzahl Stabilisierungsbecken: .....

Gesamtvolumen Stabilisierungsbecken V<sub>St</sub>: ..... m<sup>3</sup>

$$\text{Stabilisierungszeit} = \frac{V_{St}}{Q_{\text{Rohschlamm}}} = \text{..... d}$$

**Hinweise:**

- 1) Richtwert für Faulzeit t<sub>F</sub>: > 25 d (T = 35°C)
- 2) Richtwert für Feststoffbelastung<sub>FB</sub>: < 1,5 kg/(m<sup>3</sup>·d)
- 3) Richtwerte für aerobe Stabilisierungszeit:
  - a) ohne VB : > 15 d
  - b) mit VB : > 25 d

**17.2 Betrieb:**

Q<sub>Rohschlamm</sub>: ..... m<sup>3</sup>/d; Faulbehälterumwälzung: Pumpe ..... h/d

Mischer ..... h/d

Temperatur<sub>FB</sub>: .....; Faulgasmenge für Heizung: ..... m<sup>3</sup>/d

Fremdenergie für Heizung: .....; Menge: ...../a

CO<sub>2</sub>-Gehalt im Faulgas: ..... %; pH<sub>FB</sub>: .....

**Probleme** (Schwimmdecke, Schäumen, saure Gärung, Sandablagerung, Giftstöße, Korrosion, usw.): .....

**Erfahrungen** (Schlammumpfen, Heizsystem, Entschwefelung, Gasspeicherung, Gasverwertung, Eindickung, usw.): .....

**Hinweise:**

Richtwerte für:

- a) CO<sub>2</sub>-Gehalt im Faulgas : 30 - 40 %
- b) oTS-Fauschschlamm : 65 - 75 %
- c) pH<sub>FB</sub> : 7 - 7,5

## 18. Schlamm Entsorgung:

### Eindickung:

Nacheindicker

Stapelbehälter

Schlamm-trocken-beete

V = ..... m<sup>3</sup>    V = ..... m<sup>3</sup>    V = ..... m<sup>3</sup>

### Entwässerung:

maschinelle Entwässerung: .....

Konditionierungsmittel 1: .....; Zugabemenge: ..... g/kg TS Aufgabeschl.

Konditionierungsmittel 2: .....; Zugabemenge: ..... g/kg TS Aufgabeschl.

Kalk: .....; Zugabemenge: ..... g/kg TS Aufgabeschl.

TS Aufgabeschlamm ..... g/l

TS entwässerter Schlamm ..... % TS

Betriebsprobleme: .....

### Behandlung:

Entseuchung des Klärschlammes: Ja  Nein

### Verwertung / Entsorgung:

Abfuhr Deponie: ..... t/a

Kompostierung: ..... t/a

Rekultivierung: ..... t/a

landwirtschaftliche Verwertung entwässerter Schlamm: ..... t/a

Flüssigschlammverwertung: ..... m<sup>3</sup>/a; TS: ..... g/l

Probleme (Schwermetalle, etc.): .....

### Hinweise:

1) Richtwerte für

a) TS<sub>entwässerter Schlamm</sub> aus Siebbandpresse : 15 - 30 %

b) TS<sub>entwässerter Schlamm</sub> aus Kammerfilterpresse : 30 - 40 % (mit Kalkzugabe)

c) TS<sub>entwässerter Schlamm</sub> aus Zentrifuge / Dekanter : 15 - 30 %

2) Bei den Schwermetallgehalten die Grenzwerte beachten (siehe die Verordnungen und Richtlinien der jeweiligen Bundesländer)!

**19. Störfallvorsorge, Warneinrichtungen, Arbeitnehmerschutz**

.....  
.....

**20. Laborausstattung**

Die Ausstattung entspricht dem ÖWAV-Regelblatt 7:

Ja                       Nein

**21. ARA-Betriebspersonal (Personalstand, Dienstzeiten)**

**(ohne Verwaltungs-, Reinigungs- und Kanal-Personal)**

Anzahl: .....

Dienstzeit:                      von:                      bis:  
Mo. - Do. ....  
Fr. ....  
Sa. ....  
So. ....

Rufbereitschaft:    Ja                       Nein

## Verwendete Abkürzungen

Abkürzung	Einheit	Erklärung
„A“ als Index		Wert gemäß derzeitiger Auslastung im Jahresmittel
„B“ als Index		Wert gemäß Bemessung
a		Verdünnungsfaktor
A	m <sup>2</sup>	Fläche
Abl.		Ablauf
BB		Belebungsbecken
B <sub>R</sub>	kg BSB <sub>5</sub> /(m <sup>3</sup> <sub>BB</sub> ·d)	BSB <sub>5</sub> -Raumbelastung
B <sub>TS</sub>	kg BSB <sub>5</sub> /(kgTS <sub>BB</sub> ·d)	BSB <sub>5</sub> -Schlammbelastung
c	kg TS/(kg BSB <sub>5</sub> )	Überschußschlammproduktion
d		pro Tag
E		Einwohner
EW		Einwohnerwert (EW = E + EGW <sub>Industrie etc.</sub> )
EW <sub>hydraulisch</sub>		Einwohnerwert hydraulisch (200 l/(EW·d))
EW <sub>organisch</sub>		Einwohnerwert organisch
FB		Faulbehälter
ISV	ml/g	Schlammindex
LZ		Leistungskennzahl
LZ <sub>s</sub>		Leistungskennzahl bezogen auf Standardabwasser
NB		Nachklärbecken
PS	m <sup>3</sup> /d	Primärschlamm
Q <sub>A</sub>	m <sup>3</sup> /d	gemessene Tageswassermenge (im Jahresmittel)
q <sub>A</sub>	m/h	Flächenbeschickung
Q <sub>R</sub>	m <sup>3</sup> /d	Tageswassermenge lt. Bemessung der ARA
Q <sub>Rohschlamm</sub>	m <sup>3</sup> /d	eingedickte Rohschlammmenge
Q <sub>RS</sub>	m <sup>3</sup>	Rücklaufschlammfördermenge
q <sub>SV</sub>	l/(m <sup>2</sup> ·h)	Schlammvolumenbeschickung
Q <sub>ÜS</sub>	m <sup>3</sup> /d	Überschußschlammmenge
RB		Regenbecken
RF	%	Rückführverhältnis in Bezug auf ARA-Zulauf
RS		Rücklaufschlamm
RV	%	Rücklaufverhältnis
RW		Regenwetter
SV	ml/l	Schlammvolumen
SW		Schmutzwasser
t	h	Aufenthaltszeit
t <sub>F</sub>	d	Faulzeit
t <sub>TS</sub>	d	Schlammalter
TK		Tropfkörper, Tauchkörper
TKN		Kjeldahl - Stickstoff (= org. N+NH <sub>4</sub> -N)
TS	kg/m <sup>3</sup>	Trockensubstanz
TW		Trockenwetter
ÜS		Überschußschlamm
V	m <sup>3</sup>	Beckenvolumen
VB		Vorklärbecken
V <sub>BB</sub>	m <sup>3</sup>	Beckenvolumen der Biologie (incl. V <sub>DN</sub> )
V <sub>DN</sub>	m <sup>3</sup>	Denitrifikationsvolumen
V <sub>N</sub>	m <sup>3</sup>	Nitrifikationsvolumen
η		Wirkungsgrad (N, P, BSB <sub>5</sub> , CSB und TOC - Abbau)





# Kläranlagen - Leistungsvergleich

G. Spatzierer

Amt der Bgld. Landesregierung, Abt. 9-Gewässeraufsicht

**Kurzfassung:** Für die Leistungsbeurteilung von Kläranlagen werden in Österreich die Jahresmittelwerte von Zu- und Ablaufmessungen herangezogen und über ein vom ÖWAV erstelltes Schema bewertet. Durch den Bezug auf Standardbedingungen (Abwasseranfall, Zusammensetzung) ist zudem ein Vergleich verschiedener Kläranlagen möglich. Der Leistungsvergleich wird seit dem Jahre 1993 jährlich von den ÖWAV-Kläranlagenachbarschaften durchgeführt und dokumentiert die Leistung der Anlagen in eindrucksvoller Weise. Im Beitrag werden die vielfältigen Anwendungsmöglichkeiten an Hand von Beispielen dargestellt und Vorschläge für die Weiterentwicklung gemacht.

**Keywords:** Abwasseranlagen, Leistungsbeurteilung, Leistungsvergleich, Kläranlagen-Nachbarschaften.

## 1 Einleitung

Die Leistungsbeurteilung von Abwasserreinigungsanlagen erfolgt in der Regel durch die Bestimmung der Restbelastung verschiedener Abwasserinhaltsstoffe im Kläranlagenablauf sowie durch die Ermittlung von Wirkungsgraden für diese Parameter. Die Bewertung dieser Restbelastungen und Wirkungsgrade orientiert sich in erster Linie daran, ob die behördlich vorgegebenen Grenzwerte und Mindestwirkungsgrade eingehalten bzw. erreicht wurden. Eine Motivation für den Kläranlagenbetreiber, ein besseres Reinigungsergebnis durch Optimierung des Kläranlagenbetriebes und zugleich eine geringere Gewässerbelastung zu erzielen, wird dadurch kaum gegeben.

Bereits Anfang der 70er Jahre wurde in der Bundesrepublik Deutschland begonnen, eine Leistungsbeurteilung von Kläranlagen vorzunehmen, wobei vorerst die BSB<sub>5</sub>-Ablaufkonzentration als „Kennziffer“ für die Ablaufqualität herangezogen wurde. In weiterer Folge wurden auch der CSB- und NH<sub>4</sub>-N-Wert

als Maßzahl benutzt und Abbaustufen festgelegt, die als Maß für den Kohlenstoffabbau und die Nitrifikation (Restbelastung des Ablaufes mit sauerstoffzehrenden Stoffen/Sauerstoffbedarfsstufen) dienen. Den weitergehenden Anforderungen an die Abwasserreinigung im Hinblick auf die Entfernung der Nährstoffe wurde 1992 mit Einführung der Nährstoffbelastungsstufe Rechnung getragen. Durch die Gewichtung der Ablaufkonzentrationen mit der Kläranlagenausbaugröße wurden die Ergebnisse der einzelnen Kläranlagen vorerst auf Landesebene, ab 1988 bundesweit zusammengeführt, ausgewertet und als ATV-Leistungsvergleich kommunaler Anlagen veröffentlicht (ATV, 1997).

## 2 Leistungsvergleich

Für die Beurteilung der Reinigungsleistung werden in Österreich die Ergebnisse der Eigen- und Fremdüberwachung herangezogen, wobei bei Anlagen > 1000 EW in der Regel die Analyse von mengenproportionalen Tagesmischproben erfolgt. Die Mindesthäufigkeiten dieser Untersuchungen sowie Kriterien für die Beurteilung der Ergebnisse hinsichtlich der Erfüllung der gesetzlichen Bestimmungen sind in Abhängigkeit von der Anlagengröße in der 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser (BMfLuF, 1996) sowie im ÖWAV-Arbeitsbehelf 14, 2. Auflage 1998 „Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (>50 EW)“ (ÖWAV, 1998) festgelegt.

Für die darüber hinausgehende Bewertung der Ergebnisse wurde auf Basis einer Diplomarbeit (BINDER, 1989) vom ÖWAV-Arbeitsausschuß „Klärwärterbetreuung“ im Jahre 1991 der ÖWWV-Arbeitsbehelf 9 „Leistungsbeurteilung und Leistungsvergleich von Abwasserreinigungsanlagen - Bestimmung von Leistungskennzahlen“ (ÖWAV, 1991) erstellt.

Die darin festgelegte Bewertung erfaßt dabei folgende **Reinigungsschritte**, die durch die angeführten Parameter charakterisiert werden.:

Kohlenstoffabbau:	BSB <sub>5</sub> , CSB, TOC
Ammonium-Stickstoffabbau:	NH <sub>4</sub> -N
Stickstoffentfernung:	$\Sigma$ NH <sub>4</sub> -N + NO <sub>3</sub> -N
Phosphorentfernung:	PO <sub>4</sub> -P (bzw. Ges-P)

Für die Bewertung der Einzelparameter wurden die in der BRD (ATV, 1997) festgelegten **Trennkennwerte** der Sauerstoffbedarfsstufen weitgehend übernommen und zusätzliche Trennkennwerte für die Kenngrößen  $\Sigma \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$  und  $\text{PO}_4\text{-P}$  festgelegt.

**Tabelle 1:** Abbaustufen, Trennkennwerte und Konzentrationsbereiche der zugeordneten Restbelastung

Abbaustufe	Trennkennwerte					
	ATH-BSB <sub>5</sub> (mg/l)	CSB <sub>5</sub> (mg/l)	TOC (mg/l)	NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	$\Sigma \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l)	PO <sub>4</sub> -P (mg/l)
1	0 - 7	0 - 38	0 - 12	0 - 3	0 - 8	0 - 0,5
2	>7 - 15	>38 - 62	>12 - 20	>3 - 8	>8 - 13	>0,5 - 0,8
3	>15 - 25	>62 - 90	>20 - 30	> 8 - 15	>13 - 19	>0,8 - 1,2
4	>25 - 40	>90 - 120	>30 - 40	>15 - 25	>19 - 25	>1,2 - 1,8
5	>40	>120	>40	>25	>25	>1,8

Bei der Festlegung dieser Trennkennwerte wurden auch die damaligen gesetzlichen Grenzwerte mitberücksichtigt, wobei in Abhängigkeit von der Anlagengröße die Abbaustufen 2 bzw. 3 als gerade noch zulässig anzusehen sind.

Um eine exakte Bewertung vornehmen zu können, wurde zudem eine Bewertungstabelle (siehe Anhang) ausgearbeitet.

**Grundvoraussetzungen** für die **Bewertung** sind:

- Tagesmischproben, bei Anlagen < 1000 EW 2-Stunden-Mischprobe
- Mindestens 12 Untersuchungsergebnisse pro Jahr (1 x/Monat), vorzugsweise mindestens 1 Untersuchung/Woche
- Ausreichend genaue Untersuchungsmethoden
- Erfassung der Tagesabwassermenge und der Rohabwasserbelastung

Die daraus gewonnenen **Jahresmittelwerte** können folgendermaßen bewertet werden:

- a) Direkte Bewertung der Ablaufwerte
- b) Zusätzliche Bewertung der Ablaufwerte nach Umrechnung auf Standardabwasser und Standardabwasseranfall

Durch die **Leistungskennzahlen (LZ, LZ<sub>s</sub>)**, die keine technische Größe darstellen, werden die Bewertungen für die einzelnen Parameter miteinander verknüpft, wobei die betrachteten Abbauprozesse (C-, NH<sub>4</sub>-, N-, P-Entfernung) als **gleichgewichtig** festgesetzt wurden.

Bei der **direkten Bewertung** wird die **Leistungskennzahl LZ** als Gesamtkennzahl für die erreichte Ablaufqualität angegeben. Diese Kennzahl ermöglicht einen längerfristigen Vergleich der Ergebnisse der betreffenden Kläranlage.

Um den Einfluß der unterschiedlichen Belastung des Rohabwassers (z.B. höher konzentrierte Abwässer aus Industrie- und Gewerbebetrieben) bzw. die Verdünnung durch Fremdwasser berücksichtigen zu können, ist es erforderlich, die Belastung der Kläranlage in hydraulischer und organischer Hinsicht mitzuberechnen. Durch den Bezug auf den Standard-Abwasseranfall von 200 l/E.d und die organische Belastung der Anlage ergibt sich der Verdünnungsfaktor  $\alpha$ , mit welchem die jeweiligen Ablaufkonzentrationen **vor** der Bewertung multipliziert werden. Anschließend wird sodann die **Leistungskennzahl LZ<sub>s</sub>** ermittelt, die einen **Leistungsvergleich** verschiedener Anlagen und Verfahren mit unterschiedlicher Abwasserzusammensetzung erlaubt.

Die Auswertung ist damit leicht verständlich und ermöglicht auch eine (eingeschränkte) fachliche Bewertung der erreichten Ablaufqualität verschiedener Kläranlagen.

### **Anwendungen des Kläranlagen-Leistungsvergleiches**

Unter der Voraussetzung, daß ausreichendes Datenmaterial vorliegt, kann der Leistungsvergleich für vielfältige Zwecke eingesetzt werden:

- Leistungsdokumentation/Leistungsbilanz der Kläranlage
- Längerfristige (mehrjährige) Bewertung der eigenen Kläranlage - Auswirkung von Sanierungsmaßnahmen, Verfahrensumstellungen, etc.
- Vergleich und Beurteilung der Ergebnisse im Rahmen der Kläranlagen-Nachbarschaftstage - Motivation des Betriebspersonals
- Ermittlung der Kläranlagenauslastung (hydraulisch, organisch)
- Ermittlung des Fremdwasseranteiles
- Hinweise auf die Einleitung biologisch schwer abbaubarer Inhaltsstoffe
- Verknüpfung mit betriebswirtschaftlichen Daten (Kennzahlen - Benchmarking)
- Auswertung auf Nachbarschafts- und Bundeslandebene, Ermittlung von Leistungskennzahlen
- Vergleich mit gesetzlichen Vorgaben
- Abschätzung des Sanierungsbedarfs
- Vergleich unterschiedlicher Verfahren und Anlagengrößen im „Alltagsbetrieb“
- Ermittlung von Summenhäufigkeiten auf Landes- und Bundesebene bzw. nach Größenklassen
- Ermittlung von Restbelastungen (Frachten) in Flußeinzugsgebieten - Vergleich mit Gewässerbelastungen, Angaben für die wasserwirtschaftliche Rahmenplanung
- Öffentlichkeitsarbeit
- Datengrundlage für EU-Berichtspflichten
- Internationaler Leistungsvergleich/Leistungsdokumentation

Die **Dokumentation** des erzielten Reinigungsergebnisses im abgelaufenen Betriebsjahr stellt eine wesentliche Funktion des Kläranlagenleistungs-Vergleiches dar. Die Jahresmittelwerte und Leistungskennzahlen können quasi als **Jahreszeugnis** der Anlage angesehen werden. Das Ergebnis wird dabei durch äußere Einflüsse und Gegebenheiten (Auslegung und Belastung der Kläranlage, technische Ausstattung, etc.) sowie durch die Arbeit des Betriebspersonals maßgeblich beeinflusst. Die Betriebsergebnisse selbst können direkt aus den Betriebsprotokollen gemäß ÖWAV-Regelblatt 13 entnommen und bei Bedarf mit weiteren betrieblichen Kenndaten verknüpft werden (z.B. Ermittlung der organischen/hydraulischen Auslastung, spezifischer Energieaufwand, Einsatz von Fällungschemikalien, etc.). Aus den Ergebnissen können zudem Schlüsse auf den Fremdwasseranteil, die Einleitung biologisch schwer abbaubarer Abwasserinhaltsstoffe, weitere Optimierungsmöglichkeiten bzw. Sanierungserfordernisse gezogen werden.

Bei längerfristigen mehrjährigen Betrachtungen werden auch die Auswirkungen verschiedener Einflüsse auf die Einzelparameter und Leistungskennzahlen gut erkennbar. Dies wird am Beispiel einer mittleren Kläranlage im Burgenland (siehe Abb. 1-4) dargestellt, wobei folgende Einflüsse gegeben waren:

- 1986:            Betriebsprobleme, unzureichende Sauerstoffversorgung
- 1987:            Erste Verbesserungsmaßnahmen, Auswirkungen der Phosphathöchstmengenverordnung
- 1988:            Weitere Verbesserung, vollständige Nitrifikation
- 1989 – 1991:   Betriebsprobleme durch Industrieabwässer, Blähschlamm
- 1992 – 1993:   Weitere Anlagenverbesserung, Phosphorfällung, Vorreinigung beim Industriebetrieb

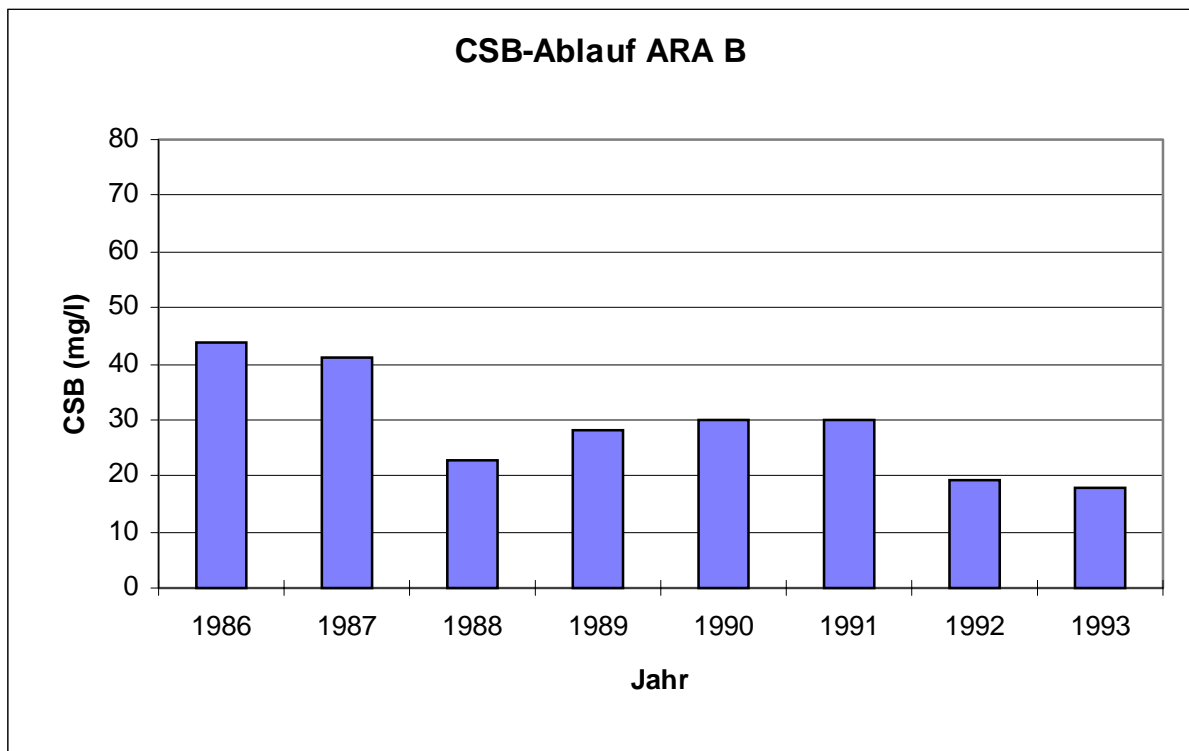


Abbildung 1: CSB-Ablauf einer Verbandskläranlage im Burgenland

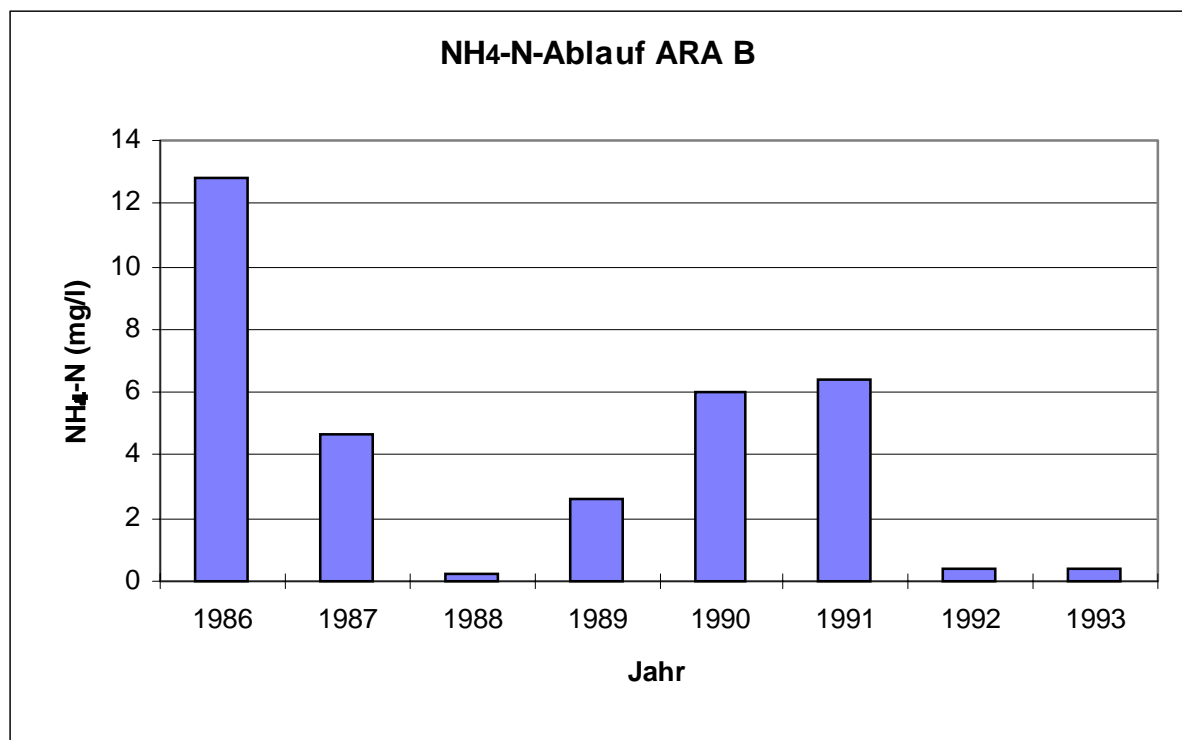
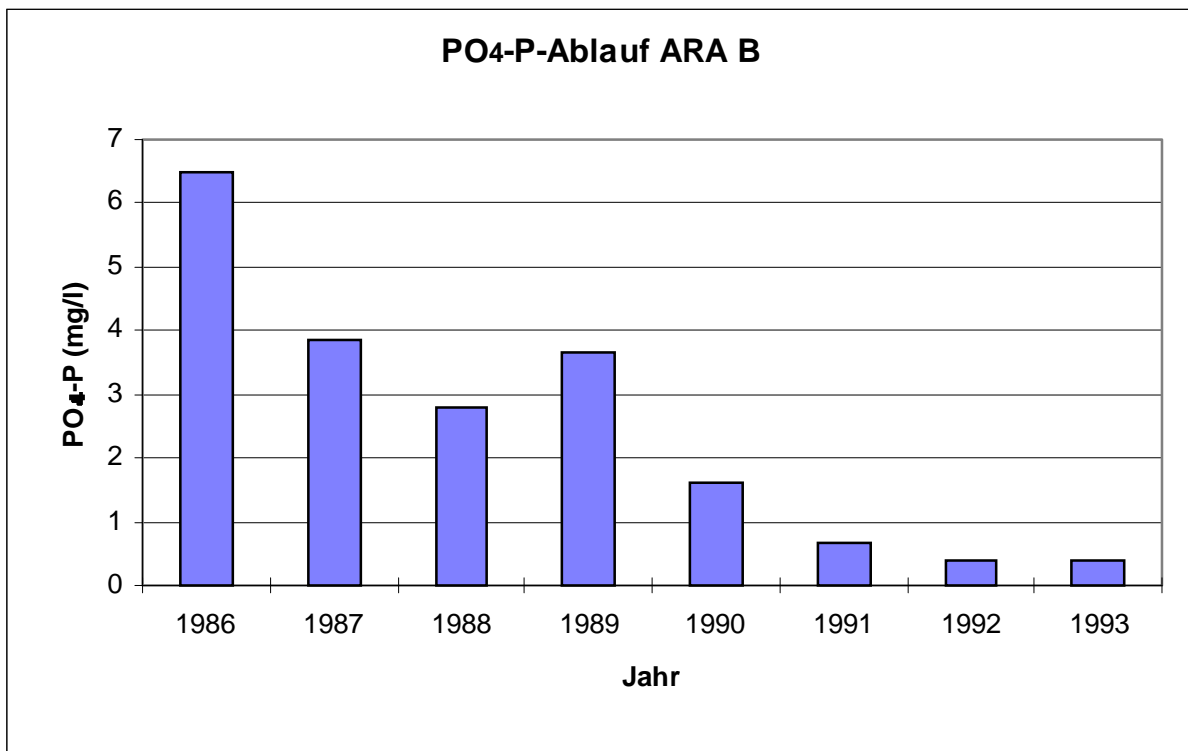
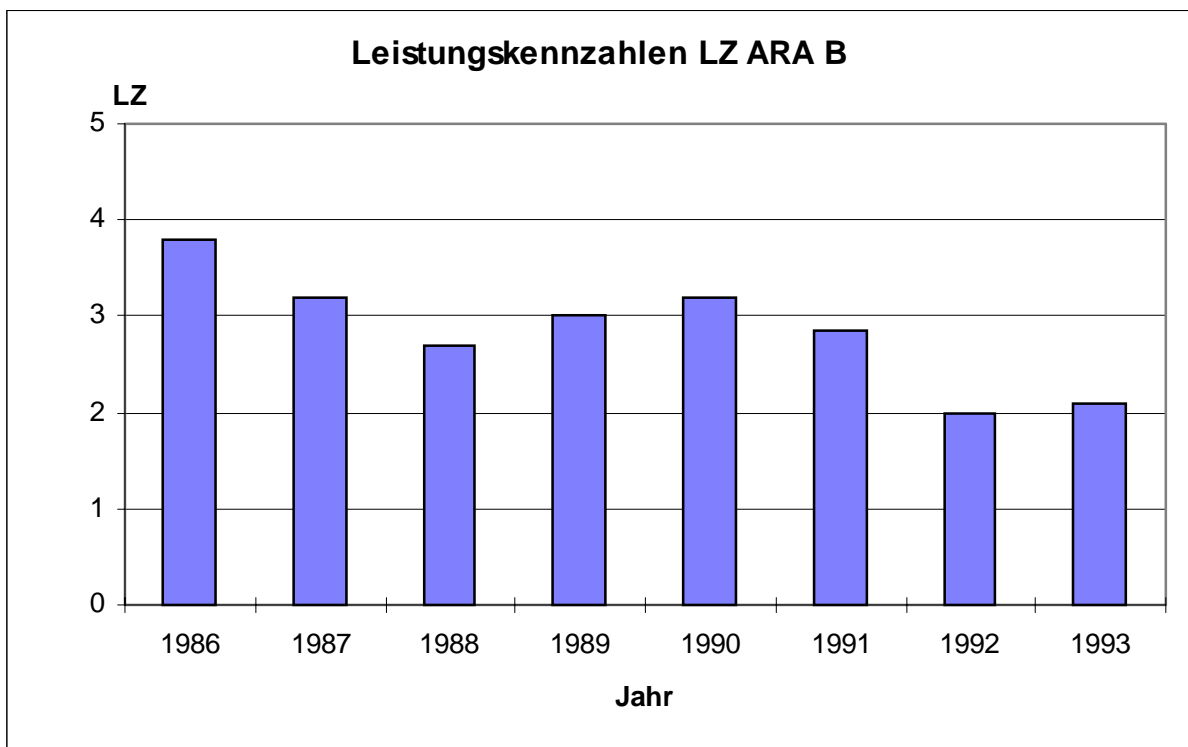


Abbildung 2: NH<sub>4</sub>-N-Ablauf einer Verbandskläranlage im Burgenland



**Abbildung 3:** PO<sub>4</sub>-P-Ablauf einer Verbandskläranlage im Burgenland



**Abbildung 4:** Leistungskennzahl LZ einer Verbandskläranlage im Burgenland



Die Datenerhebung für den **bundesweiten Kläranlagenleistungsvergleich** erfolgt im Rahmen der Kläranlagennachbarschaftstage. Die Daten werden dabei auf freiwilliger Basis in dankenswerter Weise von den Kläranlagenbetreibern zur Verfügung gestellt. Diesbezüglich darf jedoch auch darauf hingewiesen werden, daß gemäß Umweltinformationsgesetz jeder Kläranlagenbetreiber gesetzlich verpflichtet ist, die betreffenden Emissionsdaten zu veröffentlichen.

Durch Verknüpfung der Bemessungsdaten der betreffenden Kläranlage mit den ermittelten Daten ist es auch leicht möglich, die **hydraulische** und **organische Auslastung** der jeweiligen Kläranlage zu ermitteln. Ebenso können aus dem Verdünnungsfaktor  $\alpha$  Schlüsse auf die Größe des **Fremdwasseranteiles** bei der betreffenden Anlage gezogen werden.  $\alpha$ -Werte  $> 1$  weisen jedenfalls auf Fremdwasseranteile bzw. z.T. auch auf einen Abbau von organischen Belastungsstoffen in der Kanalisation hin. Weiters können auch Schlußfolgerungen auf biologisch schwer abbaubare Inhaltsstoffe im Rohabwasser gezogen werden (Verhältnis CSB/BSB<sub>5</sub>).

Durch die Diskussion der oben angeführten Punkte im Rahmen der Kläranlagennachbarschaftstage kann dabei gezielt auf die Rahmenbedingungen jeder Kläranlage eingegangen und Informationen für den Betrieb der eigenen Kläranlage gewonnen werden.

Bei einer weiteren Verknüpfung mit **betriebswirtschaftlichen Daten**, wie dies bereits im Rahmen der Großkläranlagen-Nachbarschaft vorgenommen wird, können eigene Stärken und Schwächen durch faires gegenseitiges Vergleichen erkannt werden, wodurch der Betrieb weiter verbessert werden kann (**Benchmarking**).

Um eine rationelle Auswertung der Daten auf Landes- und Bundesebene zu ermöglichen, wurde vom ÖWAV ein Auswerteprogramm erstellt, in welches die Stammdaten der Kläranlagen sowie die Jahresmittelwerte der Zu- und Ablaufkonzentrationen und Abwassermengen eingegeben werden. Die Leistungskennzahlen LZ und LZ<sub>s</sub> werden sodann für alle Nachbarschaften in einem Bundesland sowie für Österreich aufgrund **frachtgewichteter Ablaufkonzentrationen** berechnet. Die Ergebnisse werden sodann in graphischer und tabellarischer Form dargestellt und in der „Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen“ (ÖWAV, 1996, 1997) veröffentlicht.

Der **ÖWAV-Kläranlagen-Leistungsvergleich** wird im Rahmen der Kläranlagennachbarschaften seit dem Jahre 1993 durchgeführt. Die Teilnahme an den Kläranlagennachbarschaften und am Leistungsvergleich zeigte dabei eine stetige Zunahme. Im Jahre 1996 haben sich bereits 647 Kläranlagen mit einer Ausbaupkapazität von 15,45 Mio. EW beteiligt. Dies entspricht etwa 65 % aller biologischen Kläranlagen > 500 EW bzw. von ca. 68 % der gesamten bestehenden Kläranlagenkapazität Österreichs (inkl. Industriekläranlagen). Während von den biologischen kommunalen Kläranlagen bereits 86 % der Gesamtkapazität erfaßt sind, haben bis dato erst 11 % der Gesamtkapazität biologischer Industriekläranlagen teilgenommen. Im kommunalen Bereich können daher die Ergebnisse durchaus als repräsentativ angesehen werden. In der Mehrzahl der Bundesländer konnten bereits Erfassungsquoten im kommunalen Bereich von 88 – 100 % erreicht werden.

Die **gewichteten Ablaufkonzentrationen** und **Leistungskennzahlen** Österreichs für die Jahre 1993 – 1996 sind in Tabelle 2 zusammengestellt:

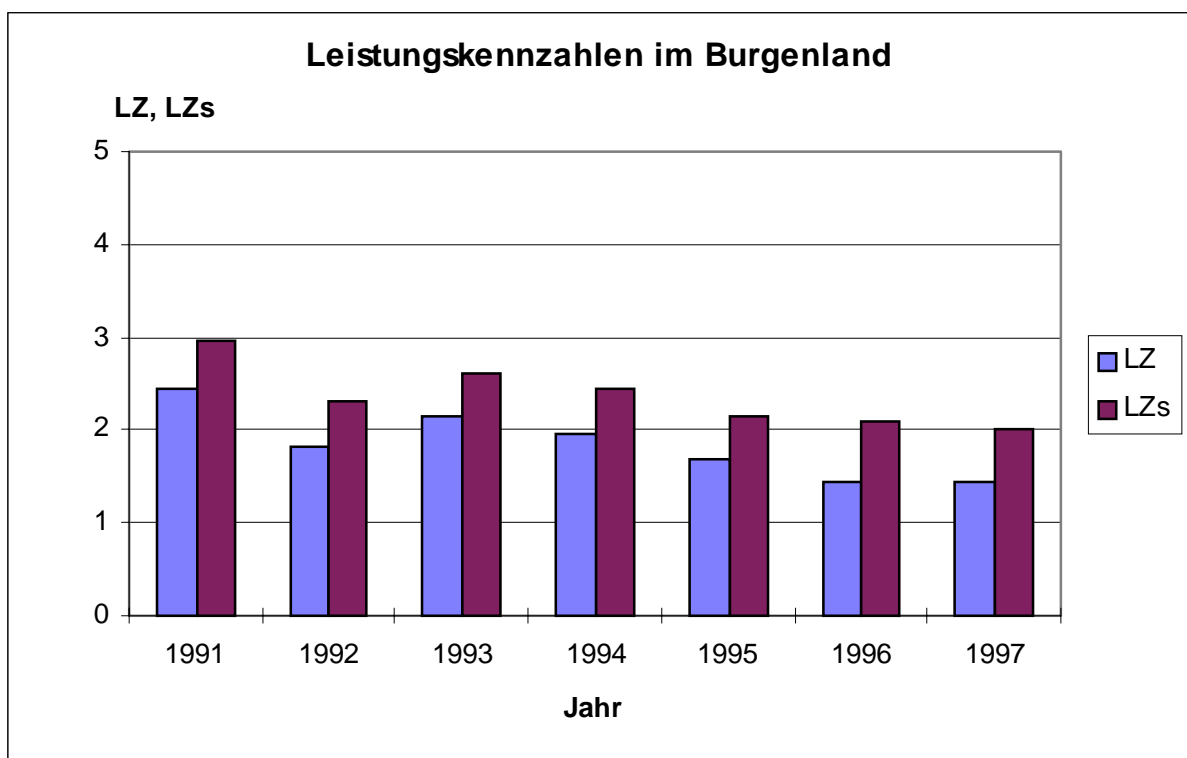
**Tabelle 2:** Frachtgewichtete Ablaufkonzentrationen und Leistungskennzahlen für Österreich

	<b>1993</b>	<b>1994</b>	<b>1995</b>	<b>1996</b>
Ausbaugröße (Mio. EW)	9,50	10,67	13,99	14,86
Abwassermenge (Mio. m <sup>3</sup> /d)	1,36	1,50	2,23	2,50
BSB <sub>5</sub> (mg/l)	9	16	20	18
CSB (mg/l)	47	63	67	61
TOC (mg/l)	8	10	31	33
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	6,7	7,4	11,5	11,0
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	9,1	7,5	6,8	5,9
NH <sub>4</sub> -N + NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	15,7	14,8	18,2	17,1
PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	2,3	1,7	1,7	1,3
LZ	3,3	3,4	4,0	3,8
α	1,41	1,19	0,96	1,01
LZ <sub>s</sub>	3,9	3,7	3,9	3,8

Ein Vergleich der Ergebnisse der Jahre 1993/94 und 1995/96 ist nur eingeschränkt möglich, da maßgebliche Großkläranlagen (Wien, Graz, etc.) erst seit dem Jahre 1995 an den Nachbarschaften teilgenommen haben. Die Auswirkungen der Großkläranlagen auf das Gesamtergebnis für Österreich sind aus Tabelle 2 klar ablesbar. Die Detailergebnisse der einzelnen Bundesländer sind im Anhang zusammengestellt.

Bei der Beurteilung der Jahresmittelwerte Österreichs ist u.a. auch zu berücksichtigen, daß bei einem mittleren Abwasseranfall von 2,5 Mio. m<sup>3</sup>/d jede Änderung eines Parameters um 1 mg/l einer Gesamtfracht von 914 t/a entspricht.

Aus längerfristigen Auswertungen mit konsistenter Datenbasis sind die Verbesserungen im Kläranlagenbetrieb deutlich erkennbar. Aus den Leistungskennzahlen für das Burgenland (Abbildung 5) ist darüber hinaus aber auch die Schwankungsbreite erkennbar, die u.a. auf meteorologische Einflüsse zurückzuführen ist.



**Abbildung 5:** Entwicklung der Leistungskennzahlen im Burgenland

Ein **Vergleich** mit **gesetzlichen Vorgaben** ist nur im eingeschränkten Umfang möglich, da durch die Angabe von Jahresmittelwerten eventuelle Spitzenbelastungen im Kläranlagenablauf ausgeglichen und damit nicht erkannt werden. Zudem können in den jeweiligen Wasserrechtsbescheiden spezielle Festlegungen enthalten sein, die im Rahmen dieses Verfahrens nicht bewertet werden können (individuelle Betrachtung jeder Kläranlage erforderlich!).

Durch die Auswertung nach Konzentrations-Größenklassen und der Annahme, daß Anlagen, welche im Jahresmittelwert bezüglich des BSB<sub>5</sub>, CSB, PO<sub>4</sub>-P und  $\Sigma$  NH<sub>4</sub>-N + NO<sub>3</sub>-N innerhalb der Konzentrationsklassen 1 – 3 und bezüglich NH<sub>4</sub>-N innerhalb der Konzentrationsklassen 1 – 2 liegen, die 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser weitgehend erfüllen, kann aber ein Überblick gegeben werden. Demnach können folgende Feststellungen getroffen werden:

Der Kohlenstoffabbau wurde bereits bei 91 % (BSB<sub>5</sub>) bzw. 94 % (CSB) aller Teilnehmer erfüllt, dies entspricht einer Ausbaugröße von ca. 10 Mio. EW bzw. 11,3 Mio. EW. Die Anforderungen für die Nitrifikation (NH<sub>4</sub>-N) werden derzeit erst von 70 % der Anlagen bzw. von 8,66 Mio. EW erfüllt. Bei 65 % der Anlagen (7,75 Mio. EW) wurde bereits eine ausreichende Stickstoffentfernung erreicht. Bezüglich der Phosphorentfernung weisen erst 41 % der Anlagen (8,94 Mio. EW) eine verordnungskonforme Ablaufqualität auf. Bezüglich der Entfernung der Nährstoffe ist demnach noch ein entsprechender **Sanierungsbedarf** gegeben.

Da die Datengrundlage des Leistungsvergleiches aus Jahresmittelwerten von Einzelmessungen des ganzen Jahres besteht, können auch Aussagen über die längerfristige **Ablaufqualität verschiedener Verfahren** im rauen **Alltagsbetrieb** gemacht werden. In jedem Falle sollten jedoch für die Bewertung die Ergebnisse mehrerer Anlagen vorliegen. In diesem Zusammenhang muß aber auch darauf hingewiesen werden, daß die Ergebnisse des Leistungsvergleiches u.a. auch durch anlagenspezifische Randbedingungen, Standort der Anlage, Temperatureinflüsse, betriebliche Überwachung, etc. wesentlich beeinflußt werden. Deutlich erkennbar sind auch die Einflüsse des Kanalsystems (Misch-/Trennsystem), welche jedoch durch die Leistungskennzahl LZ<sub>s</sub> weitgehend eliminiert werden können. Eine weitere Fehlermöglichkeit besteht auch in der Durchflußmessung. Erfahrungsgemäß

weisen einige Meßsysteme derzeit noch zumeist überhöhte Anzeigen auf, wodurch der Einfluß von Fremdwässern in Einzelfällen zu hoch bewertet werden kann. Im Zweifelsfall sollte hier eine Plausibilitätsprüfung über die im abgelaufenen Jahr im Einzugsgebiet bezogene Trinkwassermenge und dem Trockenwetterzufluß sowie der gesamten Jahresabwassermenge vorgenommen werden.

Die Auswertung der Ablaufwerte nach Kläranlagengrößenklassen (Tabelle 3) zeigt, daß bei kleineren Kläranlagen etwas schlechtere Reinigungsergebnisse erzielt werden als bei Anlagen bis 50.000 EW. Dies kann z.T. aber auch darauf zurückgeführt werden, daß bei den Kleinanlagen vorwiegend Trennsysteme im Einsatz sind und dadurch höhere Ablaufkonzentrationen resultieren (siehe auch Phosphat-Phosphor-Gehalt). Eine Leistungsbeurteilung bezogen auf Standardabwasser ist bei den Kleinanlagen problematisch, da Zulaufprobeentnahmegeräte und Durchflußmeßanlagen z.T. fehlen.

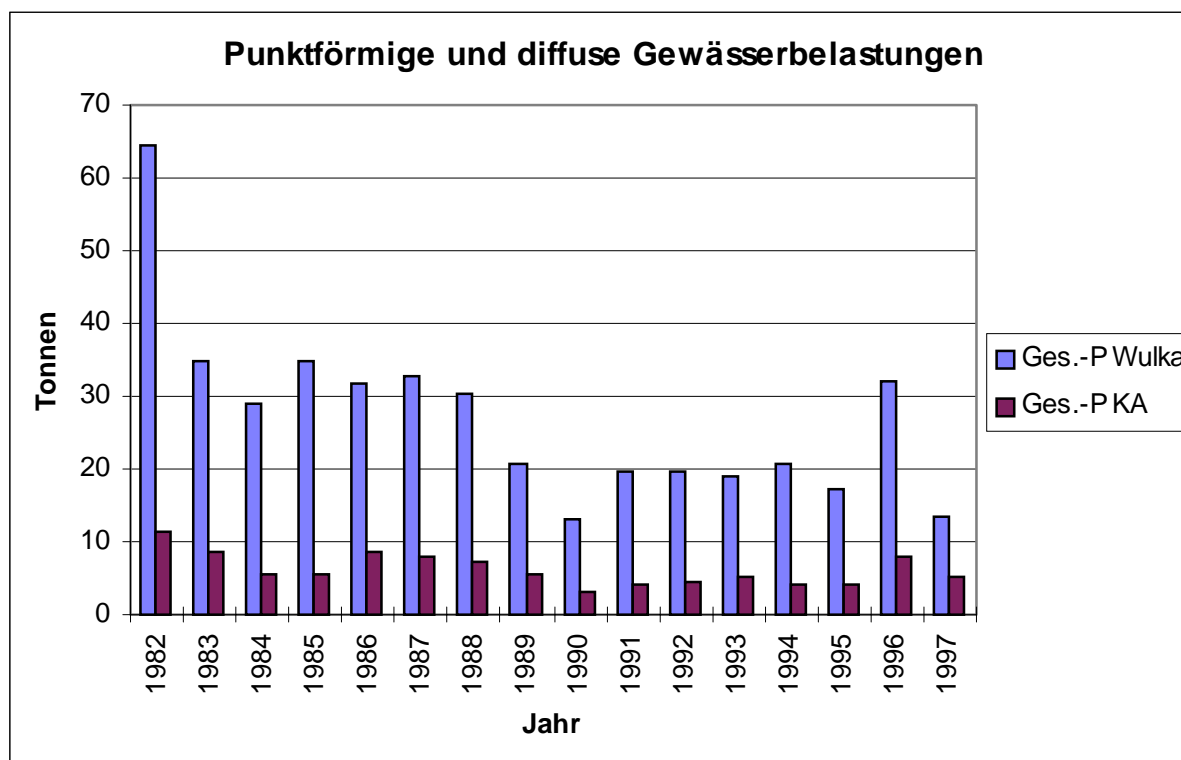
Die Verschlechterung der Ablaufqualität bei den Anlagen > 50.000 EW ist vor allem darauf zurückzuführen, daß bei einigen Großanlagen die erforderliche Anpassung an den Stand der Technik noch nicht vorgenommen wurde.

**Tabelle 3:** Summenhäufigkeitswerte der Jahresmittelwerte 1996 nach der Ausbaugröße:

Ausbaugröße (EW)		> 500 – 1.000	> 1.000 – 5.000	> 5.000 – 50.000	> 50.000
BSB <sub>5</sub> (mg/l)	50 %	7	5	6	7
	85 %	17	14	12	11
CSB (mg/l)	50 %	31	28	27	33
	85 %	63	54	47	61
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	50 %	3,7	1,7	2,0	3,5
	85 %	14,9	10,5	8,8	15,8
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	50 %	5,9	5,8	6,3	5,4
	85 %	13,7	15,3	14,9	9,9
Σ NH <sub>4</sub> -N + NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	50 %	14,0	11,1	10,6	12,0
	85 %	24,4	23,3	20,4	24,3
PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	50 %	1,8	1,4	1,2	0,8
	85 %	4,3	3,5	3,3	3,4
Anzahl der ARA		65	240	273	47

Die Verknüpfung der Jahresmittelwerte der Ablaufkonzentrationen mit den Abwassermengen (Ermittlung der Ablauffrachten) kann auch für wasserwirtschaftliche Fragestellungen in Flußeinzugsgebieten herangezogen werden. In der Bundesrepublik Deutschland werden z.T. bereits getrennte Auswertungen des Leistungsvergleiches für einzelne Flußeinzugsgebiete vorgenommen.

Derartige Fragestellungen wurden u.a. bereits im Einzugsgebiet der Wulka behandelt, wobei die Ablauffrachten aus den Kläranlagen der gesamten Gewässerbelastung der Wulka, die bei der Wassergütemeßstation in Schützen am Gebirge kontinuierlich erfaßt wird, gegenübergestellt wurde. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen werden am Beispiel des Parameters Gesamt-Phosphor in Abbildung 6 dargestellt. Daraus ist klar ersichtlich, daß die Gesamtbelastung der Wulka zu etwa 75 % aus Phosphorverbindungen, die aus diffusen Quellen (z.B. Bodenerosion) stammen, resultiert. Die Restfracht der Kläranlagen an Phosphorverbindungen konnte durch die Simultanfällung massiv herabgesetzt werden, die Ablaufkonzentrationen liegen nunmehr im Jahresmittel bei 0,31 mg/l.



**Abbildung 6:** Gesamt-Phosphor-Belastung der Wulka in Schützen am Gebirge sowie Belastung durch Kläranlagenabläufe

Aus den Ergebnissen des Leistungsvergleiches können somit wertvolle Informationen für wasserwirtschaftliche Planungsaufgaben bzw. auch für Immissionsbetrachtungen gewonnen werden.

Die Leistungen der Kläranlagen sollten zudem auch vermehrt im Rahmen der **Öffentlichkeitsarbeit** eingesetzt werden. Durch entsprechende Fachbeiträge, Vorträge, Veröffentlichungen und Folder können damit auch die erzielten Leistungen der breiten Öffentlichkeit bekanntgemacht werden.

Weiters könnten die Daten zusätzlich auch für die diesbezüglichen **EU-Berichtspflichten** eingesetzt werden. In Baden-Württemberg werden z.B. die Kläranlagenbetreiber vom zuständigen Ministerium per Erlaß angewiesen, die diesbezüglichen Daten zu übermitteln. Aufgrund dieser Daten wird sodann nach entsprechender Ergänzung der Lagebericht für die EU erstellt.

In Österreich ist eine derartige Vorgangsweise wohl denkbar, derzeit aber nicht möglich, da die Teilnahme an den Kläranlagennachbarschaften und am Kläranlagen-Leistungsvergleich ausschließlich freiwillig erfolgt.

Die Mittelwerte der Jahresablaufkonzentrationen stellen aber auch eine ideale Basis für **internationale Vergleiche** dar. Dabei müssen jedoch jeweils die Randbedingungen, unter welchen die Daten gewonnen wurden, berücksichtigt werden, um einen korrekten Vergleich zu ermöglichen. Die Datenerfassung im Rahmen des Kläranlagen-Leistungsvergleiches in der Bundesrepublik Deutschland beruht z.B. nicht auf Tagesmischproben und wird in den einzelnen Bundesländern über unterschiedliche Zeiträume vorgenommen (z.T. nur warme Jahreszeit). Zudem werden hier nur kommunale Kläranlagen erfaßt. Weiters werden die Ablaufkonzentrationen mit der Ausbaugröße und nicht mit der durchgesetzten Abwassermenge gewichtet. Dadurch ergeben sich auch in diesem Bereich unterschiedliche Bewertungen. Hervorzuheben ist aber die gute Öffentlichkeitsarbeit. Die Ergebnisse des kommunalen Leistungsvergleiches werden jährlich in Form eines Folders veröffentlicht und der Fachzeitschrift „Korrespondenz Abwasser“ beigelegt.

## Weiterentwicklung des Kläranlagen-Leistungsvergleiches

Durch die Festschreibung des Standes der Technik in der 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser ist zwangsläufig eine weitergehende Reinigung der Abwässer in niedrig belasteten Kläranlagen erforderlich. Aus den bisherigen Untersuchungen ist bekannt, daß bei einer weitgehenden Nitrifikation der Kohlenstoffabbau bereits erfolgt ist. Die Bestimmung der organischen Summenparameter CSB, BSB<sub>5</sub> oder TOC könnte demnach zukünftig entfallen. Erste Schritte in diese Richtung wurden bereits in Baden-Württemberg gesetzt, wobei im Leistungsvergleich 1997 der BSB<sub>5</sub>-Ablaufwert erstmals nicht mehr erfaßt wurde.

Als gewässerrelevant sind demnach die Parameter Ammonium-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff (Gesamtstickstoff) und Gesamt-Phosphor anzusehen. Bezogen auf den resultierenden Sauerstoffbedarf im Gewässer ist inklusive des Sekundärabbaues gebildeter Algen bei Phosphor (100 kg O<sub>2</sub>/kg P) und Gesamtstickstoff (14 kg O<sub>2</sub>/kg Gesamtstickstoff) mit wesentlich höherem Sauerstoffbedarf zu rechnen als durch Kohlenstoffverbindungen (1 kg O<sub>2</sub>/kg BSB<sub>5</sub>).

Dementsprechend wird vorgeschlagen, eine Gleichgewichtung von Stickstoff- und Phosphor-Verbindungen im Ablauf vorzunehmen. Die Bewertung von Nitrifikation und Stickstoffentfernung könnte nach wie vor getrennt erfolgen, wobei jedoch nur mehr der Mittelwert aus beiden Bewertungen in die Gesamtbewertung einfließen würde.

Als Gesamtbewertung (Leistungskennzahl) würde somit der Mittelwert aus der Bewertung der Stickstoff- und Phosphor-Verbindungen resultieren.

Bedingt durch die Änderung in der 1. Emissionsverordnung könnte zukünftig zudem der Parameter PO<sub>4</sub>-P durch den Parameter Gesamt-Phosphor ersetzt werden. Die Bewertungstabelle müßte diesbezüglich entsprechend geändert werden.

Im Hinblick auf die zukünftige EU-Wasserrahmenrichtlinie wären zudem eventuell auch flußgebietsbezogene Auswertungen erforderlich. Zudem könnten auch die Auslastungsgrade der einzelnen Anlagen miterfaßt und gleichzeitig entsprechendes Datenmaterial für entsprechende Lageberichte ausgewertet werden.



Durch die bestehende Datenerfassung wird es ermöglicht, europaweite Vergleiche vorzunehmen, sofern die Rahmenbedingungen der Untersuchungen aufeinander abgestimmt werden.

Der Leistungsvergleich ist darüber hinaus auch ein Mittel um feststellen zu können, ob die gesetzten Ziele in der Abwasserreinigung in Österreich bereits erreicht wurden bzw. ob die eingesetzten Mittel auch den entsprechenden Erfolg gezeigt haben (Vergleich mit der Gewässergüte).

Gegebenenfalls müßte eine weitere Anpassung hinsichtlich EU-Bestimmungen vorgenommen werden (z.B. Änderung der Kläranlagengrößenklassen). Detailauswertungen im Hinblick auf spezielle Verfahren erscheinen durchaus möglich.

Die Ergebnisse des Kläranlagen-Leistungsvergleiches sollten jedenfalls zukünftig nicht nur dem Betriebspersonal der Anlagen, sondern auch Behörden, Planern und sonstigen Interessierten und Betroffenen als wertvolle Informationsquelle dienen.

Abschließend darf allen Bediensteten auf den Abwasserreinigungsanlagen und allen Personen, die an der Erstellung und Durchführung des Leistungsvergleiches aktiv mitgewirkt haben, für ihre Mitarbeit recht herzlich gedankt werden.

## **Anhang**

- 1) Bewertungstabelle für den Kläranlagenleistungsvergleich
- 2) Frachtgewichtete Jahresmittelwerte und Leistungskennzahlen 1996

### 3 Literatur

- ATV (1997): Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 1996.
- Binder, F.M. (1989): Entwicklung eines Bewertungssystems zur Bewertung der Leistung von Abwasserreinigungsanlagen. *Diplom-Arbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.*
- BMfLuF (1996): 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser. BGBl. 210/1996.
- Ministerium für Umwelt und Verkehr, Baden-Württemberg (1997): Kommunales Abwasser, Lagebericht Oktober 1997.
- ÖWAV (1995): Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen. *ÖWAV-Regelblatt 13, 2. Auflage.*
- ÖWAV (1996): Kläranlagen-Nachbarschaften 1996. *Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen, Folge 3.*
- ÖWAV (1997): Kläranlagen-Nachbarschaften 1997. *Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen, Folge 4.*
- ÖWAV (1998): Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW). *ÖWAV-Arbeitsbehelf 14, 2. Auflage.*
- ÖWWV (1991): Leistungsbeurteilung und Leistungsvergleich von Abwasserreinigungsanlagen – Bestimmung von Leistungskennzahlen. *ÖWWV-Arbeitsbehelf 9.*
- Witte, H., Keding, M. (1988): Leistungssteigerung kommunaler Abwasserreinigungsanlagen in Kläranlagennachbarschaften. *ATV-Dokumentation und Schriftenreihe aus Wasserwirtschaft und Praxis, Band 17.*

WHR Dipl.Ing. Gerhard Spatzierer

Amt der Bgld. Landesregierung  
Abteilung 9 – Gewässeraufsicht

Wulkawiesen  
A-7041 Wulkaprodersdorf

Tel: +43/2687 / 62122  
Fax: +43/2687 / 62122 15  
E-Mail: gwa@bnet.at

Bewertung	Meß-Parameter (Jahresmittelwert in mg/l)					
	ATH-BSB <sub>5</sub>	CSB		NH <sub>4</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N+NO <sub>3</sub> -N	PO <sub>4</sub> -P
1,0	≤ 2,0	≤ 10,0	≤ 3,0	≤ 0,30	≤ 4,0	≤ 0,30
1,1	2,3	12,8	4,0	0,54	4,4	0,32
1,2	2,7	15,6	5,0	0,78	4,8	0,34
1,3	3,1	18,4	6,0	1,02	5,2	0,36
1,4	3,5	21,2	7,0	1,26	5,6	0,38
1,5	4,0	24,0	8,0	1,5	6,0	0,40
1,6	4,5	26,8	8,8	1,8	6,4	0,42
1,7	5,1	29,6	9,6	2,1	6,8	0,44
1,8	5,7	32,4	10,4	2,4	7,2	0,46
1,9	6,3	36,2	11,2	2,7	7,6	0,48
2,0	7,0	38,0	12,0	3,0	8,0	0,50
2,1	7,8	40,4	12,8	3,4	8,4	0,53
2,2	8,6	42,8	13,6	3,8	8,8	0,56
2,3	9,4	45,2	14,4	4,2	9,2	0,59
2,4	10,2	47,6	15,2	4,6	9,6	0,62
2,5	11,0	50,0	16,0	5,0	10,0	0,65
2,6	11,8	52,4	16,8	5,6	10,6	0,68
2,7	12,6	54,8	17,6	6,2	11,2	0,71
2,8	13,4	57,2	18,4	6,8	11,8	0,74
2,9	14,2	59,6	19,2	7,4	12,4	0,77
3,0	15,0	62,0	20,0	8,0	13,0	0,80
3,1	16,0	64,6	21,0	8,4	13,6	0,84
3,2	17,0	67,2	22,0	8,8	14,2	0,88
3,3	18,0	69,8	23,0	9,2	14,8	0,92
3,4	19,0	72,4	24,0	9,6	15,4	0,96
3,5	20,0	75,0	25,0	10,0	16,0	1,00
3,6	21,0	78,0	26,0	11,0	16,6	1,04
3,7	22,0	81,0	27,0	12,0	17,2	1,08
3,8	23,0	84,0	28,0	13,0	17,8	1,12
3,9	24,0	87,0	29,0	14,0	18,4	1,16
4,0	25,0	90,0	30,0	15,0	19,0	1,20
4,1	26,2	93,0	31,0	16,0	19,6	1,26
4,2	27,5	96,0	32,0	17,0	20,2	1,32
4,3	29,0	99,0	33,0	18,0	20,8	1,38
4,4	30,5	102,0	34,0	19,0	21,4	1,44
4,5	32,0	105,0	35,0	20,0	22,0	1,50
4,6	33,5	108,0	36,0	21,0	22,6	1,56
4,7	35,0	111,0	37,0	22,0	23,2	1,62
4,8	36,5	114,0	38,0	23,0	23,8	1,68
4,9	38,2	117,0	39,0	24,0	24,4	1,74
5,0	≥ 40,0	≥ 120,0	≥ 40,0	≥ 25,0	≥ 25,0	≥ 1,80

## Frachtgewichtete Leistungskennzahlen

### Leistungsvergleich 1996

## ÖSTERREICH - GESAMT 1996

### JAHRESMITTELWERTE (frachtgewichtet) AUSWERTUNG

Bundesland	Σ Ausbau- größe	BSB <sub>5</sub>	CSB	TOC	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	(NH <sub>4</sub> + NO <sub>3</sub> ) - N	PO <sub>4</sub> -P	Σ Q <sub>d</sub>	a	LZ	LZ <sub>s</sub>
	EW	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	m <sup>3</sup> /d	-	-	-
Burgenland	783.775	#	19	8	1,6	4,6	6,1	0,3	166.871	1,69	1,5	2,1
Kärnten	457.700	5	34	#	3,6	20,3	23,9	3,0	60.487	1,29	3,5	3,7
Niederösterreich	2,904.917	7	33	#	2,5	6,9	9,5	1,1	499.478	1,25	2,5	2,9
Oberösterreich	3,266.870	7	49	#	8,7	7,2	15,9	1,2	502.915	1,40	3,2	4,0
Salzburg	1,002.750	9	47	#	10,5	7,1	17,6	3,0	182.230	0,93	3,8	3,6
Steiermark	1,652.805	11	50	#	13,7	7,3	20,9	3,1	240.621	0,86	4,0	3,7
Tirol	1,624.022	8	30	10	5,3	6,9	12,2	1,7	231.972	1,22	3,1	3,3
Vorarlberg	665.000	11	51	#	9,3	6,2	15,5	0,2	77.058	0,88	2,6	2,4
Wien	2,500.000	47	134	38	26,4	1,3	27,7	0,5	541.800	0,74	4,2	3,6
<b>Österreich</b>		<b>18</b>	<b>61</b>	<b>33</b>	<b>11,0</b>	<b>5,9</b>	<b>17,1</b>	<b>1,3</b>		<b>1,01</b>	<b>3,8</b>	<b>3,8</b>
SUMMEN	<b>14,857.839</b>								<b>2,503.432</b>			

## Klärschlammüberwachung

M. Zeßner

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU-Wien

**Kurzfassung:** In diesem Beitrag wird die Klärschlammüberwachung in einem umfassenden Sinn verstanden. Die Klärschlammüberwachung beginnt mit der Überwachung der Stoffströme, die zur Klärschlammmentstehung und zum Eintrag von Stoffen in Abwasser und Klärschlamm führen und erstreckt sich bis hin zur Kontrolle der Rückführung dieser Stoffe in den natürlichen Kreislauf bzw. der Kontrolle einer Ausschleusung aus diesem Kreislauf über Deponierung. Im Rahmen dieses weit gestreckten Themenbereiches werden Diskussionsbeiträge zu einzelnen Fragenkomplexen gebracht.

Zum Beispiel kann die große Bedeutung von Verkehrsemissionen und der Korrosion von Dächern und Dachrinnen für den Schwermetalleintrag in Abwasser und Klärschlamm gezeigt werden. Damit werden Verkehrsaufkommen und Wohndichte zu wesentlichen Kriterien für Schwermetallemissionen. Eine wichtige Bedeutung im Rahmen der Klärschlammüberwachung kommt der Definition der Klärschlammqualität zu. Zum Einen soll sie die Eignung des Klärschlammes für eine Verwertung beschreiben, zum Anderen kommt ihr Bedeutung für die Überwachung „umweltgerechten“ Wirtschaftens zu. Eine Beurteilung der Klärschlammqualität nur an Hand von Konzentrationen von potentiellen Schadstoffen bezogen auf den Feststoffgehalt, wie Sie in Österreich üblich ist, ist für beide Aufgaben schlecht geeignet. Mögliche Alternativen werden aufgezeigt. Weiters wird die notwendige Häufigkeit von Klärschlamm- und Bodenuntersuchungen im Fall einer landwirtschaftlichen Verwertung diskutiert. Dabei wird in Frage gestellt, ob es tatsächlich gerechtfertigt ist, die Bodenuntersuchungen immer zwingend an eine Verwertung von Klärschlamm zu binden.

**Keywords:** Bodenuntersuchungen, Einleitermanagement, landwirtschaftliche Klärschlammverwertung, Klärschlammengen, Klärschlammqualität, Klärschlammverwertung im Landbau, Schwermetalleinträge, Untersuchungshäufigkeit, Verkehrsbelastung, Wohndichte

## **1 Einleitung**

Bei der Themenstellung Klärschlammüberwachung wird einem in der Regel vorerst die Frage der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung mit dem damit direkt verbundenen Überwachungsbedarf in den Sinn kommen. Bei näherer Betrachtung fällt jedoch auf, daß diesem Thema eine viel weitere Dimension zukommt. Genaugenommen beginnt Klärschlammüberwachung mit der Überwachung der Stoffströme, die zur Klärschlammmentstehung und zum Eintrag von Stoffen in Abwasser und Klärschlamm führen und streckt sich hin bis zur Rückführung dieser Stoffe in den natürlichen Kreislauf bzw. bis zu einer Ausschleusung aus diesem Kreislauf über Deponierung. In diesem Überwachungsprozeß gibt es eine Vielzahl von handelnden Personen. Der Personenkreis beginnt mit jedem Einzelnen als Privatperson und beinhaltet Politiker, Planer, Behörden und Wissenschaftler, und dies bei weitem nicht nur aus dem Bereich der Wasserwirtschaft. Eine zentrale Bedeutung kommt jedenfalls den Betreibern von Kläranlagen zu.

Es ist nicht möglich im Rahmen dieses Beitrages das Thema der Klärschlammüberwachung im oben genannten Sinn umfassend zu behandeln. Es werden hier daher nur Diskussionsbeiträge zu einigen Teilbereichen dieser Fragestellung gebracht. Da das Thema des Seminars „Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlage“ heißt, wird die Klärschlammüberwachung überwiegend in diesem Zusammenhang diskutiert werden.

## **2 Anforderungen an die Klärschlammüberwachung**

### **2.1 Einleitermanagement**

Nach den Grundsätzen des Abfallwirtschaftsgesetz (§1 Abs. 2) ist die Abfallmenge und deren Schadstoffgehalt so gering wie möglich zu halten. Dies gilt auch für Klärschlamm. Einleiterseitig ist eine mengenmäßige Vermeidung allenfalls durch eine Reduktion der Schmutzfrachten aus Industrie und Gewerbe oder durch eine Reduktion von Einträgen anorganischen Materials über Oberflächenabschwemmungen zu erreichen. Wie noch gezeigt werden soll, kann auch im Rahmen eines Betriebes einer Kläranlage Einfluß auf die Menge des anfallenden Klärschlamm und seine Zusammensetzung genommen werden.

Von wesentlich größerer Bedeutung ist jedoch die Frage der Vermeidung des Eintrages von potentiellen Schadstoffen in das Abwasser. Um hier gezielt handeln zu können, ist eine Kontrolle der Einleiter erforderlich. Klärschlammüberwachung beginnt mit dem Verständnis und der Überwachung der Eintragspfade von Stoffen in das Abwasser. Jedoch ist nicht nur die Einleiterkontrolle ein wesentlicher Teil der Klärschlammüberwachung, sondern vor allem ist auch die Klärschlammüberwachung ein ganz wesentlicher Bestandteil der Einleiterkontrolle. So kommt dem Klärschlamm als Stoffsenke eine wichtige Kontrollfunktion in Hinblick auf den Umgang mit Stoffen im Einzugsgebiet der Kläranlage zu.

Um den Eintrag von Stoffen in Abwasser und Klärschlamm beeinflussen zu können, ist es erforderlich, deren Herkunft zu kennen. Eine wesentliche Bedeutung kommt dabei der Kontrolle von Indirekteinleitern (Gewerbe und Industrie) zu. Dieser Frage ist im Rahmen dieses Seminars ein eigener Beitrag gewidmet (Pestal, 1998). Im vorliegenden Beitrag wird daher nicht näher darauf eingegangen, sondern nur auf die Sielhautuntersuchungen als wichtiges Instrument für den qualitativen Nachweis von Schwermetalleinleitungen hingewiesen. Es sind jedoch nicht alleine Industrie und Gewerbebetriebe Quellen von Schadstoffeinträgen. Wie in Tabelle 1 für einige Beispiele gezeigt werden kann, gelangt auch bei größeren Einheiten (Städte, Regionen) mit signifikantem Industrieanteil ein wesentlicher Teil der potentiellen Schadstoffen über Haushalte, über die Luft und Oberflächenabschwemmungen in Abwasser und Klärschlamm. Da es sich bei den zitierten Untersuchung zum Teil auch um ältere Arbeiten handelt, ist anzunehmen, daß durch Erfolge bei der Indirekteinleiterkontrolle heute der Beitrag von Industrie und Gewerbe teilweise noch deutlich geringer ist als in diesen Studien. Bei Blei dürfte die Einführung von bleifreiem Benzin zu einer deutlichen Reduktion der Einträge über Oberflächenabschwemmungen geführt haben.

Es ist auch zu erkennen, daß die Bedeutung der einzelnen Quellen stark von regionalen Gegebenheiten abhängig ist. Ein Verständnis der lokalen Situation ist daher erforderlich, wenn festgestellt werden soll, ob bzw. wie in einem konkreten Fall der Eintrag von potentiellen Schadstoffen in Abwasser und Klärschlamm reduziert werden kann. Im folgenden sollen nun beispielhaft die Einträge einiger Schwermetalle aus Haushalten und von Oberflächenabschwemmungen diskutiert werden und es soll versucht werden, einige wichtige Einflußfaktoren herauszuarbeiten.

**Tabelle 1:** Die Herkunft einiger Schwermetalle in % des Gesamteintrages in das Abwasser

Region, Veröffentlichungsdatum, [Quelle]	Herkunft	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		%	%	%	%	%	%
New York, 1974 [1]	HA	49	28	67	25		49
	OF	12	9	14	10		31
	I+G	39	52	19	65		20
München, 1981 [2]	HA	10-25	20-30	35-45	15-20	15-30	50-65
	OF	35-70	40-50	50-60	10-20	65-80	30-50
	I+G	20-40	25-35	5-10	60-70	<5	<5
Schweiz, 1981 [3]	HA	35		20	15	10	65
	OF	55		15	50	85	5
	I+G	10		65	35	5	30
Darmstadt, 1984 [4]	HA	20	10	40		15	55
	OF	30	15	30		55	35
	I+G	50	70	30		30	10
Hessen, 1986, [5]	HA	10		20		15	
	OF	15		20		40	
	I+G	75		60		45	
San Francisco Bay, 1994 [6]	HA+OF	90	85	85	75	80	99
	I+G	10	15	15	25	20	1
Niederösterreich, 1995 [7]	HA	20		40		10	20
	OF	5		35		40	70
	I+G	75		25		50	10
St. Gallen, 1997 [8]	HA	10		25		15	30
	OF	70		60		75	40
	I+G	20		20		10	30
Mittelwert (ohne USA)	HA	20	20	30	15	15	45
	OF	40	30	35	35	60	40
	I+G	40	50	35	50	25	15
Schwankungsbreite (ohne USA)	HA	10-35	10-30	20-45	15-20	10-30	20-65
	OF	5-70	15-50	15-60	10-50	40-85	5-70
	I+G	10-75	25-70	5-65	35-70	<5-50	<5-30

**HA...häusliches Abwasser, OF...Oberflächenabfluß, I+G Industrie und Gewerbe**

[1] Klein et al. (1974), [2] Bischofsberger (1981), [3] Ammann, Fahrni (1981) zitiert in Kernbeis (1996) und Brunner, Gajcy (1989), [4] Batelle-Institut e.V.(1984) zitiert in Schönberger (1990), [5] Nolte (1986) und Arpaci (1995), [6] Jenkins, Russell (1994), [7] Amt der NÖ Landesregierung (1995), [8] Boller (1997)



Bereits in Hinblick auf die Frachten von Schwermetallen, die aus dem Haushalt kommen, schwanken die Literaturangaben in einem weiten Bereich. Das selbe gilt auch für Literaturangaben über den Beitrag von Oberflächen. Hier sind zudem vielfach nur Konzentrationen der Metalle im Abwasser angegeben, und es fehlen meist Angaben über das Einzugsgebiet aus dem sie stammen (Niederschlagshöhe, Verkehrsdichte, verwendete Dachmaterialien etc.), so daß eine weitere Verwendung dieser Daten zum Teil nicht möglich ist. In der Tabelle 2 ist eine Zusammenstellung von Literaturangaben zu spezifischen Schwermetalleinträgen bezogen auf den jeweiligen „Produzenten“ angegeben. Zum Teil wurden die angegebenen Zahlen an Hand der Literaturangaben mit Hilfe verschiedener Annahmen (z.B. Abwassermengen, Niederschlagshöhen) abgeschätzt. Vor allem für die Frachten in Haushaltsabwässern wurde eine Vielzahl von Literaturangaben herangezogen. Zum Teil ältere Angaben, die deutlich von den anderen abweichen, wurden in den angegebenen Schwankungsbreiten nicht berücksichtigt. Hier fällt auf, daß zum Beispiel die nach wie vor häufig zitierten Angaben der ATV (1982 und 1984) zum Teil deutlich zu hoch sein dürften.

**Tabelle 2:** Literaturangabe spezifischer Schwermetalleinträge in Schmutz- und Regenwasser

	Haushaltsabwässer			atmosph. Depos.		Verkehrsemission*			Dachflächenkorrosion**		
	g/(E.a)			mg/(m <sup>2</sup> .a)		mg/1000km (PKW)			mg/(m <sup>2</sup> .a)		
	von	bis	MW	Land	Stadt	von	bis	MW	von	bis	MW
Cd	0,015	0,08	0,05	0,14	0,6	2	5	3,5	0,16	1,4	0,8
Cu	2,5	5	4	5	25	100	500	300	30	120	75
Pb	0,6	2,5	1,6	2	27	200	400	300	0	25	13
Zn	15	30	23	30	100	1000	1800	1400	500	1500	1000
Quellen	(1) - (15)			(15), (16)		(15), (17) - (20)			(13),(15),(21),(22)		

\* Reifenabrieb, Bremsbeläge, Straßenabrieb, Abgase; \*\* inkl. Dachrinnen

(1) Klein (1974), (2) Röber, Höllwart (1981), (3) Bischofsberger, Ruf (1981), (4) ATV (1984) zitiert bei Schönberger (1990), (5) Koppe, Klopp (1984), (6) ATV 2.3 (1982), (7) Batelle Institut e.V. (1984) zitiert bei Schönberger (1990), (8) Nolte (1986)/Arpaci (1995), (9) Donner, Peschl (1986), (10) Moriyama K. et al., (1989), (11) Jenkins, Russell (1994), (12) Baccini et al. (1993), (13) Stark et al. (1995), (14) Boller (1997), (15) Lampert et al. (1997), (16) Haritopoulou T. (1996), (17) Muschak (1989), (18) Shaheen (1975) in Novotny (1995), (19) Abschätzung nach Bannermann (1991) in Novotny (1995), (20) Abschätzungen nach Schönberger (1990), (21) Abschätzung nach Förster (1996), (22) Abschätzung nach Förster (1998)

Die Angaben über Verkehrsemissionen und Dachflächenkorrosion können sich nur auf weniger Literaturangaben stützen. Jeweils sind jedoch sowohl

theoretische Berechnungen als auch Angaben, die sich auf Messungen stützen, darunter. Die Angaben über die Belastung von Dachabläufen schwanken in der Literatur stark. Vielfach werden auch im Vergleich mit den hier dargestellten Angaben sehr geringe Konzentrationen (Zink und Kupfer) angegeben. Meist fehlen jedoch die Angaben über einen Anteil von Zink- oder Kupferblechen bei den untersuchten Dächern (z.B. Dachrinnen). Die hier zitierten Angaben gehen von „Durchschnittshäusern“ aus. Bei den Bleiemissionen aus dem Verkehr wurde eine Reduktion durch Verwendung von bleifreiem Benzin berücksichtigt.

Ausgehend von den Mittelwerte der Tabelle 2 wurde nun eine Modellrechnung durchgeführt, um den Einfluß von Struktur und Verkehrsbelastung eines Einzugsgebietes auf den einwohnerspezifischen Schwermetalleintrag in das Abwasser und die Herkunft dieser Schwermetalle herauszuarbeiten. Es ist klar, daß dabei eine Reihe von Einflußfaktoren nicht mitberücksichtigt wurden (Unterschiede in der Dachverblechung, Alter der Dachbleche, pH-Wert des Regenwassers usw.). Ziel war jedoch, nicht alle möglichen Einflußfaktoren zu berücksichtigen, sondern speziell den Einfluß von Siedlungsstruktur und Verkehrsbelastung aufzuzeigen. In Tabelle 3 sind für unterschiedliche Gebiete die Grundannahmen und die errechneten spezifischen Schwermetalleinträge (Summe von Haushaltsabwasser, Straßen- und Dachablauf) auf den Einwohner bezogen dargestellt.

**Tabelle 3:** Abschätzung des spezifischen Schwermetalleintrages aus Haushalten und Oberflächen ins Abwasser in strukturell unterschiedlichen Einzugsgebieten anhand der Mittelwerte der Grunddaten in Tabelle 2.

		Landgemeinde		Stadt		
		Gebiet 1	Gebiet 2	Gebiet 3	Gebiet 4	Gebiet 5
Straßenflächen	m <sup>2</sup> /E	50	80	30	20	50
gefahrenere PKW-Kilometer	km/(E.a)	800	15000	4000	1200	20000
Dachflächen	m <sup>2</sup> /E	60	60	20	10	20
Cadmium gesamt	g/(E.a)	0,11	0,17	0,11	0,08	0,18
Kupfer gesamt	g/(E.a)	9	13	8	6	13
Blei gesamt	g/(E.a)	3	7	4	3	10
Zink gesamt	g/(E.a)	87	108	53	37	78

- Gebiet 1 Ortschaft, weitgehend geschlossene Besiedelung, ohne nennenswerten Durchzugsverkehr  
 Gebiet 2 Ortschaft, weitgehend geschlossene Besiedelung, starker Durchzugsverkehr  
 Gebiet 3 städtischer Bereich, mittlere Ausgangswerte (z.B. Wien, Graz, Innsbruck)  
 Gebiet 4 Wohnsiedlung im städtischen Bereich ohne nennenswerten Durchzugsverkehr  
 Gebiet 5 Innerstädtischer Bereich mit hoher Verkehrsbelastung

Bei den errechneten Frachten handelt es sich um Einträge in das Schmutz- und Regenwasser aus Haushalt und versiegelten Oberflächen. Dies ist nicht gleichzusetzen mit dem Eintrag in eine Kläranlage. Zum Einen gelangt bei der Verwendung eines Trennsystems oder eines qualifizierten Mischsystems die gesamte Fracht oder ein Teil der Frachten aus Oberflächen direkt in das Gewässer oder bei Versickerung in Sickerstrecke und Grundwasser (überwiegend ländlicher Bereich). Zum Anderen kann bei Mischsystemen ein nicht unerheblicher Teil der aus den Oberflächen stammenden Fracht über Regenüberläufe emittiert werden. Im Vergleich mit spezifischen Frachten im Klärschlamm z.B. Nowak (1995a+b) ist zu berücksichtigen, daß nur ein Teil der Schwermetalle (bei Zink und Cadmium zum Teil nur 50 %) im Schlamm zurückgehalten werden. Auch ist im Vergleich mit Angaben, die auf den Einwohnerwert bezogen sind, zu berücksichtigen, daß der mittlere Beitrag von Industrie und Gewerbe zu den Einträgen in die Kläranlagen für die betrachteten Metalle zum Teil deutlich unter 50 % liegen dürfte (Tabelle 1). Der mittlere Beitrag von Industrie und Gewerbe zur CSB-Schmutzfracht liegt in Österreich jedoch bei etwas über 50 %. Auch wenn hier in Abhängigkeit von regionalen Gegebenheiten große Unterschiede auftreten können, trägt jedoch im Durchschnitt Industrie und Gewerbe eher zu einer Verdünnung der Schwermetalle im Klärschlamm bei.

Zur größenordnungsmäßigen Plausibilitätskontrolle der abgeschätzten Frachten, wurden ausgehend von typische Klärschlammkonzentrationen mit einem abgeschätzten Schlammanfall von 20 kg/(EW.a) und typischen Rückhaltegraden auf der Kläranlage, typischen Zulauffrachten zu Kläranlagen abgeschätzt (Tabelle 4). Die errechneten spezifischen Zulauffrachten sind auf Einwohnerwerte (EW) bezogen. In österreichischen Kläranlagen fallen pro Einwohner (E) im Durchschnitt rund 2 Einwohnerwerte an. Auf den Einwohner bezogene Zulauffrachten (inkl. Beitrag von Industrie und Gewerbe) sind demnach doppelt so hoch wie auf den Einwohnerwert bezogene. Vergleicht man nun die Angaben in Tabelle 3 mit jenen in Tabelle 4, so sieht man eine größenordnungsmäßig recht gute Übereinstimmung, wenn man bedenkt, daß in vor allem in kleineren Ortschaften teilweise Trennsystem vorliegt und auch bei Mischsystemen ein Gutteil der Dächer nicht an die Kanalisation angeschlossen sind, daß weiters auch im Falle eines Mischsystems durchaus ein erheblicher Anteil der Schwermetalle über Regenüberläufe verloren gehen kann (ein hoher Anteil der Schwermetalle kommt aus Flächen!) und daß der Beitrag der

Industrie zum Teil deutlich unter 50 % der Schwermetalleinträge liegen dürfte (z.B. Zink und Blei - Tabelle 1).

**Tabelle 4:** Schwermetallkonzentrationen im Klärschlamm, Schwermetallrückhalt und einwohnerspezifische Zulauffrachten einer österreichischen „Standard-Kläranlage“ und Gegenüberstellungen mit den einleiterseitigen Berechnungen in Tabelle 3

		Cd	Cu	Pb	Zn
Konzentrationen im Schlamm	mg/kg	1,5	200	70	1000
Rückhalt im Schlamm	%	50	80	80	60
Zulauffrachten („Standardkläranlage“)	g/(EW.a)	0,06	5	1,8	33
Zulauffrachten („Standardkläranlage“, inkl. Industrie)	g/(E.a)	0,12	10	3,6	66
Zulauffracht abgeschätzt nach, Gebiet 1*	g/(E.a)	0,7	6	2,1	46
Zulauffracht abgeschätzt nach Tabelle 3, Gebiet 3**	g/(E.a)	0,9	7	3,5	44

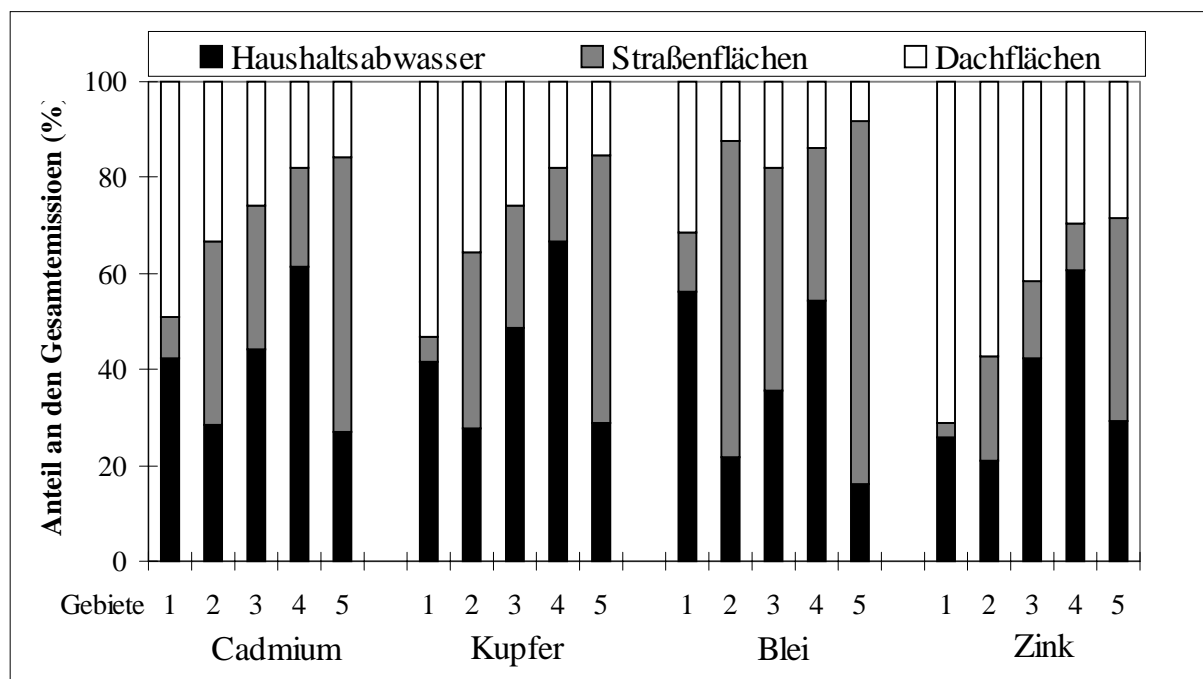
\* Annahme: 50 % der Dachflächen sind im Durchschnitt nicht an die Kläranlagen angeschlossen, 30 % der Einträge aus Oberflächen gehen im Mischsystem über Regenüberläufe „verloren“

\*\* Annahme: 30 % der Einträge aus Oberflächen gehen im Durchschnitt im Mischsystem über Regenüberläufe „verloren“

Vergleicht man die Schwermetalleinträge in den verschiedenen „Modellgebieten“ untereinander (Tabelle 3), so zeigt sich, daß durch die große Bedeutung der Dachkorrosion (Zink und Kupfer) die einwohnerspezifischen Einträge im ländlichen Bereich auch bei geringer Verkehrsbelastung zum Teil über jenen im städtischen Bereich liegen. Der Wohndichte ( $E/m^2$  Dachfläche) und der Wahl von Dachbedeckung und Materialien für Dachrinnen kommt demnach eine wesentliche Bedeutung für den Schwermetalleintrag in Abwasser und Umwelt zu. Auch die Verkehrsbelastung spielt eine ganz wesentliche Rolle.

In Abbildung 1 ist der Anteil des Schwermetalleintrages der Quellen Haushaltsabwasser, Straßenflächen und Dachflächen am Gesamteintrag für die verschiedenen „Modellgebiete“ dargestellt. Da der atmosphärischen Deposition als Grundbelastung eine geringe Bedeutung zukommt, kann der Beitrag der Straßenflächen im wesentlichen dem Verkehr und jener der Dachflächen überwiegend der Emissionen der verwendeten Materialien zugeordnet werden. Es kommt deutlich die große Bedeutung der Dachflächen für den Schwermetalleintrag ins Abwasser bei geringer Wohndichte heraus, während die Straßenflächen im städtischen Bereich (höhere Verkehrsbelastung) deutlich

an Bedeutung gewinnen. Bis zu 70 % der Einträge können für einzelne Parameter unter bestimmten Voraussetzungen nur von Dächern oder nur von Verkehrsbelastungen stammen. Der Beitrag des häuslichen Abwassers am Schwermetalleintrag ins Abwasser ist im typischen ländlichen und städtischen Bereich im Bereich von 50% und darunter. Dies entspricht außer beim Blei (Reduktionen des Oberflächeneintrages durch bleifreies Benzin) auch in etwa dem Mittel der Angaben in Tabelle 1 (ohne I+G). Der Zinkeintrag über das häusliche Abwasser im ländlichen Bereich liegt nur bei etwa 25 %.



**Abbildung 1:** Herkunft der Schwermetalle bei unterschiedlich strukturierten Einzugsgebieten (entsprechend Tabelle 3)

Da in Literaturangaben vielfach Konzentrationen angegeben werden, sind zum Vergleich auch die mittleren Konzentrationen angegeben, die sich auf Grund der Modellrechnung unter der Annahme eines Wasserverbrauches im häuslichen Bereich von 150 l/(E.d) und einem Regenwasserabfluß von 1000 mm/a im Haushaltsabwasser, im Straßenablauf und im Dachablauf ergeben würden. Die Werte liegen im wesentlichen im Schwankungsbereich von Literaturangaben.

**Tabelle 5:** Konzentrationen im Abwasser bei der Annahme eines Wasserverbrauchs von 150 l/(E.d) und einen Regenwasserabfluß von 1000 mm/a entsprechen der Abschätzung von Tabelle 3

	Cadmium	Kupfer	Blei	Zink
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Haushaltsabwasser	1	70	30	400
Straßenablauf	0,2 - 2	10 - 150	7 - 150	50 - 700
Dachablauf	0,9 - 1,4	80 - 100	15 - 40	1000 - 1100

In Hinblick auf die Belastung des Klärschlammes stellt eine Trennkanalisation oder eine dezentrale Versickerung von Regenwasser eine Vermeidungsstrategie dar. Doch wird durch diese Maßnahmen die Belastung nur auf andere Medien umgeleitet. Das selbe gilt in Hinblick auf die Schwermetalle auch für die Errichtung von Umfahrungsstraßen im ländlichen Bereich. Die Errichtung von Regenbecken wird zu einer nicht unerheblichen Erhöhung des Eintrages von Schwermetallen in den Klärschlamm führen.

Eine echte Vermeidung eines Schadstoffeintrages aus dem Haushaltsbereich ist nur geringfügig möglich, da - eventuell mit Ausnahme von Fehlverhalten (z.B. Eintrag von Farben oder Haushaltschemikalien ins Abwasser) - die Schwermetalle aus diesem Bereich überwiegend aus Leitungswasser, Ausscheidungen, Speiseresten und sonstigen Schmutzstoffen wie z.B. Staub stammen dürften (Lampert et al., 1997). Eine wesentliche Bedeutung kommt jedoch den Einträgen aus der Oberfläche zu. Hier sind vor allem die Wahl von Materialien für das Dachdecken und die Dachrinnen und die Emissionen aus dem Verkehr (Reifen, Bremsbeläge, Straßenabrieb, Abgase) zu erwähnen. Ganz kritische Fragen für die Zukunft, die auch ihren Niederschlag im Schwermetalleintrag in das Abwasser finden und finden werden, sind jedoch die Wohndichte und das Verkehrsaufkommen.

## 2.2 Klärschlammengen

Die Erfassung der Klärschlammengen ist ein zentrale Aufgabe im Rahmen der Klärschlammüberwachung. Sie ist die Grundlage für jede weitere Überwachung. Kläranlagen benötigen keine abfallrechtliche Bewilligung. Abfallrechtliche Bestimmungen (Abfallwirtschaftskonzept /

Klärschlammmentsorgungskonzept) sind jedoch im wasserrechtlichen Verfahren zu berücksichtigen. Eine gesicherte Klärschlammverwertung oder Entsorgung für die zu erwartenden Klärschlammengen muß daher schon bei der Genehmigung nachgewiesen werden. (Spatzierer, 1998)

Eine Aufzeichnungspflicht für Klärschlamm besteht nach dem Bundes-Abfallwirtschaftsgesetz. In § 14 heißt es: „Wer eine Tätigkeit ausübt, bei der Abfälle anfallen, ... hat, getrennt für jedes Kalenderjahr, fortlaufende Aufzeichnungen über Art, Menge, Herkunft und Verbleib dieser Abfälle zu führen und darüber auf Verlangen den Behörden Auskunft zu erteilen“. Der Geltungsbereich des Bundes-Abfallwirtschaftsgesetz wird für diesen Paragraphen dezitiert auch auf nicht gefährliche Abfälle ausgedehnt und gilt demnach auch für Klärschlamm. Weiters werden Kläranlagen häufig über einen wasserrechtlichen Bescheid verpflichtet, ein Betriebsprotokoll mit entsprechenden Aufzeichnungen über den Klärschlammfall zu führen und das Betriebsprotokoll den Landesbehörden zugänglich zu machen. Auch auf EU-Ebene besteht eine Berichtspflicht (z.B. EU-Richtlinie 91/271/EWG Artikel 16).

In Anbetracht der Fehlermöglichkeiten bei der Erfassung von Schlammengen ist eine Plausibilitätskontrolle der erhobenen Mengen erforderlich. Diese kann helfen einerseits systematische Fehler bei der Erhebung von Zulauffrachten und Schlammengen und andererseits Schlammverluste aus der Nachklärung unter Regenwetterbedingungen aufzudecken. Die Klärschlammmenge ist im wesentlichen abhängig von der CSB-Zulauffracht, dem Stabilisierungsgrad des Schlammes (Schlammalter, Temperatur), dem Einsatz von Betriebsmitteln auf der Kläranlage (Fällmittel, Kalk, etc.) und auch von Einträgen von anorganischem Material von Oberflächen (Trenn- bzw. Mischkanal). Auf größeren Anlagen sollte eine Plausibilitätskontrolle der erhobenen Daten über CSB- und Phosphorbilanzen erfolgen. Die Durchführung solcher Bilanzen wird in dem Beitrag im Rahmen diesen Seminars von Svardal und Nowak (1998) und von Schweighofer (1994) beschrieben. Weiters ist eine größenordnungsmäßige Kontrolle der Daten auch über spezifische Werte für den Klärschlammfall bezogen auf die CSB-Belastung der Kläranlage möglich.

In Tabelle 6 sind spezifische Klärschlammengen im Abhängigkeit von den entscheidenden Einflußgrößen nach Nowak (1995a) für kommunales Abwasser

angegeben. Für die anorganische Trockensubstanz, die über das Abwasser kommt, ist dabei der Schlammanfall bei Anlagen mit Trennkanalisation überwiegend an der Untergrenze des Schwankungsbereiches zu erwarten. Eine vollständige Stabilisierung ist mit einer Faulung oder aber mit einer aerob termophilen Stabilisierung (ATS) oder einer getrennten aeroben Stabilisierung bei entsprechenden Stabilisierungszeiten zu erreichen. Mit einer gleichzeitigen aeroben „Stabilisierung“ ist dagegen nur eine Teilstabilisierung zu erwarten. Der Schlammanfall ist daher bei solchen Anlagen höher (Nowak, 1998).

**Tabelle 6:** Bandbreiten für den spezifischen täglichen Schlammanfall bei unterschiedlichen Verfahren zur Schlammbehandlung (Nowak, 1995 a)

Schlamm aus	oTS	anorg. TS		Schlamm- anfall ohne Ca.-Z	anorg. TS Ca- Zugabe	Schlamm- anfall mit Ca-Zu..
		Ab- wasser	P- Fällung			
vollst. Stab., ohne P-Entf.	15 - 20	15 - 30	-	30 - 50	10 - 15	40 - 65
vollst. Stab., mit P-Entf.	15 - 20	15 - 30	5 - 10	35 - 60	10 - 15	45 - 75
glz. Aer. „Stab“ entwässert	20 - 35	15 - 30	-	35 - 65	10 - 20	45 - 85
glz. Aer. „Stab“ P-Entf., entw.	20 - 35	15 - 30	5 - 10	40 - 75	10 - 20	50 - 95
glz. Aer. „Stab“, naß	25 - 40	15 - 30	-	40 - 70	-	-
glz. Aer. „Stab“, P-Entf., naß	25 - 40	15 - 30	5 - 10	45 - 80	-	-

Alle Werte in g TS/(EW.d)

Abkürzungen in Tabelle 6:

vollst. Stab.	vollständige (anaerobe) Stabilisierung
glz. aer. „Stab“	gleichzeitige aerobe (Teil-)Stabilisierung
Ca-Zu.	Kalk-Zugabe
P-Entf.	P-Fällung mit ges.P im Ablauf < 1 mgP/l
naß	eingedickter Naßschlamm

In der österreichischen Praxis ist die Erfassung der Klärschlammengen vor allem bei kleineren Anlagen vielfach mangelhaft. Teilweise können gar keine Angaben über Klärschlammengen gemacht werden oder die Angabe halten einer Plausibilitätskontrolle nicht stand. Hier kommt den Landesbehörden eine wesentliche Kontrollfunktion zu. Schon alleine die Anforderung der Daten dürfte einiges in Bewegung bringen.



Im Gewässerschutzbericht des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft (BM f. L.u.F., 1996) werden im Abstand von drei Jahren unter anderem auch die über kommunale Abwasserreinigungsanlagen entsorgten CSB-Frachten und der Klärschlammanfall auf Bundesländerebene veröffentlicht. In Tabelle 7 sind diese Angaben einander gegenübergestellt. Es zeigt sich, daß für das Burgenland, für Oberösterreich, Steiermark, Tirol und Vorarlberg die Angaben im Mittel recht gut mit den „Standardwerten“ von Tabelle 6 zusammenpassen. Für Kärnten, Niederösterreich und Salzburg scheinen die Angaben von entsorgten Abwasserfrachten und Klärschlammanfall widersprüchlich zu sein. In Wien könnte der trotz der Rohschlammverbrennung (geringer Stabilisierungsgrad des Schlammes vor Verbrennung) vergleichsweise geringe Schlammanfall darauf zurückzuführen sein, daß hier zur Zeit nur eine 70 % BSB-Entfernung gefordert ist. In Niederösterreich wurde in der Zwischenzeit eine umfangreiche Erhebung über Klärschlammengen und Klärschlamm Entsorgung durchgeführt (Allen, 1998). Die bei dieser Erhebung ermittelten Klärschlammengen kommunaler Kläranlagen von 38.000 t TS/a bzw. 52 g/(EW.d) dürften wesentlich plausibler sein.

**Tabelle 7:** Gegenüberstellung von über kommunale Abwasserreinigung entsorgten Einwohnern (E), in kommunalen Kläranlagen gereinigten Einwohnerwerten (EW = 110 g CSB/(EW.d)) und dem Klärschlammanfall auf Bundesländerebene (nach BM f. L.u.F., 1996)

	B	K	NÖ	ÖO	S	ST	T	V	W
E <sub>GESAMT</sub> (Mio.)	0,27	0,56	1,48	1,39	0,50	1,18	0,63	0,35	1,54
E <sub>ARA</sub> (Mio.)	0,24	0,30	1,02	0,86	0,43	0,85	0,48	0,29	1,51
EW <sub>ARA</sub> (Mio.)	0,38	0,59	2,00	1,54	1,01	1,57	1,00	0,62	3,50
Schlamm (1000 tTS/a)	8	6,5	20	27,1	9,4	27,5	16,3	9,9	61,3
Schlamm (g/(EW.d))	58	30	27	48	25	48	45	44	48

### 2.3 Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung

Die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung kann als das „klassische“ Betätigungsfeld für die Klärschlammüberwachung angesehen werden. Ziel ist eine landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm im Sinne der Kreislaufwirtschaft (Ausnutzung der Nährstoffe!) zu ermöglichen, ohne daß es dabei zu einer Beeinträchtigung von landwirtschaftlich genutztem Boden, landwirtschaftlichen Produkten und Grundwasser kommt. In Österreich erfolgt

die Regelung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung über Bodenschutzgesetze und Klärschlammverordnungen. Die Kompetenz liegt dabei im Bereich der Länder. Dies führt zu unterschiedlichen Regelungen in den einzelnen Bundesländern, wenn auch Bundesgesetze Regelungen enthalten, die für eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung Relevanz haben. Ein detaillierteres Eingehen auf rechtliche Rahmenbedingungen und ein Vergleich der Regelungen in den einzelnen Bundesländern wurde bereits an anderer Stelle durchgeführt (z.B. Zeßner, 1995; Spatzierer, 1997) und soll daher hier unterbleiben. Im folgenden werden nur einige Grundsätze der Klärschlammüberwachung in diesem Zusammenhang erläutert.

Die Überwachung im Rahmen der landwirtschaftlichen Verwertung hat folgende Bereiche zu umfassen:

- Klärschlammqualität
- Bodeneignung bzw. Bodenverfügbarkeit (Nährstoffbedarf, ÖPUL)
- Mengenbeschränkungen für ein Aufbringung (Schlammengen bzw. Stofffrachten)
- Klärschlammbuchhaltung

Für die Beurteilung der Klärschlammqualität sind im wesentlichen der

- Nährstoff(Wertstoff)gehalt,
- der Schwermetallgehalt,
- der Gehalt an verschiedenen organischen Stoffen, die als potentielle Schadstoffe in Frage kommen, und
- hygienische Aspekte zu beachten.

Die Nährstoffe bzw. Wertstoffe sind dabei in zweierlei Hinsicht wichtig. Einerseits stellt der Nährstoffgehalt (Wertstoffgehalt) die Begründung für eine Verwertung dar. Fehlen die Wertstoffe kann nicht von einer Verwertung gesprochen werden. Eine positive Bewertung hoher Nährstoffgehalte fehlt bisher in der österreichischen Klärschlammgesetzgebung. Andererseits ist es erforderlich, die im Klärschlamm enthalten Nährstoffe in eine dem Pflanzenbedarf angepaßte Düngepraxis einzubinden, um eine Grundwasserbelastung mit Nährstoffen möglichst gering zu halten (Aufbringungsbeschränkungen für Stickstoff, Aufbringungsverbote während der Wintermonate etc.).

Eine Bewertung der Klärschlammqualität erfolgt in der österreichischen Klärschlammgesetzgebung vor allem an Hand der Schwermetallgehalte (Grenzwerte, Klasseneinteilung in Niederösterreich und Burgenland). Auch Kriterien für eine hygienischen Unbedenklichkeit, die fallweise gefordert wird, werden formuliert. In einigen Bundesländern (Niederösterreich, Oberösterreich, Vorarlberg) sind auch Grenzwerte für einige organische Mikroverunreinigungen (PCB, PCDD/F, AOX) festgelegt. In der Steiermark besteht auf Kläranlagen > 30.000 EW eine Untersuchungspflicht für PCB und AOX. Vor allem für PCB und PCDD/F dürfte sich vermehrt zeigen, daß die Gehalte in Klärschlämmen weitgehend deutlich unter den aus Deutschland kommenden Grenzwerten im Bereich einer ubiquitären Grundbelastung liegen.

In Hinblick auf die Bodeneignung ist in den meisten Bundesländern gefordert, daß durch eine Klärschlammmanwendung Grenzwerte nicht überschritten werden, bzw. auf Boden mit erhöhten Werten ist eine Klärschlammverwertung nicht möglich. Es sind daher Bodenuntersuchungen erforderlich, deren Häufigkeit in den verschiedenen Bundesländern unterschiedlich geregelt ist, während die geltenden Grenzwerte ähnlich sind. Ausnahmen bestehen für die Klärschlammklassen I der niederösterreichischen und der burgenländischen Klärschlammverordnung, bei deren Erreichen Bodenuntersuchungen unterbleiben können. Praktische Relevanz hat dabei nur die burgenländische Regelung, da für die Klasse I in Niederösterreich Schwermetallgehalte bezogen auf die anorganische Trockensubstanz entsprechend den lokalen Bodengehalte gefordert sind, und das Erreichen dieser Werte für einige Parameter (z.B. Zink und Kupfer) bei Klärschlämmen kommunaler Kläranlagen in der Regel eine Illusion darstellt. Im Burgenland besteht das Problem, daß die Grenzwerte der Klasse I durch Verdünnung (z.B. Kalk) erreicht werden können und dann - abgesehen von Obergrenzen für die Stickstoff- und Schwermetallfrachten - keine Beschränkung der Aufbringung mehr besteht. Das heißt, es könnte der Schlamm von Klasse II auf Klasse I „verdünnt“ werden und dann eine entsprechend größere Schlammmenge auf der selben Fläche verwertet werden.

In der niederösterreichischen Klärschlammverordnung ist für eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung neben den Bodengrenzwerten auch eine Festlegung der Bodeneignung erforderlich. Eine ungünstigere Eignung bringt Einschränkungen für die Verwertung. Auch von der Bundesanstalt für Bodenkultur werden Bodenempfindlichkeitskarten erstellt, denen z.B. in der

Steiermark eine rechtlich verbindliche Bedeutung zukommt. Es ist zu beachten, daß sich diese Kriterien für die Festlegung der Bodeneignung deutlich von jenen der Bodeneignung entsprechend der niederösterreichischen Klärschlammverordnung unterscheiden. Jedenfalls kann die Anwendung von Bodeneignungsklassen regional zu einer erheblichen Reduktion der landwirtschaftlichen Flächen führen, die für eine Verwertung herangezogen werden können, wobei, je nachdem welches System zur Festlegung der Bodeneignung angewandt wird, unterschiedlichen Flächen ausgeschlossen werden.

Neben dem Anbau von Gemüse- und Beerenobstkulturen, wo ein Klärschlammmanwendung gesetzlich verboten ist, sind bei der Suche nach Flächen für eine landwirtschaftliche Verwertung auch Förderungsbedingungen entsprechend dem ÖPUL-Programm (österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft) zu beachten. Da eine Klärschlammverwertung in das Düngeregime der Landwirte eingebaut werden muß, ist auch der Nährstoffbedarf auf den Flächen (Konkurrenz zum Wirtschaftsdünger) zu berücksichtigen.

Eine Mengenbeschränkung für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung ist in den meisten Bundesländern in Hinblick auf eine maximale Trockensubstanzfracht, die pro ha aufgebracht werden darf, gegeben. Im Burgenland sind Obergrenzen für die Stickstoff- und Schwermetallfrachten angegeben. Eine Kontrolle, ob die erlaubten Klärschlammengen auch tatsächlich auf die entsprechenden Flächen aufgebracht wurden, scheint problematisch. Eine wichtige Bedeutung kommt der Klärschlamm-Buchhaltung zu. Der Kläranlagenbetreiber muß nachweisen können, welche Schlammengen (entsprechende Klärschlammuntersuchungen!) auf welchen Flächen (Aufbringungsbeschränkungen und Bodenuntersuchungen!) verwertet wurden. Bringt der Kläranlagenbetreiber den Schlamm nicht selbst auf, muß er sich über Lieferscheine bestätigen lassen, welche Schlammengen zur Verwertung auf welchen Flächen abgegeben wurden.

Neue Initiativen des Amtes der niederösterreichischen Landesregierung, die im Rahmen der Klärschlammüberwachung von großem Interesse sind, sind das Klärschlamm-Kontrollsiegel und der Verein zur Förderung der Klärschlamm-

verwertung. Während das Kontrollsiegel zu einer verstärkten, freiwilligen Überwachung der Kläranlagen beiträgt, die hier mitmachen wollen, ist es Ziel des Vereines neben der Verwaltung eines „Fonds zum Ausgleich von Klärschlamm Schäden“ auch Forschung in Hinblick auf eine umfassende Klärschlammüberwachung zu fördern (Lutz, 1995).

## **2.4 Landbauliche Maßnahmen, Komposte**

Die Bedeutung des Einsatz von Klärschlamm bei den verschiedensten Formen des Landschaftsbaues (Begrünungen im Straßenbau, Skipisten etc.) ist im Zunehmen begriffen. Ebenso nimmt die Kompostierung von Klärschlamm zu. Während für eine landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm in sieben Bundesländern zumindest Richtlinien für die Durchführung bestehen, sind die Anforderungen im Bereich der landbaulichen Maßnahmen, aber auch in Hinblick auf den Einsatz von Komposten, die Klärschlamm enthalten, vielfach nicht geregelt.

Jedenfalls sind entsprechend AWG §14 Aufzeichnungen über Menge und Verbleib von Klärschlämmen zu führen. Das heißt jede Kläranlage hat zu dokumentieren welche Klärschlämmen bei landbaulichen Maßnahmen wo eingesetzt, bzw. einer Kompostierung zugeführt wurden. Bei Eigenkompostierung ist zudem Menge und Verbleib des Kompostes zu dokumentieren.

Darüber hinaus ist die Handhabung dieser Fragestellungen in den landesgesetzlichen Regelungen sehr unterschiedlich. In Oberösterreich sind in Bodenschutzgesetz und Klärschlammverordnung auch nicht landwirtschaftlich genutzte Böden wie Straßenbegleitflächen, Skipisten etc. in den Geltungsbereich des Gesetzes einbezogen. Ähnliches gilt für die Tiroler Richtlinien für die Ausbringung von Klärschlamm auf Böden. In beiden Regelwerken sind jedoch Aufbringungsbeschränkungen enthalten, denen eine regelmäßige Anwendung zugrunde liegt, von der jedoch bei landbaulichen Maßnahmen nicht ausgegangen werden kann. In den anderen Bundesländern sind nicht landwirtschaftlich genutzte Böden nicht im Geltungsbereich der Klärschlammverordnungen. Es gibt daher keine allgemein gültige Regelung für eine Anwendung von Klärschlamm im Landschaftsbau. In Niederösterreich wird zum Beispiel zur Zeit versucht, über ein Positionspapier der

Sachverständigen klare Richtlinien für den Einsatz von Klärschlamm und Klärschlammkomposten für landbauliche Maßnahmen zu schaffen. Die Anforderungen, die an die Qualität gestellt werden, sind dabei die selben wie für eine Verwertung in der Landwirtschaft.

Die Anwendung von Klärschlammkomposten wird nur in der oberösterreichischen Bodenschutzgesetzgebung dezidiert geregelt. In Niederösterreich gilt Kompost, der Klärschlamm enthält, als Klärschlamm im Sinne der Klärschlammverordnung, und es ist daher bei einer Verwertung in der Landwirtschaft die Klärschlammverordnung anzuwenden. Im Burgenland und in der Steiermark wird in der Klärschlammverordnung auch der Einsatz von Müllkomposten geregelt. Dabei wird unter Müllkompost das bei Kompostierung von Hausmüll, allenfalls unter Beimengung von Klärschlamm gewonnene Endprodukt verstanden. Ein durch Beimengung von Strukturmaterial wie z.B. Grünschnitt kompostierter Klärschlamm ist damit nicht erfaßt. Da es in Salzburg, Tirol und Kärnten keine gesetzlichen Regelungen über die Verwertung von Klärschlamm gibt, besteht im Großteil Österreichs keine eigene gesetzliche Regelung über die Anwendung von Komposten die Klärschlamm enthalten, allenfalls kann die ÖNORM S2200 über Gütekriterien für Komposte aus biogenen Abfällen angewandt werden.

Ein Problem für eine Klärschlammüberwachung im Sinne einer Schadstoffvermeidung liegt bei dieser Situation darin, daß es keine Kontrolle für den Klärschlamm, der als Ausgangsmaterial für eine Kompostierung oder Vererdung herangezogen wird, gibt. Eine Kompostierung kann daher auch als Verdünnungsstrategie eingesetzt werden. Zur Zeit ist eine Kompostverordnung im Rahmen des Abfallwirtschaftsgesetzes in Ausarbeitung die hier Neues bringen könnte.

## **2.5 Deponierung**

Für eine Deponierung ist zur Zeit in der Regel nur der Nachweis einer ausreichenden Schlamm Trockensubstanz erforderlich. Ohne näher darauf eingehen zu wollen, soll hier darauf hingewiesen werden, daß sich dies durch die Deponieverordnung in Zukunft ändern wird. Hier sind eine Reihe von Kriterien angegeben, die von Abfällen im Falle einer Ablagerung zu erfüllen sind. In der Regel werden diese Anforderung, durch eine Verbrennung von Klärschlamm mit anschließender Verfestigung der Asche zu erfüllen sein.

### **3 Überlegungen zu zukünftigen Überwachungsstrategien**

Im folgenden sollen einige Gedanken zu einer möglichen Entwicklung der Klärschlammüberwachung vor allem in Blickrichtung auf eine Verwertung in der Zukunft gebracht werden. Es handelt sich dabei um Diskussionsbeiträge, die in keiner Weise eine umfassende Behandlung des Themas für sich beanspruchen, sondern lediglich einige Aspekte und Gesichtspunkte aufzeigen wollen, die in einer allgemeinen Diskussion zu diesem Thema berücksichtigt werden sollten.

#### **3.1 Klärschlammqualität**

Der Klärschlammqualität kommt eine ganz entscheidende Bedeutung im Rahmen der Klärschlammüberwachung zu. Diese Bedeutung ist in zweierlei Hinsicht gegeben. Einerseits kommt dem Klärschlamm als wichtige Stoffsenke eine wesentliche Kontrollfunktion zur Überwachung des Umganges der Gesellschaft mit Stoffen zu. Andererseits soll durch die Klärschlammüberwachung garantiert werden, daß nur „qualitativ gute“ Klärschlämme einer Verwertung zugeführt werden. Dadurch wird auf Grund der Kostenvorteile, die eine Verwertung mit sich bringt, wiederum ein Anreiz für eine Schadstoffvermeidung geschaffen, wenn Grenzwerte mit Augenmaß gewählt werden. Es sollte daher durchaus in Betracht gezogen werden, das Instrument der Klärschlammuntersuchung in Zukunft weitergehender zu nutzen. In Hinblick auf eine Schadstoffvermeidung ist es nicht einsichtig, warum Klärschlämme, deren Qualität nicht für eine landwirtschaftliche Verwertung geeignet ist, über den Landschaftsbau oder eine Kompostierung/Vererdung den Weg auf die Fläche finden sollen. Von der Anwendung her (z.B. Dosiermenge  $t$  TS/ha) ist dagegen sehr wohl zu berücksichtigen, ob es sich um eine einmalige oder eine regelmäßige Anwendung handelt. Hier sollten, dort wo es noch nicht geschehen ist klare Regelungen angestrebt werden.

Für eine Überwachung der Qualität von Klärschlämmen, wo eine Ablagerung vorgesehen ist, gibt es zur Zeit keine rechtliche Grundlage. Von den Schadstoffemissionen wird immer nur ein Teil im Klärschlamm zurückgehalten und der Rest gelangt auf verschiedenen Wegen in die Gewässer aber auch auf die Böden (z.B. Versickerung von Oberflächenabflüssen, Luftverunreinigungen). Eine Überwachung von Schadstoffeinträgen ist im

Klärschlamm wesentlich einfacher möglich als z.B. im Ablauf einer Kläranlage oder im Regenüberlauf. Es sollten daher im Sinne eines vorsorgenden Umwelt-(Gewässer-)schutzes, Überlegungen, die Kontrolle des Klärschlammes auch unabhängig von der Art der Entsorgungen zu forcieren, diskutiert werden.

In Anbetracht der Tatsache, daß der Überwachung der Klärschlammqualität eine große Bedeutung beigemessen wird, muß auch die Frage diskutiert werden, was unter „Klärschlammqualität“ zu verstehen ist. Dabei sind wiederum die beiden zuvor erwähnten Punkte zu beachten. Zum Einen kann „Klärschlammqualität“ als Maß für ein „umweltgerechtes“ Wirtschaften angesehen werden, zum Anderen als Maß für die Eignung für eine Verwertung. Im ersten Fall könnte die pro Einheit (z.B. Einwohner oder Einwohnerwert) abgegebene Schadstofffracht zur Beurteilung herangezogen werden, im zweiten Fall das Verhältnis zwischen Wertstoffen und Schadstoffen, welches im Schlamm vorliegt. Die in Österreich übliche Klärschlammgesetzgebung zieht die Konzentration an potentiellen Schadstoffen (überwiegend Schwermetalle, die zum Teil auch Wertstoffe sein können) bezogen auf die Trockensubstanz als Maß für eine Klärschlammqualität heran (Grenzwerte, Klasseneinteilung). Eine positive Bewertung der Wertstoffe ist damit nicht gegeben. Diese Grenzwerte sind damit für die Beurteilung einer Eignung für die Aufbringung in der Landwirtschaft nur bedingt geeignet. Daß die Festlegung der „Klärschlammqualität“ über Konzentrationen bezogen auf die Trockensubstanz auch keine Vergleichbarkeit zum Zwecke der Beurteilung des „Schadstoffhaushaltes“ im Einzugsgebiet erlaubt, wird bereits durch die hohe Schwankungsbreite des Schlammanfalles in Tabelle 6 dokumentiert, soll aber im Folgenden durch eine beispielhafte Modellrechnung weiter untermauert werden.

In der Modellrechnung wurden für Zink Konzentrationen, die sich bei gleichbleibender Abwasserbelastung im Schlamm ergeben, in Abhängigkeit von Kanalsystem, Abwasserreinigung und Schlammbehandlung errechnet. Die Berechnung gilt in ähnlicher Weise auch für andere Schwermetalle. Als Grundlage für die Berechnung wurde angenommen, daß beim Mischsystem 100 mgZn/(EW.d) im Zulauf der Kläranlage vorliegen, wovon 40 % aus Oberflächeneinträgen stammen. Die Zink-Konzentrationen im Ablauf wurden in erster Näherung konstant mit 0,1 mg/l angenommen. Dies erscheint bei einem pH-Wert von 7 - 7,5 gerechtfertigt, wie bei Untersuchungen zum



niederösterreichischen Klärschlammkonzept gezeigt werden konnte (Kroiß et al., 1998). Der Schlammanfall wurde entsprechend Tabelle 6 gewählt. Dabei wurde der rein abwasserbürtige Schlammanfall - abgesehen von der Annahme eines Trennsystems - als konstant angenommen.

**Tabelle 8:** Zinkkonzentrationen im Schlamm in Abhängigkeit von Kanalsystem, Abwasserreinigung, Schlammbehandlung (Mischwasserentlastungen und Emissionen über Regenkanäle wurden nicht beachtet!)

		(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
Zn-Fracht im Abwasser	mg/(EW.d)	100	100	100	100	100	100	100	60
P-Fracht im Abwasser	g/(EW.d)	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
mittlere Wassermenge	l/(EW.d)	280	280	280	280	280	500	500	200
Zn-Fracht im Ablauf	mg/(EW.d)	28	28	28	28	28	50	50	20
P-Fracht im Ablauf	g/(EW.d)	1	0,24	0,24	0,24	0,24	0,43	0,43	0,17
Zn-Fracht im Schlamm	mg/(EW.d)	72	72	72	72	72	50	50	40
P-Fracht im Schlamm	g/(EW.d)	0,6	1,4	1,4	1,4	1,4	1,2	1,2	1,4
Schlammmenge	g/(EW.d)	40	47	43	60	62	45	78	40
Zn-Konzentration im Schlamm	mg/kg TS	1800	1532	1674	1200	1161	1111	641	1000
P-Konzentration im Schlamm	g/kg TS	15	29	32	23	22	26	15	36
Zn/P im Schlamm	mg/g	120	53	53	53	53	43	43	28

- (1) wie (2) ohne P-Entfernung,
- (2) Mischsystem, mit P-Fällung, vollständige Stabilisierung, ohne Kalkzugabe, geringer Fremdwassereinfluß
- (3) wie (2) mit Bio-P
- (4) wie (2) mit gleichzeitig aerober (Teil-) "Stabilisierung"
- (5) wie (2) mit Kalkzugabe zur Entwässerung
- (6) wie (2) mit hohem Fremdwassereinfluß
- (7) Mischsystem, mit P-Entfernung, gleichzeitige aerobe (Teil-) "Stabilisierung", mit Kalk entwässert, hoher Fremdwassereinfluß
- (8) wie (2) mit Trennsystem

Die Tabelle 8 zeigt stark schwankende Zinkkonzentrationen im Schlamm, die sich bei konstantem Zinkeintrag in das Abwasser ergeben. Die Unterschiede aus den Annahmen (1) - (5) ergeben sich einfach aus der Verdünnung auf Grund einer Phosphorfällung, eines geringeren Stabilisierungsgrades oder einer Kalkzugabe. Auch der Fremdwassereinfluß (6) kann zu einer ähnlichen

Reduktion der Konzentrationen im Schlamm führen, da er den Schwermetallrückhalt im Schlamm reduziert. In Summe (1) - (7) ergibt sich bei einer Schwankung im Schlammanfall um einen Faktor 2, ein Schwankungsbereich der Konzentrationen im Schlamm um einen Faktor 3, ohne daß dabei Unterschiede im abwasserbürtigen Schlammanfall (z.B. Oberflächenabschwemmungen von anorganischem Material) berücksichtigt wurden. Auch eine Einleitung von CSB-Frachten aus einem Gewerbe- oder Industriebetrieb ohne nennenswerten Schwermetalleintrag kann zu einer erheblichen Verdünnung der Schwermetalle im Schlamm führen.

Durch Verlagerung in andere Umweltbereiche (Gewässer, Grundwasser, Sickerstrecken) führt ein Trennsystem zu einer deutlichen Reduktion der Schwermetallzulaufmenge zur Kläranlage. Es ist zu beobachten, daß sich diese Reduktion, durch einen geringeren Schlammanfall und einen höheren Schwermetallrückhalt, nicht zur Gänze in einer Reduktion der Konzentrationen im Schlamm niederschlägt. Andere Faktoren des Kläranlagenbetriebes können sich wesentlich stärker auf die Schlammkonzentrationen auswirken.

Ein Reduktion der Konzentration von potentiellen Schadstoffen im Schlamm oder ein Aufrechterhalten einer geringen Konzentration wird vielfach über einen hohen Konditionierungsmittelumsatz oder hohe Fremdwassermengen leichter zu erreichen sein, als durch Maßnahmen zur Reduktion des Schadstoffeintrages. Strenge Grenzwerte (in mg/kg TS) werden den Anreiz zum Verdünnen weiter erhöhen.

Phosphor als begrenzte Ressource gilt vielfach als der für eine Klärschlammverwertung entscheidende Wertstoff. Es ist daher naheliegend zur Unterstreichung dieser Bedeutung, Grenzwerte für potentielle Schadstoffe auf den Phosphor zu beziehen. Dies wird zum Beispiel in Dänemark bereits so durchgeführt (Grüttner, 1991; Nowak, 1995b). Auch in Hinblick auf eine Beurteilung des „umweltgerechten“ Verhaltens haben Grenzwerte bezogen auf den Phosphor Vorteile, da hier - abgesehen von Maßnahmen zur Phosphorentfernung - eine deutlich geringere Abhängigkeit von betrieblichen Maßnahmen (Verdünnung, Fremdwasser) gegeben ist. Grenzwerte bezogen auf den Phosphorgehalt hätten zudem den Vorteil, ein Anreiz für einen optimierten Phosphorrückhalt zu bieten, der wiederum dem Gewässerschutz und der Schonung der begrenzten Ressource Phosphor zu Gute kommt.

Eine Notwendigkeit zu einer umfassenden Diskussion der Thematik scheint gegeben. Wenn der Stickstoff oder ein anderer Stoff als Wertstoff im Klärschlamm auch betont werden soll, dann wäre auch eine Einbeziehung dieses Stoffes in eine Bewertung der Klärschlammqualität zu überlegen. Für eine Beurteilung eines „umweltgerechten“ Verhaltens eignet sich der Stickstoff jedoch weniger, da die im Schlamm zurückgehaltene Fracht beim Stickstoff wesentlich stärker schwankt als beim Phosphor im Falle einer Phosphorentfernung.

Da Klärschlamm zur Düngung in der Landwirtschaft eingesetzt wird, ist auch ein Vergleich mit der Qualität anderer Düngemittel angebracht. Auch hier ist die Definition der Qualität von entscheidender Bedeutung. In Tabelle 9 sind die Nährstoff- und Schwermetallgehalte von Klärschlamm den Gehalten in verschiedenen Düngemitteln gegenübergestellt. Es wurde dabei nur eine mittlere Größenordnung der Gehalte angegeben ohne dabei auf die nicht nur beim Klärschlamm vielfach großen Schwankungsbreiten eingehen zu wollen.

Es zeigt sich, daß bezogen auf die Trockensubstanz Grün- und Bioabfallkomposte üblicher Weise deutlich niedrigere Schwermetallgehalte als Klärschlamm aufweisen. Abgesehen von Chrom und Blei sind die Schwermetallgehalte der Komposte durchaus in einer Größenordnung, die den Gehalten von Wirtschaftsdüngern entspricht. Für Zink und Kupfer liegen die Gehalte von Wirtschaftsdüngern (vor allem Schweinegülle und -mist) zum Teil auch deutlich über den Gehalten im Klärschlamm. Hier ist jedoch zu erwähnen, daß die Angaben auf Erhebungen vor 1994 zurückgehen. Hier könnte es in den Wirtschaftsdüngern auf Grund einer Reduktion der erlaubten Zusätze in Futtermitteln (Novelle der Futtermittelverordnung) zu einer Verringerung der Gehalte gekommen sein (Aichberger, 1995). Handelsdünger weisen bezogen auf die Trockensubstanz vergleichsweise sehr hohe Cadmium-Werte auf. Auch die Kupfer, Blei und Zinkwerte liegen in der Größenordnung der Werte von Komposten.

**Tabelle 9:** Mittlere Nährstoff- und Schwermetallgehalte von Klärschlamm, Grün- und Bioabfallkomposten und verschiedenen Düngemitteln.

Düngemittel	N	P	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Quelle
	g/kg TS		mg/kg TS							
Klärschlamm	30	12*,25**	1,5	50	200	1,5	30	70	1000	(1), (2), (3), (4)
Grün- u. Bioabfallkomp.	10	2,5	0,36	29	33	0,13	18	28	148	(5)
Rindergülle	48	8,7	0,42	7,7	42	0,1	6,1	4,8	201	(6)
Rindermist	25	8,3	0,54	10	42	0,06	7,2	6,5	224	(6)
Schweinegülle	121	38	0,71	13	453	0,2	16	3,5	1270	(6)
Schweinemist	29	21	0,49	11	276	0,04	8,7	4,6	733	(6)
Geflügelgülle	126	30	0,66	8,6	110	0,15	12	3,4	636	(6)
Geflügelmist	46	28	0,35	13	87	0,02	12	4,2	479	(6)
Superphosphat	0	87	8		23			110	162	(7)
Thomasmehl	0	65	0,5		42			27	77	(7)
Mittel Phosphordünger	0-200	85	7		39			15	249	(7)
Mittel Stickstoffdünger	184	0-200	5		25			14	182	(7)
Mittlerer Bodengehalt	2	1	0,2	40	20	0,2	24	14	80	(8), (9)

\* ohne P-Entfernung, \*\* mit P-Entfernung

(1) Nowak (1995b), (2) Amt der Bgld. LR. (1996), (3) Amt der OÖ. LR. (1997), (4) Merkel et al. (1993), (5) Dachler (1996), (6) Aichberger (1995), (7) Reiner et al. (1996), (8) Amt der NÖ. LRG. (1994), (9) Glenck et al. (1995)

Das Bild ändert sich deutlich, wenn als Bezugsgröße für Schwermetallgehalte nicht die Trockensubstanz sondern der Phosphorgehalt herangezogen wird (Tabelle 10). Bei dieser Betrachtungsweise, sind die Schwermetallgehalte des Klärschlammes von Kläranlagen mit Phosphorentfernung durchwegs in der selben Größenordnung oder deutlich günstiger als bei den Grün- und Bioabfallkomposten. Im Vergleich mit Wirtschaftsdüngern liegen die Gehalte im Klärschlamm mit Ausnahme von Quecksilber und Blei in einer vergleichbaren Größenordnung. Die Zink-, Kupfer- und Bleigehalte von Phosphorhandelsdüngern sind bei dieser Betrachtungsweise vergleichsweise gering. Die Cadmiumgehalte von Phosphorhandelsdüngern liegen jedoch in der selben Größenordnung wie jene von Klärschlamm.

**Tabelle 10:** Mittlere Schwermetallgehalte von Klärschlamm, Grün- und Bioabfallkomposten und verschiedenen Düngemitteln bezogen auf den Phosphorgehalt.

Düngemittel	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	g/kg P						
Klärschlamm ohne P-Entfernung	0,13	4,2	17	0,13	2,5	5,8	83
Klärschlamm mit P-Entfernung	0,06	2,0	8	0,06	1,2	2,8	40
Grün- und Bioabfallkomposte	0,14	11,6	13	0,05	7,2	11,2	59
Rindergülle	0,05	0,9	5	0,01	0,7	0,6	23
Rindermist	0,07	1,2	5	0,01	0,9	0,8	27
Schweinegülle	0,02	0,4	12	0,01	0,4	0,1	33
Schweinemist	0,02	0,5	13	0,00	0,4	0,2	35
Geflügelgülle	0,02	0,3	4	0,01	0,4	0,1	21
Geflügelmist	0,01	0,5	3	0,00	0,4	0,2	17
Superphosphat	0,09		0			1,3	2
Thomasmehl	0,01		1			0,4	1
Mittel Phosphordünger	0,09		0			0,2	3

Auch der Vergleich von Düngemitteln an Hand von Schwermetallgehalten bezogen auf den Phosphorgehalt ist nur bedingt zulässig, da andere Wertstoffe (z.B. Stickstoff, Kali) unberücksichtigt bleiben, aber er zeigt die Relativität von Qualitätsvergleichen recht gut.

Für die Beurteilung der Qualität von Klärschlämmen ist daher zu sagen, daß neben der Bewertung des Wertstoffgehaltes und einem Anreiz zur Schadstoffvermeidung natürlich auch eine einfache Handhabung im Blickpunkt stehen muß. Eine Grenzwertregelung bezogen auf den Phosphorgehalt (oder auf die Summe der Nährstoffe in mol ausgedrückt) würde diesem Anspruch jedenfalls gerecht werden.

Klärschlamm als Stoffsenke enthält neben Schwermetallen und PCB, PCDD/F und AOX, die in einigen Bundesländern überwacht werden müssen, auch eine Reihe weiterer schwerabbaubarer potentieller organischer Schadstoffe. Es wird daher fallweise argumentiert, daß einer landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung nicht zugestimmt werden dürfte, da eine Gefährdung durch allenfalls noch gar nicht bekannte oder nicht regelmäßig überwachte Stoffe nicht mit Sicherheit ausgeschlossen werden kann. Die Angst vor nicht

bekanntes Gefahren oder ein Anspruch auf risikofreies Handeln kann keine Grundlage für zukünftige Strategien sein, da diese Vorgangsweise erweitert auch auf andere Fragestellungen im Bereich der Landwirtschaft oder jeden anderen Lebensbereich zu einer völligen Handlungsunfähigkeit führen würde. Demgegenüber soll aber auch der Wunsch, die landwirtschaftliche Verwertung als kostengünstige Form der Klärschlammverwertung nicht zu gefährden, nicht eine Motivation sein, möglichen Gefährdungspotentialen nicht weiter nachzugehen. Es wird daher auch in Zukunft eine wichtige Aufgabe sein, mögliche Gefährdungen zu erforschen und Zusammenhänge zu verstehen, um allenfalls rechtzeitig steuernd eingreifen zu können. Zu beachten ist dabei, daß Grenzwerte und eine routinemäßige Analyse der Klärschlämme im Rahmen der für eine landwirtschaftliche Verwertung erforderlichen Klärschlammzeugnisse nicht das einzige Instrument einer Überwachung der Klärschlammqualität sind. Analysen von organischen Inhaltsstoffen sind aufwendig und teuer, ein Erfordernis der Aufnahme neuer Parameter in die routinemäßige Überwachung der Kläranlagen muß daher sorgfältig geprüft werden. Demgegenüber kommen sicher gezielten Untersuchungsprogrammen und Forschungsvorhaben um die Relevanz verschiedener Stoffe im Klärschlamm und allfällige Gefährdungspotentiale zu erheben eine wichtige Bedeutung zu. Dabei ist jedoch der Blick auf das Gesamtsystem (Quellen, Wege und Senken der Stoffe) erforderlich, indem der Klärschlamm immer nur einen Teilaspekt darstellt. So dürfte es so sein, daß diese Stoffe im Klärschlamm vielfach in der Größe einer ubiquitären Grundbelastung liegen dürften.

### **3.2 Bodenuntersuchungen**

In der Vergangenheit wurden wiederholt Überlegungen veröffentlicht, die zeigen, daß bei Ausnutzung der Grenzwerte und der maximal zulässigen Aufbringungsmengen der Eintrag von Schwermetallen über Klärschlamm oder Komposte in landwirtschaftlich genutzte Böden den Austrag aus diesen Böden deutlich übertrifft. Dadurch komme es bei regelmäßiger Verwendung auf der selben Fläche zu einer Anreicherung dieser Stoffe in den Böden, die langfristig auch zu einem Erreichen oder Überschreiten von Bodengrenzwerten führen können. In solchen Überlegungen wird die Notwendigkeit begründet, eine Klärschlammverwertung an Bodenuntersuchungen zu knüpfen. Darüber hinaus haben diese Überlegungen fallweise auch dazu geführt, unterschiedliche Definitionen der Bodeneignung zur Voraussetzung für eine

Klärschlammverwertung zu machen. Diesen Überlegungen soll hier keinesfalls eine Berechtigung abgesprochen werden. Es soll aber versucht werden, diese Überlegungen durch weitere Betrachtungen zu ergänzen.

In Tabelle 11 ist eine grobe Abschätzung der Größenordnung der Nährstoff- und Schwermetallströme über verschiedene Güter in Österreich dargestellt. Ziel ist es, die Größenordnungen verschiedener Stoffströme gegenüberzustellen. Ein abgeschlossene Bilanz ergibt diese Darstellung jedoch nicht. Folgendes ist ersichtlich:

- Nährstoff- und Schwermetallfrachten in Klärschlamm - aber auch in Kompost - sind im Gesamtzusammenhang betrachtet gering. Über Klärschlamm könnten maximal 20 % des Phosphor-Handelsdüngereinsatzes ersetzt werden. Aber auch von der Belastung der Umwelt her kommt anderen Stoffströmen eine wesentlich größere Bedeutung zu.
- Wirtschaftsdünger (Rinder- und Schweinegülle) sind von den Nährstoffen aber auch von den Schwermetallen her wesentlich bedeutendere Stoffströme. Für Cadmium, Quecksilber und Blei lassen sich diese Stoffströme jedoch direkt von den Ernteentzügen der Futtermittel ableiten. Das heißt, diese Stoffe werden überwiegend über Futter und Wirtschaftsdünger im Kreislauf geführt. Für Zink und Kupfer ist der Eintrag über Wirtschaftsdünger deutlich höher als der Ernteentzug. Dies ist auf Zusätze zu Futtermitteln zurückzuführen. Diese zusätzliche Belastung (über Zusätze zu Futtermitteln) der Böden dürfte für diese Elemente insgesamt (Gesamtbelastung der Böden Österreichs in t/a) deutlich höher sein als der Gehalt im gesamten Klärschlamm. Eine bereits erwähnte Verschärfung der Futtermittelverordnung könnte hier eine Reduktion gebracht haben. Ähnlich wie bei Kupfer und Zink dürfte auch bei Chrom ein Überschuß im Wirtschaftsdünger gegenüber dem Ernteentzug vorliegen. Für Nickel reicht die Genauigkeit der Daten für eine Beurteilung nicht aus.
- Die Cadmiumfracht im Handelsdünger stellt eine beachtliche Größe dar.
- Die weitaus größten Stoffströme gelangen über die atmosphärische Deposition in die Böden. Bereits durch die Deposition ist teilweise ein Überschuß der Schwermetalleinträge in die Böden gegenüber den Austrägen

gegeben. Quellen dieser Depositionen konnten im Rahmen diese Beitrages nicht nachgewiesen werden.

- Alleine die Emissionen aus dem Straßenverkehr und der Dachkorrosion stellen größere diffuse Belastungen an Schwermetallen dar, als es den Frachten im gesamten Klärschlamm entspricht. Es ist deutlich, daß diese Emissionen nur zum Teil in den Klärschlamm gelangen.
- Das Gesamtlager in den landwirtschaftlich genutzten Böden Österreichs ist etwa um drei Zehnerpotenzen höher als die jährlich über verschiedene Medien transportierten Frachten.

**Tabelle 11:** Gegenüberstellung einer ungefähren Größenordnung von Stoffströmen über verschiedene Güter in Österreich

	N	P	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Quellen
	kt/a		t/a							
Klärschlamm*	7	5	0,3	9	40	0,3	6	13	190	(1), (2)
Komposte	5	1	0,2	15	17	0,1	9	14	70	(1), (2)
Rindergülle	130	22	1	20	100	0,3	15	12	500	(1), (2)
Schweinegülle	36	12	0,2	4	140	0,1	5	1	400	(1), (2)
Mineraldünger	125	29	3		15			9	110	(1), (2)
atmosphärische Deposition**	67	1	7	105	175	9	53	105	1050	(2),(3),(4), (11)
Emissionen Straßenverkehr	40	<	0,2	30	30		100	40	100	(2),(3),(5), (6)
Dachkorrosion	0	0	0,2		30				400	(3), (7)
Ernteentzug	260	50	3	4	130	1	20	20	700	(2), (8)
Erosion**	7	3	0,4		20			20	70	(2), (9)
Auswaschung**	47	<	3,5		100			10	350	(2), (9)
Lager im Boden ( <b>10<sup>3</sup> kt</b> bzw. <i>kt</i> )	<b>30</b>	<b>15</b>	3	560	280	3	340	200	1100	(2), (10)

\* gesamter kommunaler Klärschlamm bei Phosphorentfernung auf Anlagen > 1000 EW

\*\* nur landwirtschaftliche Flächen wurden berücksichtigt (rund 40 % der Gesamtfläche), die Depositionen wurden ohne direkte Verkehrsbelastung angegeben,

(1) eigene Berechnungen an Hand der Tabellen 9 und 10, (2) Kroiß et al. (1997), (3) Lampert et al. (1997), (4) Haritopoulou (1996), (5) Verkehrsaufkommen aus ÖSTAT und UBA (1994), (6) eigenen Berechnungen an Hand von Muschak (1989), (7) Stark et al., (1995), (8) Köchl (1995), (9) Amt der NÖ-Landesregierung (1995), (10) Amt der NÖ. LRG. (1994), (11) Kockova et al. (1995)



Es ist deutlich ersichtlich, daß es gegenüber den Austrägen einen Überhang der Schwermetalleinträge in die Böden Österreichs gibt. Eine wesentliche Bedeutung kommt hier den Luftemissionen zu. Maßnahmen in diesem Bereich kommt daher eine Priorität zu. Diese Maßnahmen (z.B. im Verkehr) haben auch einen nicht unerheblichen Einfluß auf den Klärschlamm. Die Bedeutung des Klärschlammes ist insgesamt gering. Ein Vergleich der Lufteinträge mit den gesamten Lagergrößen in den Böden zeigt, daß die Veränderungsgeschwindigkeit des Lagers insgesamt klein ist. Größere Veränderungsgeschwindigkeiten können jedoch sehr wohl bei lokalen Belastungen auftreten. Auch Klärschlamm kann für die lokalen Schwermetalleinträge vor allem dann Bedeutung erlangen, wenn über sehr lange Perioden (Jahrzehnte) regelmäßig Schlamm auf die selben Flächen aufgebracht wird.

Bodenuntersuchungen, Bodeneignungsklassen, ÖPUL-Förderungen, eine geringe Akzeptanz der Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft, aber auch eine Zentralisierung der Abwasserentsorgung beschränken die Fläche für eine Verwertung des Klärschlammes beträchtlich. Hier sollte eine Richtungsänderung angedacht werden.

So wichtig eine Kontrolle und eine möglichst weitgehende Verbesserung der Klärschlammqualität ist, scheint es doch angebracht, eine Verknüpfung von Bodeneignung und Klärschlammverwertung unter Berücksichtigung der zuvor dargestellten Vergleiche zur Diskussion zu stellen. Jedenfalls ist die Notwendigkeit, eine Klärschlammverwertung an gewisse Bodeneignungsklassen zu binden, fraglich. Dort, wo eine intensive Landwirtschaft betrieben wird, ist ein grundsätzliches Ausschließen einer landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm nicht ganz einsichtig. Grundsätzlich ist eine Überwachung der Bodenqualität sicher sinnvoll und notwendig. Die Frage, ist ob diese Überwachung immer an eine Klärschlammverwertung gebunden sein muß. Wie bereits in Niederösterreich und im Burgenland geschehen, ist es denkbar, Klärschlammqualitäten zu definieren, wo eine Bodenuntersuchung nicht erforderlich ist. Allerdings müßten dabei die Fehler, die in Niederösterreich, wo das Erreichen dieser Qualität unrealistisch ist, bzw. im Burgenland, wo diese Regelung sehr leicht durch Verdünnungsstrategien hintergangen werden kann, vermieden werden. Auch wäre es denkbar, anstelle von zwingenden Bodenuntersuchungen die maximale Aufbringungsmenge pro Fläche im langjährigen Mittel deutlich zu senken.

Eine möglichst breite Akzeptanz in der Landwirtschaft ist jedenfalls die Voraussetzung für solche Maßnahmen. Aber es ist auch zu bemerken, daß breitere Akzeptanz der landwirtschaftlichen Verwertung förderlich für dezentralere Konzepte zur Abwasserentsorgung sein können (Zeßner, Nowak, 1996).

### 3.3 Häufigkeit von Klärschlamm- und Bodenuntersuchungen

Eine weitere Fragestellung ergibt sich aus der erforderlichen Häufigkeit von Klärschlamm- und Bodenuntersuchungen im Falle einer Verwertung von Klärschlamm. Um eine Vorstellung von der Bedeutung dieser Fragestellung im Rahmen der Kosten für die Abwasserreinigung zu bekommen, sind in Tabelle 12 spezifische Kosten für Klärschlamm- und Bodenuntersuchungen für Kläranlagen verschiedener Größenordnungen dargestellt. Die Kosten für Klärschlamm- und Bodenuntersuchungen schwanken stark. Neben der Wahl der Untersuchungsanstalt geht dabei vor allem der Parameterumfang (Untersuchung von organischen Mikroverunreinigungen) stark ein. Für die Angaben in Tabelle 12 wurde von Kosten für die Klärschlamm- und Bodenuntersuchungen von je öS 5000,- ausgegangen. Dies sind mittlere Werte ohne Analysen von organischen Mikroverunreinigungen. Weiters ist den Angaben in der Tabelle ein Schlammanfall von 20 kg/(EW.a), eine Verwertung von 2 t TS/(ha.a) und eine Parzellengröße von im Mittel 1 ha zu Grunde gelegt. Es wurde angenommen, daß eine Bodenuntersuchung 10 Jahre gültig ist, und daß jedes Jahr die gleiche Anzahl von Parzellen neu zu untersuchen wird. Die Anzahl der erforderlichen Klärschlammuntersuchungen wurde in Abhängigkeit von der Kläranlagengröße unterschiedlich gewählt.

**Tabelle 12:** spezifische Kosten für Klärschlamm- und Bodenuntersuchungen

Kläranlagengröße	EW	1.000	10.000	100.000
Anzahl Klärschlammuntersuchungen	Anzahl/a	1	2	4
Kosten Klärschlammuntersuchungen	öS/(EW.a)	5	2	0,4
Kosten Bodenuntersuchungen	öS/(EW.a)	5	5	5
gesamte Betriebskosten (Kroiß et al., 1996)	öS/(EW.a)	550	300	200

Es zeigt sich, daß bei den angenommenen Kosten für eine Untersuchung und den angenommenen Untersuchungshäufigkeiten, die Untersuchungskosten zwar merklich sind, aber im Vergleich mit den gesamten Betriebskosten im Bereich von nur 2 - 3 % liegen. Dabei spielen Klärschlamm- und Bodenuntersuchungen bei kleineren Anlagen in gleicher Weise eine Rolle, während bei größeren Anlagen nur noch die Bodenuntersuchungen von Bedeutung sind. Eine Erhöhung der Anzahl der erforderlichen Bodenuntersuchungen (z.B. alle 5 Jahre oder geringere Dosierung) kann vor allem dann, wenn hier die Kosten durch die Aufnahme von organischen Mikroverunreinigungen in den Probenumfang steigen (z.B. öS 20.000,-/pro Probe), recht bald zu deutlich merkbaren Kosten führen. Das selbe gilt bei kleinen Anlagen auch für die Klärschlammuntersuchungen. Auch hier kann eine Erhöhung der erforderlichen Untersuchungshäufigkeit vor allem in Verbindung mit einer erhöhten Parameteranzahl (organische Mikroverunreinigungen) recht schnell zu beträchtlichen Kosten führen (z.B. öS 20.000,- pro Probe viermal pro Jahr bei KA mit 1.000 EW  $\Rightarrow$  öS 80,-/(EW.a)). Für größere Anlagen sind Klärschlammuntersuchungen in den Kosten von geringerer Bedeutung. Selbst wenn man eine Untersuchungshäufigkeit von 12 mal pro Jahr annimmt und Kosten pro Untersuchung von öS 20.000,-, steigen die Kosten nur auf etwa öS 5/(EW.a).

Es erhebt sich nun die Frage, welche Untersuchungshäufigkeit sachlich erforderlich erscheint. Grundsätzlich ist es nicht auszuschließen, daß es auf einer Kläranlage fallweise zu Belastungsspitzen mit potentiellen Schadstoffen kommt. Auch wird fallweise von einer starken Erhöhung eines einzelnen Parameters bei einer einzelnen Klärschlammuntersuchung berichtet. Belastungsspitzen einer Kläranlage mit potentiellen Schadstoffen werden sich vor allem bei kurzen Aufenthaltszeiten des Schlammes in der Kläranlage stark auf die Konzentration im Schlamm auswirken (z.B. Abfuhr nach Vorklärung und Faulung, Aufenthaltszeit ca. 1 Monat). Bei längeren Aufenthaltszeiten werden sich Einzelereignisse durch einen Konzentrationsausgleich weniger stark auf die Konzentrationen im Schlamm auswirken. Eine systematische Klärung der Frage, welche Schwankungen von Konzentrationen im Schlamm bei unterschiedlichen Betriebsweisen von Kläranlagen auftreten können, könnte durch ein Forschungsvorhaben geklärt werden. Bei Anlagen, die den Schlamm landwirtschaftlich verwerten, sind längere Speicher- oder Lagerzeiten erforderlich (bis zu 6 Monaten). Vor allem bei Anlagen mit einem

Naßschlamm-speicher kommt es zu einer Integration der Belastungen über einen längeren Zeitraum. Wird hier eine Klärschlammuntersuchung vor einer Ausbringung im Frühjahr oder Herbst durchgeführt, kann durch eine Mischprobe ein Mittelwert über einen längeren Zeitraum überwacht werden. Jedenfalls ist dabei jedoch auf eine repräsentative Probenahme zu achten. Wird kontinuierlich abgepreßt, ist eine Durchmischung des Schlammes nicht in diesem Umfang gegeben. Hier ist auf eine repräsentative Probenahme um so mehr zu achten.

Welches Gefährdungspotential besteht nun, wenn eine einmaligen Belastung des Schlammes mit Schadstoffen durch ihr kurzes Auftreten nicht erkannt wird, und einmal Schlamm mit einer erhöhten Belastung ausgebracht wird. Die Tabelle 13 zeigt den relativen Eintrag von Schwermetallen bei einer einmaligen Klärschlamm-anwendung mit typischen Schwermetallgehalten bezogen auf das Schwermetallager in den obersten 30 cm eines Ackerbodens. Man sieht, daß selbst eine einmalige irrtümliche Anwendung eines Schlammes mit einem stark erhöhten Schwermetallwert (z.B. 10 mal so hoch wie der typische Wert) zu einem Beitrag von deutlich weniger als < 10 % gegenüber dem bestehende Lager im Boden führt.

**Tabelle 13:** Schwermetalleintrag bei einer einmaligen Klärschlamm-anwendung von 2 t TS/ha und typischen Schwermetallgehalten im Vergleich zum Lager in den obersten 30 cm eines Ackerbodens mit typischen Schwermetallgehalten

	Klärschlamm		Boden		Verhältnis Eintrag/Lager
	Gehalt	Eintrag	Gehalt	Lager	
	mg/kg TS	g/ha.a	mg/kg TS	g/ha.a	%
Cd	1,5	3	0,2	780	0,4
Cr	50	100	40	156.000	0,1
Cu	200	400	20	78.000	0,5
Hg	1,5	3	0,2	780	0,4
Ni	30	60	24	93.600	0,1
Pb	70	140	14	54.600	0,3
Zn	1.000	2.000	80	312.000	0,6

In Hinblick auf die Häufigkeit von Bodenuntersuchungen ist aus Tabelle 13 abzulesen, daß selbst bei regelmäßiger Schlammverwertung auf der selben Fläche innerhalb von zehn Jahren der Eintrag über den Klärschlamm bei durchschnittlichen Gehalten im Verhältnis zu dem Lager im Boden deutlich unter 10 % liegt. In Hinblick auf die Langsamkeit von möglichen Veränderungen der Bodengehalte und auf die Erhebungsgenauigkeit dieser Bodengehalte sind daher Bodenuntersuchungen im einem Abstand von 10 Jahre als sehr häufig zu bezeichnen, vor allem dann, wenn das Einhalten der Werte im Klärschlamm mit einer hohen Sicherheit garantiert werden kann.

Zusammenfassend ist für die Häufigkeit von Klärschlammuntersuchungen zu sagen, daß deren Kosten bei kleineren Kläranlagen deutlich ins Gewicht fallen können. Dies gilt vor allem dann, wenn organische Parameter in den Untersuchungsumfang aufgenommen werden. Eine gesteigerte Häufigkeit der Untersuchung sollte daher nur in gut begründeten Fällen gefordert werden. Vor allem bei den kleineren Anlagen sollte es möglich sein, repräsentative Proben für eine längeren Zeitraum zu ziehen. Für große Anlagen sind die Klärschlammuntersuchungen dagegen kein wesentlicher Kostenfaktor, solange sie von den zu untersuchenden Parametern her in einem vernünftigen Rahmen gehalten werden.

Auch wenn das Gefährdungspotential gering ist, daß von einer einmaligen Anwendung von Klärschlamm mit überhöhten Schwermetallgehalten ausgeht, so sollte doch auch in Hinblick auf die Vertrauensbasis zwischen Produzenten und Abnehmer Angaben über die Qualität des Produktes weitgehend abgesichert sein. Jedenfalls sind die Mittel besser in Klärschlammanalysen investiert, welche die Qualität des Produktes nachweisen, als in Bodenuntersuchungen um allenfalls erhöhte Belastungen nachträglich zu kontrollieren. Je besser die Qualität eines Schlammes abgesichert ist, desto geringer ist die Häufigkeit, die für Bodenuntersuchungen erforderlich ist. Es könnten Überlegungen für eine zukünftige Klärschlammgesetzgebung auch in die Richtung gehen, die Notwendigkeit von Bodenuntersuchungen von der Sicherheit (z.B. Untersuchungshäufigkeit), mit der eine bestimmte Klärschlammqualität garantiert werden kann, abhängig zu machen.

## 4 Zusammenfassung

Klärschlammüberwachung beginnt mit dem Verständnis und der Kontrolle der Stoffströme, die zur Klärschlammmentstehung und zum Eintrag von Stoffen in den Klärschlamm führen. Dabei ist nicht nur die Überwachung von Einleitern ein wichtiger Bestandteil der Klärschlammüberwachung, sondern es ist auch die Überwachung der Klärschlammqualität ein wichtiger Bestandteil der Überwachung von Einleitern im Sinne eines umfassenden Stoffstrommanagements, welches nicht nur dem Klärschlamm sondern dem Umweltschutz im allgemeinen zu Gute kommt.

Der Beitrag von Industrie und Gewerbe zum gesamten Schwermetalleintrag in Abwasser und Klärschlamm dürfte für die meisten Parameter im Durchschnitt unter 50 % liegen. Da der Beitrag von Industrie und Gewerbe an den CSB-Zulauffrachten in Österreich bei etwas über 50 % liegt, führen industrielle und gewerbliche Einleitungen im Durchschnitt eher zu einer Verdünnung der Schwermetallgehalte im Klärschlamm (bezogen auf die Trockensubstanz).

Eine ganz wesentliche Bedeutung kommt dem Schwermetalleintrag aus Oberflächen in das Abwasser zu. Dabei sind im ländlichen Bereich vor allem der Eintrag über Dachflächen und Dachrinnen zu beachten, während im städtischen Bereich die Bedeutung des Verkehrs deutlich zunimmt. Neben der Wahl von Materialien beim Hausbau und den Verkehrsemissionen (Reifenabrieb, Bremsbeläge, Straßenabrieb, Abgase) kommt daher bei den Schwermetallemissionen auch dem Verkehrsaufkommen und der Wohndichte (Dachfläche pro Einwohner) eine wesentliche Bedeutung zu. Bei den Emissionen von Dächern und Verkehr ist zu beachten, daß sie nur zum Teil den Kläranlagen zugeleitet werden. Zu einem erheblichen Anteil tragen sie auch zu einer diffusen Schwermetallbelastung der Umwelt bei.

Der Überwachung der Klärschlammqualität kommt eine ganz entscheidende Bedeutung zu. Neben der Beurteilung der Eignung des Schlammes für eine Verwertung auf der Fläche, kann sie, da der Klärschlamm eine wichtige Stoffsenke darstellt, auch als Maß für ein „umweltgerechtes“ Wirtschaften verstanden werden. In Österreich wird die Klärschlammqualität in der Regel über den Gehalt an potentiellen Schadstoffen bezogen auf den Trockensubstanzgehalt (Grenzwerte, Klärschlammklassen) definiert. Diese

Vorgangsweise alleine ist, sowohl zur Beurteilung der Eignung für eine Verwertung, als auch als Maß für „umweltgerechtes“ Handeln, schlecht geeignet. Einerseits wird bei dieser Vorgehensweise der Wertstoffgehalt des Schlammes nicht bewertet und andererseits wird der Schadstoffkonzentration im Schlamm neben den Zulauffrachten von einer Reihe weiterer Faktoren (z.B. Schlammmenge, Fremdwasser), die zum Teil auch durch den Kläranlagenbetrieb zu steuern sind (Betriebsmitteleinsatz), erheblich beeinflusst. Das Erreichen niedriger Schadstoffgehalte wird daher oft durch Verdünnungsstrategien leichter zu Erreichen sein als durch Schadstoffvermeidung. Schadstoffgehalte bezogen auf den Phosphorgehalt bieten hier zum Beispiel ein wesentlich günstigeres Instrument zur Beurteilung der „Klärschlammqualität“.

Im Gesamtzusammenhang sind die über den Klärschlamm laufenden Schwermetallströme vergleichsweise gering. Insgesamt ist die Bodenbelastung mit Schwermetallen über andere Eintragspfade deutlich höher (z.B. Luft, Verkehr). Auch im Vergleich mit anderen Düngemitteln liegt die Belastung des Klärschlammes (z.B. bezogen auf den Phosphor) für eine Reihe von Parametern durchaus in einer vergleichbaren Größenordnung. Eine Reihe von Faktoren (Bodenuntersuchungen, Bodeneignung, ÖPUL, geringe Akzeptanz, Zentralisierung der Abwasserentsorgung) führen zu einer starken Einschränkung der Flächen, die für eine Klärschlammverwertung zur Verfügung stehen und damit zu einer Konzentration der Klärschlammverwertung auf eine beschränkte Fläche. Hier sollte ein Umdenken eingeleitet werden. Es ist nicht ersichtlich warum Klärschlamm mit „guter“ Qualität nicht auf Flächen eingesetzt werden soll, wo eine intensive Landwirtschaft betrieben wird. Zudem sollte ernsthaft überlegt werden Klärschlammqualitäten und Anforderungen an deren Überwachung zu definieren, wo eine Bodenuntersuchung unterbleiben kann. In Niederösterreich und Burgenland gibt es bereits solche Regelungen. In Zukunft muß jedoch darauf geachtet werden, daß die Fehler die in Niederösterreich und Burgenland bei diesen Regelungen gemacht wurden, vermieden werden. Daneben wäre auch zu überlegen anstelle von Bodenuntersuchungen, die Anwendungsmenge im langjährigen Mittel deutlich zu reduzieren.

## 5 Literatur

- Aichberger (1995) Die Ergebnisse einer Untersuchung von Wirtschaftsdüngern in Oberösterreich, Bundesamt für Agrarbiologie, Linz März 1995
- Allen P. (1998) persönliche Mitteilung
- Ammann P, Fahrni H.P. (1981) Schwermetalle im Abwasser - Herkunft und Bedeutung, *Wasser, Energie, Luft*, **73, Heft 3**, zitiert in Kernbeis R. (1996) Der Beitrag ausgewählter Quellen zur Schwermetallbelastung im Klärschlamm, Diplomarbeit ausgeführt am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft und in Brunner P.H., Gajcy D. (1989) Veränderungen der Bedeutung der Metallfrachten im Klärschlamm, *Mitteilungen der EAWAG*, **Nr. 28**, 5-8
- Amt der Bgld. Landesregierung (1996) Generelles Klärschlammkonzept für das Burgenland, Mai 1996
- Amt der NÖ Landesregierung/Bundesanstalt für Bodenwirtschaft (1994) Niederösterreichische Bodenzustandsinventur, Wien Jänner 1994
- Amt der NÖ Landesregierung (1995) Klärschlammverwertung nach Schadstoffvermeidung - Handlungsanweisungen für Niederösterreich, *Wasser- und Abfallwirtschaft NÖ*
- Amt der OÖ. Landesregierung (1997) Klärschlamm, Anfall und Verwertung 1996, Linz Juni 1997
- Arpaci (1995) Kupfer in kommunalen Abwässern und Klärschlämmen, erschienen im *IKZ*, **Heft 12, 13, 14, 15/16 und 17/1995**
- ATV-Fachausschuß 2.3 (1982) Arbeitsbericht über Schwermetalle im häuslichen Abwasser und Klärschlamm, *Korrespondenz Abwasser* **29, Nr. 12**, Seite 955-958
- ATV-Informationsschrift (1984) Schwermetalle im kommunalen Abwasser, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik, zitiert bei Schönberger (1990)
- Batelle-Institut e.V.(1984) Abwasserüberwachung von Indirekteinleitern und Schadstoffermittlung bei diffusen Quellen zur Verbesserung der Gewässergüte und der Klärschlammverwertung, *UBA-Forschungsbericht* **84-102 06 403**, zitiert in Schönberger H. (1990)
- Bischofsberger W. (1981) Herkunft und Verbleib von Schwermetallen im Abwasser und Klärschlamm, *Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen*, **Nr. 34**, Institut für Bauingenieurwesen, Technische Universität München
- Baccini, Daxbeck, Glenck, Henseler (1993) Metapolis, Güterumsatz und Stoffwechselprozesse in den Privathaushalten einer Stadt, *EAWAG NEWS* **35 D**, Seiten 3 - 23
- Bannermann R. (1991) Pollutants in Wisconsin stormwater, unpublished report by the Wisconsin Dept. of Natural Resources, Madison, WI, zitiert in Novotny (1995)
- Boller M. (1997) Tracking heavy metals reveals sustainability deficits of urban drainage systems, *Water Science & Technology*, **Vol. 35, No. 9**, pp 77-87
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1996) Gewässerschutzbericht 1996, Wien



- Dachler (1996) Anforderungen an die Kompostqualität aus der Sicht des landwirtschaftlichen Bodenschutzes, *Beiträge zur Kompostgütesicherung in Österreich*, Kompostgüteverband Österreich und österreichisches Normungsinstitut, Wien April 1996
- Donner H., Peschl P. (1986) Vergleichende Untersuchungen über Schwermetalle in überwiegend häuslichen Gemeindeabwässern und deren Elimination bei der biologischen Abwasserklärung, *Wasser und Abwasser* „Beiträge zur Gewässerforschung“, **Band 30**, Seiten 99 - 124, Wien
- Förster J. (1996) Patterns of roof runoff contamination and their potential implications on practice and regulation of treatment and local infiltration, *Water Science and Technology* **Vol. 33, No. 6**, pp. 39-48
- Förster J. (1998) Wasser aus Dachabflüssen: saubere Ressource oder belastetes Abwasser? Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Nr. 138, Technische Universität München
- Glenck, Lampert, Raeissi, Brunner (1995) Phosphorbilanz des Kremstales, Bericht des Institutes für Wassergüte und Abfallwirtschaft im Auftrag des Amtes der OÖ. Landesregierung
- Grüttner H. (1991) Agricultural use of sludge in Denmark, EWPCA Workshop on sludge disposal, Zürich 1991
- Haritopoulou T. (1996) Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in urbanen Entwässerungssystemen - Aufkommen, Transport und Verbleib, *Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft* Universität Karlsruhe (ISWW), **Band 77**, Karlsruhe 1996
- Jenkins, Russell (1994) Heavy metals contribution of household washing products to municipal wastewater, *Water Environment Research*, **Vol. 66, No. 6**, 804-813
- Klein L.A., Lang M., Norman N., Kirschner S.L. (1974) Sources of metals in New York City wastewater, *Journal Water Pollution Control Federation*, **46**, 1653
- Köchel A. (1995) Die Stoffdrehscheibe Landwirtschaft, *Wiener Mitteilungen*, **Band 126**, Seiten 331 - 364
- Kockova E., Palat M., Betusova M. (1995) Bioelements and heavy metals in dry and wet depositions at some localities in the Morava River Basin, *Water Science and Technology* **Vol. 33, No. 4-5**, pp. 277-238
- Koppe P., Klopp R. (1984) Herkunft der Schwermetalle im häuslichen Schmutzwasser, *GWA* **65**, Seite 371-387, Aachen
- Kroiß et al. (1996) Studie Abwasserentsorgung Lainsitztal, im Auftrage des NÖ Wasserwirtschaftsfonds der NÖ Landesregierung, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien
- Kroiß H., Zeßner M., Deutsch K., Schaar W., Kreuzinger N. (1997) Nährstoffbilanzen der Donauanrainerstaaten - Erhebungen für Österreich, Studie im Auftrag des österreichischen Bundeskanzleramtes, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien

- Kroiß H., Zeßner M., Schaar W. (1998) Bericht über die Erhebung des Ist-Zustandes der Kläranlagen Wagram-West und Gresten, sowie Abschätzung der Möglichkeiten zur Verbesserung der Klärschlammqualität. Studie im Rahmen des Niederösterreichischen Klärschlammkonzeptes, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Wassergütwirtschaft, TU Wien
- Lampert Ch., Stark W., Kernbeis R., Brunner P.H. (1997) Stoffflußanalysen der Siedlungsentwässerung der beiden Regionen „Gresten“ und „Grafenwörth“, Studie im Rahmen des Niederösterreichischen Klärschlammkonzeptes, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft, TU Wien
- Lutz L. (1995) Risikoversicherung als Angebot der Wasserwirtschaft an die Klärschlammabnehmer aus der Landwirtschaft, *Wiener Mitteilungen* **126**, Seite 198 - 206
- Merkel, Matter, Hameln (1993) Pflanzennährstoff- und Schwermetallgehalte niedersächsischer Klärschlämme, *Korrespondenz Abwasser*. **42. Jahrgang**, **12/93**
- Moriyama K. et al. (1989) The amount of heavy metals derived from domestic wastewater, *Water Science and Technology* Vol. 21, Part 5, pp. 1913-1916
- Muschak W. (1989) Straßenoberflächenwasser - eine diffuse Quelle der Gewässerbelastung, *Vom Wasser*, **72. Band**, Seiten 267 - 282
- Nolte R.F. (1986) Herkunft und Stoffbilanz der sieben Schwermetalle aller 562 hessischen Kläranlagen, *GWA* **85**, Aachen
- Novatny (1995) Diffuse Sources of Pollution by Toxic Metals and Impact on Receiving Waters, in Salmons, Förstner, Mader (Eds.) *Heavy Metals - Problems and Solutions*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg
- Nowak O. (1995a) Nährstoff- und Schwermetallgehalte von Klärschlämmen, *Wiener Mitteilungen* **125**, Seiten J-1 bis J-54
- Nowak O. (1995b) Klärschlamm: Anfall und Zusammensetzung, *Wiener Mitteilungen* **126**, Seiten 130 - 176
- Nowak O. (1998) Stickstoffentfernung und gleichzeitige aerobe Stabilisierung bei schwachbelasteten Belebungsanlagen, *Wiener Mitteilungen* **145**, Seiten 261 - 291
- ÖSTAT und UBA (1994) Umwelt in Österreich - Daten und Trends 1994, herausgegeben vom Österreichischen Statistischen Zentralamt und dem Umweltbundesamt, Wien 1994
- Pestal E. (1998) Überwachung von Indirekteinleitern, vorliegender Band: *Wiener Mitteilungen* **147**
- Reiner I, Lampert Ch., Poterkova M (1996) Stoffbilanzen landwirtschaftlicher Böden von ausgewählten Betriebstypen bei der Verwendung von Klärschlamm und Kompost, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Bericht im Auftrag des Amtes der OÖ. LR, Wien im Dezember 1996
- Röber H.-M., Höllwarth M. (1981) Untersuchungen zur Herkunft von Schwermetallen in kommunalen Abwässern, *Gesundheitsingenieur* **102**, zitiert bei Bischofsberger (1981)
- Schönberger H. (1990) Klärschlamm - Kontamination auf Raten, Institut für ökologisches Recycling, Berlin

- Schweighofer P. (1994) Möglichkeiten der Plausibilitätsprüfung von Meßdaten, *Wiener Mitteilungen* **116**, Seiten G1-G41
- Shaheen D.G. (1975) Contributions of urban roadway usage to water pollution, EPA Report no. 600/2-75-004, Washington, DC, zitiert Novotny (1995)
- Spatzierer G. (1997) Vergleich der Legistik für Klärschlamm und Kompost in den österreichischen Bundesländern, Vortrag im Rahmen der UTEC, Tulln 19.6.1997
- Spatzierer G. (1998) Klärschlamm am Scheideweg - Verwerten oder Entsorgen, österreichische Abfallwirtschaftstagung, Bregenz 1998: Sind die Ziele der Abfallwirtschaft schon erreicht?, *Schriftenreihe des ÖWAV*, **Heft 118**, Seiten 125 - 141
- Stark, Kernbeis, Raesissi, Brunner (1995) Wo liegen die Grenzen der Schadstoffentfrachtung des Klärschlammes? Studie im Rahmen des Niederösterreichischen Klärschlammkonzeptes, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft, TU Wien
- Svardal K., Nowak O. (1998) Datendokumentation und Auswertung - Plausibilitätsanalyse von Meßwerten, vorliegender Band: *Wiener Mitteilungen* **147**
- Zeßner M. (1995) Möglichkeiten und Probleme der Klärschlammmentorgung, *Wiener Mitteilungen* **125**, Seiten K-1 bis K-39
- Zeßner M., Nowak O. (1996) Die Klärschlammproblematik als wichtiges Entscheidungskriterium für die Lösungssuche von Entsorgungsproblemen, *Wiener Mitteilungen* **130**, Seiten 419 - 442

Dipl.-Ing. Matthias Zeßner

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien

Karlsplatz 13/226  
1040 Wien

Tel: 58801 / 3146

Fax: 5042157

Email: mzeßner@iwag.tuwien.ac.at



## Datendokumentation und Auswertung – Plausibilitätsanalyse von Meßwerten

K. Svardal, O. Nowak, P. Schweighofer

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien

**Kurzfassung:** Durch eine wasserrechtliche Bewilligung werden einzuhaltende Emissionswerte und durch die Koppelung an (maximale) Frachten auch maximale (Abwasser)mengen zur Erfassung vorgeschrieben. Die Betreiber sind dazu verpflichtet, die Einhaltung dieser Begrenzungen im Rahmen der Eigen- und Fremdüberwachung nachzuweisen. Diese Werte dienen aber nicht nur dazu, den Wasserrechtsbescheid einzuhalten, sie sollten dem Betreiber auch Informationen über den Zustand der Abwasserreinigung liefern und Möglichkeiten zur Optimierung der Anlage geben. Da jede Messung nur eine Annäherung an den tatsächlichen Wert ist, ist es unumgänglich Messungen immer wieder zu überprüfen. Meßwerte können oft schon aus der Erfahrung und dem Wissen heraus, als plausibel oder unmöglich erkannt werden. Um Erwartungshaltungen weitgehend auszuklammern, ist es notwendig mit Methoden zu arbeiten, die "neutral" funktionieren. Es wurde versucht eine dieser Methoden, die Erfassung von Stoffflüssen und deren Beschreibung über Bilanzierungen, darzulegen. Ausgehend von theoretischen Ansätzen wurden die Bilanzen so weit vereinfacht, daß sie für den Gebrauch in der Praxis verwendbar erscheinen. Anhand einer Bilanzierung einer biologischen Abwasserreinigungsanlage zur Überprüfung des Überschussschlammanfalls soll gezeigt werden, daß Bilanzen ein gutes Werkzeug zur Beurteilung der Plausibilität von Meßwerten und Betriebsergebnissen sind. Auf diese Art und Weise können systematische Fehler bei Probenahme, Probebehandlung, chemischer Analyse und Mengemessung erkannt werden.

**Keywords:** Eigenüberwachung, Fremdüberwachung, Protokollierung, Plausibilitätsprüfung, Bilanzierung von Abwasserreinigungsanlagen

### 1 Allgemeines

Jeder Betreiber einer wasserrechtlich genehmigten Abwasserreinigungsanlage ist verpflichtet, das der Anlage zufließende Rohabwasser sowie das von der Anlage in den Vorfluter abgegebene gereinigte Abwasser auf eigene Kosten zu

untersuchen bzw. untersuchen zu lassen (Eigen-/Fremdüberwachung). Für den ordnungsgemäßen Betrieb der Anlage sind zusätzliche Messungen erforderlich, anhand derer verschiedene Einstellungen erfolgen. Diese Messungen sind im ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 14 (1998) in Abhängigkeit der Größenklassen der Anlagen zusammengestellt.

Die gewonnenen Werte aus der Eigen- und Fremdüberwachung dienen nicht nur dazu, dem Gesetzgeber genüge zu tun, sie sollten dem Betreiber einer Anlage auch Informationen über den Zustand des Prozesses „Abwasserreinigung“ geben, damit er lenkend eingreifen kann. Denn er ist einerseits dazu verpflichtet, die Auflagen des Wasserrechtsbescheides einzuhalten, andererseits ist natürlich ein ökonomischer Betrieb erforderlich, der es allerdings erlaubt, die geforderten Werte mit Sicherheit einzuhalten. Der Betreiber muß also beide, nicht immer gegensätzliche Anforderungen erfüllen. Die Bedeutung der Eigenüberwachung für den Betrieb und die Optimierung der Kläranlage wurde bereits in verschiedenen Arbeiten ausführlich dargelegt (Frey, 1994; Fleischmann, 1998). Für die statistische Auswertung von Meßdaten sind z.B. in Form des „Zustandsberichts“ (Wildt, 1998) sehr gute Vorlagen vorhanden.

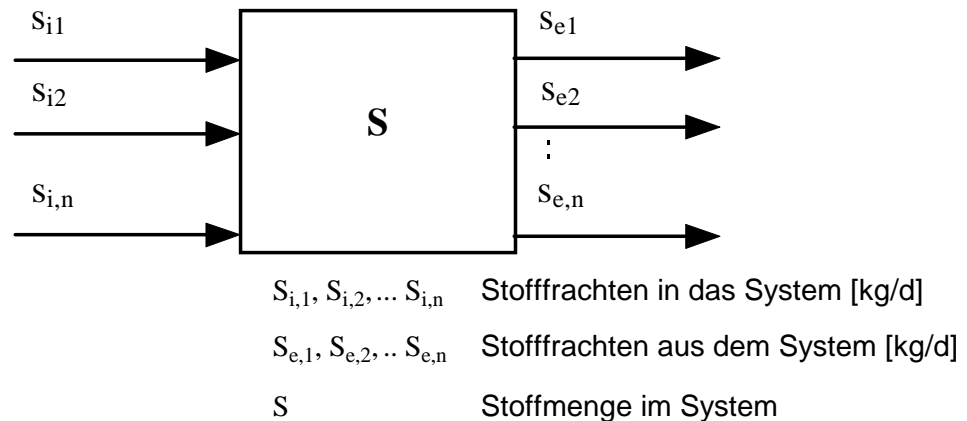
Inhalt dieses Beitrages ist es, einige Möglichkeiten der Auswertung und Überprüfung der im Rahmen der Eigenüberwachung gemessenen Werte (Durchflüsse und Konzentrationen) durch Stoffflußanalyse und Stoffbilanzen aufzuzeigen.

## **2 Überprüfung von Stoffflüssen anhand von Bilanzen**

### **2.1 Grundsätze der Bilanzierung**

Stoffe werden in das System „Kläranlage“ importiert und exportiert, sie erfahren dabei innerhalb des Systems meist eine Umwandlung (Transformation) oder Speicherung. Können ein Stoff und alle seine Umwandlungsprodukte an den Systemgrenzen quantitativ erfaßt werden, so ist eine Bilanzierung möglich. Am einfachsten wird eine Bilanzierung, wenn ein Stoff keiner Transformation unterliegt, oder wenn Analysemethoden zur Verfügung stehen, die die Gesamtheit eines Stoffes (chemisches Element) erfassen.

Für die allgemeine Formulierung einer Massenbilanz eines Stoffes müssen die Transport-, Transformations- und Speichervorgänge kombiniert werden. Allgemein formuliert, nimmt für den Fall, daß der Stoff in seiner Gesamtheit erfaßt werden kann, eine Massenbilanz die nachfolgende Form an (Abb. 1).



**Abbildung 1:** Allgemeine Darstellung einer Massenbilanz

Für dieses System gilt die formale Beziehung:

$$\sum_1^n s_i - \sum_1^n s_e = \frac{\Delta S}{\Delta t}$$

Für einen bestimmten Bilanzzeitraum gilt also für einen bilanzierbaren Stoff: Die Summe aller zufließenden Frachten minus der Summe aller abfließenden Frachten muß gleich der Änderung der Stoffmenge im System sein.

Für viele in der Abwasserreinigung betrachteten Stoffe gilt, daß die im System vorhandene Menge einem Vielfachen der täglich zu- bzw. abtransportierten Frachten entspricht. Das bedeutet, daß bei zu kurzen Betrachtungszeiträumen die Änderung, der im System vorhandenen Stoffmengen so gering ist, daß sie innerhalb der Meßgenauigkeit liegt und damit keine Aussagekraft gegeben ist.

Bilanzen sind am einfachsten zu erstellen, wenn alle Änderungen in den Massenspeichern (Belebungsbecken, Belebtschlamm, Faulbehälter) vernachlässigt werden können. Maßgebend für eine Bilanz ist die im System vorhandene Menge des betrachteten Stoffes am Beginn und am Ende des Bilanzzeitraumes. Werden die Bilanzen über längere Zeiträume erstellt, sodaß

die Änderung der im System (z.B. Belebung, Faulbehälter) gespeicherten Menge verglichen mit den transportierten Stofffrachten gering (vernachlässigbar) wird, so gilt:

$$\frac{\Delta S}{\Delta t} = 0 \quad \Rightarrow \quad \sum_1^n s_i = \sum_1^n s_e$$

*Die Summe aller zufließenden Frachten ist gleich der Summe aller abfließenden Frachten.*

Gujer (1988) schlägt vor, Massenbilanzen über Zeiträume, die mehreren Aufenthaltszeiten der jeweiligen Stoffe entsprechen, durchzuführen. Die Aufenthaltszeiten sind hauptsächlich vom Aggregatzustand der Stoffe abhängig. So werden sich gasförmige Stoffe (z.B. Sauerstoff) nur wenige Minuten, flüssige Stoffe etwa der hydraulischen Aufenthaltszeit entsprechend (einige Stunden) und Feststoffe gleich dem Schlammalter (definitionsgemäß mittlere Aufenthaltszeit im Belebungsbecken, Faulbehälter), d.h. einige Tage bis zu einigen Wochen im System Abwasserreinigung aufhalten. Da in den meisten Bilanzen Feststoffe beteiligt sind, ist als Bilanzzeitraum zumindest deren mittlere Aufenthaltszeit (Schlammalter), besser ein Vielfaches davon, zu wählen.

Ein weiterer Grund, Bilanzierungen über größere Zeitspannen vorzunehmen, liegt darin, daß durch die z.T. stichprobenhafte Beprobung und Messung unsystematische Schwankungen auftreten können. Erfahrungsgemäß gleichen sich solche Schwankungen über einen längeren Zeitraum wieder aus. So führen bereits Borodajkewycz *et al.* (1974) aus, daß Schwankungen des Belebtschlammgehaltes in der Nachklärung und Schwankungen der Schlammkonzentration in der Betrachtung der Tages-CSB-Bilanz zu großen Differenzen führen, die sich aber über längere Zeiträume (Wochenmittel) wieder weitgehend ausgleichen.

## 2.2 Wahl der Systemgrenzen

Für eine Bilanzierung von Stoffflüssen ist es unbedingt notwendig, klare Systemgrenzen zu definieren. Diese Grenzen sind unerlässlich, um eine exakte Beschreibung und Erfassung aller notwendigen Ein- und Ausgangsfrachten erreichen zu können. In eine Bilanz sind alle an den Systemgrenzen

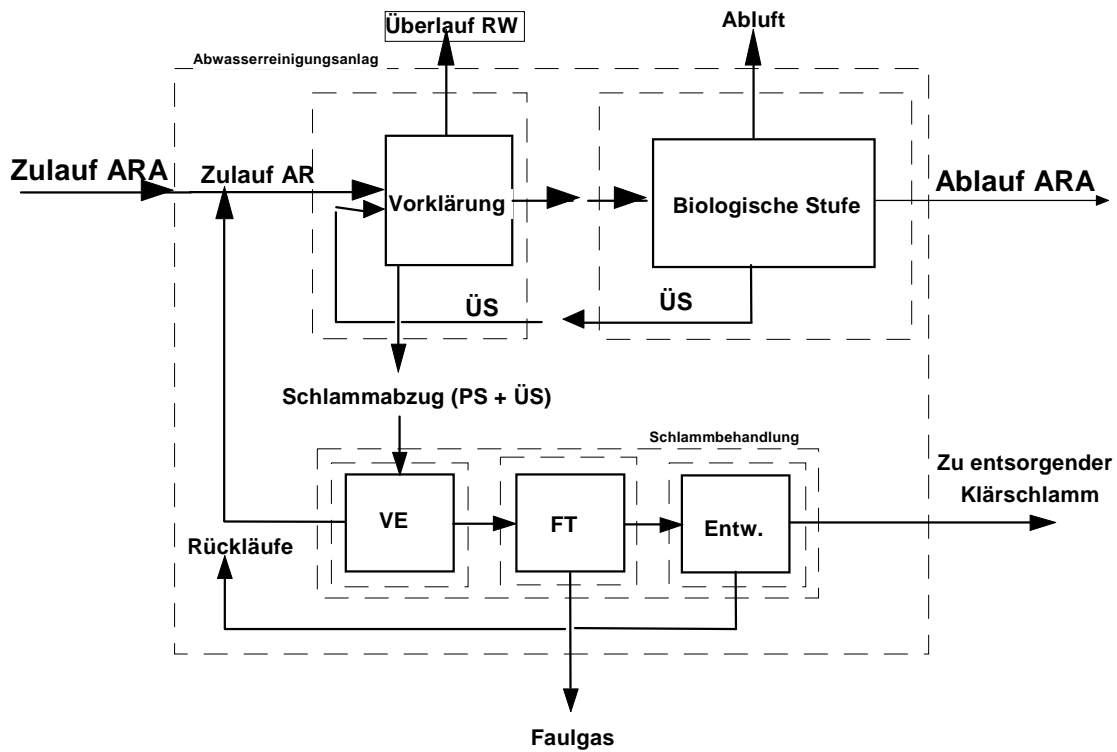


auftretenden Zwischen- und Endprodukte einzubeziehen. Grundsätzlich basieren Stoffbilanzen auf Frachten (Masse pro Zeiteinheit), woraus sich neben der Forderung nach einer **hohen Güte der Analytik** auch die Forderung nach einer **hohen Genauigkeit der Mengenmessung** ergibt.

Können alle Input- und Output-Pfade für ein System meßtechnisch und analytisch (Durchfluß und Konzentration) erfaßt werden, spricht man von einer „geschlossenen Bilanz“. Läßt sich eine Bilanz nicht schließen, so wird diese als „offene Bilanz“ bezeichnet. Die daraus gezogenen Schlüsse sind mit Unsicherheiten behaftet. Eine „offene Bilanz“ erlaubt daher eine Verifikation der dafür verwendeten Daten nur, wenn für die beteiligten Stoffumwandlungen bzw. Transportwege chemische, biologische oder physikalische Gesetzmäßigkeiten bestehen oder zumindest „Erfahrungswerte“ vorliegen. Ist nur eine Schleuse nicht vollständig erfaßt, so kann - unter der Voraussetzung, daß die restlichen verwendeten Daten korrekt sind - dadurch aber die Stofffracht des nicht erfaßten oder erfaßbaren Pfades berechnet und somit zusätzliche Information erhalten werden.

Systeme können natürlich auch in Teilsysteme zerlegt werden, um überschaubare, bilanzierbare Einheiten zu erhalten. Es muß dabei aber darauf geachtet werden, daß auch die Schnittstellen zwischen den einzelnen Systemen genau definiert sind und meßtechnisch erfaßt werden können.

Eine Abwasserreinigungsanlage (ARA) ist meist als ein System zu verstehen, welches augenscheinlich aus zwei Teilsystemen besteht, nämlich aus der eigentlichen Abwasserreinigung und der Schlammbehandlung. Für eine Überprüfung von Teilströmen oder eine detailliertere Beschreibung der an der Abwasserreinigung beteiligten Prozesse kann es nützlich sein, noch weitere Teilsysteme zu definieren. **Abbildung 2** stellt eine mögliche Unterteilung des Gesamtsystems „Abwasserreinigungsanlage“ dar. So wäre z.B. eine Unterteilung in mechanische und biologische Stufen möglich. Wobei diese Teilsysteme wiederum in untergeordnete Systeme zerfallen, die mechanische Stufe z.B. in Rechen, Sandfang, Vorklärung, die Biologie in eine oder mehrere Stufen (vgl. von der Emde, 1990; Dornhofer, 1993). Ebenso sind für die Schlammbehandlung die unterschiedlichsten Konfigurationen an Teilsystemen vorstellbar (z.B. Eindicker, MÜSE, Faulung; Nacheindicker, Entwässerung, .....). Wesentlich ist es, die gegenseitigen Beeinflussungen der Teilsysteme, also die Schnittstellen zwischen den Unterteilungen zu erfassen.



**Abbildung 2:** Beispiel möglicher Teilsysteme einer Abwasserreinigungsanlage

### 2.3 Durch Bilanzen überprüfbare Analysenparameter in der Abwasserreinigung

Eine grundlegende Voraussetzung für eine Bilanzierung über eine Stoffflußanalyse ist, daß der betrachtete Stoff analytisch vollständig erfaßt werden kann. Von den allgemein in der Abwassertechnik verwendeten chemischen Analysenparameter sind für eine Bilanzierung folgende geeignet:

- Gesamtphosphor (Ges.P)
- CSB

Mit Einschränkungen

- Gesamtstickstoff (Ges.N)
- Gesamtkohlenstoff (TC)

Eine geschlossene Bilanzierung des Gesamtstickstoffflusses von nitrifizierenden und denitrifizierenden Abwasserreinigungsanlagen kann nicht erfolgen, da die über die Abluft als  $N_2$  ausgeschleuste N-Fracht meßtechnisch nicht erfaßt wird. Dennoch können mit einer Stoffflußanalyse des Stickstoffs, wertvolle Aussagen über die Nitrifikation und Denitrifikation erhalten werden.

Die zur Beschreibung der organischen Kohlenstoffverbindungen in der Abwassertechnik zusätzlich verwendeten Analysenparameter  $BSB_5$  und TOC genügen nicht den Ansprüchen einer Bilanzierung.

Bei der  $BSB_5$ -Bestimmung wird, definitionsgemäß nur der Sauerstoffbedarf des mikrobiellen Abbaues organischer Kohlenstoffverbindungen innerhalb von fünf Tagen erfaßt. Man erhält dabei also eine teilweise, quantitativ nicht genau definierbare Teiloxidation der Abwasserinhaltsstoffe, daher besteht keine Möglichkeit zur Bilanzierung.

Eine TOC-Bilanz kann prinzipiell nicht durchgeführt werden, da bei der TOC-Bestimmung nur organischer Kohlenstoff erfaßt wird, der aber durch die biologischen Umsetzungsvorgänge z.T. in anorganische Verbindungen (vor allem  $CO_2$ ) umgewandelt wird. Es ist jedoch grundsätzlich eine Bilanzierung über den gesamten Kohlenstoff (TC) möglich, wobei die Anwendung in der Abwassertechnik durch den hohen analytischen und meßtechnischen Aufwand stark eingeschränkt ist (SVARDAL, 1991).

Auch das Verhalten anderer Stoffe in der Abwasserreinigung kann anhand von Bilanzierungen verfolgt werden. Beispielhaft seien hier nur die Metalle (z.B. Eisen) angeführt.

In Teilsystemen sind auch Bilanzen von Stoffen möglich, die zwar insgesamt nicht exakt definierbar umgeformt werden, aber gerade in dem betrachteten Teilsystem keiner Reaktion unterliegen. Ein Beispiel dafür wären etwa Feststoffbilanzen in mechanischen Teilsystemen. Betrachtet man das System „Abwasserreinigungsanlage“ werden einerseits die zugeführten Feststoffe teilweise hydrolysiert, also in lösliche Verbindungen umgewandelt, andererseits werden gelöste Stoffe in Feststoffe umgebaut. Folglich ist für das Gesamtsystem keine Feststoffbilanz möglich. Betrachtet man aber nur das Teilsystem Eindicker, so ist dafür eine Feststoffbilanz durchaus zielführend, um etwa die Messung der Volumensströme bzw. die TS-Messungen zu überprüfen.

Ebenfalls zielführend kann sich die Verifikation von Betriebsergebnissen durch die Bilanzierung der anorganischen Feststofffrachten (Glührückstand) etwa bei Schlammfäulungen erweisen (Svardal, 1993).

### 3 Bilanzierung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen

#### 3.1 Phosphor - Bilanz

Da Phosphor über die Bestimmung des Gesamtphosphors vollständig und einfach erfaßbar ist, eignet er sich sehr gut für eine Bilanzierung. Wesentlich für die Güte der Analytik ist auch hier eine gute Homogenisierung der Probe. Da vor allem der in den abtreibenden Bakterienflocken enthaltene, organisch gebundene Phosphor einen Großteil des Gesamtphosphor ausmachen kann, ist darauf zu achten, daß eine, bezüglich der Schwebstoffe repräsentative Probe genommen wird und vor der Bestimmung eine gewissenhafte Homogenisierung erfolgt (Svardal, 1992).

Phosphor liegt im Abwasser als ortho-Phosphat, kondensierte Phosphate (Di-, Tri-, Polyphosphat) und zum Teil als organisch gebundener Phosphor vor. Durch die biologische Abwasserreinigung wird Phosphor (von wenigen Ausnahmen abgesehen) zu ortho-Phosphat hydrolysiert bzw. in den Klärschlamm eingebunden. Damit sind auch die möglichen Pfade von Phosphor gegeben. Entsprechend Abbildung 3 kann Phosphor nur über den Ablauf und über den entsorgten Klärschlamm aus dem System Abwasserreinigungsanlage entzogen werden. Erkennbar ist auch, daß über die gasförmige Phase kein Phosphor verloren gehen kann, was die Bilanzierung entsprechend vereinfacht.

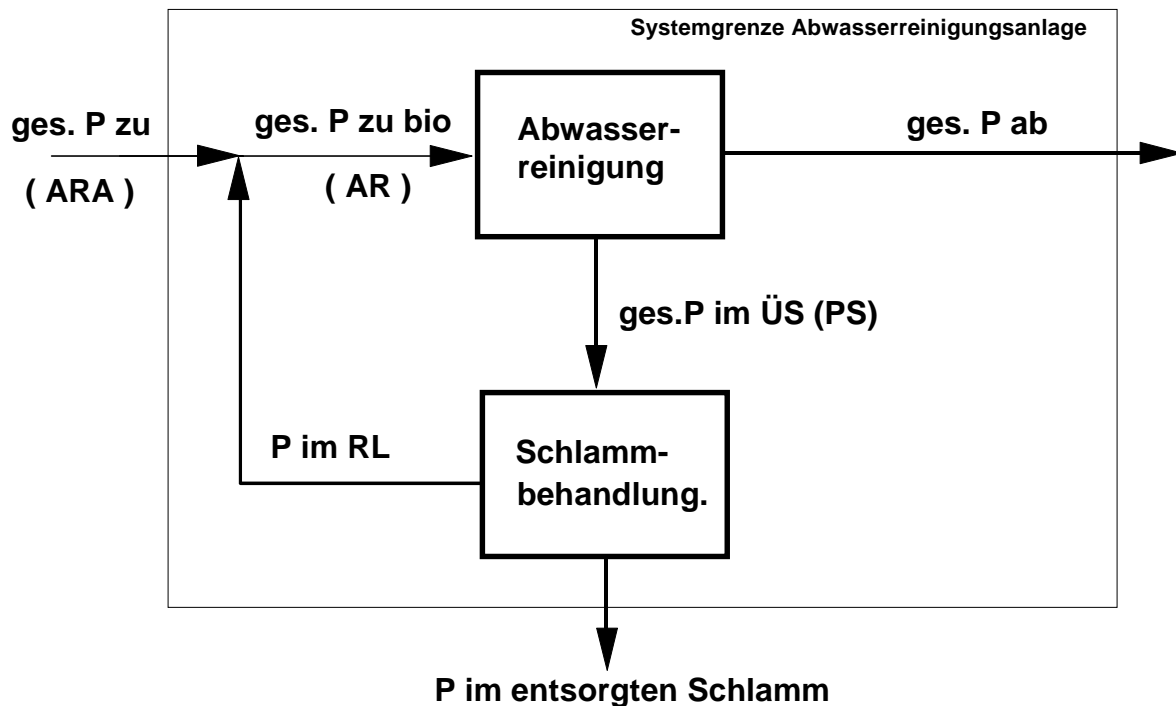
##### 3.1.1 Phosphor-Bilanz über eine gesamte Abwasserreinigungsanlage

Ausgehend von Abbildung 3 kann eine P-Bilanz für die gesamte Abwasserreinigungsanlage (mit Schlammfäulung) aufgestellt werden:

$$\text{Ges.P-Fracht(Zulauf)} = \text{Ges.P-Fracht(Ablauf)} + \text{Ges.P-Fracht(FS)}$$

oder

$$Q_{\text{zu}} \cdot \text{Ges.P}_{\text{zu}} = Q_{\text{ab}} \cdot \text{Ges.P}_{\text{ab}} + Q_{\text{FS}} \cdot \text{TS}_{\text{FS}} \cdot \text{P/TS}$$



**Abbildung 3:** Phosphorbilanz einer Kläranlage

An Bestimmungsstücken werden für die P-Bilanz benötigt:

Mengen:

- $Q_{zu}$  Zulaufmenge Biologie
- $Q_{ab}$  Ablaufmenge Nachklärung
- $Q_{FS}$  Faulschlammmenge

Konzentrationen :

- $Ges.P_{zu}$  Gesamter Phosphor im Zulauf Biologie
- $Ges.P_{ab}$  Gesamter Phosphor im Ablauf Nachklärung
- $P/TS$  Phosphorgehalt des Faulschlammes
- $TS_{FS}$  Trockensubstanzgehalt des Faulschlammes

Die Bestimmungsstücke für diese Bilanz sind auf vielen Kläranlagen vorhanden, oder können zumindest in einem Kläranlagenlabor ermittelt werden.

Im ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 14 (1998) sind für Anlagen > 1.000 EGW Gesamtposphorbestimmungen vorgesehen, im Zulauf allerdings mit relativ geringer Häufigkeit. Vielfach wird aber - auch auf kleineren Anlagen - Ges.P

öfter gemessen. Der Phosphorgehalt des Faulschlammes wird bei der Eigenüberwachung selten bestimmt, oftmals liegen jedoch Werte vor, die im Zuge der Überprüfung bei landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung gemessen wurden. Durch die sehr lange Verweilzeit des Schlammes im Gesamtsystem (Schlammalter in der Belebung  $\approx$  15 Tage, im Faulbehälter  $\approx$  30 Tage) reichen Messungen in großen Abständen aus. Dabei ist es egal, ob der Faulschlamm oder der entwässerte Schlamm untersucht wurde, sofern bei der Entwässerung keine Zuschlagstoffe zugesetzt wurden (org. Flockungshilfsmittel sind mengenmäßig ohne Bedeutung). Wird der, P-Gehalt des Faulschlammes auf die organische Trockensubstanz (oTS) bezogen so bleibt das Verhältnisse P/oTS auch bei Zugabe anorg. Zuschlagstoffe bei der Entwässerung gleich (z.B. Kalk bei Kammerfilterpressen).

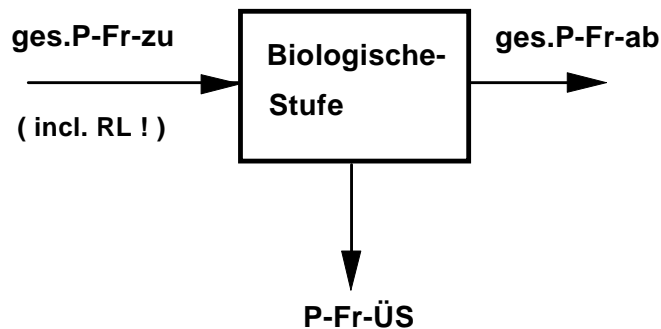
Da gilt:  $TS_{FS} \cdot P/TS = oTS_{FS} \cdot P/oTS$ ; kann die P-Fracht im abgezogenen Faulschlamm auch aus der oTS-Fracht und aus dem P/oTS-Verhältnis ermittelt werden. Liegen mehrere Untersuchungen über den P-Gehalt des Schlammes vor, so kann man durch deren Vergleich der P/TS-Werte die Schwankungsbreite ermitteln. Man sollte auch immer die P/oTS-Verhältnisse vergleichen, weil diese bei kommunalen Anlagen noch geringeren Schwankungen unterliegen (Nowak, 1997).

Sind alle Bestimmungsstücke bekannt, kann die Bilanz aufgestellt werden. Abweichungen zwischen zu- und abfließenden Frachten von mehr als 15% deuten auf systematische Fehler bei der Messung eines oder mehrerer Bestimmungsstücke hin. Meist sind dem Betreiber „Schwachstellen“ bei den Messungen bekannt. Durch die Bilanzierung könnte er Vermutungen, z.B. hinsichtlich einer nicht repräsentativen Probenahme im Zulauf, bestätigen.

### 3.1.2 Phosphor-Bilanz über die biologische Stufe

Nachfolgend wird die Phosphorbilanz für die biologische Stufe dargelegt. In Abbildung 4 sind die dabei zu beachtenden Stoffflüsse dargestellt. Für die Bilanzierung ist es unwichtig, über welche Vorgänge (Aufnahme über Stoffwechsel, Phosphorfällung oder Luxusaufnahme über vermehrte biologische Phosphorentfernung) der Phosphor in den Belebtschlamm eingebunden wird. Wesentlich ist nur der Gehalt des Überschussschlammes an Phosphor.

Für das Erstellen einer Bilanz ist es günstig Zeiträume mit möglichst gleichbleibenden Verhältnissen (Belastung und Betrieb) auszuwählen, damit Speicherprozesse in erster Annäherung vernachlässigt werden können. Aufgrund der relativ langen Aufenthaltszeit des Belebtschlammes in der Belebungsstufe sind Bilanzzeiträume, die zumindest in der Größenordnung des Schlammalters liegen, zu wählen.



**Abbildung 4:** Phosphorbilanz für eine biologische Stufe

Sind die P-Mengen in der Belebung (Schlammgehalt und P-Gehalt des Belebtschlammes) am Anfang und am Ende des Bilanzzeitraumes gleich so gilt für die P-Bilanz:

$$\text{Ges.P-Fracht(Zulauf)} = \text{Ges.P-Fracht(Ablauf)} + \text{Ges.P-Fracht(ÜS)}$$

oder

$$Q_{\text{zu}} \cdot \text{Ges.P}_{\text{zu}} = Q_{\text{ab}} \cdot \text{Ges.P}_{\text{ab}} + Q_{\text{ÜS}} \cdot \text{TS}_{\text{ÜS}} \cdot \text{P/TS}$$

An Bestimmungsstücken werden benötigt:

Mengen:

$Q_{\text{zu}}$	Zulaufmenge Biologie
$Q_{\text{ab}}$	Ablaufmenge Nachklärung
$Q_{\text{ÜS}}$	abgezogene Überschusschlammmenge

Konzentrationen :

$\text{Ges.P}_{\text{zu}}$	Gesamter Phosphor im Zulauf Biologie
$\text{Ges.P}_{\text{ab}}$	Gesamter Phosphor im Ablauf Nachklärung
$\text{P/TS}$	Phosphorgehalt des Belebtschlammes
$\text{TS}_{\text{ÜS}}$	Trockensubstanzgehalt des Überschusschlammes

Im Vergleich zur P-Bilanz einer Gesamtanlage (inkl. Schlammbehandlung) ist hier, neben den Ges.P-Zu- und -Ablaufmengen die Bestimmung des P-Gehalts des Überschussschlammes notwendig, um die Bilanz schließen zu können. Diese Messung ist i.a. in einem Kläranlagenlabor durchführbar und wird auch auf verschiedenen Anlagen ermittelt. Da sich der P-Gehalt des Schlammes bei kommunalen Anlagen nur sehr langsam ändert sind wenige Messungen (z.B. monatlich) für eine Bilanzierung durchaus ausreichend. Sind all diese Bestimmungsstücke bekannt, kann die Bilanz geschlossen erstellt werden.

Der unschätzbare Wert der Phosphorbilanzierung der biologischen Stufe liegt in der einfachen Verifizierbarkeit des Überschussschlammabzuges. Aus der formulierten Phosphorbilanz läßt sich bei bekanntem P/TS, der Überschussschlammabzug

$$Q_{\text{ÜS}} \cdot \text{TS}_{\text{ÜS}} = \frac{Q_{\text{zu}} \cdot \text{Ges.P}_{\text{zu}} - Q_{\text{ab}} \cdot \text{Ges.P}_{\text{ab}}}{\text{P/TS}}$$

$$Q_{\text{ÜS}} \cdot \text{TS}_{\text{ÜS}} = (Q_{\text{zu}} \cdot \text{Ges.P}_{\text{zu}} - Q_{\text{ab}} \cdot \text{Ges.P}_{\text{ab}}) / (\text{P/TS})$$

einfach überprüfen.

### 3.2 CSB - Bilanz

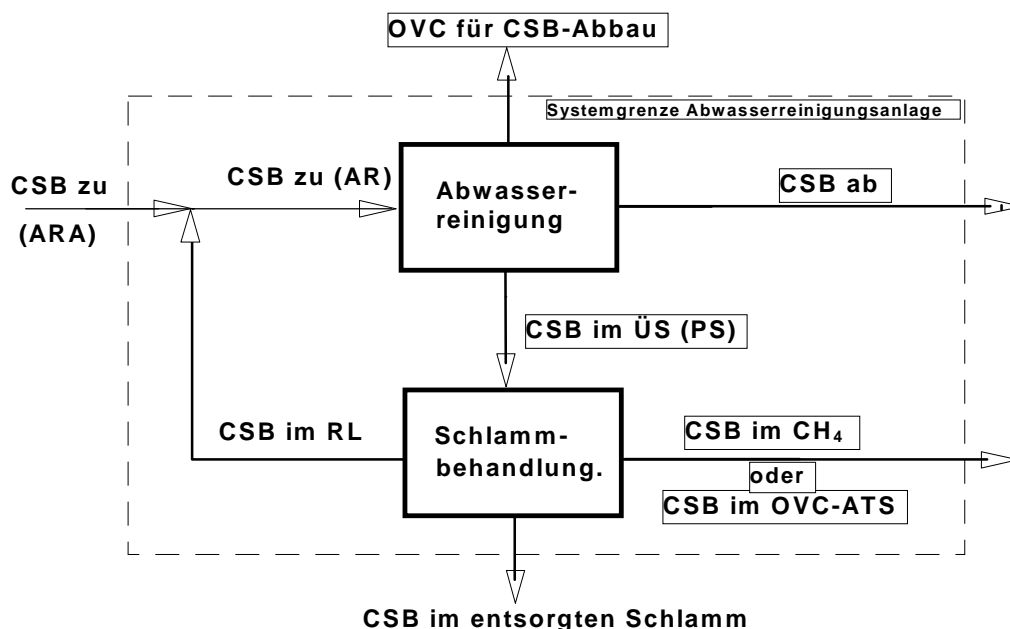
Der wesentlichste Parameter, über den sich der Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen in der Abwasserreinigung verfolgen läßt, ist der Chemische Sauerstoff-Bedarf, CSB.

Der CSB gibt an, wieviel Oxidationsäquivalente (ausgedrückt als g O<sub>2</sub>) für die Oxidation der in der Probe enthaltenen Stoffe benötigt werden. Im wesentlichen wird der organische Kohlenstoff oxidiert, aber auch reduzierte anorganische Verbindungen wie H<sub>2</sub>S oder NO<sub>2</sub> werden erfaßt. Wichtig zu wissen ist, daß reduzierter Stickstoff (TKN) **nicht** oxidiert wird. CSB, der in die Abwasserreinigungsanlage gelangt, kann entweder oxidiert werden oder er muß die Anlage wieder verlassen. Bei der biologischen Reinigung steht als Oxidationsmittel nur Sauerstoff (O<sub>2</sub>) zur Verfügung. Die Differenz der zu- und abfließenden CSB-Frachten muß also einem (definierten) Sauerstoffverbrauch (OVC) entsprechen, der Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation ist nicht enthalten (weil bei der CSB-Bestimmung TKN nicht oxidiert wird).



Bei sorgfältiger Analytik und Probenvorbehandlung (Homogenisierung der partikulären Stoffe) kann bei der CSB-Bestimmung mit einem Aufschlußgrad von über 95 % gerechnet werden (Moser, 1993). Dieser hohe Erfassungsgrad ist Voraussetzung für eine Bilanzierung dieses Parameters. Der große Vorteil einer CSB-Bilanz liegt darin, daß neben der gebildeten Biomasse (Überschußschlamm) der für die biochemische Oxidation (biologischer Abbau der organischen Kohlenstoffverbindungen) erforderliche Sauerstoffbedarf direkt ermittelt werden kann.

Für eine Abwasserreinigungsanlage läßt sich die CSB-Bilanz für die beiden grundsätzlichen Teilsysteme (Abwasserreinigung und Schlammbehandlung) wie in Abbildung 5 darstellen.



**Abbildung 5:** CSB-Bilanz für eine Abwasserreinigungsanlage

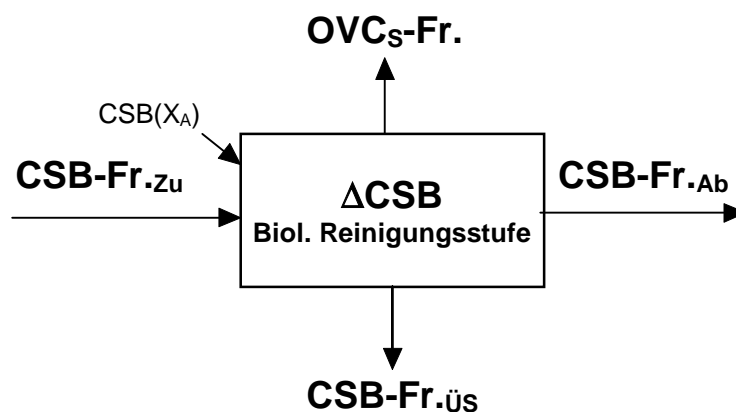
Von dem in die Anlage gelangenden  $CSB_{zu}$  ist nur ein bestimmter Teil entfernbar ( $\eta$ -CSB). Der Rest geht als nicht entfernter, „inert“ gelöster Anteil über den Ablauf aus der Anlage. Entsprechend der mikrobiologischen Vorgänge geht ein Teil des abgebauten CSB ( $\eta$ -CSB) über den Baustoffwechsel in den Aufbau neuer Biomasse ( $CSB_{\overset{Ü}{S}}$ ) und der verbleibende Rest über den Energiestoffwechsel in den Sauerstoffverbrauch (OVC). Definitionsgemäß werden im Ablauf enthaltene Schwebstoffe  $CSB_{af}$  (abfiltrierbarer CSB, in der Regel aus der Nachklärung abtreibende Bakterien) dem Überschußschlamm zugerechnet. Der Wirkungsgrad des biologischen Abbaues bezieht sich

dementsprechend auf die gelöste Verschmutzung ( $CSB_i$ ) des Ablaufes. Für den Wirkungsgrad einer biologischen Abwasserreinigungsanlage sind aber auch die Schwebstoffe im Ablauf mit heranzuziehen ( $CSB_{ab} = CSB_i + CSB_{af}$ ).

Nach den Ausführungen von Nowak (1993) liegen die in der Literatur angegebenen Meßwerte für die Rückläufe aus der Schlammbehandlung in der Größenordnung der Analysengenauigkeit.

### 3.2.1 CSB-Bilanz einer Belebungsanlage

Nachfolgend sollen beispielhaft für eine CSB-Bilanz einer Belebungsanlage (Abb. 6) alle benötigten Bestimmungsstücke angeführt werden. Grundsätzlich ist es egal, ob es sich bei der biologischen Stufe um ein Belebungsverfahren oder um ein Biofilmverfahren handelt, da die Bilanz unabhängig vom Verfahren gültig ist.



**Abbildung 6:** CSB-Bilanz einer biologischen Stufe

Für das Erstellen einer CSB-Bilanz ist es günstig Zeiträume mit möglichst gleichbleibenden Verhältnissen (Belastung, Temperatur und Betrieb) auszuwählen, damit die Aufteilung zwischen Atmung und Biomasseproduktion konstant bleibt. Aufgrund der relativ langen Aufenthaltszeit des Belebtschlammes in der Belebungsstufe sind Bilanzzeiträume von mindestens der Größe des Schlammalters auszuwählen. Wie bereits Borodajkewycz *et al.* (1974) zeigten, können dann die Schlammengen, die sich in der Nachklärung befinden, vernachlässigt werden.

Unterscheidet sich der TS-Gehalt am Ende des Bilanzzeitraumes vom Anfangswert, so ist die Speicherung von CSB im System, d.h. die Zu- oder Abnahme des TS-Gehalts (in g CSB/l) über den Bilanzzeitraum, zu berücksichtigen.

Der in Abbildung 6 eingezeichnete CSB-Eintrag durch das autotrophe Wachstum der Nitrifikanten ( $CSB(X_A)$ ) kann mit 0,24 g/g nitrifiziertem Stickstoff angenommen werden. Bei einstufigen kommunalen Anlagen liegt das Verhältnis N/CSB im Zulauf zur biologischen Stufe bei ca. 1/10, woraus sich ein CSB-Eintrag durch Nitrifikation von ca. 2,4% bezogen auf die CSB-Fracht<sub>Zulauf</sub> ergibt. Dieser Beitrag ist so gering, daß er auch vernachlässigt werden kann. Bei höherem N/CSB-Verhältnis im Zulauf, etwa bei der Bilanzierung der 2.Stufe einer 2-stufigen Anlage ist dieser CSB-Eintrag zu berücksichtigen.

Mit den zuvor erwähnten Vereinfachungen kann die CSB-Bilanz einer Belebungsstufe also folgendermaßen beschrieben werden.

$$Q_{zu} \cdot CSB_{zu} - Q_{ab} \cdot CSB_{ab} = \eta_{CSB} \cdot Fr = \\ OVC_S \cdot Fr + Q_{\ddot{U}S} \cdot TS_{\ddot{U}S} \cdot CSB/TS$$

An Bestimmungsstücken werden daher gebraucht:

Mengen:

$Q_{zu}$	Zulaufmenge biologische Stufe
$Q_{ab}$	Ablaufmenge Nachklärung
$Q_{\ddot{U}S}$	abgezogene Überschussschlammmenge

Konzentrationen:

$CSB_{zu}$	roher, homogener CSB im Zulauf Biologie
$CSB_{ab}$	roher, homogener CSB im Ablauf Nachklärung
$CSB/TS$	CSB des Belebtschlammes
$TS_{\ddot{U}S}$	Trockensubstanzgehalt des Überschussschlammes
OVC	Sauerstoffverbrauch

Hinsichtlich des Verhältnisses CSB/TS ist anzuführen, daß auch bei äußerst sorgfältiger Analyse (weitgehende Homogenisierung des Schlammes) fehlerhafte Werte gewonnen werden können. Eine sehr gute Abschätzung des CSB/TS kann über die organische Trockensubstanz (Glühverlust), die in ihrer Bestimmung weniger fehleranfällig ist, vorgenommen werden. Dieser Parameter findet sich nicht im Arbeitsbehelf Nr. 14 des ÖWAV (1998). Sehr wohl angeführt wird er im Regelblatt 7 des ÖWAV (1995), für Anlagen größer 50.000 EW. Der CSB der organische Trockensubstanz von Belebtschlämmen beträgt etwa 1,4 bis 1,5g CSB/g oTS. Dieses Verhältnis ist in der Praxis immer wieder bestätigt worden.

Von den notwendigen Bestimmungsstücken fehlt noch der Sauerstoffbedarf für den CSB-Abbau (OVC), weil die Kohlenstoffatmung bei der Routineüberwachung nicht gemessen wird. Mit der dann noch unvollständigen Stoffflußanalyse kann daher keine Überprüfung von Meßwerten durchgeführt werden. Sehr wohl ist damit eine Plausibilitätsprüfung möglich, wenn man die gewonnenen Werte mit Erfahrungs- oder Literaturwerten (z.B. Nowak und Svardal, 1990; Svardal und Nowak, 1992; Nowak, 1997) vergleicht.

Liegt bei nitrifizierenden/denitrifizierenden Belebungsanlagen der Überschußschlamm unter oder über den nachfolgend angeführten Verhältnissen, so ist jedenfalls eine Überprüfung der Werte angeraten. Unter Berücksichtigung von Schlammalter, Temperatur, Industrieanteil, Entwässerungsform (Misch- oder Trennkanalesation) kann bei Anlagen ohne Vorklärung von einem  $CSB_{\text{ÜS}}/\eta CSB$  Verhältnis von 0,45 bis 0,60, für Anlagen mit Vorklärung von 0,35 bis 0,55 ausgegangen werden.

Zu beachten ist, daß ein Teil des produzierten Überschußschlammes in Form von abfiltrierbaren Feststoffe im Ablauf enthalten ist, also Überschußschlammproduktion und -anfall (abzogener ÜS) nicht ident sind. Soll aus der CSB-Bilanz das Schlammalter, für das definitionsgemäß die Überschußschlammproduktion maßgebend ist, ermittelt werden, so muß der CSB der abfiltrierbaren Stoffe ( $CSB_{\text{af}}$ ) bestimmt und dem Überschußschlammmanfall zugerechnet werden. Bei guter Nachklärung, also einem Schwebstoffgehalt im Ablauf  $< 10 \text{ mg/l}$  auch bei Mischwasser, wird die CSB-Fracht der abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf im Vergleich zu den anderen CSB-Frachten vernachlässigbar gering.

Eine Erhärtung der Ergebnisse der noch „offenen“ CSB-Bilanz, kann durch die Überprüfung des Überschussschlammabzuges ( $Q_{\text{ÜS}}$ ) mittels einer Phosphorbilanz erfolgen (vgl. Phosphorbilanz). Deckt sich der so bestimmte Überschussschlammabzug mit dem aus der CSB-Bilanz, so kann mit großer Sicherheit angenommen werden, daß der noch offene Teil der CSB-Bilanz dem Sauerstoffbedarf entspricht.

Eine meßtechnische Erfassung des Sauerstoffbedarfes (OVC) der Mikroorganismen kann durch eine Sauerstoffzehrungsmessung (Atmungsmessung) erfolgen. Dabei kann man entsprechend den Ausführungen von Franz (1993) oder Svardal (1997) und in Anlehnung an die Sauerstoffverbrauchsmessung im Klärwärtergrundkurs (1994) vorgehen. Dabei wird dem mit ATH versetzten Schlamm, die Tagesmischprobe entsprechend der mittleren hydraulischen Belastung in das Atmungsgefäß zugegeben. Die daraus ermittelte Kohlenstoffsubstrat-atmung  $OVC_S$  ( $\text{mgO}_2/\text{l}\cdot\text{h}$ ) ist mit dem gesamten Belebungsbeckenvolumen zu multiplizieren und auf einen Tag zu beziehen.

$$OVC_{S\text{-Fr.}} (\text{kg O}_2/\text{d}) = OVC_S (\text{mg O}_2/\text{l}\cdot\text{h}) \cdot 1/1000 \cdot V_{\text{BB}} (\text{m}^3) \cdot 24 (\text{h}/\text{d})$$

Mit der Kenntnis dieses Wertes ist es möglich, die Bilanz zu schließen und sie zur Verifikation der Meßergebnisse zu verwenden. Hinsichtlich der Atmungsmessung muß festgehalten werden, daß es sich hier um eine stichprobenartige Messung handelt, wobei Schwankungen in der Trockensubstanz des verwendeten Belebtschlammes auftreten können, die zu einer Verfälschung führen. Bei sehr gleichmäßiger Belastung sollten zwei Messungen pro Woche ausreichen, um die Größenordnung von OVC zu erfassen. Gibt es einen sehr ausgeprägten Wochengang (Woche bzw. Wochenende), so sollte zumindest bei diesen beiden Belastungszuständen gemessen werden. Eine häufige Fehlerquelle bei der Atmungsmessung ist das Verwenden von zu geringen Mengen oder bereits gealtertem ATH. Oft wird auch der Temperaturunterschied zwischen Messung und vorhandener Temperatur im Becken nicht berücksichtigt.

Der ausschließlich CSB-abbauenden Abwasserreinigungsanlagen (Vorreinigungs- oder Industrieabwasserreinigungsanlagen) kann der Sauerstoffverbrauch auch über den (oft bekannten) Energieverbrauch für die Belüftung abgeschätzt werden. Bei bekanntem Sauerstofftrag  $Op$  ( $\text{kgO}_2/\text{kWh}$ )

unter Betriebsbedingung und erfaßtem Energieverbrauch  $P$  (kWh/d) für die Belüftung, kann der Sauerstoffeintrag  $OC$  (kg  $O_2$ /d) errechnet werden.

$$OC \text{ (kg } O_2/\text{d)} = O_p \text{ (kg } O_2/\text{kWh)} \cdot P \text{ (kWh/d)} \cdot (c_s - c_x)/c_s$$

$c_s$  Sättigungswert (g  $O_2$ /m<sup>3</sup>)

$c_x$  Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken.

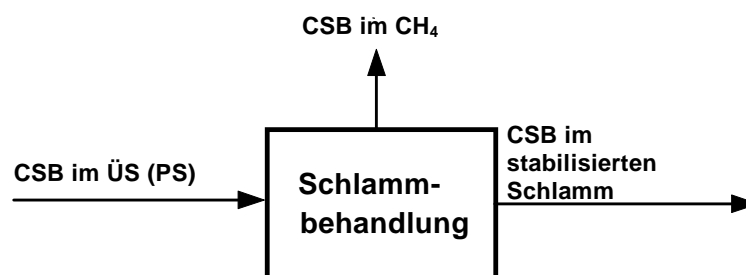
Liegen Werte aus Sauerstoffzufuhrversuchen in Reinwasser vor, ist der  $O_p$ -Reinwasser lt. Frey (1986) um den  $\alpha$ -Wert abzumindern (für Druckbelüftung ca.0,6; für Oberflächenbelüftung ca.0,9)

Bei nitrifizierenden Anlagen muß auch der Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation berücksichtigt werden. Es muß also die CSB-Bilanz mit der N-Bilanz kombiniert werden. (siehe Pkt. 3.3)

Biofilmreaktoren sind einer Bestimmung des OVC in der Regel nicht zugänglich. Eine Überprüfung von Meßdaten von Biofilmanlagen ist daher schwierig vorzunehmen.

### 3.2.2 CSB-Bilanz eines Faulbehälters

Die CSB-Bilanz eignet sich auch sehr gut zur Überprüfung der Analysen und Mengenströme im Rahmen der Schlammfäulung. Bei der anaeroben Schlammstabilisierung wird der, in den Faulbehälter gelangende CSB (in Form von Primär- und Überschussschlamm) nicht mit  $O_2$  oxidiert, sondern teilweise biologisch in Methan ( $CH_4$ ) umgeformt. Die dem Faulbehälter zufließende CSB-Fracht muß also der Summe aus CSB des produzierten  $CH_4$  und CSB-Fracht des ausgefaulten Schlammes entsprechen (**Abbildung 7**).



**Abbildung 7:** CSB-Bilanz einer anaeroben Schlammbehandlungsanlage

Die CSB-Bilanz eines Faulbehälters kann also folgendermaßen beschrieben werden:

$$Q(\text{FB})_{\text{zu}} \cdot \text{CSB}_{(\text{PS}+\text{ÜS})} - Q(\text{FB})_{\text{ab}} \cdot \text{CSB}_{\text{stab.Schlamm}} = Q_{\text{Faulgas}} \cdot \text{CSB}_{\text{Faulgas}}$$

Der CSB der Schlämme wird in der Regel nicht gemessen. Die Messung wäre auch, wie bereits erwähnt sehr fehleranfällig (inhomogene Proben). Es ist auch in diesem Fall zulässig den CSB näherungsweise aus der org. Trockensubstanz zu berechnen ( $1 \text{ g oTS} = 1,4 \div 1,5 \text{ g CSB}$ ).

Der CSB des Faulgases läßt sich berechnen, sofern der Methangehalt bekannt ist.  $1 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4$  entspricht einem CSB von 2,86 kg. Der Faulgasanfall und der Methangehalt (bzw. der  $\text{CO}_2$ -Gehalt) werden meist gemessen.

An Bestimmungsstücken werden daher gebraucht:

Mengen:

$Q(\text{FB})_{\text{zu}}$	Zulaufmenge Faulturm
$Q(\text{FB})_{\text{ab}}$	Ablaufmenge Faulturm
$Q_{\text{Faulgas}}$	Faulgasanfall

Konzentrationen:

$\text{CSB}_{(\text{PS}+\text{ÜS})}$	homogenisierter CSB des Rohschlammes = oTS des Rohschlammes x 1,42
$\text{CSB}_{\text{stab.Schlamm}}$	homogenisierter CSB des stabilisierten Schlammes = oTS des stabilisierten Schlammes x 1,42
$\text{CSB}_{\text{Faulgas}}$	CSB des Faulgases = $\text{CH}_4$ -Gehalt x 2,86 = $(1-\text{CO}_2\text{-Gehalt})$ x 2,86

Bei Faulgasnutzung mit Gasmotor und Generator kann dieser Wert zusätzlich anhand der gewonnenen Energie überprüft werden ( $1 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4 \approx 10 \text{ kWh}$ ,  $\eta(\text{Gasmotor} + \text{Generator}) = 25 - 30\%$ ). Somit ist ein Energiegewinn von etwa 2,5 bis  $3 \text{ kWh}_{\text{elektr.}}/\text{Nm}^3 \text{ CH}_4$  zu erwarten, wenn das Faulgas mit Gasmotoren in mechanische (elektrische) Energie umgewandelt wird.

Durch die CSB-Bilanz des Faulbehälters können die Faulgasmengenmessung oder die TS-Messungen verifiziert werden.

### 3.3 Stickstoff - Bilanz

Vorweg muß angeführt werden, daß die Stickstoffbilanz von den bisher erwähnten Bilanzierungsmöglichkeiten, die problematischste ist. So ist es mit vertretbarem Aufwand nicht möglich, den Stickstofffluß über die Denitrifikation (in Form von gasförmigen  $N_2$ ) meßtechnisch zu erfassen. Daher ist eine Überprüfung der Stickstoffflüsse durch eine geschlossene Bilanz nur in Ausnahmefällen möglich. Im einzelnen wird auf diese Problematik noch näher eingegangen.

Stickstoff liegt im kommunalen Abwasser überwiegend als Ammonium und als organisch gebundener Stickstoff vor. Oxidierte Stickstoffverbindungen finden sich im kommunalen Abwasser selten. Falls Nitrat vorhanden ist, wird es häufig in Abwässern mit hohem Fremdwasseranteil (Grundwassereintritte) nachgewiesen. Geringe Mengen können dabei bereits im Kanalnetz denitrifiziert werden. Höhere Konzentrationen deuten auf eine Industrieinleitung hin.

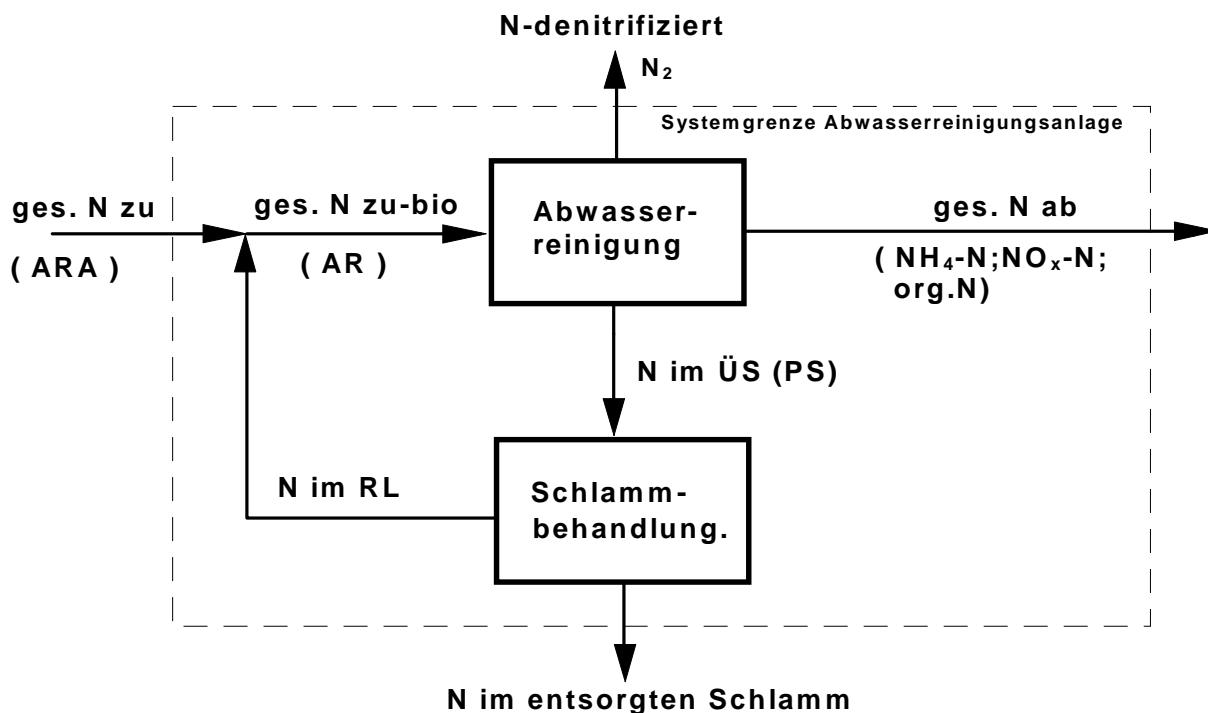
Harnstoff und z.T. organische Stickstoffverbindungen werden bereits im Kanalnetz biologisch hydrolysiert und somit ammonifiziert.

Für eine Stickstoffbilanzierung ist es notwendig zu wissen, welche prinzipiellen Möglichkeiten es für die Stickstoffumsetzung gibt.

Die anorganischen Stickstoffverbindungen ( $NH_4-N$ ,  $NO_3-N$  und  $NO_2-N$ ) lassen sich mit vergleichsweise einfachen photometrischen Methoden selektiv und mit großer Genauigkeit erfassen. Aufgrund der höheren Anzahl an Arbeitsschritten, ist die Bestimmung des organischen Stickstoffs entsprechend fehleranfälliger. Vor allem bei geringen Konzentrationen, wie sie im Ablauf von Belebungsanlagen vorliegen, werden sehr große Fehler bei der Analytik beobachtet (Svardal, 1992; Moser, 1993 und 1994). Aufgrund der Tatsache, daß organische Verbindungen nur einen bestimmten Stickstoffanteil enthalten können, ist es kaum möglich, daß im Ablauf die Konzentration an organischem Stickstoff mehr als 10 % der CSB-Konzentration beträgt (Svardal, 1992).

Aus Abbildung 8 ist ersichtlich, daß Stickstoff eine nitrifizierende/denitrifizierende Abwasserreinigungsanlage über drei Schleusen verlassen kann. Erstens, über das gereinigte Abwasser, zweitens über den zu entsorgenden Klärschlamm und drittens, gasförmig aufgrund der Denitrifikation.

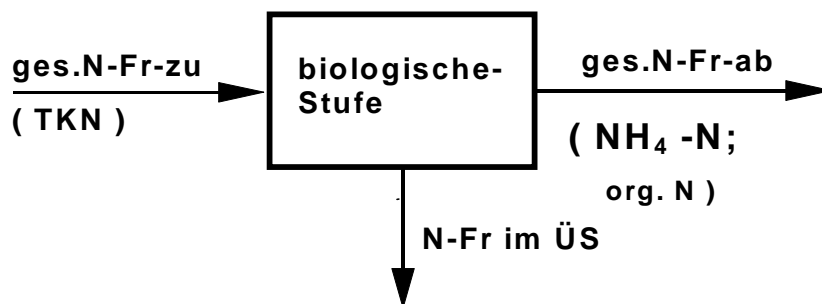




**Abbildung 8:** Stickstoffflüsse einer nitrifizierenden/denitrifizierenden Abwasserreinigungsanlage

### 3.3.1 Stickstoff - Bilanz einer biologischen Anlage ohne Nitrifikation

Handelt es sich bei der Abwasserreinigungsanlage um eine Anlage, die nur für Kohlenstoffabbau ausgelegt ist und nicht nitrifiziert, demnach auch nicht denitrifiziert (z.B. Vorreinigungsanlagen), kann der Stickstoff das System nur über den Ablauf und mit dem Überschussschlamm verlassen (Abb. 9).



**Abbildung 9:** Stickstoffflüsse einer nicht nitrifizierenden kohlenstoffabbauenden biologischen Stufe

Entsprechend Abbildung 9 kann die Stickstoffbilanz für die biologische Stufe formuliert werden:

$$Q_{zu} \cdot \text{Ges.N}_{zu} - Q_{ab} \cdot \text{Ges.N}_{ab} = \eta \text{Ges.N} = Q_{\text{ÜS}} \cdot \text{TS}_{\text{ÜS}} \cdot \text{N/TS}$$

An Bestimmungsstücken werden benötigt:

Mengen:

$Q_{zu}$	Zulaufmenge Biologie
$Q_{ab}$	Ablaufmenge Nachklärung
$Q_{\text{ÜS}}$	abgezogene Überschussschlammmenge

Konzentrationen:

$\text{Ges.N}_{zu}$	Gesamtstickstoff im Zulauf Biologie
$\text{Ges.N}_{ab}$	Gesamtstickstoff im Ablauf Nachklärung
$\text{N/TS}$	Stickstoffgehalt des Belebtschlammes
$\text{TS}_{\text{ÜS}}$	Trockensubstanzgehalt des Überschussschlammes

Im allgemeinen kann Nitrat im Zulauf vernachlässigt werden. So kann der Gesamtstickstoff etwa dem TKN gleichgesetzt werden.

Im Ablauf wird der Stickstoffgehalt weitgehend von Ammonium dominiert werden. Infolge der erhöhten Fehleranfälligkeit der Ges.N-Bestimmung und der zunehmenden Ungenauigkeit bei geringer werdenden Konzentrationen an org.N ist dieser Meßwert durch Vergleich mit dem anorg.N ( $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ ) und dem CSB auf Plausibilität zu prüfen (MOSER, 1993). Eine gute Alternative ist, den Wert für org.N<sub>ab</sub> aus dem CSB im Ablauf abzuschätzen ( $\text{org.N}_{ab} \approx 0.05 \cdot \text{CSB}_{ab}$ ) und den Ges.N als Summe aus anorg.N und org.N zu berechnen. Da der sowohl CSB und als auch die anorganischen Stickstoffkomponenten wesentlich häufiger gemessen werden, als der Ges.N, erhält man dadurch auch eine höhere Datendichte.

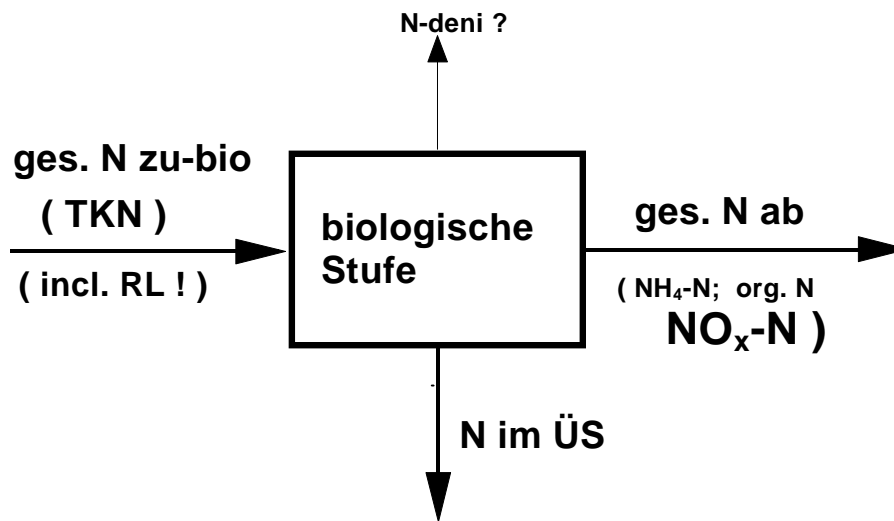
Wesentlich für die Stickstoffbilanz ist natürlich auch der Stickstoffgehalt des abgezogenen Überschussschlammes. Nachdem sich der Stickstoffgehalt der Biomasse wie auch der Phosphorgehalt entsprechend langsam ändert, genügen wenige Analysen, um abgesicherte Werte zu erhalten.

Durch eine zuvor durchgeführte CSB- und Phosphorbilanz sollte der Überschußschlammanfall abgesichert sein. Durch die Koppelung der Stickstoffbilanz an den Überschußschlammabzug sollten auch hier längere Bilanzzeiträume gewählt werden. Kann von einem konstanten ÜS-Abzug ausgegangen werden, ergeben bei solchen Anlagen, die ein kurzes Schlammalter haben, auch Bilanzen über einen oder zwei Tage wertvolle Hinweise über das Verhalten der Anlage.

Ein Fehlbetrag in der Stickstoffbilanz kann, neben Analysenfehlern und Mengenmeßfehlern, auch auf Denitrifikationserscheinungen bei nicht erkannter teilweiser Nitrifikation zurückzuführen sein. Geringe Mengen an gebildetem Nitrat können so ohne weiteres auch in einer „voll“ aeroben Anlage (je nach Belüftungssystem und Intensität können durchaus sauerstofffreie Zonen auftreten) denitrifiziert werden. Ob eine Anlage nitrifiziert oder nicht, kann natürlich anhand von  $\text{NO}_3\text{-N}$  im Ablauf, aber auch sehr einfach durch eine Atmungsmessung überprüft werden (vgl. Franz, 1993).

### 3.3.2 Stickstoff - Bilanz einer biologischen Anlage mit Nitrifikation ohne Denitrifikation

In nitrifizierenden Anlagen wird der Großteil des Stickstoffs biologisch zu Nitrat oxidiert. Geringe Mengen an Ammonium verbleiben im Ablauf und ein Teil des Stickstoffes geht in die Biomasseproduktion. Eine gezielte Stickstoffentfernung ist damit noch nicht gegeben. Im Gegensatz zu einer nur kohlenstoffabbauenden Anlage wird sich der Stickstoff nun überwiegend als Nitrat-Stickstoff im Ablauf wiederfinden.



**Abbildung 10:** Stickstoffflüsse einer nitrifizierenden biologischen Stufe.

Entsprechend Abbildung 10 kann die Stickstoffbilanz formuliert werden:

$$Q_{zu} \cdot \text{Ges. N}_{zu} - Q_{ab} \cdot \text{Ges. N}_{ab} = \eta \text{Ges. N} = Q_{\text{ÜS}} \cdot \text{TS}_{\text{ÜS}} \cdot \text{N/TS}$$

Formal ist die Stickstoffbilanz für eine nitrifizierende Anlage ident zu der einer nur kohlenstoffabbauenden. Lediglich im Ablauf findet eine Verschiebung vom nicht oxidierten Ammonium zum oxidierten Stickstoff statt. Theoretisch ließe sich bei einer solchen Anlage die Bilanz mit den vorhandenen Analysenwerten schließen und damit verifizieren.

Es ist bekannt, daß auch in aeroben Teilen simultan denitrifiziert wird, weil bei der Belebtschlammflocke bei niedrigem  $\text{O}_2$ -Gehalten ( $< 2 \text{ mg/l}$ ) die Diffusion zum begrenzenden Faktor wird. Es wird dann nur mehr in der äußeren, sauerstoffversorgten Schichte der Flocken nitrifiziert, während das Nitrat zufolge der höheren Konzentration bis ins Innere der Flocken diffundiert und dort denitrifiziert werden kann (Kroiß, 1994).

Der Stickstoffabzug über den Schlammfad sollte durch die Verifikation von  $Q_{\text{ÜS}}$  aus CSB- bzw. Phosphorbilanz abgesichert sein.

Eine erste Überprüfung der nitrifizierten Stickstofffracht kann anhand des Vergleiches mit der Fracht an oxidierten Stickstoffverbindungen ( $\text{NO}_x\text{-N}_e$ ) im Ablauf erreicht werden:

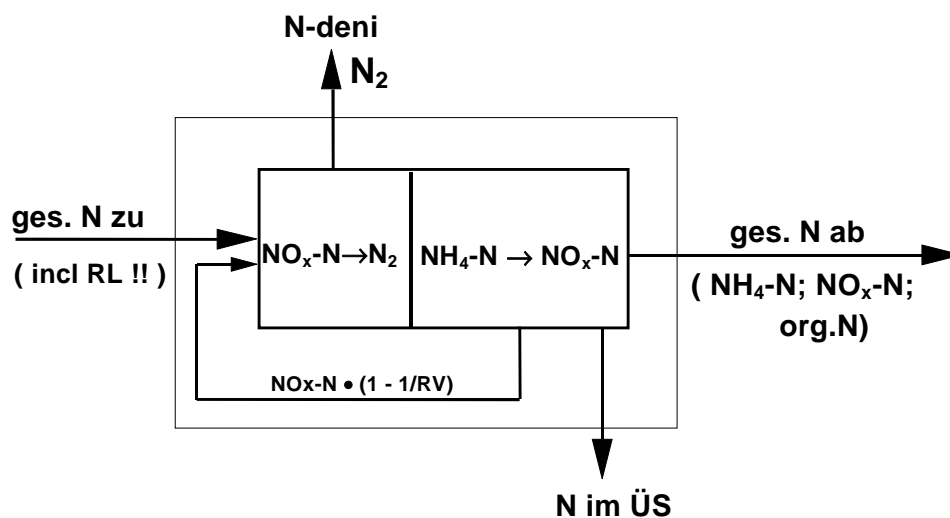
$$\text{N-nit.-Fr} = Q_{zu} \cdot \text{TKN}_{zu} - Q_{\text{ÜS}} \cdot \text{TS}_{\text{ÜS}} \cdot \text{N/TS} - Q_{ab} \cdot (\text{NH}_4\text{-N}_{ab} + \text{org. N}_{ab}) \geq Q_{ab} \cdot (\text{NO}_x\text{-N}_{ab})$$

Ist die nitrifizierte Stickstofffracht größer als die Fracht an oxidiertem Stickstoff, so kann eine unbeabsichtigte Denitrifikation dafür verantwortlich sein. Im umgekehrten Fall, sind Fehler in der Frachtenbestimmung (Mengenmessung, Probenahme, Analytik) wahrscheinlich.

### 3.3.3 Nitrifizierende und denitrifizierende Anlage

Erst in Anlagen mit bewußt geschaffenen anoxischen Zonen ist eine gezielte Stickstoffentfernung über Denitrifikation möglich. Verfahrenstechnisch ist eine Denitrifikation dabei auf mehrfache Art und Weise möglich.

Die Bilanzierung der Stickstoffflüsse wird exemplarisch anhand einer vorgeschalteten Denitrifikation vorgenommen und ergänzend werden Überprüfungsmöglichkeiten angeführt (Abb. 11). Die meisten der Überprüfungsmöglichkeiten sind schon anhand der vorherigen Beispiele ausgeführt worden und sie werden daher nur mehr kurz erwähnt.



**Abbildung 11:** Stickstoffflüsse einer nitrifizierenden/denitrifizierenden Anlage, mit vorgeschalteter Denitrifikation

Ausformuliert nimmt die "Stickstoffbilanz" für eine nitrifizierende/denitrifizierende biologische Stufe folgende Form an:

$$Q_{\text{zu}} \cdot \text{Ges. N}_{\text{zu}} - Q_{\text{ab}} \cdot \text{Ges. N}_{\text{ab}} = \eta_{\text{Ges. N}} = Q_{\text{ÜS}} \cdot \text{TS}_{\text{ÜS}} \cdot \text{N}/\text{TS} + \text{N-den.-Fr.}$$

Der Stickstoffabzug mit dem Überschussschlamm, sollte durch die Überprüfung des Überschussschlammabzuges aus der CSB- bzw. der Phosphorbilanz überprüft sein.

Eine geschlossene Bilanzierung des Gesamtstickstoffflusses ist bei denitrifizierenden Abwasserreinigungsanlagen kaum möglich, da der denitrifizierte Stickstoff nicht mit einfachen meßtechnischen Methoden erfaßt werden kann. Somit stellt die Stickstoffbilanz, im Gegensatz zu den vorhergehenden Beispielen oder zur Phosphorbilanz, eine "offene Bilanz" dar.

Es kann aber die denitrifizierte Stickstofffracht berechnet werden:

$$\text{N-den.-Fr.} = Q_{\text{zu}} \cdot \text{Ges.} \cdot N_{\text{zu}} - Q_{\text{ab}} \cdot \text{Ges.} \cdot N_{\text{ab}} - Q_{\text{ÜS}} \cdot \text{TS}_{\text{ÜS}} \cdot N / \text{TS}$$

Indirekt kann z.B. bei einer vorgeschalteten Denitrifikation überprüft werden, ob genügend nitrifizierter Stickstoff in die Denitrifikationszone gelangt ist. Es muß daher die rezirkulierte nitrifizierte Stickstofffracht größer oder gleich der denitrifizierten Stickstofffracht sein.

Des weiteren kann aus der denitrifizierten Stickstofffracht die "Nitratatmung" (Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung mit Nitrat als Elektronenakzeptor, OVD, in kg O<sub>2</sub>/d) abgeschätzt werden:

$$\text{OVD} = 2,86 \cdot \text{N-den.-Fr.} \quad (\text{kg O}_2/\text{d})$$

Somit schließt sich der Kreis zur CSB-Bilanz. Wenn es nun aufgrund der Verfahrensweise (vorgeschaltete Denitrifikation) möglich ist, auch den Sauerstoffverbrauch mit O<sub>2</sub> als Elektronenakzeptor (OVC<sub>O2</sub>) mit Hilfe der Atmungsmessung zu erfassen, so besteht eine weitere Möglichkeit zur Verifikation der CSB-Bilanz und folglich des gemessenen ÜS-Anfalls. Ist dies nicht der Fall (simultane Nitrifikation-Denitrifikation), so kann zumindest aus dem Verhältnis der Frachten von OVD zu OVC die Plausibilität der Ergebnisse der Bilanzierungen überprüft werden.

Ein Schließen der Stickstoffbilanz einer nitrifizierenden/denitrifizierenden Anlage ist nicht möglich. Fehlbeträge der Stickstoffbilanz, müssen der Denitrifikation zugerechnet werden. Mit den zuvor angeführten Überprüfungsmöglichkeiten (ÜS-Anfall N in ÜS; Atmungsmessung, Frachtvergleich) ist es jedoch möglich, die Meßergebnisse hinsichtlich ihrer Plausibilität zu überprüfen.

### 3.4 Feststoffbilanzen

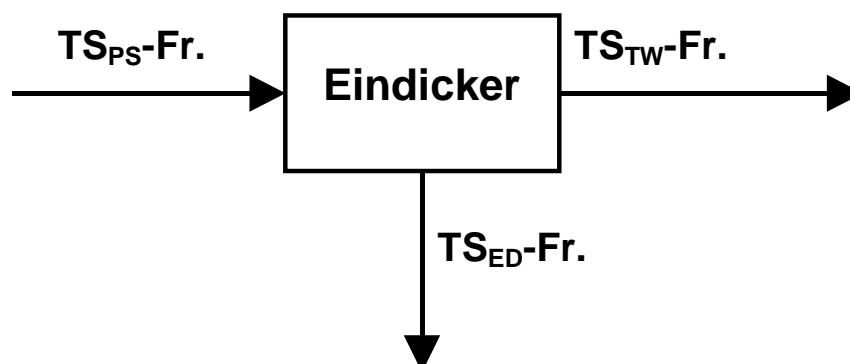
Betrachtet man das System „Abwasserreinigungsanlage“ werden einerseits die zugeführten Feststoffe teilweise hydrolysiert, also in lösliche Verbindungen umgewandelt, andererseits werden gelöste Stoffe in Feststoffe umgebaut. Folglich ist für das Gesamtsystem „Abwasserreinigungsanlage“ keine Feststoffbilanz möglich.

In mechanischen Teilsystemen sind aber Feststoffbilanz durchaus zielführend, um etwa die Messung der Volumensströme bzw. die TS-Messungen zu überprüfen.

#### 3.4.1 Feststoffbilanz eines Eindickers

Ein Eindicker ist als mechanischen Teilsystemen zu bezeichnen, obwohl ohne Zweifel darin biologische Hydrolysevorgänge stattfinden. Deren Ausmaß ist zumindest bei Überschußschlammeindickern und Nacheindickern nach Faulbehältern so gering, daß sie nicht berücksichtigt werden müssen. Auch bei Voreindickern (Primärschlamm) ist, aufgrund der kurzen Verweilzeit der Feststoffe in diesem Teilsystem (einige Stunden), eine Vernachlässigung zulässig.

In Abbildung 12 sind die Feststoffströme für einen Eindicker dargestellt. Auf gleiche Weise ließe sich auch eine MÜSE oder eine Zentrifuge darstellen, die in diesem Fall eingesetzten org. Flockungshilfsmittel sind mengenmäßig nicht von Bedeutung und brauchen nicht berücksichtigt zu werden.



**Abbildung 12:** Feststoffflüsse eines Eindickers

Entsprechend Abbildung 12 kann die Feststoffbilanz für einen Eindicker formuliert werden:

$$Q_{PS} \cdot TS_{PS} = Q_{Tr.W} \cdot TS_{Tr.W} + Q_{ED} \cdot TS_{ED}$$

An Bestimmungsstücken werden benötigt:

Mengen:

$Q_{PS}$  Zulaufmenge Eindicker (Primärschlammmenge)

$Q_{Tr.W}$  Ablaufmenge Eindicker (Trübwassermenge)

$Q_{ED}$  Ablaufmenge eingedickter Schlamm

Konzentrationen:

$TS_{PS}$  Trockensubstanz Primärschlamm

$TS_{Tr.W}$  Trockensubstanz Trübwasser

$TS_{ED}$  Trockensubstanz eingedickter Schlamm

Diese benötigten Meßwerte sind auf vielen Kläranlagen vorhanden, die Trübwassermenge kann aus der Kontinuitätsgleichung  $Q_{Tr.W} = Q_{PS} - Q_{ED}$  ermittelt werden, sofern der Füllstand des Eindickers am Anfang und am Ende des Betrachtungszeitraumes gleich ist. Trotz der kurzen Verweilzeiten der Feststoffe im System (Eindicker) ist eine solche Bilanz nur über längere Zeiträume sinnvoll, weil die Menge der Feststoffe im System praktisch nicht ermittelbar ist. Bei längeren Bilanzzeiträumen werden die Schwankungen der Feststoffmenge im System im Vergleich zu den durchgesetzten Feststofffrachten vernachlässigbar.

Der große Wert von Feststoffbilanzen besteht darin, daß Messungen aus Stichproben (alle TS-Messungen) überprüft werden können. Man erhält damit eine wesentlich größere Sicherheit über die abgezogenen Feststofffrachten.

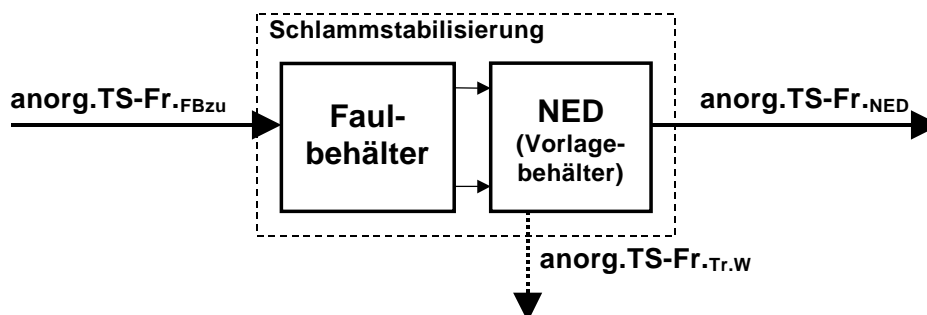
### 3.4.2 Bilanz der anorg. Feststofffrachten eines Faulbehälters

Die org. Feststofffrachten eines Faulbehälters lassen sich, wie unter 3.2.2 ausgeführt, näherungsweise über eine CSB-Bilanz verifizieren. Eine Bilanz der Feststoffströme eines Faulbehälters ist natürlich nicht möglich, weil ein Teil durch anaerobe Abbauvorgänge in Faulgas umgewandelt wird. Die



anorganischen Feststoffe bleiben aber unter der Annahme, daß keine chemischen Lösungs- bzw. Fällungsvorgänge stattfinden, unverändert. Bei kommunalen Faulbehältern ist diese Annahme zulässig, da die  $\text{CaCO}_3$ -Fällung, die z.B. bei anaerober Behandlung von Industrieabwasser ein durchaus nennenswertes Ausmaß annimmt, aufgrund der, im Vergleich zur anorg. Trockenzubstanz geringen Kalziumgehalte mengenmäßig ohne Bedeutung ist. Dies gilt natürlich nicht, wenn etwa Kalkhydrat zur Anhebung des pH-Werts im Faulbehälter zugegeben wurde.

Wird, wie üblich, der Faulschlamm aus verschiedenen Höhen im Faulbehälter abgezogen, so ist es günstig, den Nacheindicker oder den Vorlagebehälter für die Schlammentwässerung in die Bilanz miteinzubeziehen. Werden bei der Schlammentwässerung keine anorganischen Zuschlagstoffe (z.B. Kalk, Steinmehl) zugesetzt, so kann auch diese in die Bilanz einbezogen werden. In Abbildung 13 sind mögliche Systemgrenzen für ein Bilanzierung der anorg.TS dargestellt.



**Abbildung 13:** Anorg.TS-Ströme einer anaeroben Schlammbehandlungsanlage

An Bestimmungsstücken werden benötigt:

Mengen:

- $Q_{\text{FBzu}}$  Zulaufmenge Schlammfäulung
- $Q_{\text{Tr.W}}$  Ablaufmenge Trübwassermenge (NED)
- $Q_{\text{NED}}$  Ablaufmenge eingedickter Schlamm (NED)

Konzentrationen:

- $\text{TS}_{\text{FBzu}}$  Trockensubstanz Primärschlamm
- $\text{TS}_{\text{Tr.W}}$  Trockensubstanz Trübwasser (NED)
- $\text{TS}_{\text{NED}}$  Trockensubstanz eingedickter Schlamm

Diese benötigten Meßwerte sind auf vielen Kläranlagen vorhanden, obwohl sie im ÖWAV-Arbeitsbehelf-Nr.14 (1998) nicht angeführt sind. Die Trübwassermenge kann wie unter Pkt. 3.4.1 aus der Kontinuitätsgleichung  $Q_{Tr.W} = Q_{FBzu} - Q_{NED}$  ermittelt werden, sofern der Füllstand des Eindickers und des Faulbehälters am Anfang und am Ende des Betrachtungszeitraumes gleich sind.

Auch diese Bilanz kann dazu dienen, eine repräsentative Entnahme der Schlammproben zu verifizieren. Man kann damit aber auch überprüfen, ob es zu einer Speicherung von anorganischen Feststoffen im Faulbehälter (Sandablagerungen) kommt.

#### **4 Praktisches Beispiel für eine Bilanzierung**

Im folgenden soll anhand eines konkreten Beispiels aus der Praxis aufgezeigt werden, daß es möglich ist, ausgehend von Daten aus einer zuverlässigen Eigenüberwachung mit Hilfe von Bilanzierungen und wenigen zusätzlichen Meßdaten sehr weitgehende Informationen über das Betriebsverhalten einer Belebungsanlage zu erhalten und daraus entsprechende allgemeine Schlußfolgerungen zu ziehen.

Dieses Beispiel handelt von der Kläranlage des Reinhaltverbandes Wallersee-Nord, einer Belebungsanlage ohne Vorklärung. Die ARA Wallersee-Nord weist derzeit eine mittlere Belastung von rund 1.000 kg CSB/d auf und ist bei einem Belebungsbeckenvolumen von 3.500 m<sup>3</sup> aufgrund der Belastungsverhältnisse als „Belebungsanlage mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung“ zu bezeichnen.

Anlaß für eine umfangreiche Datenauswertung und zusätzliche Untersuchungen war ein nicht zufriedenstellender Stabilisierungsgrad des Überschussschlammes, der sich in Geruchsbeeinträchtigungen nach der Schlammentwässerung geäußert hat.

Zur Ermittlung des Stabilisierungsgrades des Schlammes wurden neben Versuchen zur getrennten Stabilisierung (siehe Nowak, 1998) die Daten aus der Eigenüberwachung in Hinblick auf den organischen Anteil des Überschussschlammmanfalls (der Überschussschlammproduktion) ausgewertet.

Grundsätzlich sollte der Ausgangspunkt einer Bilanzierung eines Belebtschlammes stets die "meßtechnische Erfassung" des Überschussschlammes sein, vorteilhafterweise des organischen Anteils ( $\dot{U}_{oTS}$ ), ausgedrückt in kg oTS/d. Der organische Anteil der Überschussschlammes (= die „organische ÜS-Produktion“) ist vornehmlich beeinflusst durch die biologische Aktivität und stellt als spezifischer Wert bezogen auf die Belastung der Anlage eine echte Kenngröße dar, während der gesamte ÜS-Anfall häufig durch mineralische Abschwemmungen im Einzugsgebiet beeinflusst wird, die einerseits nichts mit der biologischen Reinigung zu tun haben und andererseits im zeitlichen Verlauf oftmals durch den Wechsel von Regen- und Trockenwetterperioden beeinträchtigt sind.

In diesem konkreten Anwendungsfall wurden Bilanzzeiträume von 3 Monaten gewählt. Die Bilanzierungen wurden für die Zeit von Jänner 1996 bis März 1997 durchgeführt, woraus sich 5 Bilanzzeiträume ergaben. Der Überschussschlammabzug wurde auf 2 verschiedene Arten ermittelt, und zwar einerseits aus dem ÜS-Abzug aus dem Belebtschlammesystem, der aus dem Rücklaufschlammkreislauf erfolgt, und andererseits aus dem Schlammabzug aus dem Eindicker. Dabei wurde davon ausgegangen, daß der TS-Gehalt im Überlauf aus dem Eindicker vernachlässigbar gering ist und daß im Eindicker keine nennenswerten biologischen Abbauvorgänge stattfinden. Die oTS-Fracht im Überschussschlamm wurde in beiden Fällen aus dem TS-Gehalt (im Rücklaufschlamm bzw. im eingedickten Schlamm), der Schlammmenge sowie dem Glühverlust (= Verhältnis oTS zu TS) ermittelt. Der Glühverlust wird an dieser ARA sowohl vom Belebtschlamm und vom Rücklaufschlamm als auch vom eingedickten Schlamm laufend ermittelt.

Da das Ergebnis der Bilanzierung nicht der Überschussschlammabzug, sondern der ÜS-Anfall (die ÜS-Produktion) sein sollte, ist selbst bei längeren Bilanzzeiträumen, wie auch in diesem Fallbeispiel, die Speicherung von Belebtschlamm (als oTS) im System, d.h. die Zu- bzw. Abnahme des Trockensubstanzgehalts im Belebungsbecken, zu berücksichtigen. Ferner ist die Feststofffracht im Ablauf einzurechnen, die allerdings im konkreten Fall sehr gering gewesen sein dürfte. Aufgrund der geringen BSB<sub>5</sub>-Konzentration im Ablauf wurde die oTS-Gehalt generell mit 3 mg/l angesetzt; somit entsprach der Überschussschlamm im Ablauf etwa 1 % der gesamten ÜS-Produktion.

In Tabelle 1 werden die Ergebnisse für die einzelnen Bilanzzeiträume für die Überschussschlammproduktion in kg oTS/d aus den Werten aus dem Rücklaufschlamm (RS) mit denen aus dem eingedickten Schlamm (ED) verglichen. Es zeigt sich, daß die auf die beiden unterschiedlichen Arten ermittelten Werte außer in einem Zeitraum (10-12/96) stets nahe beieinander lagen und daß keine systematische Abweichung feststellbar war. Im Zeitraum 10-12/96 lagen nur wenige Meßwerte für den TS-Gehalt des eingedickten Schlammes vor, was zu einer deutlichen Verfälschung des Ergebnisses geführt haben dürfte. Für die weitere Auswertung wurden außer von diesem Zeitraum die Mittelwerte aus den beiden auf unterschiedliche Weise ermittelten Werten für die ÜS-Produktion herangezogen.

**Tabelle 1:** Kläranlage des RHV Wallersee-Nord: ÜS-Produktion in kg oTS/d und abgeleitete Kenngrößen (spez. ÜS-Produktion  $\dot{U}_{CSB}/\eta_{CSB}$  und Schlammalter  $t_{TS}$ )

Bilanz- zeitraum	1-3/96	4-6/96	7-9/96	10-12/96	1-3/97	
$\dot{U}_{oTS}$ (RS)	251	298	260	246	312	kg oTS/d
$\dot{U}_{oTS}$ (ED)	289	330	239	(383)	315	kg oTS/d
<b><math>\dot{U}_{oTS}</math></b>	<b>274</b>	<b>305</b>	<b>250</b>	<b>246</b>	<b>315</b>	kg oTS/d
$\eta_{CSB-F}$	881	1038	930	817	947	kg CSB/d
<b><math>\dot{U}_{CSB}/\eta_{CSB}</math></b>	<b>45,1</b>	<b>42,6</b>	<b>39,0</b>	<b>43,6</b>	<b>48,2</b>	<b>%</b>
$t_{TS}$	38,6	39,2	39,8	42,2	35,5	d
<b><math>T_{BB}</math></b>	<b>6,9</b>	<b>13,2</b>	<b>17,1</b>	<b>11,0</b>	<b>7,3</b>	<b>°C</b>

In **Tabelle 1** ist weiters die im jeweiligen Zeitraum entfernte CSB-Fracht ( $\eta_{CSB-F}$ ) angegeben. Daraus wurde als spezifische Kenngröße für den jeweiligen Bilanzzeitraum der Parameter  $\dot{U}_{CSB}/\eta_{CSB}$  unter der Annahme eines CSB/oTS-Verhältnisses im Belebtschlamm von 1,45 errechnet. Es zeigt sich einerseits, daß dieser Parameter  $\dot{U}_{CSB}/\eta_{CSB}$  für die unterschiedlichen Bilanzzeiträume in einer ähnlichen Größenordnung liegt und andererseits, daß der spezifische ÜS-Anfall als  $\dot{U}_{CSB}/\eta_{CSB}$  erwartungsgemäß bei niedrigerer Temperatur im Belebungsbecken ( $T_{BB}$ ) größer ist. Die spezifischen ÜS-Produktion wurde auch

aus dem Grunde auf den Parameter  $\dot{U}S_{CSB}/\eta_{CSB}$  bezogen, da es auf diese Weise möglich ist, direkt auf den Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung OVC zu schließen, da entsprechend der CSB-Bilanz gilt:

$$\dot{U}S_{CSB}/\eta_{CSB} + OVC/\eta_{CSB} = 100 \%$$

Bis zu diesem Punkt wurde die Datenauswertung ausschließlich aus der Basis von Meßdaten aus der Eigenüberwachung durchgeführt. Darüber hinaus wurde lediglich von einer Belebtschlammprobe vom März 1997 in einer 3-fach-Bestimmung der Phosphor- und Stickstoffgehalt des Schlammes analysiert.

Da die Ges.P-Konzentration in Zu- und Ablauf der Anlage regelmäßig bestimmt wird, war es möglich, mit Hilfe des Phosphorgehaltes des Belebtschlammes die  $\dot{U}S$ -Produktion über die Phosphor-Bilanz für den Zeitraum 1-3/97 abzuschätzen. Daraus ergab sich die  $\dot{U}S$ -Produktion für diesen Zeitraum zu 337 kg oTS/d. Dieser Wert liegt um weniger als 10 % über dem aus der „meßtechnischen Erfassung“ des  $\dot{U}S$ -Anfalls (315 kg oTS/d) und kann somit als Bestätigung der Meßwerte betrachtet werden. Grundsätzlich ist zur Ermittlung des  $\dot{U}S$ -Anfalls aus der P-Bilanz anzumerken, daß sich unter der Voraussetzung eines näherungsweise konstanten P-Gehalts im Schlamm aus der Differenz der Phosphorfracht in Zu- und Ablauf direkt die  $\dot{U}S$ -Produktion ergibt. Weiters ist zu beachten, daß die P-Bilanz bei Anlagen mit Simultanfällung aus numerischen Gründen zu genaueren Ergebnisse hinsichtlich des  $\dot{U}S$ -Anfalls führt als bei Anlagen ohne gezielte P-Elimination oder z.B. mit Vorfällung.

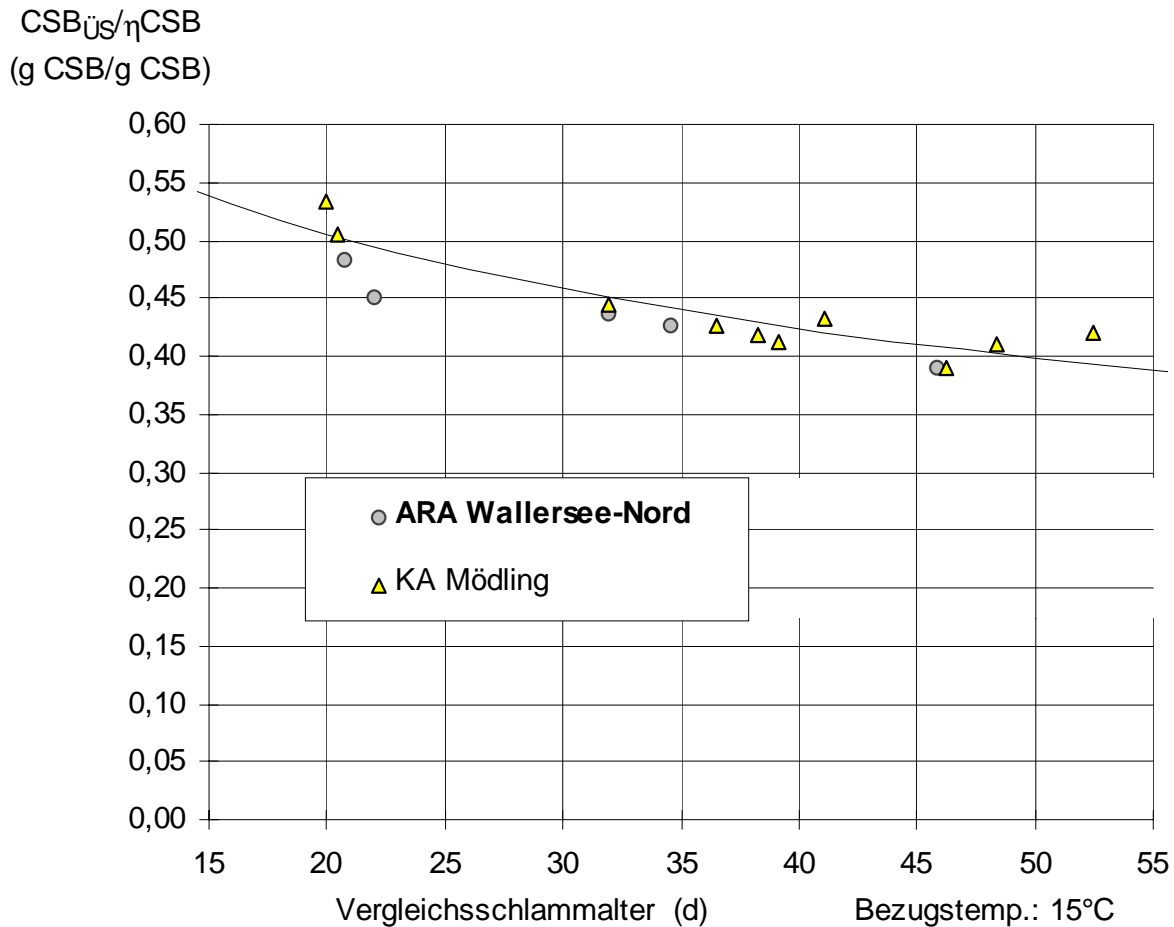
Mit Hilfe des einen Wertes aus der Belebtschlammprobe vom März 1997 war es möglich, für diesen Zeitraum die Stickstofffracht im Überschussschlamm abzuschätzen, im weiteren eine „grobe“ Stickstoff-Bilanz zu erstellen und daraus Schlußfolgerungen z.B. hinsichtlich der Denitrifikationsleistung im System zu ziehen (vgl. Nowak, 1998).

In Abbildung 14 ist die spezifische Überschussschlammproduktion als  $\dot{U}S_{CSB}/\eta_{CSB}$  in g CSB/g CSB in Abhängigkeit vom Schlammalter (bzw. „Vergleichsschlammalter“) für die einzelnen Bilanzzeiträume dargestellt. Das „Vergleichsschlammalter“ wurde gewählt, um Werte, die bei unterschiedlichen Temperaturen ermittelt wurden, aufeinander beziehen zu können. Als Temperaturfaktor wurde der Wert von 1,072 angesetzt, welcher zumeist für die

Umrechnung bei den Vorgängen des Kohlenstoffabbaus verwendet wird. Das „Vergleichsschlammalter“ ( $t_{TS,v}$ ) mit einer Basistemperatur von 15 °C ergibt sich demnach aus dem Schlammalter ( $t_{TS}$ ) bei der aktuellen Temperatur im Belebungsbecken ( $T_{BB}$ ) nach folgender Formel:

$$t_{TS,v} = t_{TS} \cdot 1,072^{(T_{BB} - 15)}$$

In Abbildung 14 werden die Ergebnisse der Bilanzierung der ARA Wallersee-Nord mit denen der Kläranlage Mödling verglichen, welche über mehr als 2 Jahre hinweg sehr eingehend untersucht wurde, wobei die Daten zur ÜS-Produktion der Dissertationsschrift von Franz (1997) entnommen wurden. Es zeigt sich, daß die spezifische ÜS-Produktion bei gleichem „Vergleichsschlammalter“ an den beiden Kläranlagen Mödling und Wallersee-Nord nahezu gleich ist, an der ARA Wallersee-Nord tendentiell etwas geringer. Auch dieser Vergleich kann wiederum als Bestätigung der Ergebnisse zur spezifischen Überschußschlammproduktion der ARA Wallersee-Nord gewertet werden, wobei nochmals darauf hinzuweisen wäre, daß diese größtenteils aus Daten der Eigenüberwachung abgeleitet wurden.



**Abbildung 14:** Spezifische Überschussschlammproduktion, ausgedrückt als  $CSB_{\text{ÜS}}/\eta CSB$ , der Kläranlagen Mödling und Wallersee-Nord in Abhängigkeit vom Vergleichsschlammalter

Abschließend wäre darauf hinzuweisen, daß sich bei beiden Kläranlagen herausgestellt hat, daß der Überschussschlamm bei weitem nicht als stabilisiert zu bezeichnen ist, was in beiden Fällen auf den hohen Anteil an unbelüfteten Zonen im Belebungsbecken zurückzuführen sein dürfte (Nowak, 1998).

## 5 Schlußbemerkung

Auf Abwasserreinigungsanlagen werden heute sehr viele Werte gemessen und protokolliert. Oft werden diese Daten nur archiviert und nicht weiter ausgewertet. Die Darstellung und Auswertung hat den Zweck Zurückliegendes zu dokumentieren und Prognosen über zukünftige

Betriebsabläufe zu ermöglichen (Spatzierer, 1994). Daraus können sich wesentliche Impulse für die Verbesserung der Kläranlagensteuerung bzw. für eine Kläranlagenerweiterung ergeben. Die Ergebnisse der täglichen Messungen müssen daher jeweils über einen längeren Zeitraum betrachtet und ausgewertet werden. Eine gewissenhafte Datenauswertung, vor allem die Aufstellung von Stoffbilanzen liefert wertvolle Informationen, durch die eine Optimierung sowohl in Hinblick auf die Ablaufqualität als auch auf die Wirtschaftlichkeit erfolgen kann.

Es soll abschließend darauf hingewiesen werden, daß es nicht zulässig ist, Meßwerte aufgrund einer Plausibilitätsprüfung im Kläranlagenprotokoll zu ändern, es sollte aber eine Anmerkung gemacht werden. Bei unplausiblen Werten muß nach den Ursachen der Fehlmessungen gesucht werden, damit diese beseitigt werden können.

## 6 Literatur

- Borodajkewycz, A., Kroiss, H., Schopper, U. (1974) Sauerstoff- und Kohlenstoffbilanz einer Belebungsanlage. *Österreichische Abwasserrundschau*, 7/8
- Dornhofer, K. (1993) Der Einfluß der Abwasserzusammensetzung auf das Verfahrenskonzept der Kläranlage. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 110, F1-F27
- Fleischmann, N. (1998) Nutzung der Eigenüberwachung in der Betriebspraxis. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 147, 179-198
- Franz, A. (1993) Chemische und mikrobiologische Grundlagen der Stickstoff- und Phosphorentfernung. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 110, C1-C40
- Franz, A. (1997) Ein Beitrag zur Beurteilung der Wechselwirkungen zwischen Kläranlagentechnik, -betrieb und Gewässergüte des Vorfluters, der an der Kläranlage entspringt. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 140
- Frey, W. (1986) Ergebnisse von Sauerstoffzufuhrversuchen mit verschiedenen Belüftungssystemen. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 64, 141-154
- Frey, W. (1994) Bedeutung der Daten der Eigenüberwachung für den Betrieb und die Optimierung der Kläranlage. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 116, H1-H12
- Gujer, W. (1988) Rückläufe aus der Schlammbehandlung.  
20. VSA-Fortbildungskurs, Engelberg
- Klärwärtergrundkurs (1994) *Wiener Mitteilungen*, Bd. 114
- Kroiss, H. (1993) Bemessungsgrundlagen und Grundlagen der Bemessung für Anlagen zur Stickstoffentfernung. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 110, D1-D29
- Kroiss, H. (1994) Überlegungen zum Vergleich verschiedener Verfahren und Konzepte der Abwasserreinigung. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 117, B1-B30



- Moser, D. (1993) Interpretation von chemischen Analysendaten und Überprüfung ihrer Plausibilität. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 110, E1-E48
- Moser, D. (1994) Analysenverfahren für die Eigenüberwachung. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 116, E1-E46
- Nowak, O, Svardal, K.(1990) Nitrifikation - Denitrifikation. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 81, 2.Aufl., G1-G55
- Nowak, O. (1993) Der Einfluß der Klärschlammbehandlung und -entsorgung auf das Verfahrenskonzept der Kläranlage. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 110, G1-G55
- Nowak, O. (1997) Ziele, Vorbedingungen und Grenzen der Anwendung der dynamischen Simulation. *Wiener Mitteilungen*, Band 137, 35 - 82
- Nowak, O. (1998) Stickstoffentfernung und gleichzeitige aerobe Stabilisierung bei schwachbelasteten Belebungsanlagen. *Wiener Mitteilungen*, Band 145, 261 - 291
- ÖWAV-Regelblatt 7 (1995). Mindestausrüstung für die Eigenüberwachung biologischer Abwasserreinigungsanlagen
- ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 (1998). Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW) 2.Auflage
- Schweighofer, P. (1994) Möglichkeiten der Plausibilitätsprüfung von Meßdaten. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 116, G1-G42
- Spatzierer, G. (1994) Protokollführung und Auswertung der Daten. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 116, F1-F16
- Svardal, K., Nowak, O. (1992) Bemessungsansätze. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 100, C1-C26
- Svardal, K. (1991) Anaerobe Abwasserreinigung - ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter. Diss. TU-Wien, Institut für Wassergüte. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 95
- Svardal, K. (1992) Probleme bei der Stickstoff- und Phosphoranalytik. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 108, G1-G12
- Svardal, K. (1993) Bericht über die Verfahrensüberprüfung der Kläranlage Saalbach. TU-Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft. Unveröffentlicht
- Svardal, K. (1997) Durchführung und Interpretation von Atmungsmessungen für den Betrieb von Belebungsanlagen. *Wiener Mitteilungen* Bd. 141, 247-273
- von der Emde, W. (1990) Betriebsweisen von Belebungsanlagen. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 81, 2.Aufl., I1-I33
- Wildt, S. (1998) Kläranlagenzustandsbericht. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 147, 341-377

Dipl.Ing. Dr.techn. Karl SVARDAL  
Dipl.Ing. Dr.techn. Otto NOWAK  
Dipl.Ing. Dr.techn. Peter SCHWEIGHOFER

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft  
Technische Universität Wien  
Karlsplatz 13  
A-1040 Wien

Tel.: 01/ 58801 3142  
Fax: 01/ 504 21 57  
E-mail: svardal@iwag.tuwien.ac.at



# **Emissions- und Immissionskontrolle in NÖ - Kritische Analyse und Ausblicke Teil 1: Kläranlage**

D. Moser

Abteilung Wasserwirtschaft, NÖ Landesregierung

**Kurzfassung:** Die Überwachung der Reinigungsleistung von überwiegend kommunalen Kläranlagen im Jahresverlauf wird in NÖ seit 1994 durch Analyse postalisch zu einem Zentrallabor versandte Proben auf signifikante Parameter durchgeführt. Die bisherigen Erfahrungen zeigen, daß mit dieser „Minimalversion“ der Fremdüberwachung eine Fülle von Informationen über den Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen verfügbar wird. Eine bessere bzw. sicherere Information kann nur mit mehrfachem finanziellen Aufwand erzielt werden. Hingewiesen wird auf den Themenkreis der Datenauswertung.

**Keywords:** Emissionskontrolle, Fremdüberwachung, Einzelprüfung, jahreszeitlicher Verlauf der Reinigungsleistung von ARA`s

## **1 Einleitung**

Durch die Novelle zur 1. Kommunalen Abwasseremissionsverordnung 1997 wurde die Fremdüberwachung von Kläranlagen an die Anforderungen nach EU-Recht angepaßt. Damit sind neben der bisher durchgeführten einmal jährlichen Hauptprüfung bei Kläranlagen über 500 EGW 5 und bei Kläranlagen über 5.000 EGW 11 Einzelprüfungen zusätzlich erforderlich. Bei den Einzelprüfungen kann die Probennahme durch den Klärwärter selbst erfolgen womit der finanzielle Aufwand für die zusätzlichen Untersuchungen in vertretbarem Rahmen bleiben kann.

In NÖ wird seit 1994 über 300 Kläranlagen auf freiwilliger Basis und kostenfrei angeboten, monatlich eine Stichprobe des Ablaufs an eine zentrale Analysenanstalt zu senden - über 90 % der Kläranlagen machen von diesem

Angebot auch Gebrauch. Neben der daraus gewonnenen Information über die Reinigungsleistung der Kläranlagen im Jahresverlauf ist es mit diesem System auch möglich, die Analytik auf Kläranlagen zu überprüfen, da die Klärwärter von derselben Probe Eigenuntersuchungen durchführen und mit dem Ergebnis des zentralen Analysenlabors vergleichen können.

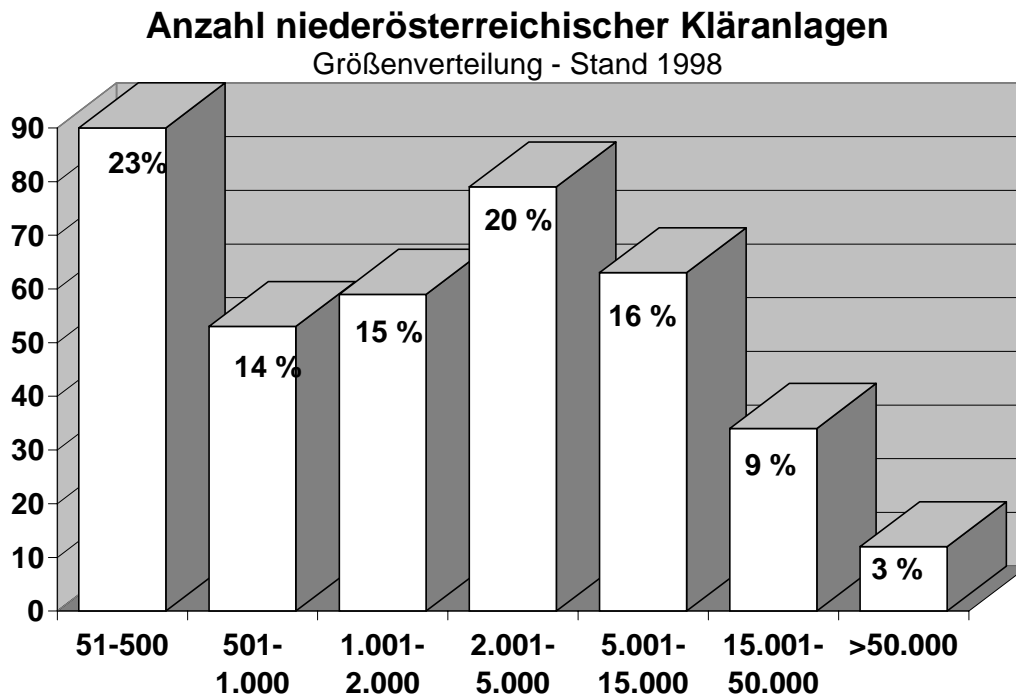


Abbildung 1: prozentuelle Anteile der Größenklassen an der Gesamtzahl von Kläranlagen

## 2 Voraussetzungen

Um Kläranlagen überwachen zu können, ist es vorerst einmal erforderlich, den Istbestand der Anlagen abzubilden. Dies erfolgt in NÖ in Form einer Abwasserdatenbank, in der für alle Kläranlagen NÖ's über 50 EGW Datenblätter angelegt wurden. Aus diesen Datenblättern können Belastungen (angeschlossene EGW bzw. KG's), Bemessungswerte, Typ der Anlage, Daten über den Vorfluter, Bescheidwerte etc. abgelesen werden.

Auch die einmal jährlich durchzuführende Fremdüberwachung wird in dieses Datenblatt aufgenommen. Diese jährliche Fremduntersuchung wurde 1997 bei

allen Kläranlagen bescheidmäßig neu festgelegt und entspricht seither weitgehend den Anforderungen an die Fremdüberwachung (inklusive Untersuchung der Auswirkung der Einleitung auf den Vorfluter), die im Entwurf des ÖWAV Regelblattes 6 „Hauptprüfung“ genannt wird. Damit können mit dem Instrument Abwasserdatenbank verknüpft mit einem GIS-Programm raumbezogen (z.B. Vorflutbezogen) wichtige Daten über Kläranlagen rasch und einfach erfaßt werden.

Da jedoch die Fremdüberwachung nur einen wenn auch genauen Überblick über die Reinigungsleistung einer Kläranlage an einem bestimmten Untersuchungstag bietet, ist über die Reinigungsleistung der Kläranlagen im Jahresverlauf und damit auch bei ungünstigeren Bedingungen (Weinkampagne, Wintereinbruch, Schmelzwasser, etc.) nichts bekannt.

### **3 Reinigungsleistung im Jahresverlauf**

Der einfachste Weg zur Erfassung der Reinigungsleistung im Jahresverlauf wäre eine Auswertung der Eigenüberwachung der Kläranlagen selbst. Ein Blick auf die Größenordnungsverteilung der Kläranlagen in NÖ zeigt jedoch rasch, daß wir hier sehr viele kleine Anlagen ausgeführt haben - so liegen 3/4 aller Kläranlagen unter einem Bemessungswert von 5.000 EGW. Unter 1.000 EGW liegen immerhin noch über 30 % aller Anlagen, die auch nach den neuesten Anforderungen an die Eigenüberwachung (Mindestausrüstung von Kläranlagen ÖWAV Regelblatt 7) über kein gekühltes mengenproportionales Tagesmischprobennahmegerät im Zu- und Ablauf verfügen. Die Anpassung dieser kleinen Kläranlagen an den Stand der Technik und damit auch die Anpassung der Eigenüberwachung an den Stand der Technik wird erst im Zeitrahmen von 5-10 Jahren erfolgen, sodaß bei einem großen Teil der Kläranlagen NÖ's kurz und mittelfristig nur wenig gesicherte Daten aus der Eigenüberwachung vorliegen werden.

Die zweite Möglichkeit der Kontrolle der Reinigungsleistung im Jahresverlauf besteht in der zentralen Analyse von Abwasserproben aller Kläranlagen, die von den Klärwärtern selbst als Stichproben aus dem Ablauf genommen und postalisch an eine Untersuchungsanstalt verschickt werden.

Der Minimaluntersuchungsumfang stellt sich wie folgt dar:

Ammonium (NH <sub>4</sub> )	→ Reinigungsleistung der Kläranlage (Nitrifikation)
CSB roh	→ Erkennung von Schlammabtrieb
Phosphat (PO <sub>4</sub> )	→ Beurteilung der Phosphorfällung
Nitrat (NO <sub>3</sub> )	→ Abschätzung der Denitrifikation

Als Kontrollparameter gegenüber Verdünnungen kann auch noch z.B. Chlorid gemessen werden. Allerdings kann aus dem Verhältnis der Parameter untereinander sowie zu den zuvor gemessenen Werten im allgemeinen eine Probenmanipulation leicht erkannt werden.

Weitere Möglichkeiten der Kontrolle der Reinigungsleistung im Jahresverlauf wären mit steigendem Aufwand:

- Mit EMS verschickte Proben,
- gekühlt verschickte Proben,
- vom Fremdüberwacher abgeholte Proben sowie schließlich
- vom Fremdüberwacher gezogene und analysierte Proben.

Diese Varianten sind mit einem mehrfachen Finanzierungsaufwand gegenüber der „Minimalversion“ der Fremdüberwachung verbunden.

## 4 Genauigkeit der Aussage

Eine Untersuchung der Veränderung der oben angeführten Analysenparameter beim simulierten Postversand wurde anhand mehrerer Abwasserproben bei verschiedenen Temperaturen und einer Lagerzeit von bis zu 7 Tagen durchgeführt. Probe 1 war eine Kläranlage mit sehr guter Reinigungsleistung (vollständige Nitrifikation und weitgehend Denitrifikation), Probe 2 stammt von einer Kläranlage mit weitestgehender Nitrifikation ohne Denitrifikation, Probe 3 wurde aus einer Kläranlage ohne Nitrifikation gezogen und bei Probe 4 wurde von der selben Kläranlage ein Schlammabtrieb in einer Größenordnung von ca. 50 mg/l durch Zugabe von Belebtschlamm simuliert.

Die Ergebnisse zeigen, daß selbst bei Versandzeiten von mehreren Tagen und hohen Temperaturen kaum Veränderungen in den Ablaufkonzentrationen der Nährstoffparameter auftreten. Nur bei der Probe mit Schlammabtrieb konnte ein meßbarer CSB-Abbau festgestellt werden.

Dem gesetzlichen Anspruch folgend müßten neu bewilligte Kläranlagen auch Stickstoff und CSB im Zulauf bis zu 12 x jährlich im Rahmen dieser Fremdüberwachung als Einzelprüfung analysieren. Bei Zulaufproben können größere Veränderungen vor allem im Hinblick auf CSB Reduktion im Sommer erwartet werden, sodaß hier ein normaler Postversand problematisch werden könnte.

## 5 Auswertung

Die Auswertung der Daten gliedert sich in mehrere Schritte. Zuerst wird eine Vorprüfung der Analysenergebnisse durchgeführt, bei der die Meßwerte untereinander, mit dem Mittelwert der vorigen Ergebnisse sowie mit allgemeinen Grenzwerten auf Plausibilität bzw. Abweichung geprüft werden. Bei diesem „Erstscreening“ werden alle Daten ausgewiesen, die als „auffällig“ bezeichnet werden können.

Je nach Festsetzung der Grenzwerte bzw. der zugelassenen Variationsbreiten kann mit diesem Instrument eine mehr oder weniger scharfe Vorselektion der Daten erreicht werden. Je größere Abweichungen toleriert werden, desto wahrscheinlicher werden Unregelmäßigkeiten nicht erkannt - der Arbeitsaufwand in der Nachbetreuung wird allerdings auf die wenigen, „stark auffälligen“ Werte konzentriert. Bei scharfer Vorselektion wird der Arbeitsaufwand für die Nachbetreuung sehr groß - dafür werden alle Unregelmäßigkeiten erkannt.

Ob ein auffälliger Wert nun ein Analysenfehler, ein Probenahmefehler oder eine tatsächliche verminderte Reinigungsleistung auf einer Kläranlage anzeigt, kann oft erst nach Rücksprache mit dem Klärwärter selbst bzw. nach Einsichtnahme in die Eigenüberwachung des fraglichen Zeitraumes abgeschätzt werden. Nur in den Fällen, bei denen Betriebsfehler des Klärwärters vermutet werden können,

ist es zielführend, durch die Gewässeraufsicht selbst die Überwachung zu verdichten.

Anhand der Beobachtungen über mehrere Jahre kann schließlich eine Liste erstellt werden, innerhalb derer eine Reihung des Erfordernisses der zusätzlichen Überwachung durch die Gewässeraufsicht möglich ist.

## 6 Diskussion

Der Niederösterreichische Weg - die kostengünstigste mögliche Lösung der Kontrolle der Reinigungsleistung von Kläranlagen im Jahresverlauf durch von Klärwärtern gezogene Ablaufstichproben, postalisch versandt an ein zentrales Analysenlabor in Verbindung mit wenigen, aber äußerst aussagekräftigen Parametern - ermöglicht nach den bisherigen Erfahrungen eine sehr gute Einschätzung des Betriebes von Abwasserreinigungsanlagen. Die Zulaufsituation kann anhand der einmal jährlich durchgeführten Fremdüberwachung (Hauptprüfung) bzw. anhand des Klärschlammanfalls abgeschätzt werden.

Nicht vermieden werden kann bei dieser Art der Analyse ein gewisser Prozentsatz an Fehlwerten, die von den Klärwärtern der Kläranlagen bemerkt und urgiert werden. Nach unserer Erfahrung verliert das Betriebspersonal der ARA's rasch das Vertrauen in die Analysen, wenn zu oft Fehler auftreten. Daher kommt der Qualitätssicherung des beauftragten Analysenlabors besondere Bedeutung zu. Will man besser abgesicherte Aussagen bzw. Informationen über Zulaufschwankungen, muß jedoch mit einem mehrfachen finanziellen Aufwand gerechnet werden.

Wichtig ist bereits im Vorfeld der Überwachung die Erstellung eines Konzeptes, wie die Datenfülle ausgewertet wird (Plausibilitätsprüfung etc.) und wie zusätzliche Überprüfungen durchgeführt werden sollen. Dies entscheidet den Aufwand der Gewässeraufsicht, der sich aus dieser Form der Fremdüberwachung ergibt.



Dipl.Ing. Dr. Dietmar MOSER

Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft

Landhausplatz 1, Haus 15, Zi.Nr. 417  
3109 St.Pölten

Tel: 02742/200/4633

Fax: 02742/200/4090

Email: [dietmar.moser@noel.gv.at](mailto:dietmar.moser@noel.gv.at)



# **Emissions- und Immissionskontrolle in NÖ - Kritische Analyse und Ausblicke Teil 2: Vorfluter**

G. Käfel

Abteilung Wasserwirtschaft, Amt der NÖ Landesregierung

**Kurzfassung:** Die saprobielle Gewässergüte als Immissionskontrolle von Kläranlagen wird in Niederösterreich mit Hilfe zweier Methoden unterschiedlichen Umfanges bestimmt. Seit 1996 soll eine kostengünstige Feldmethode (Ortsbefund) die Einwirkung der Kläranlage auf ein Gewässer grob überwachen. Bei Verdacht auf maßgebliche Einwirkungen kommt als Beweissicherung eine umfangreichere Erhebung zum Einsatz. Methodisch bedingte Unschärfen des Ortsbefundes machen eine kritische Betrachtung seiner Verwendung in der Kläranlagenüberwachung notwendig.

**Keywords:** Kläranlage, Einwirkung auf ein Gewässer, Immissionskontrolle, Fremdüberwachung, Erhebung der saprobiellen Güte, Ortsbefund

## **1 Einleitung**

Anthropogene Siedlungstätigkeit ist seit jeher vor allem im Nahbereich von (Fließ)gewässern zu beobachten. Dabei auftretende Gefahrenmomente wie Überflutungsgefahr durch periodische Hochwasserereignisse wurden von den Vorteilen offensichtlich übertroffen. Zu diesen Vorteilen zählten z.B. Aspekte der Wasserversorgung, der Schutz vor Feinden, die Nahrungsbeschaffung und - für uns auch heute noch relevant - der Abtransport von Abwasser.

Während der Anfall von Abwasser stetig mit der Bevölkerung und mit dem steigenden Lebensstandard zunahm, erfuhren die als Vorfluter genutzten Fließgewässer natürlich keine Erhöhung der Wasserspende. Fehlende

Verdünnung führten in Folge zu den bekannten Phänomenen der Gewässerverschmutzung.

Großen Anstrengungen und hohen Investitionen im Kläranlagenbau in den 70er und 80er Jahren ist eine deutliche Verbesserung der saprobiellen Gewässergüte unserer Fließgewässer zu verdanken. Dieser Trend ist durch die Anstrengungen in NÖ um die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum bis heute zu beobachten.

Unabhängig von der technischen Ausgestaltung der Kläranlage kann die Einleitung von gereinigtem Abwasser eine Belastung des betroffenen Fließgewässers darstellen. Das Wasserrechtsgesetz trägt diesem Umstand insofern Rechnung, als der Wasserberechtigte von Abwasserreinigungsanlagen das Maß seiner Einwirkung auf ein Gewässer überprüfen lassen muß (WRG, 1959, § 134).

## **2 Ausgangssituation in NÖ**

Mit der fortschreitenden Errichtung von Abwasserreinigungsanlagen wurde in NÖ im gleichen Maße ein Untersuchungsnetz zur Überprüfung der Auswirkungen von Kläranlageneinleitungen notwendig. In Folge wurde eine sukzessive Verdichtung der Untersuchungsstellen vorgenommen. Mittlerweile umfaßt dieses landesweite Untersuchungsnetz über 800 Untersuchungsstellen, die in einem 4-jährlichen Intervall angefahren und beprobt werden.

Parallel zu den Anstrengungen um die Harmonisierung der ökologischen Untersuchungen in Fließgewässern (vergl. ÖNORM M6232) erlebten diese landeseigenen Untersuchungen eine enorme Aufwertung:

- so werden seit 1995 sämtliche Untersuchungsstellen auf mehrere Indikatorgruppen hin mit dem gem. der oben zitierten ÖNORM hohem taxonomischem Niveau untersucht. Besonderes Augenmerk wird dabei auf das Makrozoobenthos und die Diatomeen gelegt. Die Untersuchung der übrigen Biozönose (restliche Algen und Makrophyten) erfolgt überblicksartig.

- Neben einer standardisierten ökomorphologischen Beschreibung der Untersuchungsstelle als Interpretationshilfe der vorgefundenen Lebensgemeinschaft und einer
- vor Ort Einstufung der saprobiellen Gütesituation (Ortsbefund), wird besonders auf
- eine nach Indikatorengruppen getrennte Güteeinstufung mit abschließender Zusammenführung der Einzelergebnisse in eine Gesamtwertung der saprobiellen Gewässergüte Wert gelegt.
- Unterstützt wird die Untersuchung darüber hinaus durch Messung ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter.

Diese Entwicklung war in zweifacher Hinsicht notwendig geworden:

Die Neuorientierung der Wasserwirtschaft und die Neuausrichtung des Wasserrechtsgesetzes (WRG 1959 i.d.g.F.) auf gewässerökologische Belange hat eine ganzheitliche Betrachtung von Gewässern zur Folge. Besonders die umfassenden Kenntnisse über die Biologie sehr viele Makrozoobenthosarten (MZB) bringen uns in die Lage, ohne Mehraufwand über die Saprobiologie hinausgehende Fragestellungen zu beantworten. Ein Umstand, der uns bei der Beurteilung der seit der WRG Novelle auch rechtlich geforderten ökologischen Funktionsfähigkeit, bei der Typologisierung bzw. Leitbilderstellung von Fließgewässerabschnitten oder bei der Beweissicherung von diversen Maßnahmen etc. dienlich sein wird.

Ebenso zeigt die Entwicklung der Wasserrahmenrichtlinie der EU die Bedeutung des Wissens um die ökologischen Verhältnisse in unseren Gewässern. Als Kriterium, die „ökologische Qualität“ von Fließgewässern zu beschreiben, wird besondere Betonung auf die Beschreibung der Lebensgemeinschaften im Gewässer gelegt.

### 3 Immissionskontrolle in NÖ

NÖ verfügt damit zur Beschreibung der Gütesituation heimischer Fließgewässer über ein sehr dichtes Untersuchungsnetz. Fundiertes Wissen über die saprobielle Situation der Fließgewässerabschnitte unterhalb von ARA-Einleitungen auf der einen Seite und der Wunsch Gemeinden in finanziellen Hinsicht möglichst zu entlasten, führten in NÖ zum Versuch, die rechtlich geforderte Emissions- und Immissionskontrolle kommunaler Kläranlagen neu zu organisieren. Im Detail ist dabei in NÖ folgendes vorgesehen (bezüglich der Emissionskontrolle sei auf die Ausführungen meines Kollegen Didi Moser verwiesen):

#### 3.1 Verzicht einer Immissionskontrolle bei ausreichender Verdünnung im Fließgewässer:

Eine Sonderstellung nehmen Kläranlagen ein, die auch bei einem fiktiven Totalausfall der Anlage keine maßgebliche Belastung des Fließgewässers mit sich bringen sollten. Hierunter fallen all jene Anlagen, deren Ammoniumgehalt im Rohzulauf nach Einleitung im Vorfluter unter den Grenzwert der jeweils gültigen Immissionsregelung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft verdünnt wird. In all diesen Fällen wird auf eine Immissionskontrolle vollständig verzichtet.

#### 3.2 Die Bestimmung der saprobiellen Gewässergüte im Rahmen der Emissionskontrolle mit Hilfe unterschiedlicher Untersuchungsintensität:

In NÖ werden seit mehreren Jahren in der Bestimmung der saprobiellen Güteklasse drei Methoden mit unterschiedlichem Untersuchungsumfang unterschieden:

- so entstand mit den Arbeiten für eine flächendeckende Abwasserentsorgung in NÖ (FANÖ, 1995) in Zusammenarbeit mit Prof. O. Moog (Univ. für Bodenkultur, Wien) eine eigenständige Feldmethode zur Ersteinschätzung von saprobiellen Belastungen. Ziel dieses **Ortsbefundes** war die Schaffung einer finanzierbaren, großflächigen und raschen Methode für ein „screening“ von saprobiellen Verhältnissen. Die in Folge vorgestellte, in der

Emissionskontrolle in NÖ angewandte, **Grobeinstufung** der Gewässergüte leitet sich davon ab. *Der Ortsbefund wird in wesentlich weiter entwickelter Form in die zukünftige Richtlinie zur Feststellung der saprobiologischen Gewässergüte von Fließgewässern als Modul 1 einfließen (O. Moog, Entwurf der RL vom 10. 3. 1998).*

- Ein erweiterter Untersuchungsumfang (qualitative Bearbeitung mehrerer Indikatorgruppen unter Beachtung der Mindestanforderungen der Taxonomie gem. ÖNORM M6232 = **qualitative Methode**) kommt wie eingangs beschrieben bei den landeseigenen Untersuchungen zum Einsatz.
- Ein dritter Untersuchungsumfang (quantitative Bearbeitung mehrerer Indikatorgruppen unter Beachtung der Mindestanforderungen der Taxonomie gem. ÖNORM M6232 = **quantitative Methode**) kam im Zuge der Wassergüteehebung (WGEV) zum Einsatz.

**Für die Immissionskontrolle werden in NÖ der Ortsbefund und die qualitative Methode eingesetzt.**

Im Zuge der Beweissicherung von Kläranlagen wird in NÖ seit 1996 die saprobielle Güte mit Hilfe einer Grobeinstufung (Ortsbefund) und der qualitativen Methode folgendermaßen bestimmt:

**Im Falle einer Neuerrichtung einer Kläranlage** hat die Bestimmung der saprobiellen Gewässergüte oberhalb und unterhalb der Einleitung mit Hilfe der qualitativen Methode einmalig als Vorlage bei der wasserrechtlichen Kollaudierung zu erfolgen und ist bei einer signifikanten Verschlechterung des Gütezustandes zu wiederholen. In den übrigen Jahren ist die saprobielle Gewässergüte mit Hilfe einer Grobeinstufung (Ortsbefund) vorzunehmen.

**Im Falle bestehender Kläranlagen** wird auf Grund der bis dato ausgeführten Beweissicherungen lediglich die jährliche Grobeinstufung (Ortsbefund) der Gewässergüte vorgeschrieben. Im Falle, daß eine signifikante Verschlechterung durch die Einleitung mit Hilfe der Grobeinstufung erkennbar würde, müßte die Bestimmung der saprobiellen Gewässergüte durch die qualitative Methode seitens des Wasserberechtigten wiederholt werden.

**Die in einem 4-jährlichen Intervall** unterhalb der Kläranlageneinleitung durchgeführten landeseigenen Untersuchungen stehen als Qualitätssicherung zu den jährlich mittels der Grobeinstufung beschriebenen Gütesituation ergänzend zur Verfügung, ohne für den Wasserberechtigten Mehrkosten zu verursachen.

## **4 Kritische Analyse**

Auf Grund der Tatsache, daß die landeseigene Untersuchung lediglich unterhalb der Kläranlageneinleitung ansetzt, eine Referenzmessung oberhalb derselben also fehlt, kann die Rolle der einzelnen Einleitungen nicht beantwortet werden. Damit bleibt allein die Grobeinstufung, die jährlich oberhalb und unterhalb der Einleitung vom Konsenswerber durchzuführen ist, um die Einwirkung der Kläranlageneinleitung auf das Gewässer festzustellen.

Bei alleiniger Anwendung der Grobeinstufung im Rahmen der Überprüfung der Einwirkung von Kläranlagen sind bei näherer Betrachtung allerdings folgende drei wesentliche Überlegungen zu beachten:

### **4.1 Die alleinige Anwendung des Ortsbefundes erlaubt keine ganzheitliche Betrachtung von Einwirkungen auf Fließgewässern**

Mit der Novelle des WRG 1990 wurde mit dem Begriff der ökologischen Funktionsfähigkeit auch im Wasserrechtsgesetz der heute in der Wasserwirtschaft gängige ökosystemare Denkansatz verankert (vergl. auch Vorschlag zur Wasserrahmenrichtlinie der EU). 1994 wurde in der Arbeit von CHOVANEC, A. et.al. ein möglicher Untersuchungsumfang vorgeschlagen. Damit wurde auch im Rahmen der Einleitung von gereinigtem Abwasser eine über die Emissions- und Immissionsbetrachtung hinausgehende Betrachtung der Fließgewässer notwendig. Eine derartige Vorgangsweise entspricht demnach dem Stand des Wissens (MOOG, O., 1995).

Wird nun lediglich der Ortsbefund (Grobeinstufung) zur Erfassung der Einwirkung der Kläranlagen eingesetzt, so bleibt der ökologische Aspekt stets unberücksichtigt. Hierfür ist unbedingt eine eindeutige, mit dem Ortsbefund nicht erreichbare eindeutige Determination der vorgefundenen Arten notwendig.



Darüberhinaus kann ein Vergleich der Freßtypenverteilung wichtige Auskünfte über das Maß der Schwebstoffemission geben und so eventuell zur Optimierung der Anlage beitragen (Hinteregger mdl. Mittlg.).

#### **4.2 methodische Unschärfen und mögliche Fehlerquellen des Ortsbefundes**

Neben der beschriebenen Einschränkung der Betrachtung von Einwirkungen auf das Gewässer sind bei alleiniger Anwendung des Ortsbefundes (Grobeinstufung) zur Bestimmung der saprobiellen Situation folgende methodische Einschränkungen zu beachten. *Die folgenden Überlegungen stützen sich auf eine fachliche Methodenbeschreibung des Moduls 1 im Entwurf „Richtlinie zur Feststellung der saprobiologischen Gewässergüte von Fließgewässern“ (Stand 10. März 1998. Dieses Papier spiegelt den aktuellen Stand der Diskussionen über die Methoden zur Erhebung der Saprobie in Fließgewässern wider.*

Entsprechend neuer Erkenntnisse ist die alleinige Anwendung eines Ortsbefundes ausschließlich auf ein

- „screening“ über bislang nicht dokumentierte Gewässer oder -abschnitte,
- eine zeitliche und
- räumliche Verdichtung von Meßserien zwischen periodischen Programmen höheren Niveaus und als Basismodul für weiterführende Untersuchungen eingeschränkt.

Die alleinige Anwendung des Ortsbefundes ist problematisch bzw. nicht zulässig bei:

- Vorliegen von (der in NÖ überwiegenden) Gütesituationen im Übergang von Klasse II zu Klasse II-III/III,
- wenn die physiographische Situation die saprobiell bedingte Sauerstoffzehrung überlagert und
- wenn die saprobielle Belastung nicht die dominierende Einflußgröße darstellt.

Diese rigorose Einschränkung ist mit der Tatsache erklärbar, daß im Falle des Ortsbefundes lediglich höhere taxonomische Einheiten erfaßt werden können und Feinsedimentbewohner und kleine Evertebratenformen stets unberücksichtigt bleiben.

Besonders problematisch gestaltet sich der alleinige Einsatz des Ortsbefundes im Falle organismenarmer Gewässer, wie sie z.B. häufig im Weinviertel zu finden sind. Hier ist der Lebensraum durch Begradigung, fehlende Pufferstreifen zu intensiv agrarwirtschaftlich genutzten Flächen und dadurch bedingten Schlammablagerungen im Gewässer, gestörte Abflußverhältnisse etc. zuweilen derart besiedlungsfeindlich, daß eine Verarmung der Artenvielfalt zu beobachten ist. Hier wird es auf Grund fehlender geeigneter Organismen oft sehr schwierig, ja unmöglich eine Güteeinstufung vorzunehmen.

Weiters läßt sich empirisch belegen, daß die Nichtberücksichtigung der Oligochaeten und der Chironomiden zu Abweichungen des Saprobienindex bis zu einer halben Gütestufe führen kann (Hinteregger, H.: Referat im Rahmen der Präsentation des Vorschlages der Richtlinie zur Feststellung der saprobiologischen Gewässergüte von Fließgewässern in Wien im Oktober 1997). Diese Gruppen bleiben im Ortsbefund stets unberücksichtigt.

Darüber hinaus erschweren hydrologische und strukturelle Einflußgrößen die Beurteilung der saprobiellen Gewässergüte oder führen bisweilen zu Fehlinterpretationen.

In Folge drohen zwar bereits gewässerökologisch relevante aber im Ortsbefund nicht erfaßbare, saprobielle Einflüsse unentdeckt zu bleiben. Darüber hinaus ist auf Grund der oben erwähnten methodischen Unsicherheiten im Falle des alleinigen Einsatzes des Ortsbefundes zur Überprüfung von Kläranlagen, mit etlichen Forderungen nach den „aufwendigeren“ Ergänzungsuntersuchungen zu rechnen. Ob dann diese tatsächlich durch den Kläranlageneinfluß oder aber „nur“ durch methodische Unsicherheiten notwendig wurden, kann erst durch diese ausgesagt werden. Damit relativieren sich aber die erhofften finanziellen Einsparungen. Die Kostentragung der Untersuchung bei nachweislicher Entlastung der Kläranlage ist ebenso ungeklärt.

### **4.3 EDV-technische Datenverwaltung nur bei gesicherter Datenqualität**

Ein weiterer aus meiner Sicht wesentlicher Punkt, ist die Verwendbarkeit von Untersuchungen als Basis für den Einsatz in einer EDV-Datenbank z. B. als Basis für wasserwirtschaftliche Überlegungen. Auf Grund der großen methodischen Unsicherheiten bei alleinigem Einsatz der Grobbeurteilung (Ortsbefund) zur Überprüfung der Einwirkung von Kläranlagen auf Fließgewässer, erfüllen die Untersuchungsergebnisse nicht die Qualitätskriterien für den oben skizzierten vielfältigen Einsatz. Mögliche Synergieeffekte durch einen breiteren Einsatz von vorhandenen Daten sollten jedoch nicht unbeachtet bleiben. Eventuell rechnet sich der finanzielle Mehraufwand letztendlich auch volkswirtschaftlich.

## **5 Aussichten**

Wie gezeigt, ist der alleinige Einsatz einer Feldmethode in Form der in NÖ angewandten Grobeinstufung zur Bestimmung der saprobiellen Gewässergüte zur Beurteilung der Einwirkung von Kläranlageneinleitungen auf Fließgewässer problematisch. Die derzeit geübte Vorgangsweise wird entsprechend ihres Für (Kostensparnis) und Wider (Methodenunschärfe) erneut diskutiert werden müssen.

Als Alternative stünde etwa eine seitens des Wasserberechtigten durchgeführte Untersuchung der saprobiellen Gewässergüte im Umfang der landeseigenen Erhebung oberhalb und unterhalb der Einleitung zur Verfügung. Mit zeitlich dazwischen geschalteten landeseigenen Untersuchungen unterhalb der Kläranlage könnte diese durchaus auch in größeren Zeitintervallen erfolgen. Mit erheblichem finanziellen Mehraufwand ist bei gleichzeitig deutlich gesteigerter Datenqualität nicht zu rechnen.

## **6 Literatur**

Chovanec, A. et. al (1994) Anforderungen an die Erhebung und Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern - eine Diskussionsgrundlage. Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft, Jahrgang 46, Heft 11/12  
BGBl.Nr. 215/1959 Wasserrechtsgesetz - WRG 1959, in der jeweils geltenden Fassung

- Richtlinie des Bundesministeriums für Land- Forstwirtschaft zur Feststellung der saprobiologischen Gewässergüte von Fließgewässern, Diskussionsentwurf des Überarbeitung, Stand März 1998
- Flächendeckende Abwasserentsorgung NÖ (FANÖ), unveröff. Studie des Amtes der NÖ Landesregierung, Abt. Siedlungswasserwirtschaft und Wasserwirtschaft, Wien 1995
- Moog, O. (1995) Abwasserreinigung - Probleme bei der Umsetzung des Wasserrechtssgesetzes. Wr Mittl. Bd. 125, Wien 1995
- ÖNORM M6232 Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern
- Sachstand des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft zur Immissionsregelung, §33d WRG, ZI 16.455/55-I B/94, Wien 1994
- Vorläufiger Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern (ImRL), Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien 1987
- Wasserrahmenrichtlinie der EU, interinstitutionelles Dossier Nr. 97/0067 (SYN), Dezember 1997

Dr. Gerhard Käfel

Amt der NÖ Landesregierung, Abt. Wasserwirtschaft

Landhausplatz 1  
3109 St.Pölten

Tel: 02742 / 200 / 4729

Fax: 02742 / 200 / 4090

Email: gerhard.kaefel@noel.gv.at

# Mengen, Qualitäten und Stoffflüsse der niederösterreichischen Klärschlämme

P. Allen

Abteilung Wasserwirtschaft, Amt der NÖ Landesregierung

## 1 Allgemeines und Intentionen

In Niederösterreich werden seit dem Jahr 1990 verstärkt Bestrebungen unternommen, die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung auszuweiten. Nicht alleine die regionalen Voraussetzungen unseres Bundeslandes gaben zu diesem Entschluß Anlaß, auch erfolgreiche Beispiele in anderen Bundesländern, aber auch im benachbarten Deutschland begleiteten zuversichtlich den Start dieses Landeskzeptes. Um das Potential qualitativ entsprechenden Klärschlammes abzuschätzen, wurde im Jahr 1991 durch die Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft eine vertiefte Erhebung der kommunalen und industriellen Klärschlammengen Niederösterreichs im Auftrag der Abteilung Wasserwirtschaft durchgeführt. Als weitere Basisdaten wurden im Jahre 1994 die Qualitäten der niederösterreichischen Klärschlämme im Zuge einer flächendeckenden Probenahme und Beprobung bei allen relevanten kommunalen Kläranlagen Niederösterreichs erhoben. Die 1991 im Rahmen der " Studie über die ökologischen Zielsetzungen und Möglichkeiten der Verwertung und Entsorgung von Klärschlamm in Niederösterreich " (Universität für Bodenkultur, Technische Universität Wien) errechneten Klärschlammengen und die 1994 durch die NÖ Umweltschutzanstalt erhobenen Qualitäten waren die der Novelle der Niederösterreichischen Klärschlammverordnung 1994 zugrundeliegenden Daten.

Nach einer rund 2-jährigen Umsetzungsphase des Landeskzeptes und der Landesverordnung wurde das Interesse nach konkreteren Zahlen von Anfallsmengen, Qualitäten, Entsorgungs- und Verwertungswegen, aber auch

nach einer Erfolgsbilanz durch die Umsetzung der ab 1991 erlassenen branchenspezifischen Abwasseremissionsverordnungen (AEVO) des BMfLF laut.

Die Gewässeraufsicht NÖ's ist seit 1996 mit der Projektleitung des Klärschlammkonzeptes betraut, setzte sich für das Jahr 1997 das Ziel, im Rahmen eines 4 Monate dauernden Schwerpunktprogrammes alle bislang erfaßten kommunalen Abwasserreinigungsanlagen der Abwasserdatenbank NÖ (Ziv.Ing. Dipl.Ing. Rohrhofer, 1995) ab einer Ausbaugröße von 50 EGW vor Ort zu überprüfen und detailgenau die Anfallsmengen und Entsorgungswege des kommunalen Klärschlammes zu erheben.

Verbindend mit dieser Vororterhebung wurde auch der Wartungs- und Bauzustand der Abwasserreinigungsanlagen einzeln erhoben, um in der Folge eine Betriebsoptimierung durch Amtssachverständige des Landes bzw. der Gewässeraufsicht zu ermöglichen.

Im Zuge des Schwerpunktprogrammes 1997 der Gewässeraufsicht NÖ wurden 361 kommunale Abwasserreinigungsanlagen überprüft und die dabei erhobenen Daten von Klärschlammfall und Verwertungs-/Entsorgungspfade nach Plausibilitätsprüfung EDV-mäßig erfaßt (Klärschlammdatenbank NÖ, Ziv.Ing. Dipl.Ing. Rohrhofer 1997).

Die Plausibilitätsprüfung erfolgte nach einem von Dipl.Ing. Dr. Dietmar Moser (Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft) erstellten Berechnungsformulares, welches anhand empirischer Werte die zwingend anfallende Klärschlammmenge unter Zuhilfenahme der durchschnittlichen Zulauffracht der jeweiligen Kläranlage abschätzen läßt. Weitere Eingangsdaten der Plausibilitätsprüfung waren das vorhandene Abwasserreinigungssystem (mechanisch-biologisch, Scheibentauchkörper, Tropfkörper, Abwasserteich, Biologie oder kombinierte Systeme) sowie die spezifische Belastung der jeweiligen Anlage und die Menge der eingesetzten Zuschlagsstoffe (Fällungsmittel/Konditionierungsmittel).

So ließ sich neben einer Beurteilung der Angaben der Anlagenbetreiber das Ausmaß an Fehlmengen von Klärschlamm ermitteln, wo keine konkreten Angaben erhoben werden konnten (siehe Spalte "Keine Nachweise").

Das Verfahren Plausibilitätsprüfung beruht auf das Abschätzungsverfahren, welches durch die Technische Universität Wien in der Studie 1991 zur Anwendung kam.

Der Anteil aus industriellem Klärschlamm (biologischer Überschußschlamm betrieblicher oder industrieller Direkt- bzw. Indirekteinleiter) wurde in einem zweiten Erhebungszyklus erfaßt. Aufgrund der zumeist sehr guten Datenstruktur bei den betrieblichen bzw. industriellen Anlagenbetreibern wurde für diese Erhebung eine postalische Abfrage mittels Fragebogen gewählt. Diese Leistung wurde von der Gewässeraufsicht an das Technische Büro, wpa, Ingenieurbüro für Bodenkunde und technische Chemie GmbH. vergeben.

## **2 Anfallsmengen 1991 bis 1997**

Im Dezember 1990 und Jänner 1991 wurde von Mitarbeitern des Institutes für Wassergüte und Landschaftswasserbau der TU Wien mit insgesamt 70 Kläranlagen Kontakt aufgenommen. Dabei wurden alle Kläranlagen erfaßt, deren durchschnittliche Zulauffracht derzeit mindestens 500 kg CSB/d, dies entspricht etwa 4.500 EGW, beträgt. Zusätzlich wurden alle Kläranlagen erfaßt, die auf mindestens 10.000 EGW ausgelegt waren, zu dieser Zeit jedoch mit weniger als 500 kg CSB/d im Jahresmittel belastet waren (die durchschnittliche Belastung einer Kläranlage wird im allgemeinen immer kleiner sein als der Anschlußgrad, und daher auch kleiner als die Ausbaugröße bei ausgelasteten Anlagen!). Dabei wurden außer der Zulauffracht und dem Klärschlammanfall auch die Verfahrensweise der Abwasserreinigung und der Schlammbehandlung sowie die derzeitige Praxis der Klärschlammentsorgung erhoben. Es wurde davon ausgegangen, daß die Kläranlagen mit einer Zulauffracht im Jahresdurchschnitt von mindestens 500 kg CSB/d wesentlich mehr als die Hälfte der derzeit insgesamt im Land NÖ in Kläranlagen anfallenden Schmutzfracht entfernen. Daher wurde angenommen, daß in diesen Kläranlagen auch mehr als die Hälfte des Klärschlammes anfällt. Bei der Ermittlung der Zulauffracht bzw. des Schlammanfalls aus Industriekläranlagen war das Institut für Wassergüte weitgehend auf die Angaben der Betreiber angewiesen, da aufgrund der speziellen Zusammensetzung von Industrieabwasser (im Gegensatz zu den \*kommunalen Kläranlagen) nur ein geringer Zusammenhang zwischen CSB-Fracht im Zulauf und Schlammanfall besteht.

## 2.1 Situation 1991

Klärschlammanfall kommunal: 18.400 tTS/a (ohne Schlammkonditionierungsmittel!)

Klärschlammanfall Industrie: 35.100 tTS/a

---

**Gesamtaufkommen 1991: 53.500 tTS/a**

In der aus dem Jahre 1991 durchgeführten Hochrechnung wurden neben den damals aktuellen Anfallsmengen aus Industrie und Kommunen auch die zukünftigen Anfallsmengen unter Berücksichtigung der verordnungsgemäßen Anpassung der bestehenden Anlagen und dem zu erwartenden Anschlußgrad abgeschätzt.

## 2.2 Zukünftige Anfallsmengen NÖ (aus Abschätzung TU 1991):

Klärschlammanfall kommunal: 35.500 tTS/a (ohne Schlammkonditionierungsmittel!)

Klärschlammanfall Industrie: 38.500 tTS/a

---

**Gesamtaufkommen zuk.: 74.000 tTS/a**

Die Daten von 361 kommunalen Kläranlagen im Jahre 1997, abweichend von der Erhebungsform 1991, wurden von der Gewässeraufsicht vorort erhoben und einer anschließenden Plausibilitätsprüfung, analog der Methodik der Abschätzung 1991 (TU Wien) durchgeführt. Es wurde bei den kommunalen Anlagen der Klärschlammanfall inklusive Schlammkonditionierungsmittel (Kalk, Eisenverbindungen, Polymer) erhoben und bei den Industrieanlagen der biologische Überschussschlammanfall der Zuckerindustrie jedoch ohne Erdschlamm) mit erhoben.

Die Überschussschlammmengen der Zitronensäurefabrik Jungbunzlauer in Pernhofen (7.500 bis 9.000 tTS/a) wurde in der Erhebung der Gewässeraufsicht nicht berücksichtigt, da diese Schlämme zwischenzeitlich zu einem eingetragenen Handelsdünger "Citrosol" weiterverarbeitet werden und somit nicht als Klärschlamm im Sinne des NÖ BSG bzw. Abfall im Sinne des AWG gelten.

Als maßgeblich wurden 57 Industriekläranlagen aus der betrieblichen Abwasserdatenbank des Landes (PAWA, Ziv.Ing. Trugina, 1998) ausgewiesen.



### 2.3 Situation 1997:

Klärschlammanfall kommunal: rd. 40.000 tTS/a(inkl. Schlammkonditionierungsmittel!)

Klärschlammanfall Industrie: rd. 28.000 tTS/a (ohne Anteil Jungbunzlauer)

---

**Gesamtaufkommen 1997: rd. 68.000 tTS/a**

Der Vergleich der Daten (Abschätzung TU 1991 und zukünftig) und den Erhebungsdaten der Gewässeraufsicht 1997 zeigt eine gute Übereinstimmung und die derzeitige Position von Ausbauzustand und Anschlußgrad der Abwasserentsorgungseinheiten in NÖ.

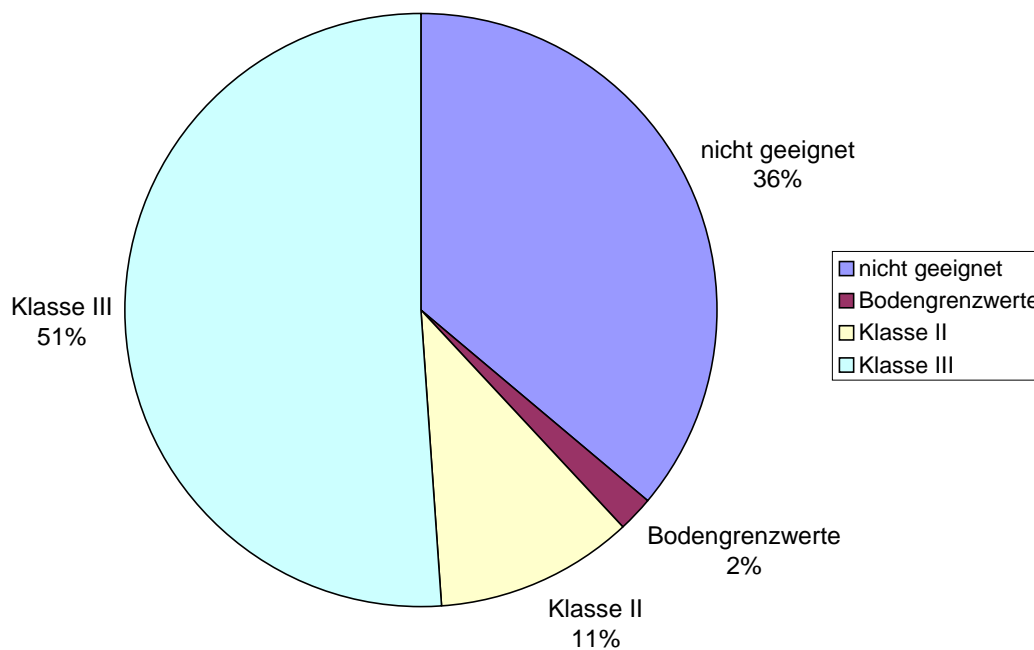
## 3 Qualitäten und Verwertungs-/Entsorgungswege

Die folgende Entwicklung der Klärschlammqualitäten und Verwertungspfade sind selbsterklärend und spiegeln einerseits die Bemühungen des Landes NÖ's in der Förderung der landwirtschaftlichen Verwertung entsprechender Klärschlämme wieder sowie das Wirksamwerden von Schadstoffvermeidungsmaßnahmen in Industrie und Haushalt, aber auch die Früchte der Umsetzung der Bundesabwasseremissionsverordnungen für Betriebe.

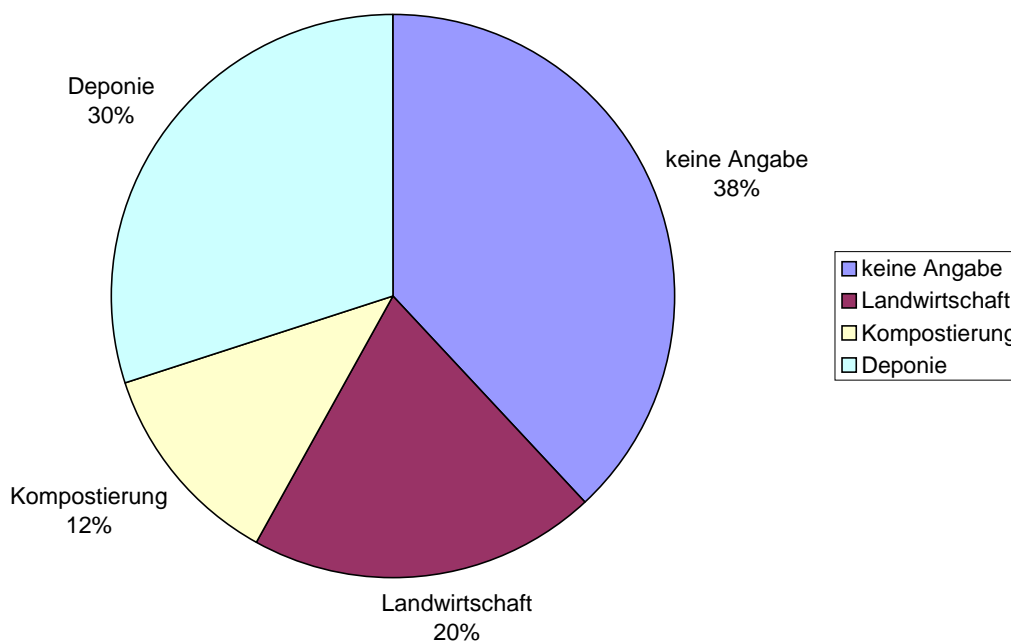
### 3.1 Situation 1991:

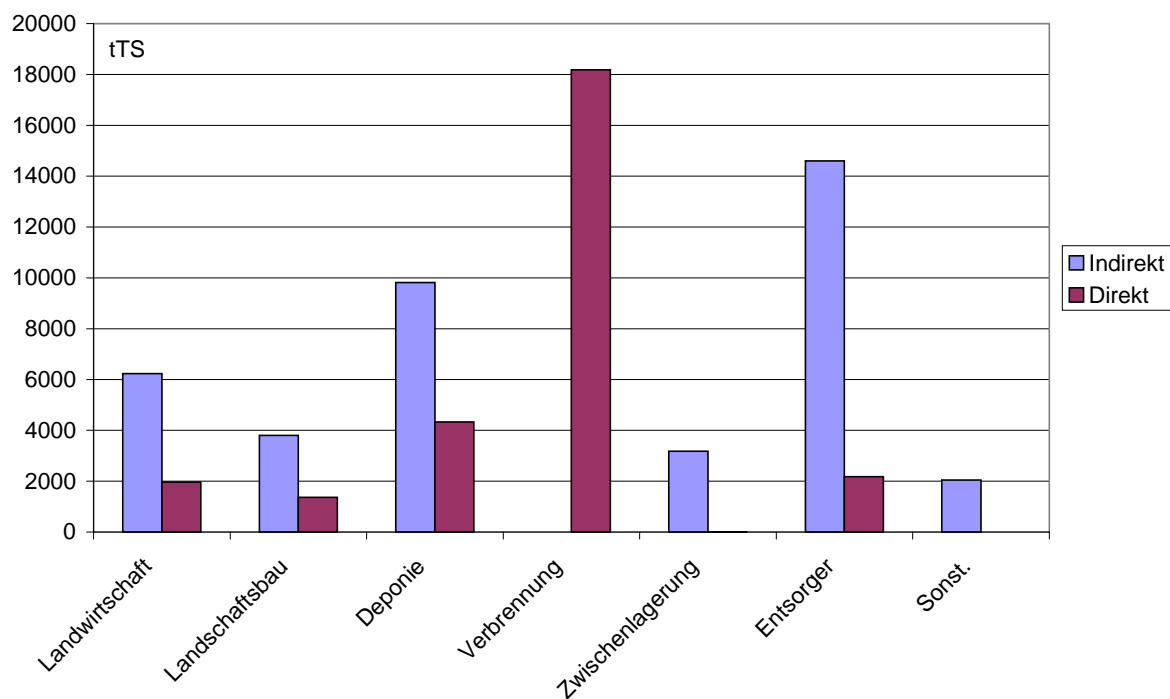
Entsorgungswege	kommunale ARA's	Kommunal + Industrie
Deponierung	53 %	72 %
Landwirtschaft	12 %	4 %
Landschaftsbau	6 %	2 %
Kompostierung	3 %	1 %
Zwischenlagerung ARA	26 %	9 %
Verbrennung	0 %'	12 %

### Klärschlammqualität NÖ 1994



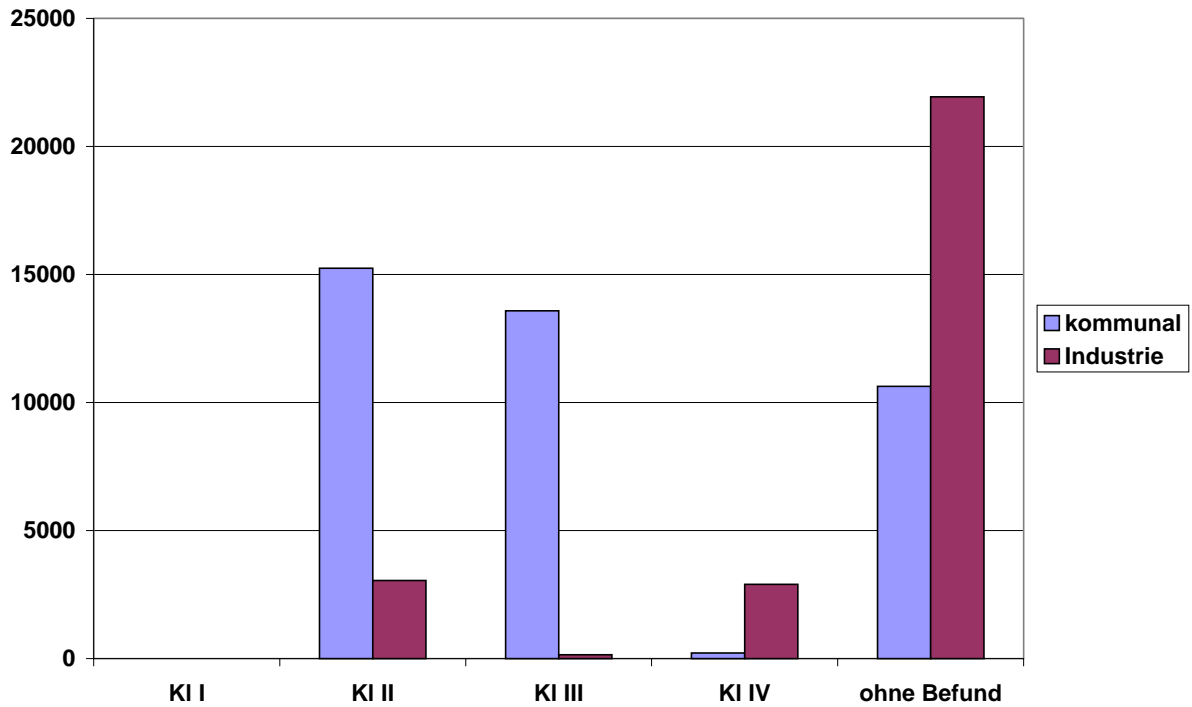
### Klärschlammverwertung NÖ 1994





### Klärschlamm Entsorgung / Verwertung Direkt- Indirekteinleiter 1996

tTS	Landwirtschaft	Landschaftsbau	Deponie	Verbrennung	Zwischenlagerung	Entsorger	Sonst.	Summe
Indirekt	6232	3800	9816	0	3182	14600	2046	<b>39676</b>
Direkt	1966	1366	4328	18181	6	2178	0	<b>28025</b>
<b>Summe</b>	<b>8198</b>	<b>5166</b>	<b>14144</b>	<b>18181</b>	<b>3188</b>	<b>16778</b>	<b>2046</b>	<b>67701</b>



### Klärschlammqualität NÖ 1996

tTS	KI I	KI II	KI III	KI IV	ohne Befund	Summe
kommunal	0	15241	13581	222	10632	39676
Industrie	0	3045	150	2896	21934	28025
Gesamt	0	18286	13731	3118	32566	67701

### Klärschlamm Entsorgung / Verwertung Direkteinleiter 1996

Vorklärschlamm Gesamt: Deponie: Verbrennung: Zement: Ziegel:

16.900 600 550 12.600 3150

Biologieschlamm Gesamt: Deponie: Verbrennung: Landwirtschaft: Landschaftsbau: Sonstiges:

11.200 3.700 1.900 2.000 1.400 2.200

## 4 Klärschlamm und Ökologie

Der Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft liegt der Gedanke zugrunde, organische Stoffe wieder in den Naturkreislauf zurückzuführen. Bei der Nutzung von Klärschlamm zu Düngezwecken steht dabei der Gehalt an den positiven Pflanzennährstoffen Stickstoff und Phosphor im Vordergrund. Die pflanzenbaulich günstigen Auswirkungen der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung sind durch zahlreiche Untersuchungen und langjährige Praxiserfahrungen belegt. Die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung entspricht im hohen Maße den Vorgaben der Kreislaufwirtschaft und ist ökologisch und ökonomisch als sinnvolles Verfahren zur Klärschlamm Entsorgung zu bezeichnen, da

- auf diese Weise kostbare Ressourcen sowohl auf Seiten der Allgemeinheit wie auch auf Seiten des Landwirtes geschont werden, da weniger Deponievolumen verbraucht wird und der Einsatz von Mineraldünger verringert werden kann;
- die Rückführung von organischem Material und von Nährstoffen in die Landwirtschaft ein Recyclingverfahren ist und den Gedanken der Kreislaufwirtschaft in die Praxis umsetzt,
- sie dem Verwertungsgebot des Gesetzgebers entspricht;
- die Verwertung in der Landwirtschaft ein Verfahren mit Langzeiterfahrung auf gesicherter Grundlage darstellt;
- leistungsfähige Organisationsformen und qualifizierte Dienstleistungsangebote in Verbindung mit einer effizienten Kontrolle die Umsetzung in die Praxis ohne erkennbarem Risiko für die Klärschlammherzeuger und -abnehmer ermöglichen;
- eine stoffliche Verwertung im Vergleich zu anderen Entsorgungspfaden kostengünstig zu verwirklichen ist;
- sie mit einem begleitenden Schadstoffvermeidungskonzept bei der Eintragsseite ein umweltstrategischer Ansatz ist, um Umweltbelastungen bereits im Vorfeld einzugrenzen.

## 5 Das Niederösterreichische Klärschlammverwertungskonzept

Unzureichende und oft falsche Informationen haben dazu geführt, daß die Akzeptanz Klärschlamm in der Landwirtschaft zu verwerten, trotz bestehender Anwendungssicherheit kaum zunimmt. So befürchtet der Landwirt, daß durch die im Klärschlamm vorhandenen Schadstoffe sein Boden langfristig so stark belastet wird, daß die Bodengrenzwerte überschritten werden und somit seine Produktionsgrundlage verlorenght. Diese Meinung wurde auch dadurch verstärkt, daß in das ÖPUL ein Klärschlammverwendungsverbot für einige Maßnahmen eingeführt wurde. Um dieser Strömung entgegenzuwirken, hat sich das Land Niederösterreich zum Ziel gesetzt ein Klärschlammkonzept zu entwickeln, das die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung durch Schadstoffminimierung forcieren soll.

In einem vierstufigen Prozeß

- Änderung der Klärschlammverordnung
- theoretisches Grundlagenprojekt
- Umsetzung in vier Modellabwassergemeinden
- Haftungsfonds und Kontrollsiegel

will man dieses Ziel erreichen.

Die Klärschlammverordnung wurde 1994 in Kraft gesetzt, das theoretische Projekt 1995 abgeschlossen und die Ergebnisse unter dem Titel „Klärschlammverwertung nach Schadstoffvermeidung“ publiziert. Die exemplarische, alle Erkenntnisse des theoretischen Studienteils nutzende Umsetzung in vier Modellabwassergemeinden ist angelaufen. Die Akzeptanz wurde bei den Landwirten hergestellt, sodaß in zwei Gemeinden bereits 100 % des Klärschlammaufkommens verwertet werden. Derzeit werden in den vier Modellgemeinden insgesamt mehr als 1600 t Trockensubstanz pro Jahr landwirtschaftlich verwertet, wobei jährlich eine deutliche Steigerung der ausgebrachten Mengen bei zunehmender Qualitätsverbesserung stattgefunden hat.

Aufgrund der Bestimmungen der Deponieverordnung, welche 1996 erlassen wurde, wird es ab 1. Jänner 2004 nicht mehr möglich sein wie bisher

Klärschlamm auf abfallwirtschaftlichen Einbahnwegen, ausschließlich von monetären Überlegungen geleitet, zu deponieren. Damit besteht aber in der nahen Zukunft eine große Hoffnung, daß letztlich auch die Kostenkluft zwischen Verwertung und Entsorgung (Verbrennung) zu einem größeren Umdenken zwingt.

## **6 Schadstoffminimierung**

In Niederösterreich wurde 1994, ausgehend von diesem Vorsatz, das Bodenschutzgesetz und die Klärschlammverordnung novelliert. Im NÖ Bodenschutzgesetz (LGBl. 6160-2) und der zugehörigen Klärschlammverordnung (LGBl. 6160/2-1) kommt zum Ausdruck, daß langfristig Klärschlämme in einer Qualitätsklasse angestrebt werden, deren Konzentrationen an Schadstoffen nicht wesentlich höher sein sollen, als die durchschnittlichen regionalen Oberbodengehalte. Da diese Zielqualität nur durch Aufklärungsarbeit, weitere Förderungsanreize und zusätzliche Verbote zur Schadstoffminimierung erreicht werden kann, wurde ein entsprechendes Umsetzungskonzept entwickelt. Dazu zählen die bereits eingeführten gesetzlichen Kontrollen der Klärschlämme auf organische und anorganische Schadstoffe, die Führung einer Schlagkartei sowie qualitätsorientierte Untersuchungsintervalle bei Klärschlämmen. Bei der Bodeneignungsprüfung wurde ein Bewertungsmodell für die Bodenempfindlichkeit gegenüber Schwemetalle, organische Schadstoffe und Grundwassergefährdung gesetzlich verankert.

Im Rahmen eines theoretischen Projektes über die Möglichkeiten zur weiteren Schadstoffminimierung werden die Grundlagen dargestellt, unter welchen Voraussetzungen bei gewissen Schadstoffen eine Reduktion bis hin zur Zielqualität erreicht werden kann bzw. bei welchen Schwermetallen die unvermeidbare Grundbelastung über diesen Werten liegt. In mehreren Pilotgemeinden werden die unterschiedlichen Maßnahmen zur jetzt schon möglichen Reduktion, beginnend von der Aufklärung im Haushalt über die Einbindung von Gewerbe und Industrie in den Verantwortungsbereich bis zur gezielten Kläranlagenbewirtschaftung vorgeführt. Von Poletschny (Bonn) wurde im Rahmen der Deutschen Restrisikodiskussion folgender Maßnahmenkatalog zur Risikominderung gefordert, welchem in NÖ bereits zum Teil entsprochen

wird und gleichzeitig die Grundlagen für die notwendigen weiteren Schritte vorgibt:

- Strenges Minimierungsgebot für Schadstoffe in Klärschlämmen in Richtung unvermeidbarer Grundbelastung,
- stichprobenartige Klärschlammprobenahme und Kontrolle bei der Ausbringung auf dem Feld,
- lückenlose Kontrolle der Lieferscheine und Nachweise für ordnungsgemäße Ausbringung von Klärschlämmen,
- stichprobenartige Aufwuchsuntersuchungen auf langjährig beschlammten Flächen,
- regelmäßige Übersichtsanalysen über weitere mögliche potentielle Schadstoffe,
- erweiterte Analysen auf weitere organische Schad- und Fremdstoffe und
- Ursachenforschung bzw. Ausschluß von Klärschlämmen mit stark erhöhten Anteilen an nicht untersuchungspflichtigen Schad- und Fremdstoffen von der Verwertung.

## **7 Maßnahmen zur Reduktion von Schwermetallemissionen; Ergebnisse aus den Modellgemeinden**

### **7.1 Schwermetall-Bilanz nach Vermeidung:**

Nachfolgend wird anhand von Praxisbeispielen aus 3 Klärschlammmodellgemeinden NÖ's versucht, sowohl einen möglichen Endzustand (Langfristiges Szenario) unter Ausnutzung aller Verringerungspotentiale für den Eintrag von Schwermetallen als auch ein realistisches, innerhalb von 10 Jahren umsetzbares Szenario darzustellen. In den folgenden Tabellen wird der abgeschätzte Schadstoffeintrag 1995 (Tab. 1), der 1996 gemessene (Tab. 3) und der zukünftig erreichbare sowie der ideale Endzustand (Tab. 1, 2, 3) gegenübergestellt.

Der Endzustand verlangt in dieser Gemeinde entweder die Änderung des Entwässerungs-systems auf Trennkanalisation oder den Austausch von zink- und kupferhältigen Dach-blechen und Leitungen. Während im Trennsystem nur



eine Verlagerung der Schwermetall-frachten in andere Umweltkompartimente erfolgt, könnte der Austausch die emittierte Fracht verhindern. Im realistischen Szenario hingegen wurde in einem Zeitraum von rund 5 - 10 Jahren unterstellt, daß alle punktförmigen Emissionen auf ein Minimum reduziert werden können und bei Neu- und Umbauten Bleche und Rohre mit geringen Emissionen zum Einsatz kommen.

## 7.2 Ländliche Gemeinde im Bezirk Scheibbs mit Zn und Hg-Belastungen im Klärschlamm:

Nachfolgend werden die Ergebnisse unter den obigen Annahmen für eine der NÖ Modell-gemeinden dargestellt. Neben Haushalt und ortsüblichen Gewerbe ist ein bedeutender Profilblecherzeuger (Zn) ansässig.

Tabelle 1: Schwermetallemissionen 1995 und in den Szenarien

	Berechnung 1995		Mittelfristiges Szenario
Zn-Emissionen kg/Jahr	kg/Jahr	kg/Jahr	kg/Jahr
Haushalt	24,2	21,2	23,0
Diffuse Einleitung 56,5	0	15,0	
Gewerbe ohne Indust,8	1	1,3	
Metallindustriebet,7,5	0	7,0	
<b>Summe</b>	<b>&gt;90,0</b>	<b>22,2</b>	<b>45,0</b>

### Cu-Emissionen

Haushalt	4,4	2,4	3,4
Diffuse Einleitung 4,1	0	2,7	
Gewerbe	0,5	0,2	0,4
<b>Summe Cu</b>	<b>9,0</b>	<b>2,6</b>	<b>6,5</b>

**Cd-Emissionen**

Haushalt	0,07	0,055	0,060
Diffuse Einleitung	0,045	0	0,030
Gewerbe	0,090	0,045	0,060
<b>Summe Cd</b>	<b>0,205</b>	<b>0,100</b>	<b>0,150</b>

**Pb-Emissionen**

Haushalt	1,2	0,8	1,0
Diffuse Einleitung	0,3	0	0,2
Gewerbe	0,5	0,2	0,4
<b>Summe Pb</b>	<b>2,0</b>	<b>1,0</b>	<b>1,6</b>

Tabelle 2: Reduktionsmöglichkeiten

	<b>langfristiges Szenario</b>	<b>mittelfristiges Szenario</b>
	<b>Reduktion in % im Vergleich zur Berechnung 1995</b>	
Zink	> 75	< 50
Kupfer	71	28
Cadmium	50	25
Blei	50	20

Weiters wird gezeigt, wo man sich heute auf dem Weg zu einem schadstoffarmen Klärschlamm befindet, indem die errechneten Zulauffrachten den mittels Stoffstromanalyse ermittelten Frachten in den beiden Szenarien gegenübergestellt werden. Diese Gegenüberstellung ist der folgenden Tabelle zu entnehmen.

Tabelle 3: Frachtvergleich

	<b>Fracht gemessen 3.1996-3.1997*</b>	<b>Berechnung 1995</b>	<b>Langfristiges Szenario</b>	<b>Mittelfristiges Szenario</b>
	durchschnittliche Jahresfrachten in kg			
Zink	50-71,5	> 90	22,2	45
Kupfer	5,6-9,1	9,0	2,6	6,5
Cadmium	0,08-0,10	0,20	0,10	0,15
Blei	1,6-2,1	2,0	1,0	1,6
* Monatliche Messungen, Zulauf errechnet aus Ablauf plus Klärschlamm				

Dieser Vergleich zeigt, daß man bei den Zinkemissionen deutlich geringere Emissionen erreicht, als dies die theoretische Grundberechnung erwarten ließe. Dies kann einerseits daran liegen, daß die Korrosionsmengen überschätzt wurden und andererseits, daß die Informationsmaßnahmen Richtung Metallindustriebetrieb Früchte zeigte. Hingegen konnte bei Kupfer keine Frachtreduktion erreicht werden. Dies ist auch verständlich, da die Hauptfracht aus den diffusen Quellen (Dachflächen, Rohrleitungen) kommt. Bei Blei, welches stark aus dem Schmutzeintrag kommt, ist die Fracht im Bereich der Erfassungsgenauigkeit. Die Bleireduktion ist jedoch generell geringer als bei Kupfer und Zink. Aus der Stoffbilanzierung im Vergleich zur tatsächlichen Fracht zeigt sich weiters, daß die Cadmiumfracht überschätzt wurde. Eine Zahnarztpraxis konnte für die erhöhten Quecksilberfrachten im Klärschlamm als Emissionsquelle mittels Sielhaul- und Abwasseruntersuchung detektiert werden. Ein Programm zur Reduktion der Emissionen durch Änderung der Praxis bei der Reinigung der Grobfilter vor dem Amalgamabscheider ist angelaufen. Falls dieses Programm zu geringe Vermeidungsmöglichkeiten ergibt, müssen Investitionen zur Optimierung der Abscheidertechnik in der Praxis durchgeführt werden.

### 7.3 Ländliche Weinbaugemeinde im Bezirk Tulln mit Kupferbelastungen im Klärschlamm

In den folgenden Ausführungen werden die Ergebnisse für die Kläranlage eines GAV mit relevantem Weinbaueinzugsgebiet (Kupfer) dargestellt.

Tabelle 4: Schwermetallemissionen 1995 und in den Szenarien

	Situation 1995	End-Szenario	realistisches Szenario
	kg/Jahr		
<b>Zn-Emissionen</b>			
Haushalt	26	21,5	23,0
Diffuse Einleitung	128	0,0	6,0
Gewerbe	2,8	1,5	2,0
<b>Summe Zn</b>	<b>156,8</b>	<b>23</b>	<b>31</b>

#### Cu-Emissionen

Haushalt	7,1	4,5	6,0
Diffuse Einleitung	10,6	0,0	7,0
Gewerbe	0,7	0,4	0,6
Weinbau	>30	3	15
<b>Summe Cu</b>	<b>&gt;48,4</b>	<b>7,9</b>	<b>28,6</b>

#### Cd-Emissionen

Haushalt	0,10	0,08	0,09
Diffuse Einleitung	0,06	0,0	0,03
Gewerbe	0,15	0,081	0,11
<b>Summe Cd</b>	<b>0,31</b>	<b>0,16</b>	<b>0,23</b>

**Pb-Emissionen**

Haushalt	1,7	1,1	1,5
Diffuse Einleitung	1,1	0,0	0,5
Gewerbe	0,57	0,4	0,6
<b>Summe Pb</b>	<b>3,5</b>	<b>1,5</b>	<b>2,6</b>

Tabelle 5: Reduktionsmöglichkeiten

	<b>End-Szenario</b>	<b>realistisches Szenario</b>
	Reduktion in % im Vergleich zur Situation 1995	
Zink	85	81
Kupfer	84	43
Cadmium	49	25
Blei	57	26

Weiters wird gezeigt, wo man heute auf dem Weg zu einem schadstoffarmen Klärschlamm liegt, indem die errechneten Zulauffrachten den mittels Stoffstromanalyse ermittelten Frachten in den beiden Szenarien gegenübergestellt werden. Diese Gegenüberstellung ist der folgenden Tabelle zu entnehmen.

Tabelle 6: Frachtvergleich

	<b>Fracht im September 1994</b>	<b>Fracht gemessen 3. 1996- 3.1997*</b>	<b>Berechnung 1995</b>	<b>End- Szenario</b>	<b>realistisches Szenario</b>
	durchschnittliche Tagesfrachten in g/d				
Zink	239	236309	429	63	85
Kupfer	199	71 - 78	>137	22	78
Cadmium	n.a.	0,55-0,64	0,85	0,44	0,63
Blei	n.a.	11-12	9,6	4,1	7,1

\* Monatliche Messungen, Zulauf errechnet aus Ablauf plus Klärschlamm

Dieser Vergleich zeigt, daß die Kupferemissionen deutlich unter den theoretischen Berechnungen liegt. Da auch die Messungen 1996/97 eine deutliche Reduktion gegenüber der Startmessung 1994 zeigt, kann nicht nur eine Überschätzung der Korrosionsrate vorliegen. Vielmehr kann die Aussage gemacht werden, daß sich die Informationsmaßnahmen Richtung Weinbauern bezahlt gemacht haben. Es soll aber nicht unerwähnt bleiben, daß auch das Förderprogramm zur Ökologisierung der Landwirtschaft gemäß EU-Verordnung 2078/92 (ÖPUL) zu dieser Tendenz beigetragen hat, da viele Weinbauern an diesem Programm teilnehmen und nun Aufzeichnungen über den Verbleib der Kellereirückstände (Hefetrüb, Trester, Trüb aus Böckersschönung) führen müssen und daher vermehrt diese Produkte rückführen. Hingegen konnte bei Zink keine Frachtreduktion erreicht werden. Dies ist auch verständlich, da die Hauptfracht aus den diffusen Quellen (Dachflächen, Rohrleitungen) stammt. Da keine kurzfristigen Maßnahmen zu setzen sind, kann es zu keiner Reduktion kommen. Vielmehr wird bei vermehrten Anschluß die Fracht zunehmen. Bei Blei und Cadmium gab es keine Erstuntersuchung. Aus der Stoffbilanzierung im Vergleich zur tatsächlichen Fracht zeigt sich, daß die Cadmiumfracht überschätzt, wogegen die Bleifracht leicht unterschätzt wurde.

#### **7.4 Beispiele für Schadstoffreduktion bei Indirekteinleitern einer städtischen Modellgemeinde:**

##### **7.4.1 Reduktion von Chromemissionen bei einem Farbenhersteller:**

In einer städtischen Modellgemeinde wurde ein Unternehmen ausfindig gemacht, welches Chrom zur Herstellung von Bauschutzfarben verwendet. Diese Farben werden diskontinuierlich hergestellt. Nach Herstellung der jeweiligen Menge wurden der Mischreaktor sowie alle Förderapparate einer Wäsche unterzogen. Die anhaftenden Farbpigmente, somit auch die chromhaltigen gelangten damit ins Abwasser. Heute wird die Wäsche folgendermaßen durchgeführt. Die Waschwässer werden jedoch in Containern aufgefangen und bis zur nächsten Produktion aufgehoben. Damit wird die Schwermetallfracht reduziert und der Betrieb erspart sich Rohstoffe. Die Personalmehrkosten werden damit abgedeckt.

#### 7.4.2 Reduktion von Chromeintrag durch Änderung der Fällungsmittel bei einem Fettabscheider:

Ein Schlachtbetrieb in der städtischen Modellgemeinde flotiert seine Fettabfälle aus dem Abwasser und übergibt den Flotatschlamm an die Kläranlage zur Weiterverarbeitung. Als Hilfsmittel wird eine Eisenchloridlösung zugesetzt. Untersuchungen des Flotatschlammes zeigten hohe Chromwerte. Durch eine Umstellung auf ein schwermetallarmes Hilfsmittel konnte dieser Eintragspfad reduziert werden. Die Kosten beim Schlachtbetrieb sind gleich geblieben. Da diese Hilfsmittel auch auf Kläranlagen für die Phosphorentfernung eingesetzt werden, sollten alle Betreiber darauf achten, daß sie schwermetallarme Hilfsmittel einsetzen. Diese sind meist zu gleichen Kosten am Markt erhältlich.

#### 7.4.3 Reduktion von Schwermetallemissionen durch Verringerung des Staubeintrages:

In einer städtischen Modellgemeinde befindet sich ein großer Altmetallsortierer und -aufbereiter. Bei den mechanischen Bearbeitungen fallen Späne und Stäube an. Diese verteilen sich auf die Manipulationsflächen. Untersuchungen dieser Staube haben hohe Schwermetallkonzentrationen (Cd) ergeben. Seit Bekanntwerden dieser Daten wird nun einmal wöchentlich die gesamte Manipulationsfläche mittels Kehrmaschine gereinigt. Die durchschnittlich gesammelte Staubmenge beläuft sich auf rund 440 kg pro Woche. Da mit Wasser gekehrt wird, beträgt die Trockensubstanz etwa 50 %. Berechnungen haben gezeigt, daß durch diese Staubmengen Frachten zurückgehalten werden, die besonders bei Starkregenereignissen in die Kläranlage gelangen könnten, die zwischen 20 und 50 % der Gesamtfracht zur Kläranlage ausmachen. Das Unternehmen muß zwar nun die wöchentlich gesammelten Stäube entsorgen, hat jedoch den Vorteil, daß nun der Sandfang, der vor der Einleitung in die Kanalisation errichtet wurde, weniger oft gewartet und gereinigt werden muß. Die Kostenvergleiche können erst nach einem Jahresbetrieb erfaßt werden.

#### 7.4.4 Quecksilberemissionsminderung durch Änderung der Managementpraxis:

Trotz eines funktionierten Amalgamabscheider, der zwar durch die verwendete Wasserringpumpe, die erhöhte Wassermengen benötigt, nicht dem neusten Stand entspricht, war der Klärschlamm einer ländlichen Modellgemeinde wiederholt mit Quecksilber so stark belastet, daß er nicht mehr der Klärschlammklasse 11 gem. NÖ KSVO entsprach. Nach mehreren Begehungen sowie Vergleiche mit anderen Praxen konnte festgestellt werden, daß in dieser Praxis ein schwerwiegender Bedienungsfehler vorlag. Einem Amalgamabscheider sind immer Siebe zur Abscheidung von Grobsubstanzen vorgeschaltet.

Diese Siebe werden üblicherweise einmal pro Tag aus Hygienegründen und zur Verhinderung von Verstopfungen gereinigt. In der Praxis erfolgte diese Reinigung über zwei Handwaschbecken, die natürlich nicht an den Abscheider angeschlossen waren. Dadurch gelangten größere Amalgamstücke in die Kanalisation und ergaben die hohen Quecksilberwerte.

Zur Verhinderung dieses Eintrages wurde die Reinigung der Grobfilter in der Praxis wie folgt umgestellt:

Nach dem letzten Patienten am Tag werden die Speischalen durchgewaschen, wodurch die restlichen Feinstoffe aus dem Filter in den Abscheider gelangen. Nun wird der Filter herausgenommen und die Feststoffe auf ein vorbereitetes Papierhandtuch geleert. Mittels Pinzette werden die Amalgamreste herausgenommen und in einen mit Wasser gefüllten Behälter gegeben. Die restlichen Feststoffe werden gemeinsam mit dem Papierhandtuch dem Hausmüll zugeführt. Da vor der Herausnahme der Filter die Feinteile durchgewaschen wurden, kann nun der Filter ohne Umweltgefährdung am Handwaschbecken ausgewaschen werden.

Eine Alternative zu den oben erwähnten einfachen (händischen) Vermeidungsmaßnahmen stellt jeweils die Anordnung einer nachgeschalteten chemisch-physikalischen Abwasservorreinigungsanlage bzw. Filter nach dem Stand der Technik dar.



## **8 Ausstattungsgang NÖ Zahnärzte und Dentisten Erhebung 1995**

Die Erfahrungen aus den Modellgemeinden waren nicht zuletzt Anlaß, eine gezielte Erhebung des Ausstattungsgrades der Zahnarzt- und Dentistenpraxen NÖ's hinsichtlich einer gesetzeskonformen Vorreinigung amalgarnhaltiger Abwässer (Amalgamerlaß, AEVO medizinischer Bereich) durchzuführen. Im Jahre 1995 wurde von der Gewässeraufsicht eine Fragebogenerhebung über den Vorreinigungsstandard der NÖ Zahnärzte- und Dentistenpraxen durchgeführt. In Koordination mit der NÖ Zahnärzte- und Dentistenkammer wurden in mehreren Sequenzen die Praxen angeschrieben und auch stichprobenartig kontrolliert. Das Ergebnis zeigt einen sehr geringen Anteil nicht entsprechender Praxen. Die Erfahrung aus den Modellgemeinden und weiterer lehrte, daß vielmehr eine fachlich entsprechende Wartung der Abscheideranlagen den wesentlichen Schadstoffrückhalt bewirkt. Hier besteht noch Schulungsbedarf/Informationsbedarf

## **9 Anforderungen an den Klärschlamm gemäß NÖ Klärschlammverordnung**

Um gemäß der NÖ Klärschlammverordnung Klärschlamm landwirtschaftlich verwerten zu können, müssen vom Kläranlagenbetreiber folgende Punkte beachtet werden.

### **9.1 Einwertung der Böden:**

Die Einwertung der Böden auf ihre Klärschlammaufbringungstauglichkeit erfolgt in 3 Stufen:

- Fachgerechte Bodenprobennahme
- Einwertung nach Bodeneignungsklassen
- Analyse des Bodens auf Schwermetalle, Bodenkennwerte und Nährstoffe.

Für diese Einwertung müssen repräsentative Proben gezogen werden, wobei für einheitlich genutzte Schläge bis 5 ha eine Mischprobe ausreicht. Die Analyse

der Bodenkennwerte und Nährstoffe muß alle 5 Jahre wiederholt werden, jene der Schwermetalle alle 10 Jahre

## **9.2 Analyse des Klärschlammes:**

Klärschlamm muß in Abhängigkeit von der Anlagengröße und der Qualität alle 3 Monate (Anlagen größer 50.000 EGW mit Klärschlammklasse III) bis alle 10 Jahre (Anlagen kleiner 500 EGW mit Klärschlammklasse I) auf Schwermetalle und AOX analysiert werden. Die organischen Schadstoffe PCB sowie Dioxine und Furane müssen für alle Kläranlagen, unabhängig von ihrer Größe, mit Klärschlammklasse II und III alle 2 Jahre, mit Klärschlammklasse I alle 10 Jahre analysiert werden.

## **9.3 Kontrolle der Aufbringung:**

Der Kläranlagenbetreiber ist verpflichtet, 10 Jahre lang alle Daten aufzuheben, die notwendig sind, um eine der Verordnung entsprechende Aufbringung nachweisen zu können. Dazu gehören:

- Bodeneignungsbewertung auf Parzellenebene
- Bodenuntersuchungszeugnisse auf Parzellenebene
- Klärschlammzeugnisse
- Lieferschein für Klärschlammabgabe sowohl bei landwirtschaftlicher Verwertung (gemäß NÖ Klärschlammverordnung) wie auch bei nichtlandwirtschaftlicher Entsorgung (gemäß Abfallwirtschaftsgesetz)
- Schlagkartei für jene Flächen auf die Klärschlamm aufgebracht wurde
- Klärschlammaufbringungsvertrag zwischen Landwirt und Anlagenbetreiber.

## **10 Zusammenfassung**

Im Frühjahr 1997 wurden von der Gewässeraufsicht NÖ die Anfallsmengen und Entsorgungspfade von Klärschlämmen aus 3 61 kommunalen Kläranlagen NÖs, in der Folge von 57 Industriekläranlagen (Direkt- bzw. Indirekteinleiter mit biologischem Überschussschlamm) erhoben. Um die Plausibilität der Angaben

der Anlagenbetreiber zu prüfen, wurde die Erhebung vor Ort mit einer Anlagenkontrolle verbunden und der theoretische Klärschlammanfall jeder kommunalen Anlage abgeschätzt.

Als Ergebnis dieser Erhebung ergibt sich für NÖ ein Gesamtklärschlammanfall aus kommunalen Kläranlagen von rund 40.000 tTS/a, aus industriellen Anlagen von rund 29.000 tTS/a.

Von den auf Kläranlagen verfügbaren Befunden über die Qualität des Klärschlammes konnte festgestellt werden, daß rund 39 % des kommunalen Klärschlammes Niederösterreichs der Qualitätsklasse II der NÖ Klärschlammverordnung zuzuordnen sind, 36 % der Qualitätsklasse III, 1 % kamen im Bereich der Klasse IV zu liegen und für rd. 24 % des Klärschlammaufkommens war kein aktueller Befund verfügbar; demnach entsprach 52 % der untersuchten kommunalen Klärschlammmenge der Qualitätsklasse II der NÖ KSVO.

Im Vergleich zur Erhebung der Qualitäten kommunaler Klärschlämme NÖ's 1994 hat der Anteil an Schlämmen der Qualitätsklasse II von 11 % auf zumindest 39 % zugenommen; der Anteil nicht entsprechender Schlämme (Klasse IV) zumindest von 36 % auf 25 % abgenommen.

Von den derzeit in der Landwirtschaft verwerteten kommunalen Schlämmen entsprechen rund 50 % der Klärschlammklasse II, 50 % kommen in der Klasse III zu liegen.

Im Rahmen des NÖ Klärschlamm-pilotprojektes in 2 niederösterreichischen Städten und 2 ländlichen Gemeinden konnte sowohl eine Steigerung der landwirtschaftlich verwerteten Klärschlammmenge bei gleichzeitiger Schadstoffreduktion durch gezielte Information und Beratung durch Fachkräfte und ein engagiertes Vorgehen der politisch Verantwortlichen erreicht werden.

Die Lenkung des Schadstoffstroms-Klärschlamm führt im weiteren unweigerlich auch zu einer Offenlegung der Praktiken von Klärschlamm-sorgern und Klärschlamm-behandlern, sowie eine klare Definition der Anwendung von Klärschlamm im Landschaftsbau.

## 11 Literaturverzeichnis

- Poletschny Dr. H., Bonn, ATV-Bericht Nr. 44 „Bewertung und Absicherung des Restrisikos der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung“, 1994  
ATV-Veröffentlichung „Klärschlamm im Klartext“, Hennef, 1996  
ATV-Information „Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung“, Hennef, 1996  
Steinmüller Dr. H., ÖVAF „Klärschlamm und Landwirtschaft“, Umwelt und Gemeinde 1997  
Steinmüller Dr. H., ÖVAF, Endbericht Modellgemeinden NÖ, Pilotphase 1  
Leitbild der Abteilung Wasserwirtschaft des Amtes der NÖ Landesregierung, 1997  
Pollak Dipl.Ing., wpa, Ingenieurbüro für Bodenkunde und technische Chemie GmbH., „Klärschlammhebung industrieller und betrieblicher Direkt-/Indirekteinleiter mit biologischem Überschußschlamm“, 1998  
Universität für Bodenkultur Wien, Technische Universität Wien, „Studie über die ökologischen Zielsetzungen und Möglichkeiten der Verwertung und Entsorgung von Klärschlamm in NÖ“, 1991  
Ziv.Ing. Dipl.Ing. Rohrhofer „Abwasserdatenbank NÖ“, 1995  
Ziv.Ing. Dipl.Ing. Rohrhofer „Klärschlammdatenbank, kommunale Anlagen“, 1997  
Ziv.Ing. Dipl.Ing. Trugina "PAWA - Betriebliche Abwasserdatenbank NÖ", 1998  
Gewässeraufsicht NÖ Klärschlammhebung, 1997  
NÖ-Bodenschutzgesetz LGBl. 6160-2  
NÖ-Klärschlammverordnung LGBl. 6160/2-1

Dipl.Ing. Peter Allen

Amt der NÖ Landesregierung, Abt. Wasserwirtschaft

Landhausplatz 1  
3109 St.Pölten

Tel: 02742 / 200 / 4254  
Fax: 02742 / 200 / 4090  
Email: peter.allen@noel.gv.at

# WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Eine von den Wasserbauinstituten an der Technischen Universität Wien, den Instituten für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur und dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband herausgegebene Schriftenreihe

Band Nr		Preis öS
1	<b>Das Wasser (1968)</b> Kresser W.	vergriffen
2	<b>Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeitsströmung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968)</b> Breiner, H.	vergriffen
3	<b>Abwasserreinigung - Grundkurs (1969)</b> von der Emde, W.	vergriffen
4	<b>Abwasserreinigungsanlagen - Entwurf-Bau-Betrieb (1969)</b> 4. ÖWWV-Seminar, Raach 1969	vergriffen
5	<b>Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970)</b> 5. ÖWWV-Seminar, Raach 1970	vergriffen
6	<b>Industrieabwässer (1971)</b> 6. ÖWWV-Seminar, Raach 1971	vergriffen
7	<b>Wasser- und Abfallwirtschaft (1972)</b> 7. ÖWWV-Seminar, Raach 1972	vergriffen
8	<b>Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972)</b> Schmidt, F.	vergriffen
9	<b>Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972)</b> Pruzinsky, W. <b>Über die Auswertung von Abflußmengen auf elektronischen Rechenanlagen</b> Doleisch, M.:	250

---

10	<b>1. Hydrologie-Fortbildungskurs (1972)</b>	vergriffen
11	<b>Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von HW-Abflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972)</b> Gutknecht, D.	vergriffen
12	<b>Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973)</b> 8. ÖWWV-Seminar, Raach 1973	vergriffen
13	<b>Zellstoffabwässer-Anfall und Reinigung (1972)</b> von der Emde W., Fleckseder H., Huber L., Viehl K.	vergriffen
14	<b>Abfluß - Geschiebe (1973)</b> 2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973	vergriffen
15	<b>Neue Entwicklung in der Abwassertechnik (1983)</b> 9. ÖWWV-Seminar, Raach 1974	vergriffen
16	<b>Praktikum der Kläranlagentechnik (1974)</b> von der Emde W.	vergriffen
17	<b>Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden und Trendanalyse (1974)</b> Behr, O.:	250
18	<b>Hydrologische Grundlagen zur Speicherbemessung(1975)</b> 3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975	vergriffen
19	<b>Vorhersagen in der Wasserwirtschaft (1976)</b> 1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976	180
20	<b>Abfall- und Schlammbehandlung aus wasserwirtschaftlicher Sicht (1976)</b> 11. ÖWWV-Seminar, Raach 1976	vergriffen
21	<b>Zur Theorie und Praxis der Speicherwirtschaft (1977)</b> 2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977	300
22	<b>Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977)</b> 12. ÖWWV-Seminar, Raach 1977	vergriffen
23	<b>Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977)</b> Baron W., Heindl W., Behr O., Reitingner J.	vergriffen

- 
- |    |                                                                                                                                           |            |
|----|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 24 | <b>Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes, eines chemischen Betriebes und einer Molkerei (1978)</b><br>Begert A. | vergriffen |
| 25 | <b>Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabrikabwasser (1978)</b><br>Kroiss H.                                                             | vergriffen |
| 26 | <b>Methoden der hydrologischen Kurzfristvorhersage (1978)</b><br>Gutknecht D.                                                             | vergriffen |
| 27 | <b>Wasserversorgung-Gewässerschutz (1978)</b><br>13. ÖWWV-Seminar, Raach 1978                                                             | vergriffen |
| 28 | <b>Industrieabwasserbehandlung - Neue Entwicklungen (1979)</b><br>14. ÖWWV-Seminar, Raach 1979                                            | vergriffen |
| 29 | <b>Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes (1979)</b><br>Frischherz H.  | vergriffen |
| 30 | <b>Beiträge zur Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft (1979)</b><br>o. Univ.-Prof. DDr. Werner Kresser zum 60. Geburtstag         | vergriffen |
| 31 | <b>Grundwasserzuströmungsverhältnisse zu Horizontalfilterrohrbrunnen (1980)</b><br>Schügerl W.                                            | vergriffen |
| 32 | <b>Grundwasserwirtschaft (1980)</b><br>3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980                                                            | 350        |
| 33 | <b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1) (1980)</b>                                                                                | vergriffen |
| 34 | <b>Behandlung und Beseitigung kommunaler und industrieller Schlämme (1980)</b><br>15. ÖWWV-Seminar, Raach 1980                            | vergriffen |
| 35 | <b>Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980)</b><br>Usrael G.                                 | vergriffen |
| 36 | <b>Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980)</b><br>Flögl W.                                                  | vergriffen |
| 37 | <b>Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfreimachung von Abwasser aus Tierkörperverwertungsanstalten (1980)</b><br>Ruider E.               | vergriffen |

---

<b>38</b>	<b>Wasserwirtschaftliche Probleme der Elektrizitätserzeugung (1981)</b> Schiller, G.:	vergriffen
<b>39</b>	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1981)</b> Teil 2	vergriffen
<b>40</b>	<b>Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung als zusammengehörige Techniken (1981)</b> 16. ÖWWV-Seminar, Raach 1981	vergriffen
<b>41</b>	<b>Filterbrunnen zur Erschließung von Grundwasser (1981)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1981	400
<b>42</b>	<b>Zur Ermittlung von Bemessungshochwässern im Wasserbau (1981)</b> Kirnbauer R.	300
<b>43</b>	<b>Wissenschaftliche Arbeiten, Zeitraum 1977 bis 1981 (1981)</b>	350
<b>44</b>	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1981)</b> Teil 3	350
<b>45</b>	<b>Verbundwirtschaft in der Wasserversorgung (1982)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1982	400
<b>46</b>	<b>Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (1982)</b> Stalzer W.	vergriffen
<b>47</b>	<b>Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen, Erfahrungen und Probleme (1982)</b> 17. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1982	vergriffen
<b>48</b>	<b>Kleinwasserkraftwerke - Notwendigkeit und Bedeutung (1982)</b> Flußstudien: Schwarza, kleine Ybbs, Saalach	vergriffen
<b>49</b>	<b>Beiträge zur Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz und Abfallwirtschaft (1982)</b> o. Univ.-Prof. Dr.-Ing. W. v.d. Emde zum 60. Geburtstag	vergriffen
<b>50</b>	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1982)</b> Teil 4	vergriffen
<b>51</b>	<b>Sicherung der Wasserversorgung in der Zukunft (1983)</b> 18. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1983	vergriffen



Band Nr		Preis öS
52	<b>Thermische Beeinflussung des Grundwassers (1983)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1983	vergriffen
53	<b>Planung und Betrieb von Regenentlastungsanlagen (1984)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1984	vergriffen
54	<b>Sonderabfall und Gewässerschutz (1984)</b> 19. ÖWWV-Seminar, Gmunden 1984	vergriffen
55	<b>Naturnahes Regulierungskonzept "Pram" (1984)</b>	360
56	<b>Blähschlamm beim Belebungsverfahren (1985)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
57	<b>Chemie in der Wassergütewirtschaft (1985)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
58	<b>Klärschlamm - Verwertung und Ablagerung (1985)</b> 20. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1985	vergriffen
59	<b>Wasserkraftnutzung an der Thaya (1985)</b> Pelikan B.	320
60	<b>Seminar "Wasser - Umwelt - Raumordnung" (1985)</b>	220
61	<b>Gewässerschutz im Wandel der Zeit Ziele und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung (1985)</b> Fleckseder, H.	vergriffen
62	<b>Anaerobe Abwasserreinigung (1985)</b> Kroiss H.	vergriffen
63	<b>Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnergleichwerte (1985)</b> Begert A.	vergriffen
64	<b>Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren (1986)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	vergriffen
65	<b>Planung und Betrieb von Behandlungsanlagen für Industrieabwässer (1986)</b> 21. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1986	vergriffen
66	<b>Ausspracheseminar Grundwasserschutz in Österreich (1986)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	400

---

67	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (5) (1986)</b>	vergriffen
68	<b>Zur mathematischen Modellierung der Abflusstehung an Hängen (1986)</b> Schmid B.H.	300
69	<b>Nitrifikation - Denitrifikation (1987)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1987	vergriffen
70	<b>Flußbau und Fischerei (1987)</b>	vergriffen
71	<b>Wasserversorgung und Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen (1987)</b> 22. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1987	vergriffen
72	<b>Wasserwirtschaft und Lebensschutz (1987)</b> Wurzer E.	vergriffen
73	<b>Anaerobe Abwasserreinigung Grundlagen und großtechnische Erfahrung (1988)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
74	<b>Wasserbau und Wasserwirtschaft im Alpenraum aus historischer Sicht (1988)</b>	300
75	<b>Wechselbeziehungen zwischen Land-, Forst und Wasserwirtschaft (1988)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
76	<b>Gefährdung des Grundwassers durch Altlasten (1988)</b> 23. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1988	vergriffen
77	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (6) (1987)</b>	vergriffen
78	<b>Wasserwirtschaftliche Planung bei mehrfacher Zielsetzung (1988)</b> Nachtnebel, H.P.	350
79	<b>Hydraulik offener Gerinne (1989)</b> Symposium, 1989	vergriffen
80	<b>Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung im Gießgang Greifenstein (1988)</b> Jungwirth M., Schmutz S.	vergriffen
81	<b>Biologische Abwasserreinigung (1989)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989, TU-Wien	vergriffen

---

<b>82</b>	<b>Klärschlamm Entsorgung (1989)</b> 24. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1989	vergriffen
<b>83</b>	<b>Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (1990)</b> 2. Symposium	250
<b>84</b>	<b>Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft (1989)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1989, TU-Wien	400
<b>85</b>	<b>Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall, Projekt Abschnitt I (1989)</b> Frischherz H.; Benes E.; Ernst J.; Haber F.; Stuckart W.	250
<b>86</b>	<b>Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989)</b> Summer W.	350
<b>87</b>	<b>Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung (1990)</b> 25. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1990	vergriffen
<b>88</b>	<b>Revitalisierung von Fließgewässern (1990)</b> Beiträge zum Workshop Scharfling, 1989	vergriffen
<b>89</b>	<b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1990)</b> Teil 9	vergriffen
<b>90</b>	<b>A Study on Kinematic Cascades (1990)</b> Schmid B.H.	250
<b>91</b>	<b>Snowmelt Simulation in Rugged Terrain - The Gap Between Point and Catchment Scale Approaches (1990)</b> Blöschl G.	250
<b>92</b>	<b>Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990)</b> Blaschke A.P.	nicht erschienen
<b>93</b>	<b>Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme (1990)</b> Fürst J.	250
<b>94</b>	<b>Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall; Projekt-Abschnitt 1990 (1990)</b> Frischherz H., Benes E., Hager F., Stuckhart W., Ilmer A., Gröschl M., Bolek W.	250

---

<b>95</b>	<b>Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991)</b> Svardal K.	300
<b>96</b>	<b>EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen (1991)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	400
<b>97</b>	<b>Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung (1991)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	350
<b>98</b>	<b>Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasserreinigungsanlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht (1991)</b> 26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991	500
<b>99</b>	<b>Geruchsemissionen aus Abwasserreinigungsanlagen (1991)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1991,	300
<b>100</b>	<b>Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik (1992)</b> ÖWWV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	vergriffen
<b>101</b>	<b>Umweltbezogene Planung wasserbaulicher Maßnahmen an Fließgewässern (1992)</b> Pelikan B.	250
<b>102</b>	<b>Erfassung hydrometeorologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt (1992)</b> Behr O.	i.V.
<b>103</b>	<b>Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten (1992)</b> 27. ÖWWV-Seminar Ottenstein 1992	500
<b>104</b>	<b>Virus Contamination of the Environment (1992)</b> Methods and Control	vergriffen
<b>105</b>	<b>Fließgewässer und ihre Ökologie (1993)</b> ÖWAV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	300
<b>106</b>	<b>Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche (1992)</b> Mader H.	300
<b>107</b>	<b>Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und neue Emissionsverordnungen (1992)</b> Vorträge anlässlich der UTEC 1992	400
<b>108</b>	<b>Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz (1992)</b> Vorträge anlässlich der UTEC 1992	400

- 
- |     |                                                                                                                                                                |            |
|-----|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 109 | <b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1994)</b><br>Teil 10 - Beiträge zum Seminar an der Universität für Bodenkultur<br>im November 1994                | i.V.       |
| 110 | <b>Bemessung u. Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung (1993)</b><br>ÖWAV-Seminar 1993, TU-Wien                                                      | 500        |
| 111 | <b>Wasserreserven in Österreich -<br/>Schutz und Nutzung in Gegenwart und Zukunft (1993)</b><br>28. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1993                               | vergriffen |
| 112 | <b>Contamination of the Environment by Viruses and Methods of Control (1993)</b>                                                                               | 250        |
| 113 | <b>Wasserkraft ()</b><br>O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. S. Radler anlässlich seiner Emeritierung                                                           | vergriffen |
| 114 | <b>Klärwärter-Grundkurs (1994)</b><br>2. Auflage 1994                                                                                                          | vergriffen |
| 115 | <b>Beitrag zur Reduzierung der Abwasseremissionen der Bleicherei beim<br/>Sulfatverfahren (1994)</b><br>Urban W.<br>ISBN 3-85234-001-2                         | 300        |
| 116 | <b>Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen<br/>für den Gewässerschutz (1994)</b><br>ÖWAV-Seminar 1994, TU-Wien<br>ISBN 3-85234-002-0                    | 350        |
| 117 | <b>Abwasserreinigungskonzepte -<br/>Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen (1995)</b><br>ÖWAV-Seminar 1994, TU Wien<br>ISBN 3-85234-003-9 | 350        |
| 118 | <b>3 Jahre WRG-Novelle (1994)</b><br>29. ÖWAV-Seminar: Ottenstein 1994<br>ISBN 3-85234-004-7                                                                   | 270        |
| 119 | <b>Landeskulturelle Wasserwirtschaft (1994)</b><br>anlässlich der Emeritierung von o.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Supersperg                                  | vergriffen |
| 120 | <b>Gewässerbetreuungskonzepte - Stand und Perspektiven (1994)</b><br>Beiträge zur Tagung an der BOKU 1994<br>ISBN 3-85234-010-1                                | 450        |

---

<b>121</b>	<b>Generelle Entwässerungsplanung im Siedlungsraum (1996)</b> ÖWAV-Seminar 1995, TU Wien ISBN 3-85234-011-X	400
<b>122</b>	<b>Bedeutung von geowissenschaftlicher Zusatzinformation für die Schätzung der Transmissivitätsverteilung in einem Aquifer (1994)</b> Kupfersberger H.	250
<b>123</b>	<b>Modellierung und Regionalisierung der Grundwassermengenbildung und des Bodenwasserhaushaltes (1994)</b> Holzmann, H.	300
<b>124</b>	<b>Pflanzenkläranlagen - Stand der Technik, Zukunftsaspekte (1995)</b> ÖWAV-Seminar, BOKU Wien ISBN 3-85234-014-4	300
<b>125</b>	<b>Abwasserreinigung - Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes, (1995)</b> ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-015-2	450
<b>126</b>	<b>Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft (1995)</b> 30. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1995 ISBN 3-85234-016-0	400
<b>127</b>	<b>Alte und neue Summenparameter (1995)</b> ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-017-9	400
<b>128</b>	<b>Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (deutsch oder englisch) (1995)</b> 4. Symposium Univ.Prof.Dr. R. Walter ISBN 3-85234-019-5	0
<b>129</b>	<b>Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen (1996)</b> ÖWAV-Seminar 1996, TU-Wien ISBN 3-85234-020-9	vergriffen
<b>130</b>	<b>Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung (1996)</b> 31. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1996 ISBN 3-85234-021-7	500

- 
- |     |                                                                                                                                                                                                         |            |
|-----|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 131 | <b>Methoden der Planung und Berechnung des Kanalisationssystems (1996)</b><br>ÖWAV-Seminar 1996, BOKU-Wien<br>ISBN 3-85234-022-5                                                                        | 400        |
| 132 | <b>Scale and Scaling in Hydrology (1996)</b><br>Blöschl G.<br>ISBN 3-85234-023-3                                                                                                                        | vergriffen |
| 133 | <b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1996)</b><br>Integrale Interpretation eines zeitgemäßen Gewässerschutzes<br>ISBN 3-85234-024-0                                                        | 160        |
| 134 | <b>Ein Beitrag zur Charakterisierung von Belüftungssystemen für die biologische Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren mit Sauerstoffzufuhrmessungen (1996)</b><br>Frey W.<br>ISBN 3-85234-025-X | 300        |
| 135 | <b>Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwassereinfluß (1996)</b><br>Nowak O.<br>ISBN 3-85234-026-8                                                                            | 500        |
| 136 | <b>1. Wassertechnisches Seminar (1996)</b><br>Nebenprodukte von Desinfektion und Oxidation bei der Trinkwasseraufbereitung<br>ISBN 3-85234-027-6                                                        | i.V.       |
| 137 | <b>Modellanwendung bei Planung und Betrieb von Belebungsanlagen (1997)</b><br>ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien<br>ISBN 3-85234-028-4                                                                        | 450        |
| 138 | <b>Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung (1997)</b><br>Schweighofer P.<br>ISBN 3-85234-029-2                                                                                           | 350        |
| 139 | <b>Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung (1997)</b><br>Prendl L.<br>ISBN 3-85234-030-6                                                              | 300        |
| 140 | <b>Auswirkungen eines Kläranlagenablaufes auf abflußschwache Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling und des Krottenbaches (1997)</b><br>Franz A.<br>ISBN 3-85234-031-4                            | 350        |

- 
- |            |                                                                                                                                                                    |      |
|------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| <b>141</b> | <b>Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1997)</b><br>ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien<br>ISBN 3-85234-032-2                                                      | 500  |
| <b>142</b> | <b>Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1997)</b><br>Abfallwirtschaft und Altlastensanierung morgen<br>ISBN 3-85234-033-0                                | 250  |
| <b>143</b> | <b>Abwasserbeseitigung und Wasserversorgung in Wien (1997)</b><br>Eine ökonomische Beurteilung der Einnahmen, Ausgaben und Kosten<br>Kosz M.<br>ISBN 3-85234-034-9 | 300  |
| <b>144</b> | <b>Raum-Zeitliche Variabilitäten im Geschiebehaushalt<br/>und dessen Beeinflussung am Beispiel der Drau (1997)</b><br>Habersack H.<br>ISBN 3-85234-035-7           | 400  |
| <b>145</b> | <b>Fortbildungskurs: Biologische Abwasserreinigung (1998)</b><br>ÖWAV - Seminar 1998, TU-Wien<br>ISBN 3-85234-036-5                                                | 500  |
| <b>146</b> | <b>2. Wassertechnisches Seminar (1998)</b><br>Desinfektion in der Trinkwasseraufbereitung<br>ISBN 3-85234-037-3                                                    | i.V. |
| <b>147</b> | <b>Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen (1998)</b><br>32. ÖWAV-Seminar , Linz 1998<br>ISBN 3-85234-038-1                                          | 500  |



## WIM on CD-ROM

Ab sofort erscheinen die Wiener Mitteilungen auch auf CD-ROM! Über den mitgelieferten Adobe Acrobat Reader können die Bände nach Stichworten durchsucht werden oder über das Inhaltsverzeichnis direkt zu den Beiträgen gesprungen werden. Innerhalb der einzelnen Beiträge kann über mit den Überschriften verknüpfte Querverweise schnell und bequem zum Inhalt gesprungen werden. Weiters steht für alle Seiten eine Seitenvorschau zur Verfügung. Die Beiträge können selbstverständlich auch ausgedruckt werden!

Acrobat Reader setzt die Benutzeroberfläche MS-Windows (3.x; 95; 98; NT) voraus.

Folgende Bände sind bereits auf CD erhältlich:

Band Nr		Preis öS
138	<b>Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung (1997)</b> Schweighofer P.	300
145	<b>Fortbildungskurs: Biologische Abwasserreinigung (1998)</b> ÖWAV - Seminar 1998, TU-Wien	400
147	<b>Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen (1998)</b> 32. ÖWAV-Seminar , Linz 1998	400

### Bestellungen sind zu richten an:

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien  
Bestellung Wiener Mitteilungen

Karlsplatz 13/226  
1040 Wien

Fax Bestellungen an:

+43 / 1 / 504 21 57

E-Mail Bestellungen an:

[iwag@iwag.tuwien.ac.at](mailto:iwag@iwag.tuwien.ac.at)

## **Die Bände sind zu beziehen bei:**

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft  
der Technischen Universität Wien  
Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien

Band: 12, 15, 16, 20, 28, 34, 35, 36, 37, 47, 49, 53, 54, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 69, 73, 81, 82, 84, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 105, 107, 108, 110, 114, 116, 117, 121, 125, 127, 129, 130, 134, 135, 137, 138, 139, 140, 141, 143, 145, 147

Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft  
der Technischen Universität Wien  
Karlsplatz 13, A-1040 Wien

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66, 68, 74, 90, 91, 92, 102, 122, 132, 146

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau  
der Universität für Bodenkultur,  
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 18, 19, 32, 38, 43, 44, 45, 48, 50, 55, 59, 60, 70, 75, 78, 86, 89, 93, 101, 106, 109, 113, 123, 144, 146

Institut für Wasservorsorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft  
der Universität für Bodenkultur,  
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 22, 29, 39, 40, 46, 67, 71, 72, 76, 77, 80, 83, 85, 87, 88, 94, 103, 112, 115, 118, 120, 124, 126, 128, 131, 133, 136, 142,

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft  
der Universität für Bodenkultur  
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 119