

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Monitoring auf Kläranlagen

„Daten erfassen, auswerten und anwenden“

Band 224 - Wien 2011

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Band 224

Monitoring auf Kläranlagen

„Daten erfassen, auswerten und anwenden“

ÖWAV - Seminar - Wien 2011

TU Wien

2.-3. März 2011

Herausgeber

O.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Dr.h.c. Helmut Kroiss

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement

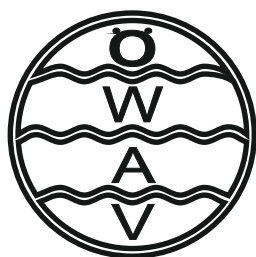
und Abfallwirtschaft

Veranstalter



Institut für Wassergüte,
Ressourcenmanagement
und Abfallwirtschaft
TU- Wien

Karlsplatz 13 / 226
1040 Wien



Österreichischer
Wasser- und
Abfallwirtschaftsverband

Marc - Aurel - Straße 5
1010 Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Karlsplatz 13/226; 1040 Wien
Tel: + 43 1 58801 - 22611
Fax: + 43 1 58801 - 22699
Mail: iwag@iwag.tuwien.ac.at

Alle Rechte vorbehalten.

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

© Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft TU-Wien, 2011

Druck: Riegelnik
1080, Piaristengasse 19

ISSN 0279 - 5349
ISBN 978-3-85234-117-0

Inhaltsverzeichnis

Stefan Wildt	1 - 22
Verwendung von Kläranlagendaten auf Länderebene – Beispiel Tirol	
Ernst Überreiter	23 - 38
Überwachung von Kläranlagen – Endstation Datenfriedhof? Was interessiert den Bund und Brüssel?	
Antje Ullrich	39 - 52
Verwendung von Kläranlagendaten in Deutschland	
Georg Windhofer	53 - 70
EmReg-Verordnung in der Praxis – Hintergrund und Datenfluss	
Wolfgang Scherz	71 - 86
EmReg-Verordnung in der Praxis – aus Betreibersicht	
Norbert Kreuzinger	87 - 112
ÖWAV-Regelwerke AB 14, RB 13, AB 22 und deren Zusammenspiel	
Christian Ebner	113 - 128
Aspekte der Eigen- und Betriebsüberwachung an der ARA Zirl	
Gerhard Spatzierer	129 - 146
Anforderungen an die Fremdüberwachung	
Thomas Ertl, Florian Kretschmer	147 - 170
Probenahme und Durchflussmessungen auf Kläranlagen	

Stefan Winkler	171 - 192
Messtechnik für abwassertechnische Systeme – Stand der Technik, Anwendung und Nutzung	
Ernis Saracevic, Stefan Winkler	193 - 228
Kohlenstoffparameter und Nährstoffe - mögliche Fehlerquelle und Abhilfe bei der Betriebsanalytik	
Markus Reichel	229 - 252
Bedeutung, Messung und Interpretation von Feststoffparametern des Klärschlammes	
Wilhelm Frey	253 - 268
Messwerte und Kennzahlen der maschinellen Ausrüstung auf Kläranlagen	
Stefan Lindtner	269 - 288
Grundlagen und Auswertung von Energiedaten auf Kläranlagen	
Brigitte Nikolavcic	289 - 320
Datenplausibilisierung und Kennzahlen auf Kläranlagen	
André Spindler	321 – 344
Bilanzierung auf Kläranlagen. Methoden und Anwendung	
Karl Svardal	345 – 358
Datenanalyse als Grundlage der Betriebsoptimierung	

Verwendung von Kläranlagendaten auf Länderebene – Beispiel Tirol

St. Wildt

Amt der Tiroler Landesregierung, Abt. Wasserwirtschaft
Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft

Abstract: Großräumige Strukturen kennzeichnen die Abwasserentsorgung im Bundesland Tirol. Dadurch begünstigt konnte vor 15 Jahren ein landesweit einheitliches digitales Betriebsprotokoll für Kläranlagen eingeführt werden (DIGIPROT). Dieses System steht allen Betreibern von Abwasserreinigungsanlagen in Tirol sowie der Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft im Amt der Tiroler Landesregierung seither zur Verfügung. Auf Ebene des Landes Tirol bildet DIGIPROT die Grundlage für Überwachungsaufgaben, für Erledigungen in diversen hoheitlichen Verwaltungsverfahren, für das nationale und internationale Berichtswesen sowie für Aktivitäten im Rahmen verschiedener Formen der Kooperation zwischen Kläranlagenbetreibern auf der einen sowie Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft des Landes Tirol auf der anderen Seite im Umfeld der unmittelbar hoheitlichen Aufgabengebiete.

Key Words: Abwasserreinigungsanlagen; Behördenverfahren; Berichtswesen; Betriebsprotokolle; Datenmanagement; Kläranlagenkataster; Kläranlagen-Nachbarschaften; Überwachung

1 Randbedingungen - Abwasserentsorgung in Tirol

Die vergangenen Jahrzehnte waren durch intensive Bemühungen in der Tiroler Abwasserwirtschaft geprägt, kommunale Abwässer möglichst in größeren Einheiten einer Reinigung zuzuführen. Diese Bemühungen wurden seitens der zuständigen Fachdienststelle im Amt der Tiroler Landesregierung mitgetragen und gezielt unterstützt, sodass insbesondere im Zeitraum von den späten 1970-er bis Mitte der 1990-er Jahre eine Reihe von größeren kommunalen Kläranlagen in Betrieb gehen konnte. Das vorläufige Ergebnis dieser Entwicklung wurde zum Stichtag 31.12.2002 zuletzt umfassend dokumentiert (ATLR, 2003). Von der am 31.12.2002 in Tirol vorhandenen Gesamtkapazität aller damals bestehenden

61 kommunalen Kläranlagen (etwas mehr als 2 Mio. EW_{60}) entfielen ca. 95 % auf 37 Anlagen mit Bemessungswerten über 15.000 EW_{60} .

Seither erhöhte sich die Gesamtkapazität auf nunmehr ca. 2,14 Mio. EW_{60} in 54 kommunalen Abwasserreinigungsanlagen im Land Tirol. Die Bemessungswerte dieser Anlagen reichen von 300 bis 400.000 EW_{60} , wobei Kläranlagen mit Bemessungswerten von mehr als 15.000 EW_{60} einen Anteil von 70 % an der Gesamtzahl bzw. von über 95 % an der Gesamtkapazität haben.

Diese eher großräumigen Strukturen der kommunalen Tiroler Abwasserwirtschaft waren und sind im Hinblick auf effiziente und betriebssichere Abwasserentsorgung zweifelsohne von Vorteil. Zugleich waren diese Strukturen bei der geordneten Umsetzung einheitlicher Vorgangsweisen betreffend die Erfassung und Nutzung von Kläranlagendaten im Bundesland Tirol äußerst zweckmäßig.

Von den genannten 54 Kläranlagen liegen Betriebsdaten in einem Umfang und in einer Form vor, die einer standardisierten Datenauswertung zugänglich sind (ATLR, 2010). In diesen Anlagen wurden im Jahr 2009 rd. 110 Mio. m^3 Abwasser mit einer organischen Schmutzfracht von ca. 1,33 Mio. EW_{60} im Jahresmittel gereinigt. Diese mittlere Gesamtschmutzfracht war zu etwas mehr als 50 % der Bevölkerung (ca. 680.000 E) zuzuordnen. Die organische Schmutzfracht aus den Bereichen Gewerbe (in Tirol insbesondere aus dem Tourismus) und Industrie lag im Jahresmittel bei insgesamt rd. 650.000 EGW_{60} .

In Zeiten der Winterfremdenverkehrsspitzen des Jahres 2009 erreichten die organischen Schmutzfrachten in den Zuläufen der ausgewerteten 54 kommunalen Kläranlagen Tirols Werte von insgesamt über 1,75 Mio EW_{60} als Wochenmittelwerte (Abbildung 1). In diesen Phasen betrug der Anteil aus Gewerbe und Industrie tirolweit ca. 60 %. Diese Daten sollen selbstverständlich nicht über die Tatsache hinwegtäuschen, dass bei Betrachtung der einzelnen Kläranlagen in aller Regel wesentlich höhere Auslastungswerte und auch deutlich ausgeprägtere Einflüsse aus dem Tourismus auftreten. (ATLR, 2010).

Einen Überblick über die gemeinsame Reinigungsleistung aller 54 ausgewerteten kommunalen Abwasserreinigungsanlagen im Jahr 2009 gibt Abbildung 2 (ATLR, 2010).

Der Anschlussgrad an kommunale Kanalisations- und Abwasserreinigungsanlagen in Tirol beträgt aktuell ca. 96 %.

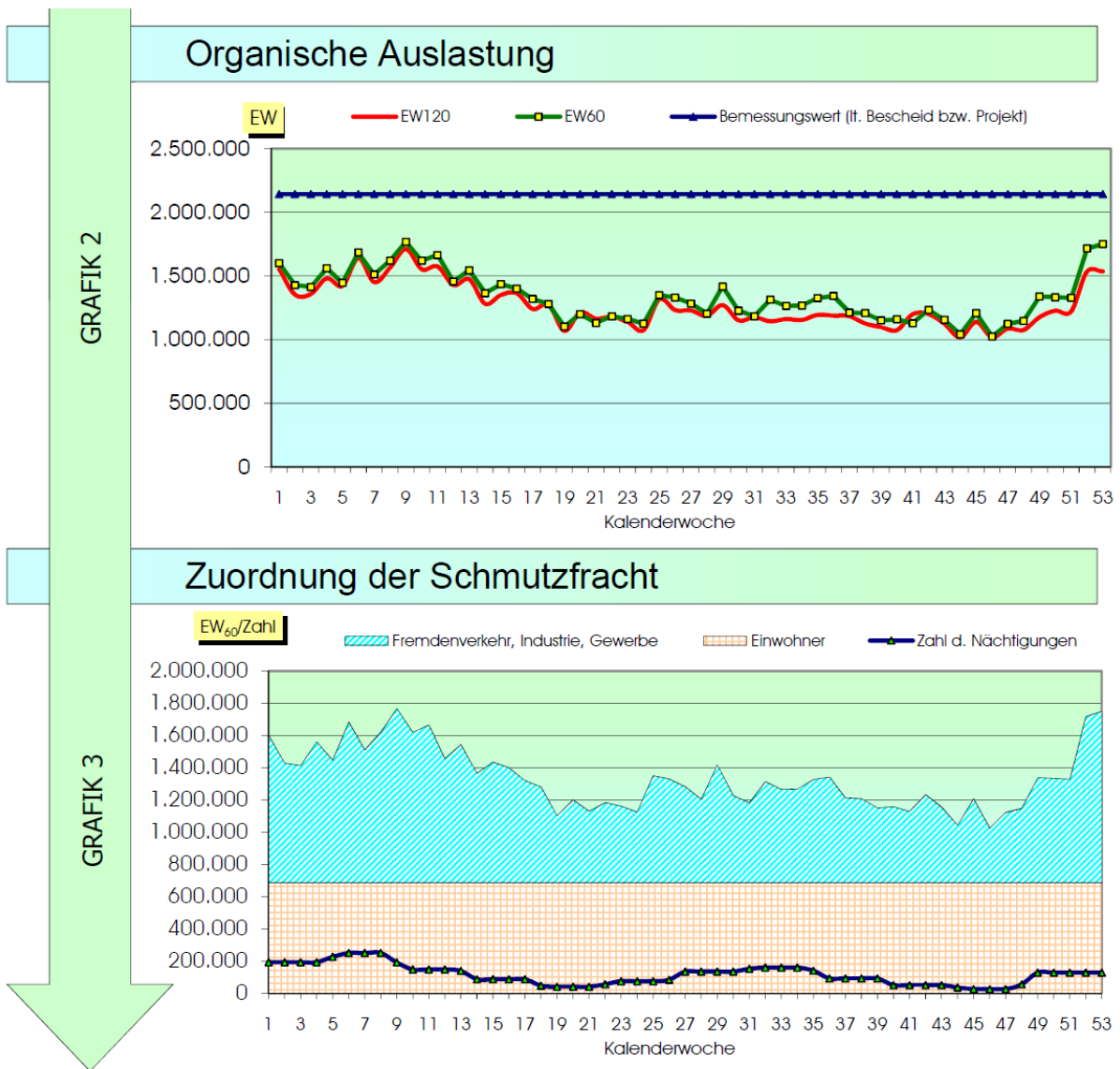


Abbildung 1: Organische Auslastung der kommunalen Tiroler Kläranlagen im Jahr 2009 und Zuordnung der Schmutzfracht (ATLR, 2010)

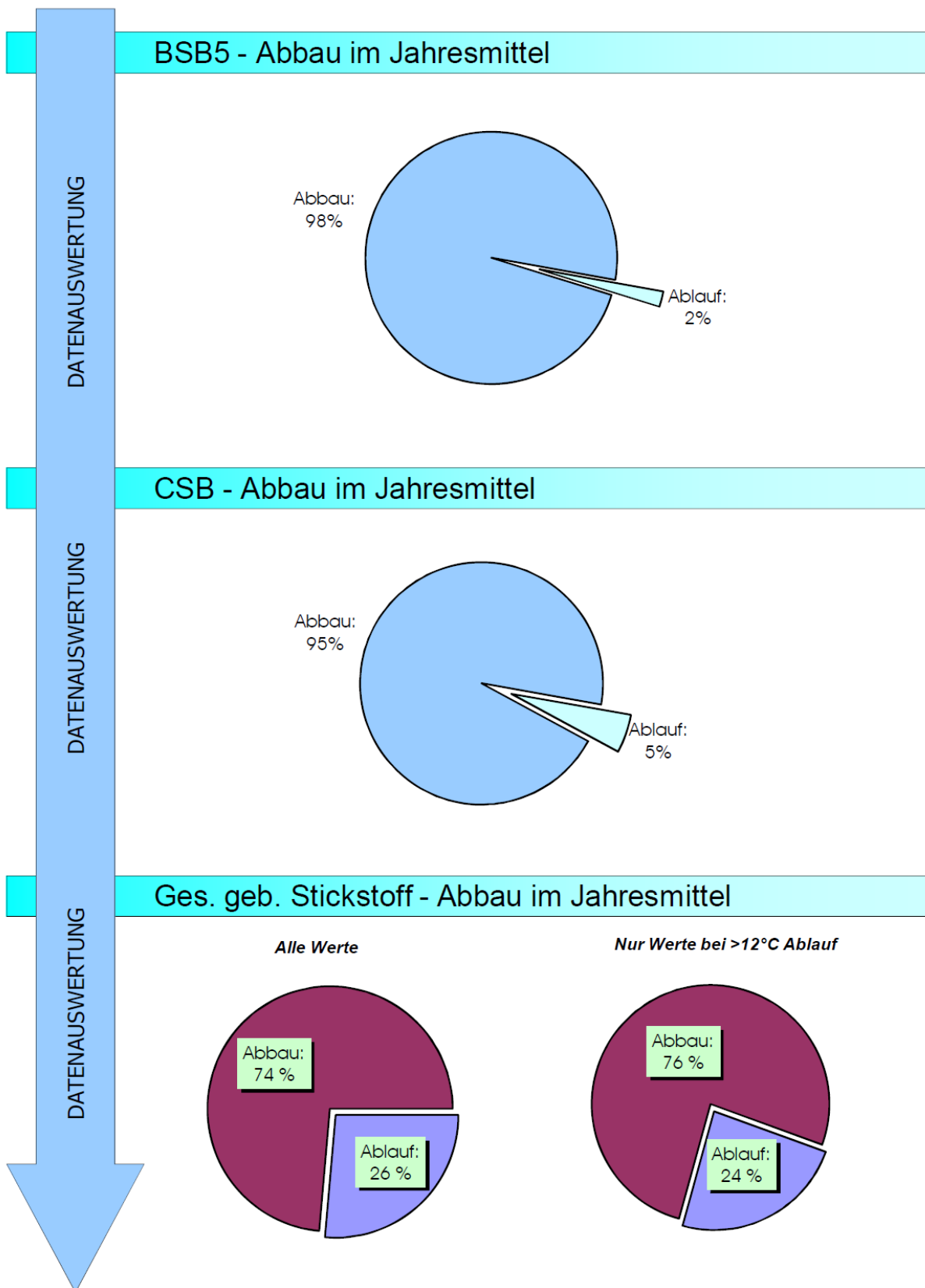


Abbildung 2: Reinigungsleistung der kommunalen Tiroler Kläranlagen im Jahr 2009 (ATLR, 2010)

Gewerbliche und industrielle Abwässer werden in Tirol in der überwiegenden Zahl der Fälle im Wege von Indirekteinleitungen über kommunale Abwasseranlagen entsorgt. Allerdings bestehen auch zwei größere betriebliche Direkt-einleiter mit hoher organischer Schmutzfracht und eigenen Abwasserreinigungsanlagen. Eine der beiden genannten Kläranlagen verfügt allein über eine Kapazität von mehr als 50 % der Gesamtkapazität aller kommunalen Tiroler Kläranlagen. Die zweite größere betriebliche Abwasserreinigungsanlage entspricht hinsichtlich ihrer Kapazität einer kommunalen Abwasserreinigungsanlage der Größenklasse III lt. 1. AEV für kommunales Abwasser, BGBl. Nr. 210/1996 (1. AEV).

2 Einheitliche Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen in Tirol

2.1 Einführung und Verbreitung von DIGIPROT

Im Jahr 1982 wurden vom Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV; damals noch ÖWWV - Österr. Wasserwirtschaftsverband) Vordrucke für Betriebsprotokolle von Abwasserreinigungsanlagen und Erläuterungen hiezu als Hilfestellung für eine österreichweit standardisierte Dokumentation der Daten aus Eigen- und Betriebsüberwachung veröffentlicht (ÖWWV, 1982). Nach Inkrafttreten der Wasserrechtsgesetz-Novelle 1990 und der darauf basierenden 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser war das Regelblatt an die geänderte Rechtslage anzupassen. Dies geschah in Form des ÖWAV-Regelblattes 13 (ÖWAV, 1995). Aufgrund der Novelle zur 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser, BGBl. Nr. 210/1996 musste dieses Regelblatt bereits wenig später durch ein Beiblatt ergänzt werden (ÖWAV, 1998a).

Im Sinne österreichweit standardisierter und damit auch vergleichbarer Daten wurde in Tirol von der zuständigen Fachdienststelle des Amtes der Landesregierung bereits die Anwendung der ursprünglichen Version der Betriebsprotokoll-Formulare des ÖWWV gefördert. Häufig konnten die Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen durch eine entsprechende Bestimmung im wasserrechtlichen Bewilligungsbescheid dazu verpflichtet werden, ihre Betriebsaufzeichnungen nach den Vorgaben dieses ÖWWV-Regelblattes zu gestalten. Mit

der zunehmenden Anwendung von EDV-Systemen zur Führung der Betriebsprotokolle wurden die Anlagenbetreiber nach Möglichkeit dazu angehalten, jedenfalls aber von der zuständigen Fachdienststelle im Amt der Tiroler Landesregierung dringend gebeten, bei der Gestaltung elektronischer Kläranlagen-Betriebsprotokolle rechtzeitig das Einvernehmen mit dieser Dienststelle herzustellen.

Nachdem sich das damalige Sachgebiet (SG) Siedlungswasserwirtschaft des Amtes der Tiroler Landesregierung an der berufsbegleitenden Fortbildung für das Betriebspersonal von Abwasseranlagen im Rahmen der ÖWAV-Kläranlagennachbarschaften (KAN; ÖWWV, 1991) beteiligte, war es naheliegend, die Anwendung des überarbeiteten ÖWAV-Regelblattes 13 im Zuge der KAN-Herbstrunde 1995 in Tirol mit den von diesem Thema betroffenen Klärwärtern zu besprechen. Ausgelöst durch die Diskussionen an diesen KAN-Tagen wurden Initiativen gesetzt, zumindest für das Bundesland Tirol eine einheitliche Betriebsprotokoll-Software für alle kommunalen Abwasserreinigungsanlagen auf Basis des ÖWAV-Regelblattes 13 zu entwickeln und allen Betreibern zugänglich zu machen.

Noch Ende des Jahres 1995 wurden vom SG Siedlungswasserwirtschaft des Amtes der Tiroler Landesregierung diverse Vorbereitungen zur Einführung eines einheitlichen Datensystems für die Eigen- und Betriebsüberwachung zumindest der kommunalen Abwasserreinigungsanlagen im Land Tirol gesetzt. Im Jahr 1996 konnten - nach einer Veranstaltung zur Information der Anlagenbetreiber über das geplante Procedere - bereits 34 kommunale Abwasserreinigungsanlagen mit einem einheitlichen digitalen Betriebsprotokoll ausgestattet werden („DIGIPROT“; Fa. DIGILOG Steuerungstechnik, Kirchbichl). Die übrigen Anlagen wurden in den Folgejahren ausgerüstet, wobei auch auf verschiedene Aus- und Umbauprojekte Rücksicht zu nehmen war.

Mit Stolz kann heute darauf hingewiesen werden, dass DIGIPROT bereits 15 Jahre und inzwischen auf allen kommunalen Kläranlagen Tirols sowie in der Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft des Amtes der Tiroler Landesregierung erfolgreich eingesetzt wird. Außerdem konnten die beiden großen betrieblichen Direkteinleiter mit wesentlicher organischer Abwasserbelastung ebenfalls in dieses Datensystem integriert werden (gemeinsame Kapazität ca. 1,4 Mio. EGW₆₀), sodass die Daten aus der Eigen- und Betriebsüberwachung bzw. auch aus der Fremdüberwachung im Sinne der 1. AEV_k für eine Anlagenkapazität

von insgesamt rund 3,5 Mio. EW in Tirol einheitlich erfasst und auswertbar sind.

Dieses erfolgreiche, zumindest innerhalb Österreichs wohl auch beispielgebende Projekt wäre nicht anzudenken gewesen ohne das überaus konstruktive und von gegenseitigem Vertrauen geprägte Klima zwischen Vertretern und Mitarbeitern der kommunalen Kläranlagen-Betreiber, den damit befassten Mitarbeitern des damaligen SG Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft im Amt der Tiroler Landesregierung sowie den Softwareentwicklern.

2.2 Aufgaben, Inhalte, Funktionen von DIGIPROT

Neben der – eher im Interesse von Dienststellen der Landesverwaltung im Rahmen des Vollzug des Wasserrechtsgesetzes gelegenen – Aufgabe, standardisierte Daten für diverse Fragen in einzelnen Verwaltungsverfahren bereitzustellen, aber auch für das nationale und das internationale wasserbezogene Berichtswesen, galt es bei Einführung der einheitlichen EDV-Betriebsprotokolle naturgemäß insbesondere, Pflichten und Interessen der Kläranlagenbetreiber zu berücksichtigen.

Zunächst dient DIGIPROT den Kläranlagenbetreibern daher dazu, gegenüber der Wasserrechtsbehörde den Nachweis über die Einhaltung des Konsenses hinsichtlich der hydraulischen und der organischen Belastung der Anlage sowie hinsichtlich der Einhaltung von Emissionsbegrenzungen zu führen. Über die Verpflichtung zum Nachweis der Konsenseinhaltung gegenüber der Wasserrechtsbehörde hinaus haben die Kläranlagenbetreiber je nach individuellem Bedarf und Interesse diverse Möglichkeiten, verschiedenste Betriebsdaten mit demselben Datensystem zu erfassen und damit auch darzustellen. Werte, die bereits über das Prozessleitsystem digital verfügbar sind, können selbstverständlich in das elektronische Betriebsprotokoll über eine Schnittstelle übernommen werden.

Zentrale Vorgabe des damaligen SG Siedlungswasserwirtschaft im Amt der Tiroler Landesregierung für die Entwicklung des EDV-Betriebsprotokollsystems war das Einhalten jenes Mindeststandards, der im ÖWAV-Regelblatt 13 (ÖWAV, 1995) definiert wurde. Damit sollte eine einheitliche Basis für Planungsprozesse ebenso wie für Auswertungen von Betriebsdaten gezielt gefördert, ja eigentlich gefordert werden, unabhängig davon, ob die Auswertungen

z.B. vor betriebswirtschaftlichem oder betriebstechnischem Hintergrund erfolgen bzw. ob der Nachweis der Einhaltung von bescheidmäßig festgelegten Grenzwerten zu führen ist.

DIGIPROT ermöglicht nicht nur das komfortable Erfassen der benötigten oder gewünschten Daten, unabhängig davon, in welcher Form die weitere Darstellung oder Ausgabe der Werte erfolgen soll. Nach Dateneingabe bzw. –übernahme aus einem Prozessleitsystem ermittelt die Software u.a. diverse Frachten und Wirkungsgrade. Das Betriebspersonal stellt aber vor allem ein einfaches und zugleich äußerst leistungsfähiges Werkzeug zur Verfügung wenn es darum geht, die eigenen Daten zu sichten, insbesondere auf Plausibilität zu prüfen, für die Betriebsführung bedeutsame Trends frühzeitig zu erkennen, Zusammenhänge zwischen verschiedenen Parametern darzustellen u.a.m..

Grundsätzlich werden in DIGIPROT Tagesdaten dokumentiert, wobei der Anwender vom System regelmäßig und rechtzeitig vor einem Datenverlust zur menügeführten Archivierung der Daten aufgefordert wird. Die Software liefert aus den Tagesdaten berechnete Wochen-, Monats- und Jahresmittelwerte bzw. -summen.

Sämtliche eingegebenen oder vom Prozessleitsystem übernommenen Daten, inklusive aller vom Protokollsystem daraus berechneten Werte können in frei wählbaren Kombinationen von bis zu vier Parametern grafisch dargestellt werden. Das System ergänzt die Grafiken bei Bedarf durch Grenzwert-, Mittelwert- und Trendlinien. Der Benutzer legt den Betrachtungszeitraum entsprechend seiner Fragestellung frei fest. Diese Funktion ermöglicht es jedem Anwender, sich auf einfache und übersichtliche Art rasch ein Bild über die Plausibilität der Daten und den jeweiligen Betriebszustand der Anlage zu machen. Werden nur die Werte, auf denen eine derartige Grafik beruht, für weitere Analysen benötigt, können sie – wie die Grafik selbst – unmittelbar ausgedruckt oder zur anschließenden Bearbeitung unter MS Excel exportiert werden.

Die Betriebsdaten werden in Files im MS Excel-Format abgelegt. Damit können die über die Protokollsoftware erfassten Daten auch unabhängig vom Betriebsprotokollsystem direkt unter MS Excel weiter bearbeitet, ausgewertet und dargestellt werden, wenn für besondere Fragestellungen die Standard-Funktionen in DIGIPROT selbst nicht ausreichen.

Zur Sicherung der Datenqualität und zur Vermeidung von Eingabefehlern bietet das System verschiedene Hilfestellungen bei der Dateneingabe, die vom Anwender individuell angepasst werden können (z.B. Einstellung von Plausibilitätsgrenzen, auf deren Einhaltung das System jeden Wert unmittelbar bei der Eingabe überprüft).

Im Sinne eines raschen Überblicks über die Datenlage können bei der Datenausgabe im Layout der Betriebsprotokolle gemäß ÖWAV-Regelblatt 13 (ÖWAV, 1995) Höchst- und Tiefstwerte sowie Werte, die eine Überschreitung von Emissionsbegrenzungen oder von Konsenswerten bedeuten, durch eine entsprechende automatisierte Formatierung hervorgehoben werden.

Ursprünglich war DIGIPROT ausschließlich als Instrument für Daten aus der Eigen- und Betriebsüberwachung konzipiert. Im Rahmen der gemeinsamen Weiterentwicklung des Systems wurden auch Möglichkeiten geschaffen, Daten aus der Fremdüberwachung entsprechend den Vorschlägen im ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 1 (ÖWAV, 1998b), in das System zu integrieren, einschließlich tabellarischer sowie grafischer Gegenüberstellungen zwischen Daten der Eigenüberwachung und der Fremdüberwachung.

2.3 Datentransfer zum Kläranlagenaufsichtsdienst Tirol

Daten aus der Überwachung von Abwasserreinigungsanlagen werden in Tirol in der Regel für alle im Einzelfall zuständigen Behörden ohne individuellen Auftrag dieser Behörden an die siedlungswasserwirtschaftlichen Amtssachverständigen in der Abteilung Wasserwirtschaft des Amtes der Tiroler Landesregierung bearbeitet. Tätigkeiten in diesem Zusammenhang sind hier dem Kläranlagenaufsichtsdienst (KAAD) zugeordnet. Seit der Einführung der tirolweit einheitlichen Betriebsprotokolle werden die auf dieser Basis von den Kläranlagenbetreibern dokumentierten Daten routinemäßig zu jedem Quartalsende, bei Bedarf zusätzlich auf Abruf (z.B. bei akuten Betriebsstörungen oder Missständen am Gewässer) als Attachment zu einem formlosen E-Mail dem Kläranlagenaufsichtsdienst übermittelt. Die Transferphasen sind in gleichbleibenden Kalenderwochen festgelegt und werden den Anlagenbetreibern jeweils zu Beginn eines Kalenderjahres mit konkreten Terminen mitgeteilt (Abbildung 3). Damit ist in der Regel sichergestellt, dass beim Amt der Landesregierung Betriebsdaten in angemessener Aktualität jederzeit verfügbar sind.

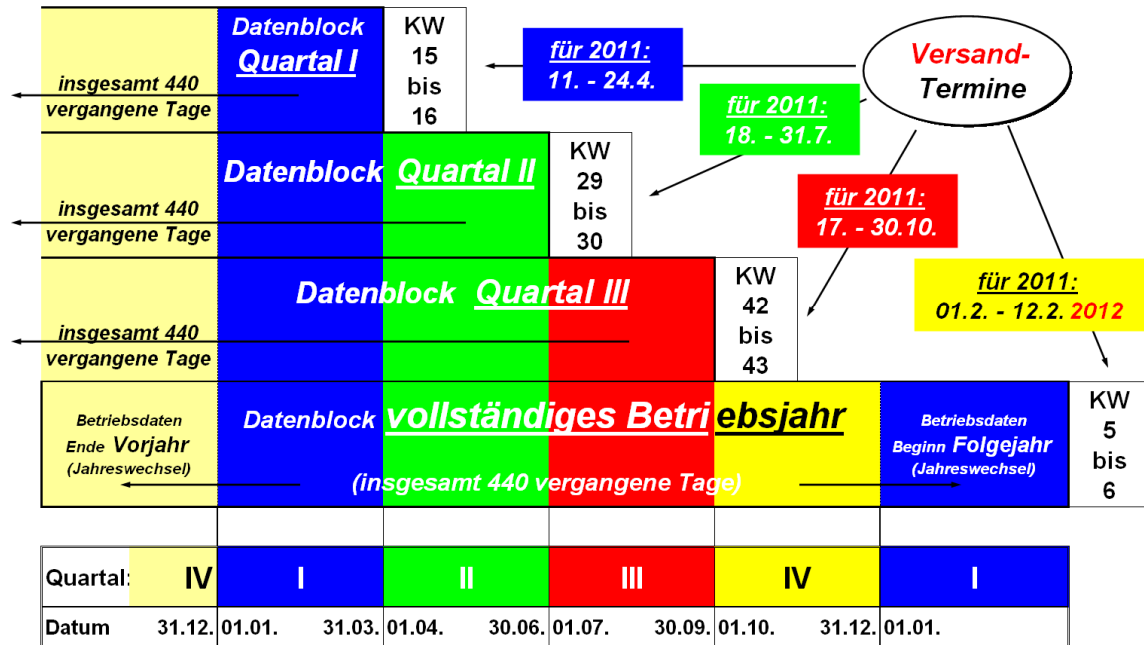


Abbildung 3: Termine für den routinemäßigen Datentransfer von Tiroler Abwasserreinigungsanlagen zum Kläranlagenaufsichtsdienst im Jahr 2011

2.4 Datenprüfung durch das Amt der Tiroler Landesregierung

Durch Sachverständige der Siedlungs- und Industrieresourcennutzung im Amt der Tiroler Landesregierung erfolgen während des Jahres in Anbetracht der äußerst eingeschränkt gegebenen zeitlichen Möglichkeiten nur stichprobenartige oder anlassbezogene Überprüfungen der übermittelten Daten. Eine standardisierte Prüfung aller Jahresdatenpools wird jeweils ab Ende Jänner des folgenden Kalenderjahres vorgenommen. Diese Kontrollen betreffen im Wesentlichen Vollständigkeit und Plausibilität der von den Anlagenbetreibern gemeldeten Daten. Die Prüfung der Vollständigkeit bezieht sich auf die Vorgaben in der 1. AEV, ergänzt durch Inhalte des ÖWAV-Arbeitsbehelfs Nr. 14 (ÖWAV, 1998c).

Nachdem inzwischen die 3. Auflage des ÖWAV-Arbeitsbehelfs 14 erschienen ist (ÖWAV, 2010b), ergibt sich hier zusätzlicher Handlungsbedarf. Die routi-

nemäßige Datenprüfung wird – zumindest vorübergehend – parallel gemäß den Anforderungen aus beiden Auflagen dieses Arbeitsbehelfs durchzuführen sein.

Einheitlich strukturierte Prüfprotokolle fassen das Ergebnis der Datenprüfung zusammen. Diese Prüfprotokolle werden mittels eines Prüftools generiert, das auch den Kläranlagenbetreibern selbst zur Verfügung steht.

Mit den jährlichen Routineprüfungen beginnen die Arbeiten an den jährlichen Auswertungen des „Kläranlagenkatasters Tirol“ („DIGIKAT“; ATR, 2010).

2.5 Erfahrungen mit DIGIPROT

Nachdem das Betriebspersonal aller Kläranlagen und die Sachbearbeiter im Amt der Landesregierung dieselbe Software verwenden, haben auch beide Beteiligten tatsächlich vollständig identische Bilder von der betrieblichen Situation der jeweiligen Anlage. Damit entfallen zahlreiche Ursachen für Verständigungsschwierigkeiten generell.

Insgesamt stellt die Einführung eines einheitlichen Systems für die Betriebsdaten von Abwasserreinigungsanlagen in Tirol ein äußerst erfolgreiches Projekt dar, was seine Ursachen in zwei Bereichen hat: zum Einen konnte ein einwandfreies und den Bedürfnissen der Anwender optimal entsprechendes technisches System zur Verfügung gestellt werden, das in den vergangenen 15 Jahren immer wieder unkompliziert und konsequent an sich entwickelnde Anforderungen angepasst wurde. Zum Anderen war und ist die kontinuierliche gute Kommunikation und ergebnisorientierte Zusammenarbeit der Systempartner (Kläranlagenbetreiber / Betriebspersonal / Softwareentwickler / Fachdienststelle im Amt der Landesregierung) die letztlich entscheidende Voraussetzung für den Erfolg des technischen Systems.

3 Verwendung von Kläranlagendaten auf Landesebene in Tirol

3.1 Anwendungsbereich Überwachung

Der Konsens, also das Maß und Art der Wasserbenutzung mit Angaben über die zulässige Belastung von Abwasserreinigungsanlagen in hydraulischer und in

organischer Hinsicht, sowie Anforderungen an die Reinigungsleistung von Kläranlagen werden von der Wasserrechtsbehörde in den individuellen Bewilligungsbescheiden festgelegt. Die Betreiber der Kläranlagen haben die Einhaltung dieser Vorschriften regelmäßig nachzuweisen. Zu diesem Zweck führt das Betriebspersonal selbst Messungen und Analysen durch („Eigenüberwachung“; hier stehen Konsens und Reinigungsleistung im Fokus).

Neben Überprüfungen der Abwasserbeschaffenheit im Hinblick auf den Nachweis eines konsensgemäßen Betriebes sind an den Kläranlagen täglich verschiedenste Messungen vorzunehmen, um einen reibungslosen und möglichst wirtschaftlichen Betrieb aller Anlagenteile sicherzustellen („Betriebsüberwachung“).

Zusätzlich sind Kläranlagen generell durch externe Stellen zu überprüfen („Fremdüberwachung“), wobei in der österreichischen Praxis sowohl Fremdüberwachungen durch externe Gutachter im Auftrag des Anlagenbetreibers üblich sind, als auch Fremdüberwachungen, die unmittelbar von Behörden beauftragt werden. Dabei bedienen sich die Behörden zumeist der Fachdienststellen im eigenen amtlichen Bereich, fallweise auch externer Gutachter.

Der Kläranlagenaufsichtsdienst des Landes Tirol (KAAD), eingerichtet beim Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft / Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft, übte bis Ende des Jahres 2007 selbst Überwachungstätigkeiten einschließlich systematischer, regelmäßiger Beprobungen mit entsprechenden Begutachtungen aus. Diese Tätigkeiten erfolgten ohne individuelle Aufträge der Wasserrechtsbehörden. Grundlage war ein generelles Ersuchen der Tiroler Wasserrechtsbehörden, solche Überwachungsmaßnahmen seitens der dafür kompetenten Fachdienststelle im Amt der Landesregierung vorzunehmen.

Mit Beginn des Jahres 2008 mussten diese Aktivitäten eingestellt werden, sodass die Fremdüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen in Tirol seither praktisch ausschließlich im Auftrag der Betreiber erfolgt. Inwieweit damit ein befriedigender Überblick über den Betrieb der Kläranlagen gewonnen werden kann, hängt entscheidend davon ab, ob das umfangreiche Angebot an Hilfestellungen für standardisierte Überwachungsmaßnahmen genützt wird, welches im Rahmen des ÖWAV-Regelwerks zur Verfügung steht. Die Anwendung dieses Regelwerks wird für Tiroler Kläranlagenbetreiber üblicherweise auch in den

einzelnen wasserrechtlichen Bewilligungsbescheiden durch entsprechende Auflagen verbindlich. In der praktischen Umsetzung ist allerdings aus fachlicher Sicht diesbezüglich leider immer wieder Optimierungsbedarf erkennbar.

Nicht zuletzt vor diesem Hintergrund stützt sich die Überwachung der Kläranlagen in Tirol daher primär auf die DIGIPROT-Daten, welche seit nunmehr 15 Jahren regelmäßig und systematisch seitens der Anlagenbetreiber direkt an den Kläranlagenaufsichtsdienst übermittelt werden. Im Sinne des angesprochenen generellen Überwachungsauftrags der Tiroler Wasserrechtsbehörden erstellt die Siedlungs- und Industrieresourcennutzung im Amt der Tiroler Landesregierung auf Basis der Daten aus den Betriebsprotokollen jährlich den „Kläranlagenkataster Tirol“ (DIGIKAT; ATR, 2010). Einerseits bietet der Kläranlagenkataster für jedes Kalenderjahr eine Gesamtübersicht über den Betrieb der kommunalen Tiroler Kläranlagen im Bundesland. Andererseits berichtet der Kläranlagenaufsichtsdienst in Form des Kläranlagenkatasters Tirol jährlich nach diesem inzwischen gut etablierten System allen Wasserrechtsbehörden im Land darüber, inwieweit von den einzelnen Kläranlagenbetreibern den Anforderungen der 1. AEVK entsprochen wird. Insoweit die Inhalte der wasserrechtlichen Bewilligungsbescheide inzwischen an diese Verordnung angepasst sind, gibt der Kläranlagenkataster Tirol auch Auskunft darüber, ob der Konsens lt. wasserrechtlicher Bewilligung eingehalten ist.

Die Software, welche für diese jährlichen Standardauswertungen eingesetzt wird, ermöglicht darüber hinaus die Behandlung praktisch aller Fragen, für die Betriebsdaten, aber auch statische Kenndaten der Anlagen als Abfragekriterien eingesetzt werden können (z.B. Anlagenkonfiguration inkl. Beckenkubaturen, Zuordnung zu Gewässer(-teil-)einzugsgebieten u.s.w.). So lassen sich anlassbezogen inhaltlich nahezu unbeschränkte, landesweite Auswertungen rasch und unkompliziert vornehmen. Grundlage für die unter DIGIKAT abfragbaren Daten sind die Werte aus den Betriebsprotokollen der einzelnen Kläranlagen. Diese Tagesdatenpools werden nach der jährlichen Datenprüfung auf Basis von Wochenmittelwerten bzw. -summen in die DIGIKAT-Datenbank eingespielt.

3.2 Anwendungsbereich Entscheidungsgrundlagen in einzelnen Behördenverfahren

Ein zentraler Anwendungsbereich für die regelmäßig im Zuge der vereinbarten Transferphasen dem Kläranlagenaufsichtsdienst übermittelten Betriebsdaten der

Tiroler Kläranlagen ist das Bearbeiten von Anfragen der Wasserrechtsbehörden an die Amtssachverständigen, die von den Behörden zusätzlich zum allgemeinen Überwachungsauftrag bei gegebenem Anlass mit konkreten Fragestellungen an die Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft des Amtes der Tiroler Landesregierung gerichtet werden.

Solche Aufgaben sind seit der Einführung der einheitlichen EDV-Betriebsprotokolle rasch, ohne langwierige Importe von Daten aus anderen Systemen und mühsames Aufbereiten des Zahlenmaterials möglich. In der Regel decken die Funktionen und Inhalte von DIGIPROT den Bedarf der Amtssachverständigen bei derartigen individuellen Datenauswertungen ab. Diese Feststellung gilt auch im Jahr 2011, also 15 Jahre nach Einführung dieses Systems zur Erfassung und Auswertung von Betriebsdaten der Tiroler Kläranlagen weiter.

3.2.1 Anpassungsverfahren

Nachdem inzwischen schon über eine ansehnliche Zeitdauer Kläranlagendaten auf Basis von DIGIPROT vorliegen, konnten in den vergangenen Jahren auf diesen Grundlagen zahlreiche Verfahren zur Anpassung von Abwasserreinigungsanlagen an den Stand der Technik bzw. an die Anforderungen lt. 1. AEV_k abgewickelt werden. Betreibern und Planern standen die Daten für das Erstellen der Anpassungskonzepte und der erforderlichen Einreichunterlagen zur Verfügung, Behörden und insbesondere Amtssachverständigen war die gemeinsame Datengrundlage bereits bekannt. Davon profitierten alle Beteiligten, weil sich die Wasserrechtsverfahren auf Basis dieser günstigen Voraussetzungen in der Regel entsprechend rasch abwickeln ließen.

In einigen Fällen war es auch möglich, anhand der vorliegenden mehrjährigen standardisierten Aufzeichnungen nachzuweisen, dass Abwasserreinigungsanlagen auch ohne bzw. ohne umfangreichere Anpassungs- oder Ausbaumaßnahmen die Anforderungen der 1. AEV_k erfüllen, obwohl sie ursprünglich noch nicht im Detail auf Basis dieser Vorgaben konzipiert und bewilligt wurden. Ohne aufwändige Verwaltungsverfahren und ohne langwierige Ermittlungsverfahren erließen Wasserrechtsbehörden in solchen Fällen Bescheide, deren Inhalte an die 1. AEV_k angepasst sind.

Einigen Anlagen konnte anhand der mehrjährigen Datenreihen darüber hinaus attestiert werden, dass sie in der Lage sind, auch höhere Zulauffrachten als ur-

sprünglich geplant so abzuarbeiten, dass trotz dieser höheren Belastungen die Erfordernisse der 1. AEVk eingehalten bleiben. In diesen Fällen wurden die wasserrechtlichen Bewilligungsbescheide ebenfalls entsprechend angepasst, d.h. höhere Kapazitäten (Bemessungswerte im Sinne der 1. AEVk) zugestanden („Hinauftypisierungen“).

3.2.2 Anschlüsse an bestehende Anlagen

Im Zusammenhang mit erforderlichen Anpassungen von Kläranlagen an den Stand der Technik wurden auch Konzepte entwickelt, bei denen sich die Stilllegung bestehender, anzupassender Anlagen und der Anschluss an eine andere bestehende Kläranlage anbot. In solchen Fällen fanden und finden ebenfalls die mehrjährigen Reihen von Kläranlagendaten Anwendung, hier naturgemäß in einer Form, bei der die DIGIPROT-Daten beider betroffener Anlagen heranzuziehen und zu überlagern sind.

Unter anderem in solchen Anlassfällen bewährten sich die standardisierten und auch für andere EDV-Anwendungen nutzbaren DIGIPROT-Datenreihen als Input-Daten für Simulationen der betroffenen Abwasserreinigungsanlagen. Derartige Berechnungen werden von der Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft des Amtes der Tiroler Landesregierung an Externe ausgelagert. Die Ergebnisse finden als Grundlage für die Gutachten der Amtssachverständigen unmittelbar wieder Eingang in das entsprechende Wasserrechtsverfahren.

Vergleichbar mit Anschlüssen aufzulassender kommunaler Kläranlagen an andere bestehende Abwasserreinigungsanlagen sind Anschlüsse von Indirekteinleitern mit vergleichsweise hoher organischer Fracht an kommunale Abwasseranlagen, in deren Einzugsgebiet die betrachteten Industrie- oder Gewerbebetriebe liegen. In Tirol traten in den letzten Jahren solche Anlassfälle auf, in die die Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft des Amtes der Tiroler Landesregierung eingebunden wurde. Anhand der mehrjährigen Reihen von Daten der betroffenen Abwasserreinigungsanlagen konnten auch hier nachvollziehbare Entscheidungsgrundlagen geschaffen werden, auf deren Basis umfassend wasserwirtschaftlich sinnvolle Lösungswege gewählt wurden, die für beide beteiligten Seiten zweckmäßig sind.

3.3 Anwendungsbereich Berichtswesen

Die folgenden Anmerkungen geben die Sichtweise eines „Kümmers“ im Bereich der Tiroler Landesverwaltung wieder. Hinsichtlich der nationalen und EU-weiten Gesichtspunkte darf auf den Beitrag von DI Ernst Überreiter verwiesen werden.

Nicht zuletzt im Zusammenhang mit den ständig steigenden Anforderungen an die Landesverwaltung bei der Erstellung von Berichten an Dienststellen des Bundes bzw. über diese an jene der Europäischen Union finden die einheitlichen Kläranlagendaten in Tirol immer wieder Verwendung. Praktisch alle diesbezüglichen Anfragen wurden für das Bundesland Tirol unter Anwendung des beschriebenen Datensystems und somit auf Basis einer in der Regel guten Datenlage aus der Eigen- und Betriebsüberwachung beantwortet.

Das Tiroler Datensystem blieb in den letzten 15 Jahren grundsätzlich dasselbe, wenn auch verschiedensten Updates und Optimierungen erfolgten, teilweise aus eigenem Antrieb der an diesem gemeinsamen System Beteiligten, teilweise aber auch durchaus „erzwungen“: die ersten Versionen der Betriebsprotokolle wurden unter MS Windows '95 und MS Excel 5 betrieben. Über diverse Zwischenstufen hat die Entwicklung am Markt zu MS Windows 7 bzw. MS Office 2010 geführt. Auch diesem Druck konnte DIGIPROT standhalten und kompatibel bleiben.

Bei den Systempartnern außerhalb des Bundeslandes Tirol hingegen waren seit der Einführung von DIGIPROT vor 15 Jahren durchaus grundlegendere Umstellungen zu verzeichnen. Bis zum Jahr 2002 fragte der Bund etwa Daten für den damals relevanten Gewässerschutzbericht bei den Ländern ab. Spätestens mit der WRG-Novelle 2003 änderten sich Fragen, Methoden und Werkzeuge des Berichtswesens deutlich. Zunächst wurde für das Berichtswesen hinsichtlich kommunaler und größerer betrieblicher Abwasserreinigungsanlagen vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft beim Umweltbundesamt die „Kläranlagendatenbank“ eingerichtet. Auch dieses System war im Wesentlichen anhand des beschriebenen Tiroler Datensystems mit dem erforderlichen Input durch die Landesverwaltung bedienbar.

Die frühere „Kläranlagendatenbank“ ist inzwischen praktisch in das „Emissionsregister“ übergeführt (Elektronisches Register zur Erfassung aller wesent-

lichen Belastungen von Oberflächenwasserkörpern durch Emissionen von Stoffen aus Punktquellen (EmRegV-OW), BGBl. II Nr. 29/2009). Damit verlagert sich die Meldepflicht – zumindest teilweise – von der Ebene der Landesverwaltung hin zu den einzelnen Anlagenbetreibern, wobei auch diese sich beim Erfüllen der für sie neuen Pflichten der Daten aus dem bewährten Tiroler System bedienen können, abgesehen von Parametern die bisher kein Thema der Fremdüberwachung und schon gar nicht der Eigen- und Betriebsüberwachung auf Abwasserreinigungsanlagen waren. Bei diesen Parametern besteht vielleicht ja noch Anlass zur Hoffnung, dass sie weder auf Dauer, noch für alle (kommunalen) Kläranlagen zum Pflichtprogramm gehören.

Auch im Bereich des IPPC-Rechts und der entsprechenden Berichtspflichten waren einige Änderungen innerhalb relativ kurzer Zeit zu verzeichnen. Das Europäische Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister (PRTR) löste im Jahr 2006 das Europäische Schadstoffemissionsregister (EPER) ab. Außerdem haben sich alle Datenflüsse inzwischen an den Vorgaben des Elektronischen Datenmanagements (EDM) des Bundes zu orientieren, was die Aufgaben auf Landesebene im kläranlagenbezogenen Berichtswesen nicht gerade erleichtert hat.

Als Aspekt des Berichtswesens im weiteren Sinn ist an dieser Stelle noch zu erwähnen, dass Auswertungen von Kläranlagendaten auf Landesebene die Grundlage für Aktivitäten der Öffentlichkeitsarbeit im Bereich der Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft des Landes Tirol darstellen. Diese Aktivitäten müssen allerdings in Anbetracht der äußerst knappen Ressourcen für derartige Aufgaben häufig auf die jährliche Publikation des Kläranlagenkatasters Tirol (DIGIKAT; ATR, 2010) beschränkt werden.

3.4 Anwendungsbereich Kooperation Anlagenbetreiber mit Verwaltung

Dieser Abschnitt beschäftigt sich mit der Verwendung von Kläranlagendaten auf Ebene der Tiroler Landesverwaltung, insbesondere der Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft im Amt der Tiroler Landesregierung in Tätigkeitsbereichen, in denen die Landesverwaltung weiterhin zunehmend unter Druck steht. Unter der Überschrift „Kooperation Anlagenbetreiber mit (Landes-)Verwaltung“ sind jene Arbeitsgebiete angesprochen, die mit Begriffen wie „Beratung“, „Unterstützung“, „Betreuung“ oder ähnlichen in Verbindung stehen, ohne dass ein unmittelbarer Zusammenhang mit einem (hoheitlichen) Verwaltungsablauf

erkennbar ist. Dazu zählt nicht zuletzt auch die Beteiligung der Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft des Landes Tirol an Aktivitäten des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes (ÖWAV), hier wiederum im gegenständlichen Zusammenhang besonders zu erwähnen die Mitarbeit an der Betreuung der Kläranlagen-Nachbarschaften (KAN; ÖWWV, 1991). Leider stehen in Zeiten immer knapper werdender öffentlicher Mittel und dementsprechend reduzierter Personalausstattung sowie verschärftem Trend zu „schlanken“ Verwaltungsstrukturen (von diesen Trends ist aus Sicht des Verfassers die Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft überdurchschnittlich betroffen) jene Tätigkeitsbereiche besonders in Diskussion, die aus den Einsatzgebieten der Landesverwaltung auszulagern seien, weil „Beratung“ etc. nicht zu den Kernaufgaben der (hoheitlichen) Landesverwaltung gehöre und daher in Zeiten wie diesen „verzichtbare“ Aufgaben seien. Ob auf Basis einer derartigen Einstellung allerdings längerfristig tatsächlich nachhaltig gespart wird, sei dahin gestellt. Jedenfalls ist aufgrund von mehrjährigen praktischen Erfahrungen des Verfassers anzumerken, dass das Engagement der Landesverwaltung in diesem umstrittenen Bereich unzweifelhaft in ursächlichem Zusammenhang steht mit wesentlichen Leistungen und Erfolgen im Interesse einer geordneten, effizienten Siedlungswasserwirtschaft im Land Tirol.

3.4.1 ÖWAV-Kläranlagen-Nachbarschaften

In der Tiroler Nachbarschaftsarbeit hat die Beschäftigung mit Daten der teilnehmenden Kläranlagen von Beginn an Tradition und wird hier mit Erfolg praktiziert. Die fachliche Auseinandersetzung mit diesen Daten ist fixer Bestandteil praktisch jedes Kläranlagen-Nachbarschaftstages in Tirol, wobei für die Form verschiedene Ansätze gewählt werden. Für den allgemeinen Überblick über die einzelnen Anlagen wird häufig der Kläranlagenzustandsbericht (ÖWAV, 1999) in unterschiedlichen Darstellungsweisen herangezogen. In der Regel stellt jede teilnehmende Tiroler Kläranlage ihre Betriebsdaten in dieser Form für weitere Auswertungen auch auf Ebene des ÖWAV zur Verfügung, was österreichweit durchaus nicht selbstverständlich ist.

Die Betreuer der ÖWAV-Kläranlagen-Nachbarschaften in Tirol legen seit Beginn der Nachbarschaftsarbeit in Tirol auch großen Wert auf eine weitere Form der Auseinandersetzung mit Kläranlagendaten, nämlich die Vergleichsmessungen an Proben des Zulaufs und des Ablaufs der Kläranlagen, an denen die Nachbarschaftstage stattfinden. Vergleichsmessungen und das kritische Hinter-

fragen der erzielten Ergebnisse sind ein zentrales Element jedes Nachbarschaftstages in Tirol, zumal sie der Qualitätssicherung, besonders jener der Eigenüberwachung, dienen und von der Qualität dieser Daten verschiedenste weitreichende Konsequenzen für den Anlagenbetrieb abhängen.

3.4.2 Bearbeitung ausgewählter Themen in Workshops

Neben der Beteiligung der Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft des Landes Tirol an der Betreuung der ÖWAV-Kläranlagen-Nachbarschaften wurden immer wieder anlassbezogen Themen aufgegriffen, die für den Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen landesweit von besonderer Bedeutung sind und bei denen Kläranlagendaten eine wesentliche Rolle spielen. Als Beispiele seien hier erwähnt die Workshops mit dem Betriebspersonal der Tiroler Kläranlagen zu Fragen der möglichst optimalen Betriebsführung von Anlagen mit ausgeprägten Spitzenbelastungen durch den Winterfremdenverkehr oder zur systematischen Vorsorge, um Betriebsstörungen durch kritische Stoffe im Kläranlagenzulauf frühzeitig zu erkennen und bestmöglich zu beherrschen.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Für die Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft im Amt der Tiroler Landesregierung ist das nunmehr 15 Jahre in Verwendung stehende einheitliche EDV-Betriebsprotokoll DIGIPROT nicht mehr wegzudenken. Es bildet die Basis praktisch jeder Erledigung von Amtssachverständigen, bei der kommunale Abwasserreinigungsanlagen, deren aktuelle Belastung oder deren zukünftig allenfalls mögliche Belastbarkeit und die damit zusammenhängende Reinigungsleistung der Anlagen Thema sind. Auch für das Erstellen von regelmäßig beim Land Tirol eingeforderten Berichten, etwa seitens des Bundes zur Erfüllung von Verpflichtungen aufgrund von Rechtsgrundlagen der Europäischen Union, sind dieses System und die damit verwalteten Daten von Kläranlagen unverzichtbar.

Nicht zuletzt eignen sich die DIGIPROT-Daten aber auch für den direkten Einsatz als Eingangsdaten für Simulationen, die in der jüngeren Vergangenheit für besondere Fragestellungen seitens des Landes Tirol beauftragt wurden. Beispiele für weitere Anwendungen von Kläranlagendaten in den verschiedenen

Arbeitsbereichen der Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft des Amtes der Tiroler Landesregierung wurden im vorliegenden Beitrag erläutert.

Wenn auch die Entstehung und Verwendung von Betriebsdaten der Abwasserreinigungsanlagen in Tirol, insbesondere von Daten aus der Eigenüberwachung und aus der Betriebsüberwachung dieser Anlagen, vergleichsweise klar geregelt ist und sich diese Regelungen in den 15 Jahren seit ihrer Einführung beispielhaft gut bewährt haben, besteht doch Optimierungsbedarf hinsichtlich der Erfassung bzw. Aktualisierung und zweckmäßigen Verwaltung von allgemeinen Daten zu den Strukturen der Siedlungswasserwirtschaft, wie landesweiten Daten über aktuelle Entsorgungsbereiche und Anschlussgrade oder zugehörige Kanalisationsanlagen. Auch betreffend zweckmäßige Verknüpfungen zwischen Informationen aus den Teilbereichen der Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft - Abwasserentsorgung, Wasserversorgung und Grundwasserbewirtschaftung - wären im Land Tirol zu intensivieren. Inwieweit die Beteiligung des Landes Tirol an der bundesländerübergreifenden Kooperation beim Betrieb von Landes-Wasserinformationssystemen (Stichwort: „WIS 47“) hier entscheidende Verbesserungen bringt, ist derzeit aus Sicht des Verfassers noch nicht verlässlich absehbar.

5 Literatur

- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (ATLR, 2003): Abwasserentsorgung in Tirol, Bericht 2002. Bearbeitung: Abteilung Wasserwirtschaft, Sachgebiet Siedlungswasserwirtschaft. Innsbruck
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (ATLR, 2010): Kläranlagenkataster Tirol 2009. Bearbeitung: Abt. Wasserwirtschaft / Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft. Innsbruck
- BGBI. Nr. 186/1996: Allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV)
- BGBI. Nr. 210/1996: Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser) i.d.F. BGBI. II Nr. 392/2000
- BGBI. II Nr. 222/1998: Indirekteinleiterverordnung – IEV, i.d.F. BGBI. II Nr. 523/2006
- BGBI. II Nr. 29/2009: Elektronisches Register zur Erfassung aller wesentlichen Belastungen von Oberflächenwasserkörpern durch Emissionen von Stoffen aus Punktquellen (EmRegV-OW)
- ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWAV, 1995): Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen (inkl. Musterprotokolle

- samt Erläuterungen). ÖWAV-Regelblatt 13. Zweite, vollständig überarbeitete Auflage. Wien
- ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWAV, 1998a): Beiblatt zum ÖWAV-Regelblatt 13. Wien
- ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWAV, 1998b): Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen. ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 1: Fremdüberwachung gem. 1. AEV für kommunales Abwasser. Zweite, vollständige überarbeitete Auflage. Wien
- ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWAV, 1998c): Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW). ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 14. Wien
- ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWAV, 1999): Kläranlagenzustandsbericht. ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 22. Wien
- ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWAV, 2000): Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen. ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 2: Gesamtprüfung. Zweite, vollständige überarbeitete Auflage. Wien
- ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWAV, 2010a): Kanal- und Kläranlagennachbarschaften 2010. Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen, Folge 18. Wien, 2010
- ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWAV, 2010b): Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW). ÖWAV-Arbeitsbehelf 14. 3., vollständig überarbeitete Auflage. Wien
- ÖSTERREICHISCHER WASSERWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWWV, 1982): Erläuterungen zu den Betriebsprotokollen für Abwasserreinigungsanlagen. ÖWWV-Regelblatt 13. Wien
- ÖSTERREICHISCHER WASSERWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWWV, 1991): Kläranlagennachbarschaften in Österreich – Ein Beitrag zur Reinhaltung der Gewässer. ÖWWV-Arbeitsbehelf Nr. 8. Wien
- WILDT St. (1998): Kläranlagenzustandsbericht. Wiener Mitteilungen Bd. 147, S. 341-377
- WILDT, St. (2003): Eigenüberwachung von Kläranlagen in Tirol: Nutzung eines einheitlichen Datensystems durch Kläranlagenaufsicht und Betreiber. Wiener Mitteilungen, Band 187, Seite 197-220
- WILDT, St. (2008): (Anlagen-) Planung 2008 aus amtlicher Sicht. Wiener Mitteilungen, Band 208, Seite 1-28

Korrespondenz an:

Dr. Stefan WILDT

Amt der Tiroler Landesregierung
Abteilung Wasserwirtschaft
Leiter Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft

Herrengasse 1
6020 Innsbruck

Telefon: +43 (0)512/508-4233
Fax: +43 (0)512/508-4205
E-Mail: stefan.wildt@tirol.gv.at

Homepage: www.tirol.gv.at/wasser

Überwachung von Kläranlagen – Endstation Datenfriedhof? Was interessiert den Bund und Brüssel?

Ernst Überreiter

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,
Abteilung Internationale Wasserwirtschaft

Abstract: Bei der Überwachung von Kläranlagen fällt eine Vielzahl von Daten an, die zum Teil aufbereitet und an die Behörden übermittelt werden müssen. Hier verliert sich für den Einzelnen zumeist die Spur der Daten, speziell wenn die Anlage korrekt arbeitet und keine direkte behördliche Rückmeldung erfolgt. Tatsächlich dienen diese Daten, die seit Kurzem im Emissionsregister erfasst werden, auf Bundesebene als wertvolle Basis für die wasserwirtschaftliche Planung sowie zur Erfüllung von internationalen Berichtsverpflichtungen. Die Europäische Kommission wiederum nutzt die Daten zur Überprüfung der Umsetzung und zur allfälligen Weiterentwicklung des Gemeinschaftsrechts sowie zur Information der Öffentlichkeit über den Umweltzustand in der EU. Liegen diese Daten in einem EU Mitgliedsstaat nicht vor, oder lässt sich dadurch eine mangelhafte Umsetzung von Gemeinschaftsrecht nachweisen, stehen in Zukunft vermehrt Strafzahlungen durch Vertragsverletzungsverfahren ins Haus. Im Sinne größtmöglicher Transparenz wird der Umsetzungsstand gesetzlicher Vorgaben durch die Verwendung von Kläranlagendaten sowohl durch das Lebensministerium als auch auf EU Ebene in Berichten dokumentiert und die Daten in Form von Karten öffentlich zugänglich gemacht.

Key Words: EU Kommunale Abwasserrichtlinie, Berichtswesen, Kläranlagendatenbank, Emissionsregister

1 Einleitung

Unbehandeltes Abwasser kann die Gesundheit der Menschen und die Umwelt gefährden. In Österreich hat man das bereits in den 1960er Jahren erkannt. Nachdem viele Gewässer zu Kloaken geworden sind und besonders die

eutrophierten Seen für den Tourismus immer unattraktiver wurden, war ein Ausbau der Kanalisationen und Kläranlagen unumgänglich.

Das Ziel der Reinhaltung aller Gewässer, das in §30 des österreichischen Wasserrechtsgesetzes festgeschrieben ist, bedingt eine Behandlung von häuslichen Abwässern in Kläranlagen. In Österreich wurde, nicht zuletzt durch hohe Investitionsförderungen in die Siedlungswasserwirtschaft, bereits ein hoher Ausbaugrad erreicht. Ende 2008 waren rund 92% der österreichischen Bevölkerung an eine zentrale Kläranlage angeschlossen, wobei aufgrund der Topographie und der Siedlungsstruktur in Zukunft nur mehr eine geringe Steigerung des Anschlussgrades zu erwarten ist.

Die kommunale Abwasserbehandlung ist aber nicht nur ein innerösterreichisches Thema. Auch auf EU Ebene wurde die kommunale Abwasserbehandlung - vorrangig in Form der EU Richtlinie 91/271/EWG - geregelt. Denn Flüsse, in die das behandelte Abwasser eingeleitet wird, machen nicht an der Staatsgrenze halt. Nährstofffrachten, die in den Oberliegerstaaten in Gewässer gelangen, können zur Eutrophierung in den empfangenden Meeresgewässern beitragen. Rumänien hat im Jahr 2007 das Donaudelta und die Schwarzmeerküste als (Nährstoff-)empfindliche Gebiete ausgewiesen. Dadurch werden auch an die Abwasserbehandlung in Österreich als Oberlieger im Einzugsgebiet eines empfindlichen Gebietes erhöhte Reinigungsanforderungen gestellt. Für die Flussgebietseinheiten Rhein und Elbe als Einzugsgebiet der Nordsee gilt dies analog.

Der Stand der Technik für kommunale Kläranlagen, um die geforderten Reinigungsleistungen von kommunalem Abwasser zu erfüllen, ist in Österreich durch die 1. Abwasseremissionsverordnung geregelt. Es sind darin Emissionsbegrenzungen für BSB₅, CSB, TOC und die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor definiert. Weiters ist die ebenso wichtige Überwachung zur Einhaltung der vorgegebenen Emissionsbegrenzungen geregelt.

Diese Überwachungsdaten sind - abgesehen von der Überprüfung der Einhaltung nationaler Vorschriften - auch international bzw. auf EU Ebene von Interesse.

Kläranlagenbetreiber sind heute zu einer detaillierten Überwachung und Datenerhebung auf ihren Anlagen verpflichtet. Die erhobenen Daten müssen zumeist aufbereitet und an Behörden übermittelt werden.

In diesem Beitrag wird der Weg der Daten und die breite Verwendung durch den Bund und auf EU Ebene aufgezeigt. Es wird klargestellt, dass die Daten keineswegs auf der „Endstation Datenfriedhof“ landen.

2 Was interessiert den Bund?

Zumeist verliert sich für den einzelnen Kläranlagenbetreiber die Spur der von ihm erhobenen und aufbereiteten Daten, sobald diese an die Behörden übermittelt wurden. Dies speziell, wenn die Anlage korrekt arbeitet und keine direkte behördliche Rückmeldung erfolgt. Gerade in den Fällen, wenn offenbar „eh alles passt“, stellt sich die Frage, wozu die Behörde diese Daten sammelt. Zuweilen wird auch der Vorwurf eines Datenfriedhofs erhoben. Dieser Vorwurf, unnötigen Aufwand zu betreiben, muss speziell in Zeiten immer knapper werdender Ressourcen klar entkräftet werden.

2.1 Anlass der Datensammlung auf Kläranlagen

Kläranlagen gelten neben diffusen Quellen als signifikante punktuelle Belastungen von Gewässern. Neben einer Überwachung der Gewässerqualität in den Gewässern selbst, ist es auch notwendig dort zu messen, wo die Belastung herkommt. Damit erklärt sich die fachliche Notwendigkeit für die Behörden, Informationen zu einzelnen Kläranlagen zu halten.

Denn nur durch eine fundierte Datenbasis über die Belastungssituation der Gewässer können eine zielgerichtete wasserwirtschaftliche Planung erfolgen, und allfällige Lücken im nationalen Gesetzesbestand sowie auf EU Ebene geschlossen werden.

Wesentlichste wasserwirtschaftliche Planungsinstrumente sind die Gewässerbewirtschaftungspläne einschließlich der Maßnahmenprogramme. Auf Bundesebene ist das der Nationale Gewässerbewirtschaftungsplan und in den internationalen Flussgebietseinheiten Donau, Rhein und Elbe sind dies die Bewirtschaftungspläne der Gewässerschutzkommissionen. Alle greifen auf eine wesentliche Basisinformation über die punktuelle Gewässerbelastung zu, nämlich Daten aus der kommunalen Abwasserbehandlung.

Ein wichtiger Grund für die Datensammlung auf Bundesebene ist weiters, EU Berichtspflichten abdecken zu können.

Über diese Daten hinaus werden für spezifische Prozesse, wie das Kläranlagen – Benchmarking oder für Planung und Abwicklung der Investitionsförderungen in

der Siedlungswasserwirtschaft, weitere Kläranlagendaten erhoben. Diese Prozesse werden hier nicht behandelt.

2.1.1 Welche Daten benötigt der Bund von den Kläranlagenbetreibern?

Die Abwasserentsorgung eines Siedlungsgebietes muss über die Kanalisation, die Kläranlage und den Einleitepunkt bis ins aufnehmende Gewässer nachvollzogen werden können. Emissionsvorgaben für Kläranlagen müssen nachweislich eingehalten werden. Auf Bundesebene sind Informationen zu einzelnen Kläranlagen mit einer Ausbaugröße ab 2.000 EW₆₀ besonders wichtig, da in diesen - lediglich rund 640 Anlagen - ein Großteil der gesamten Abwasserfracht behandelt wird.

Kerndaten für den Bund sind:

- allgemeine Stammdaten (z.B. Adresse und Lage der Kläranlage),
- wasserwirtschaftliche Stammdaten (z.B. bewilligte Art und Menge des einzuleitenden Abwassers, maximal zulässige Tagesfrachten) und
- wasserwirtschaftliche Bewegungsdaten (z.B. Abwassermenge in m³/a, Jahresfrachten von BSB₅, CSB, N_{ges}, P_{ges} für Zu- und Ablauf in kg/a)

Eine detaillierte Aufstellung dazu findet sich in Anlage B.1 EmRegV-OW.

Um hier den notwendigen Datenfluss sicherzustellen, ist seit 1. Februar 2009 die Emissionsregister-Verordnung für Oberflächengewässer (EmRegV-OW) in Kraft. Demnach sind alle Abwasseranlagen mit einem Bemessungswert von nicht kleiner als 2.000 EW₆₀ im Emissionsregister (unter Angabe eines festgelegten Datensatzes) zu erfassen.

Kläranlagen sind generell wasserrechtlich bewilligungspflichtig und die Behörde muss in ihrem Bewilligungsbescheid Auflagen zur Begrenzung von Frachten und Konzentrationen schädlicher Abwasserinhaltsstoffe vorschreiben.

2.1.2 Welche Daten benötigt der Bund zusätzlich von den Bundesländern?

Im Sinne der mittelbaren Bundesverwaltung verwalten die Bundesländer die Umsetzung der wasserrechtlichen Vorgaben. Die Landeshauptleute bzw. die Bezirkshauptmannschaften erteilen wasserrechtliche Bewilligungen und überprüfen deren Einhaltung. Auf regionaler Ebene liegt ein reichhaltiges Detailwissen zu einzelnen Kläranlagen vor. Es ist daher sinnvoll, dass die Bundesländer die Eingaben der Registerpflichtigen ins Emissionsregister prüfen, bevor die Daten auf Bundesebene und für internationale Planungen und Berichtspflichten weiterverarbeitet werden.

Weiters sind speziell zur Erfüllung internationaler Berichtsverpflichtungen diverse Auswertungen und Summenmeldungen notwendig, die über die Daten im Emissionsregister hinausgehen und nur durch die Bundesländer - auf Basis ihres Detailwissens - beigestellt werden können:

- Erfüllt die Kläranlage die Emissionsbegrenzungen bezüglich BSB₅, CSB, N, P
- Anschlussgrad pro Bundesland in % (angeschlossene Einwohner an kommunale Kläranlagen)
- Klärschlammanfall und dessen Verwertungs-/Entsorgungspfad (landwirtschaftliche Verwertung, Verbrennung, Deponierung, Sonstige) in t TS/a für Kläranlagen ≥ 2.000 EW₆₀
- Jahressummenmeldungen zu Kläranlagen < 2.000 EW₆₀
- Anteil der auf Kläranlagen über Fäkalübernahmestationen eingebrachten Belastung (EW₆₀) in %

2.1.3 Datensammlung

Vor in Kraft Treten der EmRegV-OW erfolgte die Datensammlung bezüglich Abwasserbehandlung in Österreich - speziell zur Erfüllung der Berichtspflichten unter der EU Kommunalen Abwasserrichtlinie - über die Kläranlagendatenbank des Bundes. Diese wurde in der Regel jährlich durch die Bundesländer befüllt. Einerseits waren für jedes der rund 640 Siedlungsgebiete bzw. jede Kläranlage ab 2.000 EW₆₀ spezifische Daten einzutragen, andererseits aber auch Jahressummenmeldungen für z. B. Kläranlagen mit weniger als 2.000 EW₆₀ oder Klärschlammanfall und -entsorgungspfad.

Ab 2009 erfolgt die Datensammlung zu Kläranlagen ab 2.000 EW₆₀ auf Basis des Emissionsregisters, worauf zukünftig neben weiterhin notwendigen Summenmeldungen durch die Bundesländer die nationalen Berichtsverpflichtungen gegenüber der Europäischen Kommission aufbauen werden.

Die Überführung des Datenflusses der sektoral ausgerichteten Kläranlagendatenbank in das Emissionsregister war ein logischer Schritt im Sinne einer modernen Berichtsdatenverwaltung. Durch die gemeinsame Datenhaltung verschiedener Emissionsdaten in einem Emissionsregister ist die Übereinstimmung der Datenmeldungen für unterschiedliche EU Berichtsverpflichtungen gewährleistet.

Eine vollständige und zeitgerechte Befüllung des Emissionsregisters durch jeden einzelnen Registerpflichtigen ist wesentliche Grundlage zur Erfüllung der internationalen Berichtsverpflichtungen Österreichs.

2.2 Information der Öffentlichkeit

Der Einsatz öffentlicher Mittel in der wasserwirtschaftlichen Verwaltung soll als Nachweis eines effizienten Arbeitens und im Sinne größtmöglicher Transparenz offengelegt werden. Außerdem soll der interessierte Bürger die Möglichkeit erhalten, aktiv am wasserwirtschaftlichen Planungsprozess teilzunehmen. Um dies zu gewährleisten, werden auf Bundesebene vorliegende Daten aufbereitet und in allgemein verständlicher Form als Karten, Tabellen und Texte der Öffentlichkeit zugänglich gemacht.

Über das Wasserinformationssystem Austria (WISA) stellt das Lebensministerium derart aufbereitete Informationen zu allen wesentlichen wasserwirtschaftlichen Themenbereichen zur Verfügung. Im Wasser-GIS wird unter anderem eine interaktive Karte aller kommunalen Kläranlagen ≥ 2.000 EW₆₀ mit Datenstand 31.12.2008 angeboten. Über ein Informationsfeld können Angaben zu Einzelanlagen, wie Bezeichnung und Ausbaugröße, abgefragt werden.

Grundlage dieser Information ist die Kläranlagendatenbank des Bundes bzw. zukünftig das Emissionsregister.

Siehe dazu unter: <http://wisa.lebensministerium.at/> → GeoInfo (GIS) → Sonstige Fachkarten → Kommunale Abwasser RL

3 Was interessiert Brüssel?

Die Europäische Kommission ist die „Hüterin der EU Verträge“. Dementsprechend kann und muss sie die Umsetzung der verschiedenen Rechtsmaterien in den einzelnen EU Mitgliedstaaten überprüfen und bewerten. Die rechtliche Basis dafür ist einerseits im EU Vertrag (EUV) und andererseits in den einzelnen EU Richtlinien oder EU Verordnungen gelegt.

Außerdem wirkt die Europäische Kommission als Treiber bei Umweltverbesserungen in Europa und in Richtung einer allfälligen Weiterentwicklung des Gemeinschaftsrechts. Unabdingbare Grundlage für sämtliche Maßnahmen ist auch auf internationaler Ebene eine gute Datenbasis.

Im Rahmen der Kommunalen Abwasserrichtlinie 91/271/EWG ist die rechtliche Basis zur Datensammlung für die Europäische Kommission in den folgenden Artikeln gegeben:

- Artikel 15 sieht vor, dass die EU Mitgliedstaaten Informationen über die Sammlung, Behandlung und Einleitung von kommunalem Abwasser sowie über die aufnehmenden Gebiete sammeln und bereithalten. Auf Anfrage der Europäischen Kommission sind diese Informationen zu übermitteln.
- Artikel 16 schreibt vor, dass alle zwei Jahre ein so genannter „Lagebericht über die Umsetzung dieser Richtlinie“ an die Europäische Kommission zu liefern ist. Der letzte Lagebericht wurde von Österreich im Jahr 2010 an die Europäische Kommission geliefert. Dieser ist auch über die Homepage des Lebensministeriums verfügbar.
<http://publikationen.lebensministerium.at> → Wasser → Abwasser
- Artikel 17 sieht wiederum vor, dass die EU Mitgliedstaaten ein nationales Ausbauprogramm zur Errichtung von Kanalisationen und Abwasserbehandlungsanlagen erstellen, erforderlichenfalls fortschreiben und die Europäische Kommission alle zwei Jahre informieren. Österreich hat dies zuletzt im Jahr 2002 getan und erfüllt mit 2005 vollständig die Vorgaben der Richtlinie, was die Europäische Kommission in ihrem 5. Umsetzungsbericht bestätigt.

3.1 Überprüfung der Richtlinienumsetzung

Zur besseren Veranschaulichung bleiben wir auch bei der Überprüfung der Richtlinienumsetzung beim Beispiel der Kommunalen Abwasserrichtlinie.

Die bereits oben genannten Artikel 17 Ausbauprogramme dienen als wichtige Information für die Europäische Kommission, um speziell für die jüngeren Mitgliedstaaten, für die noch Umsetzungsfristen der Richtlinie laufen, die Fortschritte des Ausbaus der Abwasserbehandlung bewerten zu können.

Auf Basis der Daten der Artikel 15 Fragebögen erstellt die Europäische Kommission alle zwei Jahre Umsetzungsberichte für alle Mitgliedsstaaten.

Zuletzt wurde im Jahr 2009 der 5. Umsetzungsbericht veröffentlicht, siehe:

http://ec.europa.eu/environment/water/water-urbanwaste/implementation/implementationreports_en.htm

Österreich erfüllt gemäß dem 5. Umsetzungsbericht zur Kommunalen Abwasserrichtlinie (neben Deutschland und den Niederlanden) sämtliche Vorgaben der Richtlinie, auch die der erweiterten Abwasserbehandlung zur Entfernung von Stickstoff und Phosphor.

Die Europäische Kommission konnte lediglich für elf der 27 Mitgliedstaaten die Einhaltung der Richtlinie überprüfen. Gründe, warum bei den übrigen Mitgliedsstaaten keine Überprüfung erfolgte, sind, dass entweder keine Daten geliefert wurden oder die Umsetzungsfristen der Richtlinie noch nicht ausgelaufen waren. Es wurden Siedlungsgebiete ≥ 2.000 EW betrachtet. Als Datenstand wurden die Jahre 2005 bzw. 2006 herangezogen.

Um die Tragweite der Überprüfung der Europäischen Kommission deutlich zu machen und die Wichtigkeit einer dafür nötigen, entsprechend vollständigen Datenbasis darzulegen, werden die Auswertungen und Ergebnisse im Detail kurz skizziert:

- Erfüllung von Artikel 3 der RL - Anschluss an eine Kanalisation:

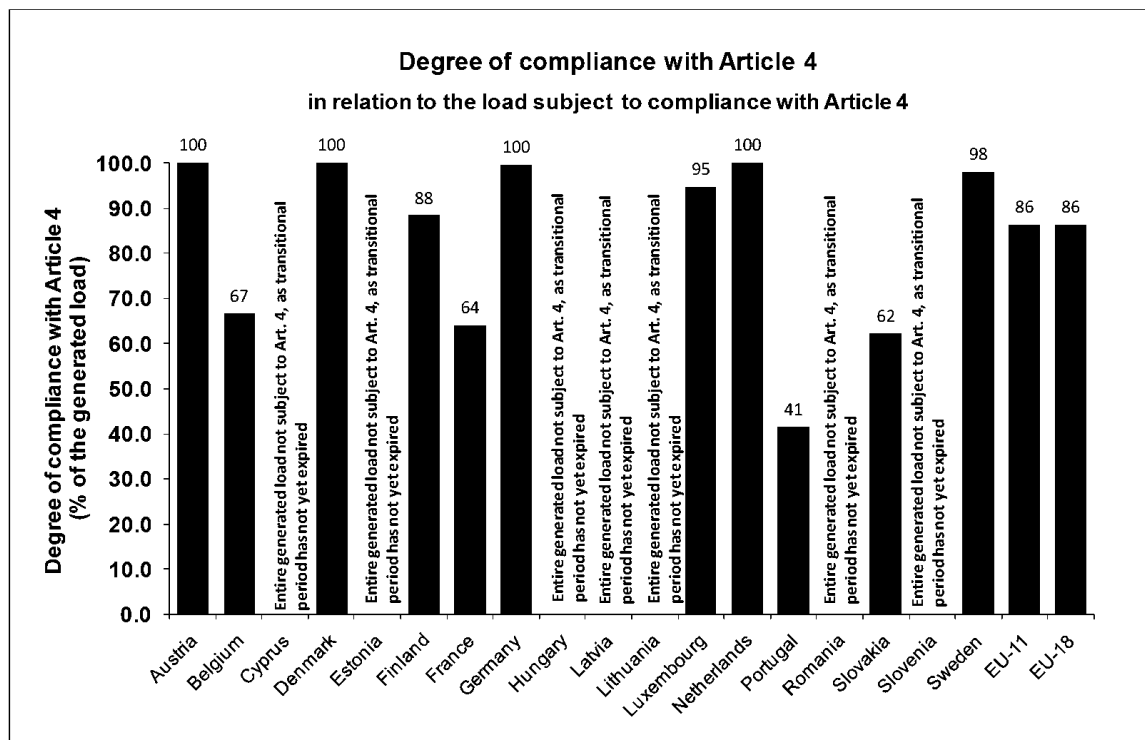
In Österreich werden 98,8% der Schmutzfracht aller Siedlungsgebiete ab 2.000 EW₆₀ über eine Kanalisation gesammelt, während der Rest über individuelle Systeme oder andere geeignete Maßnahmen entsorgt wird. Deshalb wird Österreich durch die Europäische Kommission eine 100%ige Erfüllung von Artikel 3 attestiert.

- Erfüllung von Artikel 4 der RL – Zweitbehandlung oder gleichwertige Behandlung:

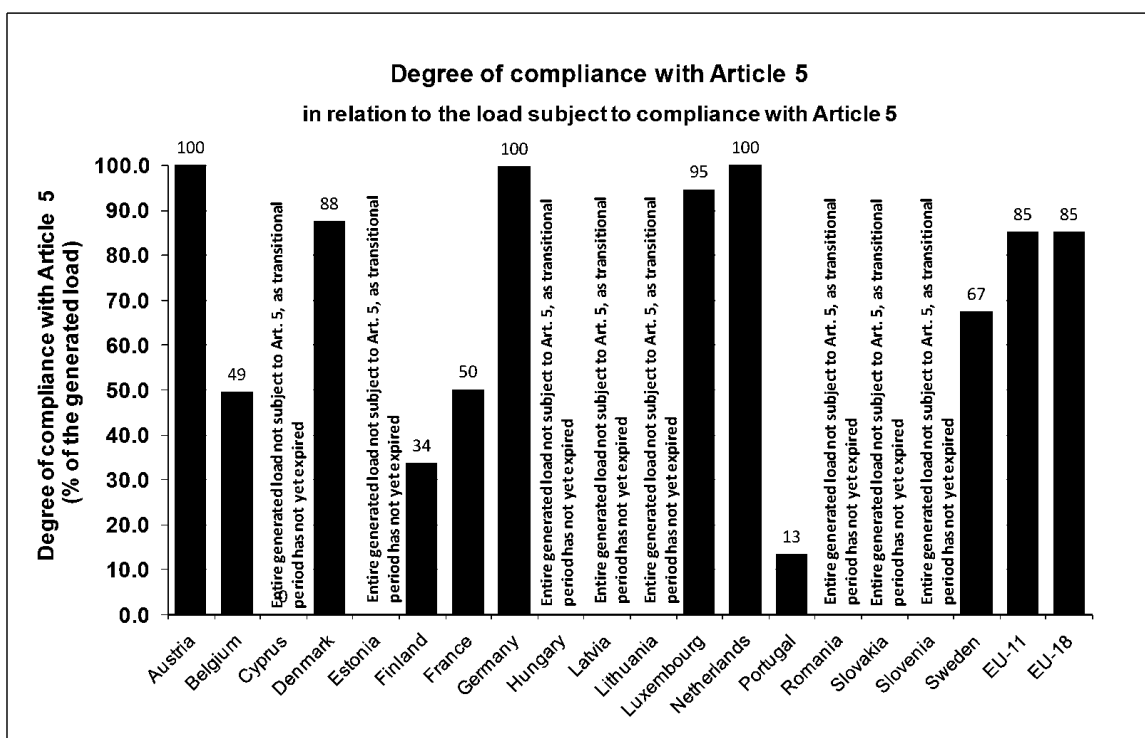
In Österreich, Deutschland, den Niederlanden und Dänemark sind 100% der Siedlungsgebiete mit Zweitbehandlungen versehen, in Schweden 98%, in Luxemburg 95%, in Finnland 86%. Signifikant geringere Werte werden in Belgien, Frankreich, Portugal und der Slowakei erzielt.

- Erfüllung von Artikel 5 der RL – weitergehende Behandlung:

In Österreich, Deutschland und den Niederlanden werden die Richtlinienziele zur weitergehenden Abwasserbehandlung, also der Entfernung von Stickstoff und Phosphor, zu 100% erfüllt. Es folgen Luxemburg mit 95%, Dänemark mit 88% sowie Schweden, Frankreich, Belgien, Finnland und Portugal mit geringeren Werten.



Quelle: 5. Umsetzungsbericht der Europäischen Kommission zur EU Richtlinie 91/271/EWG, 2009



Quelle: 5. Umsetzungsbericht der Europäischen Kommission zur EU Richtlinie 91/271/EWG, 2009

- Ausweisung empfindlicher Gebiete:

14 Mitgliedstaaten (Österreich, Belgien, Dänemark, Estland, Finnland, Lettland, Litauen, Luxemburg, die Niederlande, Polen, Rumänien, die

Slowakei, Schweden, Tschechien) haben ihre gesamten Staatsgebiete als empfindliche Gebiete oder Einzugsgebiete von empfindlichen Gebieten gemäß Artikel 5(1) oder Artikel 5(8) ausgewiesen oder (wie Österreich) die strengeren Reinigungskriterien flächendeckend angewandt. Österreich hat gemäß Artikel 5(4) der RL nachgewiesen, dass die Gesamtbelastung aus allem kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen im Staatsgebiet sowohl von Phosphor (P_{ges}) insgesamt als auch Stickstoff insgesamt (N_{ges}) um jeweils mindestens 75% verringert wird. Tatsächlich wurde in Österreich mit Stand 2006 N_{ges} um 77% und P_{ges} um 88% reduziert.

In den übrigen 13 Mitgliedstaaten wurden einzelne Wasserkörper als empfindlich ausgewiesen.

- „Big Cities“ – Siedlungsgebiete > 150.000 EW₆₀:

Besonderes Augenmerk wurde auf Siedlungsgebiete mit mindestens 150.000 Einwohnergleichwerten gelegt. Diese sogenannten rund 300 "big cities" umfassen zahlenmäßig zwar lediglich 2% der Siedlungsgebiete, jedoch werden hier 40% der gesamten Schmutzfracht generiert. Während in Österreich die Abwässer aller großen Städte ordnungsgemäß entsorgt werden, besteht etwa in größeren Städten Rumäniens, Portugals, Frankreichs und Litauens noch Handlungsbedarf.

Lässt sich für die Europäische Kommission aus den Berichtsdaten der Mitgliedstaaten keine korrekte Umsetzung der Richtlinie nachweisen, kann dies - zukünftig vermehrt - zur Einleitung von Vertragsverletzungsverfahren führen. Beispielhaft wurden seitens der Europäischen Kommission im Jahr 2010 gegen Italien und Spanien, im Jahr 2009 gegen Frankreich und Großbritannien Verfahren wegen Nicht-Einhaltung der Kommunalen Abwasserrichtlinie vor den Europäischen Gerichtshof gebracht. Weiters haben 2009 Belgien, Luxemburg, Portugal, Frankreich und Deutschland Mahnschreiben wegen unzureichender Abwasserbehandlung in kleineren Siedlungsgebieten erhalten.

Im Falle einer Verurteilung durch den Europäischen Gerichtshof, wozu es bezüglich Kommunalen Abwasserrichtlinie bislang noch nicht kam, kann dies zu empfindlichen Geldstrafen für den betroffenen Mitgliedsstaat führen. Strafzahlungen werden in Form eines Pauschalbetrages und/oder eines Tagatzwangsgeldes, jeweils abhängig von Schwere und Dauer des Verstoßes sowie der Wirtschaftsleistung des Landes, verhängt.

3.2 Information der Öffentlichkeit – Karten und Datendownload

Die Information der Öffentlichkeit über Umweltdaten ist ein wesentliches Anliegen der Europäischen Kommission. Zusammen mit der Europäischen Umweltagentur arbeitet sie ständig an einer Ausweitung, aber auch besseren Koordinierung der Datenflüsse aus den Mitgliedsstaaten. Auf der Homepage der Europäischen Umweltagentur werden aus Daten, die die Europäische Kommission etwa über den Fragebögen unter der Kommunalen Abwasserrichtlinie sammelt, zu öffentlich zugänglichen Karten verarbeitet und zum Herunterladen in verschiedenen Datenformaten angeboten:

<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps>

Derzeit werden zwei interaktive Karten (Kläranlagen und Siedlungsgebiete) zur kommunalen Abwasserbehandlung in der EU angeboten. Damit wird ein gutes Bild über die Dichte des Kläranlagennetzes und die Verteilung der Ausbaustufen von Einzelanlagen in den verschiedenen Mitgliedsstaaten vermittelt. Über eine Zoom-Funktion und ein Informationsfeld können Detailangaben zu Einzelanlagen oder -siedlungsgebieten abgefragt werden:

<http://www.eea.europa.eu/themes/water/interactive/soe-wfd/uwwtd>

Die Europäische Kommission arbeitet derzeit an der Vereinheitlichung verschiedener Berichtsströme, wodurch Datenlieferungen der Mitgliedsstaaten zu einer bestimmten Richtlinie auch für andere Richtlinien verwendet werden können. Typisches Beispiel ist die Verwendung der Kläranlagendaten, die im Zuge der Berichtsverpflichtungen zur Kommunalen Abwasserrichtlinie geliefert wurden, auch zur Überprüfung der Vorgaben unter der Wasserrahmenrichtlinie.

4 EU Berichtspflichten - Datenfluss an einem Beispiel

In den Kapiteln 2 und 3 wurden bereits die Motive der Sammlung von Kläranlagendaten seitens des Bundes bzw. der Europäischen Kommission erläutert. Ob es nun die wasserwirtschaftliche Planung, Erfüllung von Berichtsverpflichtungen, Überprüfung von Richtlinienumsetzung oder die Information der Öffentlichkeit ist, Voraussetzung ist immer eine gute Datenbasis. Nur aufbauend auf einer fundierten Datenbasis können sinnvolle Auswertungen gemacht und tragfähige Aussagen getroffen werden. Mit diesen Aussagen deklariert sich Österreich z. B. im Zuge einer Berichtsverpflichtung

gegenüber der Europäischen Kommission und diese hat zu bewerten, ob damit die Vorgaben einer Richtlinie erfüllt sind, oder eben nicht.

4.1 Kommunale Abwasserrichtlinie - Rahmenbedingungen

Mit dem Beitritt Österreichs zur Europäischen Union und der damit zusammenhängenden Übernahme von EU Recht und EU Richtlinien sind die Fristvorgaben und die Berichtspflichten der „Richtlinie des Rates über die Behandlung von kommunalem Abwasser 91/271/EWG“ (kurz: Kommunale Abwasserrichtlinie) zu erfüllen. Die Fristen für die Umsetzung der Kommunalen Abwasserrichtlinie sind für die so genannten „alten“ EU 15 – Mitgliedstaaten mit 31. Dezember 2005 ausgelaufen. Der Stand der Umsetzung der Richtlinie wird seither von der Europäischen Kommission in periodischen Abständen überprüft. Dies erfolgt einerseits über die Lageberichte der Mitgliedstaaten gemäß Artikel 16 der Kommunalen Abwasserrichtlinie, die alle zwei Jahre an die Europäische Kommission zu übermitteln sind, und andererseits über Fragebögen der Europäischen Kommission gemäß Artikel 15(4) der Richtlinie, die innerhalb von sechs Monaten zu beantworten sind. Zuletzt wurden im Juli 2009 Fragen (in weiterer Folge: Fragebogen 2009) an die Mitgliedstaaten versendet.

Österreich hat den Fragebogen 2009 fristgerecht auf Basis von Daten der Kläranlagendatenbank des Bundes mit Stand 31.12.2008 beantwortet.

Ein zusammenfassender Bericht der österreichischen Beantwortung des Fragebogens 2009 (sowie alle übrigen österreichischen Berichte unter der Kommunalen Abwasserrichtlinie an die Europäische Kommission) können auf der Homepage des Lebensministeriums heruntergeladen werden:

<http://publikationen.lebensministerium.at> → Wasser → Abwasser

4.2 Datenfluss am Beispiel von Art. 15 Kommunale Abwasserrichtlinie

Im Folgenden werden Werdegang und Datenfluss zur Erfüllung einer EU Berichtsverpflichtung am Beispiel des Artikel 15 - Fragebogens zu Richtlinie 91/271/EWG erläutert:

1. Erstellung der Berichtsvorgaben

Die Europäische Kommission arbeitet gemeinsam mit den Mitgliedsstaaten mit ca. zwei Jahren Vorlauf die inhaltlichen Berichtsvorgaben und -parameter in Form eines Fragebogens aus. Dazu wurde eine eigene Berichtswesengruppe in Brüssel eingerichtet, wobei spezifisch österreichische Interessen durch einen

Vertreter des Lebensministeriums und die gemeinsame Bundesländervertreterin verfolgt werden. Die Meinung Österreichs in richtungsweisenden Entscheidungen zu Abwasserfragen ist aufgrund seiner langjährigen Erfahrung und Kompetenz gefragt. In diesem Stadium kann und konnten bereits breite Datenwünsche der Europäischen Kommission und der Europäischen Umweltagentur auf ein für Österreich verträgliches Maß abgemindert werden. Die Europäische Kommission ist nicht zu dieser Abstimmung verpflichtet, hat diese kooperative Vorgehensweise jedoch als Ziel führend erkannt.

2. Die Europäische Kommission sendet den Fragebogen aus

Auf Basis von Artikel 15(4) der Kommunalen Abwasserrichtlinie kann die Europäische Kommission jederzeit Fragen zur Umsetzung der Richtlinie an die Mitgliedsstaaten stellen. Diese sind innerhalb von sechs Monaten zu beantworten. Davon wurde in der Vergangenheit wiederholt Gebrauch gemacht. Zuletzt hat die Europäische Kommission in den Jahren 2007 und 2009 Fragebögen an die Mitgliedsstaaten ausgesendet.

Zuständige Behörde und Adressat des Fragebogens in Österreich ist der Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

3. Lebensministerium informiert die Bundesländer über den Fragebogen

Der Bund informiert die Bundesländer über die Schnittstelle der gemeinsamen Ländervertreterin zeitnah über das Eintreffen des Fragebogens. Weiters wird ein erster Vorschlag zur Vorgehensweise für dessen Befüllung vorgelegt.

4. Lebensministerium erstellt Befüllungsvorschlag für den Fragebogen

Das Lebensministerium erstellt einen Befüllungsvorschlag für den Fragebogen. Basis für den Befüllungsvorschlag war bislang die Kläranlagendatenbank des Bundes (üblicherweise Stand mit Ende des Vorjahres). Zukünftig wird auf das Emissionsregister zugegriffen werden.

5. Lebensministerium übermittelt Befüllungsvorschlag an die Bundesländer

Jedes Bundesland erhält einen bundeslandspezifischen Datensatz mit dem vom Bund vorbereiteten Befüllungsvorschlag und wird ersucht, diesen zu prüfen, zu korrigieren und allenfalls zu ergänzen. Weiters werden die Bundesländer um Ergänzung von Summenmeldungen ersucht. Als Fristvorgabe hat sich in der Vergangenheit zwei Monate bewährt.

6. Bundesländer übermitteln vollständigen Datensatz an Lebensministerium

Nach erfolgter Prüfung und Ergänzung des vom Bund vorbereiteten Befüllungsvorschlages übermitteln die Bundesländer ihre bundeslandspezifischen Datensätze an das Lebensministerium retour.

7. Lebensministerium bereitet die Bundesländerdatensätze auf

Entsprechend der Formatvorgaben der Europäischen Kommission zur Befüllung des Fragebogens müssen die Datensätze der Bundesländer formal aufbereitet werden. Hierbei wird das Lebensministerium durch das Umweltbundesamt unterstützt. In dieser Phase ergeben sich teilweise noch Rückfragen bezüglich unplausibler oder fehlender Daten an die Bundesländer, die im kurzen Weg geklärt werden.

8. Lebensministerium übermittelt vollständig befüllten Fragebogen für Österreich an die Europäische Kommission

Wie alle wasserrelevanten EU Richtlinien wurde nun auch das Berichtswesen der kommunalen Abwasserrichtlinie auf ein papierloses, elektronisches Berichtswesen umgestellt. Der befüllte Fragebogen wird direkt in eine Berichtsdatenbank der Europäischen Umweltagentur eingespielt. Das System führt automatisch eine erste Kontrolle auf Vollständigkeit und Plausibilität durch und bestätigt die Einspielung elektronisch.

Diese Berichtsdatenbank und alle nationalen Datensätze an die Europäische Kommission sind in der Regel öffentlich einsehbar unter:

<http://cdr.eionet.europa.eu/>

Die österreichische Datenlieferung zum Fragebogen 2009 kann unter folgender Adresse eingesehen werden: <http://cdr.eionet.europa.eu/at/eu/uwwt/envsy9xiw>

9. Österreich übermittelt die elektronische Sendebestätigung an die Europäische Kommission

Zuletzt, und als offizielle formale Bestätigung der Erfüllung der Berichtsverpflichtung durch Österreich, wird die elektronische Übermittlungsbestätigung des Fragebogens über das Bundesministerium für europäische und internationale Angelegenheiten an die Europäische Kommission gesendet.

5 Zusammenfassung aktueller Produkte aus Kläranlagendaten

Kläranlagendaten dienen unter anderem als Basis für wasserwirtschaftliche Planung für den Bund und auf internationaler Ebene. Das Lebensministerium,

die Europäische Kommission und auch die internationalen Gewässerschutzkommissionen stützen sich auf diese wertvolle Datenbasis. Entsprechende Auswertungen werden üblicherweise in öffentlich zugänglichen Berichten zusammengefasst oder auf den Homepages der Institutionen in Form von Karten veröffentlicht.

5.1 Österreich - Lebensministerium

Kommunale Abwasserrichtlinie der EU - Österreichischer Bericht 2010

<http://publikationen.lebensministerium.at/publication/publication/view/3316/28609>

Kommunale Abwasserrichtlinie der EU - 91/271/EWG - Fragebogen 2009 der Europäischen Kommission - Überprüfung des Umsetzungsstandes in Österreich

<http://publikationen.lebensministerium.at/publication/publication/view/3213/28609>

Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009; Kapitel 2.1.2, 2.1.1

<http://publikationen.lebensministerium.at/publication/publication/view/3257/28607>

Interaktive Karte aller kommunalen Kläranlagen ≥ 2.000 EW₆₀ mit Datenstand 31.12.2008

<http://wisa.lebensministerium.at/> → GeoInfo (GIS) → Sonstige Fachkarten → Kommunale Abwasser RL

5.2 EU

5. Umsetzungsbericht der Europäischen Kommission zur EU Richtlinie 91/271/EWG, 2009

http://ec.europa.eu/environment/water/water-urbanwaste/implementation/implementationreports_en.htm

Interaktive Karten von Kläranlagen und Siedlungsgebieten zur kommunalen Abwasserbehandlung in der EU

<http://www.eea.europa.eu/themes/water/interactive/soe-wfd/uwwtd>

Datendownload zu Kläranlagen und Siedlungsgebieten zur kommunalen Abwasserbehandlung in der EU

<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/waterbase-uwwtd-urban-waste-water-treatment-directive-1>

5.3 Internationale Gewässerschutzkommissionen

Danube River Basin Management Plan; chapter 2.1.1.1

<http://www.icpdr.org/icpdr-files/15091>

International koordinierter Bewirtschaftungsplan für die internationale Flussgebietseinheit Rhein; Kapitel 2.2.1

http://www.iksr.org/fileadmin/user_upload/Dokumente_de/Bestandsaufnahme_Teilberichte/bwp_endversion-de_komplett.pdf

Internationaler Bewirtschaftungsplan für die Flussgebietseinheit Elbe; Kapitel 2.1

http://www.ikse-mkol.org/uploads/media/IKSE-Internationaler_Bewirtschaftungsplan_Elbe-Teil_A-Endfassung_01.pdf

Wie dargelegt, enden die gesammelten Kläranlagendaten keineswegs in der „Endstation Datenfriedhof“. Vielmehr werden sie sorgfältig ausgewertet, aufbereitet und den aufgezeigten Verwendungen zugeführt. Die Daten stellen eine wesentliche Grundlage für verschiedene administrative Ebenen dar, um die Gewässerqualität und unsere Umwelt ständig zu verbessern.

Öffentliche Information und Transparenz der Datenverwendung wird groß geschrieben, was sich in zahlreichen Berichten und vor allem an den Kartendarstellungen in WISA und WISE anlesen lässt.

Korrespondenz an:

DI Ernst ÜBERREITER

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Abteilung VII/2 – Internationale Wasserwirtschaft
Marxergasse 2
1030 Wien

Tel.: 01/71100-7169

E-Mail: ernst.ueberreiter@lebensministerium.at

Verwendung von Kläranlagendaten in Deutschland

Antje Ullrich, Joachim Heidemeier

Fachgebiet Stoffhaushalt Gewässer, Umweltbundesamt (Deutschland)

Abstract: Für die Erfassung, den Transfer und die Sicherung großer Datenmengen im Rahmen unterschiedlicher europäischer Berichtspflichten sind adäquate, leistungsstarke, transparente und flexible Datenerfassungs- und Datenbanksysteme unerlässlich. Im Rahmen der Berichterstattung zur Umsetzung der Kommunalabwasserrichtlinie wird in Deutschland ein Datenbanksystem mit einem zentralen web-basierten Datenerfassungsportal eingesetzt. Dieses Werkzeug gewährleistet sowohl den sicheren, qualitätsgesicherten Datentransfer innerhalb der Prozesskette der Berichterstattung als auch die flexible Nutzung der Daten für weiterführende Anwendungen bspw. die Verwendung in der Modellierung und der Darstellung der Daten auf anderen Plattformen.

Key Words: Kommunalabwasserrichtlinie, Agglomerationen, kommunale Kläranlagen, web-basierte Datenerfassung, Datenbankmodell

1 Einleitung

Die gesetzlichen und rechtlichen internationalen Verpflichtungen im Bezug auf Datenberichterstattung nehmen zu. Das verstärkt die Notwendigkeit der Entwicklung und Verwendung optimierter, flexibler Datenerfassungs- und Datenbanksysteme, um die adäquate

- Datenerfassung,
- Datenübermittlung,
- Datensicherung,
- Handhabung und
- Qualitätssicherung

auch großer Datenmengen zu gewährleisten. Zu diesem Zweck werden Lösungen mit sicheren, transparenten, leicht bedienbaren, systematischen Strukturen, die transparent und vollständig dokumentiert sind benötigt. Das birgt einerseits eine große Herausforderung, andererseits liegt hierin eine große Chance Datenflüsse zu harmonisieren und zusammenzuführen, soweit es die Daten zulassen.

Eine dieser internationalen Verpflichtungen ist der Bericht zur Umsetzung der EU Kommunalabwasserrichtlinie (91/271/EWG). Diese Richtlinie regelt die Sammlung und die Behandlung kommunalen Abwassers in den EU Mitgliedstaaten. In diesem Zusammenhang ist es seit der Entwicklung des Water Information System of Europe (WISE) Ziel der EU Kommission, regelmäßig alle zwei Jahre die Daten der Mitgliedstaaten zur Umsetzung der EU Kommunalabwasserrichtlinie zu erheben und zu veröffentlichen.

In Deutschland ist das Umweltbundesamt (UBA) verantwortlich für den sicheren Transfer qualitätsgesicherter Daten von den Bundesländern (16) über das UBA an die EU. Bis zum letzten Berichtsprozess im Jahr 2009 erfolgte der Datentransfer im Rahmen der Kommunalabwasserrichtlinie von den Bundesländern an das UBA durch dezentral bei den einzelnen Bundesländern lokal betriebene Anwendungen (UDIS-Kommunalabwasser). Nach der Datenübermittlung an das UBA konnten mit einer speziellen Funktion der Anwendung diese Daten zu einem bundesweiten Datensatz zusammengeführt und einer Qualitätssicherung unterzogen werden. Durch die Verwendung der lokalen Installationen entstand ein sehr hoher Supportaufwand, der nur über die Vergabe eines externen Auftrages abgedeckt werden konnte. Weiterhin kam es immer wieder zu erheblichen Problemen auf Grund der z. T. mangelnden Qualität und Konsistenz der von den Bundesländern übermittelten Daten. Diese Probleme gründen sich in den extrem heterogenen Datenhaltungsstrukturen zwischen den Bundesländern. Hinzu kommt, dass innerhalb der Bundesländer ebenfalls verschiedene Verwaltungsebenen (Kommunen, Landesbehörden etc.) betreffs der Datenerfassung und Datenhaltung beteiligt sind. Die EU-Kommission fragt neben den direkten Informationen zu kommunalen Einleitern u.a. Informationen zum Gewässerzustand, Wasserkörperzuordnungen u.a. ab. Die Erfassung und Verwaltung dieser Informationen liegt innerhalb der Bundesländer zusätzlich in anderen administrativen Zuständigkeiten. Das bedeutet, den Datenlieferungen innerhalb und zwischen den Bundesländern

liegen i.d.R. sehr unterschiedliche Datenmodelle, DV-Realisierungen, Datenqualitäten, bedingt durch unterschiedliche Datenerfassungsmethoden etc. zu Grunde. Die große Herausforderung ist es alle notwendigen Daten unter Berücksichtigung der genannten Voraussetzungen konsistent und plausibel zusammenzuführen.

Hinzu kommt, dass die Datenabfragen von Seiten der EU Kommission nicht statisch sind, sondern ständig weiterentwickelt werden. Das führt besonders bei dezentralen Lösungen zu einem unverhältnismäßig hohen Aufwand im Bezug auf die Pflege (Aktualisierung), Verteilung und dezentrale Neuinstallation der Anwendungen (Problem der Aktualität der verwendeten Anwendungsversionen).

Die genannten Punkte lassen erkennen, dass es an dieser Stelle einer zentralen Lösung im Sinne eines sicheren, flexiblen und transparenten Systems bedarf, um den bestehenden Anforderungen gerecht zu werden. Daher wurde aufgrund der guten Erfahrungen bei regelmäßigen, komplizierten Bund-/Länderfachdatenerhebungen, wie zum Beispiel der PRTR-Berichterstattung (PRTR – Schadstofffreisetzungs- und –verbringungsregister), mit zentralen, web-basierten Anwendungen, auch für die zweijährliche Berichterstattung zur Kommunalabwasserrichtlinie eine Datenbankanwendung mit web-basiertem Eingabe(Datenerfassungs-)portal entwickelt. Eine zentrale web-basierte Anwendung ist der effektivste Ansatz, um die Anforderungen sowohl für die kurzfristig anstehende Berichterstattung als auch für zukünftige Berichterstattungen technisch und wirtschaftlich effektiv zu erfüllen.

Zur Sicherung der Datenqualität wurde in das zentrale Datenerfassungsportal eine Qualitätssicherung integriert. Das gewährleistet einen effizienten Datentransfer zwischen den Bundesländern und dem UBA.

Weiterhin bietet solch ein Werkzeug die Möglichkeit die in der Datenbank abgelegten Daten gezielt für andere Anwendungen direkt zu nutzen, bspw. für die Modellierung punktförmiger Stoffeinträge in die Oberflächengewässer, die Zusammenführung mit Daten aus anderen Berichtspflichten (Erkenntnisgewinn) oder die Nutzung der Daten als Ausgangsbasis in Vorbereitung für weitere Berichtspflichten (2008/105/EG) etc..

2 Das deutsche Datenmodell

Zentrale Berichtsgröße in der Berichterstattung zur Umsetzung der Kommunalabwasserrichtlinie sind die Agglomerationen. Das Agglomerationskonzept wurde in einem langwierigen Diskussionsprozess mit der EU-Kommission und den Mitgliedstaaten entwickelt. In Artikel 2(4) der Richtlinie wird **Agglomeration** in der deutschen Fassung als *"gemeindliches Gebiet"* bezeichnet und ist definiert als:

"Gebiet, in welchem Besiedelung und/oder wirtschaftliche Aktivitäten ausreichend konzentriert sind für eine Sammlung von kommunalem Abwasser und einer Weiterleitung zu einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage oder einer Einleitungsstelle."

Das bedeutet, die Abgrenzung einer Agglomeration wird nicht als politische (administrative) Einheit beschrieben und ist daher nicht gleichzusetzen mit der administrativen „Gemeinde“ in Deutschland. Daher ist die Umsetzung dieses Agglomerationskonzept der EU in Deutschland grundsätzlich problematisch. In Deutschland wird daher, mit der Ausnahme eines Bundeslandes, Agglomeration strikt als *"wasserwirtschaftlich begründetes gemeindliches Gebiet oder als Einzugsgebiet einer Kläranlage"* interpretiert. Das heißt es gibt grundsätzlich pro Agglomeration eine Kläranlage.

Grundsätzlich können in der Konzeption der EU die Agglomerationen und die Abwasserbehandlungsanlagen in unterschiedlicher Beziehung (n:m Relation) zueinander stehen. Es werden drei Hauptfälle unterschieden:

- ein zusammenhängendes Siedlungsgebiet wird entwässert von einer Abwasserbehandlungsanlage
- ein zusammenhängendes Siedlungsgebiet wird entwässert von mehreren Abwasserbehandlungsanlagen
- mehrere lose zusammenhängende Siedlungsgebiete werden entwässert von einer Abwasserbehandlungsanlage.

In allen drei Fällen soll jeweils eine Agglomeration zugrunde gelegt werden, um zu verhindern, dass ggf. durch den Bau mehrerer Abwasserbehandlungsanlagen

in einem zusammenhängenden Siedlungsgebiet geringere Anforderungen an die Abwasserbehandlung gestellt werden.

Problematisch in Deutschland ist ggf. der Unterschied, dass sich in der EU-Richtlinie die Strenge der Anforderungen aus der Agglomerationsgröße ergibt. In Deutschland dagegen wird die Rohfracht (Abwasser), die in die Behandlungsanlage gelangt zu Grunde gelegt. Hier kann es in Grenzfällen Probleme geben, sofern eine Agglomeration in mehrere Anlagen unterschiedlicher Größenklassen einleitet.

Das aktuelle deutsche Datenmodell (s. Abbildung 1) umfasst fünf übergeordnete Datenbankobjekte (Entities), die in Beziehung zueinander stehen und zu denen unterschiedliche Attribute (Informationen) abgefragt werden.

- Agglomerationen (gemeindliche Gebiete)
- Abwasserbehandlungsanlagen
- Einleitstellen
- landesspezifische Daten
- Einleitgebiet

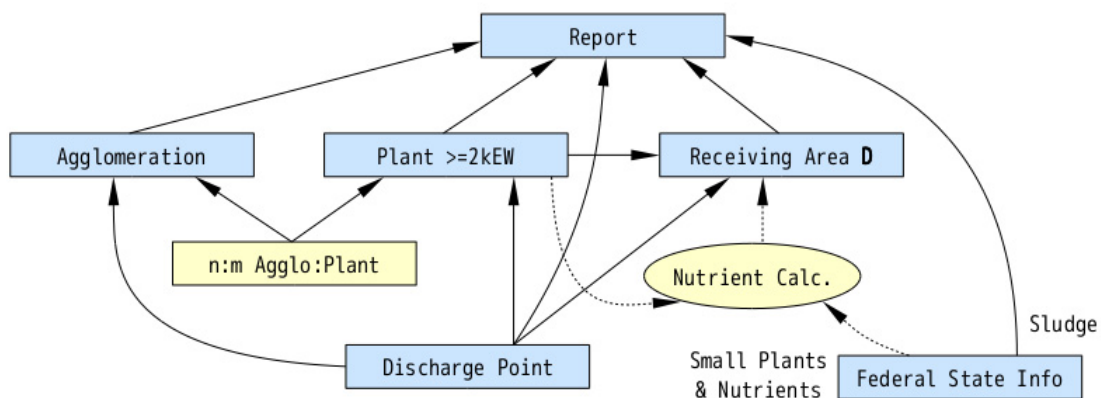


Abbildung 1: Aufbau des Datenmodell (Datenbankobjekte und ihre Beziehungen)

3 Die Datenbankanwendung mit web-basiertem Datenerfassungsportal

Die zentrale web-basierte Anwendung UDIS-Kommunalabwasser (s. Abbildung 2) ist allen nationalen Akteuren (Bearbeitern der Bundesländer, UBA, Bundesumweltministerium (BMU)) passwortgesichert zugänglich. Während eines aktuellen Berichtszeitraumes erhalten die Akteure Schreibrechte für den Datenimport. Außerhalb der Berichtszeiträume werden die Schreibrechte aus Gründen der Datensicherung in Leserechte überführt.

Die Oberfläche bietet unterschiedliche Funktionalitäten.

- Import-/Exportfunktion
- Manuelle Dateneingabe
- Abfragefunktionen für die einzelnen Datenbankobjekte
- Qualitätssicherung

Beim Import der Daten werden diese über eine Schnittstelle in die zentrale Datenbank überführt und abgelegt. Für den Datenimport wird das CSV-Format unterstützt, das von Datenbanken und Tabellenkalkulationen (MS-Excel) exportiert werden kann.

Die Anwendung ist mit Ruby on Rails unter vollständiger Nutzung von Open Source Komponenten (u.a. Postgresql als Datenbank) realisiert. Sie ist selber unter der Gnu General Public Licence (GPL V3.0 oder höher) (<http://www.gnu.org/copyleft/fdl.html>) veröffentlicht. Sie steht daher anderen Mitgliedstaaten oder weiteren potentiellen Nutzern (z.B. internationalen Flußgebietskommissionen) zur Weiterentwicklung und Nutzung zur Verfügung.



Abbildung 2: web-basierte Anwendung UDIS-Kommunalabwasser

4 Qualitätssicherung der Daten

Basis für eine gute Datenqualität ist eine transparente, vollständige und eindeutige Dokumentation. Nach anfänglichen Schwierigkeiten konnte in einer umfassenden Problemanalyse mit den zuständigen Bearbeitern der Bundesländer, dem Supportverantwortlichen (Firma Enda GmbH & Co KG) und dem UBA eine sehr gute Dokumentation erarbeitet werden. Diese ist für alle Akteure zugänglich in einem Wiki hinterlegt. Die Wahl eines Wiki als Plattform wurde bewusst getroffen. Auf diese Weise kann sichergestellt werden, dass jedem Bearbeiter zu jeder Zeit die aktuellste Version der Dokumentation zugänglich ist. Das ist besonders wichtig, falls durch notwendige Änderungen in der Datenstruktur bspw. durch veränderte Anforderungen der EU ebenfalls Änderungen/Erweiterungen in der Dokumentation notwendig werden.

In weiteren Schritten erfolgt die Qualitätssicherung der Daten auf den unterschiedlichen Ebenen in der Prozesskette der Berichterstattung.

Wichtig ist die Qualitätssicherung/Datenplausibilisierung durch die 16 zuständigen Landesbehörden. Ein ausführlicher Kriterienkatalog wurde in Zusammenarbeit mit den Bundesländern und der Firma Enda GmbH & Co KG entwickelt. Ein Großteil der Kriterien wurde in die web-Anwendung integriert. Die Hauptkriterien sind Vollständigkeit und Plausibilität der Daten. Die Vollständigkeit der Daten wird über eine implementierte Pflichtfeldprüfung gewährleistet. Bei Fehlermeldungen erfolgt sowohl eine farbliche Kennzeichnung der betreffenden Datensätze bzw. Attributfelder in der Oberfläche der Anwendung als auch die Ausgabe eines Fehlerprotokolls. Werden schwerwiegende Mängel in den Daten angezeigt können die Daten nicht zum Import in die Datenbank freigegeben werden.

Der Qualitätssicherungsprozess ist ein offener Prozess mit wachsendem Erfahrungswissen. Das bedeutet, die Qualitätssicherung in aktuellen und zukünftigen Berichtsprozessen wird permanent nachgeführt.

5 Verwendung der Daten

Neben den bisher genannten Zielen und Funktionen gewährleistet die web-basierte Anwendung, dass die in der Datenbank abgelegten Daten gezielt für andere Anwendungen direkt genutzt werden können. Beispiele sind das Stoffbilanzierungsmodell MONERIS (**MO**delling **N**utrient **E**missions into **R**iver **S**ystems) oder eine Darstellung im nationalen PRTR. Grundlage hierfür ist, dass neben den notwendigen Informationen zur Berichterstattung der Umsetzung der Kommunalabwasserrichtlinie zu den einzelnen Datenbankobjekten weitere Identifikatoren (Schlüssel) mitgeführt werden. So werden sowohl die Objektschlüssel der PRTR- als auch der PLC-Berichterstattung (Pollutant Load Compilation, HELCOM (Helsinki Commission)) mitgeführt. Weiterhin ist geplant einen gebietspezifischen Identifikator aus der regionalisierten Stoffeintragsmodellierung (MONERIS) in die Datenbank zu integrieren. Auf dieser Grundlage lassen sich die vorliegenden Daten leicht zusammenführen und für eine weitergehende Qualitätssicherung oder weitergehende Auswertungen verwenden.

Ein Beispiel ist die Zusammenführung der Datensätze der Kommunalabwasserrichtlinie mit den im PRTR berichteten kommunalen

Direkteinleitern (Branche: Abfall- und Abwasserwirtschaft). Durch den Vergleich der Ergebnisse bspw. für die Nährstoffmeldungen aus beiden Berichtspflichten kann ein zusätzlicher Qualitätssicherungsschritt für beide Datenbestände durchgeführt werden. Allerdings sollte dabei immer im Auge behalten werden, dass die Daten beider Berichtsprozesse aus unterschiedlichen Datenquellen stammen und daher eine 1:1 Übereinstimmung nicht erwartet werden kann. Allerdings sollten die Werte innerhalb eines festgesetzten Schwankungsbereiches (\pm %) liegen. Wenn extreme Abweichungen auftreten kann das durchaus auf einen Fehler in einer der Datensätze hindeuten. Dann sollte ein neue Überprüfung und Plausibilisierung durchgeführt werden.

Abbildung 3 und 5 zeigen die in der PRTR-Berichterstattung im Jahr 2008 für kommunale Einleiter gemeldeten Stickstoff- und Phosphorfrachten im Vergleich zu den in der Berichterstattung der Kommunalabwasserrichtlinie berichteten Frachten. Bei Beachtung der unterschiedlichen Herkunft der Daten ist grundsätzlich eine gute Übereinstimmung mit nur wenigen Ausreißern in beiden Datensätzen zu beobachten. Ein ähnliches Bild zeigt sich bei der Betrachtung der prozentualen Abweichung der Werte aus beiden Datensätzen. Die extremen Ausreißer sind ursächlich zu prüfen.

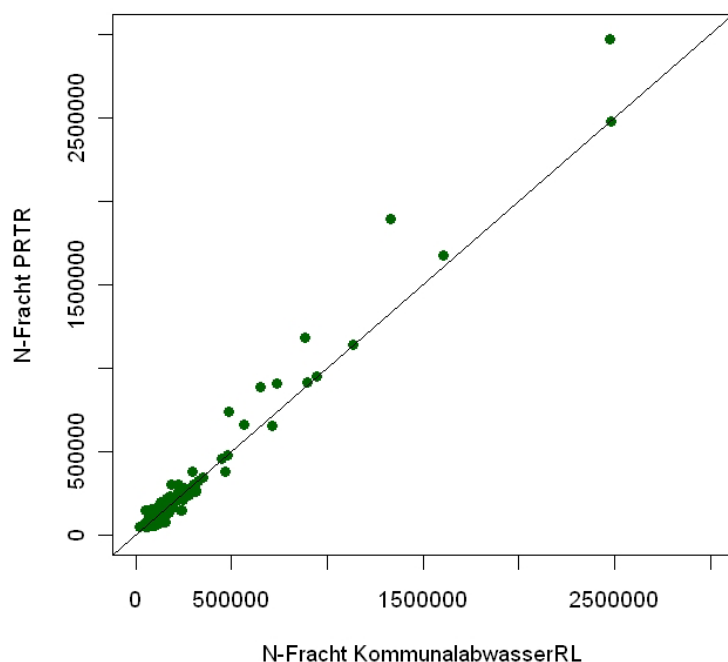


Abbildung 3: Vergleich der im PRTR und in der Kommunalabwasserrichtlinie gemeldeten Stickstofffrachten in kg/a 2008

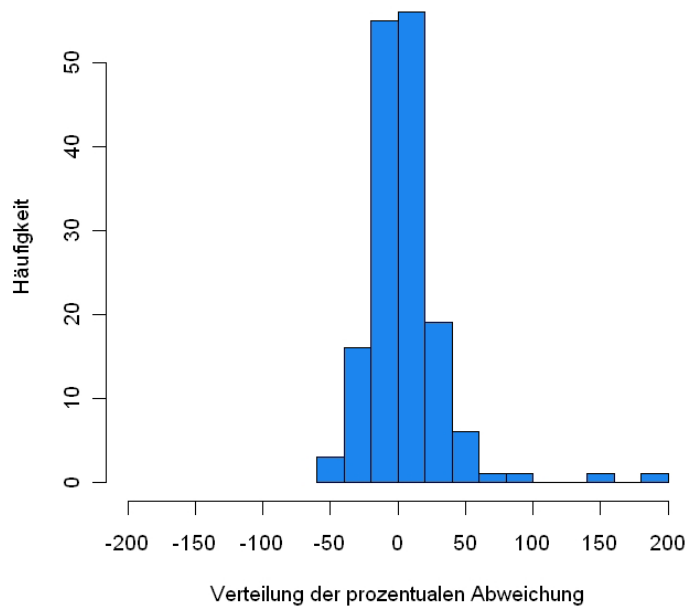


Abbildung 4: Prozentuale Abweichung der im PRTR von den in der Kommunalabwasserrichtlinie gemeldeten Stickstofffrachten (2008)

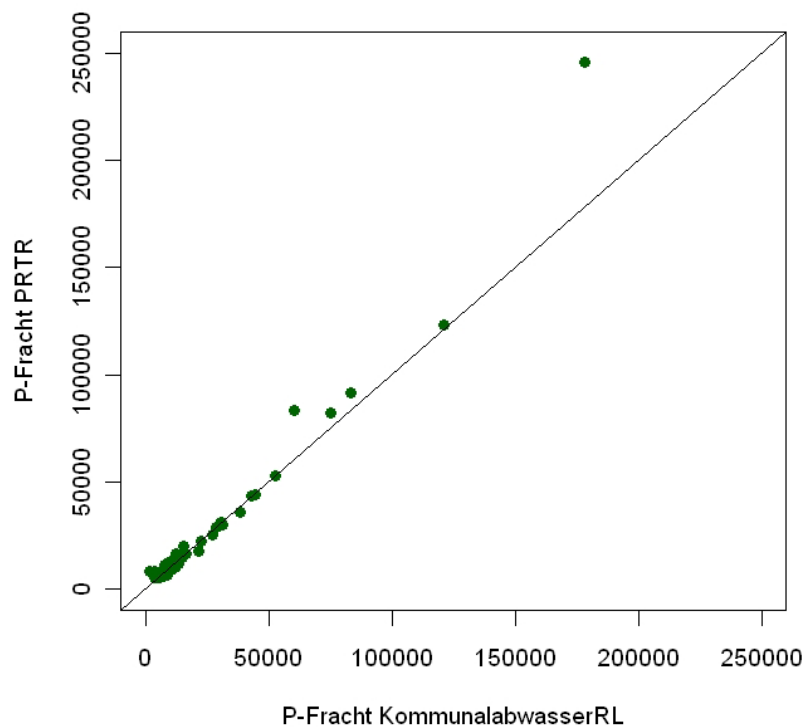


Abbildung 5: Vergleich der im PRTR und in der Kommunalabwasserrichtlinie gemeldeten Phosphorfrachten in kg/a 2008

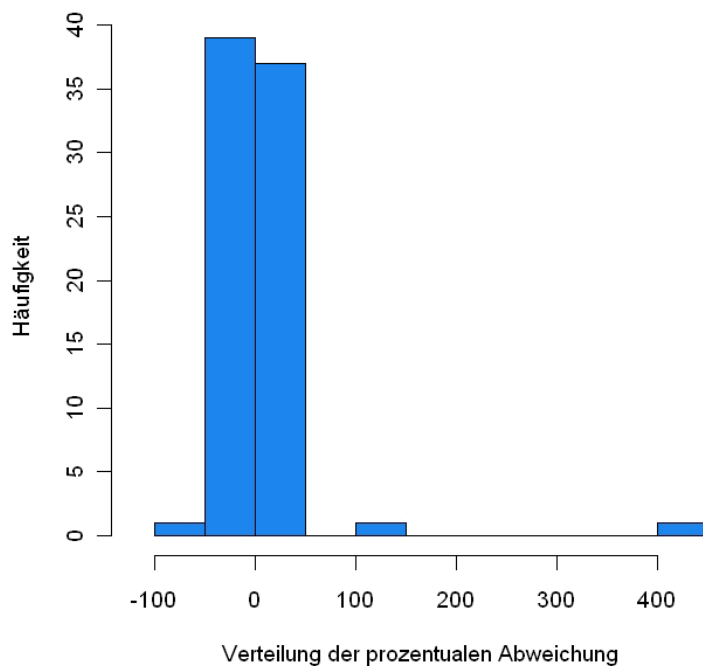


Abbildung 6: Prozentuale Abweichung der im PRTR von den in der Kommunalabwasserrichtlinie gemeldeten Phosphorfrachten (2008)

Ein weiterer wichtiger Aspekt bei der Zusammenführung unterschiedlicher Datenflüsse ist der Erkenntnisgewinn bspw. für zukünftige Berichtsaufgaben. Zu nennen wäre die Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verlauste prioritärer Stoffe und Schadstoffe auf Ebene der Flussgebiete nach Art. 5 der Tochterrichtlinie (2008/105/EG). Die Bestandsaufnahme soll unter effektiver Nutzung vorhandener Informationen (z.B. PRTR, Daten der Bestandsaufnahme nach Art. 5 WRRL und den Monitoringergebnissen nach Art. 8 WRRL) eine, der Relevanz der verschiedenen prioritären und prioritär gefährlichen Stoffe angemessene Beschreibung der Einträge aus punktuellen und diffusen Quellen sowie des Umweltvorkommens liefern.

Im Rahmen der Zusammenführung des PRTR Datensatzes mit dem der Kommunalabwasserrichtlinie, können zusätzliche Erkenntnisse über die Emissionen prioritärer Stoffe in die Gewässer aus kommunalen Kläranlagen gewonnen werden. Durch die Zusammenführung beider Datensätze können die Angaben zu Jahresfrachten aus dem PRTR einer Betriebsgröße in Einwohnerwerten (EW) zugeordnet werden. Das ermöglicht eine Einwohnerwert spezifische Auswertung der Daten (s. Abbildungen 7, 8, 9). Auf diese Weise können Ausreißer identifiziert und erste Erkenntnisse für die

Ableitung möglicher Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Kläranlagengröße gewonnen werden.

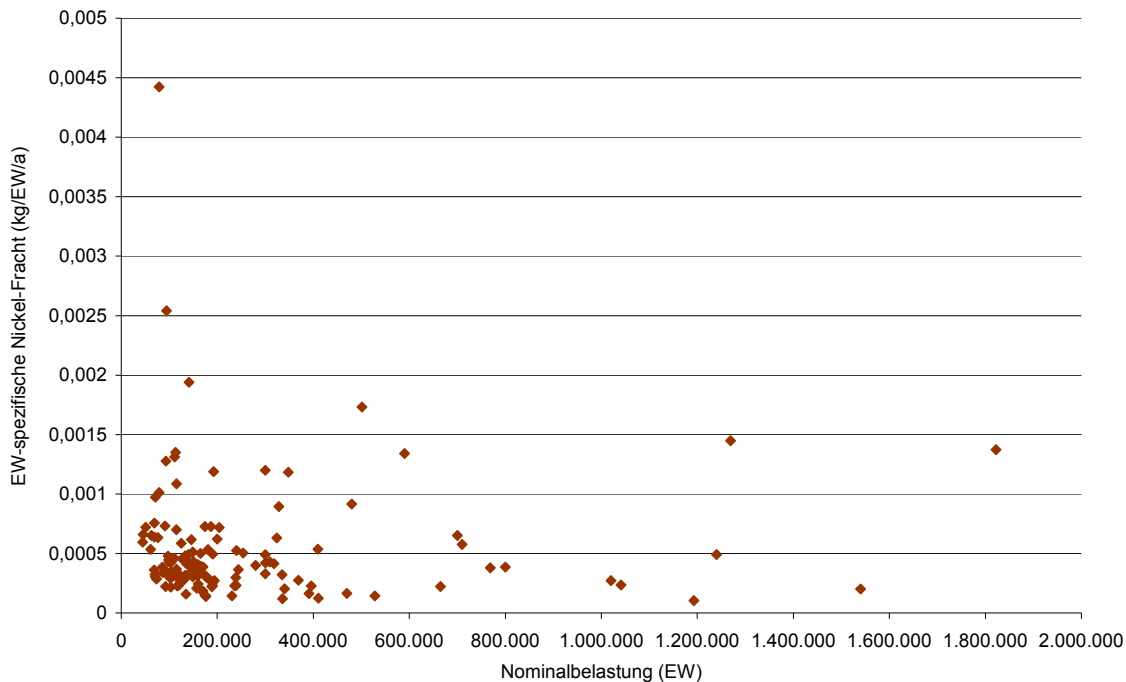


Abbildung 7: Streuung der EW spezifischen Fracht am Beispiel Nickel (2008)

Abbildung 7 zeigt die Einwohnerwert spezifischen Nickel-Frachten im Kläranlagenablauf (PRTR, 2008) in Abhängigkeit von der Kläranlagengröße (Auslastung angegeben als Nominalbelastung in Einwohnerwerten (EW)). Grundsätzlich ist für Nickel auf den ersten Blick keine signifikante Abhängigkeit der Einwohnerwert spezifischen Frachten von der Größe der Kläranlage erkennbar.

Im Rahmen solcher Auswertungen und speziell im Bezug auf die Abschätzung der Stofffrachten in Kläranlagenabläufen spielt die Verwendung des analytischen Messverfahrens eine entscheidende Rolle. Das zeigt sich bei den Schwermetallen besonders deutlich am Beispiel des Quecksilbers. Für die Bestimmung der Quecksilberkonzentrationen werden in Deutschland häufig analytische Verfahren mit, im Vergleich zu den tatsächlichen Konzentrationen, hohen analytischen Bestimmungsgrenzen verwendet. Das bedingt in der Frachtberechnung bei Verwendung der halben Bestimmungsgrenze eine Überschätzung der tatsächlichen Frachten. Bei der Ableitung von

Emissionsfaktoren auf Grundlage solcher Messdaten kann es ebenfalls zu einer Überschätzung der Emissionsfaktoren führen. Daher ist bei der Datenauswertung die Erhebungsmethode stets zu hinterfragen und in die Betrachtung einzubeziehen. Abbildung 8 zeigt die Einwohnerwert spezifischen Quecksilber-Frachten im Kläranlagenablauf (PRTR, 2008) in Abhängigkeit von der Kläranlagengröße (Auslastung angegeben als Nominalbelastung in Einwohnerwerten (EW)).

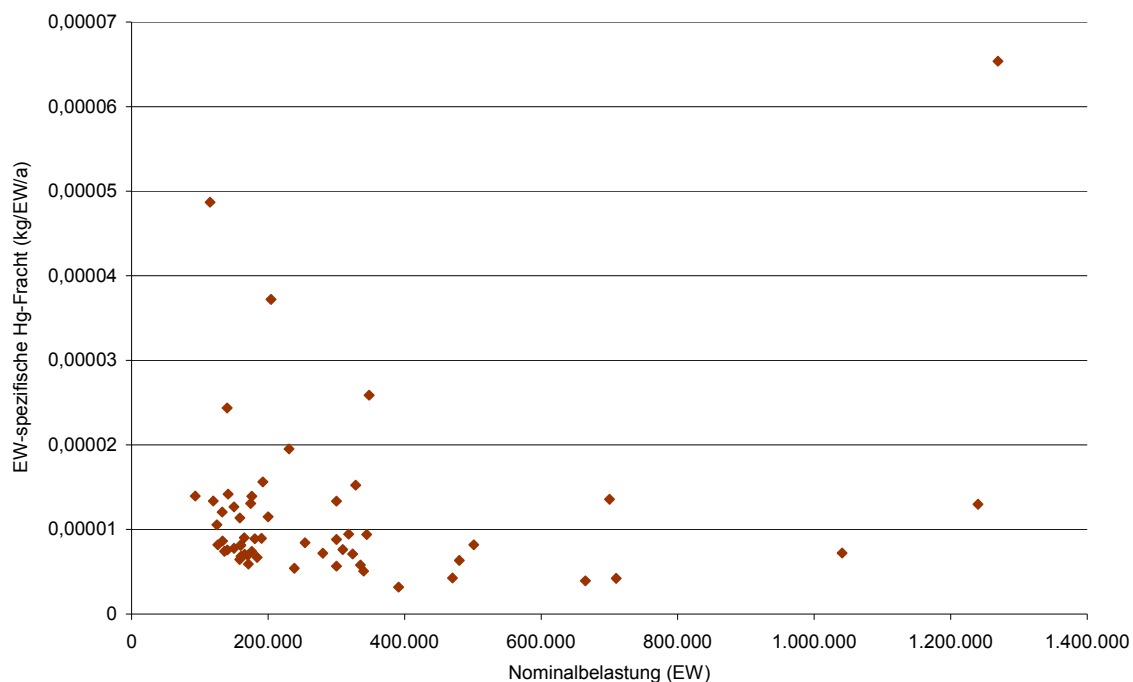


Abbildung 8: Streuung der EW spezifischen Fracht am Beispiel Quecksilber (2008)

Ähnlich wie bei Nickel zeigt sich für Quecksilber in der ersten Auswertung keine signifikante Abhängigkeit der Einwohnerwert spezifischen Frachten von der Größe der Kläranlage. Weitere Auswertungen für Schwermetalle und andere prioritäre Stoffe im Hinblick auf die Ableitung von Emissionsfaktoren sind derzeit im Arbeitsprozess.

6 Fazit

In Deutschland stellt sich für die Gewährleistung einer optimierten und qualitätsgesicherten Berichterstattung im Rahmen rechtlicher internationaler Anforderungen die Herausforderung der konsistenten Zusammenführung der auf unterschiedlichen Ebenen (administrativ, in Datenhaltung, Datenqualität etc.) heterogen strukturierten Daten. Die Verwendung zentraler, adäquater, leistungsstarker, transparenter und flexibler Datenerfassungs- und Datenbanksysteme ist unerlässlich. Deutschland ist die konsistente Zusammenführung der heterogen vorliegenden Daten für die Berichterstattung zur Umsetzung der Kommunalabwasserrichtlinie gut gelungen. Verbesserungspotentiale werden in einem permanenten Prozess untersucht. Somit steht Deutschland ein gutes planerisches Instrument zur Verfügung das im Bezug auf die Datenauswertung sehr vielfältig genutzt werden kann.

Korrespondenz an:

Antje ULLRICH

Umweltbundesamt (Deutschland)
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau

Tel: +49 (0) 340 2103-2956

Fax: +49 (0) 340 2104-2956

eMail: antje.ullrich@uba.de

EMREG-OW Verordnung in der Praxis – Hintergrund und Datenfluss

Georg Windhofer¹, Peter Weilgony², Manfred Clara¹

1) Umweltbundesamt GmbH, 2) Lebensministerium

Abstract: Das Emissionsregister Oberflächenwasserkörper (EMREG-OW) ist die nationale Datenerfassung von punktförmigen Einleitungen in Oberflächengewässer. Diese auf der Emissionsregisterverordnung (BGBl. II 29/2009) basierende Datenbank dient einerseits zur Erfüllung von mehreren Berichtspflichten und andererseits als Grundlage für wasserwirtschaftliche Fragestellungen. Inhalt des Registers sind Stammdaten (allgemeine und wasserwirtschaftliche) und Bewegungsdaten (z.B. Jahresfrachten und Abwassermengen). Ein EMREG-OW-Erfassungszyklus erstreckt sich über 6 Jahre. Die wichtigsten EMREG-OW Akteure sind die Registerpflichtigen, die Ämter der Landesregierungen und das Lebensministerium.

Key Words: EMREG-OW, Abwasser, Kläranlagen, punktförmige Einleitungen, prioritäre Stoffe, Berichtspflichten

1 Grundlagen

1.1 Allgemeines

Mit 22.12.2000 ist die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL - 2000/60/EG) in Kraft getreten. Damit verbunden sind viele neue Anforderungen, die mit der Umsetzung in nationales Recht zu erfüllen sind. Die wesentlichen Kernpunkte der WRRL sind unter anderem der einzugsgebietsbezogene Ansatz, die Betrachtung von signifikanten Belastungen auf die Beschaffenheit von Grund- und Oberflächengewässer sowie das Erreichen des guten Zustandes der Wasserkörper.

In Artikel 5 und Anhang II 1.4 der WRRL ist die Verpflichtung verankert, die Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf den Zustand der Gewässer zu

analysieren und Daten zu signifikanten punktförmigen und diffusen Stoffeinträgen in Oberflächengewässer durch die Mitgliedstaaten zu erheben und vorzuhalten.

Nachdem so eine Datenerfassung in Österreich bisher noch nicht bestand, waren Aufbau und Betrieb eines solchen Datenmanagementsystems die Folge dieser legislativen Vorgabe.

Es wurden im Zuge der gesamten WRRL-Umsetzung in Österreich Bund-Länderarbeitskreise eingesetzt – der Arbeitskreis C unter der Leitung von Dr. Hefler wurde mit dem Aufbau eines Emissionsregisters für Oberflächengewässer betraut.

Bei den Begrifflichkeiten zum **Emissionsregister Oberflächenwasserkörper** wird im folgenden Beitrag unterschieden nach **EmRegV-OW** für die Emissionsregisterverordnung (BGBl. II Nr. 29/2009) und nach **EMREG-OW** für das Datenmanagementsystem inkl. elektronischer Anwendung.

1.2 Gewässerschutz

Die Entwicklung der Abwasserbehandlung im Sinne eines umfassenden Gewässerschutzes, sowohl im kommunalen Bereich wie auch für industrielle Einleiter hat in den letzten 40 Jahren auf hohem technischen Niveau und dem Einsatz von hohen finanziellen Mitteln stattgefunden. Ausgehend von der Betrachtung der organischen Belastung (BSB₅, CSB) wurde in weitere Folge der Schwerpunkt auf die Nährstoffelimination (Stickstoff und Phosphor) gelegt.

Nachdem die „sichtbaren“ Probleme in Form von massivem Algenwachstum oder schäumenden Gewässern in Österreich bzw. Mitteleuropa großteils beseitigt sind, geht es nunmehr durch den immer stärker in den Fokus rückenden Einzelstoffansatz vorwiegend um die „unsichtbare“ Verschmutzung. Damit sind gefährliche Stoffe in sehr geringen Konzentrationen z.B. im Bereich von kleiner 1 Mikrogramm pro Liter gemeint. Als Beispiel bildlich dargestellt, entspricht die Umweltqualitätsnorm für die Tributylzinnverbindungen von derzeit 0,2 ng/l der Menge von ca. 80 dag Zucker aufgelöst im Attersee.

Um den neuen Anforderungen des Einzelstoffansatzes zu entsprechen und die notwendigen Daten für die wasserwirtschaftliche Planung sowie die Erfüllung

der verschiedenen Berichtspflichten zur Verfügung zu haben, wurde einerseits das Monitoringsystem für Oberflächengewässer mit der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung entsprechend angepasst und andererseits mit der Implementierung eines Registers für punktförmige Einleitungen (EMREG-OW) eine wichtige emissionsseitige Datengrundlage geschaffen.

1.3 Wasserwirtschaftliche Planung

Der einzugsgebietsbezogene Ansatz der WRRL sieht grundsätzlich sowohl national wie auch grenzüberschreitend in internationalen Flussgebieten eine neue Betrachtungsweise vor. Dieser meist administrative Grenzen überschreitenden Ansatz macht eine verstärkte interadministrative Zusammenarbeit erforderlich. Im Zusammenhang mit den in Österreich derzeit wenigen Problemfällen im stofflichen Bereich, wird auch immer wieder der Aufwand zur Führung einer solchen Datenhaltung wie EMREG-OW hinterfragt. Das lässt sich an Hand eines Beispiels im Donaauraum sehr gut erläutern. Aus Österreich stammen etwa 25 % des Abflusses im gesamten Donaueinzugsgebiet. In diesem Zusammenhang ist ein Instrument wie das EMREG-OW von wichtiger Bedeutung, um z.B. in der Diskussion um etwaige Maßnahmen im Donaauraum, darlegen zu können, welcher Frachtanteil einzelner Substanzen aus punktförmigen Einleitungen aus Österreich stammt.

Die Diskussion über eine „vierte“ Reinigungsstufe auf kommunalen Kläranlagen zur Elimination von Spurenstoffen wird in unseren Nachbarländern Schweiz oder Deutschland schon länger intensiv geführt. Auch hierbei ist es von essentieller Bedeutung eine fundierte Datengrundlage zu haben, um entsprechend eigene Standpunkte in die Diskussion mit einbringen zu können.

2 Internationales Berichtswesen

Österreich hat auf Grund rechtlicher Vorgaben und Vereinbarungen eine Vielzahl von nationalen und internationalen Berichtspflichten zu erfüllen. Im Folgenden sind einige Beispiele angeführt, die mit Daten aus der Kläranlagendatenbank (bisher) und dem EMREG-OW (zukünftig) bewerkstelligt werden.

2.1 Kommunalabwasserrichtlinie der EU (91/271/EWG)

Die Kommunalabwasserrichtlinie der EU ist 1991 in Kraft getreten und regelt die Abwasserentsorgung (Sammlung, Behandlung und Einleitung) für Siedlungsgebiete größer gleich 2000 EW₆₀. Neben den Mindestanforderungen an die Abwasserreinigung sind in der Richtlinie in den Artikeln 15, 16 und 17 verschiedene Vorgaben zur Datenerfassung, -vorhaltung und Berichterstattung festgelegt. Dabei sind der alle zwei Jahre erscheinende Lagebericht zur österreichischen Abwasserentsorgung (BMLFUW, 2010a) gemäß Artikel 16 und die regelmäßigen Anfragen der Europäischen Kommission gemäß Artikel 15 hervorzuheben. Diese Daten wurden bisher über die Kläranlagendatenbank des Bundes erfasst und verwaltet. Durch In-Krafttreten der EmRegV-OW ist der Datenerfassungsbereich für die Kommunalabwasserrichtlinie national auch rechtlich verankert und die Zwecke der Kläranlagendatenbank werden zukünftig mit EMREG-OW erfüllt.

Die Berichterstattung durch den Lagebericht hat die Information der nationalen Bevölkerung in den Mitgliedstaaten zum Ziel. Das elektronische Reporting an die Europäische Kommission dient vor allem zur Überprüfung der Umsetzung der Richtlinie in den Mitgliedstaaten. Diese Auswertungen der Europäischen Kommission werden in den sogenannten Umsetzungsberichten (DG Env, 2009) veröffentlicht. Dass Österreich hierbei immer im europäischen Spitzenfeld aufscheint, ist das Ergebnis der erfolgreichen Arbeit der letzten Jahrzehnte. Diese "Vorbild"-Funktion soll uns aber nicht verleiten unser hohes Niveau aufzugeben. Die Europäische Kommission hat in den letzten Jahren gegen viele Mitgliedstaaten Vertragsverletzungsverfahren auf Grund von Umsetzungsdefiziten bei der Kommunalabwasserrichtlinie eingeleitet. In Abbildung 1 ist eine Länderübersicht zum Berichtswesen aus dem 5. Umsetzungsbericht dargestellt.

Member States	EU-27 Member States 22.885 agglomerations ? 2.000 p.e. - 604 M p.e.																											
	EU - 15 Member States										EU - 12 Member States																	
	GR	IE	IT	ES	UK	AT	BE	DE	DK	FI	FR	LU	NL	PT	SE	SK	EE	HU	LV	LT	RO	SI	CY	BG	CZ	MT	PL	
Not reported timely in agreed format			✓	✓	✓																				✓	✓	✓	✓
Not reported (timely)	✓	✓																										
Reported timely and in agreed format						✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓				
						EU-18 MS 13.734 agglomerations ? 2.000 p.e. - 313,7 Mp.e.																						
						Collecting system in place: 93% (*)																						
						Secondary treatment in place: 87% (*)																						
						More stringent treatment in place: 72% (*)																						
Subject to compliance by 31/12/2005	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓	✓
						EU-11 MS 10.307 agglomerations ? 2.000 p.e. - 269,4 Mp.e.																						
						Compliance with Article 3: 99% (**)																						
						Compliance with Article 4: 86% (**)																						
						Compliance with Article 5: 85% (**)																						

(*) percentage of the generated load going through the infrastructure in place
 (**): percentage of the generated load subject to compliance by end 2005

Abbildung 1: Länderübersicht zum Berichtswesen gemäß Kommunalabwasserrichtlinie (aus DG Env, 2009)

2.2 Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG)

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) stellt an mehreren Stellen im Umsetzungszyklus Anforderungen an eine solide Datenbasis bei stofflichen Fragestellungen. So wären sowohl für die erste IST-Bestandsaufnahme nach Art. 5 WRRL im Jahr 2005 (BMLFUW, 2005) zur Risikobewertung der Wasserkörper, wie auch in Folge zur Erstellung des ersten nationalen Gewässerbewirtschaftungsplans (NGP) (BMLFUW, 2010b) die Daten aus dem EMREG-OW schon dringend erforderlich gewesen. Als Übergangslösung wurden Methoden entwickelt die zum Teil auf Emissionsfaktoren gestützt waren. Für den zweiten Sechsjahreszyklus stehen die ersten Emissionsdaten aus EMREG-OW zur Verfügung.

2.3 EU - Umweltqualitätsnorm-Richtlinie (UQN-RL) (2008/105/EG)

Diese Tochterrichtlinie zur Wasserrahmenrichtlinie legt EU-weit immissionsseitige Qualitätsziele für prioritäre Stoffe fest. In Artikel 5 dieser Richtlinie ist aber auch der Aufbau eines Emissionsinventars für prioritäre Stoffe durch die Mitgliedstaaten für punktförmige und diffuse Emission vorgeschrieben. Dieses Inventar kann für die punktförmigen Einleitungen durch die Daten im EMREG-OW in Österreich als umgesetzt angesehen werden. Für diffuse Stoffeinträge von prioritären Stoffen liegen derzeit in Österreich noch kaum Daten vor. Da zumindest bei einigen prioritären Substanzen auszugehen

ist, dass diffuse Eintragspfade von größerer Bedeutung sind, wird dieses Thema zukünftig noch verstärkt zu behandeln sein.

2.4 State of Environment (SoE) Reporting der Europäischen Umweltagentur (EUA)

Im Rahmen der „State of Environment - SoE“-Beurteilung erhebt die Europäische Umweltagentur in Kopenhagen Umweltdaten und verarbeitet diese zum Teil in aggregierter Form. In Abbildung 2 sind beispielhaft die regionalen Unterschiede bei der Abwasserbehandlung dargestellt. Weitere Informationen zum Umweltzustand in Europa sind im Bericht "Die Umwelt in Europa, Zustand und Ausblick 2010" (EUA, 2010) zu finden.

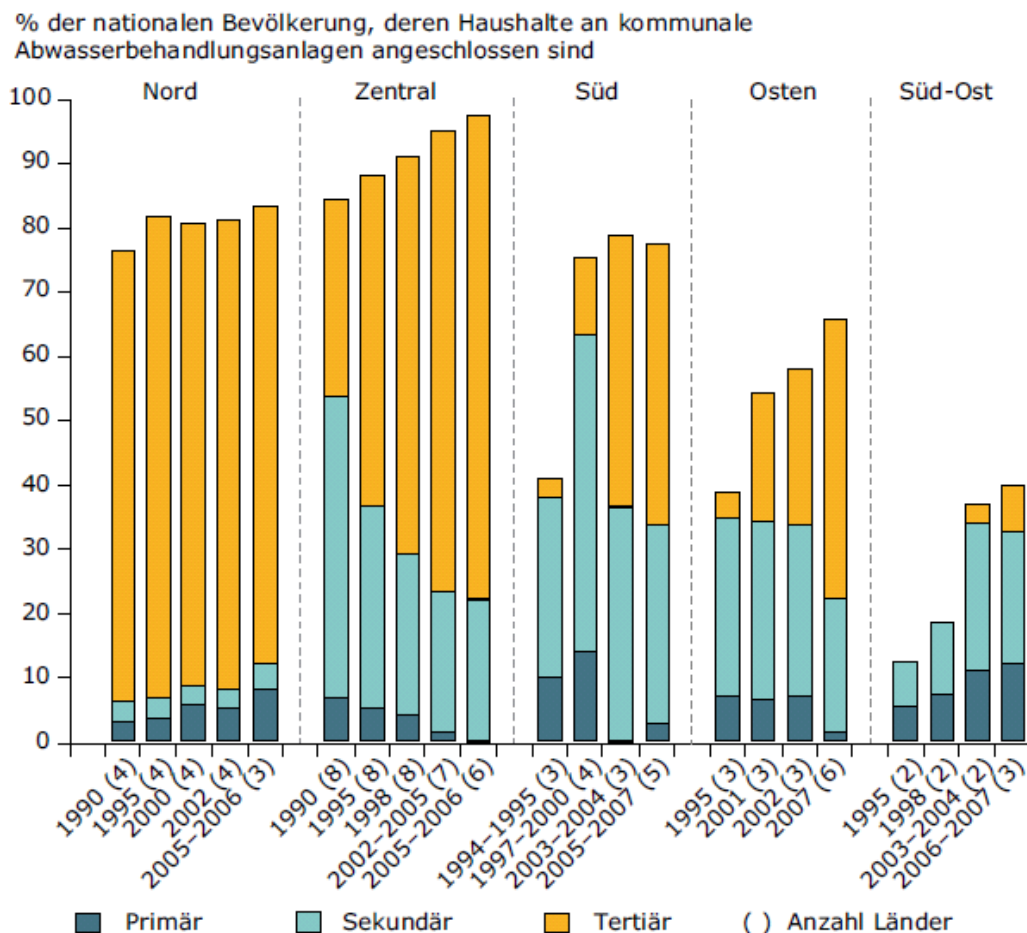


Abbildung 2: Regionale Unterschiede in der Abwasserreinigung zwischen 1990 und 2007 (aus EUA, 2010)

2.5 OECD/Eurostat Fragebogen - Binnengewässer

Das Statistische Amt der EU (EUROSTAT) erhebt alle zwei Jahre in einem gemeinsamen Fragebogen mit der OECD Daten zu Wasserhaushalt, Wassernutzung und -verbrauch sowie Abwasser- und Klärschlamm Daten. In vielen Ländern werden diese Daten direkt von den nationalen statistischen Ämtern gesendet. Das bedeutet oftmals, dass diese Daten nicht mit den Berichtsdaten der Verwaltungen abgestimmt sind und so scheinen dann auf EU-Ebene zum gleichen Themenbereich divergierende Datensätze eines Landes auf. In Österreich besteht in diesem Bereich seit Jahren eine sehr gute Zusammenarbeit zwischen Statistik Austria und dem Umweltbundesamt. Das gewährleistet, dass hier weitgehend konsistente Datensätze an unterschiedliche Berichtsempfänger übermittelt werden. Im Abwasserbereich gelingt das basierend auf den Daten aus der Kläranlagendatenbank sehr gut. Im Bereich der Wasserentnahme- und -verbrauchsdaten bestehen in Österreich auf nationaler Ebene große Defizite.

2.6 Internationale Kommission zum Schutz der Donau (IKSD)

Österreich ist Vertragspartei im Rahmen des Donauschutzübereinkommens (BGBl. III Nr. 139/1998). Im Zuge ihrer Arbeiten einer donauweiten Betrachtung erhebt die IKSD immer wieder Daten von den Anliegerstaaten im Einzugsgebiet. Dabei werden für EU-Mitgliedstaaten oftmals Daten genutzt, die bereits im Zuge von anderen Berichtspflichten an Europäische Kommission, Umweltagentur und Eurostat übermittelt wurden. Somit wird damit einerseits Konsistenz gewährleistet und zum Anderen die Belastung der Mitgliedstaaten reduziert. Zu diesen mehrfach genutzten Daten zählen z.B. jene die über die Kommunalabwasserrichtlinie (91/271/EWG) oder die PRTR-Verordnung (EG) 166/2006 berichtet worden sind. Diese Emissionsdaten werden unter anderem für den donauweiten Bewirtschaftungsplan inkl. Maßnahmenprogramm genutzt. Ein Beispiel für ein derartiges Bewirtschaftungsziel ist die Verfolgung einer einheitlichen Politik hinsichtlich phosphatfreier Waschmittel.

3 EMREG –OW und der kombinierte Ansatz

EMREG-OW nutzt neben den klassischen emissionsseitigen Kriterien auch einen kombinierten Ansatz. Zum Einen findet der kombinierte Ansatz bei der Auswahl der registerpflichtigen Emittenten gemäß § 2 Abs. 2 der EmRegV-OW Anwendung. Die zweite Anwendung des kombinierten Ansatzes findet sich bei der Ausstiegsmöglichkeit aus der Messverpflichtung für prioritäre Stoffe gemäß EmRegV-OW § 5 Abs. 4 Zi. 3. Dabei werden für die Einzugsgebiete der Überblicksmessstellen gemäß EmRegV-OW die emittierten Frachten einem Referenzkriterium - errechnet aus immissionsseitigem Schwellenwert und Bezugswasserführung - gegenübergestellt.

3.1 Immissionsseitiges Kriterium für die Feststellung der Registerpflicht

Liegt eine bewilligte Einleitung die nicht den Kriterien von § 2 Abs. 1 unterliegt (also keine PRTR-Anlage, keine Kommunale Kläranlage größer gleich 2000 EW_{60} , keine direkteinleitende Abwasserreinigungsanlage >4000 EW_{60} aus bestimmten lebensmittelverarbeitenden Branchen oder keine Abfallverbrennungsanlage mit mehr als 2 Tonnen/Stunde Nennkapazität) in einem Einzugsgebiet einer **operativen Überwachungsmessstelle** der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung **und** der Stoff, der für das Nichterreichen des Umweltziels verantwortlich zeichnet, ist in der wasserrechtlichen Bewilligung begrenzt **und** diese begrenzte Fracht überschreitet einen gewissen Schwellenwert, so gilt diese punktförmige Einleitung als EMREG-OW-registerpflichtig. Solche Einleitungen können z.B. an abflussschwachen Gewässern gelegene kleine kommunale Kläranlagen (<2000 EW_{60}) oder Einleitungen von großen Verkehrsflächen sein, wobei letztere noch weiteren einschränkenden Kriterien unterliegen.

Derzeit sind nach diesem Kriterium noch keine Emittenten in EMREG-OW erfasst. Es werden auch zukünftig nach derzeitiger Einschätzung unter diesem Kriterium nicht viele Registerpflichtige erwartet.

3.2 Kombiniertes Kriterium beim Ausstiegskriterium aus der Messverpflichtung von prioritären Stoffen

Für die Messverpflichtung von prioritären Stoffen gibt es innerhalb des sechsjährigen Betrachtungszeitraum drei Ausstiegsmöglichkeiten, wobei die dritte sich auf das Einzugsgebiet einer EMREG-OW Überblicksmessstelle

gemäß EmRegV-OW Anlage C.3 bezieht. Dabei werden die gemessenen gemeldeten emittierten Frachten aller im Einzugsgebiet einer Messstelle gelegenen Einleitungen aufsummiert und einem mit einer Referenzfracht, berechnet aus Bezugswasserführung ($Q_{95\%}$) und Schwellenwert gemäß EmRegV-OW gegenübergestellt. Es handelt sich dabei um eine Emissionsbetrachtung bezogen auf einen Punkt, der auch für die Immissionsbetrachtung herangezogen wird und so eine „Brücke“ von Emissions- zu Immissionsbetrachtung herstellt.

4 EMREG –OW Struktur

4.1 Räumliche Betrachtung in EMREG-OW

EMREG-OW ist für das gesamte Staatsgebiet in Österreich gültig. Durch die Verortung der Einleitpunkte von Direkteinleitern und die Verbindung der Indirekteinleiter mit dem empfangenden Direkteinleiter lassen sich unterschiedliche räumliche Auswertungen und Aggregationen vornehmen. So können Betrachtungen auf unterschiedliche administrative Ebenen (Bezirk, Land, Bund) erfolgen. Für diverse wasserwirtschaftliche Fragestellungen ist aber die einzugsgebietsbezogene Darstellung (Flussgebietseinheit, Planungsraum, Messstelleneinzugsgebiet, Wasserkörper) von größerer Bedeutung. Für den Vollzug der EmRegV-OW ist die Auswertung nach Überblicksmessstelleneinzugsgebieten relevant für die Ausstiegsklausel aus der Messverpflichtung (siehe Abbildung 3).

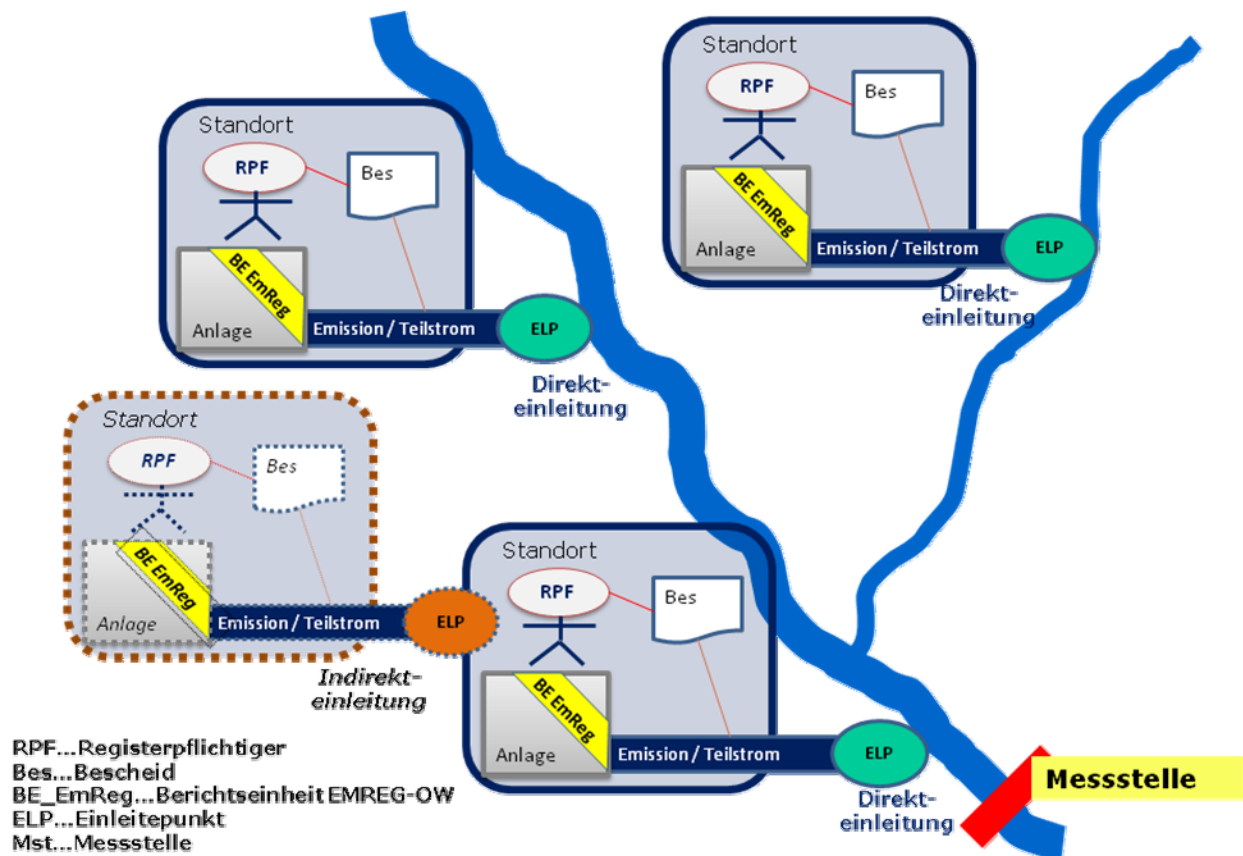


Abbildung 3: Schematische messtelleneinzugsgebietsbezogene Darstellung von EMREG-OW Objekten

4.2 EMREG-OW Akteure

Der EMREG-OW Registerpflichtige

Beim Registerpflichtigen handelt es sich um den Inhaber der wasserrechtlichen Bewilligung für Einwirkungen auf ein Oberflächengewässer bzw. für wasserrechtlich bewilligte Indirekteinleitungen für folgende punktförmige Einleitungen:

- PRTR Anlagen
- Kommunale Kläranlagen größer gleich 2000 EW
- Direkteinleitungen aus betrieblichen Abwasserreinigungsanlagen größer 4000 EW aus bestimmten Lebensmittelbranchen

- Abfallverbrennungs- bzw. -mitverbrennungsanlagen mit einer Nennkapazität von mehr als zwei Tonnen Abfall pro Stunde

Der Registerpflichtige muss die vorgelegten Stammdaten prüfen und gegebenenfalls Korrekturvorschläge einbringen und jährlich die Bewegungsdaten melden.

Der Landeshauptmann (Ämter der Landesregierungen)

Der Landeshauptmann stellt die Registerpflicht eines Emittenten fest und übermittelt die in seinem Wirkungsbereich ihm vorliegenden allgemeinen und wasserwirtschaftlichen Stammdaten in das EMREG-OW. Der Landeshauptmann kann gemäß EmRegV-OW eine optionale Prüfung der vom Registerpflichtigen eingebrachten Meldung durchführen.

Der Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Lebensministerium)

Das Lebensministerium betreibt das EMREG-OW, ergänzt die Stammdatenmeldungen, benachrichtigt jährlich die Registerpflichtigen, prüft die eingebrachten Meldungen auf Vollständigkeit, stellt erforderlichenfalls Rückfragen an den Registerpflichtigen, führt Auswertungen durch und bereitet die Daten für die Darstellung in WISA auf. Das Lebensministerium kann sich zur Unterstützung der Arbeiten eines Dritten als Dienstleister bedienen.

4.3 Zeitliche Betrachtung im EMREG-OW

Der 6-Jahreszyklus

Die zeitliche Betrachtung eines EMREG-OW Erhebungszyklus ist auf 6 Jahre festgelegt und somit an den Wasserrahmenrichtlinienzyklus angelehnt. Dieser 6-Jahreszyklus ist vor allem in Bezug auf die Messverpflichtung der prioritären Stoffe (Kategorie B - Anhang A Tabelle 2 Spalte IV) bzw. den Ausstiegsmöglichkeiten aus dieser Messverpflichtung relevant. 2011 wird diese Auswertung hinsichtlich gemessener und gemeldeter prioritärer Stoffe aus dem Jahr 2010 vorgenommen und die Registerpflichtigen werden im Herbst informiert, ob die Messverpflichtung im Jahr 2012 noch aufrecht bleibt oder die Ermittlung der Jahresfrachten der prioritären Stoffe für die restlichen Jahre dieses 6-Jahreszykluses durch Berechnung erfolgen kann (siehe Abbildung 4).

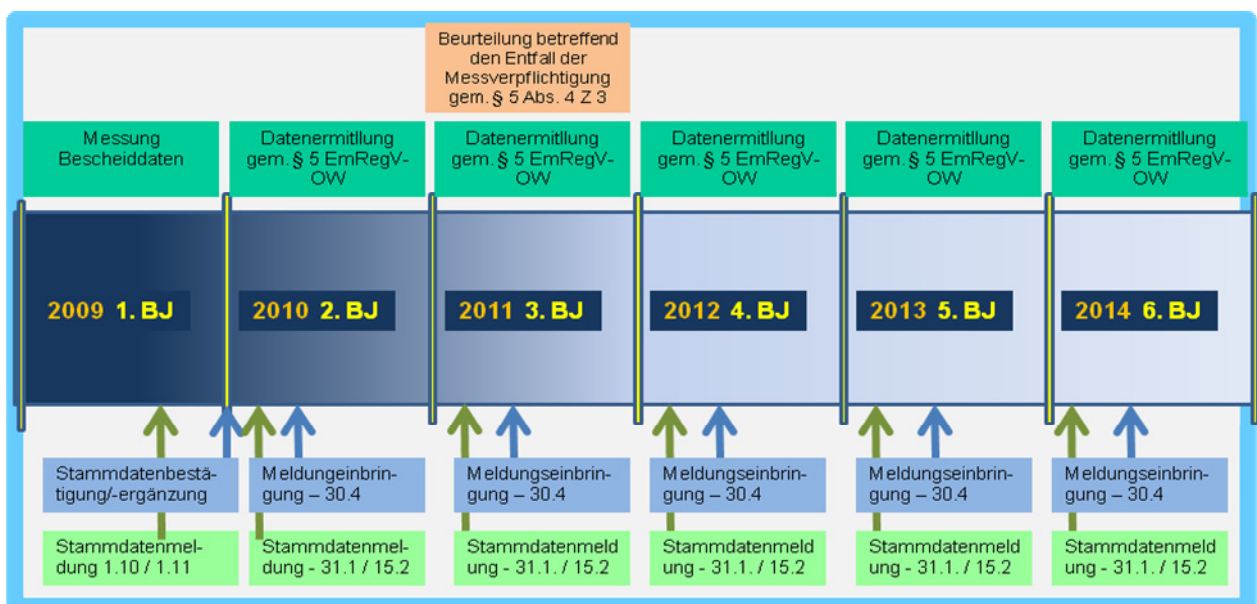


Abbildung 4: Darstellung des ersten 6-Jahreszyklus von EMREG-OW

Der EMREG-OW Jahresablauf

Die zeitlichen Vorgaben innerhalb eines EMREG-OW Meldungsjahres sind in der EmRegV-OW in § 4 genau festgelegt. In Abbildung 5 sind die einzelnen Meilensteine eines Jahres ersichtlich, beginnend mit der Stammdatenübermittlung durch den Landeshauptmann Ende Jänner. An den Arbeitsschritt Ergänzung durch den Bundesminister Mitte Februar ist meist auch eine Datenaufbereitung geknüpft. Die Aussendung an den Registerpflichtigen erfolgt zukünftig elektronisch und/oder per Post bis spätestens Ende März. Im April ist die Eingabe durch den Registerpflichtigen vorgesehen. Anschließend beginnt die Prüfphase für die Landesregierungen (optional auf Plausibilität) und den Bundesminister (auf Vollständigkeit). Erforderlichenfalls erfolgt eine Verbesserungsaufforderung an den Registerpflichtigen Daten zu ergänzen bzw. zu korrigieren. Mit Oktober werden die Daten im WISA zu Verfügung stehen.

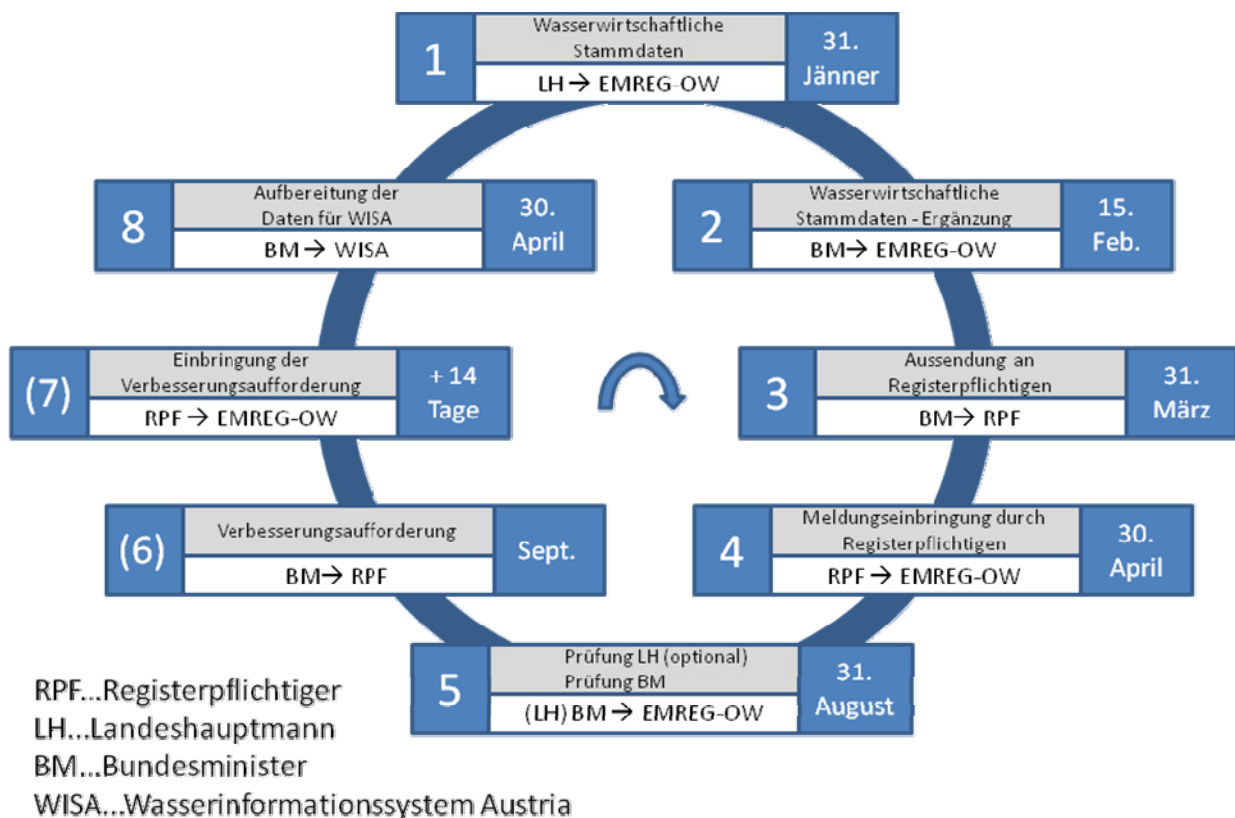


Abbildung 5: Zeitlicher Ablauf eines EMREG-OW Meldungsjahres

4.4 EMREG-OW Datenstruktur

Die in EMREG-OW zu erfassenden Daten sind in drei Hauptkategorien unterteilt.

- Allgemeine Stammdaten
- Wasserwirtschaftliche Stammdaten
- Wasserwirtschaftliche Bewegungsdaten

Zu den **allgemeinen Stammdaten** zählen im Wesentlichen Name und Anschrift des Registerpflichtigen, des Standorts sowie Daten zur EMREG-OW Berichtseinheit (Anlage)

Die **wasserwirtschaftlichen Stammdaten** beziehen sich vor allem auf die in der wasserrechtlichen Bewilligung festgelegten Emissionsbegrenzungen, die bewilligte Abwassermenge und den Einleitepunkt.

Die **wasserwirtschaftlichen Bewegungsdaten** enthalten in erster Linie die emittierten Jahresfrachten und die Jahresabwassermenge, aber auch fallweise relevante Betriebsdaten wie z.B. eingesetzte Arbeits-, Roh-, und Hilfsstoffe.

Von **kommunalen Kläranlagen** sind weitere Parameter wie z.B. die Zulauffrachten der „klassischen“ Abwasserparameter BSB₅, CSB, N_{ges} und P_{ges} erforderlich, um die Gesamtreduktionsraten bestimmen zu können.

Die Zuordnung der prioritären und sonstigen relevanten Stoffe bezogen auf Branchen bzw. Abwasserherkunftsbereiche ist in Anlage A Tabelle 2 Spalte IV (prioritäre Stoffe) und Spalte V (sonstige Wasserinhaltsstoffe) festgelegt. Für kommunale Kläranlagen wurde diese Stoffauswahl für prioritäre Stoffe durch eine umfassende Studie (Umweltbundesamt, 2009) nochmals auf derzeit 4 Stoffe eingeschränkt. Diese sind Cadmium, Diuron, Nonylphenole und Tributylzinnverbindungen.

5 EMREG-OW Datenfluss

5.1 Hintergrund

Die fachlichen Grundlagen für das EMREG-OW wurden durch einen von Dr. Hefler geleiteten Bund-Länderarbeitskreis seit 2001 erarbeitet. Dabei wurden neben fachlich, inhaltlichen Aspekten auch von Beginn an die Form der Datengenerierung, die Übermittlungswege und die Qualitätssicherung mit betrachtet. Im ersten Konzept war der Datenfluss an jenen der Kläranlagendatenbank angelehnt. Das hätte bedeutet, dass die Datenerfassung von den Registerpflichtigen zum Landeshauptmann und nach erfolgter Prüfung der Daten ein konzentrierter Datenfluss von den neun Bundesländern zum Bund erfolgt wäre. Durch die WRG-Novelle 2003 wurde allerdings dieses Konzept durch die Bestimmungen im § 59a hinfällig und der Datenfluss musste an die nunmehr geänderten Vorgaben adaptiert werden.

5.2 Festlegung der EMREG-OW Registerpflicht

Der erste Schritt im EMREG-OW Datenfluss ist die Identifizierung der EMREG-OW Registerpflichtigen. Diese Festlegung erfolgt gemäß den Signifikanzkriterien durch einen Vergleich der jeweils aktuellen PRTR-Datenhaltung, dem aktuellen Stand der Wasserbücher und Landeswasserinformationssysteme sowie dem EMREG-OW Datenbestand durch den Landeshauptmann. Diese Prüfung betrifft vor allem neue PRTR Betriebe, da ja diese nicht unbedingt aufgrund von Emissionen im Wasserbereich PRTR-pflichtig sind, sondern auch durch Emissionen im Luft- bzw. Bodenbereich erfasst sein können und somit nicht EMREG-OW-pflichtig sind. Außerdem muss bei Bedarf eine Prüfung gem. § 2 Abs.2 EmRegV-OW hinsichtlich zusätzlich zu erfassender Emissionen in nachweislich zu stark belasteten Einzugsgebieten durch den Landeshauptmann erfolgen.

5.3 Datenfluss in EMREG-OW

Der Datenfluss selbst in EMREG-OW durch § 59a WRG 1959 festgelegt und durch die EmRegV-OW konkretisiert. Die wesentlichen Punkte dabei sind:

- Elektronisches Meldewesen
- Nutzung bereits vorliegender Daten auf Verwaltungsebene
- Datenmeldung von Registerpflichtigen direkt in das EMREG-OW auf Bundesebene.
- Datenprüfung und –freigabe durch die Länder optional und für den Bund verbindlich

Diese Vorgehensweise mit der Vorlage der Stammdaten wurde im WRG 1959 festgelegt, um die Belastungen der Registerpflichtigen zu reduzieren. Im Vergleich zu anderen Meldesystemen, z.B. PRTR, wird man im EMREG-OW erst durch Anschreiben über die Registerpflicht informiert.

Die Veränderungen der Zuständigkeiten von Behörden und die Mitwirkung des Wasserrechts in anderen Rechtsmaterien führen mitunter zu verwaltungsinternen Verzögerungen der Datenflüsse und Mehraufwänden bei der Datenbeschaffung. Nachdem die Stammdaten im Bereich von EMREG-OW aber als relativ stabil angesehen werden können, sollte der Aufwand zur Stammdatenaufbereitung künftig geringer werden.

6 Zusammenfassung und Ausblick

Eine solide Datenbasis ist essentiell für die wasserwirtschaftliche Planung und das Berichtswesen. Im Bereich von punktförmigen Emissionen in Oberflächengewässern ist mit der Implementierung von EMREG-OW ein großer Schritt in diese Richtung gesetzt. Es wird aber künftig mindestens genauso wesentlich sein, sich verstärkt den diffusen Emissionen zu widmen.

Für die Vielzahl an unterschiedlichen, vorwiegend internationalen Berichtsverpflichtungen ist es wichtig, konsistente Datensätze zu übermitteln.

Mit der EmRegV-OW ist erstmals die rechtliche Grundlage für das Datenmanagementsystem von punktförmigen Einleitungen in Österreich geschaffen. Da die Thematik in ihrer Gesamtheit eine gewisse Komplexität erreicht hat, ist eine Evaluierung der Prozesse und Inhalte nach einer ersten

Umsetzungsphase ratsam und, wenn erforderlich, auch eine Nachjustierung vorzunehmen.

Durch die Einführung des Einzelstoffansatzes mit der Wasserrahmenrichtlinie hat sich die bisherige Betrachtungsweise, die vorwiegend auf Summenparametern basiert, geändert. Im internationalen Vergleich gesehen haben wir in Österreich in den letzten Jahrzehnten sehr gute Leistungen in Bezug auf den Gewässerschutz erbracht.

Im Zusammenhang mit den geltenden und zukünftig zu erwartenden immissionsseitigen Vorgaben findet derzeit in benachbarten Staaten eine Diskussion über die Einführung einer weitergehenden Abwasserreinigung (4. Reinigungsstufe) statt. Eine gesicherte Datenbasis ist die wesentliche Grundlage für solche strategische/politische Entscheidungsfindungsprozesse und für die Argumentation österreichischer Interessen auf Ebene der Europäischen Union.

7 Literatur

- 1991/271/EWG. Richtlinie des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser
- 2000/60/EG. Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik vom 23.10.2000. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L327, 22.12.2000.
- 2008/105/EG. Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/891/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L348/84, 24.12.2008
- BGBI. II Nr. 29/2009: Elektronisches Register zur Erfassung aller wesentlichen Belastungen von Oberflächenwasserkörpern durch Emissionen von Stoffen aus Punktquellen (EmRegV-OW)
- BGBI. III Nr. 139/1998: Übereinkommen über die Zusammenarbeit zum Schutz und zur verträglichen Nutzung der Donau (Donauschutzübereinkommen)
- BMLFUW, 2005: WRRL Österreichischer Bericht der IST – Bestandsaufnahme (<http://wasser.lebensministerium.at/article/articleview/32069/1/5659/>)
- BMLFUW, 2010a: Kommunale Abwasserrichtlinie der EU - Österreichischer Bericht 2010 (<http://publikationen.lebensministerium.at/publication/publication/view/3316/28609>)

- BMLFUW, 2010b: Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009
(<http://wisa.lebensministerium.at/article/archive/29367>)
- DG Env, 2009: 5th Commission Summary on the Implementation of the Urban Waste Water Treatment Directive (http://ec.europa.eu/environment/water/water-urbanwaste/implementation/implementationreports_en.htm)
- EUA, 2010. Die Umwelt in Europa: Zustand und Ausblick 2010: Synthesebericht. Europäische Umweltagentur, Kopenhagen.
(<http://www.eea.europa.eu/soer/synthesis/translations/die-umwelt-in-europa-2014>)
- Umweltbundesamt, 2009: Emissionen organischer und anorganischer Stoffe aus kommunalen Kläranlagen, Wien
- Verordnung(EG) Nr. 166/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Januar 2006 über die Schaffung eines Europäischen Schadstofffreisetzung- und -verbringungsregisters und zur Änderung der Richtlinien 91/689/EWG und 96/61/EG des Rates.

Korrespondenz an:

DI Georg WINDHOFER

Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5

Tel: 01/31304-3491

eMail: georg.windhofer@umweltbundesamt.at

EmReg-Verordnung in der Praxis – aus Betreibersicht

GF DI Dr. Wolfgang Scherz

Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD

Abstract: Mit den Verpflichtungen nach EmRegV-OW wurden den Betreibern von Kläranlagen über 2.000 Einwohnerwerten zusätzliche Aufgaben der Datenerfassung, -bearbeitung und -eingabe vorgeschrieben. Durch ein Forschungsprojekt des Bundes und der Länder in Verbindung mit einem Erlass wurden die monetären Aufwendungen für die Betreiber von Anlagen größer als 10.000 EW deutlich reduziert. Der Gesamtaufwand ist damit überschaubar und finanzierbar. Für die Betreiber entsteht jedoch kein zusätzlicher Nutzen. Es handelt sich um eine Datensammlung des Bundes, damit dieser seinen Berichtspflichten an die EU nachkommen kann. Es ist aus der Sicht der Betreiber zu hoffen, dass Stoffe, die nunmehr zu analysieren sind, in Zukunft nicht mit aufwändigen Verfahren in der Kläranlage end-of-pipe dem Abwasserstrom entzogen werden müssen. „Prioritäre“ Stoffe können nur durch ein rigoroses Chemikalienrecht und mit einem Verwendungsverbot dem Kreislauf entzogen werden.

Key Words: EmRegV-OW, allgemeine Stammdaten, wasserwirtschaftliche Stammdaten, wasserwirtschaftliche Bewegungsdaten, Messverpflichtung, Schätzung, Datenerfassung, Datenauswertung, Dateneingabe

1 Grundlagen

1.1 Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD

Der Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD ist im südlichen Industrieviertel beheimatet. Das Verbandsgebiet erstreckt sich auf insgesamt 15 kommunale Verbandsmitglieder, die sich wiederum auf zwei Bundesländer und vier Verwaltungsbezirke aufteilen. Dazu zählen auch die beiden Bezirkshauptstädte NEUNKIRCHEN und WIENER NEUSTADT.

Der Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD ist eine Körperschaft Öffentlichen Rechts basierend auf dem Wasserrechtsgesetz 1959 (WRG) § 87 ff. (Zehnter Abschnitt, Von den Wasserverbänden). Dies ermöglicht auch die Mitgliedschaft eines Industrieunternehmens mit 66.000 EW am Verband mit allen Rechten und Pflichten.

Die Kläranlage ist seit den 1980-er Jahren auf 230.000 EW - Kohlenstoff-Entfernung ausgebaut und wird bis Ende November 2011 an den Stand der Technik angepasst. In diesem Zuge erfolgt eine Erweiterung um 30.000 EW auf eine Größe von 260.000 EW.

In der Verbandskläranlage werden die Abwässer von rd. 77.000 Einwohnern gereinigt. In Bezug auf die Gesamtbelastung der Kläranlage ist dies ein Anteil von rd. 50 Prozent. Die andere Hälfte entfällt auf gewerbliche und industrielle Abwässer.

Durch die Indirekteinleiter-Verordnung 1998 (IEV) wurden dem Verband hoheitliche Aufgaben übertragen. Die Führung des Indirekteinleiter-Katasters – als Verzeichnis abwasserproduzierender gewerblicher und industrieller Unternehmen – erlaubt es nunmehr einen besseren mengenmäßigen Überblick über die Indirekteinleiter im Einzugsgebiet aufzuzeigen:

Bei einer Betrachtung nach Teilströmen kommt dem Bereich KFZ mit rd. 45 Prozent der bei weitem überwiegende Teil zu, gefolgt vom Bereich der Zahnärzte mit rd. 25 Prozent und der Fleischwirtschaft mit rd. 11 Prozent. Der Rest verteilt sich auf die Allgemeine Abwasseremissionsverordnung (rd. 10 %) und Sonstige (rd. 10 %).

Mengenmäßig sieht die Verteilung folgendermaßen aus: Der Chemischen Industrie sind etwas mehr als ein Drittel der konsensmäßig vergebenen Mengen zugewiesen. Der zweitgrößte Bereich umfasst die Gruppe KFZ mit rd. 30 % (praktische Relevanz im Mischwasserfall). Besonders hervorzuheben ist im Einzugsgebiet der Bereich Krankenhäuser mit einem Anteil von 10 % (Relevanz im Trockenwetterfall).

1.2 Wasserrechtliche Bewilligungen

1.2.1 Grundsatzbescheid - 1975

Das generelle Projekt der Kläranlage des Abwasserverbandes WIENER NEUSTADT-SÜD wurde am 2. Juni 1975 vom Landeshauptmann von Niederösterreich wasserrechtlich bewilligt. In diesem wurden die konsensgemäßen Einleitungsmengen im Spruch festgehalten. Über die Qualität und Ablaufkonzentrationen wurden keine Aussagen getätigt.

Mit der Abänderung des Bescheides vom 21. Jänner 1981 durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft wurden erstmals qualitative Parameter mit dem BSB₅, dem COD und den abfiltrierbaren Stoffen in Form von Konzentrationen und Frachten vorgeschrieben.

1.2.2 Ausbau und Anpassung an den Stand der Technik - 1996

Der Landeshauptmann von Niederösterreich hat mit Bescheid vom 31. Oktober 1996 das Projekt der Anpassung an den Stand der Technik und Erweiterung um 30.000 EW genehmigt.

Im Spruch wurden die Parameter BSB₅, CSB, TOC und P-Gesamt mit Ablaufkonzentrationen und Frachten begrenzt. Die Parameter NH₄-N, PO₄-P und Abfiltrierbare Stoffe mit Konzentrationen. Darüber hinaus wurden gemäß 1. AEV für kommunales Abwasser einige Parameter mit Wirkungsgraden zusätzlich festgeschrieben (BSB₅, CSB, TOC und N-Gesamt). Daraus ergeben sich automatisch Messungen im Zulauf und Ablauf der Kläranlage.

Die Bewilligung wurde unter der Auflage erteilt, dass im Zulauf und im Ablauf der Kläranlage **registrierende Mengemesseinrichtungen** für die Durchflussmenge in [l/s] und in [m³/d] installiert werden (Auflage 20).

Im Auflagenpunkt 32 des Bescheides wurde dem Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD das Mindestanforderungsmerkmal der Eigenkontrolle mit der Anwendung der Anlage C der 1. AEV für kommunales Abwasser vorgeschrieben:

Größenklasse IV: größer als 50.000 EW₆₀

Mindestanzahl an Probenahmen pro Untersuchungsjahr gemäß § 4 Abs (5)
1. AEV für kommunales Abwasser für die Abwasserparameter im Rahmen der **Eigenüberwachung**, durchzuführen in regelmäßigen Zeitintervallen:

Tabelle 1: Probenahmen bzw. Untersuchungen Größenklasse IV;
Anlage C der 1. AEV für kommunales Abwasser

Parameter	Anzahl	Parameter	Anzahl	Parameter	Anzahl
BSB ₅	104	CSB	260	TOC	52
NH ₄ -N	365	Ges. geb. N	52	Gesamt-P	260

Der Bogen der Analytik von Parametern spannt sich somit von einmal pro Woche bis zur täglichen Feststellung des Inhaltsstoffs Ammonium-Stickstoff.

Die 1. AEV für kommunales Abwasser gibt mit der Anlage D, Mindestanzahl der Probenahmen pro Untersuchungsjahr gemäß § 4 (5) für die Abwasserparameter der Anlage A im Rahmen der Fremdüberwachung weiters vor, dass bei der Größenklasse IV auch **Fremdüberwachungen in monatlichen Abständen** (definiert mit 12 pro Jahr) durchzuführen sind.

Es zeigt sich, dass bereits vor dem Inkrafttreten der EmRegV-OW den Betreibern von Kläranlagen ein laufendes und sehr umfassendes Messprogramm aufgrund gesetzlicher Vorschriften bzw. Normen auferlegt ist.

1.3 Emissionsregisterverordnung - EmRegV-OW

1.3.1 Geltungsbereich und Begriffsbestimmungen

Im § 2 Abs (1) EmRegV-OW, Geltungsbereich, wird definiert welche Tätigkeit und/oder ab welcher Größe der Kläranlage die Berichtspflicht besteht.

Für den Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD ist der Geltungsbereich sowohl durch die **Ziffer 1** (PRTR-Anlagen - Schadstofffreisetzungs- und Verbringungsregisters) als auch durch die **Ziffer 2** (Abwasserreinigungsanlagen mit einem Bemessungswert nicht kleiner als 2.000 EW₆₀ für kommunales Abwasser aus Siedlungsgebieten) gegeben.

Dies bedeutet konkret, dass **allgemeine und wasserwirtschaftliche Stammdaten** (aus verschiedenen Registern gemäß eGovernmentgesetz bereits zusammengefasst) einmalig zu bearbeiten und bei Veränderungen zu überarbeiten sind.

Hingegen sind die **wasserwirtschaftlichen Bewegungsdaten** durch den Kläranlagenbetreiber jährlich zu erarbeiten und in die Online-Datenbank einzugeben.

Der Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD hat grundsätzlich die nach EmRegV-OW **Anlage A, Tabelle 2, 5f [Spalte I** – Ziffer der Tätigkeit gemäß Anhang I der Verordnung (EG) Nr. 166/2006 (PRTR)], **Spalte II** – Kommunale Abwasserreinigungsanlagen mit einem Bemessungswert von größer als 100 000 EW₆₀, 1.1 [**Spalte III** – Ziffer des Herkunftsbereiches gemäß § 4 Abs. 2 AAEV, BGBl. Nr. 186/1996], 11, 18, 23, 30, 37, 41, 49, 76, 80, 97, 117 [**Spalte IV** – Nummer des prioritären Wasserinhaltsstoffes (Parameters) gemäß Tabelle 1 Spalte I] und 14, 70, 85, 111, 112, 115, 119, 123, 126, Σ (38, 110, 117, 123) [**Spalte V** - Nummer des sonstigen Wasserinhaltsstoffes (Parameters) gemäß Tabelle 1 Spalte I] definierten Stoffe zu analysieren.

Das Lesen der Verordnung und insbesondere der Tabellen fällt durch die vielen Querverweise auch einem geübten Leser von Gesetzestexten schwer. Unter der Berücksichtigung, dass bereits Betreiber von Kläranlagen ab 2.000 EW unter das Regime der EmRegV-OW fallen, erscheint die ordnungsgemäße Umsetzung ohne Hilfestellung von außen als unmögliches Unterfangen.

Der Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD kann aus den gewonnenen Informationen keinen Nutzen ziehen. In der EmRegV-OW wird jedoch darauf hingewiesen, dass das Emissionsregister (EmReg) dem Ministerium als Grundlage für die Erstellung der Nationalen Gewässerbewirtschaftungspläne und die Erfüllung gemeinschafts-rechtlicher Berichtspflichten dient.

1.3.2 Datenerfassung und Vorhaltung

Das Berichtsjahr des Emissionsregisters entspricht dem Kalenderjahr.

Der Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft hat dem Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD den

Benutzernamen und bei der erstmaligen Erfassung mit gesonderter Post das Passwort für den Zugang zum Emissionsregister übermittelt.

Der Verband „hat bis spätestens 30. April die seine Einwirkungen und Anlagen betreffenden Emissionsregister-Daten auf ihre Richtigkeit zu überprüfen und diese Prüfung zu bestätigen, gegebenenfalls Korrekturvorschläge zu machen und die allgemeinen sowie die wasserwirtschaftlichen Stammdaten betreffend NACE-Code und Orte der Einleitung zu ergänzen sowie entsprechend den Vorgaben der §§ 5 und 6 in Verbindung mit den Anlagen A und C die für das Berichtsjahr relevanten wasserwirtschaftlichen Bewegungsdaten (§ 3 Z 9) in das elektronische Formblatt einzutragen.“

Die gewonnen Daten werden „für die nationale oder internationale Berichtspflichten bestehen, im Wasserinformationssystem Austria (WISA) unter den für dieses gültigen Bedingungen durch Veröffentlichung einsehbar gemacht.“

1.3.3 Ermittlung von Jahresfrachten

Vom Verordnungsgeber werden dem Verband mehrere Möglichkeiten angeboten sich auf Daten zu stützen, die mittels der nachstehenden Verfahren gewonnen werden. Es ist aber festgeschrieben, dass grundsätzlich die beste verfügbare Datenbasis zu verwenden sei.

Tabelle 2: Datengewinnung für Jahresfrachten; § 5 EmRegV-OW -
Ermittlung von Jahresfrachten emittierter (Ab)Wasserinhaltsstoffe

Verfahren	Anmerkungen
Einzelmessungen	z.B. gemäß 1. AEV für kommunales Abwasser
Berechnungen	Verwendung von Emissionsfaktoren, Energie- und Massenbilanzen oder Analysenergebnissen
Schätzungen	befugter Sachverständigen oder geeigneter und fachkundiger Betriebsangehöriger (nach GewO)

Der Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD muss angeben mit welchem Verfahren die Daten gewonnen wurden:

Tabelle 3: Angabe der Datengewinnung im Online-Portal; § 5 Abs (2) EmRegV-OW

Verfahren	Anmerkungen
Einzelmessungen	„M“
Berechnungen	„C“
Schätzungen	„E“

Nach § 5 Abs (4) EmRegV-OW ergibt sich, dass die Stoffe der Kategorie A sowie eines in Anlage A Tabelle 2 Spalte IV oder V genannten Stoffes der Kategorie B jedenfalls durch Einzelmessungen zu bestimmen sind. Während in der Anlage insgesamt 11 prioritäre Stoffe und 9 sonstige Wasserinhaltsstoffe und 1 Summenparameter zu analysieren gewesen wären, ist durch ein Forschungsprojekt des Bundesministeriums und der Länder die notwendige Analytik und damit die monetären Aufwändungen durch die Verordnung minimiert worden. Durch den Erlass des Bundesministers ist nur noch ein Teil der prioritären Stoffe (Cadmium, Diuron, Nonylphenole und Tributylzinn-Verbindungen) durch Labor-Analytik zu erfassen. Die Parameter der Spalte V der Anlage A, Tabelle 2, sonstige Abwasserinhaltsstoffe, entfallen zur Gänze.

Festzustellen ist, dass nach § 5 Abs (4) Z. 2 jene Stoffe, wenn sie im Zeitraum (zumindest) eines Berichtsjahres (12 Untersuchungen) im Kläranlagenablauf unter Anwendung der Methodenvorschriften der Anlage C Tabelle 2 analytisch nicht bestimmt werden können, im verbleibenden 6-jährigen Zyklus nicht mehr gemessen werden müssen. Jahresfrachten der Stoffe unter der Bestimmungsgrenze dürfen in den verbleibenden 5 Jahren mit Abschätzung ermittelt werden. Im anschließenden nächsten sechsjährigen Zyklus sind die oben genannten vier Stoffe zumindest ein Jahr lang wiederum 12-mal zu analysieren.

Auf § 5 Abs (4) Z. 3, der eine Freistellung von der Messverpflichtung nach 2 Jahren ermöglicht, kann vom Abwasserverband WIENER NEUSTADT nicht zurückgegriffen werden, weil sich die Einleitung rechtsufrig in die WARME FISCHA an der KG-Grenze WIENER NEUSTADT / LICHTENWÖRTH im Einzugsgebiet einer in Anlage C.3 der EmRegV-OW angeführten, einen Planungsraum repräsentierenden Überblicksmessstelle befindet:

Leitha, Raab und Rabnitz / Nickelsdorf/Staatsgrenze / FW 1000077

2 Datenerfassung

2.1 Prozessleitsystem

Im Prozessleitsystem, einer Applikation von PVSS II der Fa. ETM professional control GmbH, Eisenstadt, wird automationsunterstützt der Zufluss zur Kläranlage aufgezeichnet. Dieser Wert steht als Grundlage für die weitere Frachtberechnung zur Verfügung.

Durch zusätzliche Durchflussmengenmessungen im Zulauf zu den einzelnen Belebungsbecken (Thomson-Wehre) und einer weiteren Ablaufmengenmessung wird die Plausibilität der Messdaten geprüft und gegebenenfalls korrigiert.

2.2 Interne Analytik

Im betriebseigenen Labor werden die Konzentrationen der behördlich vorgeschriebenen Parameter analysiert.

Der biochemische Sauerstoffbedarf BSB₅ wird über WTW – Oxitop manometrisch bestimmt.

Die Parameter CSB [Zu - 514:100-2.000 mg/l | Ab - 414: 5-60 mg/l], N_{ges.} [Zu - 338: 20-100 mg/l | Ab - 138: 1-16 mg/l], P_{ges.} [Zu - 350: 2-20 mg/l | Ab - 349: 0,05-1,5 mg/l], NH₄-N [Zu - 303: 2-47 mg/l | Ab - 304: 0,015-2 mg/l] und PO₄-P [Zu - 350: 2-20 mg/l | Ab - 349: 0,05-1,5 mg/l] werden sowohl im Zulauf als auch im Ablauf photometrisch bestimmt. Für die Bestimmungen kommt das Photometer der Fa. Hach Lange - DR 3800 - zum Einsatz.

2.3 Externe Analytik

Seitens des Abwasserverbandes WIENER NEUSTADT-SÜD wurden insgesamt 7 Analyseninstitute zur Anbotlegung einschließlich der nach der 1. AEV für kommunales Abwasser erforderlichen Analytik im Rahmen der Fremdüberwachung eingeladen. Davon haben 3 ihre Angebote vorgelegt. Ein Angebot sah den postalischen Versand der Proben mit vorgegebenen Verpackungen vor. Eines hat über den Transport keine Aussagen getroffen und damit praktisch dem Verband die Methodik, Konservierung, Transport, usw.

überlassen. Von einem Unternehmen wurde auch die Abholung von der Kläranlage angeboten. Dieses Institut lag auch kostenmäßig vorne. Mit Beschluss des Vorstandes wurde dem Bestbieter zu Kosten von rd. € 3.700 der Auftrag erteilt. Im Jahr 2010 ist es zu keinerlei Problemen in der Abwicklung gekommen.

EmRegV-OW 2010		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	Sept.	Oktober	November	Dez.	
Cadmium	---	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Diuron	---	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Nonylphenole	---	<	2,02	0,78	0,48	0,51	1,1	<	<	<	1,04	3,12	<
Tributylzinn- Verbindungen	---	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<

Angaben in µg/l < bedeutet unter der Nachweisgrenze

Abbildung 1: Messergebnisse AWV WIENER NEUSTADT-SÜD;
Berichtszeitraum 2010

Aus der Untersuchungsreihe (vgl. Abbildung 1) geht hervor, dass in den Jahren 2011 bis einschließlich 2015 nur noch der Parameter Nonylphenole, der in nichtionischen Tensiden, als PVC-Stabilisator oder als Additiv in Schmierölen, Weichmachern, usw. vorkommt, zu messen ist.

3 Datenaufbereitung

Die Datenaufbereitung bzw. die Frachtermittlung erfolgt über eine Exceltabelle. Es werden die Daten, die aus dem Prozessleitsystem, dem Regelblatt 13 (vgl. Punkt 2.2, interne Analytik) und der externen Analytik gewonnen wurden einem Rechen-Algorithmus unterworfen.

Die Berechnungsmethode kann gemäß Anlage C, Ermittlung der Jahresfrachten von (Ab)Wasserinhaltsstoffen aus registerpflichtigen Punktquellen, auf zwei verschiedene Arten bzw. Methoden erfolgen. Bei der Methode A wird die Jahresabwassermenge mit der mittleren Konzentration des Stoffes multipliziert. Bei der Methode B, die beim Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD angewandt wird, werden Tageswertepaare ermittelt und anschließend nach der folgenden Formel die Jahresfracht ermittelt:

$$F_a = \frac{1}{n} \cdot m \cdot \sum Q_d \cdot c_e$$

F_a [Fracht in kg] | n [Anzahl der Messungen] | m [Tage mit Abwassereinleitung]
Q_d [Tagesabwassermenge in m³] | c_e [Stoffkonzentration in kg/m³]

Parameter, deren Wert analytisch nicht gesichert angegeben werden können (unter der Bestimmungs- und/oder unter der Nachweisgrenze) wird in der Fracht-Berechnung mit null angesetzt.

4 Dateneingabe in EDM Portal

4.1 Grundsätzliches

Die Anmeldung in das EDM-Portal (vgl. Abbildung 2) erfolgt über einen Browser wie den Internet Explorer 8 - mit der URL <http://edm.gv.at>. Es können auch andere Browser wie Google Chrome, Mozilla Firefox oder andere gängige Browser verwendet werden. Die URL selbst ist verlinkt auf eine https-Website. Es handelt sich daher um eine sichere Verbindung, sodass eine sichere Datenkommunikation stattfinden kann (s bei https steht für http - „secure“). Dieser Eindruck wird durch die URL <https://secure.umweltbundesmat.at/...> verstärkt.

Die **Zugangsdaten** für das Online-Portal wurden dem Verband durch das Umweltbundesamt mit Identifikationsnummer und Passwort übermittelt.

Der **Einstieg** in das EDM Portal erfolgt nach Aufruf im Browser wie bei vielen anderen Websites auch geschützt mittels Identifikationsnummer und das Passwort.

Nach der Anmeldung kommt die Einstiegsmaske auf den Browser mit dem Willkommensgruß des Lebensministeriums sowie nützliche aktuelle Informationen (vgl. Abbildung 2). Über das Menü auf der linken Seite kann auf die Ordner **Stammdatenpflege**, **Auswertungen**, **Meldewesen**, **Benutzer verwalten** und **Extras** zurückgegriffen werden.

Die angebotenen Hilfestellungen durch den Helpdesk sind zufriedenstellend und ausreichend, um mit dem Werkzeug EmRegV-OW – EDM-Portal in kurzer Zeit die gesetzliche Verpflichtung zu erledigen.

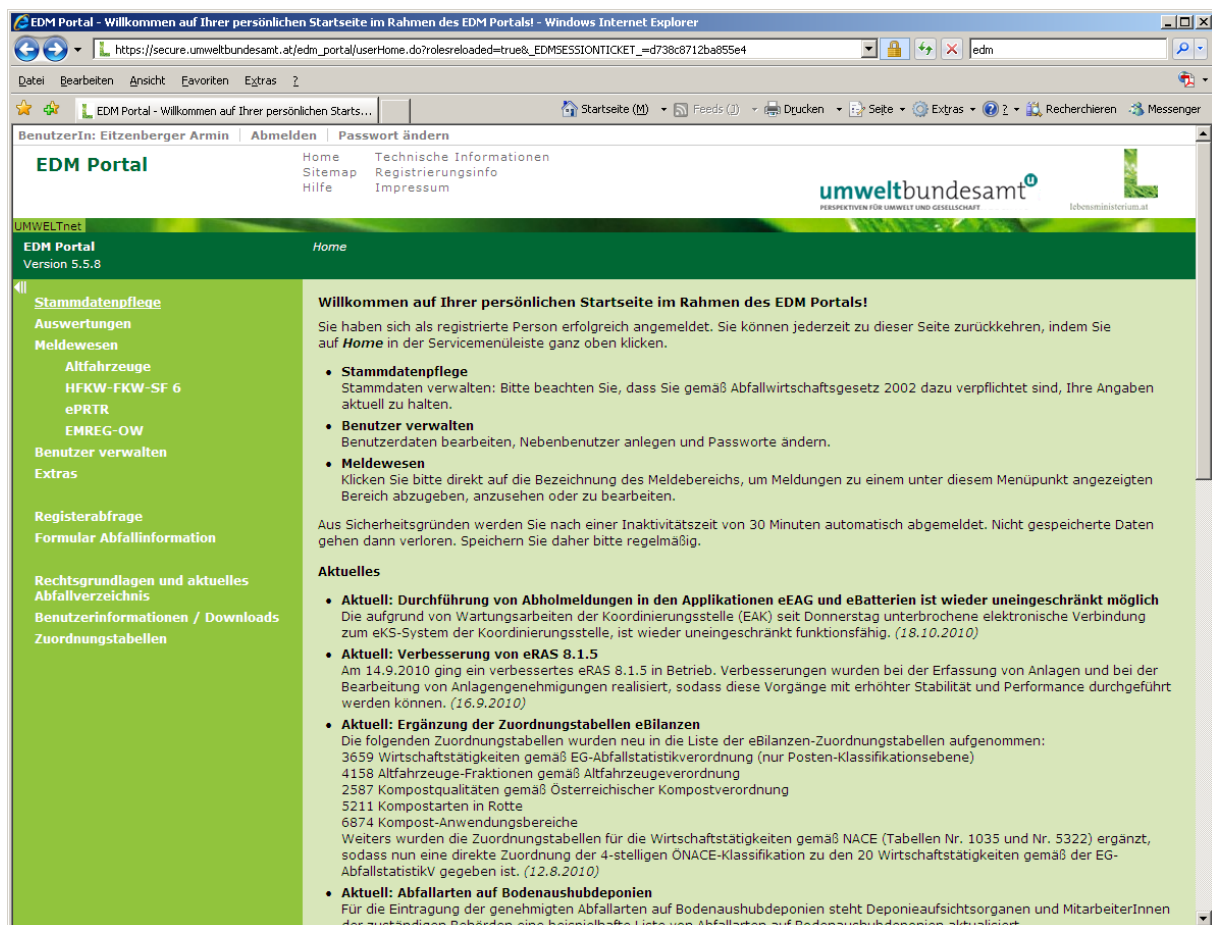


Abbildung 2: Einstiegsseite des EDM Portals

4.2 Stammdaten

Mit der Menüführung auf der linken Seite kann die Pflege der Stammdaten durchgeführt werden. Die bereits vorausgefüllten Stammdaten aus Registern des Bundes und des Landes Niederösterreich (im Fall des Abwasserverbandes WIENER NEUSTADT-SÜD) befinden sich in eigenen Ordnern – **Sitz, Zustellanschrift, Kontaktpersonen, Standorte, Berechtigungen**.

Seitens des Verbandes mussten einige Änderungen durchgeführt werden - allgemeine Daten über den Verband wie die Adresse, den Standort oder die angeschlossenen Gemeinden bzw. Katastralgemeinden haben gefehlt oder waren falsch zugeordnet.

Nachdem diese Daten aktualisiert wurden, darf keinesfalls auf das Zwischenspeichern vergessen werden. Ohne das Drücken dieses Buttons in der Mitte unten am Browser werden die eingegebenen Daten nicht in die Datenbank beim Umweltbundesamt implementiert und gehen verloren.

Auf die Kontrolle der Daten und gegebenenfalls deren Adaptierung wird auf der Startseite des EDM-Portals hingewiesen. Die kritische Durchsicht und Aktualisierung stellt keine große Aufgabe dar. Nur bei Änderungen allgemeiner und wasserwirtschaftlicher Stammdaten, die der Verband ohnehin am besten kennt, ist eine Online-Überarbeitung durchzuführen.

4.3 Allgemeine und Wasserwirtschaftliche Stammdaten

Auf der Startseite des EDM-Portals gelangt man über das Menü **Meldewesen**, Unterpunkt „**EMREG-OW**“ in den farblich blau gehaltenen Online-Bereich des EMREG-OW, als Teil der WISA-Familie und des EDM-Programms.

Es gibt drei Möglichkeiten der Bearbeitung bzw. Eingabe von Daten, nämlich **Meldung bearbeiten**, **Meldung suchen** und **Verbesserungsaufforderung** (vgl. Abbildung 2).

In weiterer Folge sind die **allgemeinen** Stammdaten wie z.B. Teilströme oder Einleitpunkt zu bearbeiten. Im Bereich der **wasserwirtschaftlichen** Stammdaten sind die Daten des Bescheides zu kontrollieren und gegebenenfalls zu berichtigen und zu ergänzen.

4.4 Wasserwirtschaftliche Bewegungsdaten

Die **wasserwirtschaftlichen** Bewegungsdaten sind ebenso über die blaue Oberfläche EMREG-OW, Meldung bearbeiten, zu editieren (vgl. Abbildung 3).

Die wasserwirtschaftlichen Bewegungsdaten sind den emittierten Jahresfrachten wie der Abwassermenge und den Zulauf- und Ablauffrachten der Stoffe gleichzusetzen.

Es handelt sich um Zahlenwerte, die im laufenden Betrieb gesammelt (vgl. Punkt 2) und nach den Vorgaben der EmRegV-OW aufbereitet wurden (vgl. Punkt 3).

Der Aufwand für die Eingabe der Daten, wenn sie richtig aufbereitet und ermittelt wurden, stellt keinen großen zeitlichen Aufwand dar.

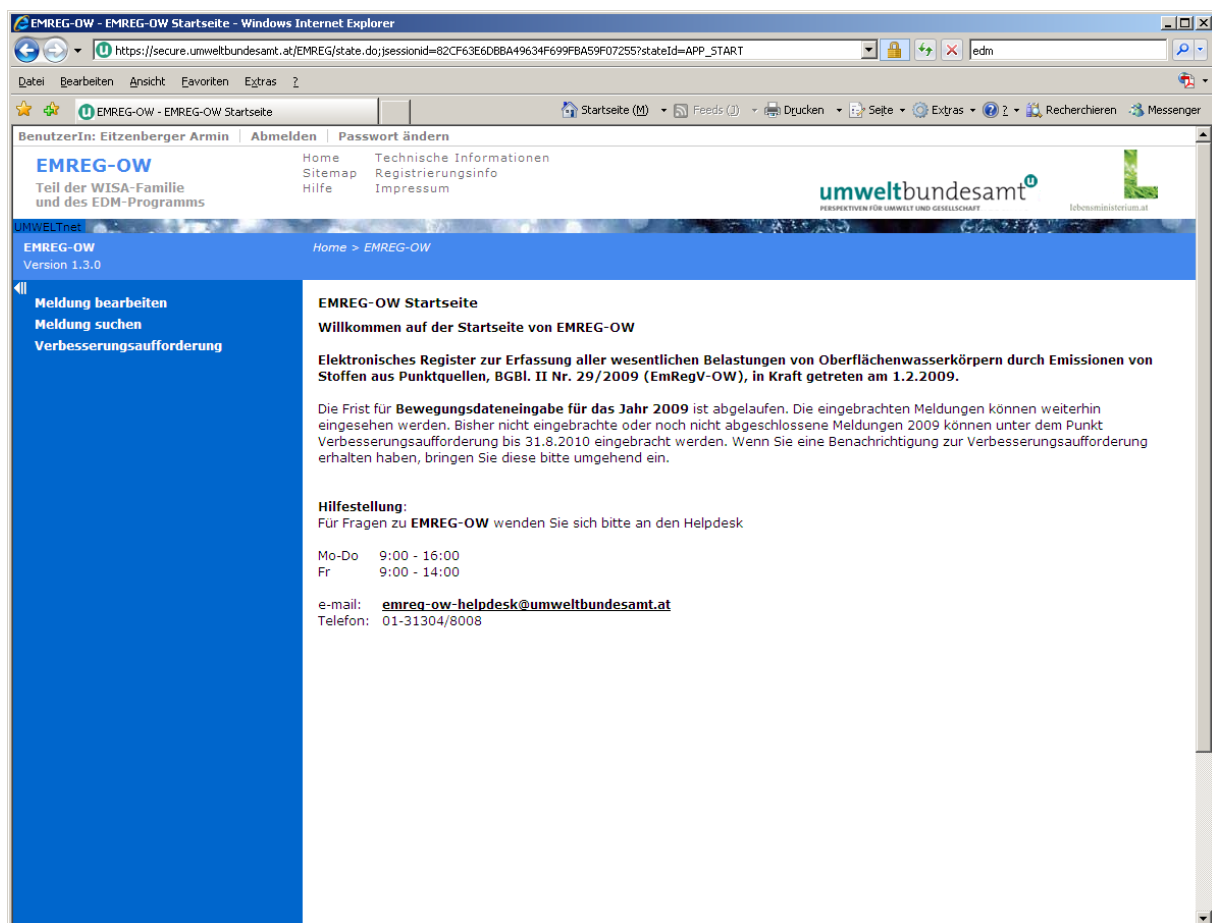


Abbildung 3: Einstiegsseite in EMREG-OW

4.5 Messverpflichtung nach EmRegV-OW

Die gemäß Anlage A, Tabelle 2, Spalte IV oder V genannten Stoffe der Kategorie B, nämlich Cadmium, Diuron, Nonylphenole und Tributylzinn-Verbindungen, wurden im Jahr 2010 insgesamt 12-mal bestimmt. Dadurch ist der Verband der normativen Verpflichtung nachgekommen.

Aufgrund der Messergebnisse des Jahres 2010 sind in den Jahren 2011 bis 2015 die Parameter Cadmium, Diuron und Tributylzinn-Verbindungen nicht mehr zu analysieren, da sie bei allen Analysen unter der Bestimmungsgrenze lagen (vgl. Abbildung 1). Dies kann als kostenminimierender Faktor angesehen werden.

5 Zusammenfassung

- Der Verordnungstext der EmRegV-OW inklusive der Anlagen ist durch viele Querverweise äußerst schwierig zu lesen. Ohne Hilfestellungen durch den ÖWAV oder auch im Rahmen der Nachbarschaftshilfe von Kläranlagen könnten einige Betreiber von kleinen Kläranlagen ihren Dokumentationsverpflichtungen dem Bund gegenüber nicht nachkommen. Es macht Sinn eine hausinterne Dokumentation anzulegen, um der jährlichen Verpflichtung möglichst ökonomisch nachkommen zu können.
- Bei der quantitativen Auswertung sind Parameter, die unter den Grenzen liegen mit null in der Berechnung zu bewerten. Dies ergibt für einen Betreiber einer Kläranlage keinen Sinn.
- Die Kosten der Datenerhebung sind überschaubar gegenüber den ursprünglich anzusetzenden Kosten, die ohne die vorbereitende Studie des Bundes und der Länder auf die Betreiber von Kläranlagen zugekommen wären. Die Berechnungen und die Dokumentationspflichten (im online-Portal) sind dagegen kostenmäßig zu vernachlässigen.
- Die Arbeit eines Kläranlagen-Betreibers wird durch den zusätzlichen Aufwand nicht produktiver. Es sind Daten für den Bund und die Europäische Gemeinschaft zu sammeln. Der Betreiber zieht keinen Nutzen aus den Daten. Per Definition ist die Verschmutzung der

Gewässer durch prioritäre Stoffe schrittweise zu senken. Daher: Aus der Sicht der Betreiber bzw. damit der Bürger im Einzugsgebiet der größeren Kläranlagen ist in Zukunft bei einem schlechten Szenario davon auszugehen, dass mit technisch und kostenmäßig aufwändigen weiteren Reinigungs-Stufen die jetzt analysierten und nachgewiesenen Stoffe entfernt werden müssen – anstatt ein Verbot an der Quelle (z.B. durch Chemikalienrecht sowie Verwendungsverbot des Stoffes und damit Einsatz bei der Herstellung von Produkten).

6 Literatur

Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser), BGBl. 1996/210 idF BGBl. II 2000/392

Elektronisches Register zur Erfassung aller wesentlichen Belastungen von Oberflächenwasserkörpern durch Emissionen von Stoffen aus Punktquellen (EmRegV-OW), BGBl. II 29/2009

Indirekteinleiterverordnung 1998 (IEV), BGBl. II 1998/222 idF BGBl. II 2006/523

Wasserrechtsgesetz 1959 (WRG), BGBl. 215/1959 idgF

Korrespondenz an:

GF DI Dr. Wolfgang SCHERZ

Abwasserverband WIENER NEUSTADT-SÜD
Erschlachtweg 3,
2700 Wiener Neustadt

Tel. 02622 / 28218 - 0

Fax 02622 / 28218 - 24

eMail: w.scherz@awvwms.at

ÖWAV-Regelwerke AB 14, RB 13, AB 22 und deren Zusammenspiel

Norbert Kreuzinger

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Abstract: Die Erhebung sowie Dokumentation und Auswertung von Daten auf Kläranlagen orientierte sich in der Vergangenheit hauptsächlich an den gesetzlichen Vorgaben zum Nachweis der Einhaltung der festgelegten Emissionsbegrenzungen, Mindestwirkungsgrade und Bescheidwerte. Seit einigen Jahren gewinnt jedoch die betriebliche Überwachung mit dem Ziel eines effizienten Einsatzes von finanziellen Ressourcen sowie einer Optimierung von Stoffströmen eine zunehmende Bedeutung. Um dieser Entwicklung gerecht zu werden und den Betreibern von Abwasserreinigungsanlagen ein österreichweit einheitliches Werkzeug dafür zur Verfügung zu stellen, werden durch verschiedenen Arbeitsausschüsse im Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) praxisbezogene Arbeitsbehelfe und Regelblätter erarbeitet bzw. den steigenden Anforderungen angepasst. Im Zusammenhang damit stehen die Arbeitsbehelfe 14 (Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen > 50 EW) und 22 (Kläranlagenzustandsbericht) sowie das Regelblatt 13 (Betriebsdaten von Abwasserreinigungsanlagen - Erfassung, Protokollierung und Auswertung) wesentliche Hilfestellungen dar. Diese Regelwerke erfahren zur Zeit eine Anpassung an die aktuellen Erfordernisse, damit sie auch in Zukunft die an sie gestellten Erwartungen erfüllen können. Dieser Beitrag dokumentiert aktuelle Überarbeitungen sowie die Verzahnung einzelner ÖWAV-Regelwerke.

Key Words: AB 14, RB 13, AB 22, ÖWAV Regelwerk

1 Einleitung

Aufgrund der Wasserrechtsgesetzgebung, den erlassenen Abwasseremissionsverordnungen sowie der wasserrechtlichen Bescheide sind die Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen verpflichtet, die für die jeweilige Anlage

festgelegten Emissionsbegrenzungen und Mindestwirkungsgrade einzuhalten. Dies ist im Rahmen der Eigen- und Fremdüberwachung nachzuweisen. Verschiedene Arbeitsausschüsse im Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) erarbeiten und überarbeiten seither entsprechende Arbeitsbehelfe und Regelwerke, die

- den Betreibern Hilfestellung in der Einhaltung dieser gesetzlichen Rahmenbedingungen geben sollen,
- eine österreichweite einheitliche Umsetzung ermöglichen sollen, um eine Vergleichbarkeit der gewonnenen Daten zu gewährleisten, und
- neuen Entwicklungen auf dem Sektor der betrieblichen und gesetzlichen Anforderungen berücksichtigen.

Speziell die betriebliche Überwachung zum Zwecke der Betriebsoptimierung mit dem Ziel, den Einsatz finanzieller Ressourcen und Stoffströme zu optimieren, erfuhren über die Zeit wesentliche Erweiterungen und führten zu immer mehr Daten, die im Monitoring auf Kläranlagen erhoben werden (Stichwort Benchmarking, Emissionsregisterverordnung – EmRegV-OW, ...), dementsprechend dokumentiert und auch ausgewertet werden müssen. Diese Entwicklung führte dazu, dass bestehende Regelwerke dem Anspruch einer zentralen Datenschnittstelle für verschiedenste Ansprüche nicht mehr gerecht werden konnten und deshalb einer Überarbeitung bedurften. Dies wird auch im Punkt „1. Allgemeines“ im ÖWAV-AB 14 „Eigen- und Betriebsüberwachung“ 2. Vollständig überarbeitete Auflage 2010 dezidiert angeführt: „... Die 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser aus dem Jahre 1996 definiert in Verbindung mit der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung grundsätzlich immer noch den Stand der Abwassertechnik. Neue Vorgaben auf Basis der WRG-Novelle 2003 wie die Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG) oder die Verordnung über ein elektronisches Register zur Erfassung aller wesentlichen Belastungen von Oberflächenwasserkörpern durch Emissionen von Stoffen aus Punktquellen (EmRegV-OW) erfordern aber indirekt und direkt eine entsprechende Anpassung des Umfanges und der Qualität der Eigen-, Betriebs- und Fremdüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen. ...“

Zudem stiegen parallel mit den inhaltlichen Anforderungen auch die Steuer- und Regelungstechnik sowie die EDV-technischen Möglichkeiten auf den

Österreichischen Kläranlagen deutlich an, sodass eine Überarbeitung auch diese Aspekte mit zu berücksichtigen hat.

Der vermehrte Erhebungsumfang, der alle Verfahrensschritte auf Kläranlagen betrifft, macht zudem eine Vereinheitlichung von Begriffen und Abkürzungen notwendig, um für Planer und Betreiber Vergleichbarkeiten zu schaffen und somit Ansätze, Lösungen und Daten anlagenübergreifend vergleichen, übertragen und optimieren zu können. Diese Basis wurde mit dem neuen ÖWAV-RB 13 „Betriebsdaten von Abwasserreinigungsanlagen - Erfassung, Protokollierung und Auswertung“ 2011 geschaffen. Konsequenter Weise müssen diese Informationen über Parameterbezeichnung, Bedeutung und eventuell damit verknüpfter Richtwerte auch in der Ausbildung, der Weiterbildung und für die Forschung kommuniziert werden.

Da das ÖWAV-Regelwerk eine strukturierte und in sich vernetzte Einheit darstellt, müssen bei wesentlichen Veränderungen zentraler Aspekte in einem Regelwerk (zB. Bezeichnungen und Abkürzungen) auch darauf verweisende oder abgeleitete Arbeitsbehelfe und Regelblätter adaptiert werden. Im gegenständlichen Fall betrifft dies die Arbeitsbehelfe 14 (Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen > 50 EW) und 22 (Kläranlagenzustandsbericht) sowie das Regelblatt 13 (Betriebsdaten von Abwasserreinigungsanlagen - Erfassung, Protokollierung und Auswertung), die eine massiven Adaptierung erfuhren und aufeinander abgestimmt wurden. Weiteres Regelwerk (zB. AB 6 – Kennzahlen für Abwasserreinigungsanlagen, RB 6 – Fremdüberwachung, RB 7 – Mindestausrüstung für die Eigen- und Betriebsüberwachung biologischer Abwasserreinigungsanlagen) werden auf ihre Konsistenz mit den Überarbeitungen zu überprüfen sein, wogegen anderes Regelwerk (zB. RB24 – EDV-Einsatz auf Abwasseranlagen) auf Grund ihrer allgemeinen Formulierungen nicht betroffen sein werden.

Abschließend sei noch erwähnt, dass in den „alten“ Versionen von AB 14, 22 und RB 13 immer wieder analytische methodische Hinweise angeführt wurden, die nunmehr an diesen Stellen entfernt sind und zukünftig durch allgemein gültige, zentral geregelte und auch in der Ausbildung eingesetzte SOPs („Standard Operating Procedure“ – Standardarbeitsanweisung) ersetzt werden, um so eine Entflechtung, Entfernung von Redundanzen sowie eine einfachere Bearbeitung zu erreichen.

In diesem Beitrag sollen die Neubearbeitungen der Arbeitsbehelfe 14 (Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen > 50 EW) und 22 (Kläranlagenzustandsbericht) sowie das Regelblatt 13 (Betriebsdaten von Abwasserreinigungsanlagen - Erfassung, Protokollierung und Auswertung) vorgestellt werden, deren inhaltlichen Ziele verdeutlicht und ihr Zusammenspiel dargestellt werden, um Planern, Konsulenten und Betreibern die neue einheitliche Basis zukünftigen Datenhandlings vorzustellen.

2 Begriffsbestimmungen

An dieser Stelle soll nochmals auf Begriffe eingegangen werden, die im Zusammenhang mit der Datenerhebung, Dokumentation sowie Auswertung stehen, wobei die Definitionen Überwachung, Fremdüberwachung und Eigenüberwachung im BGBL Nr. 186/1996 „Allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV)“ angeführt sind. Ausführungsbestimmungen und Rahmenbedingungen für die Einhaltung von Emissionen sind neben der AAEV auch in der 1. AEVk – BGBL 210/1996 „Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser)“ angeführt.

- Überwachung

Gemäß BGBL Nr. 186/1996 §1 (3) „Allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV)“ wird der Begriff Überwachung definiert als:

Kontrolle der Beschaffenheit des Abwassers vor der 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 Z 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.

- Fremdüberwachung

Gemäß BGBL Nr. 186/1996 §1 (3) „Allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV)“ wird der Begriff Fremdüberwachung definiert als:

Kontrolle der Beschaffenheit des Abwassers gemäß § 134 WRG 1959 oder im Einzelfall durch die Gewässeraufsicht oder die Behörde

Aufgabe der Fremdüberwachung ist es zusätzlich zur Eigenüberwachung nachzuweisen, ob die in den Verordnungen und Bescheiden festgelegten Emissionsbegrenzungen eingehalten werden. Sie soll und kann die Eigenüberwachung nicht ersetzen, sondern sie vielmehr ergänzen, erweitern und überprüfen. Nähere Ausführungen zur Fremdüberwachung sind dem ÖWAV - Regelblatt 6 „Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen“ sowie Spatzierer (2011) zu entnehmen.

- Eigenüberwachung

Gemäß BGBL Nr. 186/1996 §1 (3) „Allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV)“ wird der Begriff Eigenüberwachung definiert als:

Kontrolle der Beschaffenheit des Abwassers, die durch den Wasserberechtigten selbst oder durch einen von ihm Beauftragten durchgeführt wird.

Der Umfang der Eigenüberwachung hat nach den Vorgaben der wasserrechtlichen Bewilligung zu erfolgen und stellt den zentralen Punkt der Überwachung der Emissionsbegrenzungen dar. Der ÖWAV – Arbeitsbehelf 14 „Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen > 50 EW“ stellt für die unterschiedlichen Anlagengrößen das methodische Rüstzeug zur Verfügung und soll die Anlagenbetreibern dabei unterstützen, die Eigenüberwachung entsprechend der Vorgaben der wasserrechtlichen Bewilligungen durchzuführen.

- Betriebsüberwachung

Der Begriff „Betriebsüberwachung“ ist als solcher weder in der AAEV noch in der 1. AEV_k definiert und wurde mit der ersten Auflage des ÖWAV Arbeitsbehelfs 14 „Eigen- und Betriebsüberwachung“ eingeführt. Die Veranlassung, diesen Begriff einzuführen ist, dass eine Überwachung von Abwasserreinigungsanlagen entsprechend der Vorgaben einer wasserrechtlichen Bewilligung zur Überwachung der Emissionsbegrenzungen alleine nicht ausreicht, den ordnungsgemäßen Betrieb einer Kläranlage zu dokumentieren und auf Basis von betrieblichen Daten rechtzeitig auf eventuelle verfahrenstechnische Störungen eingehen zu können, um ein Einhalten der Emissionsbegrenzungen zu gewährleisten. Gemäß § 50 WRG ist jeder Anlagenbetreiber verpflichtet, seine Anlagen in dem der Bewilligung entsprechenden Zustand zu erhalten und zu betreiben (Instandhaltungsverpflichtung). Die Nachweise über den ordnungsgemäßen Betrieb der Anlage sind u.a. im Rahmen der Betriebsüberwachung zu erbringen, ohne dass diese jedoch genauer spezifiziert werden würde.

Dafür ist gegenüber der gesetzlichen Verpflichtung aus der Eigenüberwachung ein umfangreicheres Monitoring sowohl in zeitlicher Hinsicht als auch in Hinblick auf den Parameterumfang erforderlich. Gerade heute steigt infolge von Fragen etwa zur Optimierung des Energieeinsatzes oder verfahrenstechnischer Abläufe der Umfang der Betriebsdatenerfassung. Die Ziele einer Betriebsüberwachung wären somit:

- Dokumentation des Anlagenbetriebs zur vorausschauenden Einhaltung der Emissionsbegrenzungen
- Leistungsbeurteilung der Abwasserreinigungsanlage
- Grundlagen für die Evaluierung und Optimierung von Betriebsabläufen
- Dokumentation von Energie- und Stoffströmen auf Kläranlagen (Schlammschiene usw.)

Der Versuch einer Definition des Begriffe „Betriebsüberwachung“ würde sich entsprechend der oben genannten Ziele darstellen als:

Überwachung des Betriebs mit dem Ziel der Abwehr von Emissionsüberschreitungen, der Dokumentation von Reinigungsleistung und Anlagenzustand, von Energie- und Stoffströmen auf Kläranlagen sowie der Schaffung einer Datenbasis für prozesstechnische Evaluierungen und Optimierungen.

Die Betriebsüberwachung stellt somit einen zentralen Mechanismus der Qualitätskontrolle und -sicherung auf Kläranlagen dar! Im ÖWAV Arbeitsbehelf 14 wird in Abhängigkeit von der Kläranlagengröße eine Empfehlung für eine dem entsprechende MINIMALE Betriebsüberwachung abgegeben.

3 Beschreibung der einzelnen Regelwerke

Um den gestiegenen Anforderungen an die betriebliche Überwachung gerecht zu werden erfolgt eine Überarbeitung und Anpassung zentraler ÖWAV-Regelwerke, die in weiterer Folge vorgestellt werden. Neben inhaltlichen Änderungen haben sich speziell beim Regelblatt 13 auch die Orientierung und der Anwendungsbereich stark erweitert.

3.1 Regelblatt 13 (RB 13)

Betriebsdaten von Abwasserreinigungsanlagen Erfassung, Protokollierung und Auswertung

Bereits im Titel des RB 13 in der 2. Fassung von 1995: „Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen“ zeigen sich dessen Schwerpunkt und Anwendungsbereich. Ziel von Regelblatt 13 war die Bereitstellung einer einheitlichen Basis für Betriebsprotokolle auf Basis des Arbeitsbehelf 14 (Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen > 50 EW). Die Parameter des AB 14 wurden für die Datendokumentation zu Gruppen und Spalten zusammengefasst, die sich an verfahrenstechnischen Einheiten orientieren und in Abhängigkeit von der Kläranlagengröße angepasst werden konnten.

Durch die Mitte 1996 erfolgte Novellierung der 1. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser war es erforderlich geworden, dieses an die neue

Gesetzeslage anzupassen. Die Anpassung erfolgte im „Beiblatt zum ÖWAV-Regelblatt 13. 1998“, wobei jedoch keine grundsätzlichen Änderungen im Aufbau und in der Gestaltung der bisherigen Protokollformulare vorgenommen wurden. Im Beiblatt wurde ein einheitliches Layout für die Protokollierung definiert. Eine Kopiervorlage erlaubte das händische Ausfüllen des Betriebsprotokolls, oftmals erfolgte jedoch eine in das Leitsystem implementierte digitale Umsetzung sowie bundeslandabhängig eine systematische Implementierung durch spezielle Software mit weitgehender Automatisierung von Routineauswertungen, Visualisierungen und Verlinkung mit der Behörde.

Mit der 2011 abgeschlossenen Überarbeitung des Regelblattes 13 haben sich Umfang, Bedeutung und Struktur des Regelblattes wesentlich geändert und erweitert. Auslöser für die Notwendigkeit einer Überarbeitung und Neupositionierung des RB 13 waren:

- die rasche Weiterentwicklung der Messtechnik, was zum Bedarf der Aufzeichnung und Auswertung dieser Daten führte
- die Erweiterung der Fragestellungen der betrieblichen Eigenüberwachung (Stichwort: Benchmarking, Energieoptimierung, Verfahrensoptimierung)
- Zunahme von Datenanforderungen von Kläranlagen, wobei hier oftmals redundante Anfragen erfolgten, die zu einem Mehraufwand durch den Betreiber führten. (Stichwort Berichtspflichten)

All diese Punkte führten zu einer Zunahme des Parameter- und Datenumfangs der betrieblichen Überwachung, die mit dem bestehenden Regelwerk weder konzeptionell noch inhaltlich abgebildet werden konnte. Konzeptionell deswegen nicht, weil der bisherige Schwerpunkt des relevanten Regelwerks historisch bedingt auf den gesetzlichen Aspekten der Eigen- und Fremdüberwachung sowie einer MINIMALEN Betriebsüberwachung zur Dokumentation des ordnungsgemäßen Betriebs lagen, jedoch nicht auf der betrieblichen Ebene selbst. Alleine die Messtechnik hat in den letzten Jahren auch im Bereich der Abwasserreinigung große Fortschritte gemacht. Viele Vorgänge können mit geeigneten Messeinrichtungen kontinuierlich erfasst und für den Betrieb genutzt werden. Mit einer kontinuierlichen Erfassung steigt zwangsläufig die Zahl der Messparameter und auch die Häufigkeit der Messungen an. Um damit Aussagen über den Reinigungserfolg, Betriebszustand, Energieeinsatz etc. treffen zu können, ist es erforderlich, diese

Messdaten zu verdichten, zu dokumentieren und periodisch auszuwerten. Darüber hinaus ist es dadurch auch möglich, aussagekräftige Kennzahlen zu gewinnen und diese für weitere Berechnungen (z. B. Benchmarking) heranzuziehen.

Dieser Umstand wurde seitens des Arbeitsausschusses „Kläranlagenbetrieb“ im ÖWAV erkannt und eine entsprechende Überarbeitung des Regelblattes bereits 2006 in Angriff genommen. Der erste Ansatz der Überarbeitung zeigte jedoch, dass das bisher verfolgte Konzept des RB 13 den neuen Anforderungen nicht mehr Genüge tun kann und für eine Überarbeitung des RB 13 ein von Grund auf neues Gesamtkonzept notwendig ist. Dies spiegelt sich auch im Namen des RB 13 Stand 1998 (Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen) und Stand 2011 (Betriebsdaten von Abwasserreinigungsanlagen - Erfassung, Protokollierung und Auswertung) wider. Das RB 13 ist nun wesentlich mehr, als ein standardisiertes Betriebsdatenprotokoll.

Das Regelblatt 13 in der 3. Auflage 2011 stellt einen sehr umfassenden Anspruch: Alle für die optimale Betriebsführung einer Kläranlage erforderlichen Stamm- und Betriebsdaten sollen eindeutig definiert werden. Dafür wurde eine (all)umfassende Parameterliste von Stamm- und Betriebsdaten zusammengestellt, um eine österreichweit einheitliche Definition der auf Kläranlagen erfassten Daten sicher zu stellen. Mit diesem Anspruch erfolgt auch bereits die Abgrenzung zum Arbeitsbehelf 14, wo anlagengrößenabhängig ein MINIMALER Parametersatz sowie Probenumfang und Häufigkeiten zur Erfüllung der gesetzlichen Verpflichtung im Zusammenhang mit Eigenüberwachung und Dokumentation des ordnungsgemäßen Betriebs im Mittelpunkt stehen. Regelblatt 13 dagegen soll die Grundlage für eine (anlagengrößenabhängig) OPTIMALE Betriebsdatenerfassung darstellen. Daneben wird aber auch der historische Anspruch eines einheitlichen Betriebsprotokolls für die Parameter des Arbeitsbehelfs 14 weiter verfolgt.

Das Regelblatt 13 Stand 2011 umfasst folgende Teile:

- Das Regelblatt selbst
- Anhang A): Stammdaten-Parameterliste
- Anhang B): Betriebsdaten-Parameterliste gesamt
- Anhang C): Betriebsdaten-Parameterliste für das Standard-Betriebsprotokoll

- Anhang D): Standard-Betriebsprotokoll
- Anhang E): Beispielbericht

Die einzelnen Teile werden nun kurz vorgestellt:

3.1.1 Das Regelblatt selbst

Im einführenden Teil wird neben grundsätzlichen Bemerkungen und Hinweisen zur Protokollierung sowie Hinweisen zu Probenahme, Probenvorbereitung, Ablesungen und Messungen auf die EDV-technische Umsetzung eingegangen.

Detaillierte Hinweise zu Probenahme, Probenvorbereitung, Ablesungen und Messungen wurden im Vergleich zur Version 2 Stand 1998 entfernt. Sie werden zukünftig in eigenen, an den Parametern des Arbeitsbehelfs 14 orientierten SOPs („Standard Operating Procedure“ – Standardarbeitsanweisung) für Kläranlagenbetreiber behandelt und sind nicht mehr im Regelwerk selbst integriert. Dies ist Teil des neuen Konzepts, um durch eine inhaltliche Trennung und Modularisierung zukünftig flexibler auf notwendige Änderungen reagieren zu können, ohne jeweils eher statische Aspekte (zB. Chemische Analytik) wieder mit bearbeiten zu müssen.

Um dem EDV-technischen Fortschritt zu entsprechen, wurde eine offene, einheitliche Schnittstelle für Datenimport und –export definiert, welche die Interkompatibilität verschiedener EDV-technischer Umsetzungen untereinander gewährleistet. Die Datenschnittstelle ist im Regelblatt definiert und mit einem Beispiel dokumentiert.

Weiters findet sich eine Erklärung der modularen Struktur der Parameterzusammenstellung des Regelblatt 13 angeführt. Alle Parameter der Stamm- sowie der Betriebsdaten sind in 27 Modulen zusammengefasst (siehe Tabelle 1). Je nach realisiertem Verfahrenskonzept werden die für die jeweilige Kläranlage entsprechenden Module ausgewählt. Die Module Zulauf, Ablauf, Entsorgung/Verwertung, Energiequellen, elektrischer Energieverbrauch, Infrastruktur/Wetter/Sonstiges, Fremdüberwachung und Berichtspflichten (Modulnummern: 1, 2, 11, 13, 14, 24, 26 und 27) sind für jede Kläranlage anwendbar und wurden daher in Tabelle 1 hervorgehoben.

Tabelle 1: Module des Regelblattes 13

Nr. Name	Nr. Name
1 Zulauf	15 Hochlaststufe
2 Ablauf	16 SB-Reaktor
3 Vorklärung	17 getrennte aerobe Stabilisierung
4 Belebung	18 Kaltfaulung
5 P-Entfernung	19 Emscherbrunnen
6 MÜSE	20 Tropfkörper
7 Eindicker	21 Tauchkörper
8 Schlammfaulung	22 Schönungsteich
9 Schlammmentwässerung	23 Regenbecken
10 Schlamm Trocknung/Hygienisierung	24 Infrastruktur/Wetter/Sonstige s
11 Entsorgung/Verwertung	25 Klärschlammgutachten
12 Übernahme von Stoffen	26 Fremdüberwachung
13 Energiequellen	27 Berichtspflichten
14 Elektrischer Energieverbrauch	

Die Zuordnung der Parameter zu einem Modul wurde konzeptbedingt so vorgenommen, dass jeweils die Parameter des Moduls selbst und die Parameter des Modul-Outputs (Abläufe, Schlamm, entstandenes Faulgas, ...) dem Modul selbst zugeordnet wurden. Der Input eines Moduls ist (abgesehen vom Modul „Zulauf“ selbst) dementsprechend durch den Output eines oder mehrerer anderer Module definiert.

Zur Veranschaulichung der erforderlichen Module inklusive Zulauf und Ablauf (exklusive der weiteren obligatorischen Module) zeigt Abbildung 1 den modularen Aufbau einer Kläranlage mit Schlammfaulung und nachgeschaltetem Schönungsteich. Das Beispiel zeigen die Flexibilität des modularen Parametersystems, wobei Input- und Outputparameter der jeweiligen Module durch Pfeile charakterisiert sind.

Das Beispiel zeigen auch, dass das Modul 2 als „letztes“ Modul in der Abwasserlinie die Parameter des tatsächlichen Ablaufs der Kläranlage definiert. Neben den wesentlichen Ablaufparametern sind auch die als Rechenwert definierten Wirkungsgrade in Modul 2 enthalten.

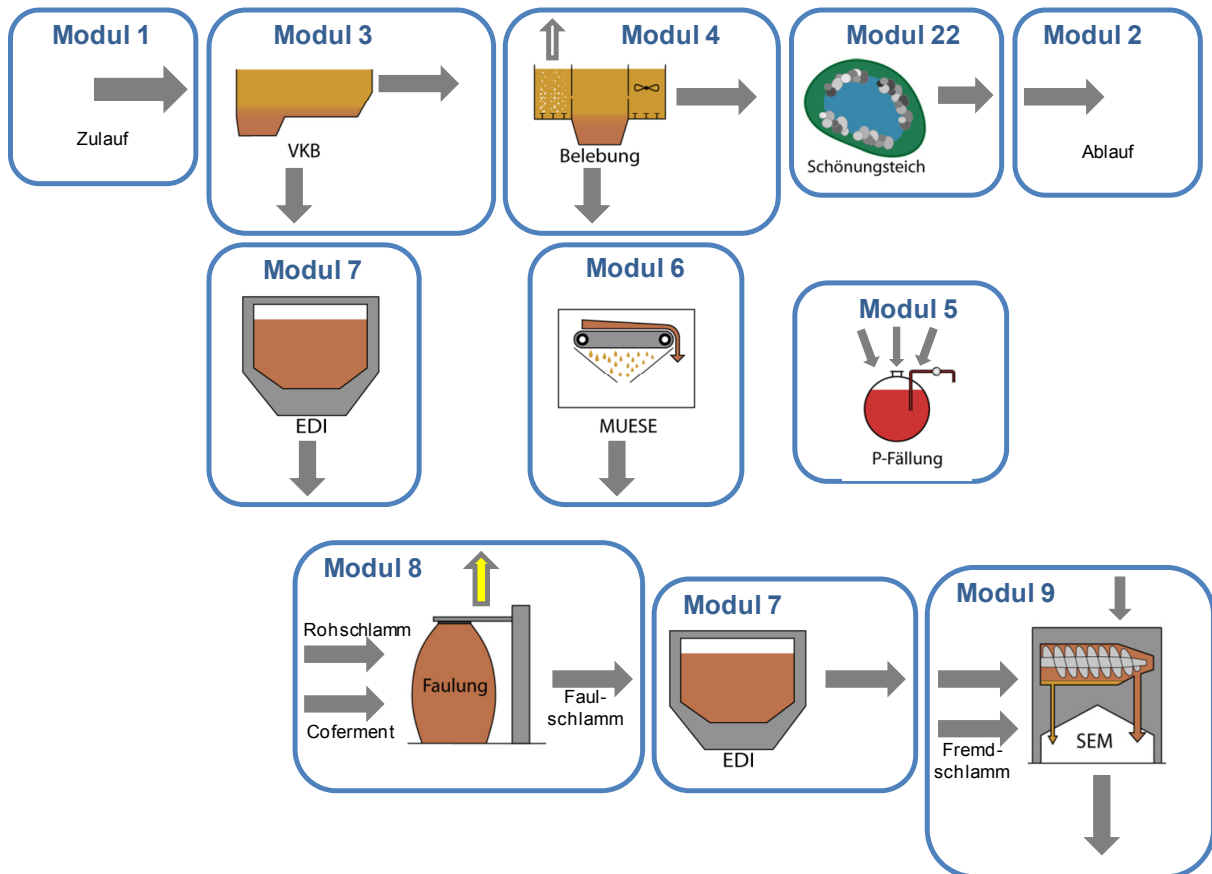


Abbildung 1: Modularer Aufbau einer Kläranlage mit Schlammfaulung und Schönungsteich

Für die Charakterisierung mehrerer identer, parallel betriebener Einheiten (z. B. 2 parallele Belebungsbecken) wird nicht das Modul 4 mehrfach verwendet, sondern jene Parameter des Moduls vervielfältigt, die das Belebungsbecken betreffen (siehe Kapitel 3.1.3).

3.1.2 Anhang A): Stammdaten-Parameterliste

Die Stammdaten-Parameterliste umfasst 187 Einzelparameter, wobei jeder der Parameter einem Modul (siehe oben) zugeordnet ist. Stammdaten sind unveränderliche anlagenspezifische Daten, die einmal erfasst werden und dann für verschiedene Auswertungen Verwendung finden. Dazu zählen etwa Bescheidwerte, Anzahl und Volumen von Becken, Art der Belüftung, udgm.

Zusätzlich wurde bei den Stammdaten ein Modul 0 mit der Bezeichnung „Allgemein“ eingeführt, dem alle übergeordneten Parameter zugeordnet wurden. Dazu zählen etwa Kläranlagenname, Kläranlagenkennzeichnung (Ministerium), Kläranlagentyp, Koordinaten Einleitung (rechts, hoch, Höhe) usw.

3.1.3 Anhang B): Betriebsdaten-Parameterliste gesamt

Die Betriebsdaten-Parameterliste umfasst rund 850 Einzelparameter, wobei anzumerken ist, dass bei einer Anlage niemals alle Parameter zur Anwendung kommen werden und es sich bei dieser Liste um eine umfassende Zusammenstellung potentiell möglicher Parameter handelt. Jeder Parameter wird mithilfe einer Reihe von Attributen beschrieben, wie sie in Tabelle 2 beispielhaft für den Schlammindex dargestellt werden.

Tabelle 2: Betriebsdatenparameterdefinition im Regelblatt 13 (Beispiel: Schlammindex)

ID-Nr.	4360
Modulnummer	4
Modulname	Belebung
Bezeichnung	BB - Schlammindex
Abkürzung	I _{SV, BB}
Dimension	ml/g
Format	0
Kennzeichen	I_SV_BB
Spaltenbeschriftung	BB{0} ~ Schlammindex
Quelle	R
Stammdatenbezeichnung	-
Stammdaten Kennzeichen	-
Plausibel von	20
Plausibel bis	500
Beschreibung/Interpretation	Schlammvolumen des Schlammes im Belebungsbecken, bezogen auf die Trockensubstanz desselben Schlammes.
Messhäufigkeit > 50 - 500	Re
Messhäufigkeit > 500 - 5.000	Re
Messhäufigkeit > 5.000 - 50.000	Re
Messhäufigkeit > 50.000	Re
Aggregation	MW, MEDIAN, PERC15, PERC85, MIN, MAX
AB 14	ja
Formel	SV_BB/TS_BB

Die ID-Nummer setzt sich aus der Modulnummer (1.000er- und 10.000er Stelle), einer fortlaufenden Nummer innerhalb des Moduls (100er- und 10er-Stelle) sowie einem Index für die Beckennummer (1er-Stelle) zusammen. Der Index für die Beckennummer ist bei jenen Parametern von Interesse, die nicht nur einmal je Modul, sondern je Becken gemessen werden. Dies trifft auch auf das Beispiel des Schlammindex in Tabelle 2 zu. Bei einer Kläranlage mit drei Belebungsbecken gibt es demnach vier ID-Nummern für den Schlammindex, die sich in der 1er-Stelle unterscheiden: 4361, 4362 und 4363 jeweils für den Schlammindex der drei Becken und 4360 für den gemeinsamen Eintrag des Mittelwertes aller drei erfassten Indizes eines Tages bzw. dem des Referenzbeckens (siehe Hinweise zur Mehrsträgigkeit in Arbeitsbehelf 14).

Jeder auf Kläranlagen erfassbare Parameter wird einem Modul zugeordnet und weist dementsprechend eine Modulnummer und einen Modulnamen auf.

Die Bezeichnung des Parameters stellt eine möglichst genaue und dennoch kurze Beschreibung des Parameters dar.

Die Abkürzung beschreibt den Parameter durch die Aneinanderreihung von Kurzbezeichnungen möglichst kurz und dennoch eindeutig, wobei je nach Dokumententyp zwei unterschiedliche Formatierungen („Abkürzung“ für Textdokumente sowie „Kennzeichen“ für eine edv-technische Implementierung) verwendet werden können. Für die Einheitlichkeit des Kennzeichens bei beckenspezifischen Parametern muss das Kennzeichen mit einem der Beckennummer entsprechenden Anhang (Postfix) versehen werden. Bei einer Kläranlage mit drei Belebungsbecken kann es demnach vier Kennzeichen für den Schlammindex geben: I_SV_BB_1, I_SV_BB_2 und I_SV_BB_3 jeweils für den Schlammindex der drei Becken und I_SV_BB wieder für den gemeinsamen Eintrag des Mittelwertes aller drei erfassten Indizes eines Tages bzw des Referenzbeckens.

Für jeden Parameter wird die zu verwendende Dimension (Einheit) angegeben, deren korrekte und einheitliche Verwendung die Basis für die Richtigkeit aller darauf basierenden Auswertungen und Berechnungen darstellt. Bei der Protokollierung ist die hier definierte Dimension des jeweiligen Parameters im Spaltenkopf mit anzugeben. Bei einem Import/Export ist ein eventuell notwendiger Umrechnungsfaktor zu berücksichtigen, wenn von den Einheiten des RB 13 abgewichen wird.

Ebenso neu wie das Kennzeichen ist die Spaltenbeschriftung für eine tabellarische Protokollierung, die je Parameter angegeben wird und die für das Protokoll als zweizeilige Spaltenüberschrift hier einheitlich definiert wurde.

Unter Quelle sind folgende fünf Herkunftsmöglichkeiten des jeweiligen Parameterwertes abgekürzt eingetragen:

- P Wert wird aus dem Prozessleitsystem übernommen
- E Eingabewert (manuelle Eingabe, aber kein Laborwert)
- L Laboreingabewert
- R Rechenwert
- aRe Rechenwert für Jahresbericht

Unter Stammdatenbezeichnung und Stammdaten Kennzeichen ist eine wesentliche Querverbindung zu den Stammdaten eingetragen. Die hier eingetragenen Stammdatenverweise haben vor allem informativen Charakter, sodass beispielsweise bei den Ablaufkonzentrationen angegeben ist, unter welcher Stammdatenbezeichnung und unter welchen Stammdaten Kennzeichen die einzuhaltenden Bescheidwerte zu finden sind.

Für viele Parameter wurde ein Plausibilitätsbereich angegeben, wobei die untere Grenze mit „Plausibel von“ und die obere Grenze mit „Plausibel bis“ bezeichnet wurde. Dieser Bereich kann als Kontrollwert bei der Dateneingabe verwendet werden. Der angegebene Bereich umfasst einen sehr weiten Bereich, da er für alle Kläranlagen gelten muss. Bei einigen Parametern sind keine Werte angegeben bzw. wurde „asp“ für anlagenspezifisch eingetragen. Der Plausibilitätsbereich soll auf die individuellen Gegebenheiten der jeweiligen Kläranlage angepasst werden können, um bei Fehleingaben eine möglichst selektive Fehlermeldung zu generieren.

Die Beschreibung/Interpretation enthält eine genauere textliche Beschreibung des Parameters beziehungsweise kurze Hinweise zu Bestimmungs- und Berechnungsmethode.

Die Messhäufigkeit wird je Parameter, ebenso wie im Arbeitsbehelf 14, getrennt für die vier Größenklassen (lt. AEV für kommunales Abwasser) angegeben.

Unter Aggregation wird angegeben, welche statistischen Funktionen beim Monats- oder Jahresprotokoll sinnvoll auszuwerten sind.

Unter Arbeitsbehelf 14 ist bei Parametern ein „Ja“ eingetragen, wenn diese in den Arbeitsbehelf 14 einbezogen sind und somit als obligatorisch zu erfassen angesehen werden müssen. Parameter, die im Arbeitsbehelf 14 enthalten sind, weisen im Regelblatt 13 immer dieselbe Messhäufigkeit wie im Arbeitsbehelf 14 auf.

Für Rechenwerte wird die Formel, die der Berechnung des jeweiligen Parameters zugrunde liegt, unter Verwendung der Parameterkennzeichen angeführt. Sind mehrere Möglichkeiten der Berechnung gegeben, so wurden diese zur Auswahl angeführt.

3.1.4 Anhang C): Betriebsdaten-Parameterliste für das Standard-Betriebsprotokoll

Um bei den etwa 850 Parametern der Betriebsdaten – Parameterliste nicht den Überblick zu verlieren, werden jene Parameter, die im Arbeitsbehelf 14 angeführt sind als Teilmenge des „Anhang B): Betriebsdaten-Parameterliste gesamt“ nochmals in „Anhang C): Betriebsdaten-Parameterliste für das Standard-Betriebsprotokoll“ zusammengefasst.

3.1.5 Anhang D): Standard-Betriebsprotokoll

Wie in dem vorangegangenen Kapitel gezeigt, schafft der modulare Aufbau der Parameter ein hohes Maß an individueller Anpassungsmöglichkeit bei gleichzeitiger einheitlicher Definition der Einzelparameter. Für die Kommunikation und den Austausch von Daten der Kläranlagen untereinander, aber auch mit den Fachstellen von Bund und Ländern und nicht zuletzt mit planenden Ingenieuren ist es sinnvoll und erforderlich, ein für alle Kläranlagen einheitliches Protokoll zu definieren, welches in weiterer Folge als Standard-Betriebsprotokoll bezeichnet wird. Die Parameter, die im Standard-Betriebsprotokoll enthalten sein müssen, entsprechen jenen Parametern, die im ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 „Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW)“ definiert sind. Dementsprechend müssen die im Arbeitsbehelf 14 festgelegten Parameter in der angegebenen Mindesthäufigkeit obligatorisch erfasst und protokolliert werden. Für das Standard-Betriebsprotokoll sind die Parameter des Arbeitsbehelfes 14 den Modulen des Regelblattes 13 zugeordnet.

Das Standard-Betriebsprotokoll muss in elektronisch bearbeitbarer Form auf der Kläranlage geführt werden bzw. verfügbar sein. Das Standard-Betriebsprotokoll umfasst die konkreten Stammdaten der Kläranlage (Auswahl der im Regelblatt 13 definierten Stammdaten), die Monatsprotokolle auf Basis der Tageswerten und ein Jahresprotokoll. Im Jahresprotokoll sind alle Parameter je Monat und für das Jahr zu aggregieren, wobei je nach Parameter die Summe oder der Mittelwert gebildet werden muss. Ein Muster des Standard-Betriebsprotokolls (Stammdaten, Monatsprotokoll und Jahresprotokoll) inklusive Angabe der für das Jahresprotokoll erforderlichen Aggregation kann dem Anhang C entnommen werden.

Für die Vereinheitlichung der Aufzeichnung wird folgende Reihenfolge der Module, welche sich auch in Hinblick auf den optionalen Ausdruck in Papierform als zweckmäßig erwiesen hat, vorgegeben:

- Seite 1: Wetter (3 Parameter), Anlagenzulauf (11 Parameter)
- Seite 2: Anlagenablauf (16 Parameter)
- Seite 3: Vorklärung (8 Parameter), P-Entfernung (1 Parameter), MÜSE (2 Parameter)
- Seite 4: Belebung (10 Parameter)
- Seite 5: Faulung (15 Parameter)
- Seite 6: Schlammentwässerung (8 Parameter), Trocknung/Hygienisierung (2 Parameter)
- Seite 7: Elektrischer Energieverbrauch (7 Parameter)
- Seite 8: Übernahme von Stoffen (2 Parameter), Entsorgung/Verwertung (6 Parameter)
- Seite 9: Entsorgung/Verwertung (8 Parameter)
- Seite 10: Hochlaststufe (6 Parameter)
- Seite 11: SB-Reaktor (8 Parameter)
- Seite 12: Getrennte aerobe Stabilisierung (6 Parameter)
- Seite 13: Emscherbrunnen/Kaltfaulung (9 Parameter)
- Seite 14: Tropfkörper (3 Parameter)

3.1.6 Anhang E): Beispielbericht

Erstmals wird in der vorliegenden Auflage des Regelblattes 13 ein Vorschlag für die Auswertung in Berichtsform zusammengestellt. Auch für den vorgestellten Bericht gilt, dass es sich hierbei um eine Optimalvariante handelt. Im Gegensatz dazu stellt der ebenfalls überarbeitete Kläranlagenzustandsbericht (= Arbeitsbehelf 22) die Minimalvariante eines Jahresberichtes auf Basis der Jahresmittelwerte der Parameter aus Arbeitsbehelf 14 dar.

Die Struktur des Beispielberichts ist als Jahresbericht konzipiert, lässt sich aber für jeden beliebigen Berichtszeitraum (z. B. Kampagnenbetrieb, Saisonalitäten) anwenden.

Der Bericht gliedert sich in die sieben Hauptkapitel:

- 1) Zusammenfassung
- 2) Einhaltung der Grenzwerte – Wasserrechtsbescheid
- 3) Zulaufwerte
- 4) Bilanzierung
- 5) Energie
- 6) Betriebsparameter
- 7) Übernahme, Entsorgung und Verwertung

3.2 Arbeitsbehelf 14 (AB 14)

Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen > 50 EW

Arbeitsbehelf 14 stellt einen Teilauszug der in Regelblatt 13 definierten Parameter dar und deckt einen MINIMALEN Parametersatz ab, der zur Erfüllung der gesetzlichen Vorgaben für die Eigenüberwachung sowie darüber hinausgehend einer MINIMALEN Betriebsüberwachung darstellt (siehe Definition Betriebsüberwachung).

Die erste Auflage 1993 berücksichtigte die Vorgaben der WRG Novelle 1990 und der 1. AEV. In der zweiten Auflage 1998 wurden die Anpassungen der Emissionsverordnungen an die EU-Regelungen berücksichtigt. In der nunmehr vorliegenden 3. Auflage 2010 wurden die Anforderungen und Entwicklungen seit der zweiten Auflage eingearbeitet und dem Stand der Technik angepasst. Dies betrifft neue Vorgaben auf Basis der WRG-Novelle 2003 wie die Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG) oder die Verordnung über ein elektronisches Register zur Erfassung aller wesentlichen Belastungen von Oberflächenwasserkörpern durch Emissionen von Stoffen aus Punktquellen (EmRegV-OW), welche indirekt und direkt eine entsprechende Anpassung des Umfangs und der Qualität der Eigen-, Betriebs- und Fremdüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen erfordern:

Die Überwachung einer Abwasserreinigungsanlage nach den Vorgaben dieses Arbeitsbehelfes stellt sicher, dass die Eigen- und Betriebsüberwachung und

deren Dokumentation nach dem Stand der Technik erfolgen und damit die notwendigen Informationen für die Betriebsführung und Steuerung der Anlage zur Verfügung stehen. Darüber hinaus wird mit der Eigenüberwachung nach den Vorgaben dieses Arbeitsbehelfes auch die Einhaltung des Maßes der Wasserbenutzung und der Emissionsgrenzwerte für die angeführten Abwasserparameter dokumentiert. Mit der Anwendung dieses Arbeitsbehelfes wird zudem die Basis für einen wirtschaftlichen und effizienten Anlagenbetrieb geschaffen. Der im Rahmen der Eigen- und Betriebsüberwachung nach dem Stand der Technik notwendige Umfang und die Häufigkeit von Messungen, Probenahmen, Untersuchungen und Datenerfassungen werden in der vorliegenden 3. Auflage des Arbeitsbehelfes 14 zusammenfassend dargestellt.

Im AB 14 werden Umfang der Messungen sowie Hinweise zu Probenahmen und Untersuchungen auf genereller Ebene sowie spezifisch nach Kläranlagengrößen dargestellt und geregelt. In der zentralen Tabelle über „Mindestumfang und -häufigkeit von Ablesungen, Messungen, Untersuchungen und Auswertungen auf biologischen Abwasserreinigungsanlagen im Rahmen der Eigen- und Betriebsüberwachung“ sind für die Größenklassen:

- > 50 – 500 EW
- > 500 - 5.000 EW
- > 5.000 - 50.000 EW
- > 50.000 EW

in Summe 111 Parameter angeführt, wobei nur jene Parameter Anwendung finden, für die es auch entsprechende verfahrenstechnische Schritte auf der Anlage gibt (zB. Emscherbrunnen). In der Größenklasse >50 – 500 EW werden 43 Parameter und für die Größenklasse > 50.000 EW alle Parameter empfohlen. Zudem unterscheiden sich die Größenklassen auch hinsichtlich der Erhebungsfrequenz.

Die Parameter sind in ihrer Bezeichnung und Abkürzung an den Formalismus in Regelblatt 13 angepasst, stellen also eine anlagengrößenspezifische Teilmenge der Parameter aus Regelblatt 13 dar.

3.3 Arbeitsbehelf 22 (AB 22) Kläranlagenzustandsbericht

Der Kläranlagenzustandsbericht selbst ist eine standardisierte Arbeitsanleitung zur Auswertung der Betriebsdaten von Kläranlagen auf Jahresbasis (optional auch auf Kampagnen- bzw. saisonaler Ebene). Er enthält wesentliche Eckdaten des Kläranlagenbetriebes wie verfahrenstechnische Daten, Kenngrößen der Anlage und sonstige Rahmenbedingungen und verfolgt zwei Ziele. Zum einen soll damit basierend auf den auf Basis des Arbeitsbehelfs 14 erhobenen Daten sowie anlagenspezifischer Stammdaten ein Jahresbericht im Sinne der Dokumentation der Einhaltung der Emissionsbegrenzungen im Rahmen der Eigenüberwachung und der Dokumentation eines ordnungsgemäßen Betriebs entsprechend WRG gewährleistet werden. Zum anderen wurde der AB 22 auch als Aus- und Weiterbildungsinstrumentarium (vor allem im Rahmen der Kläranlagennachbarschaften im ÖWAV - KAN) betrachtet, weil bis dato für die Erfüllung der oben genannten Aufgaben notwendige Berechnungen und Auswertungen in einem „Leerformular“ detailliert beschrieben wurden. Beide Aspekte werden im Zustandsbericht direkt angesprochen:

Zur Beurteilung des Betriebszustandes und der Reinigungsleistung von Abwasserreinigungsanlagen ist es erforderlich, die in den Betriebsprotokollen aufgezeichneten Messergebnisse und Ablesungen sowie sonstige Betriebsdaten regelmäßig auszuwerten und zu interpretieren. Aufgrund dieser Auswertungen ist es sodann möglich, längerfristig die Leistung und den Zustand der Anlage zu beurteilen und Auswirkungen von Einflüssen (Änderung der Belastung, Erfolg von Optimierungsmaßnahmen, Indirekteinleiter, etc.) zu erkennen.

und

Ziel des Kläranlagenzustandsberichtes ist zudem, die Fortbildung des Betriebspersonals im Rahmen des Nachbarschaftstages, wo anhand der Daten der jeweiligen Anlage Vorgänge und Zusammenhänge bei der Abwasserreinigung wiederholt und neue Erkenntnisse vermittelt werden sollen.

Im Rahmen der ÖWAV-Kläranlagennachbarschaften wurden bereits im Jahre 1992 „Kläranlagenzustandsberichte“ in Form handschriftlich erstellter Formulare als Leitfaden und Hilfsmittel für eine standardisierte Auswertung eingesetzt, welche später durch Vordrucke und zum Teil auch Textfiles abgelöst

wurden. Ziel ist es, für die wesentlichen Verfahrensschritte (mechanisch / biologisch / chemisch) und Anlagenteile der Abwasserreinigung und Schlammbehandlung standardisierte Handlungsanweisungen für die Auswertung, Zusammenstellung und Beurteilung der Betriebs- und Leistungsdaten zu geben. Dadurch wird auch ein Vergleich mit anderen Anlagen ermöglicht, was im Zuge der Kläranlagennachbarschaften auch „gelebt“ wird. Durch den Vergleich mit den Ergebnissen der Fremdüberwachung, insbesondere mit Überprüfungen gemäß § 134 WRG (ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 2) erfolgt zusätzlich eine Plausibilitätsprüfung sowie eine Qualitätssicherung für die Eigen- und Betriebsüberwachung. Dies betrifft speziell Parameter, für die zwar weder im wasserrechtlichen Bewilligungsbescheid noch in der betreffenden Abwasseremissionsverordnung Grenzwerte festgelegt sind, deren gesicherte Überwachung jedoch für einen optimalen Kläranlagenbetrieb von wesentlicher Bedeutung ist.

Die letzte (geringfügige) Überarbeitung erfolgte wegen der Neuerscheinung des ÖWAV-Arbeitsbehelfes 9 (2000) und liegt nunmehr als 2. überarbeitete Auflage (2001) vor. Im Zuge der Überarbeitung des AB 14 im Jahr 2010 und des RB 13 im Jahr 2011 soll der Zustandsbericht neuerlich überarbeitet werden und in einen inhaltlichen sowie neuen strukturellen Zusammenhang mit RB 13 und AB 14 gestellt werden. Dabei soll die primäre Intention des Zustandsberichts beibehalten werden: eine Jahresauswertung auf Basis der Parameter des AB 14 sowie anlagenspezifischer Stammdaten und Implementierung des AB 9. Die Art und Weise der Umsetzung ist derzeit noch nicht völlig geklärt, neue EDV-technische Möglichkeiten wie etwa eine Web-basierte Lösung werden jedenfalls mitgedacht, um – auch unter Berücksichtigung moderner auf RB 13 aufbauende Betriebsüberwachungen – eine adäquate, für den Betreiber ohne vermehrten Aufwand realisierbare und Österreichweit einheitliche Lösung zuwege zu bringen.

4 Zusammenspiel der drei Regelwerke

Das Regelblatt 13 in der Auflage 2011 stellt den sehr umfassenden Anspruch, Grundlagen für die Dokumentation von Stamm- und Betriebsdaten zu definieren, eine einheitliche österreichweite Basis für im laufenden Betrieb anfallende Betriebsdaten zu legen und somit die diesbezüglichen

Voraussetzungen für eine optimierte Betriebsführung zu schaffen. Darüber hinaus werden auch Vorschläge für die Auswertung und die Dokumentation der erfassten Daten unterbreitet. Es wurden umfassende Parameterlisten von Stamm- und Betriebsdaten zusammengestellt, um eine österreichweit einheitliche Definition der auf Kläranlagen zu erfassenden Daten sicherzustellen. Die Parameterliste der Stamm- und Betriebsdaten umfasst die für jeden Parameter erforderlichen Informationen. Durch diese Vorgaben soll eine einheitliche Basis für Dokumentationen, Datenabfragen, Auswertungen sowie Berichtspflichten geschaffen werden. Für die Betreiber ergeben sich durch eine zentrale Datenebene wesentliche Vorteile und Vereinfachungen im laufenden Betrieb.

Das neue Regelblatt 13 2011 stellt den Ausgangspunkt für ein konzeptionell neues Datenmanagement auf Kläranlagen dar. Neben der vereinheitlichten Definition von Betriebsparametern stellt es über das Standardbetriebsprotokoll auf Basis Arbeitsbehelf 14 sowie der Spezifizierung von Anforderungen an ein erweitertes Protokolls nicht nur auf Parameterebene, sondern auch auf Protokollebene eine zentrale Schnittstelle dar. Durch den implementierten Vorschlag für einen Beispielbericht geht das RB 13 noch einen Schritt weiter in Richtung standardisierter Bericht für Betriebsdaten, wobei hier nicht ein einheitliches Layout, sondern Anregungen für mögliche Datenauswertungen auf unterschiedlichster Ebene angesprochen werden. Darüber hinaus können anhand einer derart erweiterten Datenbasis umfassende Auswertungen über verschiedene Zeiträume, z.B als Jahresbericht erstellt werden. Im Gegensatz dazu stellt der ebenfalls überarbeitete Kläranlagenzustandsbericht (= Arbeitsbehelf 22) die Minimalvariante eines Jahresberichtes auf Basis der Jahresmittelwerte der Parameter aus Arbeitsbehelf 14 und ausgewählter Stammdaten dar.

Die Zusammenhänge zwischen Regelblatt 13, Arbeitsbehelf 14 und Arbeitsbehelf 22 sind in Abbildung 2 dargestellt. Die bei Überwachung einer Abwasserreinigungsanlage gemäß den Mindestanforderungen laut Arbeitsbehelf 14 gewonnenen Daten bilden die Datenbasis für das Standard-Betriebsprotokoll. Aus den aggregierten Daten des Standard-Betriebsprotokolls und ergänzenden Stammdaten wird der Kläranlagenzustandsbericht eines Betriebsjahres gemäß Arbeitsbehelf 22 erstellt.

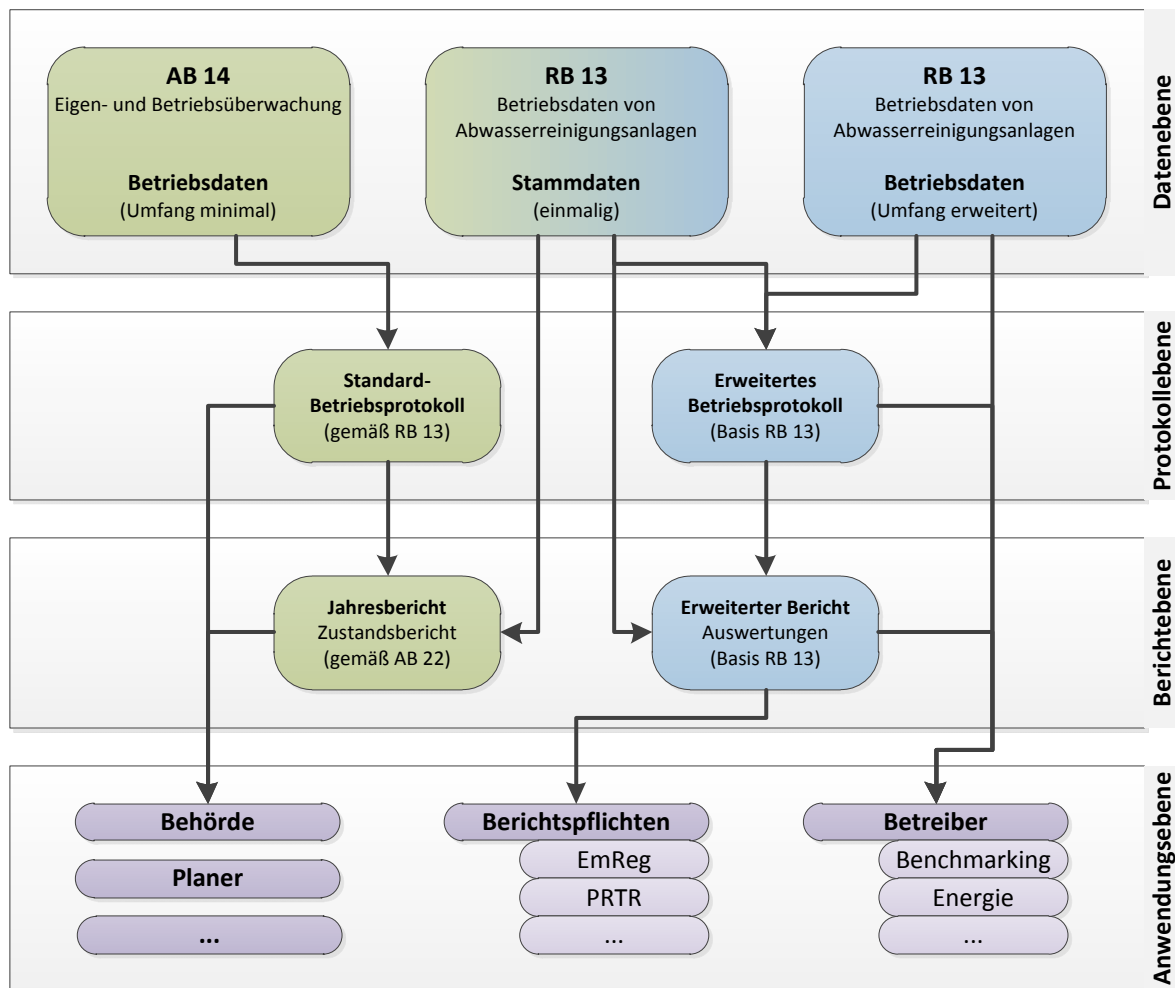


Abbildung 2: Zusammenwirken der Arbeitsbehelf 14 und 22 sowie des Regelblattes 13

Eigen- und Betriebsüberwachung aus dem Arbeitsbehelf 14 stellen eine Minimalvariante dar. Das Regelblatt 13 in der vorliegenden Auflage listet darüber hinaus auch Parameter auf, die im Sinne einer zeitgemäßen, optimierten Dokumentation des Betriebes einer modernen Kläranlage zu erfassen sind und für eine Betriebsoptimierung notwendig sind. In diesem erweiterten Umfang erhobene Betriebsdaten bilden gemeinsam mit den Stammdaten die Datenbasis für ein umfassendes Betriebsprotokoll der betrachteten Kläranlage gemäß Regelblatt 13.

Alle bisher in diesem Kapitel beschriebenen Anwendungsmöglichkeiten der Arbeitsbehelfe 14 und 22 sowie des Regelblattes 13 liegen im Bereich des jeweiligen Kläranlagenbetreibers. Darüber hinaus hat eine einheitliche Definition von Parametern vor allem aber in der Kommunikation mit Dritten (Kläranlagennachbarschaften, Behörden, Planer, ÖWAV,...) Vorteile. Die

erweiterte Datenbasis des Regelblattes 13 beschreibt z.B. auch jene Parameter, die gemäß Emissionsregisterverordnung (EmRegV-OW, BGBl. II Nr. 29/2009) erfasst werden müssen bzw. können jene Frachten und Mengen abgeleitet werden, die von dazu verpflichteten Kläranlagen in das Europäisches Schadstofffreisetzungs- und verbringungsregister- (PRTR - Pollutant Release and Transfer Register) eingetragen werden müssen.

5 Ausblick

Durch die umfangreiche Überarbeitung des Regelblattes 13 und der Definition von etwa 1.000 Parametern, deren Zuordnung zu Stammdaten, Betriebsdaten und verfahrenstechnischen Modulen ist nun nach jahrelanger Bearbeitung eine solide, zukunftsichere aber auch flexibel adaptierbare Basis für die Betriebsdatenerfassung von Kläranlagen geschaffen. Erste EDV-technische Umsetzungen des modularen Konzepts sind bereits in Programmierung.

In einem nächsten Schritt wird der Arbeitsbehelf 22 (Zustandsbericht) adaptiert, um die in Abbildung 2 dargestellten zentralen Zusammenhänge solide umsetzen zu können. Durch das Entfernen von methodisch-analytischen Hinweisen aus dem AB 14 und RB 13 müssen auch kläranlagenspezifische SOPs (zumindest für die Parameter des AB 14) erstellt werden und als Konsequenz das Regelblatt 7 (Mindestausrüstung) zumindest im chemisch-analytischen Teil auf Konsistenz überprüft werden.

Der ÖWAV Ausschuss „Kläranlagenbetrieb“ hofft, mit der Überarbeitung des gegenständlichen Regelwerks, Betreibern, Planern und Behörden ein zukunftsicheres, solides und flexibles Werkzeug zur Verfügung zu stellen zu können.

6 Literatur

- BGBL Nr. 186/1996 Allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV)
- BGBL Nr.210/1996 Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser)
- BGBL Nr. 29/2009 Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über ein elektronisches Register zur Erfassung aller wesentlichen Belastungen von Oberflächenwasserkörpern durch Emissionen von Stoffen aus Punktquellen (EmRegV-OW)
- ÖWAV (2000) ÖWAV – Arbeitsbehelf 9: Kennzahlen für Abwasserreinigungsanlagen, 2., vollständig überarbeitete Auflage 2000
- ÖWAV (2010) ÖWAV – Arbeitsbehelf 14: Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen > 50 EW, 3., vollständig überarbeitete Auflage 2010
- ÖWAV (2001) ÖWAV – Arbeitsbehelf 22: Kläranlagenzustandsbericht, 2. Überarbeitete Auflage 2001
- ÖWAV (1998) ÖWAV – Regelblatt 6: Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen. Teil 1: Fremdüberwachung gemäß 1. AEV für kommunales Abwasser. 2., vollständig überarbeitete Auflage 1998. Teil 2: Gesamtprüfung. 2000.
- ÖWAV (2003), ÖWAV Regelblatt 7: Mindestausrüstung für Eigen- und Betriebsüberwachung biologischer Abwasserreinigungsanlagen (inkl. Indirekteinleiterüberwachung). 4., vollständig überarbeitete Auflage. 2003.
- ÖWAV (1998), ÖWAV Regelblatt 13: Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen. 2., vollständig überarbeitete Auflage. 1998. Beiblatt zum ÖWAV-Regelblatt 13. 1998
- ÖWAV (2011) ÖWAV Regelblatt 13: Betriebsdaten von Abwasserreinigungsanlagen - Erfassung, Protokollierung und Auswertung. 3. vollständig überarbeitete Auflage 2011 (in Bearbeitung)
- ÖWAV (2008) ÖWAV Regelblatt 24: EDV-Einsatz auf Kläranlagen. Wien. 2., vollständig überarbeitete Auflage. 2008.
- Spatzierer, G. (2011), Anforderungen an die Fremdüberwachung, Wiener Mitteilungen 224, 129-146

Korrespondenz an:

Dr. Norbert KREUZINGER

Technische Universität Wien
Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Karlsplatz 13/226-1

Tel: +43 1 58801-22622

eMail: norbkreu@iwag.tuwien.ac.at

Aspekte der Eigen- und Betriebsüberwachung an der ARA Zirl

Christian Ebner

Abwasserverband Zirl und Umgebung

Abstract: Im vorliegenden Beitrag wird ein aktueller Blick auf ausgewählte Aspekte der Eigen- und Betriebsüberwachung der ARA Zirl geworfen. Die ARA Zirl liegt circa 10 km westlich von Innsbruck und reinigt das Abwasser von 14 Verbandsgemeinden. Die ARA Zirl weist einen außergewöhnlich hohen Anteil unterschiedlicher industrieller Einleiter auf. Im ersten Teil wird auf die Überwachung der Abwassermenge eingegangen. Dabei werden Ergebnisse der MID Messung und Venturi Messung miteinander verglichen. Anschließend werden die chemischen Analysen der Eigenüberwachung mit jenen der Fremdüberwachung verglichen. Mit Ausnahme der Parameter CSB und BSB gibt es bei allen anderen Messgrößen eine gute Übereinstimmung zwischen Eigen- und Fremdüberwachung. Im zweiten Abschnitt wird auf die morphologische (Mikroskopie) und physiologische (Atmungsmessung) Überwachung des Belebtschlammes eingegangen.

Key Words: Eigenüberwachung, Fremdüberwachung, Betriebsüberwachung, ARA Zirl, Mikroskopie, Atmungsmessung

1 Einleitung

Die technische Überwachung von Kläranlagen ist ein komplexes Zusammenspiel aus Eigenüberwachung, Fremdüberwachung und Betriebsüberwachung. Eigen- und Fremdüberwachung sind gesetzlich vorgeschriebene Überwachungstätigkeiten der Abwasserlinie, die der Dokumentation der gesetzlich vorgeschriebenen Reinigungsleistung der Kläranlagen dienen. Zweck der Fremdüberwachung ist vor allem die externe Kontrolle der Eigenüberwachung, aber auch die Beratung der Kläranlagen. Die Betriebsüberwachung geht weit darüber hinaus und beinhaltet die gesamte technische Überwachung der Kläranlage inklusive Schlammlinie und soll den

reibungslosen, sicheren und auch kostengünstigen Betrieb der Kläranlage sicherstellen.

Eigen- und Betriebsüberwachung von Kläranlagen sind einem ständigen technischen Fortschritt unterworfen. Dies betrifft vor allem die online Messtechniken, bei denen es ständig technische Weiterentwicklungen gibt. Weiters ist auch bei den im Betriebslabor verwendeten Prüfmitteln eine laufende technische Verbesserung gegeben. Dieser Prozess hat dazu geführt, dass die wesentlichen analytischen Messungen im Zuge der Eigenüberwachung an den meisten Kläranlagen zu einem ausreichend genauen Ergebnis führen. Die Vergleichsmessungen im Zuge der Fremdüberwachung und im Rahmen der KAN Tage decken in der Regel gröbere Mängel bei der betrieblichen Eigenüberwachung auf und liefern so einen grundlegenden Teil der analytischen Qualitätssicherung.

Eigen- und Betriebsüberwachung sind grundsätzlich im ÖWAV Arbeitsbehelf 14 geregelt. Dieser stellt jedoch nur den Mindestumfang- und die Mindesthäufigkeit von Ablesungen, Messungen, Untersuchungen und Auswertungen auf biologischen Abwasserreinigungsanlagen dar. Im praktischen Betrieb der Kläranlage Zirl hat sich gezeigt, dass z.B. im Falle des Belebtschlammes zusätzliche Überwachungsmaßnahmen, wie mikroskopisches Monitoring, aber auch Atmungsmessungen für eine sichere und effektive Betriebsführung notwendig sind.

2 Mengenummessung in der Abwasserlinie

Die Kläranlage des Abwasserverbandes Zirl und Umgebung reinigt das Abwasser von 14 Verbandsgemeinden. In Abbildung 1 sind die täglichen Zulaufmengen der ARA Zirl im Jahr 2010 dargestellt. Die täglichen Abwassermengen schwanken von 6000 bis 7000 m³/d bei Trockenwetter bis 20.000 m³/d bei Regenwetter.

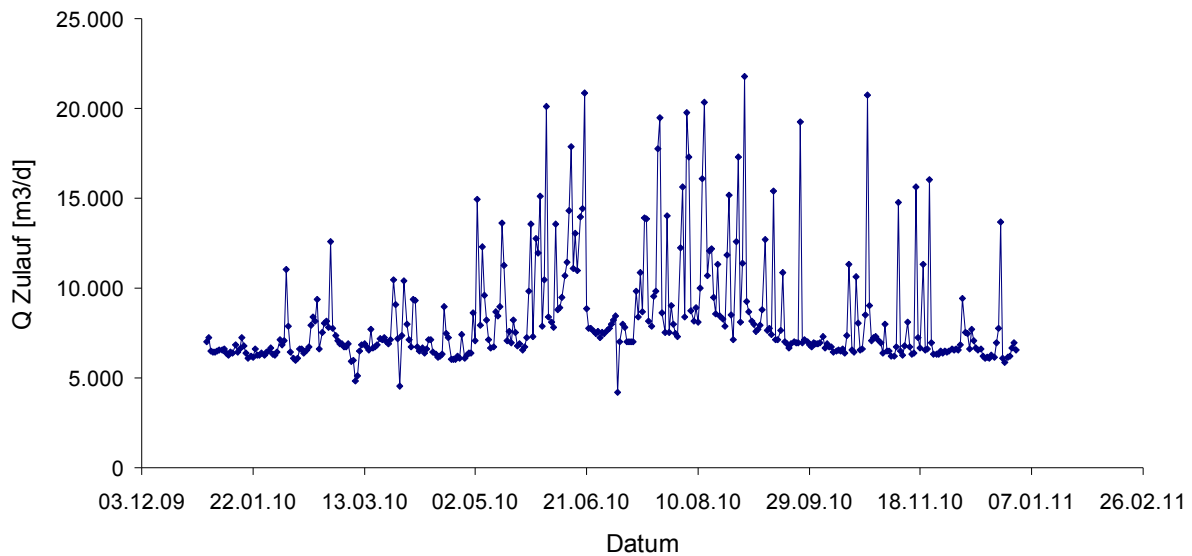


Abbildung 1: Q Zulauf [m³/d] an der ARA Zirl im Kalenderjahr 2010

Die korrekte Erfassung der Zulaufmengen (bzw. Ablaufmengen) der Kläranlage ist für jeden Kläranlagenbetreiber von großer Wichtigkeit. Grundsätzlich muss das Einhalten der mengenmäßigen Begrenzungen des wasserrechtlichen Bescheides dokumentiert werden. Dazu sind funktionstüchtige, korrekt arbeitende Messeinrichtungen Voraussetzung. Rechtlich gesehen ist die Funktionstüchtigkeit solcher Betriebsanlagen regelmäßig zu überprüfen (§ 134 WRG). Die aus den Zulaufmengen und den gemessenen Konzentrationen berechneten Stofffrachten gehen weiters in alle wesentlichen Stoffbilanzen (CSB,N,P) einer Kläranlage ein; eine falsch gemessene Abwassermenge führt demnach zu falsch berechneten Zulauffrachten. Weiters muss noch erwähnt werden, dass die gemessene Zulaufmenge die Basis für die Bemessung bei diversen Betriebserweiterungen, sowie für den Austausch von bestimmten Anlagenteilen (z.B. Rechenanlage) ist. Hier können ungenaue Messwerte schwerwiegende Folgen haben.

Für die Messungen der Zulaufmenge und der Ablaufmenge gibt es an der ARA Zirl zwei Venturi-Durchflussmessungen. Zudem sind im Kanalsystem insgesamt 20 MID Messeinrichtungen installiert. Daraus ergibt sich die Möglichkeit, die gemessenen Abwassermengen der MID Messeinrichtungen mit jenen der Venturi Messeinrichtungen zu vergleichen. In Abbildung 2 sind die Jahressummen aus dem Kalenderjahr 2010 dargestellt. Aus den Messwerten der MIDs werden die Abwassermengen der 14 Verbandsgemeinden berechnet. Der erste Balken von links gibt die aufsummierte Menge dieser gemessenen

Abwassermengen der Verbandsgemeinden wieder. Der zweite Balken von links zeigt die aufsummierte Abwassermenge von vier Haupt-MID Messeinrichtungen, durch die das Gesamtabwasser im Kanalsystem durchfließt, bevor es die Kläranlage erreicht. Der dritte und vierte Balken zeigt jeweils die über die Venturi Messeinrichtungen gemessenen Jahresabwassermengen. Die Abweichungen bewegen sich durchwegs im unteren, einstelligen Prozentbereich und sind somit akzeptabel. Dieser Vergleich wird jährlich durchgeführt und es können somit frühzeitig Abweichungen bei der Mengenmessung erkannt werden.

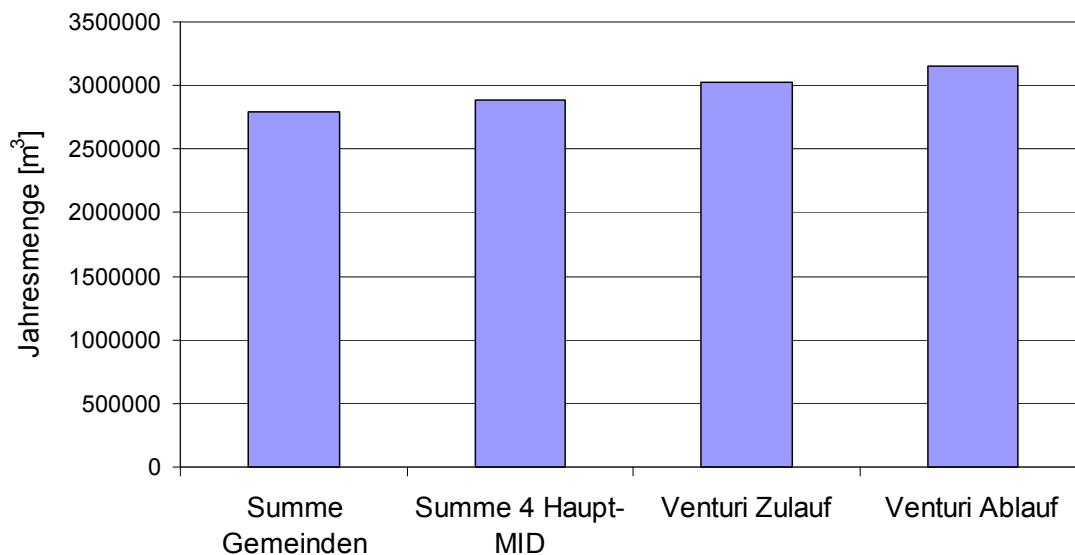


Abbildung 2: Vergleich der gemessenen Jahresabwassermengen

3 Bestimmung der Konzentration von Abwasserinhaltsstoffen

Neben der korrekten Ermittlung der Abwassermenge stellt die analytische Bestimmung wichtiger Abwasserinhaltsstoffe für den Betreiber kommunaler Kläranlagen eine wesentliche Aufgabe dar. Eine korrekte Probenahme stellt den ersten und zunächst wesentlichen Schritt in diesem Prozess dar. Um den Rahmen dieses Aufsatzes nicht zu sprengen, möchte ich auf die Thematik Probenahme nicht näher eingehen, nur überspitzt formulieren: „Die Probenahme erzeugt den Fehler links vom Komma, die Analyse rechts“.

Die Analytik der Abwasserinhaltsstoffe erfolgt nach Filtration (im Falle der gelösten Abwasserinhaltsstoffe) bzw. Homogenisation mit einem Hochleistungsdispersierer (z.B. ULTRA-TURRAX[®] von IKA) im Falle der Gesamtparameter.

Neben dem Einsatz von fachkundigem Personal ist ein Mindestmaß an Qualitätssicherung auch für das Betriebslabor einer Kläranlage notwendig. Neben der Überprüfung der verwendeten Geräte (Waagen, Kolbenhubpipetten, etc.), der regelmäßigen Messung von Standardlösungen, ist der Vergleich der Messwerte von Eigen- und Fremdüberwachung von großer Bedeutung. Im Folgenden sollen die Analysenergebnisse der Eigenüberwachung jenen der Fremdüberwachung gegenübergestellt werden. Dargestellt sind die monatlichen Messwerte aus dem Kalenderjahr 2010. Der Vollständigkeit halber soll noch einmal erwähnt werden, dass immer dieselbe Probe (24 h mengenproportionale Mischprobe) jeweils für die betriebliche Eigenüberwachung und Fremdüberwachung herangezogen wurde. Die Probe wurde vor der Probenteilung für Eigen- und Fremdüberwachung gut gemischt. Die Homogenisierung erfolgte erst anschließend jeweils getrennt vor Eigen- bzw. Fremdüberwachung. Die Eigenüberwachung wurde mit Ausnahme von BSB₅ mit Küvettentests (Nanocolor[®] Rundküvettentests der Firma Macherey und Nagel) durchgeführt. Die BSB₅ Bestimmung erfolgte manometrisch mit dem Oxitop[®] System der Firma WTW. Die Fremdüberwachung erfolgte extern in einem akkreditierten Analysenlabor gemäß den vorgeschriebenen Analysennormen.

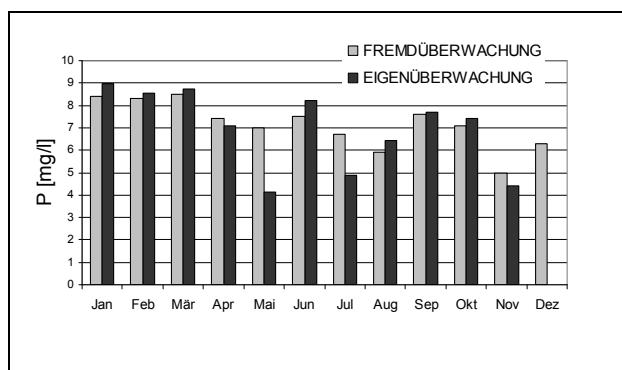


Abbildung 3: P gesamt Zulauf

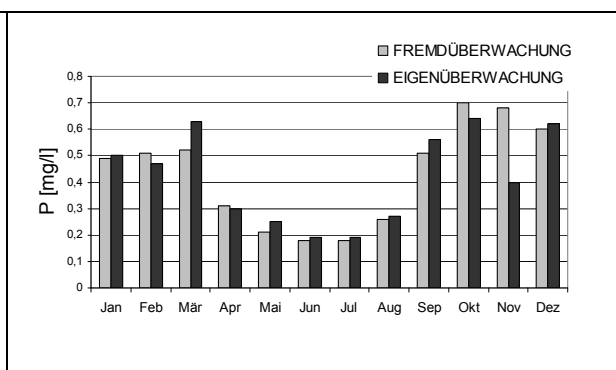


Abbildung 4: P gesamt Ablauf

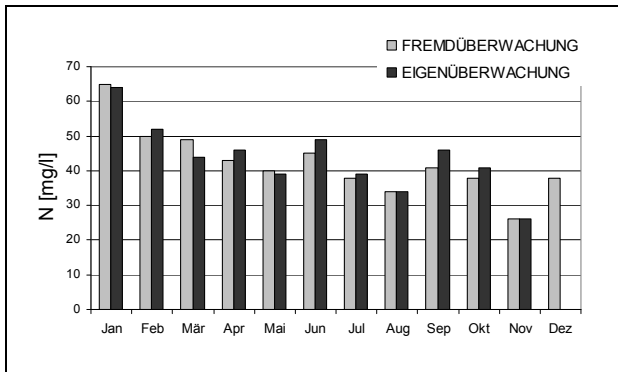


Abbildung 5: N gesamt Zulauf

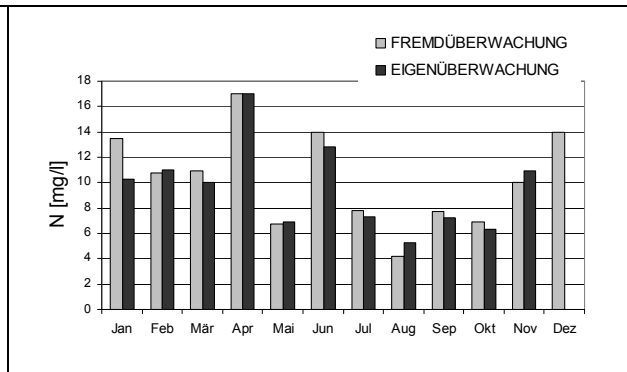


Abbildung 6: N gesamt Ablauf

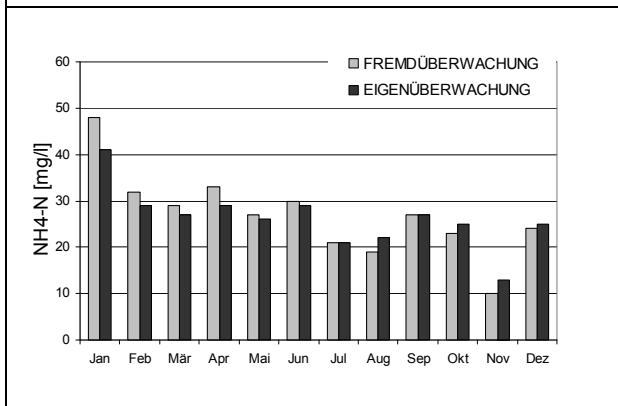


Abbildung 7: NH₄-N Zulauf

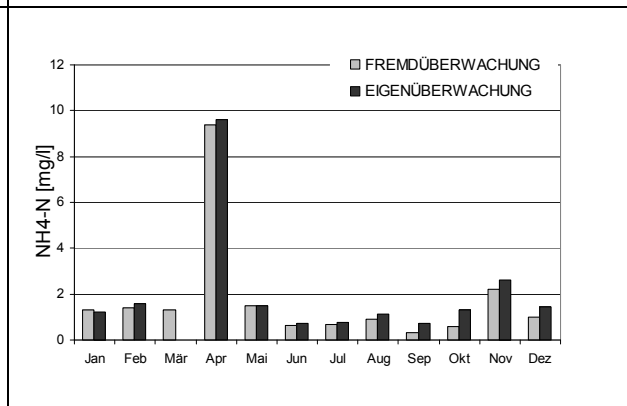


Abbildung 8: NH₄-N Ablauf

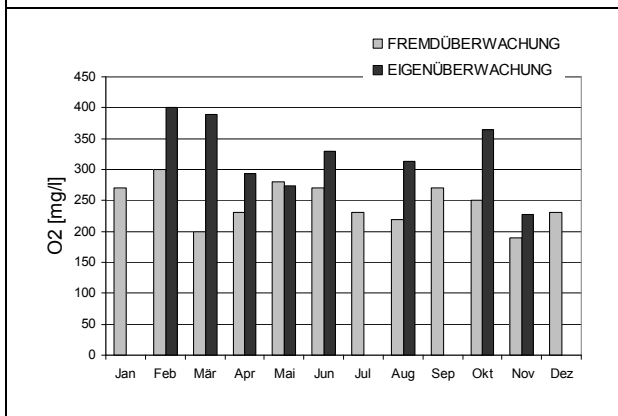


Abbildung 9: BSB₅ Zulauf

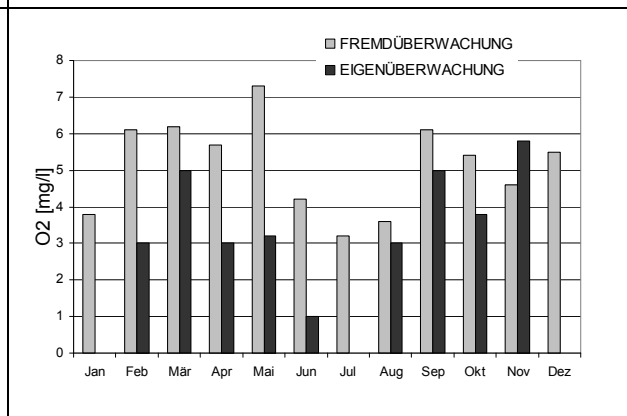
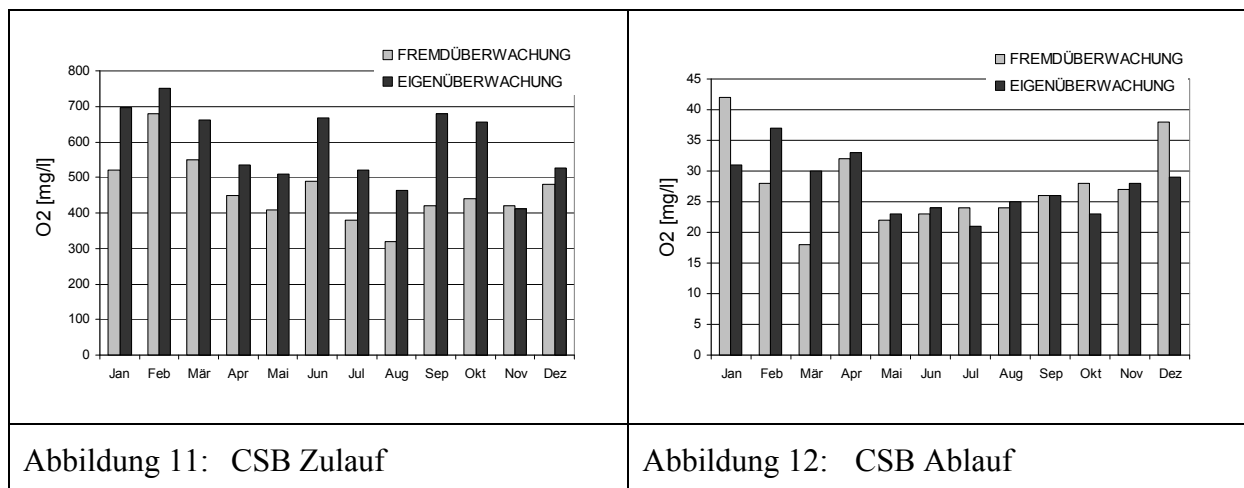


Abbildung 10: BSB₅ Ablauf



Prinzipiell müssen Analyten, die vollständig in Lösung sind, wie zum Beispiel Ammonium, anders bewertet werden, als Analyten, die teilweise in einer ungelösten Form in der Abwasserprobe vorliegen (Gesamt N, Gesamt P etc.). Bei vollständig in Lösung befindlichen Analyten können im Zuge der Probenahme und Probenteilung keine wirklich gravierenden Fehler gemacht werden, da diese Analyten in der Regel immer gleichmäßig verteilt sind. Je größer der ungelöste Anteil eines Analyten ist und je schlechter mischbar dieser ungelöste Anteil ist, desto größer können die Fehler im Zuge der Probenahme und Probenteilung sein.

In Abbildung 3 bis Abbildung 8 sind zunächst die Phosphor- und Stickstoffparameter von Zulauf und Ablauf dargestellt. Diese Darstellung soll nur einen Überblick über die aktuellen Abweichungen geben, eine genauere statistische Interpretation würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen. Aus den Daten geht deutlich hervor, dass sowohl bei den Phosphor-, als auch bei den Stickstoffparametern eine gute Übereinstimmung der Eigenüberwachung und Fremdüberwachung festzustellen ist. Auch bei den Analyten Gesamtphosphor und Gesamtstickstoff, die in der Abwasserprobe nicht vollständig gelöst sind, kann eine sehr gute Übereinstimmung bei Eigen- und Fremdüberwachung festgestellt werden. Das bedeutet, dass neben der eigentlichen analytischen Bestimmung auch bei der Probenteilung keine bedeutenden Fehler passierten. Trotzdem ist es denkbar, dass eine Homogenisierung der Abwasserprobe vor der Probenteilung (vor allem bei der Zulaufprobe) die Qualität der Probenteilung noch verbessern könnte.

Wenn man die Kohlenstoffparameter BSB₅ und CSB der Zulaufproben betrachtet (Abbildung 9 und Abbildung 11), fällt auf, dass es in beiden Fällen signifikante Abweichungen zwischen Eigen- und Fremdüberwachung gibt. Auffallend ist dabei

auch, dass bei der Eigenüberwachung durchwegs höhere Konzentrationen gemessen wurden, als bei der Fremdüberwachung. Ein systematischer Fehler bei der Probenteilung ist eher unwahrscheinlich, da in diesem Falle auch größere Abweichungen bei den Parametern Gesamtphosphor und Gesamtstickstoff zu beobachten sein müssten. Wahrscheinlicher ist hier eine unzureichende Probenkonservierung, die zu einem partiellen Abbau von Kohlenstoffverbindungen führte. Hier werden auf jeden Fall weitere Untersuchungen und Optimierungen durchgeführt werden müssen, um die Ursachen dieser Abweichungen zu beheben.

Im Falle der Ablaufprobe gibt es nur beim Parameter BSB₅ deutliche Abweichungen, im Falle des Parameters CSB gibt es meistens eine sehr gute Übereinstimmung. In unserem Fall werden bei der Bestimmung von BSB₅ immer zwei Parallelproben angesetzt. Bei den Ablaufproben kommt es hierbei immer zu deutlichen Abweichungen. Wie bereits erwähnt, wird für die Bestimmung von BSB₅ das Oxitop System verwendet, welches auf einer manometrischen Messmethode beruht. Die Messgenauigkeit dieses Systems ist im Messbereich, in dem die Ablaufproben liegen, unzureichend; Es ist bekannt, dass in diesem Messbereich die Normmethode, bei der die Sauerstoffzehrung in der Winklerflasche mithilfe einer O₂ Elektrode ermittelt wird, eine höhere Messgenauigkeit aufweist (Genauigkeit von ca. 0,5 mg/l O₂) Allerdings bedarf die Durchführung der Messmethode in der Winklerflasche einer noch größeren Sorgfalt bei der Durchführung.

4 Überwachung Belebungsbecken

4.1 Standardmethoden: TS, Schlammvolumen, Schlammindex, Sichttiefe

Die Standardmethoden, die aktuell angewendet werden, zielen einerseits auf die Bestimmung der Gesamtmasse an Belebtschlamm ab (gravimetrische Bestimmung der Trockensubstanz), andererseits wird über die Bestimmung des Schlammvolumens, der Sinkgeschwindigkeit und über die Berechnung des Schlammindex versucht, die Abtrennbarkeit des Belebtschlammes im Nachklärbecken zu charakterisieren. Im normalen, störungsarmen Betrieb einer Belebtschlammanlage reichen diese Parameter oft aus, um einen stabilen Betrieb sicherzustellen. Aufgrund spezieller Rahmenbedingungen ist es jedoch oftmals notwendig, erweiterte Überwachungsmaßnahmen des Belebtschlammesystems

durchzuführen, um einen gesicherten Betrieb der Gesamtanlage zu gewährleisten. Solche erweiterte Maßnahmen, wie die morphologische (Mikroskopie) und physiologische Überwachung des Belebtschlammes (Atmungsmessungen), werden an der ARA Zirl schon seit längerer Zeit durchgeführt.

4.2 Morphologische Überwachung (Mikroskopie)

Im Zuge des Umbaus der Kläranlagen mit dem Ziel der erweiterten Nährstoffentfernung haben sich die Lebensbedingungen für die Mikroorganismen in den Kläranlagen deutlich verändert. Durch ein deutlich höheres Schlammalter, verminderte Schlammbelastung und vermehrte Einrichtung anoxischer bzw. anaerober Zonen kommt es zu einer deutlichen Veränderung der Organismengemeinschaften im Belebtschlamm. Im Zuge dieser Veränderungen kommt es oft zur Massenvermehrung von fädigen Mikroorganismen, was in der Regel zu schlechter Absetzbarkeit des Schlammes führt. Das dominierende Fadenbakterium in den meisten kommunalen Anlagen ist *Microthrix parvicella* (Andreasen und Nielsen, 2000). Auch die Kläranlage Zirl ist mit periodisch auftretender massenhafter Vermehrung von *Microthrix parvicella* konfrontiert. Dies kann die Funktion des Nachklärbeckens beeinträchtigen und in Folge zu Schlammabtrieb führen. Immer häufiger kommt es auf Kläranlagen auch zu Problemen im Faulturm. Vor allem bei der Verwendung von Gaseinpressungssystemen für die Durchmischung des Faulturms entstehen häufig Schaumprobleme. In Abbildung 13 ist die Problematik zusammenfassend schematisch dargestellt. Im Belebungsbecken erfolgt die Vermehrung der fadenförmigen Bakterien. Die Bakterienbiomasse gelangt über den Überschussschlamm in den Faulturm. Gasbläschen binden an die hydrophobe Oberfläche der Fadenbakterien. Die Fadenbiomasse steigt mit den Gasbläschen nach oben. Es bildet sich eine stabile Schaumdecke, die immer mächtiger wird, bis schließlich der Faulturm überschäumt. In Abbildung 14 ist ein mikroskopisches Präparat aus der Belebung zu sehen, in Abbildung 15 ein Präparat aus der Schaumdecke des Faulturms. Im Zuge unserer Untersuchungen an der ARA Zirl wurde die Problementstehung mithilfe mikroskopischer Aufnahmen genau dokumentiert. Aus diesen Beobachtungen heraus konnte der geeignete Zeitpunkt für den Beginn der Bekämpfungsmaßnahmen eingegrenzt werden.

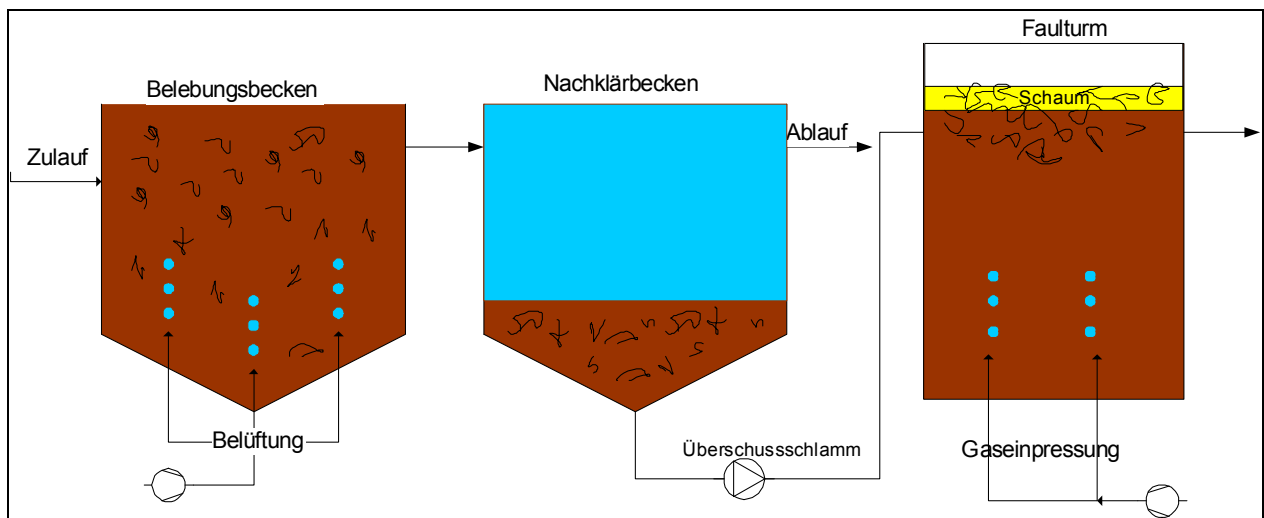
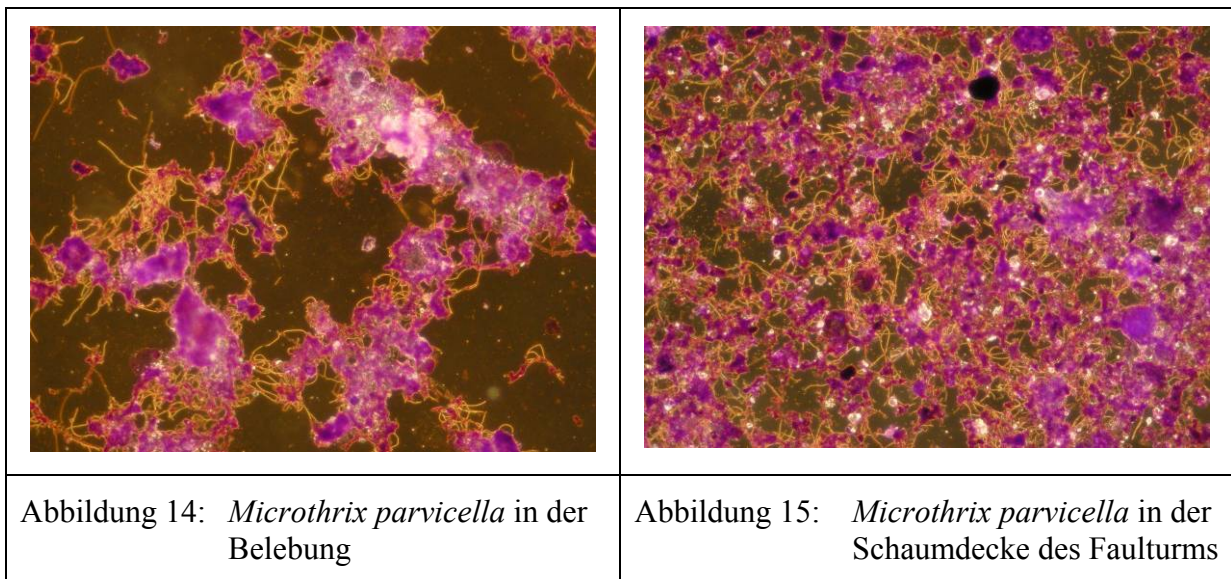


Abbildung 13: Schematische Darstellung der Entstehung von Schaumproblemen in Faultürmen kommunaler Kläranlagen durch *Microthrix parvicella* (Lichtmannegger, 2010)



Seit mehreren Jahren werden an der ARA Zirl neben den Klärschlämmen vermehrt Kofermente für die Steigerung der Gasproduktion eingesetzt. Die Gasproduktion wurde durch diese Maßnahme seit Beginn mehr als verdoppelt. Durch die intensive Gasproduktion hat sich die durch fädige Biomasse verursachte Schaumproblematik noch deutlicher verschärft. Unter diesen Bedingungen ist eine genaue, mikroskopische Kontrolle des Belebtschlammes von großer Wichtigkeit um das Übersäumen des Faulturms frühzeitig zu verhindern. Obwohl eine gute Korrelation zwischen Fädigkeit und Schlammindex besteht, ist die alleinige Beobachtung des Parameters „Schlammindex“ aus unserer Erfahrung mit zu

großen Unsicherheiten verbunden. Die kombinierte Beobachtung beider Parameter (Fädigkeit und Schlammindex) in Kombination mit der Beobachtung der Bildung einer Schaumschicht an der Oberfläche des Faulturms führt in Summe zu einer sicheren Überwachung des Gesamtsystems Belebungs-Faulturm. In Folge ist ein gezielter Einsatz Aluminium-hältiger Fällmittel möglich. Während der Dosierung des Fällmittels (in unserem Fall ca. 1 kg Al/kgTS*d) ist die mikroskopische Beobachtung weiterhin bedeutsam, um die Wirksamkeit der Behandlung zu überprüfen und die Behandlungsdauer festzulegen. In Bezug auf die betriebliche Überwachung während der Behandlung mit Aluminium sind zwei weitere Parameter zu beachten

- pH Wert in der Belebungs: bei niedriger Alkalinität kann die Zugabe stark saurer Prozessmittel den pH so weit absenken, dass bestimmte bakterielle Stoffwechselfvorgänge gehemmt werden. In Kombination mit niedrigen Abwassertemperaturen ist vor allem der Prozess der Nitrifikation gefährdet. Daher ist es wichtig, während der Dosierung des Al-hältigen Fällmittels den pH in der Belebungs und die Konzentration an NH_4 im Ablauf genau zu beobachten und gegebenenfalls die Dosierung zu reduzieren
- Bei reinen Aluminiumprodukten ist die Konzentration an H_2S im Faulgas zu beobachten. Bei Unterbrechung der Zufuhr von Eisen in die Belebungs wird der Nachschub von Eisen über den Sekundärschlamm in den Faulturm unterbrochen. Nach einer bestimmten Zeit ohne Eisendosierung kann es zu einem Anstieg der H_2S Konzentration im Faulgas kommen.

4.3 Physiologische Überwachung (Atmungsmessungen)

Für eine umfassende Charakterisierung des Belebtschlammes ist neben der morphologischen Beurteilung auch ein Monitoring der physiologischen Grundleistungen des Belebtschlammes von Bedeutung, um einen ungestörten Betrieb der Belebungsanlage sicherzustellen. Eine solche Überwachung ist immer dann von Wichtigkeit, wenn durch bestimmte Umstände der Stoffwechsel der Belebtschlammorganismen stark beeinträchtigt werden könnte. Dies ist z.B. bei Einleitung von toxischen Industrieabwässern oder starken pH Wert Verschiebungen in der Belebungs (s.o.) der Fall.

Aktuell hat die Kläranlage Zirl eine Zulaufbelastung von durchschnittlich 42.000 EW CSB_{120} . Die aktuelle Einwohnerzahl beträgt 24.000, der Tourismus ist von

untergeordneter Bedeutung. Im Verbandsgebiet befindet sich eine Reihe von Indirekteinleitern, deren Abwässer Inhaltsstoffe aufweisen, die Belebtschlammorganismen möglicherweise hemmen können. Da sich pH Wert und Alkalinität in der Belebungsstufe der ARA Zirl schon im unteren Grenzbereich befinden, ist zudem besondere Vorsicht geboten, da es in diesem Fall in Bezug auf die Hemmung der Belebtschlambakterien eine Summenwirkung von saurem pH Wert und toxischen Abwasserinhaltsstoffen geben könnte. Die Kenntnis möglicher Hemmwirkungen der zu behandelnden Industrieabwässer ist für die Kläranlage Zirl von großer Bedeutung. Diese Informationen dienen unter anderem dazu, langfristig die Funktion der biologischen Reinigung abzusichern.

In der Praxis existiert eine Reihe von Vorschriften zur Bestimmung der Hemmwirkung von Testsubstanzen auf die Aktivität von Belebtschlammorganismen. Die europäische Norm EN ISO 8192 beschreibt die Bestimmung der Hemmung des Sauerstoffverbrauches von Belebtschlamm, die Norm EN ISO 9509 (Europäische Norm mit Status einer österreichischen Norm) beinhaltet eine Vorschrift zur Bestimmung der Nitrifikationshemmung im Belebtschlamm. Daneben gibt es auch molekularbiologische Methoden zur Bestimmung der Toxizität von Abwässern. Insgesamt stellen Atmungsmessungen relativ einfache und robuste Messverfahren zur Bestimmung möglicher Hemmwirkungen dar (Ren, 2004).

Die oftmalige Durchführung der Hemmversuche gemäß den oben genannten Normen ist mit einem relativ hohen Arbeitsaufwand verbunden. Aus diesem Grund wird an der ARA Zirl schon seit längerem ein vereinfachter, integrierter Versuchsansatz verwendet, der es erlaubt, die wesentlichen spezifischen Belebtschlammaktivitäten (Gesamtatmung, Maximalatmung der Nitrifikanten und Kohlenstoffmaximalatmung) in einem Versuchsansatz abzubilden. In Abbildung 16 ist der Versuchsaufbau dargestellt. Gemessen werden jeweils die Maximal-Atmungsaktivitäten. Der Versuch wird immer bei 25 °C durchgeführt um die Werte direkt miteinander vergleichen zu können. Niedrigere Versuchstemperaturen wären zwar besser mit den Realbedingungen in Kläranlagen vergleichbar, sind aber regelungstechnisch schwieriger einzustellen (je nach Raumtemperatur im Sommer Kühlung des Ansatzes erforderlich).

Die Sauerstoffmessung erfolgt mit einer sorgfältig gewarteten O₂-Clark-Elektrode. Um ein stabiles Messsignal zu erreichen, ist eine ausreichende Anströmgeschwindigkeit an der Messelektrode besonders wichtig. Dies erreicht man durch die Verwendung eines speziellen Rühraufsatzes auf der Elektrode. Für die folgende Aus-

wertung ist ein ausreichend stabiles Messsignal wichtig. Nach einer definierten Vorbelüftungszeit erfolgt die Messung der O_2 Zehrung. Die Zugabe des Nitrifikantenhemmstoffes ATH erfolgt direkt während der Messung. Zum Schluss wird die Belebtschlamm-Konzentration im Versuchsansatz gravimetrisch bestimmt.

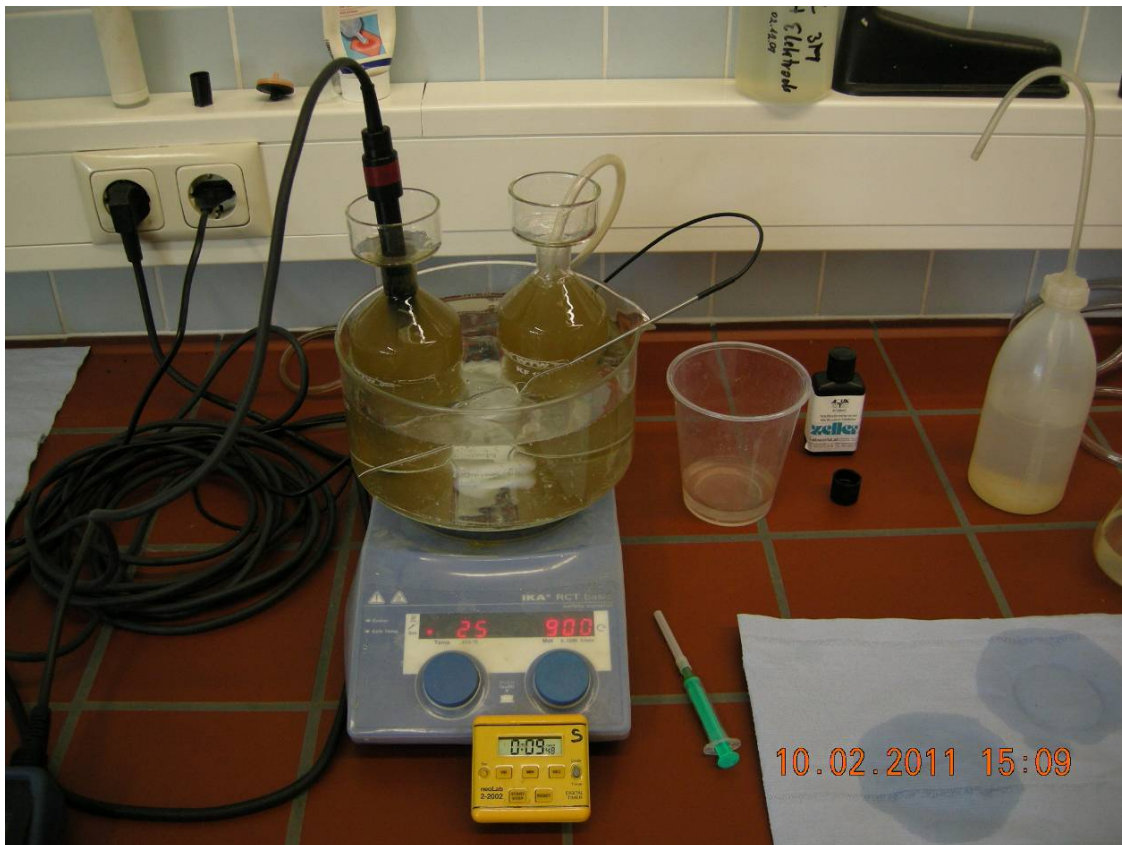
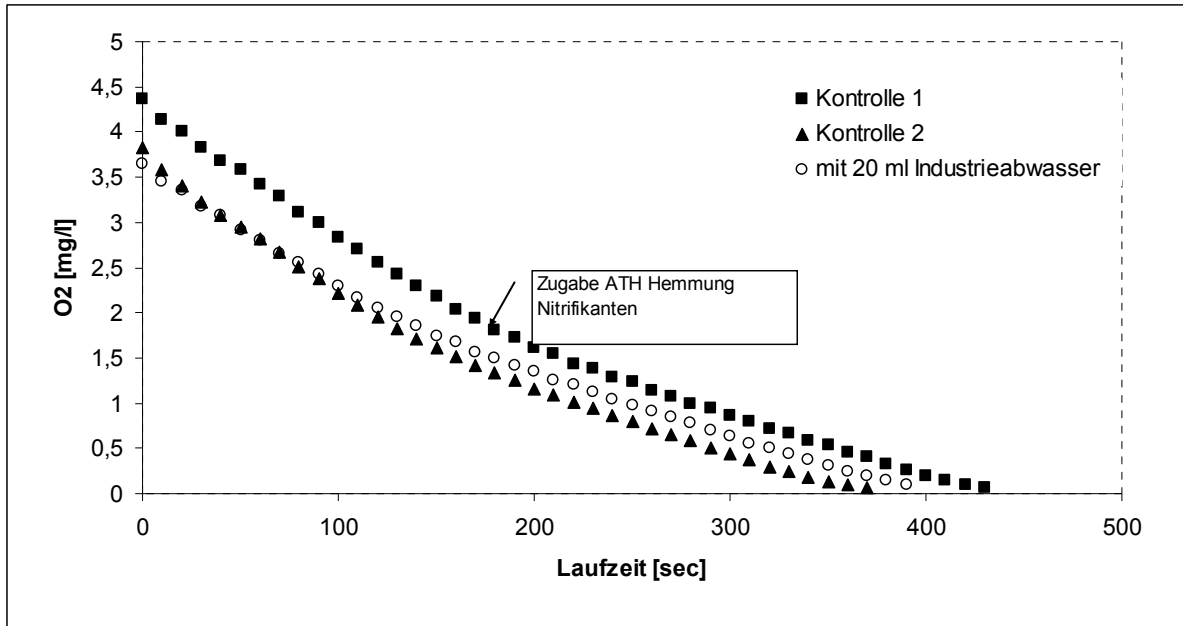


Abbildung 16: Versuchsaufbau zur Bestimmung der wesentlichen Atmungsaktivitäten des Belebtschlammes

In Abbildung 17 ist die Standardvorlage für die Auswertung der spezifischen Atmungsaktivitäten dargestellt. In diesem Fall wurde zweimal ein Kontrollansatz ohne Industrieabwasser und einmal der Ansatz mit Industrieabwasser untersucht. Durch die Auswertung der linearen Regressionen und Einbeziehung der TS Konzentration können schließlich alle spezifischen Atmungsaktivitäten berechnet werden. In Abbildung 18 ist das Ergebnis des Versuches dargestellt. Aus der Abbildung geht hervor, dass die beiden parallelen Kontrollansätze eine sehr geringe Abweichung zeigen. Weiters zeigt sich, dass die Zugabe des Industrieabwassers in der gewählten Menge (entspricht einer Verdünnung von 1:15 bzw. umgelegt einer stoßweisen Zugabe von ca. 500 m^3 Abwasser in die Belebung der ARA Zirl) zu einer leichten Reduktion der Maximalatmung der Nitrifikanten führt.



TS Bestimmung	Filter	Filter + TS	TS	Probenvolumen	TS [g/l]
	521	694	173	100	1,73

OVT max -0,01427 -0,01423 -0,012392

OVC max -0,006757 -0,006253 -0,006631

OVN max -0,008 -0,008 -0,006

TS in der Probe	1,73	1,73	1,73	g/l
------------------------	-------------	-------------	-------------	------------

OVT max	0,49	0,49	0,430	mg O₂/g TS * min
OVC max	0,23	0,22	0,23	mg O₂/g TS * min
OVN max	0,26	0,28	0,20	mg O₂/g TS * min

Abbildung 17: Standardvorlage für die Auswertung der spezifischen Atmungsaktivitäten

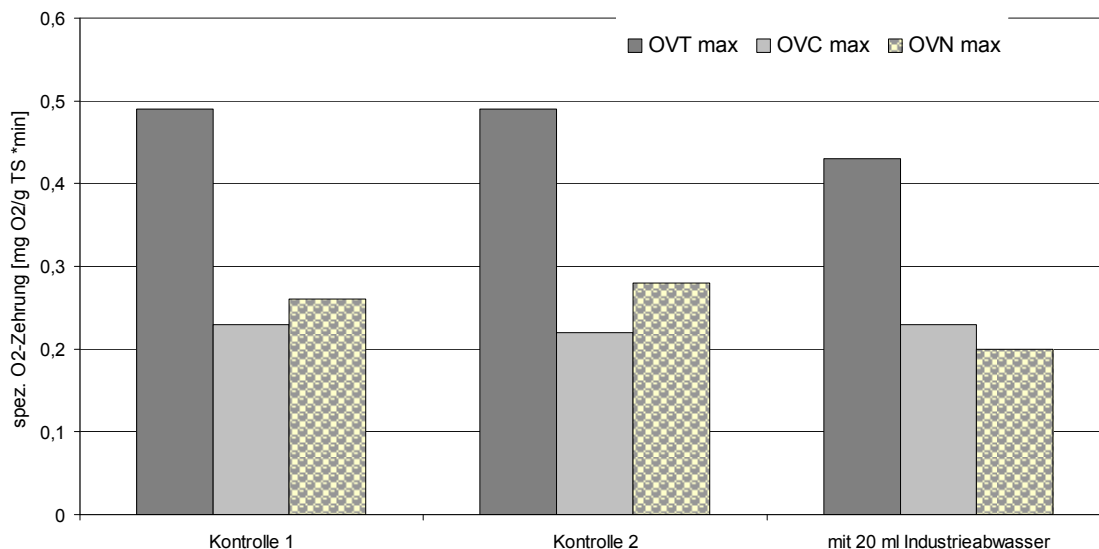


Abbildung 18: Einfluss des Industrieabwassers XY auf die spezifischen Atmungsaktivitäten des Belebtschlammes der ARA Zirl

5 Zusammenfassung und Ausblick

Im vorliegenden Beitrag wurden ausgewählte Aspekte der Eigen- und Betriebsüberwachung der ARA Zirl dargestellt. Dabei konnte gezeigt werden, dass die wesentlichen Parameter der Eigenüberwachung mit ausreichender Genauigkeit bestimmt werden können. Eine deutliche, systematische Abweichung zeigte sich in den Zulaufproben beim Parameter CSB, wobei es regelmäßig zu niedrigeren Messwerten bei der Fremdüberwachung gekommen ist. Hier muss in Zukunft die Probenkonservierung überprüft werden, um mögliche Abbauprozesse bis zur Durchführung der Fremdüberwachung unterbinden zu können.

Das Belebtschlammssystem stellt insgesamt ein sehr robustes und zum Teil sich selbst regulierendes System dar. Trotzdem kann es unter bestimmten Bedingungen - wie sie der Kläranlage Zirl auftreten - notwendig sein, neben den Parametern, die der ÖWAV Arbeitsbehelf 14 vorgibt, zusätzliche Überwachungsmaßnahmen durchzuführen.

Eine weitere Herausforderung stellt die aktuelle Betriebsüberwachung der Schlammlinie (und Gaslinie) dar. Auch in diesem Bereich konnten an der ARA Zirl in den letzten Jahren wertvolle Erfahrungen gesammelt werden. Leider hätte die Darstellung dieser Erfahrungen den Rahmen dieses Beitrags bei weitem

gesprengt. Der Autor dieses Artikels hat es deshalb vorgezogen, den vorliegenden Beitrag thematisch auf die Abwasserlinie zu begrenzen.

Wie bereits in der Einleitung erwähnt, wurden die Überwachungsmaßnahmen an den biologischen Kläranlagen in den letzten Jahren ständig erweitert. Dieser Prozess ist sicher noch nicht zu Ende. Wichtig ist jedoch, den Kläranlagenbetreibern neben robusten Analysemethoden auch geeignete (EDV-) Werkzeuge in die Hand zu geben, damit die gewonnenen Betriebsdaten sinnvoll ausgewertet, zusammengefasst und visualisiert werden können.

6 Literatur

- BGBI. Nr. 186/1996: Allgemeine Abwasseremissionsverordnung (AAEV)
BGBI. Nr. 210/1996: 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser (1. AEVk) i.d.F. BGBI. II Nr. 392/2000
Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV, 1998b): Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW). ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 14. Wien 1998
Andreasen K. and Nielsen P.H. (2000) Growth of *Microthrix Parvicella* in Nutrient Removal Activated Sludge Plants: Studies of in Situ Physiology. *Water Res.* **34**: 1559-1569
Lichtmanegger T. (2010) Beobachtung und Bekämpfung von Betriebsproblemen einer Abwasser-reinigungsanlage, verursacht durch das Bakterium *Microthrix parvicella*. Masterarbeit, Institut für Mikrobiologie, Universität Innsbruck
Ren (2004) Assessing wastewater toxicity to activated sludge: recent research and developments. *Environment international* 30: 1151-1164
EN ISO 8192: Wasserbeschaffenheit : Bestimmung der Hemmung des Sauerstoffverbrauchs von Belebtschlamm nach Kohlenstoff- und Ammonium-Oxidation
EN ISO 9509: Wasserbeschaffenheit – Toxizitätstest zur Bestimmung der Nitrifikationshemmung in Belebtschlamm

Korrespondenz an:

Dr. Christian EBNER

Abwasserverband Zirl und Umgebung
Meilbrunnen 5, 6170 Zirl

Tel: +43/664/1290151

e-mail: c.ebner@avzirl.at

Anforderungen an die Fremdüberwachung

G. Spatzierer

Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 9 – Wasser- und Abfallwirtschaft

Abstract: Eigen- und Betriebsüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen stellen wesentliche Informationsquellen für die Betriebsführung der Anlagen dar. Die Richtigkeit der Eigenüberwachung wird durch die Fremdüberwachung (gemäß AAEV und § 134 Abs. 2 WRG) überprüft. Durch weitergehende Auswertungen und Einbeziehung der Daten aus der Eigen- und Betriebsüberwachung kann der Zustand und die Reinigungsleistung der Anlage durch die Gesamtprüfung dokumentiert werden. Möglichkeiten der Plausibilitätsprüfung und Auswertung der Daten werden aufgezeigt. Die Umsetzung in den einzelnen Bundesländern ist in Abhängigkeit der jeweiligen Rahmenbedingungen unterschiedlich. Ein Blick über die Grenze zeigt die Vorgangsweise in 2 Bundesländern Deutschlands.

Key Words: Abwasserreinigungsanlagen, Fremdüberwachung, Datendokumentation, Plausibilitätsprüfung.

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.

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 (SPATZIERER, 1998).

Die **Fremdüberwachung** hat dabei die Aufgabe, die Einhaltung der Grenzwerte und Mindestwirkungsgrade, die Auswirkungen auf das Gewässer, die Betriebsführung und den Anlagenzustand zu überprüfen. Nur mit der Kenntnis der Ergebnisse der Überwachung ist ein zielgerichtetes Handeln der Behörde 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** und die **Betriebsicherheit** zu berücksichtigen sind.

2 Gesetzliche Grundlagen

Durch die WRG-Novelle 1990 sowie die darauf basierenden Emissionsverordnungen wurden die Mindestanforderungen (Emissionsgrenzwerte und Mindestwirkungsgrade) von Abwasserreinigungsanlagen bundesweit gesetzlich festgelegt. 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 **Eigenüberwachung** und **Fremdüberwachung** weisen lediglich darauf hin, ob die Überwachung vom Kläranlagenbetreiber bzw. durch Beauftragte (Eigenüberwachung) oder gemäß § 134 WRG bzw. durch die Gewässeraufsicht, die Behörde oder beauftragte Untersuchungsanstalten (Fremdüberwachung) durchgeführt wird.

In der 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser (BMLuF, 1996) wurden auch Mindestanforderungen hinsichtlich Umfang und Häufigkeit für diese Überwachungen und sonstige Erfordernisse wie z. B. Überprüfung und

Vergleich der Ergebnisse der Eigenüberwachung durch die Fremdüberwachung und Qualitätsanforderungen für die Untersuchungen vorgegeben.

Sofern für sonstige Kläranlagen entsprechende Bestimmungen in den branchenspezifischen Emissionsverordnungen fehlen und diesbezügliche Vorschriften in den wasserrechtlichen Bescheiden nicht festgelegt wurden, sind diese Untersuchungen in Abhängigkeit von der maximalen täglichen Abwassermenge mindestens 3 – 12mal jährlich vorzunehmen (BMLFUW, 2009).

In § 134 Abs. 2 WRG wird zudem gefordert, dass Wasserberechtigte (hier: Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen) „... *das Maß ihrer Einwirkung auf ein Gewässer sowie den Betriebszustand und die Wirksamkeit der bewilligten Abwasserreinigungsanlagen auf ihre Kosten überprüfen*“ lassen. Diese Überprüfungen, in welche auch die Ergebnisse der Fremdüberwachung gemäß 1. AEVk einbezogen werden, „... *haben in Zeitabständen von höchstens fünf Jahren zu erfolgen, sofern die Wasserrechtsbehörde nicht unter Bedachtnahme auf besondere Umstände kürzere Zeitabstände vorschreibt*“. Die betreffenden Vorschriften im jeweiligen wasserrechtlichen Bewilligungsbescheid sind zu beachten (ev. kürzere Intervalle, Umfang, etc.).

3 Stand der Technik der Fremdüberwachung

3.1 Zusammenhang Eigen-, Betriebs- und Fremdüberwachung

Die Eigen- und Betriebsüberwachung der Abwasserreinigungsanlage soll durch die Fremdüberwachung keinesfalls ersetzt werden, sondern soll diese vielmehr ergänzen, erweitern und überprüfen. Die gemeinsame Betrachtung der Daten aus beiden Überwachungssystemen soll ein weitgehend vollständiges Bild von der Funktion der betrachteten Anlage liefern.

Eigen- und Fremdüberwachung unterscheiden sich im Wesentlichen durch die Untersuchungshäufigkeit, den Umfang (Parameter), die Analysenqualität, die Verfügbarkeit der Daten, den Untersucher und z.T. auch durch den Kostenträger (KROISS, 1994).

Tabelle 1: Gegenüberstellung Eigenüberwachung – Fremdüberwachung

	Eigenüberwachung	Fremdüberwachung
Untersuchungshäufigkeit	++	+
Parameterumfang	+	++
Analysenqualität	+	++
Verfügbarkeit der Ergebnisse	++	+
Kostentragung durch Betreiber	+	+/-

++ rasch/hoch

+ langsam/klein/ja

- z.T. keine Kostentragung, z.B. bei FÜ durch die
Gewässeraufsicht bzw. Behörde

Die hohe Untersuchungshäufigkeit im Rahmen der Eigenüberwachung ermöglicht zudem Aussagen über den längerfristigen Anlagenbetrieb und die Stabilität der Abwasserreinigung bei unterschiedlichen Belastungen im Jahresverlauf und gibt damit eine wirklichkeitsnahe Abbildung des Reinigungserfolges.

Im Rahmen der Fremdüberwachung ist dies nur möglich, wenn die Untersuchungshäufigkeit ebenso gesteigert wird, wobei im Extremfall Eigen- und Fremdüberwachung ineinander übergehen.

Eine weitere Aufgabe der Fremdüberwachung besteht darin, die Qualität der Eigenüberwachung 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 Eigenüberwachung anzusehen, d.h. diese Daten werden damit weitgehend gleichwertig, die Datenbasis für die Beurteilung der Reinigungsleistung wesentlich vergrößert.

Aufgabe der Fremdüberwachung ist es aber auch, bei der Übermittlung der Ergebnisse der Fremdüberwachung 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 Überprüfung gemäß § 134 Abs. 2 WRG erfolgen.

3.2 Das Regelwerk des ÖWAV

Als Hilfestellung für die Umsetzung der Fremdüberwachung im Sinne der angeführten Verordnungen wurden vom ÖWAV die nachfolgend angeführten Regelblätter und Arbeitsbehelfe erstellt, die als Stand der Technik anzusehen sind:

ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 1 (1998): Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen. Teil 1: Fremdüberwachung gemäß 1. AEV für kommunales Abwasser.

ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 2 (2000): Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen. Teil 2: Gesamtprüfung.

ÖWAV-Regelblatt 7, 4. Auflage (2003): Mindestausrüstung für die Eigen- und Betriebsüberwachung biologischer Abwasserreinigungsanlagen (inkl. Indirekteinleiterüberwachung).

ÖWAV-Regelblatt 13, 2. Auflage (inkl. Beiblatt, 1998): Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen (dzt. in Überarbeitung).

ÖWAV-Regelblatt 38 (2007): Überprüfung stationärer Durchflussmess-einrichtungen auf Abwasserreinigungsanlagen.

ÖWAV-Arbeitsbehelf 37 (2010): Überprüfung des Betriebszustandes von Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW).

ÖWAV-Arbeitsbehelf 14, 3. Auflage (2010): Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW).

4 Datendokumentation

Im ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 1 sind Formulare für die Dokumentation der Ergebnisse der Fremdüberwachung gemäß AAEV enthalten. Ebenso gibt es hier Vordrucke für den Vergleich der Ergebnisse von Eigen- und Fremdüberwachung. Zweckmäßigerweise sollten diese Daten in einer Datenbank abgespeichert und damit für weitere Auswertungen verfügbar gemacht werden. Diese Vorgangsweise wird bereits jetzt in jenen Fällen

vorgenommen, wo die Fremdüberwachung durch die Gewässeraufsicht durchgeführt wird bzw. wo entsprechende Eingabemöglichkeiten/definierte Datenschnittstellen geschaffen wurden.

Das ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 2 gibt konkrete Angaben über den Umfang der Gesamtprüfung. Grundsätzlich sind vorerst die Grunddaten der Abwasserreinigungsanlage zu dokumentieren. Sodann sind in Abhängigkeit von der Kläranlagengröße detaillierte Untersuchungen im Rahmen der Gesamtprüfung vorzunehmen. Der diesbezügliche Mindest-Untersuchungsumfang ist in Form von Tabellen angeführt. Im Rahmen der Gesamtprüfung ist jedenfalls auch eine Überprüfung der Eigen- und Betriebsüberwachung vorzunehmen, die Ergebnisse der Gesamtprüfung und der Eigen- und Fremdüberwachung gemäß AAEV sind tabellarisch gegenüberzustellen und zu bewerten.

Neben den Zu- und Ablaufkonzentrationen sind jedenfalls auch Messwerte sowie berechnete Kennwerte für die vorhandenen Verfahrensstufen anzugeben.

Auf Grund dieser Daten ist sodann eine Beurteilung der Funktion der Anlage und des Zustandes der Anlage zu erstellen.

Zusätzlich zu den Untersuchungen auf der Kläranlage ist auch eine Beurteilung des Vorfluters im Einleitungsbereich vorzunehmen.

Sämtliche Ergebnisse sind sodann in einem Bericht über die Gesamtprüfung zusammenzufassen und vom Anlagenbetreiber an die Wasserrechtsbehörde vorzulegen. Für diesen Bericht ist ein Gliederungsvorschlag im Anhang des Regelblattes enthalten.

Im ÖWAV-Regelblatt 38 sind im Anhang detaillierte Prüfberichte für die Vollprüfung sowie für vereinfachte (jährliche) Überprüfungen von stationären Durchflussmesseinrichtungen enthalten. Diese Prüfberichte sind auf der Anlage in einem Prüfbuch zu sammeln.

Die Überprüfung des Betriebszustandes von Abwasserreinigungsanlagen wurde mit dem ÖWAV-Arbeitsbehelf 37 erstmals geregelt. Dieser Arbeitsbehelf gibt eine klare Handlungsanleitung für die Durchführung der Fremdprüfung, die an Hand von Checklisten vorzunehmen ist. Damit wird der Zustand der Bauwerke und Ausrüstung erhoben, der kurz-, mittel- und langfristige Verbesserungsbedarf

kann dadurch aufgezeigt werden. Für die Durchführung wurden ein Prüffragenkatalog und Checklisten erarbeitet, die in einem EDV-Tool jedermann zur Verfügung stehen (download von der ÖWAV-Homepage). Dadurch soll eine einfache Anwendung und einheitliche Dokumentation ermöglicht werden.

5 Erfahrungen mit der Datenanalyse - Prüfung - Verwertung

Die nachfolgend angeführten Angaben stammen aus den Erfahrungen von Kollegen bzw. aus der Literatur und aus der eigenen Arbeit im Rahmen des Gewässeraufsichtsdienstes.

- 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 (Durchfluss-/Mengenmessung), der Probeentnahme sowie der Analyse.
- Zentrale Punkte jeder Gesamtprüfung sind die Probeentnahme und die Abwasserdurchflussmessung (ERTL, KRETSCHMER, 2011). Die Überprüfung der Abwasserdurchflussmessenrichtungen sollte nach Möglichkeit bereits **vor** der Gesamtprüfung durchgeführt werden.
- Speziell bei der Probeentnahme im Zulauf und im Bereich Schlamm bestehen immer noch Defizite. Ist der Probenahmeort wirklich geeignet, um repräsentative Proben zu erhalten? Ist ausreichend Turbulenz vorhanden? Länge des Probeentnahmeschlauches? Wartung des Probeentnahmegerätes? Werden Plausibilitätsprüfungen des automatischen Probeentnahmegerätes gemäß DWA A 704 (Prüfmittelüberwachung) vorgenommen und dokumentiert (CYBULSKI, SCHWENTNER, 2010)? Werden die Durchflussmessenrichtungen jährlich überprüft? Liegen die Prüfberichte vor? Werden Mängel beseitigt? Werden auch die sonstigen Mengenmessenrichtungen auf der Abwasseranlage regelmäßig überprüft?

- Die grafische Darstellung der Ergebnisse ermöglicht eine rasche Beurteilung und zeigt auch mögliche Fehler (Ausreißer, Eingabefehler) auf einfache Art und Weise auf.
- Zur Identifizierung zufälliger und systematischer Messabweichungen der Eigenüberwachung im Bereich von 10 – 20 % des Kontrollwertes des Fremdüberwachers sind mind. 8 jährliche Parallelanalysen erforderlich (THOMANN, 2004).
- Werden die Daten der Eigen- und Betriebsüberwachung (Abwassermengen, TS-Gehalt Belebung, Schlammvolumen, etc.) gemeinsam mit den Daten der Fremdüberwachung jährlich ausgewertet, so können damit auch Summenhäufigkeiten berechnet und Angaben über die Schlammeigenschaften (Schlammindex) im Jahresverlauf gemacht werden. Die Berechnung der Summenhäufigkeiten ermöglicht einen Vergleich mit den Bemessungsdaten der Anlage (85 %-Wert), die grafische Darstellung zeigt z.B. saisonale Beeinträchtigungen auf.
- Aus den Ergebnissen der Zulaufproben können Schmutzfrachten für CSB, N und P ermittelt und dadurch die EW-Belastung der Anlage für den jeweiligen Parameter berechnet werden. Deutliche Abweichungen sind zumeist auf Indirekteinleiter (Industrie, nährstoffarme/nährstoffreiche Abwässer) zurückzuführen. Auch Einleitungen von landwirtschaftlichen Betrieben können so erkannt werden.
- In Verbindung mit den Daten der Eigenüberwachung der Kläranlage kann auch der Fremdwasseranfall abgeschätzt werden. Die Berechnung nach der Methode des gleitenden Minimums ist einfach und rasch durchführbar. Auch der spezifische Abwasseranfall (I/EW) gibt Hinweise auf erhöhten Fremdwasserzufluss.
- Bei vollständiger Datenlage ist es auch möglich Bilanzen zu erstellen. Die Schlamm- und die P-Bilanz geben dabei wertvolle Informationen, ob alle Eingangsparameter (Messwerte) einigermaßen richtig sind.
- Die Messungen im Rahmen der Eigenüberwachung sollten auch periodisch anhand von Standardlösungen, durch Aufstocken und die Teilnahme an Vergleichsmessungen im Zuge der Kläranlagen-Nachbarschaften überprüft

werden (interne Qualitätskontrolle). Der Fremdüberwacher sollte in seinem Bericht angeben, ob eine derartige Qualitätskontrolle auf der Anlage durchgeführt wird.

- Eine periodische Untersuchung des Klärschlammes auf Schwermetalle und erforderlichenfalls auch auf organische Schadstoffe (z.B. AOX) gibt wertvolle Hinweise auf Indirekteinleiter. Auch diesbezüglich sind Aussagen vom Fremdüberwacher zu machen.
- Die Eigenüberwachung 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.). Diese Ergebnisse sind ebenfalls im Rahmen der Fremdüberwachung zu beurteilen.
- Im Regelfall wird derzeit vor allem bei kleineren Anlagen 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. Der Fremdüberwacher sollte auch hier Angaben tätigen.
- In den letzten Jahren werden vermehrt Co-Substrate zur Energiegewinnung direkt in die Faulbehälter eingebracht. Daraus resultieren über die internen Kreisläufe Zusatzbelastungen für die biologische Stufe, die mit den Zulaufmessungen nicht erfasst werden können. In derartigen Fällen müssen jedenfalls über Art, Menge, Zeitpunkt und organische Belastung dieser Substrate Aufzeichnungen auf der Anlage gemacht werden, die vom Fremdüberwacher zu bewerten und in den Gesamtbericht einzuarbeiten sind.
- 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 Messungen und Ablesungen sehr rasch schwindet.

- Die Fremdüberwachung gemäß AAEV (Kurztest) kann, auch bei erhöhter Frequenz, eine Gesamtprüfung nicht ersetzen. Zumindest stichprobenartige Überprüfungen in 1 – 2 jährigen Abständen sind unbedingt erforderlich.
- Der Kontakt Betreiber/Betriebspersonal – Gewässeraufsicht – Fremdüberwacher ist wichtig, um die Ergebnisse gemeinsam zu bewerten und die richtigen Schlussfolgerungen ziehen zu können. Dadurch ist es auch möglich, Fehler bei der Fremdüberwachung erkennen und beseitigen zu können.

6 Vorgangsweise in den Bundesländern

Eine aktuelle Umfrage bei den Bundesländern zeigte folgende Ergebnisse:

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 bzw. von der Wasserrechtsbehörde in Auftrag gegeben werden (Gesamtprüfung), erfolgen 1 – 12 x jährlich (nach der Kläranlagengröße) weitere Untersuchungen an Tagesmischproben (Kurztest). 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. Bei Industriekläranlagen bzw. besonderen Fragestellungen werden oftmals Untersuchungsanstalten beauftragt.

Die Gesamtprüfung erfolgt in Anlehnung an das Regelblatt 6, Teil 2. Eine vollständige Umsetzung dieses Regelblattes ist aber praktisch in keinem Bundesland gegeben.

Eine besonders intensive Fremdüberwachung (Kurztest) durch die Gewässeraufsicht findet im Burgenland statt, wo mindestens 50 Untersuchungen pro Jahr (Probenübermittlung per Post) vorgenommen und die Ergebnisse den

Betreibern monatlich sowie in Form eines Jahresberichtes (Tabellen, Grafiken, Bewertung) übermittelt werden. Der Jahresbericht wird auch an die Wasserrechtsbehörde gesandt, ev. Handlungsbedarf wird angegeben. Gesamtprüfungen werden aus Personalmangel aber nur in unregelmäßigen Abständen bzw. aktuellen Anlassfällen vorgenommen.

In Niederösterreich wurde für die Übermittlung der Ergebnisse der Fremdüberwachung gemäß AAEV (Kurztest) inkl. Gewässergüte des Vorfluters beim Einleitpunkt eine EDV-Applikation erstellt. Damit können Fremduntersucher die Daten direkt elektronisch an die Wasserrechtsbehörde übermitteln, Übertragungsfehler sollen damit ausgeschlossen werden.

In Salzburg und Oberösterreich werden jährlich Gesamtprüfungen durch die Gewässeraufsicht durchgeführt und entsprechende Berichte verfasst. Die Ergebnisse werden tabellarisch und grafisch gemeinsam mit den Ergebnissen des Kurztests im Jahresgang sowie längerfristig über mehrere Jahre (Datenbasis in Salzburg dzt. ca. 20 Jahre) dargestellt. Dies ermöglicht auch Aussagen über längerfristige Entwicklungen.

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.

Eine Überprüfung der Durchflussmeseinrichtung findet teilweise im Zuge der Gesamtprüfung bzw. getrennt von dieser im Auftrag des Kläranlagenbetreibers zumeist durch Dritte statt. Eine Überprüfung der Probennehmergeräte erfolgt nur in wenigen Bundesländern.

Im Zuge der Fremdüberwachung wird zumeist auch ein Vergleich der Messergebnisse mit jenen der Eigenüberwachung vorgenommen (Vergleichsmessung). In einigen Bundesländern werden zudem die Betriebsprotokolle der Kläranlagen digital bzw. per Post an die Gewässeraufsicht übermittelt.

Die gleichzeitige Untersuchung des Vorfluters im Einleitungsbereich erfolgt nur in einem Teil der Bundesländer. Diese Untersuchungen entsprechen zum Großteil nicht mehr den nunmehrigen Anforderungen.

Die Erfahrungen mit der Fremdüberwachung sind weitgehend positiv, die Ergebnisse werden z.T. direkt von den Fachdienststellen (SV-Dienst) bzw. der Gewässeraufsicht verwertet. Wesentlich ist hier auch eine gute Zusammenarbeit zwischen Gewässeraufsicht und Wasserrechtsbehörde. In 4 Bundesländern ist die Personalausstattung für diese Aufgaben unzureichend, in einem weiteren Bundesland wird eine Personalreduktion in diesem Bereich überlegt.

7 Ein Blick zum Nachbarn

Zum Vergleich der österreichischen Bestimmungen mit der Vorgangsweise in Deutschland werden nachfolgend einige Hinweise gegeben.

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie und die EU-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser ist in beiden Staaten die gemeinsame Basis für die Wasserrechtsgesetzgebung. Die nationale Umsetzung ist aber doch unterschiedlich.

In Österreich gelten die Bestimmungen für die Überwachung bundesweit. In Deutschland gibt es dagegen 13 unterschiedliche Regelungen zur Eigen- und Selbstüberwachung und ebenso viele unterschiedliche Vorgangsweisen für die Fremdüberwachung. Im neuen Wasserhaushaltsgesetz gibt es zwar jetzt eine Ermächtigung zur Erlassung einer bundesweit gültigen Selbstüberwachungsverordnung, wann diese allerdings erlassen wird ist dzt. unklar.

Zudem gibt es ein Abwasserabgabengesetz, welches ebenfalls Auswirkungen auf den Betrieb der Abwasseranlagen hat.

Nachfolgend werden 2 Beispiele über die aktuelle Vorgangsweise angeführt.

7.1 Hessen

Im Rahmen der Wasseraufsicht unterliegen alle genehmigungspflichtigen Abwasserbehandlungsanlagen der Anlagenprüfung (Betriebsprüfung) durch die zuständige Wasserbehörde. Im Rahmen dieser Prüfung ist festzustellen, ob die wasserrechtlichen Vorschriften und die Bestimmungen des Bescheides eingehalten werden.

Sofern staatliche Abwasseruntersuchungen vorgenommen werden ist eine Betriebsprüfung nur anlassbezogen erforderlich, wenn dies auf Grund der Ergebnisse der Eigenüberwachung, der staatlichen Überwachung oder sonstiger Hinweise auf nachteilige Umweltauswirkungen geboten ist.

Die Abwasseruntersuchungen (Einhaltung der Überwachungswerte) werden regelmäßig, zumindest zweimal jährlich durch die Wasserbehörden durchgeführt, da zur Umsetzung der 4 von 5-Regel mindestens 5 staatliche Überwachungen in drei Jahren erforderlich sind. Die praktische Durchführung wird in einem Merkblatt detailliert beschrieben (HMULF, 2002). Die Ergebnisse der Untersuchungen können nicht nur strafrechtliche sondern auch abgabenrechtliche Konsequenzen nach sich ziehen.

Der Untersuchungsumfang der staatlichen Überwachung (Fremdüberwachung) umfasst dabei:

- Überprüfung der Durchführung der Eigenkontrolle (inkl. Laborprüfung)
- Erfassung des Betriebszustandes der Anlage (Begehung der Anlage, Betriebsaufzeichnungen, Messwerte, Plausibilitätsprüfung)
- Entnahme von Proben (qualifizierte Stichproben bzw. 2-Stunden-Mischprobe)
- Beratung des Anlagenbetreibers/Personals
- Berichterstattung

Für die Beurteilung der Reinigungsleistung werden auch die Eigenkontrollmessungen herangezogen und statistisch ausgewertet. Als Kriterium wird der 90-Perzentilwert herangezogen. Bei Überschreitungen muss die Anzahl der staatlichen Betriebsprüfungen erhöht werden.

Die Kosten für die Überwachung sind vom Betreiber zu tragen (Kostenvorschreibung).

7.2 Bayern

In Bayern wurde nunmehr die gesamte technische Aufsicht für Abwasseranlagen an private Sachverständige ausgelagert (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM für UMWELT und GESUNDHEIT, 2010). Gemäß Bayerischem Wassergesetz 2010 können die für die technische Gewässeraufsicht zuständigen Behörden private Sachverständige oder Prüflaboratorien mit Kontrollen, Messungen und Untersuchungen beauftragen. (Die Einführung und Betrauung privater Sachverständiger gibt es in Bayern aber bereits seit 1994). Die Beauftragten handeln sodann im Namen und auf Weisung der Behörde.

Demnach sind Abwasserreinigungsanlagen halbjährlich (bis 10.000 EW) bzw. dreimal jährlich (> 10.000 EW) hinsichtlich der Einhaltung der Grenzwerte zu überprüfen. Dabei sind auch eine Kontrolle von Zu- und Ablauf, der Durchflussmesseinrichtung, der Einleitungsstelle auf Auffälligkeiten und offensichtliche Mängel und eine Einsichtnahme in das Betriebstagebuch vorzunehmen.

Einmal jährlich ist das Betriebstagebuch hinsichtlich Vollständigkeit und Plausibilität der Eintragungen zu prüfen und eine Bewertung der Eigenüberwachung inkl. Jahresbericht vorzunehmen. Bei der Begehung der Abwasserbehandlungsanlage ist auch die Erfüllung von Bescheidaufgaben und die Übereinstimmung mit Angaben im Betriebstagebuch zu prüfen und die Feststellung von Auffälligkeiten vorzunehmen.

Durchflussmesseinrichtungen sind alle 5 Jahre zu überprüfen.

Bei EMAS-Standorten entfallen die jährlichen Prüfungen, sofern ein Umweltgutachten die Einhaltung der Umweltvorschriften geprüft und keine Abweichungen festgestellt hat.

Die Detailregelung erfolgte in der Sachverständigenverordnung Wasser – VPSW. Hier werden für definierte Bereiche und fachliche Aufgaben private Sachverständige anerkannt. Dies sind u.a. auch Kleinkläranlagen (Genehmigung - Gutachten, Bauabnahme und Überwachung), Durchführung der Eigenüberwachung bei Abwasseranlagen, Grundstücksentwässerungsanlagen.

Die privaten Sachverständigen werden durch Anerkennung des Landesamtes für Umwelt zugelassen, sofern sie die jeweiligen Voraussetzungen erfüllen. Eine jährliche Fortbildung ist nachzuweisen. Die Aufsicht obliegt dem Landesamt.

Die Kosten sind vom Auftraggeber (Anlagenbetreiber) zu tragen.

8 Ausblick

Die Anpassung der Abwasserreinigungsanlagen an den Stand der Technik ist in Österreich nunmehr weitgehend abgeschlossen. Dies bedeutet, dass vorwiegend schwachbelastete biologische Anlagen im Einsatz stehen. Dadurch wäre es zukünftig durchaus vorstellbar, im Rahmen der Eigen- und Fremdüberwachung auf die Bestimmung der Parameter CSB, BSB₅ und TOC im Ablauf zugunsten der Nährstoffparameter zu verzichten bzw. die Untersuchungshäufigkeit wesentlich herabzusetzen.

Die Betriebsüberwachung wird bei größeren Anlagen bereits mit on-line-Messgeräten vorgenommen. Sofern eine regelmäßige Qualitätsprüfung dieser Messeinrichtungen erfolgt, könnte hier die Fremdüberwachung eigentlich auf Stichproben reduziert werden.

Problematisch ist in den nächsten Jahren der Bau von vielen (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 Fremdüberwachung dieser Anlagen verzichten, so müssen hier neue Betriebs- und Überwachungsformen gefunden werden. Die Übertragung dieser Aufgaben an Abwasserverbände wie z.B. beim RHV Pöllauer Tal oder beim AWV Saar (WAGNER, 1998), könnte sowohl die Sicherstellung des Betriebes als auch die Überwachung besser und kostengünstiger vornehmen. Alternativ wäre auch eine vollständige Auslagerung dieser Aufgaben an private Sachverständige (siehe Bayern) möglich.

Kanalisation (inkl. Indirekteinleiter) 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. Dies würde auch die Arbeit der staatlichen Überwachung erleichtern.

9 Literatur

- Baumgart, H.C., Fischer, M., Loy, H. (2010): Handbuch für Ver- und Entsorger. Band 3, Fachrichtung Abwasser. F. Hirthammer Verlag, München.
- Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (2010): Verordnung über private Sachverständige in der Wasserwirtschaft.
- BMfLuF (1996): Allgemeine Abwasseremissionsverordnung, BGBl.Nr. 186/1996.
- BMfLuF (1996): 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser, BGBl.Nr. 210/1996.
- BMLFUW (2009): Elektronisches Register zur Erfassung aller wesentlichen Belastungen von Oberflächenwasserkörpern durch Emissionen von Stoffen aus Punktquellen, BGBl. II Nr. 29/2009.
- Cybulski, B., Schwentner, G.(2010): Handbuch zur Betriebsanalytik auf Kläranlagen. F. Hirthammer Verlag.
- DWA (2007): Betriebsmethoden für die Abwasseranalytik. DWA Arbeitsblatt A 704.
- Ertl, T., Kretschmer, F. (2011): Probenahme und Durchflussmessungen auf Kläranlagen. Wiener Mitteilungen, Band 224.
- Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (2002): Merkblatt zur staatlichen Abwasseruntersuchung der Einleitungen in Hessen.
- Kroiß, H. (1994): Anforderungen an die Eigenüberwachung und ihr Verhältnis zur Fremdüberwachung. Wiener Mitteilungen, Band 116.
- Nikolavcic, B. (2011): Datenplausibilisierung und Kennzahlen auf Kläranlagen. Wiener Mitteilungen, Band 224.
- ÖWAV (1995): Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen. ÖWAV-Regelblatt 13, 2. Auflage (inkl. Beiblatt, 1998).
- ÖWAV (1998): Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen. Teil 1: Fremdüberwachung gemäß 1. AEV für kommunales Abwasser. ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 1.
- ÖWAV (2000): Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen. Teil 2: Gesamtprüfung. ÖWAV-Regelblatt 6, Teil 2.
- ÖWAV (2003): Mindestausrüstung für die Eigen- und Betriebsüberwachung biologischer Abwasserreinigungsanlagen (inkl. Indirekteinleiterüberwachung). ÖWAV-Regelblatt 7, 4. Auflage.
- ÖWAV (2007): Überprüfung stationärer Durchflussmessenrichtungen auf Abwasserreinigungsanlagen. ÖWAV-Regelblatt 38.
- ÖWAV (2010): Überprüfung des Betriebszustandes von Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW). ÖWAV-Arbeitsbehelf 37.

- ÖWAV (2010): Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW). ÖWAV-Arbeitsbehelf 14, 3. Auflage.
- Spatzierer, G. (1998): Zusammenwirken und Beziehungen zwischen Eigenüberwachung, Fremdüberwachung und Betriebsüberwachung. Wiener Mitteilungen, Band 147.
- Thomann, M. (2004): Qualitätskontrolle der Betriebsdaten von Kläranlagen. Wiener Mitteilungen, Band 187.
- Wagner, W. (1998): Möglichkeiten der Fremdüberwachung bei Kläranlagen am Beispiel des Abwasserverbandes Saar. Wiener Mitteilungen, Band 147.

Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Gerhard SPATZIERER

Amt der Burgenländischen Landesregierung
Abt. 9 – Wasser- und Abfallwirtschaft
Europaplatz 1
7000 Eisenstadt

Tel.: 0043/2682/600/6500

Fax: 0043/2682/600/6633

E-Mail: gerhard.spatzierer@bgld.gv.at

Probenahme und Durchflussmessungen auf Kläranlagen

Th. Ertl, F. Kretschmer

Universität für Bodenkultur Wien

Abstract: Probenahme und Durchflussmessung auf Kläranlagen liefern die Basis für sehr viele Abwasser- und Schlammparameter. Die maßgebende Bedeutung von Probenahme und Durchflussmessung ergibt sich daher für den Nachweis der ordnungsgemäßen Betriebsführung und deren Optimierung. Eine sorgfältige Einbeziehung in die Planung, Ausführung und Überprüfung bei Bau, Betrieb und Anpassung an den Stand der Technik von Kläranlagen ist unbedingt erforderlich.

Dieser Beitrag stellt die rechtlichen und technischen Grundlagen für Probenahme und Durchflussmessungen auf Kläranlagen dar. Es werden die Ziele von Durchflussmessung und Probenahme erläutert und daraus mögliche Probenahme- und Messstellen beschrieben. Weiters werden die Anforderungen an die Probenahme und deren grundlegende Arten und Techniken behandelt. Ebenso werden die gängigsten stationären Verfahren der Durchflussmessung dargestellt.

Key Words: Abwasserreinigung, Betriebsführung, Frachten, Messtechnik, Überprüfung, Überwachung

1 Einleitung

Die Überwachung von Kläranlagen ist heute durch das Wasserrechtsgesetz, die hierzu erlassenen Emissionsverordnungen sowie die jeweiligen wasserrechtlichen Bewilligungsbescheide klar geregelt. Ebenso werden die Anforderungen an die Überwachung in unterschiedlichen technischen Regelwerken konkretisiert. Die kontinuierliche qualitative und quantitative Überwachung von Kläranlagen dient aber längst nicht mehr nur dem Nachweis der Erfüllung des gesetzlichen Auftrages. Durch die sich ständig weiterentwickelnden Technologien der Datenerhebung und Datenverarbeitung stehen dem modernen Abwasserunternehmen heute Möglichkeiten zur Verfügung, aktiv an der technischen und

wirtschaftlichen Optimierung des Kläranlagenbetriebes zu arbeiten. Im vorliegenden Beitrag werden einige wesentliche Aspekte der Datenerhebung durch Probenahme und Durchflussmessung auf Kläranlagen dargestellt.

2 Rechtliche und technische Grundlagen der Probenahme und Durchflussmessung

2.1 Rechtliche Grundlagen

Wie bereits erwähnt sind die gesetzlichen Anforderungen an die Überwachung von Kläranlagen im Wasserrechtsgesetz (WRG), in den Abwasseremissionsverordnungen und in den wasserrechtlichen Bewilligungsbescheiden geregelt.

Das WRG ist allgemein formuliert. In Bezug auf die Emissionsbegrenzung von Abwasserinhaltsstoffen heißt es beispielsweise in § 33b unter anderem, dass die Behörde zugleich mit der Festlegung der Emissionswerte die erforderlichen Regelungen über die bei der Überwachung zu beachtenden Verfahren und Methoden, über Referenzanalyseverfahren sowie über sonstige für die Aussagekraft von Überwachungsereignissen maßgeblichen Gesichtspunkte zu treffen hat. In Hinblick auf die Durchflussmessungen wird im ÖWAV-Regelblatt 38 (2007) folgendes festgehalten: *„Aus der Instandhaltungsverpflichtung nach § 50 WRG 1959 idgF und den Aufsichtsbestimmungen nach § 134 ergibt sich die Forderung nach regelmäßiger Überprüfung von Durchflussmesseinrichtungen. Der dort geforderte Nachweis des „Maßes der Einwirkung auf das Gewässer“ und der Wirksamkeit der Abwasserreinigungsanlagen kann u. a. nur anhand von (dauernd) ordnungsgemäß arbeitenden Durchflussmesseinrichtungen erbracht werden.“*

In der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV) sowie gegebenenfalls auch in den branchenspezifischen Verordnungen finden die rechtlichen Grundlagen des WRG eine Konkretisierung. Hier werden u. a. Probenahmearten, Methodenvorschriften und Mindestanzahlen an Probenahmen genau definiert. Betreffend Durchflussmessungen besagt das ÖWAV-RB 38 (2007) hier das Folgende: *„Eine direkte gesetzliche Verpflichtung für eine regelmäßige Überprüfung besteht nach der 1. Abwasseremissionsverordnung*

für kommunales Abwasser (1. AEVkA), Anlage D, Pkt. 2, wo bei Abwasserreinigungsanlagen größer 1.000 EW60 eine Überprüfung der Einrichtungen zur Abwassermengenmessung mindestens einmal jährlich vorgeschrieben ist. Dabei ist zu kontrollieren, ob sie ordnungsgemäß installiert sind, gewartet und betrieben werden.“

In den wasserrechtlichen Bewilligungsbescheiden können für konkrete Anlagen die Vorgaben aus der betreffenden Verordnung noch weiter konkretisiert werden.

Neben den erwähnten Rechtsvorschriften stehen aber auch noch andere Gesetze bzw. Verordnungen zumindest indirekt in Zusammenhang mit der Überwachung von Kläranlagen. Hier können z. B. die neue Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG) sowie die Verordnung über ein elektronisches Register zur Erfassung aller wesentlichen Belastungen von Oberflächenwasserkörpern durch Stoffemissionen aus Punktquellen (EmRegV-OW) genannt werden.

Des Weiteren soll erwähnt werden, dass auch in der EU-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG) Ausführungen zu Referenzmethoden zur Überwachung von Kläranlagen, zu Mindesthäufigkeiten der Probenahme und zu der Auswertung der Messergebnisse angeführt sind. Die zuständigen nationalen Behörden sammeln alle geforderten Daten und machen sie der Europäischen Kommission auf Anfrage innerhalb von sechs Monaten zugänglich.

2.2 Technische Grundlagen

Neben den gesetzlichen Vorgaben zur Überwachung von Kläranlagen gibt es in Österreich unterschiedliche technische Regelwerke, die sich mit diesem Thema befassen. Einige wesentliche werden nachfolgend kurz zusammengefasst, ohne auf die jeweiligen Inhalte im Detail einzugehen:

- ÖWAV RB 7 – Mindestausrüstung für die Eigen- und Betriebsüberwachung biologischer Abwasserreinigungsanlagen (inkl. Indirekteinleiterüberwachung)
- ÖWAV RB 13 – Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen

- ÖWAV RB 38 – Überprüfung stationärer Durchflussmesseinrichtungen auf Abwasserreinigungsanlagen
- ÖWAV AB 14 – Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (>50 EW)
- ÖWAV AB 22 – Kläranlagenzustandsbericht
- ÖNORM B 2507 – Probenahme- und Messschächte – Ausführung und Baugrundsätze
- ÖNORM M 5891 – Automatisierte Entnahme von Wasser- und Abwasserproben - Allgemeines
- ÖNORM M 5892 – Automatische Probenentnahmestationen für die Entnahme von Wasser- und Abwasserproben – Anforderungen und Prüfung
- ÖNORM M 5893 – Automatische Probenentnahmegерäte (Sampler) für die Entnahme von Wasser- und Abwasserproben – Anforderungen Prüfung und Normkonformität
- ÖNORM M 5894 – Abnahmeprüfung und wiederkehrende Prüfung automatischer Probenentnahmegерäte (Sampler)

3 Ziele der Durchflussmessung und der Probenahme

Mithilfe der Durchflussmessung werden der Abwasser- und Schlammanfall bestimmt. *„Der Abwasservolumenstrom (Durchfluss) ist ein wesentlicher Parameter im Rahmen der Anlagenüberwachung und Betriebsführung. Nur durch seine korrekte Erfassung ist es möglich, durchflussproportionale Abwasserproben zu entnehmen (Ansteuerung von Probeentnahmegерäten) und die tatsächliche Belastung der Abwasserreinigungsanlage in hydraulischer und stofflicher Hinsicht zu ermitteln. Weiters erfolgt anhand des Durchflusses die verfahrenstechnische Betriebsführung der Anlage (z. B. als Eingangsgröße für die Beschickung von Anlagenteilen, Ansteuerung von Fällmitteldosierpumpen, Rücklaufschlamm-pumpen). Besondere Bedeutung kommt dem Durchfluss bei der*

Anpassung von Abwasserreinigungsanlagen an den Stand der Technik zu. Eine korrekte Erfassung ist hier Grundvoraussetzung für die richtige Bemessung und Planung derartiger Projekte. Fehler können hier zu Fehlinvestitionen bzw. unzureichender Auslegung führen.“ (ÖWAV-RB 38, 2007)

Durch die Probenahme auf Kläranlagen können Informationen über Eigenschaften und Nähr- bzw. Schadstoffkonzentrationen des Abwassers und der anfallenden Schlämme erhoben werden. Liegen Stoffkonzentrationen und Durchflussmengen vor, wird es möglich, Frachten zu ermitteln. Nach KROISS (2007) können die Ziele der Probenahme bei Überwachung und Betriebsführung einer Kläranlage wie folgt definiert werden:

- Bestimmung von Konzentrationen und Frachten im Abwasser zur Dokumentation der Einhaltung bzw. Überschreitung eines Konsenses unter normalen sowie speziellen Betriebsbedingungen.
- Aufbau einer Datengrundlage als Basis einer effizienten Betriebsführung sowie zur Evaluierung von betrieblichen Maßnahmen.
- Langzeitbeobachtung von Belastungen und Reinigungsleistungen.
- Schaffung von Datengrundlagen für planerische Zwecke.

4 Mögliche Probenahme- und Mess-Stellen

Die Wahl der geeigneten Probennahme- bzw. Mess-Stelle ist eine wesentliche Voraussetzung, um in der Folge aussagekräftige Daten ermittelt zu können. Als mögliche Untersuchungsbereiche kommen an einer Kläranlage in Anlehnung an KROISS (2007) prinzipiell folgende Bereiche in Frage:

- Zulaufkanal
- Ablauf der einzelnen Verfahrenstufen (Vorklärung, biologische Phosphorentfernung, vorgeschaltete Denitrifikation, Belebung, etc.)
- Ablaufkanal
- Schlammleitungen bzw. -behälter

Ein wichtiger Punkt in diesem Zusammenhang ist, dass die notwendigen Rahmenbedingungen für eine sinnvolle Probenahme von denen einer aussagekräftigen Durchflussmessung divergieren können. Für die Entnahme einer repräsentativen Abwasserprobe sind eine gute Durchmischung des Mediums und damit gewisse Turbulenzen im Abfluss wesentlich. Für die Durchflussmessung hingegen sind ruhige Strömungsbedingungen vorteilhaft. Gemäß der 1. AEVka sind Zulaufproben auch grundsätzlich nach der Rechen- bzw. Siebanlage und vor der Einleitung interner Rückläufe zu entnehmen. Durchflussmessungen können gegebenenfalls auch bereits vor diesen Reinigungsstufen erfolgen.

Neben den Abwasserproben werden auf Kläranlagen auch Schlammproben gezogen. Untersucht werden u. a. der Belebtschlamm, der Rücklaufschlamm sowie der Schlamm aus der Entwässerung. Hierbei werden in der Regel allerdings nur Stichproben entnommen. Dabei ist auch hier im Sinne einer repräsentativen Probenahme auf eine entsprechende Homogenität des zu untersuchenden Schlammes zu achten. In der Praxis kann sich diese Homogenität von Schlamm zu Schlamm allerdings sehr unterschiedlich darstellen (beispielsweise ist der Rücklaufschlamm in der Regel homogener als der Schlamm der Eindickung, etc.). Zusätzlich können auch die Prozesswässer der Schlammbehandlung beprobt werden.

5 Probenahme auf Kläranlagen

5.1 Anforderungen an die Probenahme

Die exakte Planung der Probenahme ist von wesentlicher Bedeutung (Untersuchungsziel, Untersuchungsparameter, Probenahmestelle, Probenahmeart und -technik, Volumen, Zeitraum, Probenkonservierung und Probentransport, verfügbare personelle und finanzielle Mittel, etc.), da Fehler in der Durchführung nachträglich nicht mehr korrigiert werden können. Diese Problematik ist in Abbildung 1 dargestellt:

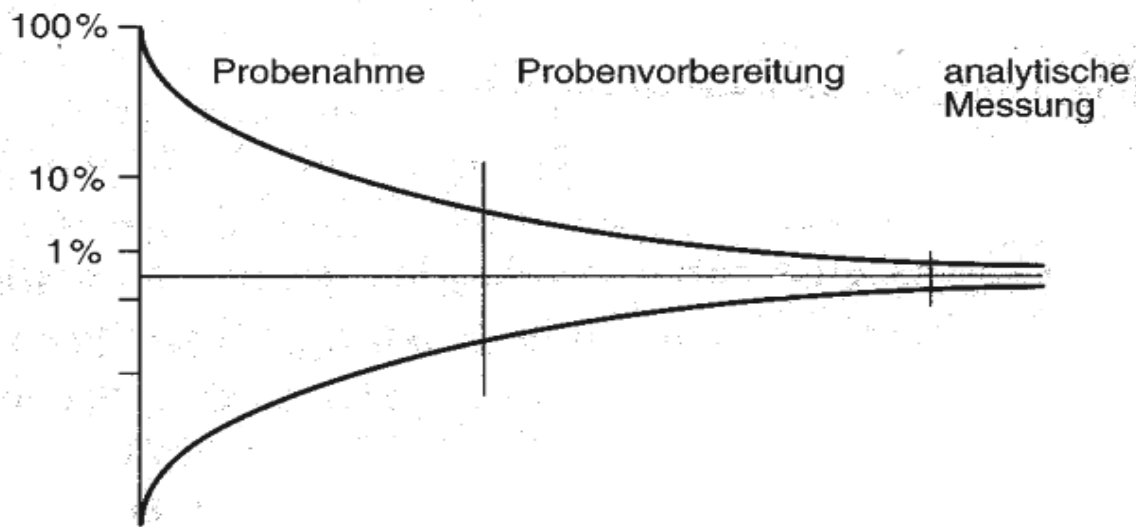


Abbildung 1: Fehlerquellen bei Abwasseruntersuchungen (CAMMANN, 2001)

Im Abwasser kommt noch erschwerend hinzu, dass einerseits viele unterschiedliche Inhaltsstoffe vorhanden sind, sowie dass andererseits Qualitäten und Quantitäten gewissen Schwankungen unterliegen (Tages- und Wochenzeit, Jahreszeit, Regenereignisse, etc.). Bei den Probenahmen sind daher oftmals hohe Messfrequenzen über längere Messzeiträume notwendig. Um eine repräsentative Probe zu erhalten, muss eine Probenahme am richtigen Ort ausreichend oft mit geeignetem Gerät und geschultem Personal erfolgen (KROISS, 2007). Dadurch soll gewährleistet werden, dass ein typischer Querschnitt aus den gelösten und ungelösten Abwasserinhaltsstoffen hinsichtlich Zusammensetzung und Menge erfasst wird.

5.2 Arten und Techniken der Probenahme

Abgesehen von manuellen Probenahmen mittels Handgeräten kommen in der Abwassertechnik heute überwiegend automatisch arbeitende Probenahmegeräte zum Einsatz (stationär oder mobil). Diese entnehmen in einer vordefinierten Art und Weise Abwasserproben und speichern sie in intern integrierten Probeflaschen.

Prinzipiell können folgende Arten der Probenahme unterschieden werden:

- Stichprobe: Diese Art der Probenahme ist primär dann einzusetzen, wenn der Volumenstrom und die Konzentration weitgehend konstant sind (z. B. Trinkwasser).

- 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.*“ (AAEV).
- Mischprobe: Kontinuierliche und diskontinuierliche Probenahme (zeit- bzw. mengenproportional (volumen- bzw. durchflussproportional)).
 - Kontinuierliche Probenahme: Darunter versteht man die Probenentnahme eines dem Volumenstrom im Untersuchungswasser durchflussproportionalen Teilstroms (ÖNORM M 5891). Dieses Verfahren wäre für qualitativ und quantitativ schwankende Volumenströme sehr gut geeignet, allerdings ist es in der Praxis der Abwasserwirtschaft nur sehr schwer einsetzbar.
 - Diskontinuierliche Probenahme: Darunter versteht man eine Probenentnahme im Rahmen eines zeit-, volumen- oder durchflussproportionalen bzw. ereignisgesteuerten Entnahmeprogramms (ÖNORM M 5891):
 - Zeitproportionale Probenentnahme: In konstanten Zeitabständen werden konstante Probenvolumina entnommen.
 - Volumenproportionale Probenentnahme: Nach Durchfluss einer festgelegten und konstanten Wassermenge werden gleichgroße Teilprobenvolumina entnommen. Hier ist eine Ansteuerung durch eine Durchflussmessung notwendig.
 - Durchflussproportionale Probenentnahme: In festgelegten und konstanten Zeitabständen werden dem jeweiligen Durchfluss proportionale Teilprobenvolumina entnommen. Hier ist eine Ansteuerung durch eine Durchflussmessung notwendig.

Nach KAINZ und GRUBER (2010) sind die wichtigsten Kriterien für einen Einsatz von automatisch arbeitenden Probenehmern deren einfache und robuste Handhabung sowie Bedienung. Außerdem sollen die Systeme betriebssicher, wartungsfreundlich sowie explosionsgeschützt und klima- und korrosionsbeständig sein.

Die beiden gängigsten Techniken der automatischen Probenahme unterschieden nach dem Probeentnahmeprinzip sind derzeit folgende:

- Probenentnahmestationen mit Schlauchquetschpumpe: Diese Technik ist wartungsarm und es kommen nahezu keine Ablagerungen und Verkrustungen vor. Allerdings kann es durch Verschleiß bzw. Deformation des Pumpenschlauches zu einer Reduzierung der Fördermenge kommen. Außerdem können feststoffreiche Abwässer zu einem Abrieb des Pumpenschlauches führen (SVARDAL, 2010).
- Probenentnahmestationen mit Vakuumpumpe: Diese Technik ist für feststoffreiche Abwässer geeignet, da die Probe nicht mit der Pumpe in Berührung kommt. Da nur wenige Verschleißteile vorhanden sind, ist der Wartungsaufwand gering. Der Probenahmeschlauch kann mit Luft freigeblasen werden. Als Nachteile sind Ablagerungen und Verkrustungen im Dosiergefäß sowie das fixe Probevolumen zu nennen (SVARDAL, 2010).

Der Vollständigkeit halber soll erwähnt werden, dass heute diverse Parameter auch schon online im Abwasserstrom gemessen werden können. Die Messdaten können dabei entweder in einem Speicher digital abgelegt oder gleich per Fernübertragung an eine Überwachungsstelle übermittelt werden. Auf diese Art der Messungen wird in diesem Beitrag aber nicht weiter eingegangen (sh. dazu WINKLER, 2011).

5.3 Probenkonservierung

Wenn Proben nicht unmittelbar analysiert werden, müssen sie gegebenenfalls konserviert werden. Dadurch soll eine Veränderung der Probenqualität durch biologische Aktivitäten, Oxidationsprozesse, Fällungen, Adsorption an der Wand der Probenflasche odgl. vermieden werden. Gängige Methoden der Konservierung sind Kühlen, Einfrieren, Filtrieren bzw. Zentrifugieren oder die Zugabe von Konservierungsmitteln. Bei letzteren muss beachtet werden, dass die Zugabe von Chemikalien die gezogene Abwasserprobe verändert. Eine Beeinträchtigung der späteren Analyse ist zu vermeiden. Die AAEV verweist in Bezug auf Probenkonservierungstechniken auf die ÖNORM EN ISO 5667-3.

Bei automatisch arbeitenden Probenehmern ist laut KROISS (2007) eine Thermostatisierung bei stationären Geräten bereits Teil der Standardausrüstung.

Bei mobilen Geräten ist das derzeit eher noch eine Ausnahme, bei manchen Produkten ist eine adäquate Kühlung aber auch heute schon möglich.

5.4 Mögliche Fehlerquellen

Neben konzeptionellen Planungsfehlern (falsche Probenahmestelle, ungeeignete Probenahmeart, unzureichende oder unsachgemäße Wartung bei automatisierter Probenahme, etc.) können als Hauptfehlerquellen bei der Probenahme einerseits das Ziehen von unzureichend durchmischten Proben und andererseits die Verwendung ungeeigneter Probegebinde sowie Konservierungsverfahren genannt werden. Auch eine nachträgliche Kontaminierung der Proben bzw. eine unvollständige oder fehlende Dokumentation der Probenahme (Beschriftung der Probeflaschen, etc.) müssen in jedem Fall vermieden werden.

6 Durchflussmessung auf Kläranlagen

6.1 Anforderungen an die Durchflussmessung

Die Durchflussmessung sollte bereits im frühen Stadium der Planung einer Kläranlage sorgfältig gewählt und positioniert werden, weil durch einen „nachträglichen“ Einbau sehr oft hydraulische und andere wichtige Randbedingungen nicht entsprechend berücksichtigt werden können.

„Um eine ständige korrekte Erfassung des Volumenstroms sicherstellen zu können, ist es notwendig, dass diese Messeinrichtungen sachgerecht eingebaut sowie fachkundig betrieben und gewartet werden. Die Richtigkeit der Messung muss zudem periodisch (zumindest jährlich) überprüft werden, festgestellte Mängel sind zu beheben. Zur ordnungsgemäßen Betriebsführung, Kontrolle, Wartung und Überprüfung der Einrichtungen ist es erforderlich, dass die hierfür Verantwortlichen (Betriebspersonal, Prüfstelle etc.) auch Grundkenntnisse über die Messprinzipien, die Anwendungsbereiche und auch die möglichen Störfaktoren und Fehlerquellen der einzelnen Messmethoden besitzen.“
(ÖWAV-RB 38, 2007)

6.2 Erforderliche Ausstattung der Durchflussmessung auf Kläranlagen nach ÖWAV-Regelblatt 7 (2003)

Die erforderliche Ausstattung der Durchflussmessungen auf Kläranlagen ist im ÖWAV-RB 7 (2003) dargestellt.

So ist bei Anlagen zwischen 50 und 500 EW ein Messwehr im Ablauf (fester Einbau oder Steckschieber) oder die Ausstattung von durchflussabhängigen maschinellen Anlagenteilen für eine stationäre Durchflussabschätzung (z. B. Betriebsstundenzähler bei Pumpwerken, Füllstandsmessung bei SBR) vorzusehen.

Anlagen zwischen 500 bis 5.000 EW sind im Zu- oder Ablauf mit einer registrierenden Durchflussmeseinrichtung einschließlich einer Tagessummierung (m^3/d) mit Momentwertanzeige (l/s) auszustatten.

Anlage größer 5.000 EW benötigen im Zu- und Ablauf eine registrierende Durchflussmeseinrichtung einschließlich Tagessummierung (m^3/d) und Momentwertanzeige (l/s).

Weiters wird eine tragbare registrierende Durchflussmeseinrichtung (für die Überprüfung von Indirekteinleitern, etc.) empfohlen.

6.3 Arten der Durchflussmessung auf Kläranlagen

„Da der Durchfluss eine rechnerische Größe (Volumen/Zeit) ist, kann er nur anhand der Messung des Volumens und der dazugehörigen Zeit (volumetrisches Verfahren) direkt berechnet werden. Alle anderen Verfahren berechnen den Durchfluss aus einer oder mehreren Messgrößen, die in Zusammenhang zum strömenden Volumen bzw. zum Fließquerschnitt stehen (Geschwindigkeiten, Fließhöhe) und der gemessenen Zeit.“ (ÖWAV-RB 38, 2007)

In diesem Beitrag werden die gängigsten Messverfahren stationär verwendeter Verfahren behandelt, die auf Abwasserreinigungsanlagen in folgenden Medien auch tatsächlich Anwendung finden:

- Rohabwasser
- Gereinigtes Abwasser

- Schlammwasser, Filtrat, Zentrat
- Belebtschlamm, Rücklaufschlamm, Überschuss-Schlamm
- Primärschlamm, eingedickter Schlamm, Faulschlamm
- Fällmittellösung, Flockungshilfsmittellösung.

In Tabelle 1 sind alle angewandten Verfahren nach verschiedenen Kriterien gegenübergestellt.

Tabelle 1: Übersicht über die gängigsten Messverfahren (stationär und mobil) bei Abwasseranlagen (ÖWAV-RB 38, 2007)

Messverfahren	Messwert-aufnehmer	Messwertaufnehmer mit Medienkontakt	Partikelführung erforderlich	Mindestleitfähigkeit erforderlich	Fehlmessung bei Rückstau bzw. Fließrichtungsumkehr	Mindestwassertiefe erforderlich
Messstrecken, Messrinnen, Messwehre (scharfkantiger bzw. vollkommener Überfall) [hydraulische Verfahren]	Echolot	nein	nein	nein	ja	nein
	Drucksensor	ja	nein	nein	ja	ja
	Lufteinperlung	nein	nein	nein	ja	ja
Geschwindigkeitsmessung magnetisch-induktiv	Elektroden	ja	nein	ja	nein*	**
Geschwindigkeitsmessung magnetisch-induktiv, punktförmig	kombin. mit Höhe	ja	nein	ja	***	ja
Geschwindigkeitsmessung Ultraschall-Doppler	kombin. mit Höhe	ja	ja	nein	nein	ja
Geschwindigkeitsmessung Ultraschall-Laufzeit		nein	nein	nein	nein	**
Geschwindigkeitsmessung Ultraschall-Kreuzkorrelation	kombin. mit Höhe	ja	ja	nein	nein	ja
Geschwindigkeitsmessung Radar	kombin. mit Höhe	nein	nein	nein	ja	nein

* Einbaueinrichtung beachten, ** Rohrvorfüllung erforderlich, *** Fließrichtungswechsel wird erkannt, aber ungenauer

Im Folgenden werden einzelne Verfahren und deren Einsatzbereich kurz beschrieben. Für weitere Informationen wird auf das ÖWAV-RB 38 (2007) und das DWA Merkblatt M 181 (2010) verwiesen.

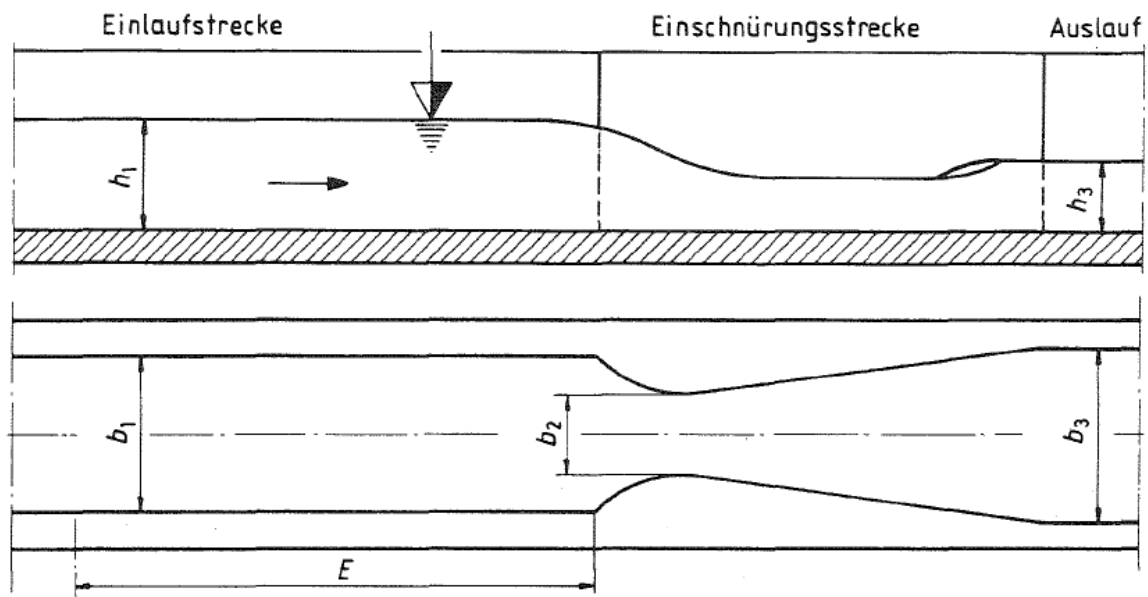
6.3.1 Durchflussbestimmung über Wasserstandsmessung (Hydraulische Verfahren)

Wasserstandsmessung

Das ÖWAV-RB 38 (2007) unterscheidet zwischen einer getauchten Messwertaufnahme mit einem Druckaufnehmer im Medium (Drucksonde), einem Druckaufnehmer außerhalb des Mediums (Einperlverfahren) und einer nicht getauchten Messwertaufnahme anhand einer Echolotmessung (Signalreflexion an der Medienoberfläche), wobei letztere in der Praxis am häufigsten anzutreffen ist. Getauchte Druckaufnehmer können in allen Arten von flüssigen Medien eingesetzt werden, das Echolot ebenfalls bei allen Arten von Wässern sowie reflexionsfähigen Oberflächen.

Messstrecken und Messrinnen mit Querschnittsänderung

Unter einem Venturi-Gerinne versteht man eine definierte Fließstrecke zur Durchflussmessung in offenen Gerinnen. Baulich zeichnet es sich durch eine symmetrisch angeordnete Einschnürung aus, deren Anströmseite strömungsgünstig geformt ist. Deshalb erzeugt es einen vergleichsweise kleinen Energieverlust und lässt eine Lücke offen für kleines Geschiebe, Schwebstoffe und die meisten Schwimmstoffe (Abbildung 2). Da im Bereich der Engstelle die kritische Tiefe durchschritten wird, genügt - sofern kein Rückstau vom Unterwasser her erfolgt - eine einzige Messung der Fliesstiefe (Wasserstandsmessung) im Oberwasser um den Durchfluss über eine definierte Abflusskurve bzw. Q/h - Beziehung zu ermitteln. Diese Technologie kann in allen Arten von Wässern eingesetzt werden.



- 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 2: Charakteristischer Verlauf des Wasserspiegels (Aufriß) sowie Grundriß eines Venturigerinnes (ON M 5880, 1998).

Messwehre

Man unterscheidet scharfkantige, ausgerundete und breitkronige Überfallwehre. An der Überfallkante des Wehres geht der Abfluss vom Strömen zum Schießen über. Mit Hilfe der Überfallhöhe, welche im Oberwasser gemessen wird, und der Form des Wehres kann der Durchfluss berechnet werden. Kleinere Durchflüsse werden eher mit Dreieckswehren (Thompsonwehr, Abbildung 3), größere mit Rechteckwehren ermittelt. Messwehre können in zumindest mechanisch vorgereinigtes Abwasser eingesetzt werden,

Die Berechnung des Durchflusses erfolgt nach definierten Abflusskurven bzw. Q/h – Beziehungen wie z.B. im Folgenden für ein Dreieckswehr dargestellt.

Formel Thompson-Wehr: $Q \text{ (l/s)} = 0,0146 \times (h^{2,5}) \text{ [h in cm]}$

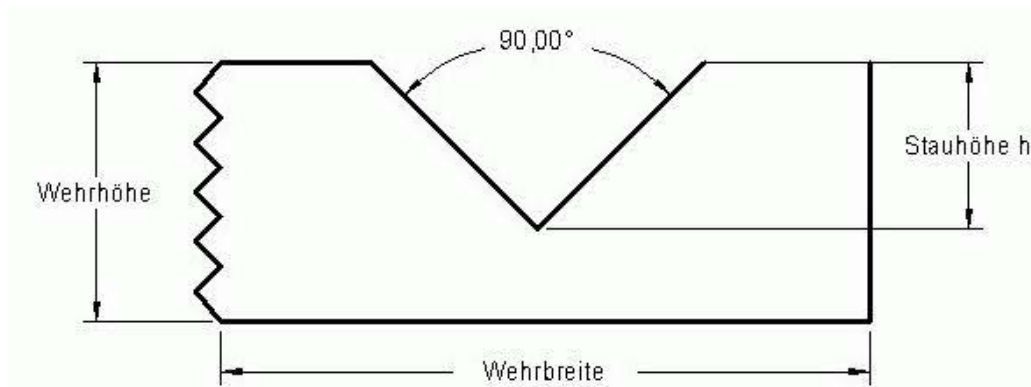


Abbildung 3: Thompson-Wehr (KWK Kleinstwasserkraft, 2009)

6.3.2 Fließgeschwindigkeitsmessverfahren

Magnetisch Induktive Durchflussmessung (MID)

Bewegt sich eine elektrisch leitende Flüssigkeit (alle Arten von Abwasser) senkrecht zu den Feldlinien eines Magnetfeldes so wird eine elektrische Feldstärke erzeugt. An den Messwertaufnehmern wird aufgrund dieser Feldstärke eine Spannung induziert, die zur mittleren Fließgeschwindigkeit der Flüssigkeit proportional ist. Der Durchfluss durch den Messquerschnitt ergibt sich als Produkt von mittlerer Fließgeschwindigkeit und Querschnittsfläche. In Abbildung 4 ist dieses Prinzip dargestellt. Diese Messmethode kann bei vollgefüllten geschlossenen Rohren eingesetzt werden (Einhaltung einer Mindestgeschwindigkeit, Schlämme bis zu 7% Trockensubstanz).

In Abbildung 5 ist die praktische Anwendung einer MID im Zulauf einer Kläranlage zu sehen. Die Vollfüllung wird dabei durch eine gedückerte Rohrführung erzeugt. Insbesondere ist aus betrieblichen Gründen auf eine Putz-, Inspektions- bzw. Entleerungsöffnung zu achten.

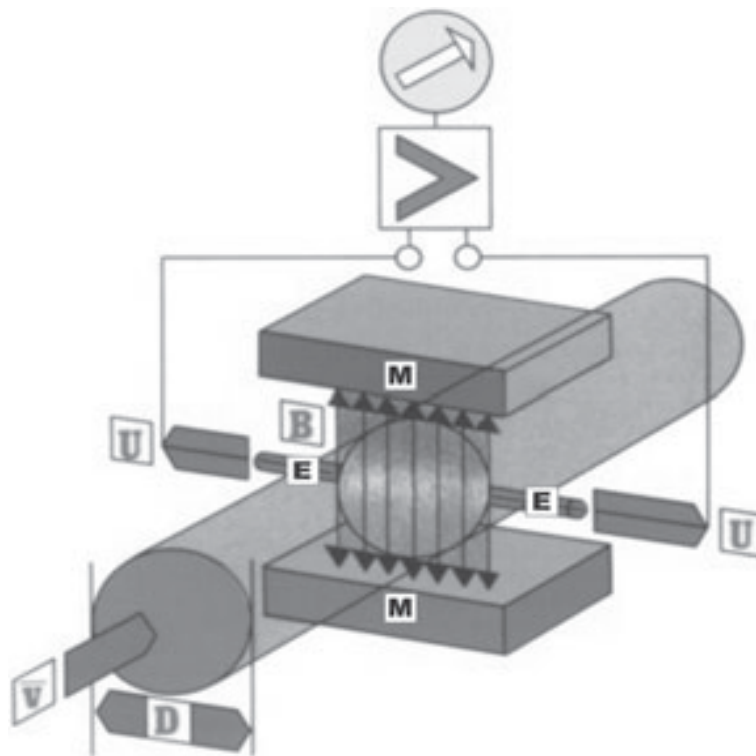


Abbildung 4: MID-Messverfahren (Teufel, 2006)



Abbildung 5: MID-Messstrecke (WIKIPEDIA, 2011)

Ultraschall Durchflussmessung

Ultraschall-Durchflussmesser messen die Geschwindigkeit eines strömenden Mediums (Gas, Flüssigkeit) mit Hilfe akustischer Wellen. Die Messeinrichtung besteht aus zwei Teilen, dem eigentlichen Messaufnehmer (Ultraschallsensor) und einem Auswerte- und Speiseteil dem Transmitter (Messumformer).

Bei der Doppler-Ultraschallmessung (US-Dopplerverfahren) wird die Frequenzverschiebung des ausgesendeten Signals aufgrund der Fließgeschwindigkeit der Partikel im Medium erfasst. Hierzu werden im Medium Reflexionspunkte (Verschmutzungen, Luftbläschen) benötigt.

Die Doppler-Messmethode benötigt eine räumliche Messfenstergröße von typisch mehr als 0,3 m und kann daher erst bei größeren Abflüssen sinnvoll eingesetzt werden. In Abbildung 6 ist das Messverfahren mittels US-Dopplerverfahren abgebildet. Optional kann die Messeinrichtung z. B. durch eine Höhenmessung mittels US-Echolot ergänzt werden, um die Abflusshöhe zu ermitteln.

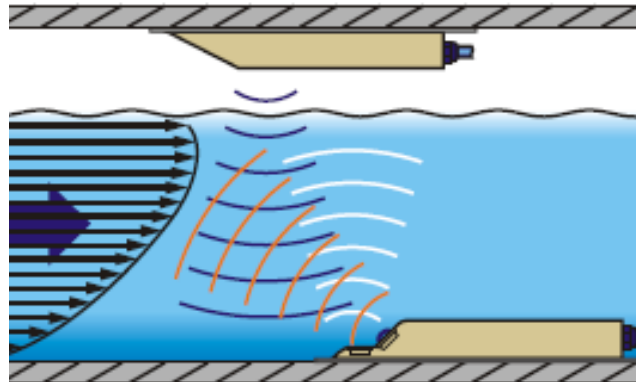


Abbildung 6: US-Dopplerverfahren mit US-Luft Echolot (NIVUS, 2009)

Eine neuere Entwicklung sind Messgeräte auf Ultraschallbasis mit dem Prinzip der Kreuzkorrelation (Abbildung 7). Ein kurzer Ultraschallimpuls wird von einem am Boden befestigten Sensor mit einem Winkel von 45° zur Strömungsrichtung abgestrahlt. Unmittelbar danach empfängt dieser Sensor die Echosignale aus dem Strömungsfeld, die in ein Zeitfenster eingeordnet werden. Dabei erfolgt in dem Messvolumen eine räumliche Zuordnung der Echos. Kurz darauf folgt – in definiertem Zeitabstand – ein zweiter Impuls, dessen Echomuster in gleiche Zeit- bzw. Raumfenster einsortiert werden. Die Kreuzkorrelation der beiden Signale in jedem Raum- bzw. Zeitfenster erlaubt

die Bestimmung der zeitlichen Verschiebung dieser Signale, die unter Berücksichtigung des Einstrahlwinkels und der Impulswiederholrate direkt in die Fließgeschwindigkeit des Wassers in diesem Raum- bzw. Zeitfenster umgerechnet werden kann. Der Einsatzbereich dieser Messmethode ist vielfältig: Bei Vollfüllung in geschlossenen Rohren, bei Teilfüllung, in offenen Kanälen oder (Venturi-) Gerinnen (auch bei Einstau) für, generell bei Flüssigkeiten mit gleichförmiger Strömung und einem Mindestanteil an Feststoffen (Schlämme bis zu 7% Trockensubstanz).

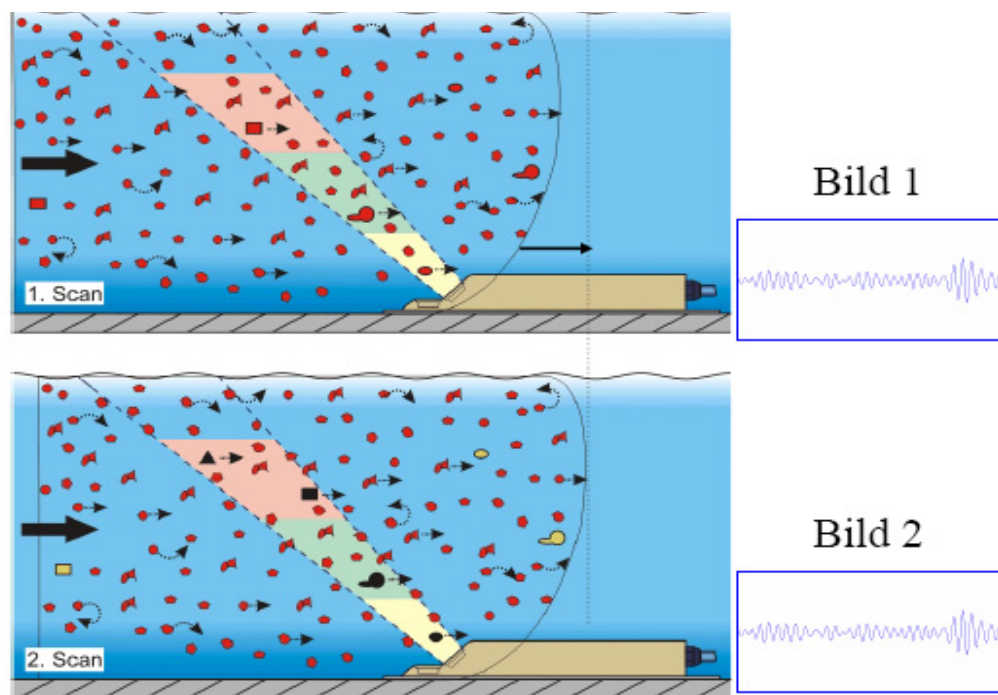


Abbildung 7: Akustisches Kreuzkorrelationsmessverfahren (TEUFEL, 2006)

Radar-Durchflussmessung

Bei der Radarmessung handelt es sich um eine Geschwindigkeitsmessung über eine Signallaufzeit. Das Messprinzip basiert auf einem Radarstrahl, der auf eine sich bewegende Flüssigkeitsoberfläche gesendet wird. Das rückgestreute Signal wird auf Dopplerverschiebung analysiert, welche ein direktes Maß für die Geschwindigkeit darstellt. Die Höhe des Wasserspiegels wird dabei in der Regel mittels Ultraschall (Echolot) gemessen (Abbildung 8). Diese Messmethode kann bei allen Arten von Wässern und fließfähige Schlämmen angewandt werden.

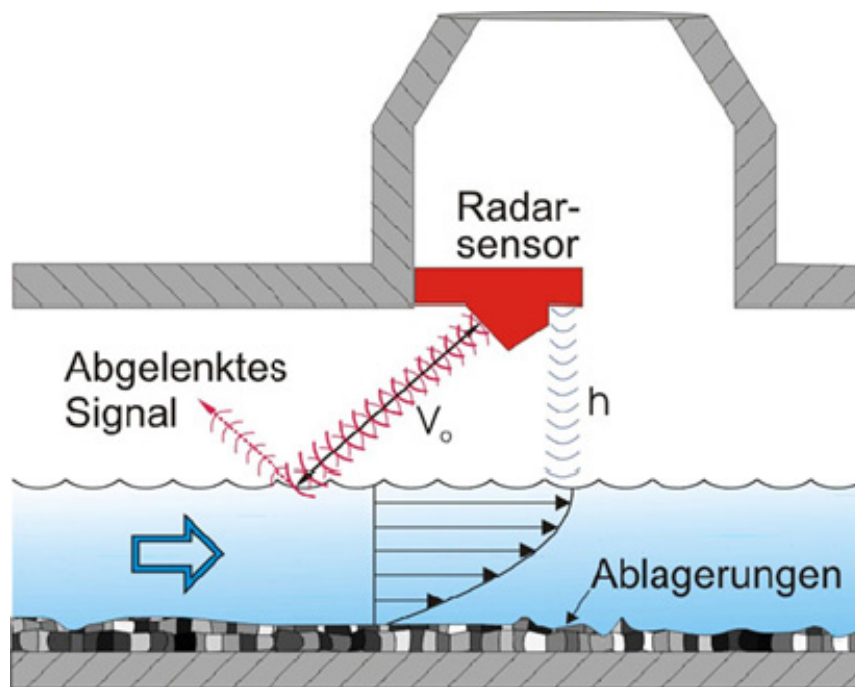


Abbildung 8: Prinzip der Radarmessung (KAINZ und GRUBER, 2010)

6.4 Messgenauigkeit der Durchflussmessung

In diesem Beitrag wird dieses umfassende Thema nur in Bezug auf die Ansteuerung von Probenahmegeräten durch die Durchflussmessung, die wie oben beschrieben für eine mengenproportionale Probenahme erforderlich ist, abgehandelt.

"Wird die Durchflussmessung für die Ansteuerung von automatischen Probenentnahmestationen verwendet, sind die Verkehrsfehlergrenzen gemäß ÖNORM M 5892 zu beachten:

- *Durchflüsse zwischen $0,1$ und $0,3 * Q_{max}$: 8 %*
- *Durchflüsse zwischen $0,3$ und $1,0 * Q_{max}$: 6 %" (ÖWAV-RB 38, 2007)*

Diese Vorgaben stimmen mit der Vorgabe in der ON M 5880 überein, in der der „zulässige Meßfehler“ von Durchflussmessungen in Kläranlagen folgendermaßen definiert wird:

„Der registrierte bzw. gezählte Wert darf bei Q_{bem} vom tatsächlichen Durchfluß nicht mehr als 5 % abweichen. Der sich so ergebende Absolutwert der

Abweichung in l/s gilt, bei Venturigerinnen von Q_{bem} bis $0,2 Q_{bem}$, bei induktiven Durchflußmeßgeräten von Q_{bem} bis $0,1 Q_{bem}$.“ (ON M 5880, 1998)

Im Letztentwurf des DWA M 181 (2010) werden folgende Verkehrsfehlergrenzen für die gängigsten Verfahren im Anhang veröffentlicht:

„Tabelle D1 enthält für ausgewählte Messverfahren aus Praxiserfahrungen abgeleitete Angaben zur erweiterten Unsicherheit $U^ = k \times u_c^*$ für einen Vertrauensgrad von 99 %. Die Werte können als Verkehrsfehlergrenzen unter Betriebsbedingungen $G_{v,b}$ angesehen werden, soweit die Messeinrichtung in hydraulischer und messtechnischer Hinsicht dem Stand der Technik entspricht. Den Angaben liegt zugrunde, dass systematische Abweichungen sachgerecht korrigiert wurden.“ (DWA M 181, 2010)*

Tabelle 2 Verkehrsfehlergrenzen (Erweiterte relative Unsicherheit U^*) in % für gängige Messverfahren (Auszug aus Originaltabelle, DWA-M 181, 2010)

Relativer Messwert in % vom Maximalwert der Messeinrichtung	Erweiterte relative Unsicherheit U^* in %			
	10	50	75	100
Venturikanal	10,3	8,8	8,5	8,5
MID (vollgefüllt)	2,6	2,6	2,6	2,6
Messwehr (Rechteck)	5,4	3,9	3,6	3,3
Messwehr (Dreieck)	6,2	5,2	4,9	4,9
Kombinierte Messverfahren von Wasserstand und Geschwindigkeit*	17,0/10,3	16,2/7,7	15,7/7,7	16,7/10,3

* gilt bei folgenden Randbedingungen: kombiniertes Messverfahren von Wasserstand h und Maximalgeschwindigkeit $v_{max} / v(h)$ im teilgefüllten Kreisquerschnitt $600 \leq DN \leq 1400$ mit $h \geq 8$ cm und näherungsweise axialsymmetrischer Geschwindigkeitsverteilung

Die Schlußfolgerung aus den Werten für die Verkehrsfehlergrenzen des DWA M 181 und den Vorgaben der ON M 5892 bezüglich Verkehrsfehlergrenzen (2003) lautet:

Venturi-Gerinne (und die kombinierten Messwertaufnehmer) erfüllen die Anforderung für die Ansteuerung von Probeentnahmestationen nach ON M

5892 (2003) nicht. MID (vollgefüllt) und Messwehre erfüllen die Anforderungen.

Abschließend wird noch ein Hinweis für die Weiterverarbeitung der Daten aus Probenahme und Durchflussmessung gegeben.

"Die Genauigkeit der Rechnung darf nicht größer sein als die der Annahmen." (K. Imhoff, 1907). Da sehr viele Berechnungen in der Abwassertechnik auf Basis von Werten, die aus Probenahme und/oder Durchflussmessung stammen, durchgeführt werden, sollte dieser Grundsatz anhand der jeweiligen Messgenauigkeiten von Probenahme und Durchflussmessung möglichst berücksichtigt werden.

7 Zusammenfassung

Probenahme und Durchflussmessung auf Kläranlagen liefern die Basis für sehr viele Abwasser- und Schlammparameter. Die maßgebende Bedeutung von Probenahme und Durchflussmessung ergibt sich daher für den Nachweis der ordnungsgemäßen Betriebsführung und deren Optimierung. Eine sorgfältige Einbeziehung in die Planung, Ausführung und Überprüfung bei Bau, Betrieb und Anpassung an den Stand der Technik von Kläranlagen ist unbedingt erforderlich.

Dieser Beitrag stellt die rechtlichen und technischen Grundlagen für Probenahme und Durchflussmessungen auf Kläranlagen dar. Es werden die Ziele von Durchflussmessung und Probenahme erläutert und daraus mögliche Probenahme- und Messstellen beschrieben. Weiters werden die Anforderungen an die Probenahme und deren grundlegende Arten und Techniken behandelt. Ebenso werden die gängigsten stationären Verfahren der Durchflussmessung dargestellt.

8 Literatur

- AAEV idF BGBl 1996/186. Kodex des österreichischen Rechts – Wasserecht 2010. 15. Auflage, Wien.
1. AEVka idF BGBl 1996/210. Kodex des österreichischen Rechts – Wasserecht 2010. 15. Auflage, Wien.
- CAMMANN, K. (Hrsg., 2001): Instrumentelle Analytische Chemie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg Berlin (2001)
- DWA Merkblatt M 181 (2010): Messung von Wasserstand und Durchfluss in Entwässerungssystemen. Entwurf, Bearbeitungsstand: 3.5.2010.
- EmRegV-OW idF BGBl II 2009/29. Kodex des österreichischen Rechts – Wasserecht 2010. 15. Auflage, Wien.
- KAINZ, H., GRUBER, G. (2010): Abwasserbehandlung – Messtechnik, URL: http://portal.tugraz.at/portal/page/portal/Files/i2150/download/Lehre/Wasser-%20und%20Abfallbehandlung/WABE_02_Messtechnik.pdf (abgerufen am 29.09.2010)
- KWK Kleinstwasserkraft Klopp, München (2009), URL: <http://www.kleinstwasserkraft.de> (abgerufen am 29.10.2009)
- KROISS, H. (Hrsg., 2007): Betrieb von Kläranlagen – Grundkurs. Wiener Mitteilungen Band 202, Technische Universität Wien.
- NIVUS GmbH (2009): Firmen-Prospekt, URL: <http://www.nivus.de> (abgerufen am 29.10.2009)
- ÖNORM B 2507 (2006): Probenahme- und Messschächte – Ausführung und Baugrundsätze, Wien.
- ÖNORM EN ISO 5667-3 (2003): Wasserbeschaffenheit - Probenahme - Teil 3: Anleitung zur Konservierung und Handhabung von Wasserproben, Wien.
- ÖNORM M 5880 (1998): Durchflußmessung in Kläranlagen - Venturigerinne und induktive Durchflußmeßgeräte, Wien.
- ÖNORM M 5891 (2003): Automatisierte Entnahme von Wasser- und Abwasserproben - Allgemeines, Wien.
- ÖNORM M 5892 (2003): Automatische Probenentnahmestationen für die Entnahme von Wasser- und Abwasserproben – Anforderungen und Prüfung, Wien.
- ÖNORM M 5893 (2003): Automatische Probenentnahmegerate (Sampler) für die Entnahme von Wasser- und Abwasserproben – Anforderungen Prüfung und Normkonformität, Wien.
- ÖNORM M 5894 (2003): Abnahmeprüfung und wiederkehrende Prüfung automatischer Probenentnahmegerate (Sampler) , Wien.
- ÖWAV-Regelblatt 7 (2003): Mindestausrüstung für die Eigen- und Betriebsüberwachung biologischer Abwasserreinigungsanlagen. 4., vollständig überarbeitete Auflage. Wien.
- ÖWAV-Regelblatt 13 (1995): Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen, Wien.
- ÖWAV-Regelblatt 38 (2007): Überprüfung stationärer Durchflussmessenrichtungen auf Abwasserreinigungsanlagen, Wien.

- ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 (2010): Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (>50 EW), Wien.
- ÖWAV-Arbeitsbehelf 22 (1999): Kläranlagenzustandsbericht, Wien.
- QZV Chemie OG idF BGBl II 2006/96. Kodex des österreichischen Rechts – Wasserecht 2010. 15. Auflage, Wien.
- RICHTLINIE DES RATES vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG).
- SVARDAL, K. (2010): Abwasserprobenahme. Arbeitsausschuss „Analytikplattform“, 21.09.2010, Wien. unveröffentlicht.
- TEUFEL M. (2006): Durchflussmessung mit Kreuzkorrelation, KA-Abwasser, Abfall. Wasserrechtsgesetz 1959 idF BGBl I 2006/123. Kodex des österreichischen Rechts – Wasserecht 2010. 15. Auflage, Wien.
- WINKLER, S. (2011): Abwasseranalytik 1 – Onlineparameter. Wiener Mitteilungen 224 – Monitoring auf Kläranlagen, Wien.
- WIKIPEDIA (2011): MID-Messstrecke, URL:
http://de.wikipedia.org/wiki/Magnetisch_Induktiver_Durchflussmesser (abgerufen am 16.02.2011)

Korrespondenz an:

PD DI Dr. Thomas ERTL

DI Florian KRETSCHMER

Universität für Bodenkultur Wien

Institut für Siedlungswasserbau, Industrierewasserwirtschaft und Gewässerschutz

Muthgasse 18

1190 Wien

Tel.: 01/47654-5812 bzw. 01/47654-5809

Email: thomas.ertl@boku.ac.at bzw. florian.kretschmer@boku.ac.at

Messtechnik für abwassertechnische Systeme – Stand der Technik, Anwendung und Nutzung

Stefan Winkler

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft,
Technische Universität Wien

Abstract: Die Messtechnik für abwassertechnische Systeme wurde in den letzten Jahren so weiterentwickelt, dass in zunehmendem Maße Instrumente verfügbar sind, die mit vertretbarem Wartungsaufwand stabile und plausible Messwerte liefern.

Für die Datenqualitätssicherung von Prozessinstrumenten ist eine systematische Qualitätssicherung im Labor Voraussetzung; anhand einiger praktischer Beispiele wird aufgezeigt, dass dafür viele unterschiedliche Aspekte zu beachten sind und der Aufwand für die Qualitätssicherung im Labor und Feld entsprechend einzuplanen ist.

Schließlich wird anhand einiger praktischer Beispiele demonstriert, dass moderne Messtechnik unterschiedliche Applikationen ermöglicht und dabei wertvolle Informationen für den Betrieb und die Optimierung abwassertechnischer Systeme bereitstellt.

Keywords: Betriebssicherheit, Datenqualitätssicherung, GLP, Messtechnik für Abwassersysteme, Prozessoptimierung

1 Messtechnik für abwassertechnische Systeme

Die Messtechnik für abwassertechnische Systeme hat in den letzten Jahren eine Entwicklung in Richtung robusterer, wartungsärmerer und zuverlässigerer Instrumente genommen. Dies wurde zum Teil dadurch bedingt, dass heute verstärkt Messverfahren zur Anwendung gelangen, die auf einem robusten physikalischen Messprinzip aufbauen aus denen verschiedene Zielparameter abgeleitet werden können. Andererseits wurden aber auch Messverfahren so weiterentwickelt, dass sie nun für den Einsatz im Prozess geeignet sind.

Als wichtigste Neuerung der letzten Jahre ist zweifellos das optische Messverfahren für die Sauerstoffkonzentration zu nennen (Häck, 2003); dieses Messverfahren wurde in anderen Anwendungsbereichen schon seit Jahrzehnten eingesetzt (Vanderkooi et al., 1987).

Optische Messverfahren sind auch für den Parameter pH bekannt (Weidgans, 2004), bisher sind aber für den abwassertechnischen Bereich derartige Sonden noch nicht verfügbar.

Im Bereich der Nährstoffe dominieren nach wie vor die photometrischen Messverfahren. Die Entwicklung in den letzten Jahren betraf hier primär die Optimierung der Filtrationssysteme und die Vereinfachung und Robustheit des mechanischen Aufbaus der Analysatoren. Für den Parameter $\text{PO}_4\text{-P}$ ist das photometrische Messverfahren das einzig derzeit am Markt erhältliche, hingegen wird beim Parameter $\text{NO}_3\text{-N}$ fast nur mehr das UV-Absorptionsverfahren eingesetzt – auch in Schrankanalysatoren.

Für einzelne Parameter, für den Abwasserbereich im Wesentlichen die Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, Cl und K, sind seit einigen Jahren auch ISE-Sonden (ionensensitive Elektroden, Honold und Honold (1991)) verfügbar. Diese Sonden haben den Vorteil, dass sie als Eintauchsonden keine Probenfiltration benötigen und im Vergleich zu Analysatorsystemen (Analysator + Filtrationssystem) deutlich kostengünstiger sind. Auch verursachen sie keinen permanenten Chemikalienverbrauch und somit keinen chemischen Abfall. Messverfahrensbedingt (Potentiometrie) benötigen sie jedoch periodische Kalibrierung und Justierung, da sich die Eigenschaften der Messelektrode, des Elektrolyts und – in geringem Maße – der Referenzelektrode laufend verändern (Alterung der Messmembran, mechanische Beanspruchung, Belagsbildung, Elektrolytverbrauch etc.).

Die Streulichtmessung (ISO 7027:1999) wird seit Jahren erfolgreich zur Bestimmung der Trübung und daraus abgeleitet der Trockensubstanz eingesetzt. Dies trifft sowohl für den Bereich Kläranlage als auch Kanalnetz zu (Joannis et al., 2008).

Die UV-Absorptionsmessung kann zur Messung verschiedenster Parameter herangezogen werden; für den Abwasserbereich sind hier zu nennen: HS^- , $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, organische Summenparameter (BSB5, CSB und TOC) und TS

(als Durchlichtmessung, d.h. Schwächung des Lichtstrahls durch Lichtstreuung an Partikeln, die als Absorption interpretiert wird). Sofern ein entsprechendes mathematisches Zielparametermodell gefunden werden kann, bietet dieses Messverfahren den Vorteil, dass mit nur einem Sensor synchron mehrere Parameter robust und mit geringem Wartungsaufwand gemessen werden können.

Generell für die optischen Messverfahren, aber insbesondere für die UV-Absorptionsmessung, ist ein applikations- und sehr oft auch anlagenspezifisches Zielparametermodell erforderlich, das aus dem Rohmesswert (Trübung, Absorption) die Konzentration des gewünschten Zielparameters berechnet. Dies erfordert einen gewissen Aufwand bei der Installation derartiger Sonden, da zur Entwicklung eines derartigen Zielparametermodells 25-30 sehr gute Referenzdatenpunkte erforderlich sind; d.h. der optische Rohmesswert und die zugehörigen Ergebnisse der Laboranalysen. Dabei ist insbesondere im Abwasserbereich wichtig, dass die Schöpfproben unmittelbar im Bereich der Sonde zeitsynchron zu einer Messung entnommen und sofort analysiert werden.

Für einige Applikationen, z.B. $\text{NO}_3\text{-N}$ -Messung im Belebungsbecken, bieten manche Hersteller vorparametrierte Zielparametermodelle an. Diese können unter Umständen auch von Beginn des Messeinsatzes an sinnvolle Ergebniswerte liefern, da bei nitrifizierenden Anlagen im Belebungsbecken aufgrund des hohen Schlammalters von einer sehr konstanten Hintergrundmatrix auszugehen ist und Nitrat ein definiertes Absorptionsspektrum im UV-Bereich aufweist.

Es sollte jedoch immer im Bewusstsein bleiben, dass bei den optischen Messverfahren der interessierende Parameter nicht direkt gemessen wird, sondern eine optische Ersatzgröße, die zu diesem Parameter über ein entsprechendes mathematisches Modell in Verbindung stehen kann.

In manchen Applikationen kann das UV-Absorptionsverfahren nicht angewendet werden, z.B. dann wenn eine stark veränderliche Abwassermatrix vorliegt und nicht-UV-absorbierende Substanzen einen wesentlichen und schwankenden Anteil des gesuchten Zielparameters (z.B. CSB) ausmachen. In diesen Fällen kann messprinzipbedingt kein Zusammenhang zwischen dem UV-Absorptionsspektrum und dem Zielparameter gefunden werden.

Auch auf dem Gebiet der Signalübertragung wurden in den letzten Jahren einige Fortschritte erzielt. Die klassische analoge Signalübertragung wird zunehmend durch verschiedene digitale Übertragungsverfahren (z.B. Modbus, Profibus, TCP/IP over Ethernet) abgelöst. In Verbindung mit multisensorfähigen Controllern (mehrere Sensoren mit einem Controller verbunden) wird der Aufbau von Messstellen deutlich einfacher, da nur mehr ein einzelnes Schnittstellenkabel erforderlich ist um mehrere Messwerte und die zugehörigen Statusinformationen zu übertragen. Bei manchen Controllern kann zusätzlich über die gleiche Schnittstelle ein Fernzugriff auf den Controller erfolgen – damit ist weitgehend eine Parametrierung und Fernwartung der angeschlossenen Sonden von beliebigen Punkten innerhalb der Anlage aber auch über eine DFÜ-Verbindung von außen erfolgen.

Die nachstehende Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Anwendbarkeit aktueller Messverfahren in der Abwassertechnik nach Parameter und Applikation.

Tabelle 1: Messverfahren und ihre Anwendbarkeit in der Abwassertechnik

Parameter	Messverfahren	MESSORT							
		Kanalnetz	Zulauf	Ablauf Vorklärung	Biologische Stufe	Ablauf	Schlamm- behandlung	Faulung	Vorfluter
pH	potentiometrisch	+	+	+	+	+	+	+	+
Leitfähigkeit	Induktiv	+	+	+	+	+			
	Konduktiv					+			+
T	PT100 NTC, PTC	+	+	+	+	+	+	+	+
O ₂	Lumineszenz amperometrisch				+	+			+
TS	Streulicht	+	+	+	+	+	+		+
	Durchlicht	~ Matrix	~ Matrix	~ Matrix	+	~ Opt. Pfad			~ Opt. Pfad
NH ₄ -N	photometrisch		~ Filtration	~ Filtration	+	+			+
	gassensitiv		~ Filtration	~ Filtration	+	+			+
	ISE	+	+	+	+/~ Messbereich	~ Messbereich			+/~ Messbereich
NO ₃ -N	UV-Absorption	+ CaNO ₃ -Dosierung			+	+			+
PO ₄ -P	photometrisch		~ Filtration	~ Filtration	+	+			+
NO ₂ -N	photometrisch				+	+			+
	UV-Absorption				~ Opt. Pfad	+/~ NO ₃ -N			+/~ NO ₃ -N
CSB, BSB ₅	UV-Absorption	+	+	+		+			+
HS ⁻	UV-Absorption	+	+						

2 Datenqualitätssicherung für Prozessinstrumente

Im Zusammenhang mit messtechnischen Instrumenten für die Abwasserwirtschaft wird betreffend der Genauigkeit unter Feldbedingungen oft eine Erwartung im Bereich weniger Prozent bis zu maximal $\pm 10\%$ zum Ausdruck gebracht.

Nachfolgend soll anhand einiger Beispiele versucht werden darzustellen, welcher Aufwand damit verbunden ist eine derartige Messgenauigkeit unter Feldbedingungen nachzuweisen und nachhaltig im Betrieb abzusichern. Dazu muss zunächst auf die Unsicherheiten der Referenzwerte (Laborwerte) eingegangen werden, da diese i.d.R. die Grundlage für eine Beurteilung der Datenqualität von Prozessgeräten darstellen.

Im Bereich von analytischen Labors wird mittels GLP (Good laboratory practice, OECD 2006) ein Standard zur Qualitätssicherung vorgegeben. Die Verfahrenskenngrößen analytischer Messverfahren können anhand spezieller Richtlinien (z.B. ISO 8466-1:1990) ermittelt werden. Dabei werden Referenzmaterialien bzw. -standards als Bezugswert herangezogen und Mehrfachanalysen bei verschiedenen Konzentrationen innerhalb des Messbereichs des untersuchten Verfahrens durchgeführt.

Abbildung 1 zeigt die Ergebnisse eines solchen Labortest bei Verwendung von Kaliumhydrogenphthalat (partikelfreier Reinstandard) für den Parameter CSB.

Zunächst zeigt sich, dass die DIN-Methode für alle Konzentrationen eine sehr gute Präzision zeigt (max. ± 4 mg/L). Auch die Richtigkeit der DIN-Methode ist sehr gut (siehe Abbildung 2), wobei bei fast allen Konzentrationen eine geringe Unterschätzung auftritt.

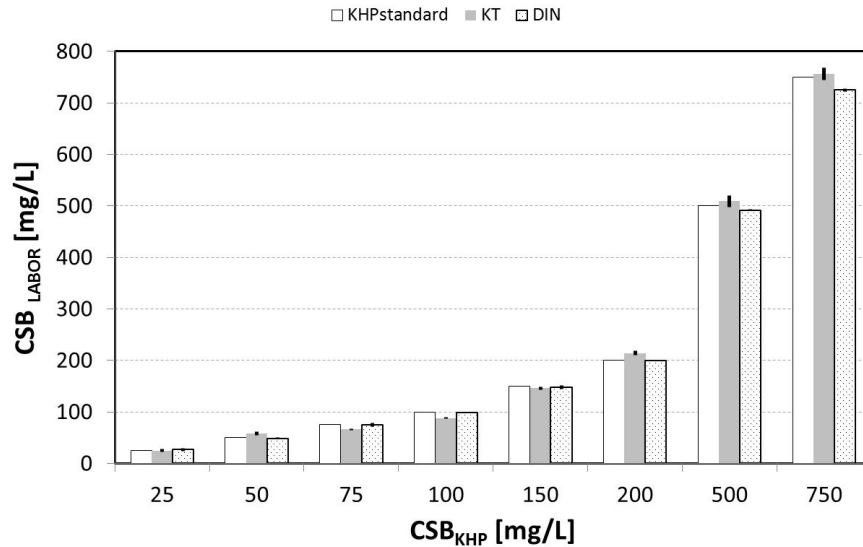


Abbildung 1: Evaluierung von Kuvettentest- und Labor-DIN-Methode für CSB bei Verwendung von Kalimhydrogenphtalat (KHP)

Indizes: KT = Kuvettentest, DIN = DIN-Labormethode (DIN 38409-43)

Die Kuvettentestmethode zeigt ebenfalls eine gute Präzision, wobei diese bei höheren Konzentrationen etwas ansteigt (max. ± 12 mg/L). Bei der Richtigkeit fällt auf (siehe Abbildung 2), dass bei einigen Konzentrationen eine Über- und bei anderen eine Unterbestimmung vorliegt. Dies ist keine prinzipielle Eigenschaft der Kuvettentestmethode, sondern die Konsequenz dessen dass beim gegenständlichen Test bewusst unterschiedliche Konzentrationen von unterschiedlichen Personen analysiert wurden. Die Testergebnisse reflektieren somit den Einfluss unterschiedlicher Routine und Arbeitsweise verschiedener Personen auf das Analyseergebnis.

Die Ergebnisse dieses Tests zeigen somit auf, dass unter Laborbedingungen und bei Verwendung eines partikelfreien Reinstandards mit der Kuvettentestmethode Abweichungen vom bekannten Referenzwert von mehr als $\pm 10\%$ auftreten können; gleichzeitig weist die Präzision durchgehend gute Werte auf.

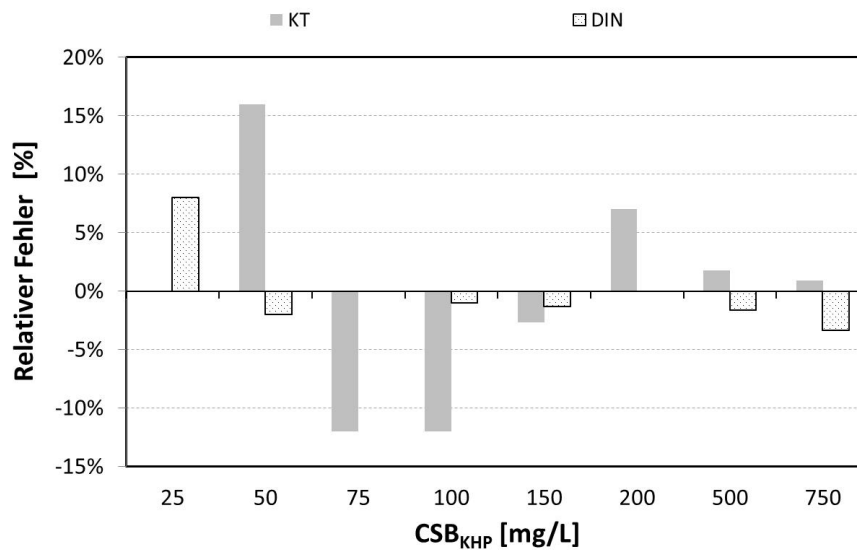


Abbildung 2: Relativer Fehler von Küvettentest- und Labor-DIN-Methode für CSB bei Verwendung von Kalimhydrogenphthalat (KHP)

Bei der Verwendung realer Proben ist der wahre Wert nie bekannt, sondern immer nur ein Intervall innerhalb dessen der wahre Wert mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit liegt – allgemein wird dazu der 95%-Vertrauensbereich herangezogen (d.h. der wahre Wert liegt mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% innerhalb dieses Bereichs).

Wendet man eine ähnliche Vorgehensweise wie mit dem KHP-Standard an, so erhält man für jede Konzentration einen Mittelwert der Konzentration und seine Unsicherheit für die DIN- und Küvettentestmethode. Mittels statistischer Hilfsmittel kann daraus der wahre Wert geschätzt werden (Abbildung 3), wobei die Unsicherheiten beider Messmethoden berücksichtigt werden (Bertrand-Krajewski, 2004). Wiederum zeigt sich, dass für den Parameter CSB der Referenzwert eine Unsicherheit von mehr als $\pm 10\%$ aufweisen kann.

Abbildung 4 zeigt den 95%-Vertrauensbereich eines $\text{NH}_4\text{-N}$ -Küvettentests (HACH-LANGE LCK304) bei Verwendung eines Reinstandards unter Laborbedingungen und die zugehörige Herstellerangabe. Zu letzterer ist festzuhalten, dass diese unter „Idealbedingungen“ ermittelt wird, die unter realen Praxisbedingungen im Kläranlagenlabor nur mit extrem hohem Aufwand erreichbar ist. Der Vergleich mit den Ergebnissen des Labortests zeigt, dass unter Praxisbedingungen von einem etwa um den Faktor 3 größeren Vertrauensbereich ausgegangen werden kann.

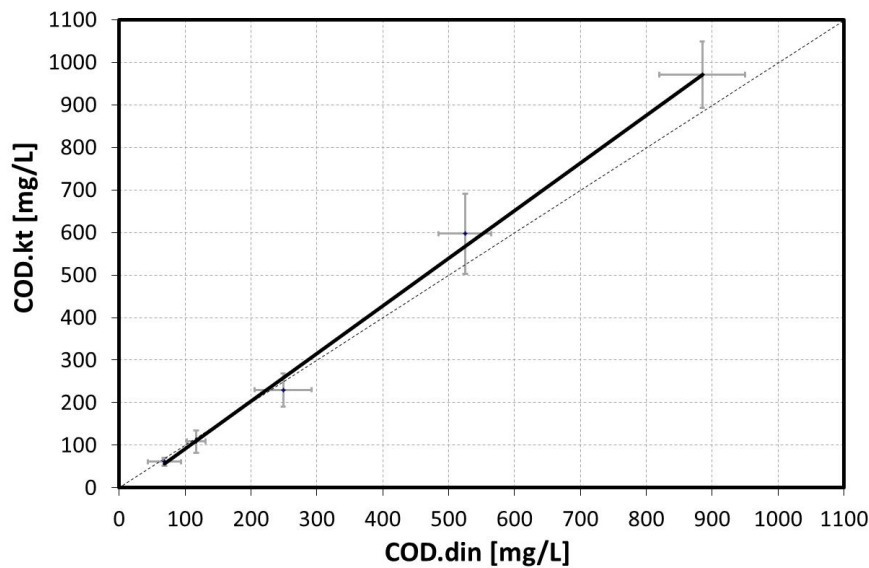


Abbildung 3: Schätzung des wahren Wertes der CSB-Konzentration realer Abwasserproben unter Berücksichtigung Unsicherheit der Küvettentest- und Labor-DIN-Methode

Die zweite ganz wesentliche Erkenntnis aus Abbildung 4 ist, dass analytische Methoden nicht im unteren Drittel ihres Messbereichs angewendet werden sollten. Im Beispielfall ist die untere Messbereichsgrenze mit $15 \mu\text{g}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{L}$ angegeben, bei einem Messwert von $200 \mu\text{g}_{\text{NH}_4\text{-N}}/\text{L}$ ist der 95%-Vertrauensbereich bereits jedoch schon $\pm 21\%$.

Die in diesem Beispiel gezeigten Ergebnisse sind auch auf andere Parameter umlegbar. Es ist somit eindeutig nicht empfehlenswert in der Kläranlagenpraxis Küvettentests mit möglichst großem Messbereich einzusetzen, um sich damit z.B. organisatorische Vorteile zu verschaffen. Die allenfalls in diesem Bereich erzielten Vorteile werden mittels massiver Abstriche bei der Messgenauigkeit erkauft.

Als ein weiteres Beispiel eines zu beachtenden Aspekts der Referenzanalytik zeigt Abbildung 5 die Ergebnisse einer Mehrfachanalyse einer Abwasserprobe für den Parameter Gesamtstickstoff mit der Küvettentestmethode. Dabei bezeichnen K1-K5 die fünf Küvetten, die von der gleichen Abwasserprobe angesetzt wurden und dann mit zwei unterschiedlichen Photometern (P1 und P2) ausgewertet wurden. Die Mittelwerte der beiden Messreihen mit den beiden Photometern P1 und P2 ergeben sich zu $7,2 \text{ mg/L}$ und $7,4 \text{ mg/L}$; diese beiden Werte sind als gleichwertig anzusehen da selbst nur bei Berücksichtigung der Herstellerangabe des 95%-Vertrauensbereichs (HACH-LANGE LCK138,

$\pm 0,2 \text{ mg/L}$) sich überlappende Ergebnisintervalle ergeben ($[7,0-7,4 \text{ mg/L}]$ und $[7,2-7,6 \text{ mg/L}]$). Gleichzeitig sieht man aber auch, dass die Ergebnisse mit dem Photometer P2 immer über denen von P1 liegen (im Mittel + 3.3 %), was damit im Zusammenhang steht das es sich dabei um zwei verschiedene Photometertypen handelt (Filter- bzw. Spektralphotometer).

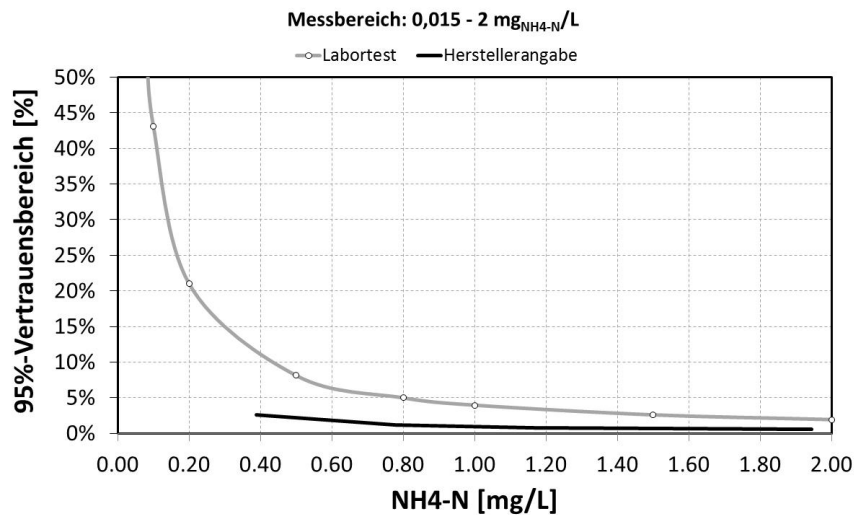


Abbildung 4: 95%-Vertrauensbereichs eines $\text{NH}_4\text{-N}$ -Küvettentests bei Anwendung eines Reinstandards unter Laborbedingungen

Selbst bei der Verwendung der gleichen Küvetten führen somit unterschiedliche Geräteeigenschaften der beiden Photometer dazu, dass die beiden Messreihen keine identen Werte liefern, die Messergebnisse liegen jedoch innerhalb des 95%-Vertrauensbereichs der Methode und sind somit als gleich anzusehen. Dabei ist zusätzlich festzuhalten, dass die beiden Photometer innerhalb ihrer Spezifikation messen und kein systematischer Messfehler vorliegt.

Das Beispiel soll verdeutlichen, dass nur die Wahl unterschiedlicher Geräte (Photometer) für einen Teilschritt der analytischen Labormethode (Auswertung) dazu führen kann, dass keine identen aber statistisch gleichwertige Messergebnisse erhalten werden.

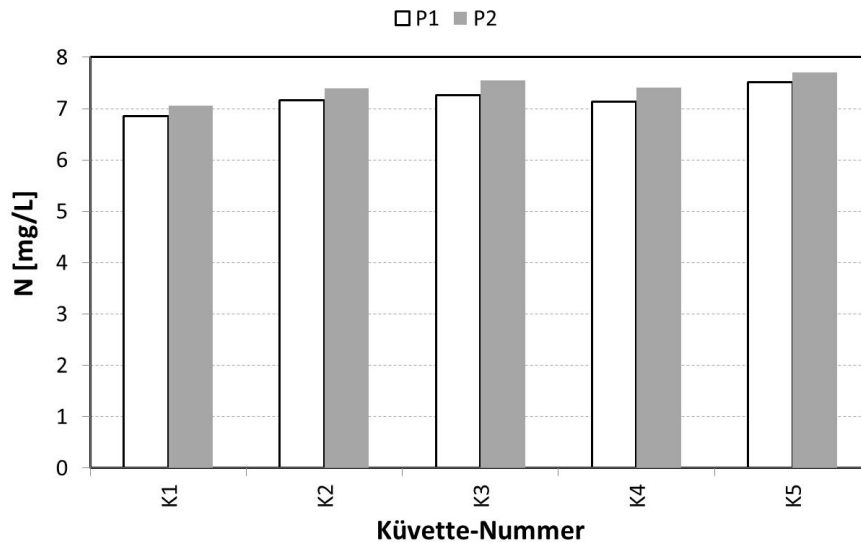


Abbildung 5: N-Gesamtkonzentrationen von fünf Parallelanalysen der gleichen Abwasserprobe, ausgewertet mit zwei verschiedenen Photometern

Die ISO 15839:2006 gibt Richtlinien für die Überprüfung von Wassergüte-Prozessinstrumenten. Dabei wird eine Kombination aus Labor- und Felduntersuchungen vorgeschlagen. Für die Laboruntersuchung sind dabei 6-fach Analysen von 7 Konzentrationswerten innerhalb des Messbereichs (5%, 20%, 35%, 50%, 65%, 80% und 95% vom Messbereichsendwert) und dem Nullwert (Blank) vorgesehen. Dabei ist die Nullmessung nach jedem Standard zu wiederholen. Bei bekannten Interferenzen sind bei 20% und 80% des Messbereichsendwertes mehrfache Aufstockungen mit der Interferenzsubstanz durchzuführen.

Bei den Felduntersuchungen sind mindestens 30 Vergleichsmessungen des Prozessinstruments mit Laboranalysen von zeitsynchron entnommenen Stichproben vorgesehen. Damit sollen Phänomene wie Drift, Sprung oder zu große Abweichungen vom Bezugswert erkannt werden.

Wiederum wird klar, dass eine sehr gute Referenzanalytik die Voraussetzung ist um überhaupt eine Beurteilung der Messqualität von Prozessinstrumenten durchführen zu können.

Zusätzlich kann, zumindest bei einigen Parametern, die Frage gestellt werden inwieweit derartige Richtlinien in der Praxis umsetzbar sind. Beispielsweise beim Parameter Sauerstoff ist es keine triviale Aufgabe sieben unterschiedliche Referenzkonzentrationen richtig und reproduzierbar herzustellen. Auch für

Trübungssonden ist das Bereitstellen von geeigneten Referenzmaterialien schwierig. Die oftmals genutzten Formazinstandards dienen zur Überprüfung von Trübungssonden, es bleibt jedoch die Frage ob eine gute Messgenauigkeit bei der Anwendung eines Formazinstandards besonders aussagekräftig betreffend der Messgenauigkeit in einer realen Abwassermatrix ist. Zusätzlich ist Formazin kanzerogen und in der Handhabung aufgrund verschiedener Eigenschaften (Haltbarkeit, Lichtempfindlichkeit, Suspension) nicht unproblematisch.

3 Anwendungsmöglichkeiten moderner Messtechnik

Nachfolgend werden einige Anwendungsbeispiele moderner Messtechnik dargestellt.

3.1 Zulauf- / Belastungsmonitoring

Die Kenntnis der Belastung einer Kläranlage und ihrer Dynamik ist eine entscheidende Größe die Bemessung und die Betriebsoptimierung. Sie ist auch erforderlich um die Reinigungsleistung einer Kläranlage bestimmen zu können. Kontinuierliche Messungen liefern im Vergleich zu Analyseergebnissen aus (Zulauf-)tagesmischproben zusätzliche Informationen; die Messwerte sind sofort verfügbar und ermöglichen daher Ereignisse frühzeitig zu erkennen und daraus geeignete Maßnahmen abzuleiten. Auch sind die Messwerte durchgängig (auch an Wochenenden und Feiertagen) verfügbar und der Zeitverlauf dynamischer Ereignisse steht mit einer höheren Auflösung im Vergleich zu Tagesmischproben zur Verfügung.

Abbildung 6 zeigt den Tagesmittelwert der CSB-Zulaufkonzentration einer kommunalen Kläranlage. Dabei sind einerseits die Analyseergebnisse des Kläranlagenlabors auf Basis der Zulauftagesmischprobe dargestellt, andererseits die Tagesmittelwerte der CSB-Konzentration die aus den UV-Absorptionsdaten zweier unterschiedlicher in-situ Spektrometer gewonnen wurden. Die beiden in-situ Spektrometer unterscheiden sich dadurch, dass einmal zwei fixe Wellenlängen zur Verfügung stehen (HACH-LANGE UVAS), während das andere Spektrometer ein Spektrum im UV-VIS-Bereich liefert (200-750 nm, scan spectrolyser).

Zur Entwicklung der Zielparametermodelle $CSB_{eq} = f(SAK_{\lambda})$ wurden Stichprobenanalysen verwendet. Die Zielparametermodelle wurden mittels eines Kalibrierdatensatzes entwickelt und das gewonnene Modell auf die Datenpunkte des Validierdatensatzes angewendet.

Abbildung 6 zeigt somit die Ergebnisse eines zusätzlichen unabhängigen Validierungsschrittes, da hier die Ergebnisse der Zielparametermodelle den Messdaten des Kläranlagenlabors gegenübergestellt werden, die für die Entwicklung dieser Modelle nicht herangezogen wurden. Zudem wurden die Stichprobenanalysen, die zur Modellentwicklung verwendet wurden, nicht durch das Kläranlagenlabor durchgeführt.

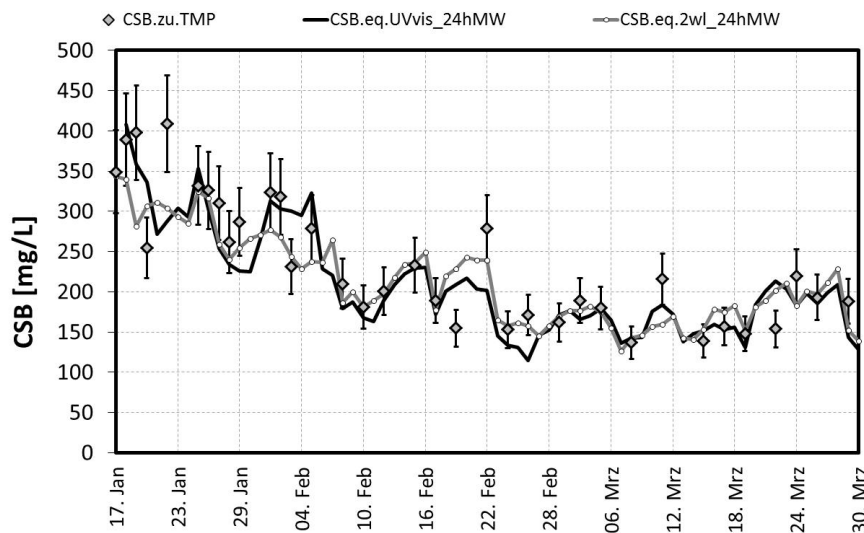


Abbildung 6: Tagesmittelwert der CSB-Zulaufkonzentration aus der Analyse der Tagesmischprobe (TMP) und abgeleitet aus den UV-Absorptionsmesswerten zweier in-situ Spektrometer

Abbildung 7 zeigt Mittelwert \pm Standardabweichung der CSB-Zulauffracht in Abhängigkeit der Zulaufwassermenge; berechnet für die in Abbildung 6 dargestellte Periode basierend auf den Laborwerten der Tagesmischproben (TMP) und den Messwerten des in-situ Spektrometers (UV_2wl). Beide Wertebasen ergeben eine mit der Wassermenge ansteigende Fracht; aus den Messwerten des UV-Spektrometers ergibt sich jedoch ein deutlich geringerer Streubereich.

Im Rahmen eines Forschungsprojektes wurde die Fragestellung untersucht welche Parameter aus den Rohmesswerten optischer in-situ Messungen abgeleitet werden können. Im gegenständlichen Fall konnte diese Fragestellung

für die Gesamt-P-Konzentration im Zulauf auf Basis der Trübungsmessung $P_{\text{GES}} = f(\text{Trübung})$ positiv beantwortet werden.

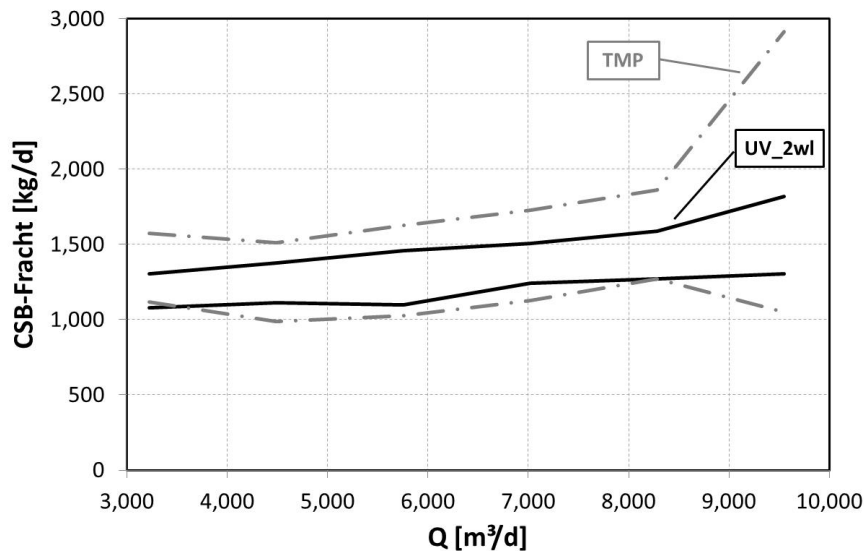


Abbildung 7: Mittelwert \pm Standardabweichung der CSB-Zulauffracht in Abhängigkeit der Zulaufwassermenge, Datenbasis: Tagesmischproben (TMP) und Messwerte des Spektrometers (UV_2wl)

Abbildung 8 zeigt die Tagesmittelwerte der P_{GES} -Zulaufkonzentration einer kommunalen Kläranlage. Es sind die Analyseergebnisse des Kläranlagenlabors auf Basis der Zulauftagesmischprobe und die aus der Trübungsmessung abgeleiteten Werte dargestellt. Die Streulichtsonde (HACH-LANGE solitax) misst die Trübung bei 860 nm entsprechend ISO 7027:1999.

Auch hier wurde das Zielparametermodell $P_{\text{GES}} = f(\text{Trübung})$ auf Basis von Stichprobenanalysen entwickelt, wobei dafür die Laboranalysen des Universitätslabors für P_{GES} und TS herangezogen wurden. Abbildung 8 zeigt somit wiederum die Ergebnisse einer zusätzlichen Validierung des Modells auf Basis der unabhängigen Ergebnisse des Kläranlagenlabors. Zusätzlich ist in Abbildung 8 die Zulaufwassermenge dargestellt, auch dieser Parameter bestätigt die Plausibilität des Verlaufs der $P_{\text{GES}}(\text{Trübung})$ -Konzentration.

Abbildung 9 zeigt in Ergänzung zu Abbildung 8 die absolute und kumulative Häufigkeit des relativen Fehlers der P_{GES} -Zulaufkonzentration zwischen den Ergebnissen der Analysen der Tagesmischproben und den aus den Trübungsmesswerten abgeleiteten Werten. Das P_{GES} -Zielparametermodell führt zu einer minimalen systematischen Überschätzung der P_{GES} -Konzentration von

+0,8 %; 90% der Messwerte zeigen eine Abweichung von den Laborwerten kleiner als ± 5 %.

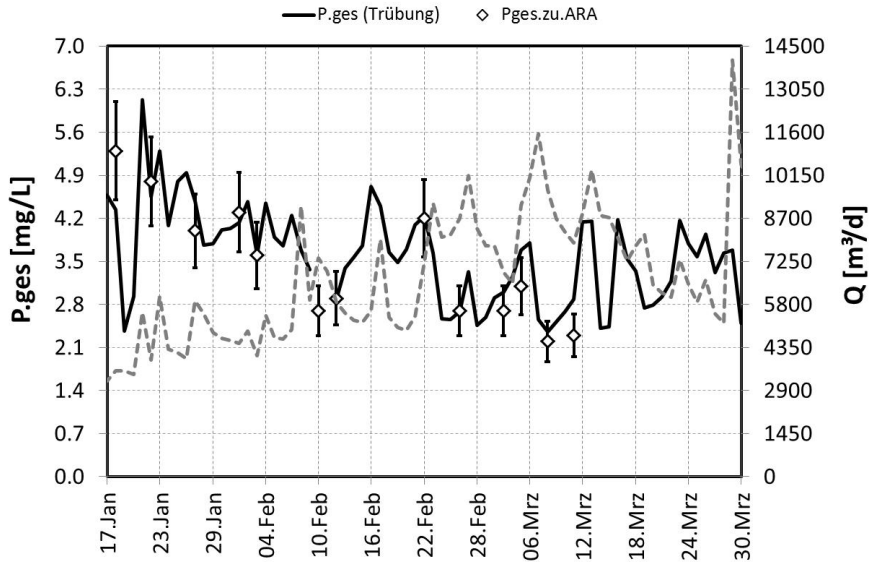


Abbildung 8: Tagesmittelwert der P_{GES}-Zulaufkonzentration aus der Analyse der Tagesmischprobe (ARA) und abgeleitet aus den Trübungsmesswerten einer Streulichtsonde

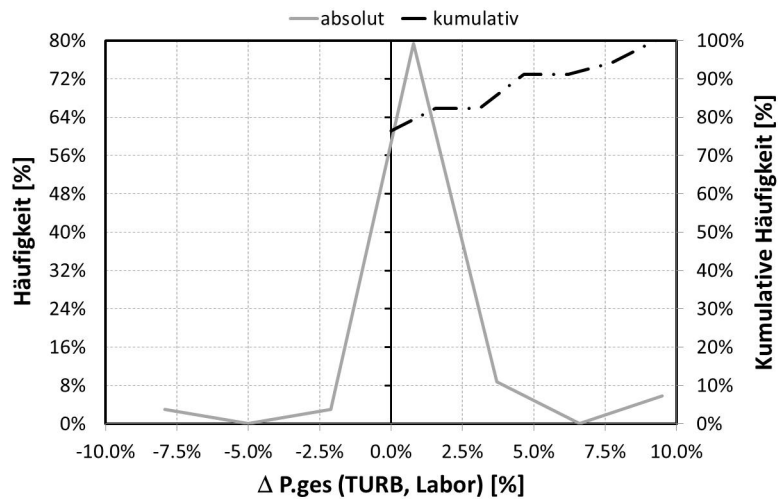


Abbildung 9: Absolute und kumulative Häufigkeit des relativen Fehlers der P_{GES}-Zulaufkonzentration aus der Analyse der Tagesmischproben und den aus den Trübungsmesswerten abgeleiteten Werten

Kombiniert man die Ergebnisse aus Abbildung 6 und Abbildung 8 so erhält man den Verlauf des (P_{GES}:CSB)-Zulaufverhältnisses; es ist als Relativwert bezogen auf den Standardwert für kommunales Abwasser nach DWA-A 131 (2000) dargestellt (Abbildung 10). Es werden Spitzenwerte bis zum 1,7-fachen des

Bezugswertes erreicht, wobei auch in relativ kurzer Zeit aufeinanderfolgende Regenspitzen zu wiederkehrenden Spitzen des ($P_{\text{GES}}:\text{CSB}$)-Zulaufverhältnisses führen. Im Hinblick auf den Prozess der chemischen Phosphorfällung bedeutet dies, dass – unter den hier dargestellten Bedingungen – die chemisch zu fällende Phosphorfracht über längere Perioden im Tagesrhythmus signifikante Änderungen aufweist und daher z.B. eine fixe Dosiermengeneinstellung des Fällmittels in diesen Perioden zu wiederkehrendem Unter- oder Überdosieren führen muss. Auch das Nachstellen der Dosiermenge auf Basis des Analyseergebnisses der Ablauftagesmischprobe hilft in diesem Falle wenig, da damit erst mit mindestens einem Tag Verzögerung reagiert werden kann – jedoch am Tag der Umstellung bereits wieder signifikant andere Bedingungen vorliegen können.

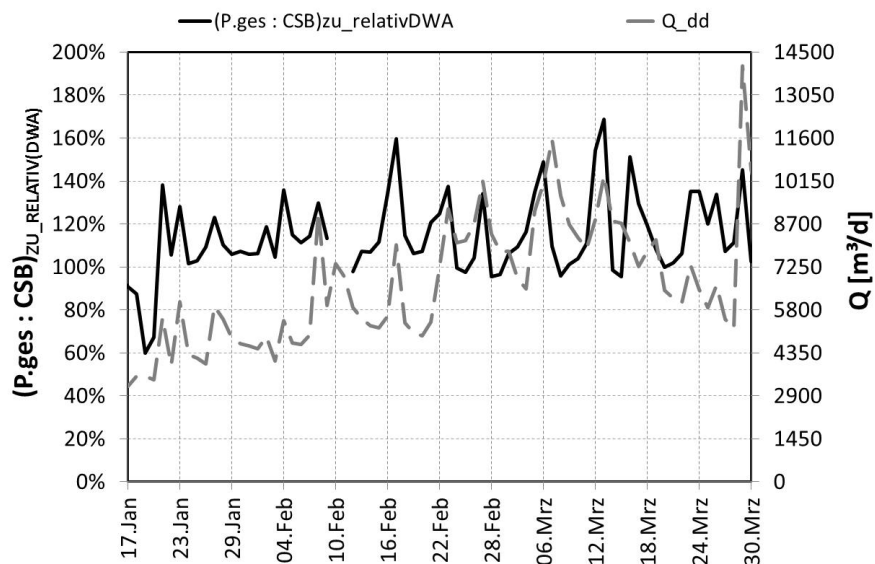


Abbildung 10: Zulaufwassermenge (Q_{dd}) und ($P_{\text{GES}}:\text{CSB}$)-Zulaufkonzentration relativ zum Standardwert für kommunales Abwasser nach DWA-A131

3.2 TS- und P_{GES} -Konzentration im Ablauf

Im Ablauf einer kommunalen Kläranlage wurde mittels einer Streulichtsonde (HACH-LANGE solitax) die Trübung gemessen und auf Basis von TS-Stichprobenanalysen im Labor ein Zielparametermodell für die TS-Ablaufkonzentration $TS_{\text{AB}} = f(\text{Trübung})$ entwickelt. Die verfügbaren Referenzwerte wurden wiederum in einen Kalibrier- und Validierdatensatz aufgetrennt; das Modell wurde mittels des Kalibrierdatensatzes entwickelt und dann auf den Validierdatensatz angewandt.

Abbildung 11 zeigt das Ergebnis der Validierung. Das Modell bildet die TS_{AB} -Laborkonzentrationswerte des Validierdatensatzes sehr gut ab; es wird ein Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,91$ erreicht.

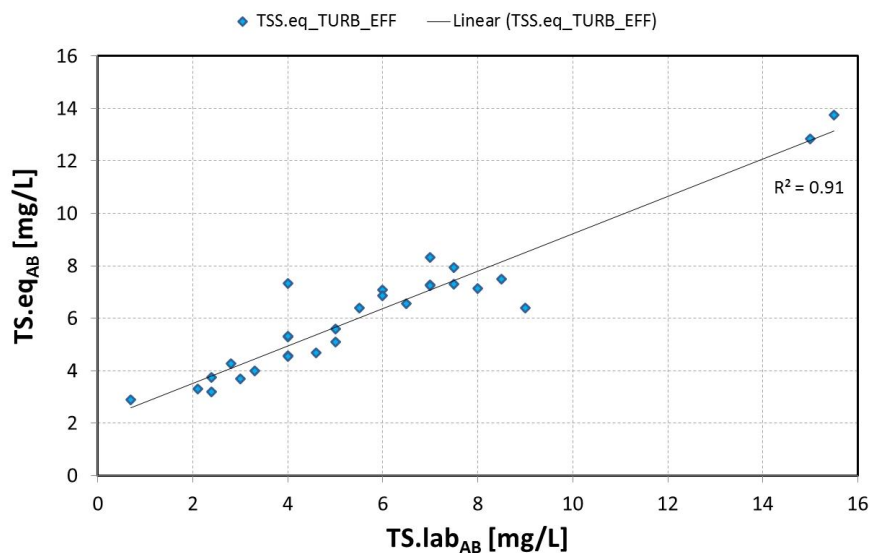


Abbildung 11: Validierung des Zielparametermodells $TS_{AB} = f(\text{Trübung})$

Aufbauend auf den Ergebnissen für die Bestimmung der TS-Konzentration im Ablauf, also de facto der Bestimmung des Schlammabtriebs der Nachklärung, wurde untersucht ob ein Zusammenhang zur Konzentration des partikulären Phosphors im Ablauf herstellbar ist.

Abbildung 12 zeigt die Ergebnisse dieser Untersuchungen. Aus den TS.eq-Messwerten kann die Konzentration des partikulären Phosphors im Ablauf abgeschätzt werden. Obwohl sich die Oberflächenbeschickung immer weit unter dem zulässigen Grenzwert von 1,6 m/h (DWA-A131, 2000) befindet führt jede signifikante Erhöhung der Oberflächenbeschickung zu einer Erhöhung des Schlammabtriebs und damit zur Zunahme der P_{PART} -Konzentration im Ablauf. Diese Konzentrationszunahmen sind bis zu 0,2 mg/L oder relativ 50%.

Selbst im Monatsmittel sieht man einen deutlichen Zusammenhang zwischen Perioden mit unterschiedlicher hydraulischer Belastung der Nachklärung und der P_{PART} -Konzentration im Ablauf; in Perioden niedrigerer Belastung ist die Ablaufkonzentration um mehr als 0,1 mg_{p,part}/L geringer.

Bei Anlagen mit einem geringen P_{GES} -Ablaufgrenzwert (z.B. 0,5 mg_p/L) sind beide genannten Änderungen sicherlich wertvolle Informationen für den Betrieb, da

offensichtlich eine Minimierung des Schlammabtriebs aus der Nachklärung ein wesentlicher Aspekt für eine gesicherte Einhaltung des P_{GES} -Ablaufgrenzwertes darstellt. Die kontinuierliche Messung der TS-Ablaufkonzentration kann in diesem Zusammenhang ein wertvoller Parameter für Optimierung und Überwachung sein.

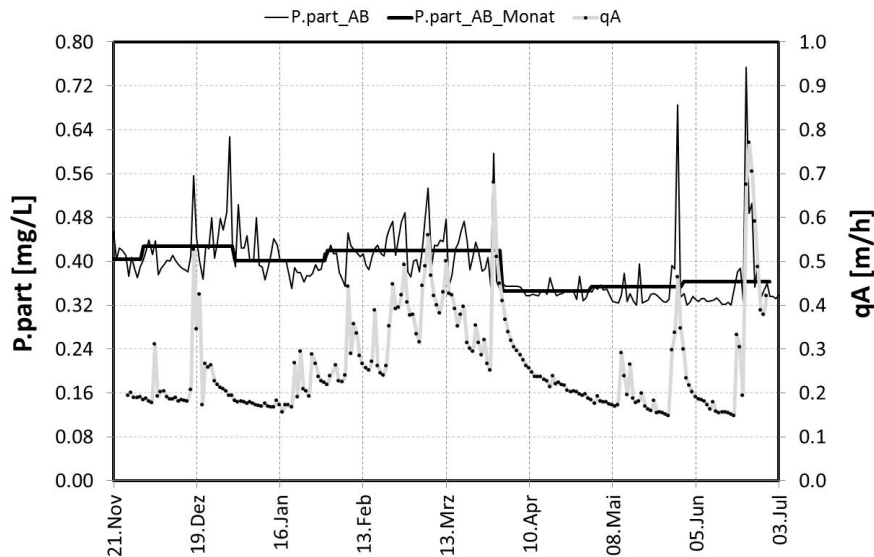


Abbildung 12: Konzentration des partikulären Phosphors im Ablauf als Tages- und Monatsmittelwert und Oberflächenbeschickung q_A der Nachklärung.

4 Automatisierte Datenplausibilitätskontrolle und Datennutzung

Auch wenn alle Messwerte einer Kläranlage in einem Leitsystem erfasst werden, so ist die Zugänglichkeit und Nutzbarkeit dieser Daten durchaus unterschiedlich.

Dies steht schon damit in Zusammenhang über welche Schnittstelle Messwerte ins Leitsystem eingebunden werden. Analogsignale (z.B. 4-20 mA) haben z.B. den Nachteil, dass nur der Messwert ohne jegliche Statusinformation übertragen wird und dass eine Skalierung gewählt werden muss, die den gesamten Wertebereich umfasst. Dies kann dazu bei stark dynamischen Signalen dazu führen, dass Messwerte über längere Perioden mit einer geringen Auflösung aufgezeichnet werden.

Auch werden kontinuierliche Messwerte und Analyseergebnisse aus dem Labor im gleichen Datensystem erfasst, oftmals fehlen jedoch geeignete Werkzeuge

um diese beiden Datenbestände zu verknüpfen und damit für den Anwender nutzbar zu machen.

Leitsysteme sind auf der Ebene des Datenmanagements oft primär als Datensammler mit nachgereihter manueller Datenbewertung konzipiert. Dies hat zur Folge, dass Fehlmessungen und allenfalls daraus resultierende Fehlentwicklungen in einem abwassertechnischen Prozess erst verspätet erkannt werden können. Integrierte Alarm- und Warnfunktionen betreffen i.d.R. grundlegende Funktionen der Anlage (z.B. Störung oder Ausfall eines Aggregats), jedoch selten einen Hinweis auf unplausible Daten.

Im Rahmen verschiedener Forschungsprojekte der letzten Jahre wurde durch das Institut für Wassergüte der Technischen Universität Wien das Monitoringtool i^{TUW} mon entwickelt, das bei Monitoringnetzwerken eine maximale Verfügbarkeit der Messwerte bei gleichzeitiger Sicherstellung einer hohen Datenqualität mit möglichst geringem Wartungsaufwand im Feld ermöglicht.

i^{TUW} mon (Intelligent information water monitoring networks) integriert z.B. eine automatisierte Datenprüfung unmittelbar nach dem Erfassen der Messwerte und damit ein aktives Nutzen von Messwerten bzw. das unmittelbare Erkennen von unplausiblen Daten. Dabei kann zunächst eine Prüfung von Einzelsignalen erfolgen, nachfolgend ist eine Plausibilisierung redundanter oder verknüpfter Messwerte möglich. Dafür steht eine Benutzeroberfläche zur Verfügung – um verschiedene Datenprüfwerte zu definieren; es können aber auch Scripts mit komplexen Datenprüfalgorithmen eingebunden werden, die applikations- und/oder anlagenspezifische Eigenschaften berücksichtigen und im Rahmen der automatisierten Datenprüfung nutzen.

Die Ergebnisse der automatischen Datenprüfung werden für eine entsprechende Datenkennzeichnung und für eine Alarmierung per SMS und/oder e-Mail genutzt, um z.B. mögliche Messfehler zu melden und dies im Rahmen einer Wartungsplanung berücksichtigen zu können. In vielen Fällen können auch mittels Fernzugriff auf die Messstation Maßnahmen gesetzt werden und damit außerplanmäßige Wartungseinsätze vermieden werden. Damit kann insgesamt erreicht werden, dass Perioden mit Fehlfunktionen oder Ausfällen von Prozessinstrumenten möglichst kurz gehalten werden.

Auf Basis von automatisiert geprüften Daten sind weitergehende Auswertungen von Betriebsdaten zielführender, da offensichtlich falsche Messwerte nicht berücksichtigt werden bzw. potentiell unsichere Messwerte unmittelbar als solche erkennbar sind. Damit werden die aus den Messdaten abgeleiteten Informationen spezifischer und aussagekräftiger und bieten eine belastbarere Basis für z.B. eine Maßnahmenplanung.

5 Zusammenfassung

Die Entwicklung auf dem Gebiet der Messtechnik für abwassertechnische Systeme ermöglicht in zunehmendem Maße einen stabilen Betrieb unterschiedlicher Prozessinstrumente in verschiedenen Applikationen mit dem Ziel einer automatisierten Bereitstellung plausibler Messdaten und daraus abgeleiteter Informationen.

Eine Grundlage für einen stabilen Betrieb von Prozessinstrumenten ist eine konsequente und durchgehende Qualitätssicherung im Bereich des Kläranlagenlabors. Anhand einiger Beispiele wurde versucht darzustellen, dass dabei unterschiedlichste Aspekte zu beachten sind und die Durchführung und Aufrechterhaltung dieser Qualitätssicherung einer entsprechenden Planung und nicht unerheblicher Ressourcen bedarf.

Mit moderner Messtechnik eröffnen sich auch neue Applikationsmöglichkeiten. Dabei bieten insbesondere optische Messverfahren oft eine gute Grundlage für Anwendungen, die mit vergleichsweise geringem Wartungsaufwand wertvolle Prozessinformationen liefern. Da jedoch der Zusammenhang zwischen dem optischen Messwert (z.B. Trübung, UV-Absorption) und dem gewünschten Zielparameter (z.B. TS, CSB, NO₃-N) nicht universell ist, erfordert der Einsatz dieser Messsysteme i.d.R. einen gewissen Aufwand für die Entwicklung eines applikations- und oft auch abwasserspezifischen Zielparametermodells. Im Rahmen der gezeigten Beispiele konnte jedoch dargestellt werden, dass für kommunale Kläranlagen z.B. auch Größen, die für eine Optimierung des Phosphorentfernungsprozesses dienlich sind, mittels dieser Messverfahren bereitgestellt werden können.

Neben einer Verbesserung der Messtechnik ist die Datennutzung ein zentraler Aspekt für die Entwicklung eines nutzbringenden Einsatzes von Prozessinstrumenten. Auch auf diesem Gebiet erfolgte in den letzten Jahren eine intensive Forschung, die in der Entwicklung von Monitoringtools mündete, die eine weitgehende Automatisierung von Messnetzen ermöglichen und dabei auf die Verfügbarkeit und Plausibilität von Messdaten höchstes Augenmerk legen. Letzteres wird durch eine Automatisierung der Datenqualitätsprüfung erreicht, die in verschiedenen komplexen Schritten erfolgt und unterschiedliche Datenbestände integriert. Damit wird schließlich eine Transformation der heute oft verbreiteten „passiven“ Datenarchive zu wertvollen Informationsquellen erreicht, die nicht zuletzt eine sichere Entscheidungsgrundlage für Optimierung und Maßnahmenplanung darstellen.

6 Literatur

- Bertrand-Krajewski J.L. (2004): *TSS-concentration in sewers estimated from turbidity measurements by means of linear regression accounting for uncertainties in both variables*. WatSciTech **50**(11), pp. 81-88
- DIN 38409-43 (1981): *Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) - Kurzzeitverfahren H43*
- DWA-A 131 (2000): *Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen*, ISBN 3-933707-41-2
- Häck M. (2003): *Erfahrungen mit neuen Messverfahren zur Bestimmung von Sauerstoff und Schlammvolumen/Schlammindex*, VDI/VDE-Tagung Mess- und Regelungstechnik in abwassertechnischen Anlagen, 25./26. November 2003, Wuppertal
- Honold F. und Honold B. (1991): *Ionenselektive Elektroden*. ISBN 3-7643-2560-7, Birkhäuser Verlag, Basel, Schweiz
- ISO 15839 (2006): *Wasserbeschaffenheit - Online-Sensoren/Analysegeräte für Wasser - Spezifikationen und Leistungsprüfungen*
- ISO 7027 (1999): *Water quality - Determination of turbidity*
- ISO 8466-1 (1990): *Wasserbeschaffenheit; Kalibrierung und Auswertung analytischer Verfahren und Bewertung von Verfahrenskenngrößen; Teil 1: Statistische Auswertung der linearen Kalibrierfunktion*
- Joannis C., Ruban G., Gromaire M.-C., Bertrand-Krajewski J.-L. and Chebbo G. (2008): *Reproducibility and uncertainty of wastewater turbidity measurements*, WatSciTech **57**(10), pp. 1667-1673
- OECD (2006): *Good Laboratory Practice - OECD Principles and Guidance for Compliance Monitoring*, ISBN 978-926-401-2820
- Vanderkooi J., Maniara G., Green T. und Wilson D. (1987): *An optical method for measurement of dioxygen concentration based upon quenching of phosphorescence*.

Journal of biological chemistry 262 (12), pp. 5476-5482, American Society of Biological Chemists, USA

Weidgans B. (2004): *New Fluorescent Optical pH Sensors with Minimal Effects of Ionic Strength*, Dissertation Universität Regensburg, Naturwissenschaftlichen Fakultät IV – Chemie und Pharmazie

Korrespondenz an:

Stefan WINKLER

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien
A-1040 Wien
Karlsplatz 13

Tel.: +43 1 58801 22662

email: swinkler@iwag.tuwien.ac.at

Kohlenstoffparameter und Nährstoffe - mögliche Fehlerquelle und Abhilfe bei der Betriebsanalytik

Ernis Saracevic, Stefan Winkler

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft,
Technische Universität Wien

Abstract: Vor der Einleitung in ein Gewässer muss das Abwasser nach dem Stand der Technik behandelt werden um die verschiedenen unerwünschten, gelösten und ungelösten Schadstoffe zu entfernen. Um eine Kläranlage ordnungsgemäß betreiben und überwachen zu können, muss Analytik im Rahmen der Eigenüberwachung durchgeführt werden. Die Betriebsanalytik soll die Ergebnisse ausreichend schnell und genau liefern.

In der Abwassertechnik hat die richtige Probenahme und -vorbereitung einen ausschlaggebenden Einfluss auf die Ergebnisse. Für die verschiedenen analytischen Bestimmungsverfahren für Kohlenstoffverbindungen und Nährstoffe existieren verschiedene Normen (DIN; EN; ISO; ÖNORM; Standard Methods) die in der Standard-Analytik zur Anwendung kommen. Daher werden in diesem Beitrag hauptsächlich die wichtigsten Probleme bei der Probenahme, Probenvorbereitung und Konservierung sowie auch der Analytik für die Eigenüberwachung behandelt.

Key Words: Probenahme, Probenvorbereitung, Probenkonservierung, Kohlenstoff, CSB, BSB, Nährstoffe, Ammonium, Nitrat, Nitrit, Phosphor,

1 Einleitung

Eine Liste der zu bestimmenden Parameter zur Eigenüberwachung biologischer Kläranlagen nach Größe der Abwasserreinigungsanlage ist in der Verordnung des BMLF über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete angeführt (Tabelle 3 und Tabelle 8)

In der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung 2011 (AAEV 2011) ist weiters angegeben, dass man neben den genormten Methoden auch gleichwertige Methoden zur Eigenüberwachung anwenden kann.

*„Im Rahmen der **Eigenüberwachung** gilt für einen Parameter eine Analysenmethode als gleichwertig, wenn ihre Bestimmungsgrenze kleiner ist als der Emissionswert, im Rahmen der **Fremdüberwachung** gilt die Analysenmethode als gleichwertig, wenn sie den Anforderungen der DIN 38402-A71, März 1987 entspricht.“*

Der vorgeschriebene Analysenumfang und die Analysenfrequenz nimmt mit zunehmender Anlagengröße zu (von einmal wöchentlich, bis täglich bzw. kontinuierlich) (Tabelle 3 und Tabelle 8)

Für die Eigenüberwachung auf Kläranlagen wurden in Anlehnung an das genormte Verfahren, Schnellbestimmungssätze (wie z.B. Küvettentest) entwickelt, die die Betriebsanalytik erleichtern. Diese Analyseverfahren ermöglichen, unter bestimmten Voraussetzungen schnelle und genaue Ergebnisse und sollen laut dem ÖWAV-Regelblatt Nr. 6 (2000) im Rahmen der Fremdüberwachung mehrmals jährlich von einem unabhängigen Gutachter überprüft und beurteilt werden.

2 Bestimmungsmethoden

2.1.1 Probenahme

Bei der Untersuchung von Abwasser sind verschiedenste Einflüsse zu beachten, die einen gemeinsamen Einfluss auf die Ergebnisse haben.

Die Messgenauigkeit kann vom verwendeten analytischen Messverfahren abhängen; sie wird aber immer von der Probenahme abhängen (Camann, 2001).

Unter der Probenahme versteht man die Entnahme einer Teilmenge aus einer größeren Gesamtmenge zu Untersuchungszwecken, wobei alle Eigenschaften der entnommenen Probe (Teilmenge) mit denen der Gesamtmenge übereinstimmen müssen.

Die Probenahme ist der Beginn jeder biologischen, chemischen oder physikalischen Analyse, erster wichtiger Teilschritt für die Prozessüberwachung von Kläranlagen und muss von ausgebildetem Fachpersonal durchgeführt werden.

Der weitaus größte Teil aller Probenahmen dient der:

- Qualitätskontrolle (Trink-, Betriebs-, Fluss-, oder Abwasser)
- Beurteilung verschiedener Wässer für unterschiedliche Verwendungszwecke
- Ermittlung des Wirkungsgrades von Behandlungsanlagen mit dem Ziel einer Verfahrensverbesserung
- Schadensermittlung, Sonderuntersuchungen nach Schadensereignissen

Im ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 14 Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (>50 EW) (2010) wird zwischen kontinuierlichen Messungen und Stich- bzw. Mischproben unterschieden. Es wird empfohlen bei nicht täglicher Probenahme jede Woche die Probe an unterschiedlichen Wochentagen (inkl. Samstag und Sonntag) zu entnehmen.

Die Genauigkeit der Probenahme kann im Gegensatz zur Genauigkeit des Analyseverfahrens nur bedingt und unter sehr hohem Aufwand überprüft werden. Die Wiederholung von Analysen, mit Ausnahme der vor Ort bestimmten Parameter (AAEV 2011), ist jederzeit möglich. Die Probenahme kann jedoch nachträglich nicht wiederholt werden.

Der gesamte Analysevorgang setzt sich aus mehreren Teilschritten zusammen (Probenahme, Probenvorbereitung, Analytische Messung), wobei jeder Teilschritt zur Gesamtunsicherheit des Analyseergebnisses beiträgt.

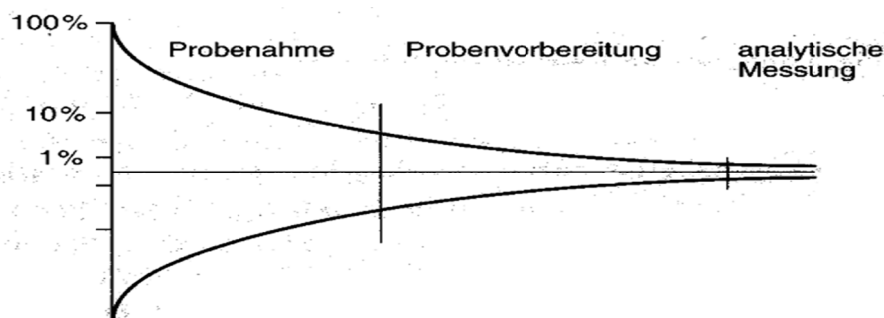
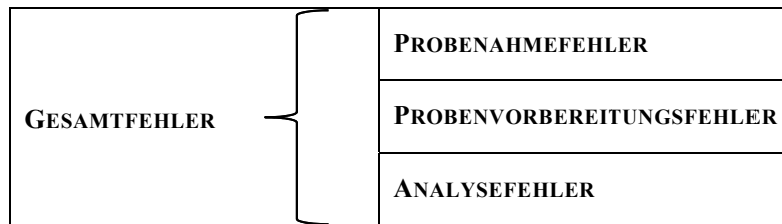


Abbildung 1: Anteil am Gesamtfehler eines Analysenverfahrens (Cammann, 2001)

Die theoretischen Überlegungen (Cammann, 2001) zeigen, dass die Probenahme in der Regel den dominierenden Einfluss auf die Gesamtgenauigkeit des Messverfahrens hat; der Gesamtfehler setzt sich aus der Probenahme-, Probenvorbereitungs- und dem Analysefehler zusammen. Eine aufwendige Messtechnik ist

daher wenig nutzbringend, wenn ein Messgerät aufgrund unzureichender Planung so installiert wird, dass ein systematischer Probenahmefehler vorliegt.



Der Anteil am Gesamtfehler durch falsche Probenahme- und/oder – Vorbereitung kann den Analysefehler (endliche analytische Genauigkeit) deutlich überwiegen. Fehler, die bei der Probenahme gemacht werden, kann man mit keiner noch so genauen und richtigen Analytik ausgleichen.

Prinzipiell beinhaltet jede Form der Analytik fehlerbehaftete Messungen (Matsché, 1994). Zufällige Fehler sind bei allen Messungen unvermeidlich, streuen in der Regel um den "wahren Wert" und können aber durch Kontrollanalysen leicht erkannt sowie durch sorgfältiges Arbeiten verringert werden.

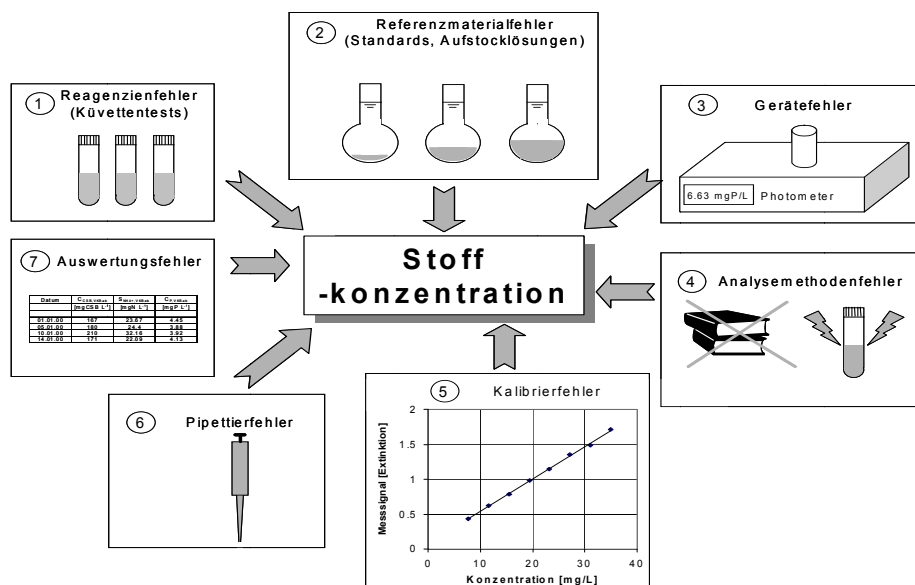


Abbildung 2: Überblick über mögliche Fehlerquellen bei einem analytischen Verfahren (Thoman, 2002)

Systematische Fehler hingegen beeinflussen alle Messwerte im gleichen Sinne und verfälschen das Messergebnis in eine Richtung. Ursachen können sein:

- Querempfindlichkeit der Analysemethode 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,...

Abbildung 3 zeigt die Ergebnisse der Überprüfung der Genauigkeit der Probenahme mit einem automatischen Probenahmegerät. Dabei wurden alle 15 Minuten mit dem Zulaufprobennehmer Abwasserproben entnommen und zu 2h-Mischproben vereinigt. Diese Proben wurden sowohl sofort, als auch am nächsten Tag, wie es bei Eigenüberwachung üblich ist, auf CSB analysiert. Gleichzeitig wurde eine 2h-Mischprobe aus manuell geschöpften Proben hergestellt und sofort analysiert. Die in den manuell hergestellten Schöpfproben analysierten CSB-Konzentrationen, wurden als Referenzwerte mit 100% angesetzt.

Die Kontrollmessungen deuten auf Unterbestimmungen des Zulauf-CSB in den 2h-Mischproben aus dem automatischen Probenahmegerät hin (Wandl, 2005).

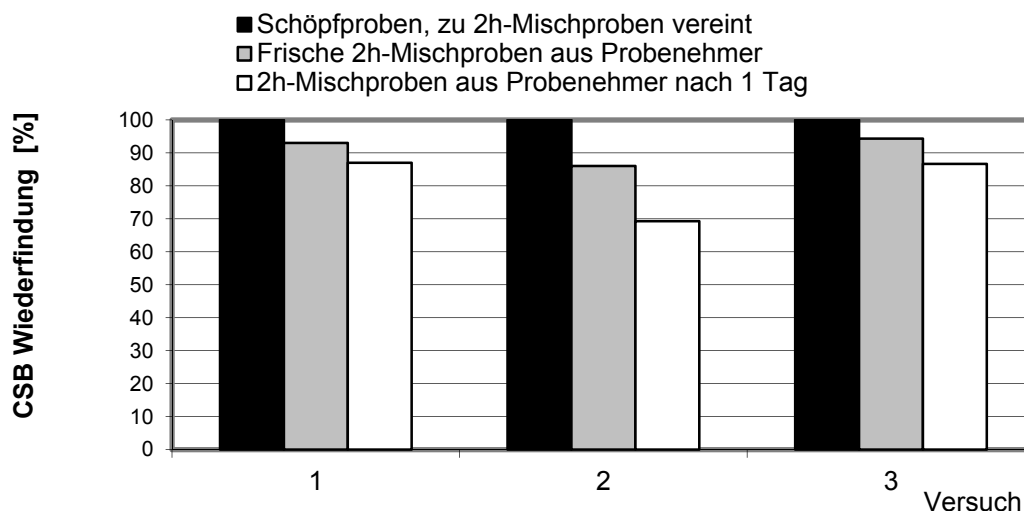


Abbildung 3: Abbau des Zulauf-CSB im Probenehmer

Die Auswertung zeigt, dass im automatischen Probennehmer ein signifikanter und nicht reproduzierbarer Abbau des CSB stattfinden kann. Die Ursachen waren in der nicht ausreichenden Kühlung, sowie in der Bildung von Biofilmen in Schläuchen und Wandungen des Gerätes zu finden. Die Mischprobe wurde bei jedem Saugzyklus des Geräts belüftet, wobei CSB mikrobiologisch abgebaut wurde.

Selbst im gekühlten Probenehmer kann ein signifikanter Abbau durch biologischen Bewuchs in Schläuchen, Probenahmeflaschen etc. stattfinden, da die chemisch-

biologischen Reaktionen durch die Senkung der Temperatur zwar verlangsamt (eine Senkung der Temperatur um 10° C verringert die Reaktionsgeschwindigkeit um die Hälfte) aber nicht gestoppt werden.

Ähnliche Effekte kann man auch bei anderen biologisch und chemisch leicht abbaubaren Stoffen erwarten. So kann, während der Probenahme, Ammonium zuerst bis zum Nitrat oxidiert werden und danach, wenn in dem Behälter des Probenahmeegeräts anoxische Bedingungen auftreten, auch das Nitrat denitrifiziert werden.

Tabelle 1: Mögliche Fehlerquellen und Abhilfe bei der Probenahme mit dem automatischen Probenahmeegerät

Fehlerquelle	Abhilfe
Ungeeignetes Probenahmeegerät	
Verschmutzung und Bildung von Sichelhaut	Reinigung von Schläuchen, Sammelzellen und sonstiger Teile die mit Abwasser in Berührung kommen
Mangelnde Durchmischung des Wasserkörpers an der Probenahmestelle	Richtige Entnahmenstelle wählen
Fehlerhafte Verlegung des Entnahmeschlauchs und schlechte Positionierung des Probenahmeegeräts	Richtige Aufstellung
Unzureichende Kühlung	Thermostatisierung überprüfen (über 24 h Temperatur messen)
Verluste durch Ausgasen infolge von Turbulenzen, Umfüllen oder Druckverminderung	Minimierung Turbulenzen
Probleme bei Probenahme nicht mischbarer Flüssigkeiten und Schwimmstoffe (z.B. Fette, Öle, Benzin, etc.)	Keine repräsentative Probenahme mit automatischen Geräten möglich
Mangelnde Dokumentation und Nachvollziehbarkeit von Ereignissen	
Unsachgemäße Bedienung	Schulung von Personal

In der Verordnung des BMLF über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete steht *„Die Abwasserprobe für die Bestimmung der Zulauffracht ist grundsätzlich nach der Rechen- oder Siebanlage zu entnehmen“*.

Jedoch wenn: *„auf Grund der baulichen Anordnung interne Rückläufe miterfaßt werden, so ist die Bestimmung der Zulauffracht an einer anderen geeigneten Stelle zulässig“*.

Werden z.B. die ammoniumreichen Trübwasser aus der Schlammbehandlung vor der Zulaufprobenahmestelle eingeleitet, so kommt es zu einer Verfälschung der Stickstoff Zulauffracht. Dadurch kann der Mindestwirkungsgrad für den gesamten gebundenen Stickstoff (70%) schon bei höheren Ablaufkonzentrationen erreicht werden.

2.1.2 Probenvorbereitung und Konservierung

Wenn man die Analyse nicht gleich nach der Probenahme durchführen kann, muss eine entsprechende Konservierung der Proben angewendet werden.

1.1.3.1 Kühlen, Einfrieren

Die einfachste und meistens verwendete Konservierungsmethode ist Kühlung bzw. Einfrieren der Probe. Damit werden alle chemisch-biologischen Prozesse in der Probe beeinflusst und somit eine Veränderung der Probe verhindert.

Bei bestimmten Parametern kann es beim Einfrieren und Auftauen zu unerwünschten Effekten und fehlerhaften Analysewerten kommen.

Während dem Auftauen der eingefrorenen Proben kann es im Behälter, aufgrund unterschiedlicher Dichte, zur Schichtung kommen. Deswegen muss, um eine repräsentative Probe zu bekommen, die aufgetaute Probe, bevor sie weiter bearbeitet wird, unbedingt gut geschüttelt werden.

Das Einfrieren und Auftauen ist ein Aufschlussprozess, wobei feste Stoffe in gelöste Form umgewandelt werden und in weiterer Folge aus der Probe entweichen können (C-Verbindungen).

Das Einfrieren und Auftauen von Wasserproben verursacht Fällungseffekte und die Umwandlung von gelösten Stoffen in feste Form. Während des Einfrierens friert zuerst das Wasser, wodurch die Salzkonzentration steigt. Wenn die Löslichkeitskonzentration überschritten wird fallen Salze aus. Ein Beispiel ist

die Ausfällung von gelöstem Phosphor während des Einfrierens in Form von Kalziumphosphat.

Die weiteren Konservierungsmethoden sind in EN ISO 5667-3 zu finden. Dabei muss man genau nach Vorschrift arbeiten weil die starken Veränderungen der Probe während der Konservierung, wie z.B. bei chemischer Konservierung durch Chemikalienzugabe, fehlerhafte Analyseergebnisse verursachen können.

Wichtig wäre zu erwähnen, dass bei bestimmten Parameter wie z.B. bei Sauerstoff die Messung direkt vor Ort im Messmedium durchgeführt werden muss oder die Probe mit Chemikalien fixiert werden muss (Winkler Methode). Im AAEV §7.3 sind die weiteren Abwasserinhaltsstoffe, die man in Stichproben analysieren muss, angeführt.

1.1.3.2 Dispergierung und Homogenisierung

Die Probenvorbereitung für die Analyse ist von den analysierten Parametern abhängig und oft mit Fehlern behafteten.

Für die Bestimmung von *Summenparametern* (CSB, Pges., Nges.) muss ein chemisch-thermischer Aufschluss durchgeführt werden. Dafür *muss unbedingt eine* Feststoff-Zerteilung (*Dispergierung*) durchgeführt werden, dabei wird folgendes erreicht:

- eine repräsentative Probeentnahme mit kleiner Pipettenspitze
- besserer nachträglicher chemisch-thermischer Aufschluss

Um die Feststoffe zu zerkleinern soll ein spezielles Gerät (das Dispergiergerät) verwendet werden, wobei jeder Hersteller angibt:

- das maximale Volumen der Probe für das Dispergieren
- Endpartikel-Größe bei bestimmten Schneidevorrichtungen, Umdrehungszahl und maximale Dispergierungsdauer

Zum Beispiel sollen beim IKA Dispergiergerät maximal 250 mL Probe genommen werden, dabei können bei 20000 U/min, nach 30 Sekunden die Feststoffe bis zu einer Größe von ca. 5 µm zerteilt werden.

Bei bestimmten Proben, wie z.B. feststoffarmen Abläufen aus dem Nachklärbecken sind die Feststoffe schon so klein, dass die Homogenisierung nicht notwendig ist. Im Gegenteil, besonders wenn die Homogenisierung von Ablaufproben mit dem identischen Gerät wie für Zulaufproben durchgeführt

wird, besteht die Gefahr, dass verbliebene Feststoffe aus schwer zugänglichen Stellen der Schneidevorrichtung sich in der Probe ablösen und Mehrbefunde in der Ablaufprobe bei späterer Analytik verursachen.

Beim Summenparameter BSB₅ soll die Probe nicht wesentlich verändert werden und nach DIN EN 1899-1 „*wird die Homogenisierung (Dispergierung) durch zerkleinern der Partikel nicht empfohlen*“. Eine genaue Vorschrift für die Probenvorbereitung ist in der Norm jedoch nicht zu finden, weil für „*eine Probe mit groben Partikel bei höherem Verdünnungsfaktor*“ die Homogenisierung doch zugelassen wird.

In der Praxis werden unterschiedliche Probenvorbereitungen für BSB₅ durchgeführt, aber eine fundierte wissenschaftliche Untersuchung ist noch ausständig.

1.1.3.3 Filtrieren

Für die Analytik von *gelösten Parametern* (NH₄, NO₃, NO₂, PO₄, etc.) brauchen wir keinen thermischen Aufschluss, es wird eine photometrische Bestimmung gemacht, deswegen darf man die Proben nicht homogenisieren, sondern muss sie mit einem Membranfilter (Porengröße 0,45 µm) filtrieren.

Während der Filtration mit einem Faltenfilter oder Rundfilter kommen Feststoffe mit undefiniertem und viel größerem Durchmesser (bis 10 µm), als bei der Membranfiltration (0,45 µm) durch. Abhängig vom analysierten Parameter können die Feststoffe bei der photometrischen Bestimmung folgende Probleme verursachen:

- eine Abschwächung der Lichtintensität und damit eine Vortäuschung der Nährstoffkonzentration
- durch den Kontakt mit Reaktionschemikalien für die photometrische Bestimmung können aus dem Feststoff verschiedene Substanzen freigegeben werden (z.B. durch Wirkung von H₂SO₄ kann PO₄-P aus Schwebstoffen freiwerden.)

Da die Zahl der zu analysierenden gelösten Parameter nach ÖWAV AB 14 (nur NH₄-N und NO₃-N im Ablauf) und Kosten für die Membranfiltration im Vergleich mit den gesamten Analysekosten relativ gering sind (max. 1 € pro Probe) sollen die feststoffhaltigen Proben für die photometrische Bestimmung unbedingt, so wie es vorgeschrieben ist, membranfiltriert werden.

Für die photometrische Bestimmung müssen, neben einer schwebstofffreien Probe, noch folgende Voraussetzungen eingehalten werden (Moser, 1994):

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

Voraussetzung für eine korrekte Probeentnahme und Messung sind qualifizierte Geräte und andere Prüfmittel, z.B. Genauigkeit von Kolbenhubpipetten.

Bei unregelmäßiger Überprüfung von Präzision und Richtigkeit, kann es zu höherer Ungenauigkeit, besonders am Rande des Arbeitsbereichs einer Kolbenhubpipetten, kommen, wie z.B. bei Pipette D im Bereich 1 mL in Abbildung 4.

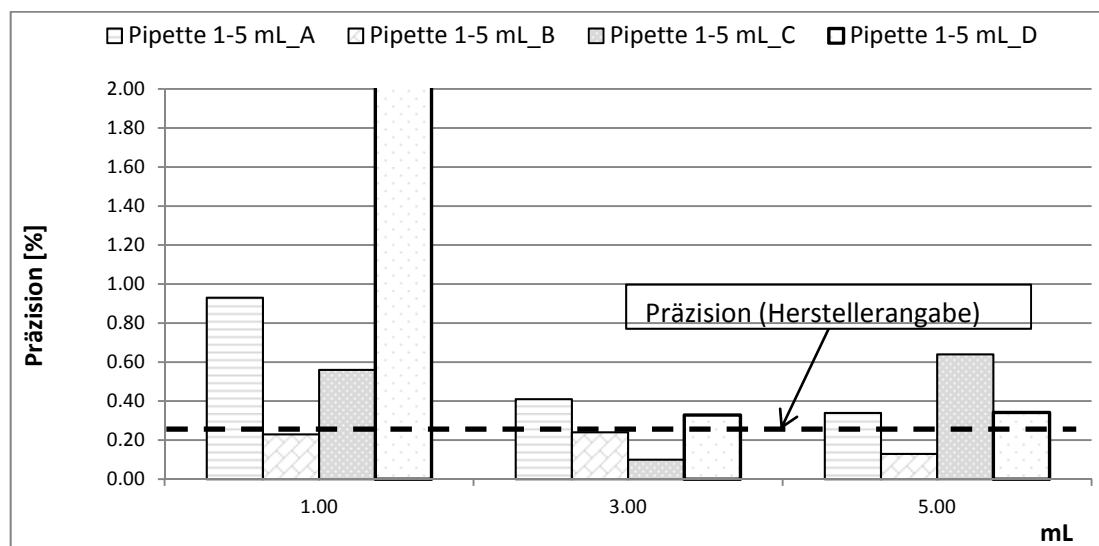


Abbildung 4: Überprüfung der Präzision von drei Kolbenhubpipetten (1,0-5,0 mL)

Beim Pipettieren eines bestimmten Volumens kann die Auswahl der Pipetten auch zu Fehlern führen.

Zum Beispiel ist es für die Bestimmung von Gesamt-Phosphor notwendig bei einem Küvettentest 1,3 mL Probe zu pipettieren. Dabei muss man zwei Mal mit einer Pipette mit kleinerem Arbeitsbereich (0,2-1,0 mL) oder einmal mit einer größeren Pipette pipettieren.

Die Verwendung einer größeren Pipette (1,0-5,0 mL) ist zu empfehlen, da der Durchmesser der Pipettenspitze größer ist und damit eine repräsentative

Probenahme wahrscheinlicher ist. Allerdings kann es bei diesen Geräten zu Fehlern wegen der niedrigeren Präzision im unteren Arbeitsbereich kommen.

Jede Abweichungen von genormten und vorgeschriebenen Methoden soll durch eine ausreichende Anzahl an Untersuchungen überprüft und für das gesamte Betriebspersonal entsprechend nachvollziehbar protokolliert werden. Sonst kann es bei Personalwechsel oder durch Änderungen beim Analysevorgang zu schwer erklärbaren Phänomenen kommen.

2.2 Kohlenstoffparameter

Zur analytischen Erfassung dieser Stoffgruppe kann man:

- alle Kohlenstoffverbindungen bestimmen (TOC = Total organic carbon),
- die zum Abbau erforderliche Sauerstoffmenge messen (Chemischer oder biochemischer Sauerstoffbedarf = CSB bzw. BSB₅),
- andere gemeinsame Eigenschaften (z.B. UV-Absorption) heranziehen.

Tabelle 2: Vergleich CSB - BSB - TOC

	CSB	BSB	TOC
Meßgröße	O ₂ -Verbrauch zum Abbau	O ₂ -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/naschem. Aufschluss

Tabelle 3: Anforderungen für die Eigenüberwachung der Kohlenstoffparameter nach der Verordnung der BMLF 1996, AAEV 2010 und ÖWAV-AB 14

Parameter		Ort	Ausbaugröße der ARA (EW ₆₀) laut Bescheid			
			>50-500	>500-5000	>5000-50000	>50000
CSB	Analysenfrequenz	Z*	m	w	3w	D
		A	m	2m	2w	5w
	Mindestwirkungsgrad der Zulaufkraft (>12°C)	%		min. 85 ^{*1}	min. 85	min. 85
	Maximale Ablaufkonzentration	[mg/L]	90	75	75	75
	Methodenvorschrift		DIN ISO 15705 (2003); DIN 38409-H41 Dez.1980;			
BSB5	Analysenfrequenz	Z*	6a	m	w	2w
		A	6a	m	w	2w
	Mindestwirkungsgrad der Zulaufkraft (>12°C)	%		min. 95 ^{*1}	min. 95	min. 95
	Maximale Ablaufkonzentration	[mg/L]	25	20	20	15
Methodenvorschrift		ÖNORM EN 1899-1; ÖNORM M 6277				
TOC	Analysenfrequenz	Z*			3w ^{*2}	d ^{*2}
		A			26a	W
	Mindestwirkungsgrad der Zulaufkraft (>12°C)	%		min. 85 ^{*1}	min. 85	min. 85
	Maximale Ablaufkonzentration	[mg/L]	30	25	25	25
	Methodenvorschrift		ÖNORM EN 1484; ÖNORM M 6284			

*d-täglich; w-wöchentlich; m-monatlich; a-jährlich; *1 bei Anlagen >1000; *2 als Alternative zur CSB Bestimmung; Z*Zulauf biologische Stufe*

Tabelle 4 zeigt die Erfahrungswerte für die Relationen CSB-BSB5-TOC für ungereinigte und biologisch gereinigte, häusliche Abwässer.

Tabelle 4: Relationen CSB-BSB5-TOC (Emde, 1977)

Parameter	Verhältnis	
	rohes Abwasser	gereinigtes Abwasser
CSB/TOC	3,2-3,5	3,0-3,5
CSB/BSB5	1,7-2,0	3,0-6,0
BSB5/TOC	1,7-2,0	0,5-1,0

Die Bestimmung von CSB, BSB5 sowie (mit Einschränkung) TOC hat für die Eigenüberwachung die größte Verbreitung gefunden. Ein Überblick über die Anforderungen für die Eigenüberwachung der Kohlenstoffparameter nach der Verordnung der BMfLF (1996), AAEV (2011) und ÖWAV-AB 14 (2010) ist in der Tabelle 3 zu finden.

2.2.1 Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

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.

Die Küvettentests für die Eigenüberwachung verwenden die photometrische Methode für die CSB Bestimmung. Für die Oxidation von Kohlenstoffverbindungen in der Probe wird Dichromat (gelbe Farbe) verbraucht und zum Chrom (III)-Ion (Grün) umgewandelt. Durch die Extinktionsmessung der entstandenen Chrom(III)-Ionen bei einer Wellenlänge von 600 nm ± 20 nm wird der Wert in einen ST-CSB-Wert umgerechnet.

Nach DIN ISO 15705 (2003) " *Das Verfahren wird auf unverdünnte Proben angewendet, deren ST-CSB (small scale sealed tube)-Gehalt bis zu 1000 mg/l und die Chloridkonzentration ≤ 1 000 mg/l beträgt. Proben mit höheren ST-CSB-Werten werden vor der Analyse verdünnt.*

Proben mit höheren Chloridkonzentration sollten auf Chloridkonzentration von etwa 1000mg/L oder weniger verdünnt werden. "

Eine Validierung verschiedener am Markt befindlicher Küvettentests wurde mit unterschiedlichen Kaliumhydrogenphthalat-Standardlösungen durchgeführt.

Die Abbildung 5 zeigt, dass bei Standardlösungen bei einer CSB Konzentration von 50 mg/L eine Genauigkeit von $\pm 10\%$ bei der Labormethode (DIN 38409-43) und $\pm 5\%$ beim Küvettentest erreichbar wäre.

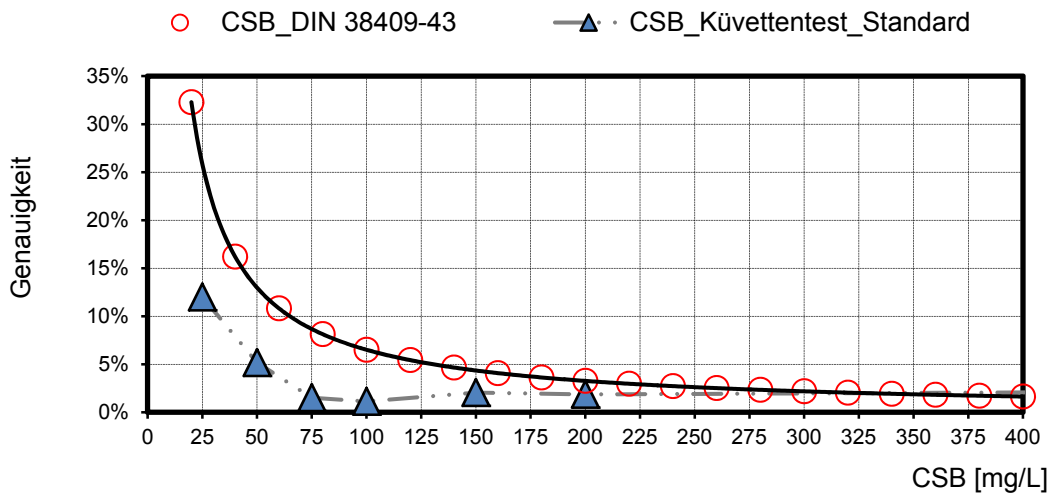


Abbildung 5: Die Ergebnisse der Validierung der CSB-Bestimmungsmethoden mit Küvettentest (Bestimmungsgrenze 50-1000 mg/L) und Labormethode (DIN 38409-43) mit Kaliumhydrogenphthalat-Standardlösungen

Wie wichtig die richtige Probenkonservierung bei der CSB-Bestimmung ist, ist aus der Abbildung 6 ersichtlich.

Es kann zu einem signifikanten Abbau von CSB in Zulaufproben kommen, wenn die Proben für die Fremdüberwachung unzureichend gekühlt verschickt und nicht gleich analysiert werden.

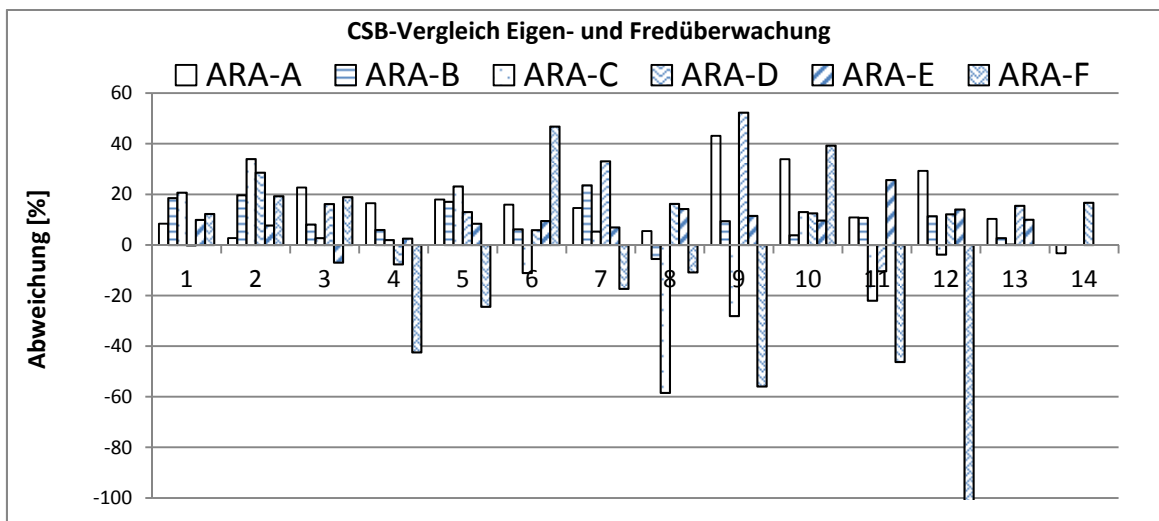


Abbildung 6: Vergleich der CSB Messung bei Eigen- und Fremdüberwachung im Zulauf verschiedener Kläranlagen

Eine weitere Ursache für die Abweichung der CSB-Werte kann die Teilung der Probe sein, da es nur möglich ist nach der Homogenisierung eine repräsentative Probe zu bekommen. Wenn die Einteilung für Eigen- und Fremdüberwachung vor der Homogenisierung gemacht wird, können die groben Partikel ungleichmäßig verteilt sein.

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.

Tabelle 5: Die Vorteile, Nachteile und verfahrensbedingte Probleme bei CSB Bestimmungsmethoden

Vorteile	Nachteile	Verfahrensbedingte Probleme
rasche Durchführbarkeit (3-5 Stunden) im Vergleich zum BSB ₅ (5 Tage)	Einsatz von gefährlichen Chemikalien (Cr ⁺⁶ , Hg, H ₂ SO ₄)	Keine vollständige Oxidation (in den meisten Fällen allerdings über 95 %)
gute Reproduzierbarkeit Möglichkeit zur Bilanzierung	Keine qualitative Aussage über Art der Verbindung. (Abbaubarkeit, Toxizität)	Sogenannte "Problemverbindungen"*
	Geringe Empfindlichkeit (Im Bereich unter 30 mg/l bereits relativ ungenau)	Verdampfungsverluste (v.a. flüchtige hydrophobe Verbindungen)
		Miterfassung anorganischer Substanzen (Eisen(II), Sulfid, Sulfit oder Nitrit)

Die sogenannten "Problemverbindungen" wie z.B. Pyridinringe, quartäre Stickstoffverbindungen (kationenaktive Tenside, Betain), Ammoniumverbindungen sowie niedere Zwitterverbindungen wie z.B. Glycin können zu erheblichen Ergebnisstreunungen bzw. Minderbefunden führen (JANICKE 1983).

Seit längerer Zeit wird angestrebt aufgrund des nicht zu umgehenden Einsatzes giftiger Chemikalien die Messung des CSB durch den TOC zu ersetzen, jedoch wurde dies bis heute nicht realisiert. Die verschiedenen Küvettensätze für die

TOC-Bestimmung, die auf dem Markt existieren, sind nicht für die Eigenüberwachung geeignet.

2.2.2 Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅)

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 BSB₅ bezeichnet. Bei überwiegend kommunalem Abwasser entspricht der BSB₅ ca. 2/3 des möglichen End-BSB (der nach etwa 20 Tagen erreicht wird) (Moser, 1994).

Für die Bestimmung des BSB₅ 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 (*Manometrisches Verfahren*).

Bei der Verdünnungsmethode wird eine Flasche mit einer sauerstoffgesättigten Probe vollständig gefüllt, luftdicht verschlossen und bei 20°C aufbewahrt, dabei 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 BSB₅.

Bei Anwesenheit von Nitrifikanten besteht die Gefahr, dass durch das Einsetzen der Oxidation von NH₄-N nach etwa 2-3 Tagen ein zusätzlicher Sauerstoffverbrauch verursacht und damit ein höherer BSB₅-Wert vorgetäuscht wird. Da der BSB₅ definitionsgemäß nur den Sauerstoffverbrauch für den Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen erfassen soll, muss die Nitrifikation durch Zugabe eines Nitrifikationshemmstoffes (zumeist *Allylthioharnstoff* = ATH) verhindert werden. Für die Unterdrückung der Nitrifikation ist die Zugabe von 1 mg/L ATH ausreichend, eine weitere Dosierung kann, weil ATH eine kohlenstoffhaltige Chemikalie ist, zu BSB₅ Mehrbefund führen. Da Allylthioharnstoff auch bei Kühlung nur begrenzt haltbar ist, ist hier auf die Lagerung und das Ablaufdatum besonders Bedacht zu nehmen.

Tabelle 6: Vorteile, Nachteile und Probleme bei BSB5 Bestimmung

Vorteile	Nachteile	Verfahrensbedingte Probleme
Abschätzung der Auswirkung einer Einleitung auf den Sauerstoffhaushalt	Keine Bilanzierungsmöglichkeit	Schwer standardisierbar
Hinweis auf die Anwesenheit von Hemmstoffen	Lange Versuchsdauer (5 Tage)	Schlecht reproduzierbar
Bestimmung der Abbaukinetik (der zeitliche Ablauf des Abbauvorganges)	Keine klare Aussage über die Gesamtverschmutzung	Ungenügende Erfassung der Feststoffe
	Ungenügende Erfassung der partikulären Schmutzstoffe	Schwierigkeit der Bereitstellung einer adaptierten Impfpopulation

Bei der *Verdünnungsmethode* werden die BSB-Flaschen mit der ATH-Probe und danach mit Verdünnungswasser vollständig gefüllt. Das Probenvolumen und notwendige Volumen des Verdünnungswassers kann aus dem CSB Messwert abgeschätzt werden (Tabelle 4). Mittels Sauerstoffsonde und Röhreinrichtung (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 5 Tagen wird die Sauerstoffgehalt in der Flasche gemessen und aus der Differenz, nach der Multiplikation mit Verdünnungsfaktor, BSB₅ ermittelt.

Ein wichtiger Punkt bei der BSB₅ Bestimmung ist die Bereitstellung einer entsprechend adaptierten Biomasse sowie die Sicherung eines ausreichenden Nährstoffangebotes in einem optimalen pH-Bereich.

Das Verdünnungswasser für den vereinfachten BSB5 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 BSB5-Thermostatschrank ständig zu belüften (z.B. mit einer Aquarienluft-

pumpe). Das Verdünnungswasser soll vor der Verwendung mindestens einen Tag belüftet werden, spätestens nach 14 Tagen soll neues Verdünnungswasser angesetzt werden.

Die *manometrischen Verfahren* bieten eine Vereinfachung der Messung des BSB, bei denen die Sauerstoff-Zehrung als Druckabfall in der Gasphase erfasst wird. Die in das Messgefäß einzufüllende Probemenge kann aus der Bedienungsanleitung nach Abschätzung der erwarteten BSB₅-Konzentration entnommen werden, das ATH (1 mg/L) kommt direkt in den Ansatz.

Das beim Abbau der organischen Stoffe durch Mikroorganismen gebildete Kohlendioxid wird durch Natrium- oder Kaliumhydroxid aufgenommen (absorbiert). Dabei sinkt im gerührten, unverdünnten Abwasser stetig die O₂-Konzentration und wegen der CO₂ Absorption steigt der pH-Wert leicht.

Der entstehende Unterdruck kann täglich aufgezeichnet und graphisch dargestellt werden (aus dem Druckverlust nach 5 Tagen berechnet sich der BSB₅). 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 Abbildung 7 angeführt.

Beispiele von BSB-Kurven

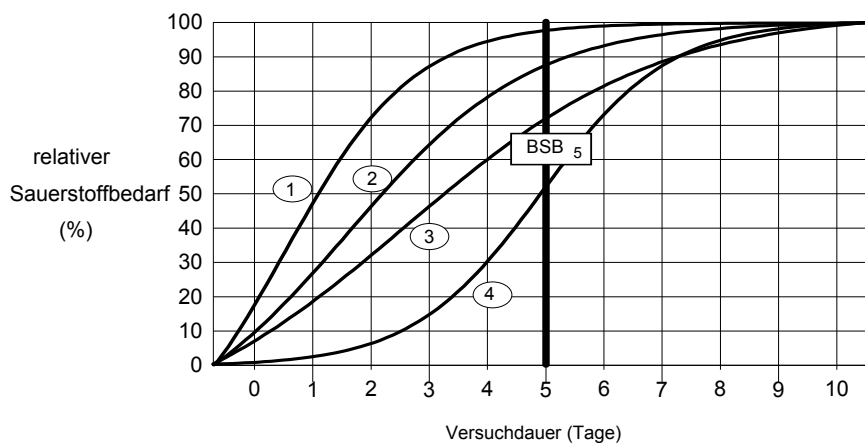


Abbildung 7: Die wesentlichsten Kurvenverläufe bei BSB Bestimmung (manometrisch)

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 muss

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 (Moser, 1994).

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 BSB₅-Konzentration berechnet.

Für die Bestimmung der BSB₅ von kommunalem Abwasser und Kläranlagenabläufen mit der manometrischen Methode ist eine Zugabe von Nährstoffen bzw. eine Beimpfung des Verdünnungswassers in der Regel nicht erforderlich.

Die verschiedenen Untersuchungen haben gezeigt dass nach Verdünnungsmethode bestimmten BSB₅ sich zum Teil erheblich unterscheiden von jenen, die mit manometrischen Methoden analysiert wurden (Weichlinger).

Abbildung 8 zeigt dass die Zulauf BSB₅-Werte die mit der manometrischen Methode bestimmt worden sind über den Werten des Verdünnungsmethoden liegen (Kroiss, 1997).

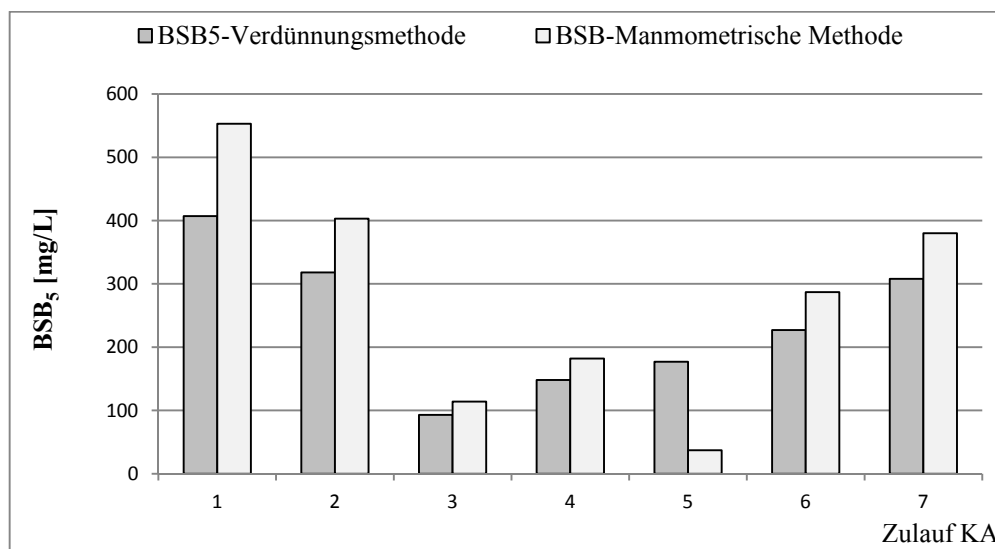


Abbildung 8: BSB₅-Bestimmung im Zulauf KA, Vergleichsmessung mit Verdünnungsmethode und manometrische Methode

Viel größere Abweichungen gibt es bei BSB-Vergleichsmessungen in den Proben mit geringerem Verschmutzungsgrad ($CSB < 50 \text{ mg/L}$), wie z.B. bei Ablaufproben von Kläranlagen (Abbildung 9) (Kroiss, 1997).

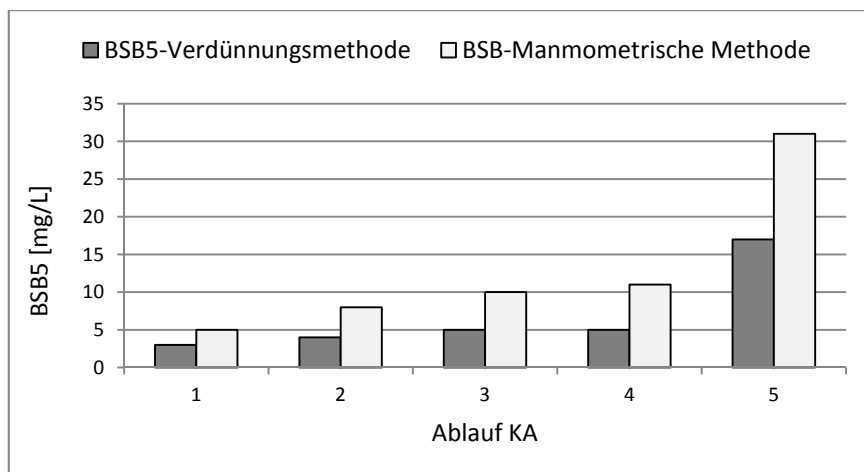


Abbildung 9: BSB5-Bestimmung im Ablauf KA, Vergleichsmessung mit Verdünnungs- und Manometrischen Methode

2.2.3 TOC

Zur Bestimmung des in organischen Molekülen kovalent gebundenen Kohlenstoffs (TOC) können alle am Markt befindlichen Geräte eingesetzt werden, die die Auflagen nach ÖNORM EN 1484 bzw. ÖNORM M 6284 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_2 durch einen Inertgasstrom transportiert und in einem geeigneten Detektor (vor allem durch nicht-dispersive IR-Photometer) erfasst.

Tabelle 7: Vorteile und Nachteile bei den TOC-Bestimmungsmethoden

<i>Vorteile</i>	<i>Nachteile:</i>
gute Reproduzierbarkeit	Keine qualitativen Aussagen über die Art der analysierten Verbindungen
hohe Genauigkeit und Empfindlichkeit	Keine Aussage über den Oxidationsgrad der gemessenen Verbindungen
kein Einsatz von bedenklichen Chemikalien	Hohe Anschaffungskosten, Betriebskosten und Wartungskosten, Qualifiziertes Personal

Die hohen Anschaffungskosten und die erforderliche Qualifikation des Bedienungspersonals führen dazu, dass der TOC für Eigenüberwachung aus wirtschaftlichen Überlegungen nur auf größeren Kläranlagen oder in Zentrallabors gemessen wird.

Wegen der leichten Automatisierbarkeit gibt es bereits seit vielen Jahren *kontinuierliche TOC-Messgeräte*, Je nach Gerät werden Partikel über 20-200 μm Durchmesser jedoch nicht vollständig erfasst (Ausnahme: Quasikontinuierliche Homogenisierung der Zulaufprobe). Aus diesem Grund liegt das Haupteinsatzgebiet dieser Systeme vor allem bei Industrieabwässern mit vorwiegend löslichen Abwasserinhaltsstoffen sowie im Ablauf von Kläranlagen.

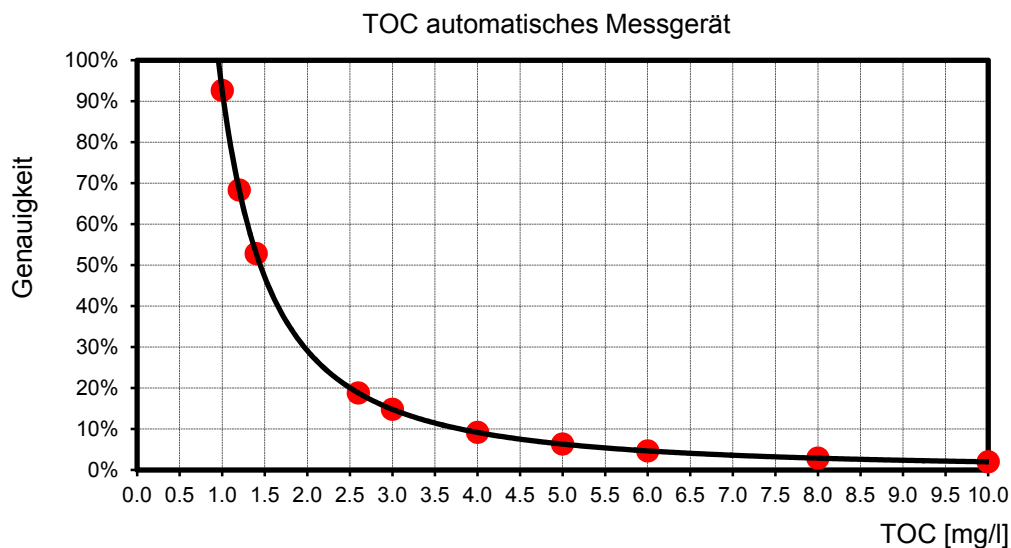


Abbildung 10: Ergebnisse Validierung einen automatischen TOC-Messgerät mit Kaliumhydrogenphtalat Standardlösungen

Der geringe Chemikalienbedarf und ein relativ konstantes CSB/TOC-Verhältnis (3,0 - 3,5) machen den TOC jedoch zu einer idealen Ergänzung der CSB-Analyse. Nur die Entwicklung einer einfacheren Methode (z.B. Küvettentest) wurde bis heute noch nicht realisiert.

Ein schwankender Oxidationsgrad und Verluste während TOC Aufschluss verursachen große Fehler und verhindern, dass die TOC Bestimmung mit Küvettentest den CSB ersetzt.

2.3 Nährstoffe

In kommunalem Abwasser kommt Stickstoff in organischer Form vor. Am meisten als Harnstoff aus dem Abbau von Eiweißen, der im Körper der Menschen (Urin) und im Kanal stattfindet. Im Kanalnetz, Vorklärbecken und teilweise auch in der biologischen Stufe der Kläranlage findet die weitere Umwandlung von Stickstoffverbindungen zu Ammonium statt.

Während der Nitrifikation wird Ammonium zu Nitrit bzw. Nitrat oxidiert. Stickstoffoxide werden durch die Denitrifikation in Form von gasförmigem Stickstoff aus dem Abwasser entfernt.

Tabelle 8: Anforderungen für die Eigenüberwachung der Stickstoffparameter nach der Verordnung der BMLF 1996,AAEV 2010 und ÖWAV-AB 14

Parameter	Ort	Ausbaugröße der ARA (EW ₆₀) laut Bescheid				
		>50-500	>500-5000	>5000-50000	>50000	
NH ₄	Analysenfrequenz	A*	w	2w	3w	d
	Maximale Ablaufkonzentration	[mg/L]	10	5	5	5
	Methodenvorschrift		DIN 38406-E5, 1983; DIN EN ISO 11732, 2005			
	Nitrat Methodenvorschrift		DIN38405-D20, 1991			
	Nitrit Methodenvorschrift		DIN38405-D20, 1991			
Nges.	Analysenfrequenz	Z*		w ^{*1}	3w	d
		A*	-	-	2m	w
	Mindestwirkungsgrad der Zulaufkraft (>12°C)	%		min. 70 ^{*1}	min. 70	min. 70
	Maximale Ablaufkonzentration	[mg/L]	-	-	-	-
	Methodenvorschrift		-			

*d-täglich; w-wöchentlich; *1 bei Anlagen >1000; Z* Zulauf biologische Stufe (ÖWAV AB-14), A* Ablauf (Verordnung BMLF 1996)*

2.3.1 Bestimmung von Ammonium

Im Wasser liegt Ammonium-Stickstoff in Abhängigkeit vom pH-Wert und Temperatur als Ammonium (NH_4) oder Ammoniak (NH_3) vor (Abbildung 11). Ammoniak ist ein starkes Fischgift und sollte nicht in Gewässer eingeleitet werden.

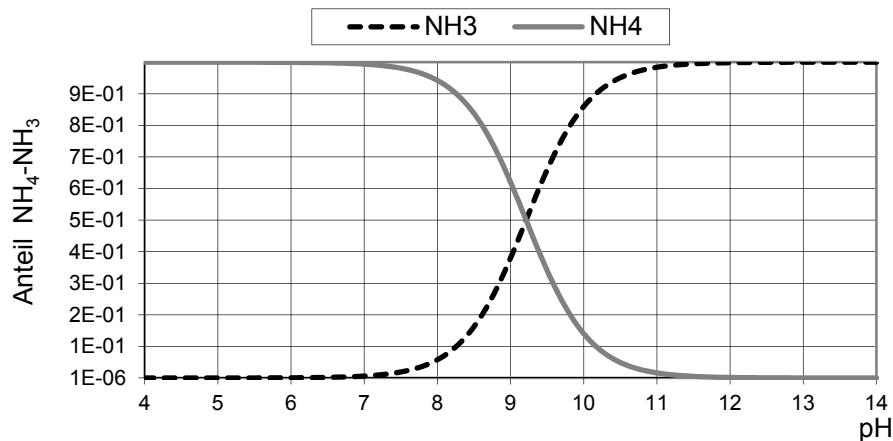


Abbildung 11: Ammonium und Ammoniakanteil in wässrigen Lösungen in Abhängigkeit von pH Wert (20°C)

Der Ammonium-Stickstoff kann titrimetrisch (acidimetrisch), photometrisch mit dem Neßler's Reagenz, oder nach der Indophenol-Methode bestimmt werden (DIN EN ISO 11732, 2005). Bei der photometrischen Bestimmung wird die Intensität eines selektiv mit dem Ammonium Ion gebildeten Farbstoffs gemessen.

Die Bestimmung der Ammonium-Stickstoffe mit dem Neßler-Reagenz sollte aus Umweltschutzgründen, wegen Verwendung von Kaliumtetrajodomercurat (enthält giftigen Quecksilber) nicht mehr angewendet werden, deswegen wird heutzutage am häufigsten die Indophenol-Methode (DIN 38406 E5) eingesetzt.

Bei der Indophenol-Methode wird die Probe zuerst alkalisiert und dabei wird NH_3 freigesetzt. Nach der Zugabe weiterer Reagenzien (Dichlorisocyanursäure, Nitroprussidnatrium, Salicylat-Citrat-Lösung) entsteht ein blaugrün gefärbter Farbstoff, der photometrisch mit einer Meßwellenlänge von 695 nm gemessen wird.

Die gängigen Küvettentests verwenden die Indophenol-Methode für die Ammoniumbestimmung. Neben der Einhaltung der Regeln aus dem Abschnitt 2 muss beachtet werden, dass durch die Alkalisierung Ammonium zu Ammoniak umwandelt wird. Deswegen muss unmittelbar nach der Probezugabe, um Ammoniakverluste zu vermeiden, die Küvette verschlossen werden.

Dieses Verfahren weist eine sehr hohe Empfindlichkeit (Abbildung 12) und Selektivität auf. Durch übliche Abwasserinhaltsstoffe gibt es kaum Störungen.

Nach ÖWAV-AB 14 wird Ammonium für die Eigenüberwachung nur mehr im Ablauf NKB gemessen und bei der Einhaltung einiger Regeln aus Abschnitt 2 sollte die Ammoniumbestimmung mit gängigen Küvettentests problemlos verlaufen. Abbildung 12 zeigt die Ergebnisse der Validierung der Indophenol-Ammoniumbestimmung eines Küvettentests (Bestimmungsgrenzen von 0,05 bis 2,5 mg/L) und Labormethoden mit Fließinjektionsanalyse (FIA). Es wurden aus Ammoniumchloriden Standardlösungen verschiedene Konzentrationen vorbereitet und auf Ammonium analysiert. Die Ergebnisse zeigen, dass man mit Küvettentests eine ähnliche Genauigkeit wie mit FIA erreichen kann. Zum Beispiel liegt oberhalb einer 0,6 mg/L Ammoniumkonzentration die Genauigkeit der Indiphenol-Methode unter $\pm 5\%$, bei niedrigeren Konzentrationen ist mit größeren Fehlern zu rechnen.

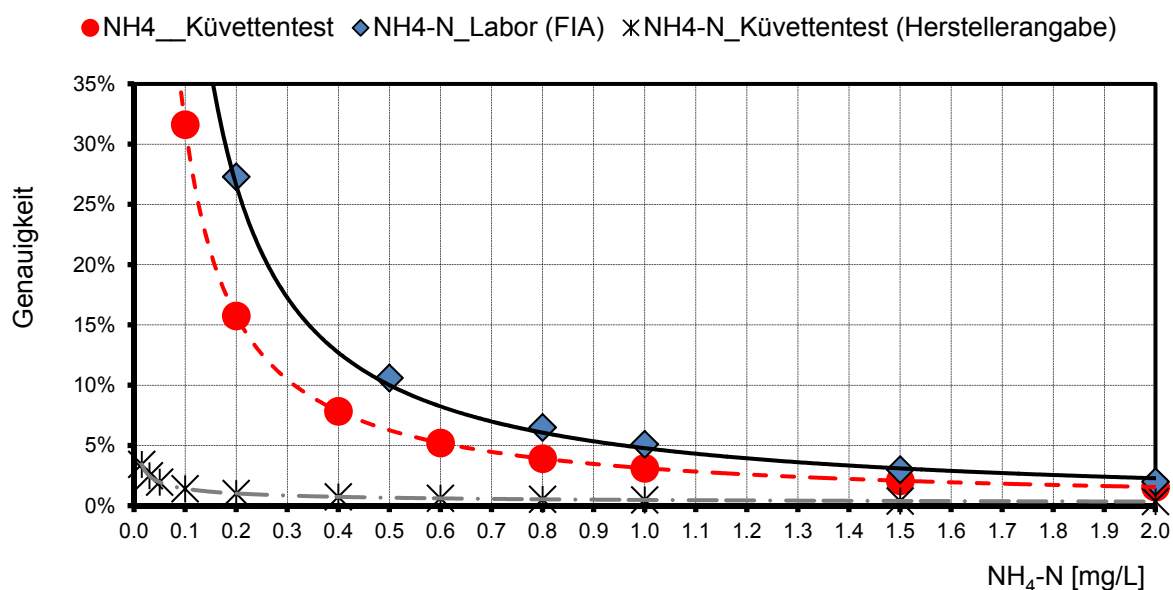


Abbildung 12: Validierung Indophenol-Methode Ammoniumbestimmungsmethoden mit Küvettentests (Bestimmungsgrenze 0,05-2,5 mg/L) und Labormethode mit Durchflußanalysator, sowie Küvettentest Herstellerangaben

Ammonium kann auch mit ionensensitiven und gassensitiven Methoden direkt im Messmedium gemessen werden. Dabei werden Chemikalien kaum oder gar nicht eingesetzt. Über diese Art von Messung wird in einem eigenen Vortrag hingewiesen (Winkler, 2011).

2.3.2 Nitrat

Bei der photometrischen Bestimmung von Nitrat wird die Intensität eines selektiv mit dem Nitrat-Ion gebildeten Farbstoffs oder die UV-Absorption des Nitrat-Ions selbst gemessen. Außerdem kann Nitrat auch mit ionensensitiven Elektroden gemessen werden (Winkler, 2011).

Für die photometrische Bestimmung erfolgt die Farbbildung durch eine Nitrierungsreaktion mit Dimethylphenol (DMP), wobei der Farbkomplex bei 350 nm gemessen wird.

Bei Abwasserproben können bei starker Eigenfärbung der Probe durch die niedrigen Messwellenlängen der Dimethylphenolmethode (zwischen 320 und 370 nm) Mehrbefunde auftreten.

Bei einem alternativen Verfahren wird ebenfalls durch eine Nitrierungsreaktion aber mit Benzoesäurederivat ein tieferer, bei 517 nm messbarer Farbstoff gebildet und damit die bei der DMP-Methode angesprochene Problematik der Mehrbefunde umgangen.

Für die Validierung der DMP Nitrat Bestimmungsmethode wurden Standardlösungen aus Natriumnitrat vorbereitet. Bei einer Nitratkonzentration von 5 mg/L in der Probe, wurde eine Genauigkeit von ca. $\pm 3\%$ sowohl beim Küvettest, als auch bei der Labormethode mit Fließinjektionsanalyse (FIA) erreicht (Abbildung 13).

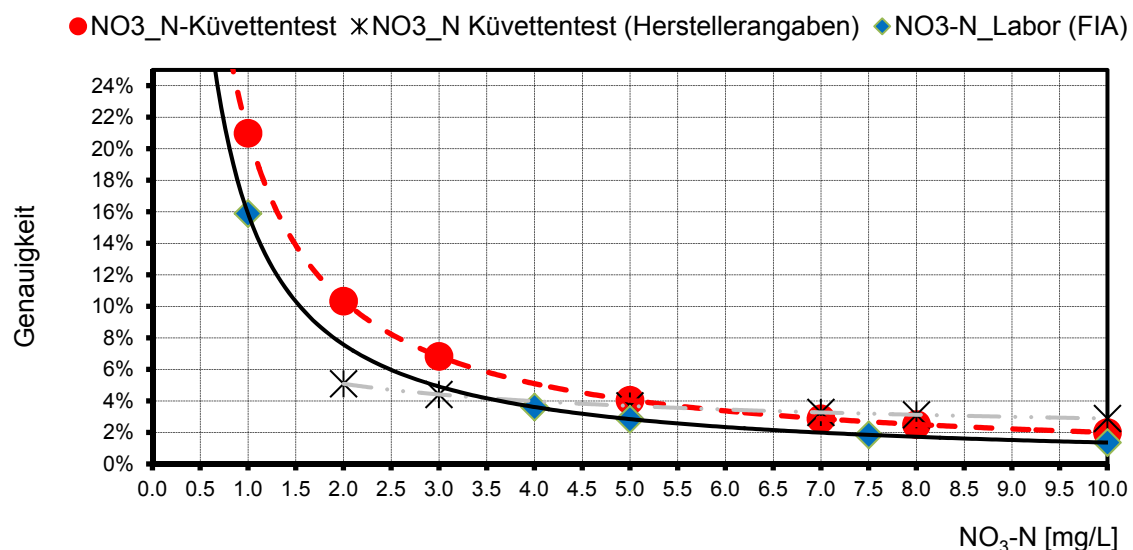


Abbildung 13: Validierung Nitratbestimmungsmethoden mit Küvettest (DMP Methode gemessen bei 357 nm (Bestimmungsgrenze 0,1-16 mg/L); Labormethode nach Reduktionsmethode (FIA), sowie Küvettest Herstellerangaben

Die indirekte Nitratbestimmung nach Reduktion zu Nitrit ist für Eigenüberwachung kaum gebräuchlich, verwendet oft Cadmium als Reduktionsmittel und kann durch die erforderliche hohe Verdünnung (wegen Bestimmungsgrenze) zu dementsprechenden Ungenauigkeiten führen.

Nitrat kann auch mit ionensensitiven und spektrometrischen Methoden direkt im Messmedium gemessen werden. Über diese Art von Messung wird in einem eigenen Vortrag hingewiesen (Winkler, 2011)

2.3.3 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 Analysenverfahren) beim Nitrat führen.

Die photometrische Bestimmung mit Sulfanilamid und N-(1-Naphthyl)-ethyldiamin (Griess-Ilosvay-Reaktion) ist extrem empfindlich und selektiv (Abbildung 14).

Zu beachten ist vor allem die rasche Veränderung der Nitritkonzentration, die weder durch Tiefrieren noch durch sonstige Konservierungsverfahren gesichert hintangehalten werden kann. Die tatsächliche Nitritkonzentration kann, trotz der Empfehlung für Konservierung in EN ISO 5667-3, 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. Eine Alternative für den Nitrit Küvettest ist die Verwendung eines Testkits wobei für jede Bestimmung eine eigene Kalibrationskurve erstellt werden muss.

Für die Validierung der Nitrit Bestimmungsmethode wurden Standardlösungen mit Natriumnitrit vorbereitet und mit Küvettest und Testkits analysiert.

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

Eine bestimmte Menge der Probe wird in ein Gefäß gefüllt und Reagenzien zugegeben. Das Nitrit bildet nach einer gewissen Zeit eine gefärbte Verbindung mit den Chemikalien, aus deren Intensität direkt die Konzentration abgeleitet werden

kann. Die Zuordnung der Farbintensität zur Konzentration wird durch direkten Vergleich mit einer neben der Probeküvette angeordneten Farbskala quantifiziert.

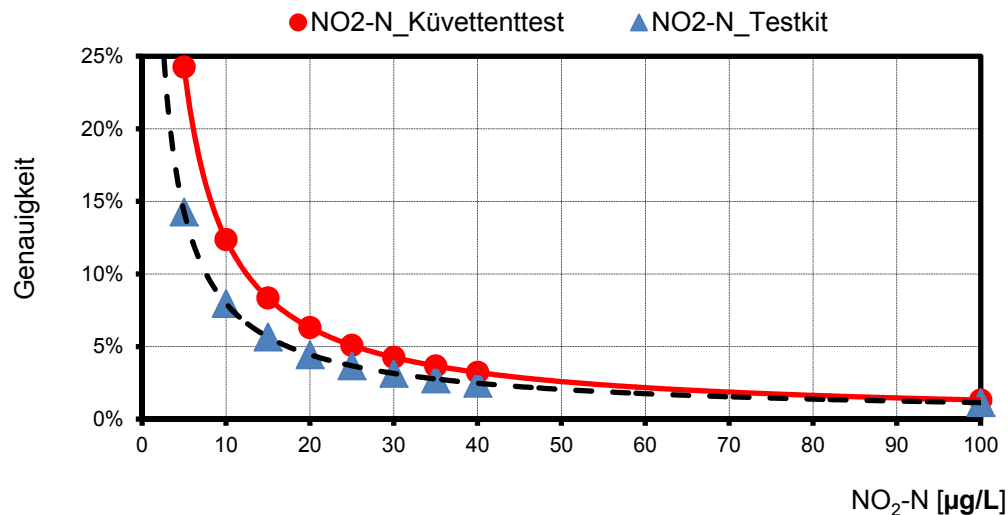


Abbildung 14: Ergebnisse der Validierung des Küvettestes und des Testkits für Nitrit Bestimmungsmethode

Wie die Abbildung 14 zeigt, ist die Genauigkeit des Testkits nur im unteren Messbereich (unterhalb 20 µg/L) etwas größer, was für die praktische Anwendung bei der Eigenüberwachung nicht von Bedeutung ist.

2.3.4 Gesamt-Stickstoff

Für die Bestimmung des Gesamt-Stickstoffs in der Probe muss der organische Stickstoff zuerst durch einen Aufschluss in anorganischen Stickstoff übergeführt werden. Je nach Reaktionsbedingungen wird dabei der organische Stickstoff entweder in Ammonium übergeführt oder zu Nitrat oxidiert.

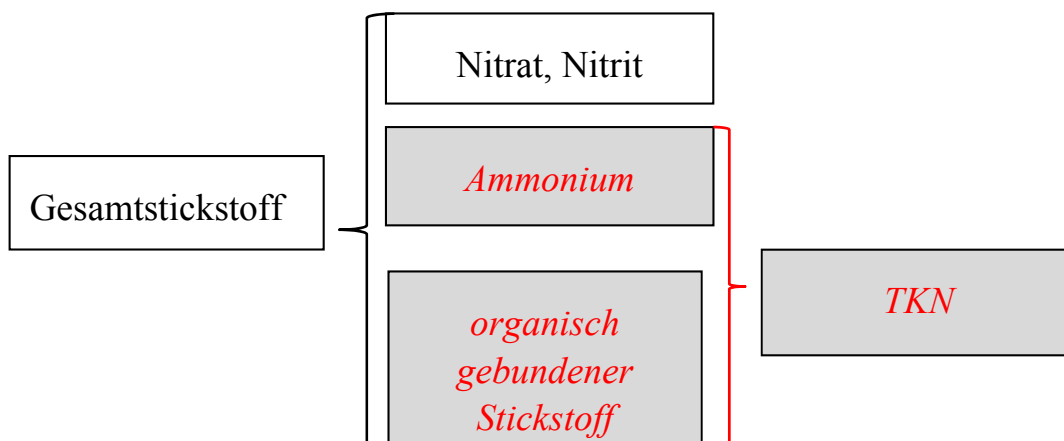


Abbildung 15: Verteilung die Stickstoffverbindungen in eine Abwasserprobe

Beim Kjeldahlaufschluss (TKN) 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 gebildetem $\text{NH}_4\text{-N}$ wird photometrisch oder nach Alkalisierung und Destillation acidimetrisch bestimmt.

Hohe Stickstoffblindwerte in der verwendeten Schwefelsäure sowie massive, aber schwer vorhersehbare Minderbefunde bei Anwesenheit von Nitrat oder Nitrit (durch chemischen Denitrifikation unter N_2 bzw. NO_2 -Bildung) führen zu großen Ungenauigkeiten in der TKN-Analytik.

Zum Beispiel ist die Konzentration an organischem Stickstoff im Ablauf gering. Deswegen ist die Analyse des TKN im Ablauf (besonders bei gleichzeitiger Anwesenheit von NO_3) relativ ungenau.

Durch die höhere Zahl von Arbeitsschritten und damit verbundene Fehleranfälligkeit wird die TKN-Bestimmung selten für die Eigenüberwachung verwendet.

Beim oxidativen 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 $\text{NO}_3\text{-N}$.

Der oxidative Aufschluss ist weniger störungsanfällig, schneller und einfacher durchführbar als ein Kjeldahlaufschluss.

Unterschieden werden dabei Verfahren bei denen die geschlossenen Reaktionsgefäße:

- bis zum Sieden erhitzt werden (Thermoblock bei $100\text{-}105^\circ\text{C}$)
- im Mikrowellenherd unter Druck aufgeschlossen werden

Alle Küvettentestsätze am Markt verwenden die oxidative Methode für die Gesamt-Stickstoffbestimmung. Ammonium muss vor dem Aufschluss, durch die Laugenzugabe, in Ammoniak umgewandelt werden. Das Aufschlussgefäß (z.B. Küvette) muss unmittelbar nach der Laugenzugabe (NaOH , KOH oder Na_2CO_3 in flüssiger oder fester Form) verschlossen werden, um Ammoniakverluste zu vermeiden.

Die Abbildung 16 zeigt die Ergebnisse der Bestimmung von Gesamtstickstoff mit Küvettentests nach thermischem Aufschluss und mit der Labormethode nach Mikrowellenaufschluss (MW). Bei der

Labormethode wurde das gebildete Nitrat mit Fließinjektionsanalyse bestimmt.

Die Standardlösungen für die Validierung wurden aus Ammoniumchlorid hergestellt und analysiert.

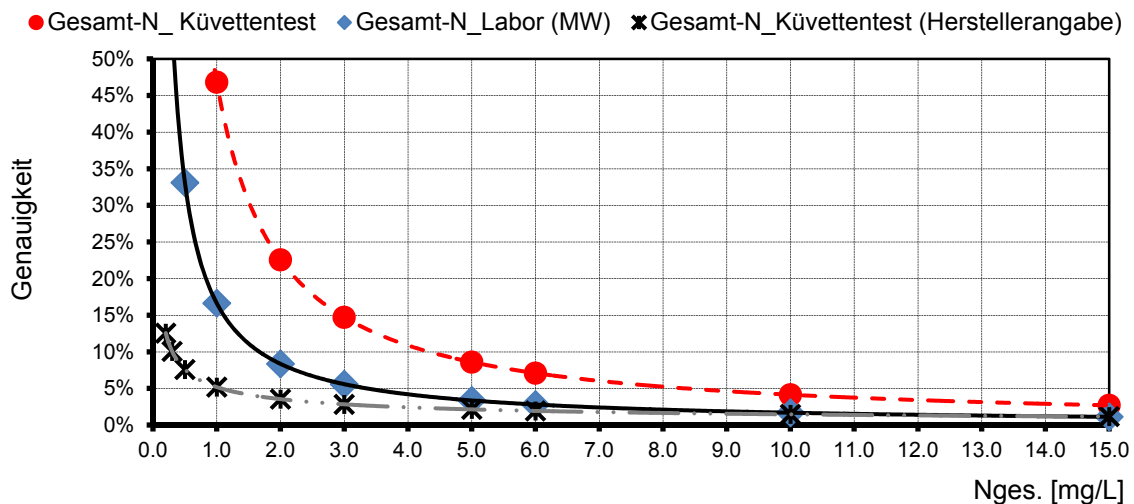


Abbildung 16: Ergebnisse der Validierung der Methoden für Gesamtstickstoff-Bestimmung mit Küvettentest nach thermischem Aufschluss und Labormethode nach Mikrowellenaufschluss

Die Abbildung 16 zeigt dass bei einer Konzentration von 5 mg/L für den Gesamtstickstoff in der Probe eine Genauigkeit von ca. $\pm 5\%$ bei der Labormethode nach Mikrowellenaufschluss und ca. $\pm 10\%$ beim Küvettentest zu erwarten ist.

In den meisten Fällen wird der organische Stickstoff vollständig oxidiert, dies gilt jedoch nicht notwendigerweise für den gesamten enthaltenen Kohlenstoff (CSB), der eine Eigenfärbung der Probe verursachen kann. Daher sollte bei der oft in Kombination mit diesem Aufschluss angebotenen Nitratbestimmung, nach der Dimethylphenolmethode bei organisch hoch belasteten Proben (Zulauf), eine Probenblindwertkompensation erfolgen. Da Während der Aufschluss für Gesamt Stickstoffbestimmung auch Kohlenstoffverbindungen (CSB) oxidiert werden ist es wichtig „einen ausreichenden Überschuss an Oxidationsmittel sicherstellen“ und der CSB der original Probe (durch verdünnen) unter 120 mg/L herabsetzen (DIN EN ISO 11905-1).

Prinzipiell gilt für alle Aufschlussverfahren, dass sie durch die höhere Zahl von Arbeitsschritten wesentlich fehleranfälliger als z.B. die Bestimmung der gelösten Stickstoffformen ($\text{NH}_4\text{-N}$; $\text{NO}_3\text{-N}$) sind. Darüber hinaus 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.

Da die Berechnung des N-Eliminationsgrades aus dem anorganischen Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$ Zulauf $\times 1,7 = \text{TKN}$) auf Kläranlagen schlechte Erfahrung gebracht hat, wird nach ÖWAV-AB 14 für die Feststellung des Mindestwirkungsgrades die Bestimmung vom Gesamt-Stickstoff ($N_{\text{ges.}}$) herangezogen.

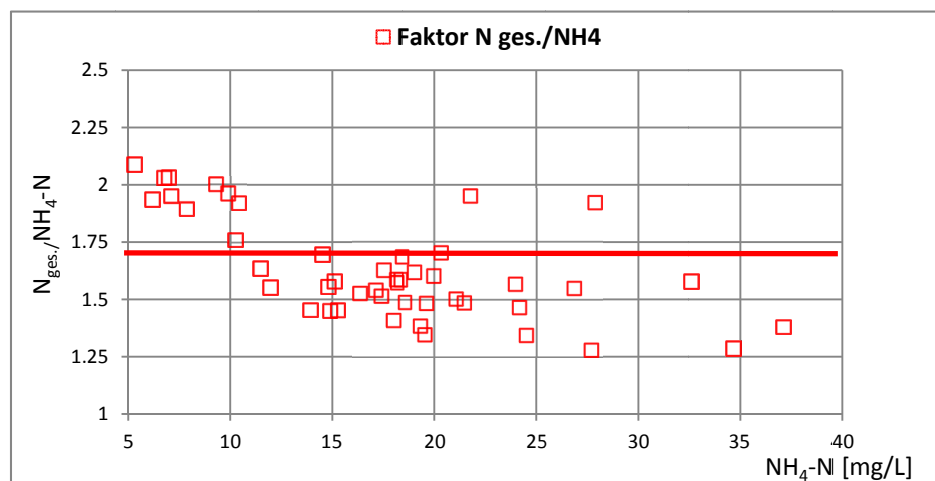


Abbildung 17: Verhältnis $N_{\text{ges.}}/\text{NH}_4\text{-N}$ im Zulauf verschiedener kommunaler Kläranlagen

Die Abbildung 17 zeigt, dass das Verhältnis $N_{\text{ges.}}/\text{NH}_4\text{-N}$ bei ausgewählten Kläranlagen zwischen 1,2 und 2,2 liegt.

Die Verwendung der Berechnungsmethode für die Feststellung des Wirkungsgrads (N-eliminationsgrad) wäre bei diesen und manchen anderen Anlagen auf Grund der Schwankungen mit Fehlern behaftet.

2.3.5 Phosphor

Zur Bestimmung der $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentration wird die photometrische Molybdat-Vanadat-Methode oder die Molybdänblau-Methode verwendet.

Bei der Molybdat-Vanadat-Methode bilden die Reagenzien mit dem ortho-Phosphat einen tief gelb gefärbten Komplex, der durch Zugabe von Ascorbinsäure zu einer blauvioletten Verbindung reduziert.

Da die Molybdat-Vanadat-Methode Methode nicht sehr empfindlich und durch die Messung bei niedriger Meßwellenlänge (400-490 nm) anfällig gegen leichte Gelbfärbung und Trübung durch Feststoffe ist, ist sie nur bei schwach gefärbten Zulaufproben unter Kompensation der Eigenextinktion der Probe zu empfehlen.

Die Küvettentests für die Eigenüberwachung verwenden meistens die Molybdänblau-Methode.

Für die Validierung der Phosphor Bestimmungsmethode wurden die Standardlösungen mit Kaliumhydrogenphosphat vorbereitet und mit Küvettentest analysiert.

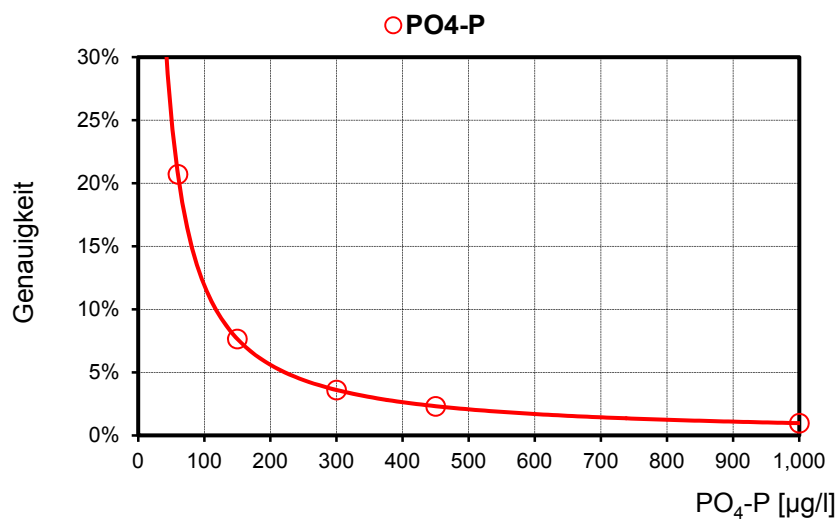


Abbildung 18: Ergebnisse der Validierung der Phosphor Bestimmungsmethode (Molybdänblau-Methode) mit Küvettentest (Messbereich 0,05-1,50 mg/L)

Diese Bestimmungsmethode ist sehr empfindlich und wie die Abbildung 18 zeigt, bei Einhaltung der Vorgaben aus Abschnitt 1.1, kann man bei PO₄-P Konzentration von 0,5 mg/L eine Präzision von ca. ±2% erreichen.

Auf dem Markt werden die Schnellbestimmungssätze, die eine zu geringe Empfindlichkeit aufweisen und Konzentrationen um 1 mg/l nur sehr ungenau wiedergeben, angeboten. Soll die Phosphor-Fällmitteldosierung nach diesen Messergebnissen kontrolliert werden, ist bei der Wahl eines empfindlichen Testsatzes nach der Molybdänblaumethode besonders darauf zu achten.

2.3.6 Gesamt Phosphor

Ähnlich wie beim Gesamt-Stickstoff wird zur Bestimmung des Gesamtposphors der organisch gebundene Phosphor und der anorganische

nicht als ortho-Phosphat vorliegende Phosphor durch einen Aufschluss - meist mit Peroxodisulfat im sauren Milieu (DIN EN ISO 6878 Punkt 7., 2004) in ortho-Phosphat übergeführt und als solches photometrisch bestimmt.

Tabelle 9: Anforderungen für die Eigenüberwachung der Gesamtphosphor nach der Verordnung der BMLF 1996,AAEV 2010 und ÖWAV-AB 14

Parameter	Ort	Ausbaugröße der ARA (EW ₆₀) laut Bescheid				
		>50-500	>500-5000	>5000-50000	>50000	
Pges.	Analysenfrequenz	Z*		2w	5w	d
		A*		w	2w	5w
	Mindestwirkungsgrad der Zulauffracht (>12°C)	%		-	-	-
	Maximale Ablaufkonzentration	[mg/L]		2	1	1
	Methodenvorschrift		DIN 38405-D11, 1983 (Aufschluß nach Punkt 8.5.1); ÖNORM 6237, 1986 (Aufschluß nach Punkt 6.4.1.1)			

w-wöchentlich; d-täglich; Z-Zulauf biologische Stufe (ÖWAV AB-14), A*-Ablauf (Verordnung BMLF 1996)*

Die Bestimmung des Gesamtphosphors mit einem Küvettensatz ist wesentlich einfacher als die Analyse des organischen Stickstoffs weil keine Alkalisierung notwendig ist. Die Bestimmung führt im Allgemeinen sowohl im Zulauf als auch im Ablauf zu durchaus brauchbaren Ergebnissen, sofern die Probe gut homogenisiert wurde.

Die Abbildung 19 zeigt die Ergebnisse verschiedener Methoden für die Gesamtphosphor Bestimmung. Die Standardlösungen wurden mit penta-Natriumtriphosphat vorbereitet und mit Küvettentests nach einem thermischen Aufschluss (bei 100°C) analysiert. In den gleichen Standardlösungen wurden nach einem Mikrowellen Druckaufschluss (MW) die Phosphor-Konzentration in Labor mit einem Fließinjektionsanalysator (FIA) bestimmt. Wie die Abbildung 19 zeigt wird bei einer Konzentration von 0,5 mg/L Gesamtphosphor mit beiden Methoden die Genauigkeit von ca. ±10% erreicht.

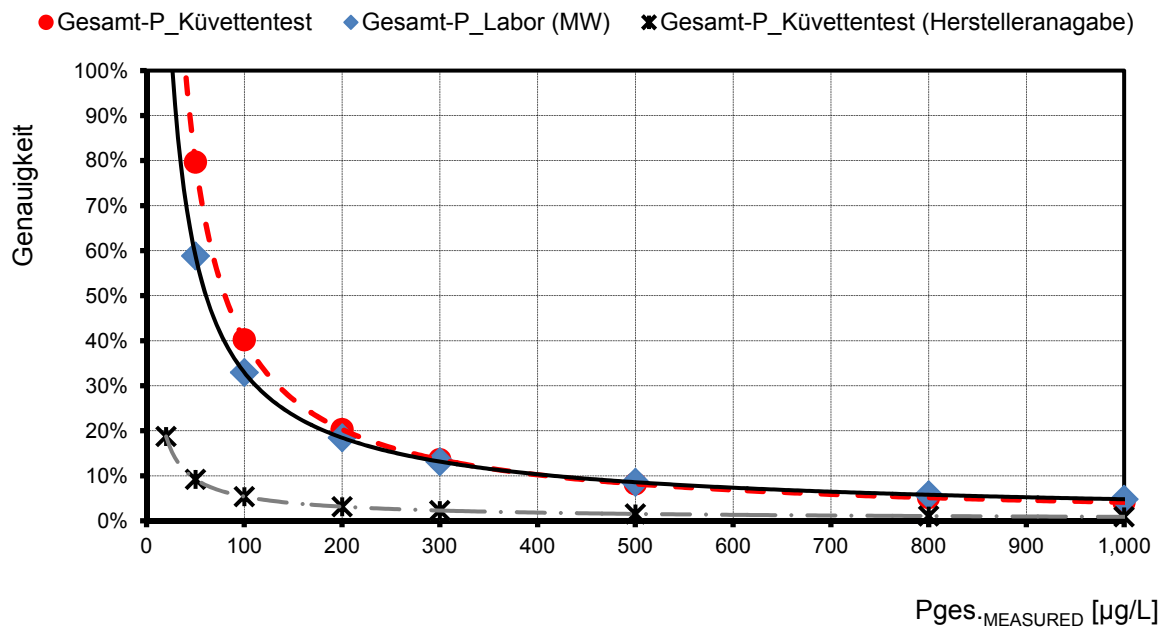


Abbildung 19: Ergebnisse der Validierung Bestimmungsmethoden für die Gesamt – Phosphor (mit Standardlösungen Natrium tri-Phosphat) mit dem Küvettentests (nach thermischem Aufschluss) und Labormethode (nach Mikrowellenaufschluss)

3 Zusammenfassung

Die Aufgabe der Analytik von Kohlenstoff- und Nährstoffparametern im Rahmen der Eigenüberwachung ist es Daten zu ermitteln um eine Kläranlage ordnungsgemäß betreiben und überwachen zu können.

Für die Messgenauigkeit des gesamten Analysevorgangs hat eine richtige Probenahme und Probenvorbereitung oft einen größeren Einfluss als die Genauigkeit der verwendeten analytischen Methode alleine. Daher sollte eine regelmäßige Überprüfung der (automatischen) Probenahmemethoden durchgeführt werden. Auch eine ständige Qualitätssicherung der analytischen Methoden ist für eine Absicherung der Ergebnisse der Eigenüberwachung von Bedeutung.

Tabelle 10: *Überblick des Messbereichs und Genauigkeit einiger Küvettentests für die Bestimmung von Kohlenstoff- und Nährstoffparametern im Rahmen der Eigenüberwachung*

Parameter	Küvettentest Messbereich	Genauigkeit
	mg/L	mg/L
CSB	50-1000	±6,0
NH ₄ -N	0,05-2,0	±0,015
NO ₃ -N	0,23-13,5	±0,1
NO ₂ -N	0,015-0,6	±0,002
N _{ges.}	1-16	±0,4
PO ₄ -P	0,05-1,5	±0,005
P _{ges.}	0,05-1,5	±0,04

Die Küvettentest-Methode, die häufig im Rahmen der Eigenüberwachung angewendet wird, zeigt unter Laborbedingungen und Verwendung von Reinstandards eine gute Genauigkeit. Die unter Laborbedingungen erzielten Genauigkeiten sind unter Praxisbedingungen und Verwendung von Abwasserproben nicht reproduzierbar, für die Zwecke der Eigenüberwachung liefert diese Methode aber dennoch zufriedenstellende Ergebnisse.

4 Literatur

- BMfLF: Verordnung des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1996)
- BMfLF: Verordnung des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisation (AAEV) 2011
- Cammann K. (2001): Instrumentell Analytische Chemie, Spectrum Akademischer Verlag GmbH Heidelberg, Berlin ISBN 3-8274-0057-0
- Moser D., Thonhauser C. (1994): Analysenverfahren für die Eigenüberwachung, Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd. 116 (1994)
- DIN EN 1899-1 Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs nach n Tagen (BSB_n), 1998
- DIN ISO 15705: Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (ST-CSB) mit Küvettentest (2003)
- DIN 38409-41-1 Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) im Bereich über 15 mg/L, 1980
- DIN 38406 E5 Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs, 1983
- DIN EN ISO 11905-1 Bestimmung von Stickstoff nach oxidativem Aufschluß mit Peroxodisulfat (1998)
- DIN EN ISO 6878: Bestimmung von Phosphor- Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat (2004)
- EN ISO 5667-3 Anleitung zur Konservierung und Handhabung von Wasserproben, 2006
- Janicke W.: Chemische Oxidierbarkeit organischer Wasserinhaltsstoffe. WaBoLu-Bericht H.1; Dietrich Reimer Verlag, Berlin (1983)
- J. Bertrand-Krajewski, S. Winkler, E. Saracevic, A. Torres, H. Schaar (2007): Comparison of and uncertainties in raw sewage COD measurements by laboratory techniques and field UV-visible spectrometry, Water Science and Technology, 56 (2007), 11; S. 17 - 25.
- Kroiss H., Simin R. (1997) Beurteilung des OxiTop-Messsystems zur Bestimmung des BSB₅, Interne Bericht gemacht am Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien, Dezember 1997
- Langer C.L., Hendrix P.F.: (1982): Evaluation of a persulphate digestion method for particulate nitrogen and phosphorus. Wat. Res. 16, 1451-1454 (1982)
- 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)
- Österreichischer Wasser und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV): Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen. ÖWAV-RB 6-2: (2000)

- Österreichischer Wasser und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV): Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (>50 EW) ÖWAV-AB Nr. 14 (2010)
- STANDARD METHODS for the examination of Water and Wastewater. 17th Ed., American Public Health Association. (1989)
- Winkler S., (2011): Messtechnik für abwassertechnische Systeme – Stand der Technik, Anwendung und Nutzung. Wiener Mitteilung , Band 224, 171-192
- Wandl G.: Möglichkeitn und Grenzen der Nitrifikation und Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen, Dissertation am Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft TU Wien, (2005)
- Weichlinger G. (1997) Untersuchungen zur biologischen Abbaubarkeit in wässrigen Medien, Diplomarbeit ausgeführt am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Labdschaftswasserbau der TU Graz
- Thoman M.P. (2002): Datenkontroll von Abwasserreinigungsanlagen mit Massenbilanzen, Experimenten und statistischen Methoden, Dissertation ausgeführt am Eidgenosische Technische Hochschule Zürich,

Korrespondenz an:

Autor: Ernis SARACEVIC

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien
A-1040 Wien
Karlsplatz 13

Tel.: +43 1 58801 22660

eMail: erni@iwag.tuwien.ac.at

Bedeutung, Messung und Interpretation von Feststoffparametern des Klärschlammes

Markus Reichel

Institut für Wassergüte, Abfallwirtschaft und Ressourcenmanagement, TU-Wien

Abstract: Durch eine solide Datenbasis von Betriebsparametern kann eine Qualitätskontrolle einer Kläranlage ermöglicht werden. Hierbei kann der Trockensubstanz (TS) wesentliche Bedeutung beigemessen werden. Bei dessen Bestimmung ist darauf zu achten, dass gelöste Stoffe, v.a. die Wasserhärte und Salze, einen nicht zu vernachlässigenden Masseanteil der Probe ausmachen können, weswegen insbesondere Proben mit geringer TS stets zu filtrieren sind. Mittels Kenntnis von Schlammparametern können Massebilanzen erstellt werden, sodass Betriebsparameter berechnet und überprüft werden können.

Key Words: Schlammparameter, Trockensubstanzbestimmung, Wasserhärte

1 Einleitung

Abwässer werden i.d.R. durch eine Kombination von mechanischen, biologischen und chemischen Prozessen gereinigt. Die biologische Abwasserreinigung stellt hierbei das Herzstück dar, welche durch Mikroorganismen, die den Belebtschlamm bilden, angetrieben wird. Durch sorgsamem Umgang mit diesen kleinen Lebewesen, kann die Reinigungsleistung erhöht, Verunreinigungen im Gewässer vermieden und Kosten eingespart werden. Hierfür ist es notwendig, die Eigenschaften der Betriebsparameter richtig zu messen, auszuwerten und interpretieren zu können.

In diesem Beitrag wird auf die Bedeutung, Messung und Interpretation von ausgewählten Schlammparametern eingegangen.

2 Allgemeines

Bei der aeroben biologischen Abwasserreinigung wird durch den Abbau von Abwasserinhaltsstoffen im Belebungsbecken Biomasse gebildet. Diese besteht

hauptsächlich aus Bakterien, Pilzen, Protozoen und EPS (Extrazelluläre Polymere Substanzen). Gelöste Stoffe werden auf diese Weise in feste Bestandteile umgewandelt oder absorbiert, unlösliche Stoffe werden in die Schlammflocken teilweise eingebaut oder adsorbiert und anschließend mittels Schwerkraftseparation in der Nachklärung abgeschieden. Durch Atmung und Denitrifikation kommt es zum gasförmigen Entweichen von Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) in die Atmosphäre.

Bei der anaeroben Schlammbehandlung kommt es ebenfalls zur Bildung von Biomasse, allerdings überwiegt der anaerobe Abbau von org. Kohlenstoff, wodurch es zur Massereduktion des Schlammes und Bildung von Faulgas kommt. Der Schlammabzug erfolgt aus dem durchmischten Faulbehälter.

Durch Feststellung und Interpretation von Schlammparametern kann auf den Zustand des Schlammes geschlossen und Probleme (z.B. Verschlechterung der Absetzeigenschaften) können frühzeitig erkannt werden.

Es gibt eine Vielzahl an Schlammparametern, die erfasst werden können. In der Literatur findet man unterschiedliche Angaben welche Parameter zu den Schlammparametern zählen. In nachfolgender Tabelle ist ein Überblick dargestellt.

Tabelle 1: Übersicht der wesentlichen Bestimmungsparameter von Abwasser bzw. Schlamm

Physikalische und physikalisch-chemische Parameter	Chemische und biochemische Parameter	Biologische Parameter
Temperatur	Säurekapazität	Atmungsmessung
pH-Wert	Titrierbare org. Säuren	Mikroskopische Untersuchung
O ₂ -Gehalt	org. C-Verbindungen	
Sichttiefe (NKB)	N-Verbindungen	
Schlamm Spiegel (NKB)	P-Verbindungen	
Feststoffuntersuchungen <ul style="list-style-type: none"> • Absetzbare Stoffe • Abfiltrierbare Stoffe • Schlammvolumen • Sinkgeschwindigkeit • Schlamm Trockensubstanz • Schlammvolumenindex • Glührückstand, Glühverlust 	H ₂ S	

Alleinig die Messung eines oder mehrerer Parameter ist nicht ausreichend. Zudem ist entscheidend, dass neben der Auswahl und Festlegung der Messhäufigkeit die Probenahme richtig durchgeführt wird, letztlich die gewonnenen Ergebnisse auch interpretiert und gegebenenfalls Maßnahmen gesetzt werden.

2.1 Wahl der Parameter und Messhäufigkeit

Mittels solider Datenbasis wird eine Qualitätskontrolle einer Kläranlage ermöglicht. Über den empfohlenen Mindestumfang von Parameterbestimmungen auf biologischen Abwasserreinigungsanlagen gibt der ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 (2010) Auskunft. Hier werden die zu bestimmenden Parameter und Messhäufigkeiten in Abhängigkeit von der Größenklasse der Kläranlage beschrieben. Diese Angaben beziehen sich auf den ungestörten Betrieb der Anlage und sind im Bedarfsfall anzupassen.

Bei kleineren Anlagen sind weniger Parameter und geringere Messhäufigkeiten angegeben, als bei größeren Anlagen, wodurch weiterführende Betrachtungen wie Bilanzierung, Energieauswertung und mathematische Simulation nur eingeschränkt durchgeführt werden können. Für derartige weiterführende Betrachtungen muss jedenfalls auf die Angaben des ÖWAV-Regelblattes 13 (3. Auflage, Stand 2011) zurückgegriffen werden.

2.2 Richtige Durchführung der Probenahme

Ziel der Probenahme ist es, eine repräsentative Probe der zu analysierenden Matrix (Abwasser, Schlamm) zu erhalten. Darunter versteht man einen typischen Querschnitt (Zusammensetzung und Menge) aus den gelösten und ungelösten Abwasserbestandteilen aus einem Becken- oder Behälterinhalt.

Da die Beschreibung der richtigen Durchführung von Probenahmen einzelner Parameter in diesem Beitrag zu weit führen würde, wird auf geeignete Literatur verwiesen (z.B.):

- Kroiss H. (2007) Betrieb von Kläranlagen – Grundkurs. Wiener Mitteilungen 202
- Cybulski B., Schwentner G. (2010) Handbuch zur Betriebsanalytik auf Kläranlagen, Oberhaching/München

2.3 Interpretation der Ergebnisse und Setzen entsprechender Maßnahmen

Liegen Daten vor, gilt es diese regelmäßig auszuwerten, zu interpretieren und gegebenenfalls geeignete Maßnahmen zu setzen.

Der Bereich, in welchem sich Messwerte bewegen dürfen, kann von verschiedenen Einflussgrößen bestimmt werden. Beispiele hierfür sind:

- Gesetzgeber (z.B. Bescheidwerte, 1.AEV,...)
- bauliche Rahmenbedingungen (z.B. Größe der NKB für Schlamm Spiegel)
- Erfahrung und wirtschaftliche Überlegungen (z.B. max. O₂ in der Belebung, min. Ges P_{Ab} für Fällmitteleinsatz)

Für fast alle Bereiche beim Betrieb einer Kläranlage besteht die Möglichkeit der Automation. Die Gemeinsamkeit der oben genannten Faktoren besteht darin, dass auch die beste Automation einer Kläranlage einer menschlichen Überwachung bedarf, da sich Rahmenbedingungen ergeben können, welche nur durch menschliches Eingreifen zufriedenstellend gelöst werden können.

3 Probenahme von Schlämmen

3.1 Anforderungen an die Probenentnahme

Die Probenahme ist genauso wichtig wie die Analytik. Fehler, die bereits bei der Entnahme, der Konservierung, der Lagerung und bei dem Transport der Proben entstehen, sind nicht mehr zu korrigieren.

Die gezogene Probe soll repräsentativ sein, was voraussetzt, dass die Probenahme

1. ausreichend oft,
2. an der richtigen Stelle,
3. mit dem geeigneten Gerät und
4. mit Sachkenntnis durchgeführt wird.

Bei regelmäßigen Probenentnahmen sollten die Proben auch immer an den gleichen Stellen entnommen werden, um die so erhaltenen Werte mit den vorher bzw. nachher ermittelten vergleichen zu können. Die Probenentnahmetechnik

und die Probenkonservierung müssen sorgfältig geplant, durchgeführt und dokumentiert werden.

Schlammparameter, die von der aktuellen hydraulischen Belastung der Anlage unmittelbar abhängen (z.B. Schlammvolumen, Sichttiefe, Schlamm Spiegel), sind unter vergleichbaren hydraulischen Bedingungen zu bestimmen (z.B. in den Mittags- bzw. frühen Nachtstunden, abhängig von der Tagesganglinie des Durchflusses).

Schlammproben (Belebtschlamm, Rücklaufschlamm, Faulschlamm, Schlamm aus der Schlammeindickung und Schlammentwässerung) zählen zu den feststoffreichsten Abwasserproben. Aus Gründen der Zweckmäßigkeit und vor allem aus Kostengründen werden diese Proben meistens als Stichproben entnommen, obwohl aufgrund des hohen Feststoffgehaltes die Entnahme von repräsentativen Proben problematisch ist. Besonders aus statischen Eindickern erweist sich der Erhalt repräsentativer Proben besonders schwierig.

Die Stichprobe ist die Entnahme einer einzelnen Probe zu einem bestimmten Zeitpunkt an einem definierten Probenentnahmeort. Stichproben sind Momentaufnahmen.

Während eine Stichprobe im Zulauf einer Kläranlage nur wenig über die tatsächliche Belastung der Anlage aussagt, da sich die Zusammensetzung des Abwassers sehr rasch ändern kann, ist im Normalfall eine tägliche Stichprobe aus dem Belebungsbecken zur Bestimmung des Schlammvolumens oder der Trockensubstanz ausreichend. Durch die hydraulische Aufenthaltszeit in der Kläranlage kommt es zu einer Vergleichmäßigung.

Stichproben werden aus Becken oder Gerinnen mit einem Probenschöpfbecher (etwa 1 Liter Inhalt) oder aus Rohren direkt mit einem Hahn entnommen.

Selten bis gar nicht werden von Schlammproben qualifizierte Stichproben hergestellt. Hierbei handelt es sich um eine 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.

In der Praxis werden keine Mischproben von Schlamm hergestellt.

Die nachfolgende Abbildung 1 gibt einen Überblick der Arten von Probenahmen.

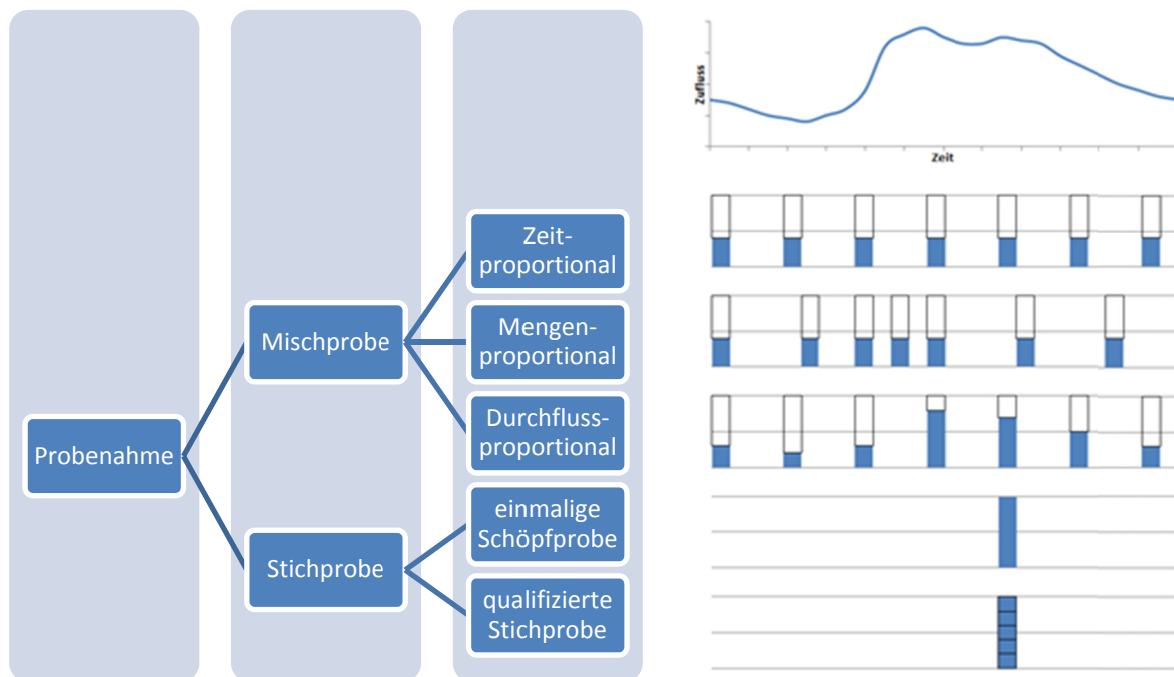


Abbildung 1: Arten von Probenahmen

3.2 Probenentnahmestellen auf Kläranlagen

Der Wahl einer geeigneten Probenentnahmestelle kommt die gleiche Bedeutung zu wie der sorgsamsten Herstellung der Probe selbst. Bei der Auswahl der Probenentnahmestelle ist besonders auf den Erhalt einer repräsentativen Probe, vor allem in Hinblick auf ungelöste Stoffe, zu achten. Dies setzt eine gleichmäßige Verteilung der Inhaltsstoffe voraus, die Turbulenz muss ausreichend groß sein.

Proben sind in saubere Flaschen zu füllen, vor der Probenahme wird das Probengefäß mit dem Probenmedium ausgespült.

3.3 Probenvorbehandlung und Konservierung

Jede Probe sollte möglichst rasch nach der Entnahme analysiert werden, damit keine oder realistisch betrachtet möglichst geringe Veränderungen bezüglich der zu bestimmenden Inhaltsstoffe eintreten. Um starke Veränderungen der Probe während der Probenentnahme, Lagerung und Transport zu vermeiden, ist auch eine eventuelle Konservierung so bald wie möglich nach der Probenentnahme oder auch während der Probenentnahme vorzunehmen.

Im Gegensatz zur Kühlung als Konservierungsmaßnahme führt jeglicher Chemikalienzusatz zu starken Veränderungen der Probe und sollte deshalb nur

dann angewandt werden, wenn diese Chemikalien die spätere Analyse nicht beeinträchtigen. Dies ist aber auch für den erfahrenen Analytiker nicht immer einfach.

Ist es nicht möglich, die Probe unverzüglich zu analysieren, bzw. soll diese transportiert werden, empfiehlt es sich, die Probe in einer randvoll gefüllten, dicht verschlossenen Kunststoffflasche bei 2-5 °C zu kühlen. Für den Transport eignen sich Kühlboxen. Während des Transportes darf die Probe nicht unnötig geschüttelt oder dem Licht ausgesetzt werden. Für die meisten Analysenparameter gilt, dass die Probe innerhalb von 24 h nach Beendigung der Probenentnahme analysiert werden muss. Andernfalls sind die Proben tiefgekühlt aufzubewahren und sollten vor der Analyse im Wasserbad rasch aufgetaut werden. Sollen biologische Untersuchungen des Schlammes erfolgen (Atmung) darf die Probe nicht eingefroren werden!

Zur parameterspezifischen Probenahme und -konservierung wird auf die entsprechende ÖNORM EN ISO 5667-3, 1996 (Wasserbeschaffenheit - Probenahme) verwiesen, die in der AAEV als maßgebliche Norm zur Konservierung von Proben herangezogen wird.

Mangelhafte Konservierung (Kühlung) der Proben zwischen Probenahme und Analyse führt bei den Kohlenstoffparametern zu einem gewissen Vorabbau, bei den Nährstoffen zur vermehrten Hydrolyse und eventuell zur Denitrifikation und bei den Feststoffen zu einem Mehrbefund durch Ausfällungen. Daher ist anzustreben, dass Abwasserproben über die gesamte Probenentnahmezeit bis zur Analyse auf 2-5 °C gekühlt aufbewahren werden.

Sollen von einer Schlammprobe chemische Analysen gelöster Parameter durchgeführt werden, ist eine Filtration erforderlich, da die Feststoffe die Analyse stören. Dies ist bei allen photometrischen Messungen der Fall, bei denen vorher kein Aufschluss der Probe (= Erhitzen im Heizblock) vorgenommen werden muss. Im Allgemeinen ist die Filtration durch Faltenfilter ausreichend, zum Rückhalt sehr kleiner Feststoffe sind sogenannte 0,45µm [μm = Mikrometer] Membranfilter erforderlich, deren Porenweite 0,45µm = 0,00045 mm beträgt und damit bereits teilweise Bakterien im Filter zurückgehalten werden.

Alle entnommenen Proben sind immer sofort und genau zu beschriften (Zeit und Ort der Probenentnahme). Dies gilt in jedem Fall und besonders dann, wenn die Proben in einem anderen Labor analysiert werden sollen oder durch gleiches Aussehen der Probengefäße die Gefahr der Vertauschung besteht.

3.4 Häufigen Fehlerquellen bei der Entnahme von Schlamm- und Abwasserproben

In weiterer Folge sind häufige Fehlerquellen angeführt, die besonders für Schlammproben Bedeutung haben.

1. Entnahme von Proben aus nicht homogenen Wasserkörpern, d.h. mangelnde Durchmischung des Wasserkörpers an der Probenentnahmestelle, z.B. wenig Turbulenz im Belebungsbecken, Gerinne mit starken Ablagerungen.
2. Phasentrennung zwischen festen und flüssigen Abwasserbestandteilen beim Vorgang der Probenentnahme.
3. Kontamination der Abwasserprobe durch nicht inerte Materialien bei z.B. Probenflaschen oder Proben-/Konzentrationsverschleppungen zwischen verschiedenen Proben.
4. Mangelnde Dokumentation und Nachvollziehbarkeit von Arbeitsabläufen, Ereignissen oder Störungen bei und während der Probenentnahme.
5. Unsachgemäße Bedienung und Anwendung des Gerätes durch mangelnde Kenntnisse.

Die nachfolgenden häufigen Fehlerquellen gelten generell für Abwasserproben.

6. Unpassendes Gerät für die Probenentnahme aus der Sicht der Analytik und/oder der jeweiligen Probenentnahmestelle. Zusätzlich sind auch die folgenden Kriterien für den Dauereinsatz von automatischen Probenentnahmegeräten entscheidend: Einfache und robuste Handhabung und Bedienung, Betriebssicherheit und Wartungsfreundlichkeit (Schutz gegen Unbefugte, Batteriepufferung bei Netzausfall, frostsicherer Betrieb), Korrosions- und Dampfbeständigkeit, sowie bei mobilen Geräten geringe Außenabmessungen und geringes Gewicht für den Einsatz in Kanalschächten. Bei automatischen Probenentnahmegeräten sollen alle mit dem Abwasser in Kontakt kommenden Geräteteile leicht zugänglich, einfach austauschbar und unkompliziert zu reinigen sein. Verluste durch Ausgasung infolge Turbulenzen, Umfüllen oder Druckverminderung.
8. Veränderung chemischer Parameter durch mangelhafte Konservierung instabiler Verbindungen über den Zeitraum der Probenentnahme bis zum Transport ins Labor.

9. Veränderungen der Abwasserinhaltsstoffe durch Adsorptionsvorgänge an nicht inerte Materialien.
10. Abbauvorgänge durch den biologischen Bewuchs in Schläuchen, Probenentnahmeflaschen etc. (vergleichbar mit dem Abbau organischer Stoffe durch die Sichelhaut im Kanal).

Diese Auswahl möglicher Maßnahmen ermöglicht bereits ein hohes und sicheres Maß an Qualität bei der Probenentnahme allgemein und besonders beim Einsatz von automatischen Probenentnahmegerten in verschiedenen Anwendungsbereichen.

Die Fehler, mit denen Analysenverfahren und Durchflussmengenmessungen behaftet sind, sind zumindest in einigen und teilweise weiten Bereichen bekannt. Dagegen sind die häufig viel gravierenderen Fehler, die durch falsche Probenahme oder Probenlagerung eingebracht werden, bedeutend schwerer abzuschätzen.

Eine gute Dokumentation (genauer Ortsbefund und Beschreibung der Probenahme sowie der aufgetretenen Besonderheiten), verhindert zwar nicht die Fehler bei der Probenahme, ist aber ein unschätzbare Hilfsmittel bei der Beurteilung und Bewertung von Messdaten.

4 Praxisbeispiele für Schlammparameter

Anhand einiger konkreter Beispiele soll gezeigt werden, wo Fehlerquellen bei der Bestimmung von Schlammparametern liegen können und wozu Schlammparameter herangezogen werden können.

4.1 Bestimmung der Trockensubstanz

Für die Bestimmung der Trockensubstanz gibt es generell zwei Möglichkeiten, nämlich die Bestimmung mittels

- 1) Trockenschrank und Exikkator und mittels
- 2) Trocknungswaage.

4.1.1 TS-Bestimmung mittels Trockenschrank und Exikkator

Bei der Bestimmung mittels Trockenschrank werden zuvor nummerierte, getrocknete und gewogene Faltenfilter benötigt. Soll nachfolgend die

Bestimmung der organischen Trockensubstanz (oTS) erfolgen, muss darauf geachtet werden, dass die Filter aschefrei sind.

Die Filter werden in einen Trichter eingesetzt, bzw. bei Verwendung von Rundfiltern wird der gewogene Rundfilter auf die gelochte Porzellanplatte (Nutsche) gelegt. Die Nutsche wird auf eine Saugflasche gesetzt, das Vakuum angelegt und der Filter befeuchtet. Durch das Anfeuchten wird erreicht, dass der Filter gleichmäßig anliegt, sodass es zu einer ganzflächigen Nutzung des Filters kommt und Kurzschlüsse vermieden werden. Zur Filtration werden 100 mL gut durchmischter belebter Schlamm mit einem 100 mL Messzylinder abgemessen. Die 100 mL werden in einem Zuge vorsichtig in den Filter eingegossen.

Es muss darauf geachtet werden, dass keine Feststoffe im Messzylinder zurückbleiben. Die an der Zylinderwand haftenden Feststoffe können mit wenig Wasser aufgeschwemmt und erneut auf den Filter gegossen werden. Auch die an der Wand der Filternutsche haftenden Feststoffe müssen auf den Filter gespült werden (Spritzflasche). Ist das Wasser durchgetropft, lässt man den Filter mit dem Schlamm mehrere Stunden (am besten über Nacht) im Trockenschrank bei 105 °C trocknen.

Soll die Bestimmung der gelösten Nährstoffe (N, P) erfolgen, kann das Filtratwasser für die weitere Probenvorbereitung herangezogen werden. Hierfür darf der Filter zuvor nicht angefeuchtet werden und das Filtratwasser muss vor dem Ausspülen des Messzylinders entnommen werden, da es sonst zu einer Verdünnung kommt und geringere Konzentration gemessen werden.

Nach Abkühlen im Exsikkator wird der Filter mit Schlamm gewogen (Bruttotrockengewicht Schlamm + Filter). Zur Überprüfung ob der Filter mit Schlamm vollkommen trocken war, kann dieser für eine weitere halbe Stunde im Trockenschrank getrocknet und nach Abkühlen im Exsikkator nochmals gewogen werden. Liegen die beiden Auswaagen innerhalb einer bestimmten Toleranz ($\pm 0,5$ Masse-%, oder ± 2 mg, wobei die größere Abweichung zulässig ist – DIN EN 12880), war die Trocknungszeit ausreichend.

Die Trockensubstanzkonzentration wird in g/L angegeben. Da für die Messung 100 mL (= 0,1 L) Schlamm verwendet wurden, muss die Trockenmasse mit dem Faktor 10 auf 1 L Schlamm umgerechnet werden.

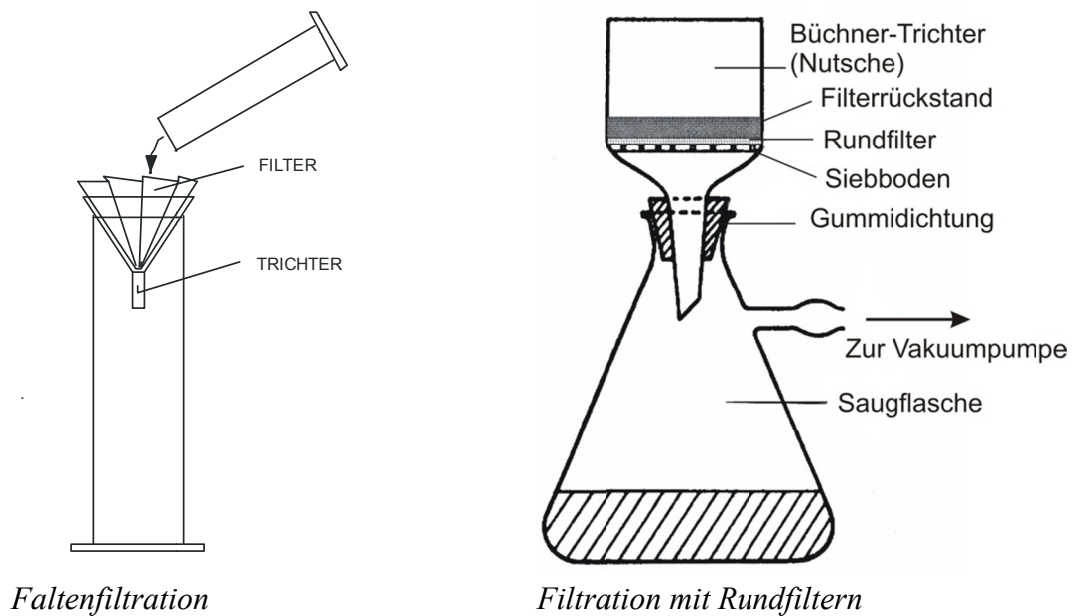


Abbildung 2: Filtration mit Falten- bzw. Rundfilter

4.1.2 TS-Bestimmung mittels Trockenwaage

Diese Geräte vereinen die Funktionen von Trockenschrank (105 °C), Exsikkator und Analysenwaage und werden häufig auf Kläranlagen für alle Feststoffbestimmungen (Belebtschlamm, eingedickter Schlamm, entwässerter Schlamm) verwendet.

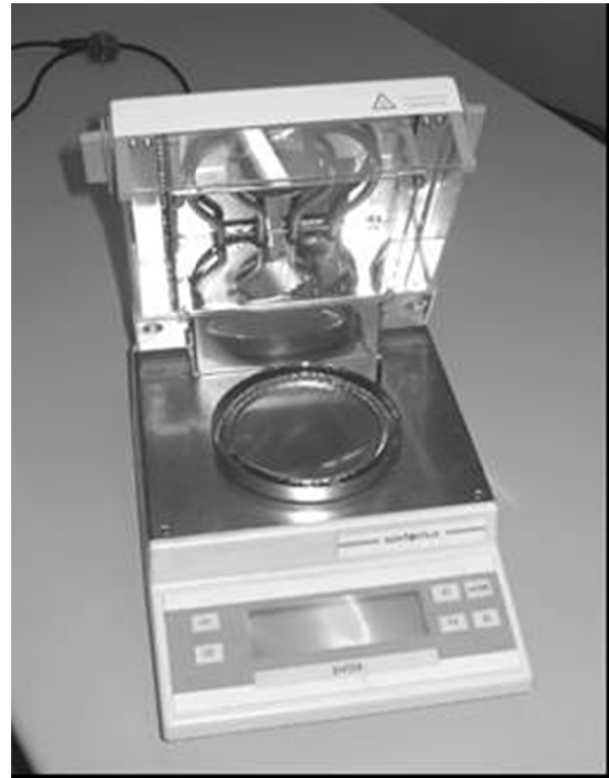
Die Schlammprobe (100 mL) kann entweder direkt, oder nach Filtration mittels Aluminiumschale in die Trocknungswaage eingebracht werden. Der wesentliche Unterschied ist hierbei, dass bei der Massebestimmung ohne vorheriger Filtration gelöste Stoffe miterfasst werden (s. Kapitel 0).

Nach dem Einbringen in die Trocknungswaage trocknet eine Heizspirale bis zur Gewichtskonstanz. Sobald sich das Gewicht Filter+Probe innerhalb einer vorgegebenen Zeitspanne nicht mehr verändert, kann der Wert abgelesen und nach dem Abzug des vorher ermittelten Filtertrockengewichtes die Schlamm Trockensubstanz berechnet werden.

Das Ergebnis wird gespeichert und bleibt für ein späteres Ablesen des Messwertes erhalten. Vor Beginn der Trocknung kann je nach Gerätetype zwischen dem Trockensubstanzgehalt (%), Wassergehalt (%) oder dem Gewicht in Gramm gewählt werden. Die Trocknungswaage ermöglicht damit eine einfache und weitgehend automatisierte Trocknung von jeweils einer Probe.



Trocknungswaage geschlossen



Trocknungswaage geöffnet

Abbildung 3: Trocknungswaage (geschlossen und geöffnet)

4.1.3 Masseinfluss gelöster Stoffe

Den größten Anteil gelöster Stoffe einer Schlammprobe bilden in der Regel die Härte des Wassers und Salze.

Die Wasserhärte ist hauptsächlich durch die in Wasser gelösten Calcium- und Magnesiumionen bedingt. Üblicherweise wird diese in Grad deutscher Härte ($^{\circ}\text{dH}$) angegeben. Definitionsgemäß bedeutet 1 $^{\circ}\text{dH}$ die Masse von 10,00 mg CaO in 1.000 mL Wasser. Da Calcium in Form von CaCO_3 ausfällt, muss dessen Masse angegeben werden ($1^{\circ}\text{dH} \cong 17,8 \text{ mg/L}$).

Chlorid bildet den größten Anteil an Salzen, die bei Abwasser, bzw. Schlamm gemessen werden.

Durch ein Beispiel soll der Einfluss dieser gelösten Stoffe am Gesamtergebnis gezeigt werden.

Beispiel 1

Der Trockensubstanzgehalt einer Belebtschlammprobe soll mittels Filtration und mittels Trocknungswaage bestimmt werden. Wie groß ist der zu erwartende Gewichtsunterschied aufgrund der Wasserhärte und gelösten Salze?

Wasserhärte: 10 °dH

Chloridgehalt: 100 mg/L

Schlammprobe: 100 mL

Wasserhärte

1 °dH 17,8 mg CaCO₃ in 1.000 mL Wasser

10 °dH 17,8 mg CaCO₃ in 100 mL Wasser

Chlorid

100 mg/L \cong 10 mg/100 mL

Summe (maßgeblicher) gelöster Stoffe der Schlammprobe

17,8 mg CaCO₃ + 10 mg Cl⁻ = 27,8 mg gelöste Stoffe/100 mL Probe

Dies entspricht 278 mg/L, bzw. 0,278 g/L.

Der Messfehler errechnet sich wie folgt:

$$\text{Messfehler [\%]} = \left(\frac{\text{Masse}_{TS\ Probe} + \text{Masse}_{gelöste\ Stoffe}}{\text{Masse}_{TS\ Probe}} - 1 \right) \cdot 100$$

Da die gelösten Stoffe auf die Trockensubstanz der Probe bezogen werden, steigt der Messfehler mit sinkendem Schlammgehalt. Bei Belebtschlamm (2 bis 6 g TS/L) macht der Messfehler bei diesem Beispiel etwa 3 bis 9 % aus. (Abbildung 4).

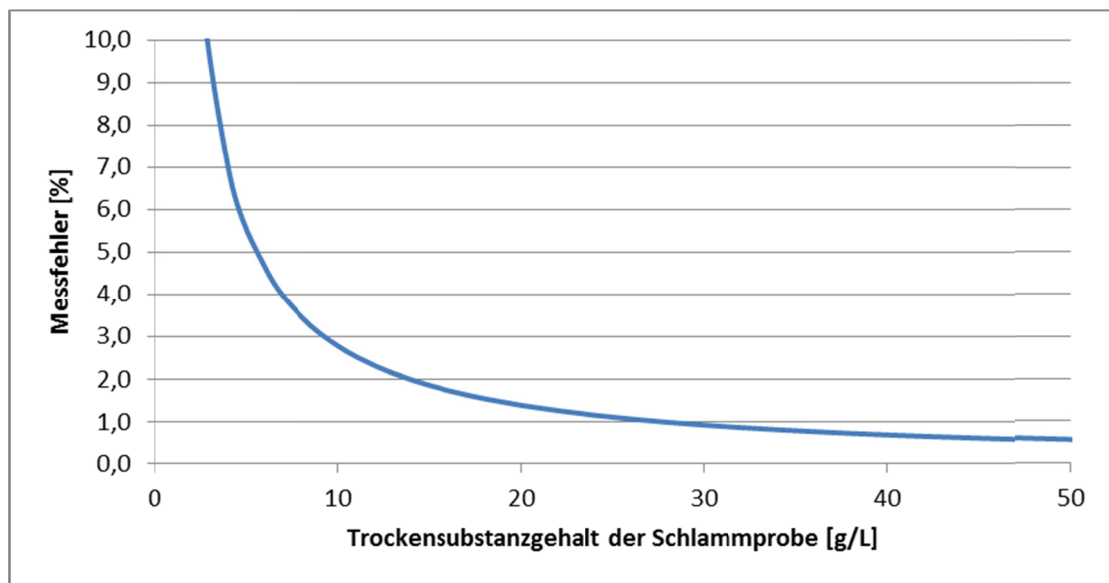


Abbildung 4: Messfehler bei Berücksichtigung der gelösten Stoffe in der Schlammprobe (Annahme: 0,278 g gelöste Stoffe in 1000 mL Probe)

Ist der Anteil gelöster Stoffe erhöht und wird die TS von Schlamm mit geringer Konzentration bestimmt (Belebtschlamm), ist es sinnvoll die TS erst nach Filtration der Probe zu bestimmen.

Bei Schlämmen mit hoher TS (z.B. Faulschlamm) ist der Einfluss von gelösten Stoffen in der Regel vernachlässigbar.

4.2 Fehlerbestimmung der Trockensubstanz

Die Trockensubstanz ist unkompliziert zu bestimmen, stellt eine Basis für Betriebsparameter (Überschussschlammabzug $\dot{U}S_d$, Bestimmung des Schlammalters t_{TS}) und Bilanzierung dar. Wie bei jeder Messung kommt es zur Streuung der Ergebnisse. Am Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft (TU-Wien) wurde versucht, die Größe von Messfehlern empirisch zu ermitteln (Spindler, 2010). Zu diesem Zweck wurden 12 verschiedene Schlämme untersucht, wobei es sich um 6 Schlämme mit niedriger TS und 6 Schlämme mit hoher TS handelte. Jeder einzelne Schlamm wurde jeweils 10-mal von je 3 Personen untersucht. In Summe also 360 Ergebnisse.

Ausgewertet wurden der Mittelwert und relative Spannweite (Min, Max) der einzelnen Datensets. In die Betrachtung gingen Fehler, die bei der Bestimmung der Filtergewichte gemacht wurden, nicht ein. In den nachfolgenden Abbildungen sind die Auswertungen dargestellt.

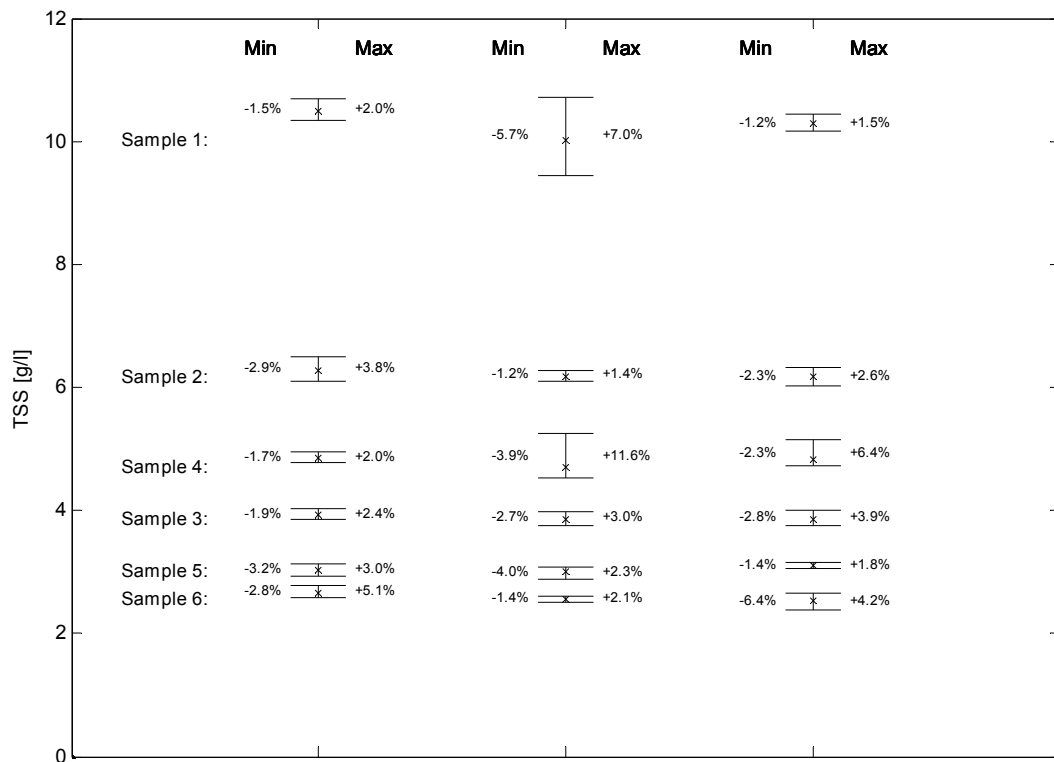


Abbildung 5: Auswertungsergebnis von TS-Messungen von Schlämmen mit niedrigen Konzentrationen; 10 Auswertungen je Probe

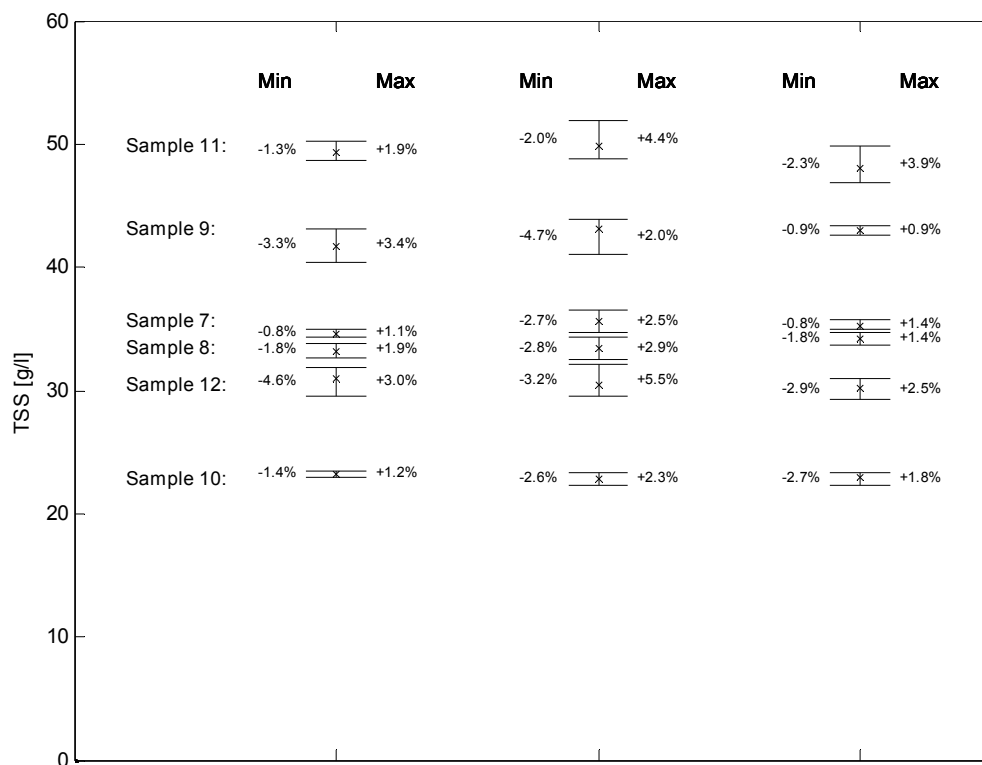


Abbildung 6: Auswertungsergebnis von TS-Messungen von Schlämmen mit hohen Konzentrationen; 10 Auswertungen je Probe

Bei Schlämmen mit höherer TS (etwa ≥ 30 g/L) ist es nicht so einfach eine repräsentative Probe herzustellen (Durchmischung, Blasenbildung). Aus diesem Grund empfiehlt es sich eine gravimetrische Bestimmung, also das Einwiegen der Probe, anstatt der Filtration. Zu beachten ist, dass hier in der Probe enthaltene Salze nicht ausgespült werden und somit mitgewogen werden.

Analysiert man die Ergebnisse der Versuchsreihe, ergibt sich für die gemessene TS mittels Faltenfilter eine minimale, bzw. maximale Abweichung von $\pm 11-12$ % für Schlämme mit niedriger und ca. 6 % für Schlämmen mit hoher Feststoffkonzentration.

Streicht man offensichtliche Ausreißer, welche in der Praxis durchaus immer wieder vorkommen aus der Statistik, kann die Abweichung vom Mittelwert mit $\pm 5-6$ % angegeben werden.

Schlussfolgerungen der Auswertung

- Die Spreizung von gemessenen Minima und Maxima ist stark von der durchführenden Person abhängig (Faktor Mensch).
- Die Genauigkeit des erhaltenen Ergebnisses ist im Allgemeinen mit ± 5 bis 6 % anzugeben. Dies ist für darauf aufbauende Rechengrößen zu berücksichtigen (z.B. Schlamm Bilanzierung, Berechnung des Schlammalters).

Erfolgt die Bestimmung der TS mittels Trocknungswaage und bezieht die Überlegungen aus dem vorangegangenen Kapitel mit ein zeigt sich, dass der Messfehler aufgrund des Einflusses gelöster Stoffe bei Schlämmen mit geringer TS (Belebtschlamm) in der gleichen Größenordnung liegen kann wie der Analysefehler der TS.

Bei der TS-Bestimmung von Schlamm mit höherer Konzentration (z.B. Faulschlamm) ist der Einfluss gelöster Stoffe klein (Tabelle 2).

Schlämmen mit höher TS (>10 g/L; z.B. Faulschlamm, Primärschlamm) können hohe Salzkonzentrationen enthalten, weswegen die Ergebnisse der Tabelle 2 abweichen können (grau hinterlegt).

Tabelle 2: Messfehler bei der TS als Summe von Analysefehler und Einfluss gelöster Stoffe bei Bestimmung mit Trocknungswaage

Schlamm- konzentration	Analysefehler	Fehler aufgrund gelöster Stoffe (bei Bestimmung mit Trocknungswaage, ohne Filtration)		Summe der Messfehler
		g/L	%	
g/L	%	g/L	%	%
1	±6	0,278	27,8	20 bis 35
2		0,278	13,9	7 bis 21
4		0,278	7,0	1 bis 13
8		0,278	3,5	-3 bis 10
10		0,278	2,8	-3 bis 9
20		0,278	1,4	-5 bis 7
50		0,278	0,6	-5 bis 7

Für die Berechnung des in Tabelle 2 dargestellten gesamten Messfehlers wurde der absolute Messfehler aufgrund der Massedifferenz herangezogen und anschließend der Analysefehler berücksichtigt. Die Berechnung des Fehlers nach dem Gaußschen Fehlerfortpflanzungsgesetz (Fehlerquadrate) ist in diesem Fall nicht anzuwenden. Im Folgenden ist ein Beispiel für die TS von 4,0 g/L angegeben:

$$\frac{\left(TS \left[\frac{g}{L} \right] + \text{Masse gelöste Stoffe} \left[\frac{g}{L} \right] \right) \cdot \left(1 + \frac{\text{Analysefehler}[\%]}{100} \right)}{TS \left[\frac{g}{L} \right]} \cdot 100 - 100 =$$

$$\frac{(4,0 + 0,278) \cdot 1,06}{4,0} \cdot 100 - 100 = +13 \%$$

4.3 Ermittlung von TS_{RS} und Q_{RS} über den Ansatz der Masseerhaltung

Werden Messergebnisse von Parametern nicht eingefordert (z.B. von Behörde), oder für Auswertungen nicht regelmäßig benötigt, kann es dazu kommen, dass auf deren Bestimmung im routinemäßigen Messprogramm verzichtet wird. Ein solcher Parameter ist der Volumenstrom des Rücklaufschlammes Q_{RS} .

In diesem Kapitel soll gezeigt werden, wie Q_{RS} mit der Kenntnis von Schlammparametern und dem Gesetz der Masseerhaltung ermittelt werden kann. Außerdem können gemessene Schlammparameter mit Hilfe von Bilanzen auf Plausibilität geprüft werden.

4.3.1 Gesetz der Masseerhaltung in Bezug auf den Schlammhaushalt einer Belebungsanlage

Geht man davon aus, dass der Ablauf einer Nachklärung keine, bzw. eine zu vernachlässigende Menge an Feststoffen enthält, muss die zufließende Masse an Feststoffen in die Nachklärung gleich der abfließenden Masse an Feststoffen sein. Für den Gleichgewichtszustand gilt der Zusammenhang nach Formel 1, bzw. Abbildung 7.

$$(Q_{ZU} + Q_{RS}) \cdot TS_{BB} = Q_{RS} \cdot TS_{RS} \quad (\text{Formel 1})$$

In Abbildung 7 ist dieser Zusammenhang dargestellt.

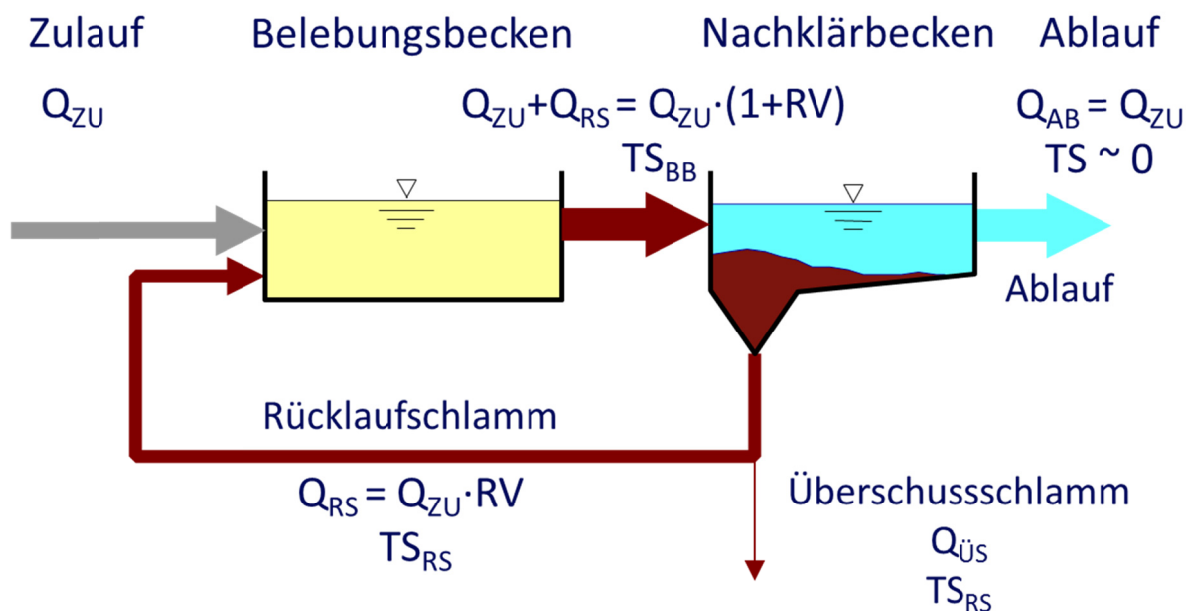


Abbildung 7: Schlammkreislauf einer Belebungsanlage, Durchflüsse (Q), Trockensubstanz (TS) und Rücklaufverhältnis (RV)

Das Rücklaufverhältnis (RV) ist der Quotient aus dem Volumenstrom des Rücklaufschlamms und des Abwasserzuflusses in die Belebungsanlage. (Formel 2, DIN EN 1085).

$$RV = \frac{Q_{RS}}{Q} \quad (\text{Formel 2}), \text{ bzw. umgeformt}$$

$$Q_{RS} = RV \cdot Q \quad (\text{Formel 3})$$

Setzt man Formel 3 in Formel 1 ein und formt um, erhält man:

$$RV = \frac{TS_{BB}}{TS_{RS} - TS_{BB}} \quad (\text{Formel 4), bzw.}$$

$$TS_{BB} = TS_{RS} \cdot \frac{RV}{1+RV} \quad (\text{Formel 5), bzw.}$$

$$TS_{RS} = TS_{BB} \cdot \frac{1+RV}{RV} \quad (\text{Formel 6)}$$

Anhand von Beispielen soll die Anwendbarkeit der oben genannten Formeln erläutert werden.

4.3.2 Ermittlung der Rücklaufschlammmenge Q_{RS} mittels Bilanzierung auf Basis von Schlammparametern

Vor allem bei Anlagen, wo die Rücklaufschlammförderung mittels Schneckenhebewerk erfolgt, kommt es zu Schwierigkeiten bei der Mengenummessung, weswegen oft gänzlich auf diese verzichtet wird.

Soll eine Massenbilanz von Stoffströmen innerhalb der Kläranlage erstellt werden, oder eine Optimierung des Rücklaufschlammumpumpwerkes erfolgen, steht man ohne Messwerte einem Problem gegenüber. Eine Lösungsmöglichkeit ist die Massenbilanzierung, deren Basis Schlammparameter sind.

Beispiel 2

Bei einer Kläranlage, dessen Rücklaufschlammförderung mittels Schneckenhebewerk erfolgt, gibt es keine Mengenummessung von Q_{RS} . Gesucht ist der Monatsmittelwert des geförderten Rücklaufschlammes.

Bekannte Messwerte (Monatsmittelwert):

$$TS_{BB} = 3,6 \text{ g/L}$$

$$TS_{RS} = 8,1 \text{ g/L}$$

$$Q_{ZU} = 7.300 \text{ m}^3/\text{d}$$

In Formel 4 wird der Monatsmittelwert eingesetzt, sodass man ein mittleres Rücklaufverhältnis erhält.

$$RV = \frac{TS_{BB}}{TS_{RS} - TS_{BB}} = \frac{3,6}{8,1 - 3,6} = 0,80$$

Dieses Ergebnis in Formel 3 eingesetzt ergibt die täglich geförderte Rücklaufschlammmenge, als Monatsmittelwert.

$$Q_{RS} = RV \cdot Q = 0,80 \cdot 7.300 = 5.840 \text{ m}^3/\text{d}$$

4.3.3 Plausibilitätsprüfung des Messwertes von TS_{RS}

Die richtige Durchführung der Probenahme ist entscheidend für den Erhalt von richtigen Datensätzen. Fehler bei der Probenahme können durch genaue Analytik nicht kompensiert werden. Anhand einer Bilanzierung über Schlammparameter soll die Plausibilität der gemessenen TS des Rücklaufschlammes TS_{RS} überprüft werden.

Beispiel 3

Bei einer Kläranlage erfolgt die Rücklaufschlammförderung mittels Schneckenhebewerk diskontinuierlich. Die Förderleitung und Laufzeit der Pumpe sind bekannt. Nach dem Abschalten des Pumpwerks kommt es zu Ablagerungen von Schlamm vor und nach dem Pumpwerk. Die Probenahme erfolgt aus dem nach der Förderschnecke fließenden Schlammgemisch. Es besteht der Verdacht, dass zu wenig Zeit zwischen der Probenahme und dem wieder Einschalten der Pumpe gegeben ist, sodass aufgrund der Schlammablagerungen vor dem Hebewerk eine erhöhte TS gemessen wurde. Dies gilt es zu überprüfen.

Bekannte Größen und Messwerte:

$$Q_{RLS-PW} = 83,3 \text{ L/s} = 300 \text{ m}^3/\text{h}$$

Laufzeit des Hebewerks pro Tag: 18 h

$$Q_{ZU} = 7.400 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$TS_{BB} = 2,5 \text{ g/L}$$

$$TS_{RS} = 8,4 \text{ g/L}$$

Zunächst werden in Formel 2 die bekannten Durchflüsse eingesetzt und so das Rücklaufverhältnis ermittelt.

$$RV = \frac{Q_{RS}}{Q} = \frac{300 \frac{\text{m}^3}{\text{h}} \cdot 18 \frac{\text{h}}{\text{d}}}{7.400 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}} = 0,72$$

Über die Massenbilanz (Formel 6) wird der rechnerische Trockensubstanzgehalt des Rücklaufschlammes ermittelt.

$$TS_{RS} = TS_{BB} \cdot \frac{1+RV}{RV} = 2,5 \cdot \frac{1+0,72}{0,72} = 5,97 \approx 6 \text{ g/L}$$

Vergleicht man den Messwert mit dem Rechenwert erkennt man, dass diese deutlich auseinander liegen ($8,5 \gg 6,0$; Unterschied ca. 40 %). In

diesem Fall ist von einem Fehler bei der Probenahme auszugehen. Der gemessene Trockensubstanzgehalt des Rücklaufschlammes kann für weitergehende Betrachtungen nicht herangezogen werden. Eine Fehlerkorrektur erscheint höchst spekulativ und kann nicht angewendet werden.

4.3.4 Ermittlung des Schlammvolumens SV aus bekannten Messwerten der Trockensubstanz

Da Schlamm aus dem Belebungsbecken und dem Nachklärbecken in der Regel die gleichen Absetzeigenschaften haben, muss der Schlammindex von Schlamm aus dem Belebungsbecken ($I_{SV, BB}$) gleich dem Schlammindex der Nachklärung ($I_{SV, NKB}$) sein.

$$I_{SV, BB} = I_{SV, NKB} \quad (\text{Formel 7})$$

Der Schlammindex kann allgemein angegeben werden als:

$$I_{SV} = \frac{SV}{TS} \quad (\text{Formel 8})$$

Somit kann Formel 7 auch wie folgt ausgedrückt werden:

$$\frac{SV_{BB}}{TS_{BB}} = \frac{SV_{RS}}{TS_{RS}} \quad (\text{Formel 9})$$

Das Schlammvolumen (auch als Vergleichsschlammvolumen VSV bezeichnet) von aus der Rücklaufschlammleitung entnommenem Schlamm wird in dem Verhältnis größer sein, wie der Trockensubstanzgehalt des Rücklaufschlammes gegenüber dem Schlamm aus dem Belebungsbecken größer ist (Formel 9). Hierbei ist allerdings anzumerken, dass die Berechnung die Messung nicht ersetzt.

Beispiel 4

Für eine Kläranlage soll eine mathematische Simulation durchgeführt werden, wofür tägliche Messwerte erforderlich sind. Zum Zwecke der Verifizierung ist auch TS_{RS} erforderlich. Hierbei gibt es Lücken bei den Aufzeichnungen. Messwerte für SV liegen häufiger vor. Gesucht ist die Ermittlung von TS_{RS} .

Bekannte Größen und Messwerte:

$$TS_{BB} = 3,1 \text{ g/L}$$

$$SV_{RS} = 1.100 \text{ mL/L}$$

$$SV_{BB} = 450 \text{ mL/L}$$

Mittels Formel 7 kann TS_{RS} ermittelt werden.

$$\frac{SV_{BB}}{TS_{BB}} = \frac{SV_{RS}}{TS_{RS}} \Rightarrow TS_{RS} = \frac{TS_{BB} \cdot SV_{RS}}{SV_{BB}} = \frac{3,1 \cdot 1.100}{450} = 7,6 \text{ g/L}$$

5 Zusammenfassung

Die konsequente und richtige Durchführung von Probenahme und Analyse zur Messung von Schlammparametern ist wesentlich für die Qualitätssicherung auf Kläranlagen. Der Probenahme soll die gleiche Aufmerksamkeit wie der Analyse selbst zu Teil werden, da Fehler bei der Entnahme, der Konservierung, der Lagerung und dem Transport nicht zu korrigieren sind.

Die Trockensubstanz ist hierbei einer der wesentlichen Parameter für die betriebliche Überwachung mit der zahlreiche andere Größen ermittelt und kontrolliert werden können (z.B. Schlammalter, NKB-Beschickung, Schlammindex, Beschickung der Schlammwässerung, etc.).

Bei der Bestimmung der Trockensubstanz können gelöste Stoffe, v.a. die Wasserhärte und Salze einen nicht zu vernachlässigenden Masseanteil der Probe haben, der besonders bei Schlämmen mit geringer Trockensubstanz (Belebtschlamm) berücksichtigt werden muss. Solche Schlämme sind vor der Massebestimmung stets zu filtrieren.

Mittels Massebilanzen und Kenntnis von Schlammparametern können davon in Abhängigkeit stehende Betriebsparameter berechnet und auf Plausibilität geprüft werden. Die Messung soll durch die Berechnung nicht ersetzt, sondern ergänzt werden.

6 Literatur

- ATV-DVWK-A 131 (2000) Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, ISBN 3-933707-41-2
- Institut für Umweltverfahrenstechnik: Wasser-Wissen. Universität Bremen, [URL:<http://www.wasser-wissen.de>](http://www.wasser-wissen.de)
- Cybulski B., Schwentner G. (2010) Handbuch zur Betriebsanalytik auf Kläranlagen, Oberhaching/München, ISBN 978-3-921288-24-5
- DIN EN 1085 (2007) Abwasserwörterbuch – Wörterbuch, Stand 05/2007
- DIN EN 12880 (2001) Bestimmung des Trockenrückstandes und des Wassergehalts, Stand 02/2001
- DIN EN ISO 5667-3 (2004) Wasserbeschaffenheit Probenahme Teil 3: Anleitung zur Konservierung und Handhabung von Wasserproben, Stand 05/2004
- Kroiss H. (2007) Betrieb von Kläranlagen – Grundkurs. Wiener Mitteilungen 202, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU-Wien, ISBN 978-3-85234-094-4
- Spindler A. (2010) Auswertungen von TS-Messungen, unveröffentlichte Probenauswertung, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU-Wien
- ÖNORM EN ISO 5667-3 (2007) Wasserbeschaffenheit - Probenahme, Wien, Stand 09/2007
- ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 (2010), Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW), Wien

Korrespondenz an:

DI Markus Reichel
Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien
A – 1040 Wien, Karlsplatz 13

Tel: +43/1/58801 22625

E-Mail: reichel@iwag.tuwien.ac.at

Messwerte und Kennzahlen der maschinellen Ausrüstung auf Kläranlagen

Wilhelm Frey

Abwassertechnische Ausbildung und Beratung

Abstract: An ausgewählten Komponenten der maschinellen Ausrüstung von Kläranlagen werden physikalische Grundlagen und daraus abgeleitete Kennzahlen besprochen. Für Pumpen wird die theoretische Hebearbeit berechnet und daraus eine Gebrauchsformel für Plausibilitätsprüfungen abgeleitet. Die Grundlagen des Mischens mit Luft sowie Kennzahlen zur Beurteilung von Rührwerken werden angegeben. Den Schwerpunkt der Beitrages bildet das Belüftungssystem. Es werden die charakterisierenden Parameter angegeben und Kennwerte für die Beurteilung von Belüfterelementen und Gebläsen betrachtet. Abschließend wird die Nutzung von Faulgas in Blockheizkraftwerken behandelt. Es werden typische Werte für die Energieausbeute angegeben und erforderliche Anlagengrößen abgeschätzt.

Key Words: Pumpen, Belüftungssysteme, Druckverlust, Gebläse, Mischeinrichtungen, Blockheizkraftwerk

1 Einleitung

Ein wesentlicher Bestandteil moderner Abwasserreinigungsanlagen ist die maschinelle Ausrüstung. Im Rahmen des vorliegenden Beitrages werden Pumpen, Belüftungssysteme, Mischeinrichtungen und Blockheizkraftwerke behandelt. Aufgrund der Größe des Themenbereiches wurden einige Punkte ausgewählt und versucht Kennzahlen zur Bewertung und/oder Dimensionierung anzugeben.

2 Pumpen

Im Kanal und auf Abwasserreinigungsanlagen sind unterschiedlichste Pumpenbauformen in Verwendung. Häufig anzutreffen sind Kreiselpumpen (mit unterschiedlichen Laufrädern) und Exzentrerschneckenpumpen. Hinweise zu Einsatz-

bereichen und Gebrauchseigenschaften findet man in der Literatur (z. B. FREY, SCHRAMMEL 2002).

2.1 Hebearbeit

Wird ein Fluid auf ein höheres Niveau gepumpt, so wird Arbeit verrichtet. Diese Hubarbeit kann aus der Veränderung der Lage abgeschätzt werden (Gleichung 1):

$$\text{Arbeit } W \text{ [J]} = \text{Masse [kg]} \times \text{Weg [m]} \times \text{Erdbeschleunigung [m/s}^2\text{]} \quad \text{Glg. 1}$$

Theoretisch ist zum Heben von 1 m³ Wasser um 1 Meter eine Arbeit von 9810 J = 2,72 Wh erforderlich. Im realen Betrieb treten Reibungsverluste auf. Außerdem hat die Pumpe und der Antriebsmotor einen Wirkungsgrad kleiner 100 % der berücksichtigt werden muss. Für Abschätzungen kann eine Arbeit von **5 Wh angenommen werden um 1 m³ Wasser 1 m** zu heben.

BEISPIEL: Die Leistungsaufnahme eines Zulaufpumpwerkes betrug im betrachteten Zeitraum 109 kWh. Die Förderhöhe betrug ca. 10 m. Welche Wassermenge wurde ca. gefördert?

Lösung: Unter der Annahme, dass zum Heben von 1 m³ Wasser um 1 m ca. 5 Wh benötigt wurden, erhält man:

$$V \text{ [m}^3\text{]} = \frac{W \text{ [Wh]}}{5 \text{ [Wh/(m} \cdot \text{m}^3\text{)]} \cdot h \text{ [m]}} = \frac{109.000}{5 \cdot 10} = 2180 \text{ m}^3$$

Dieses Ergebnis erhebt keinen Anspruch auf große Genauigkeit, ist aber gut dazu geeignet die Plausibilität von Daten zu prüfen.

3 Mischen

Die Durchmischung von Abwasser und Schlamm sowie das Verhindern von Ablagerungen im Belebungsbecken ist für einen ungestörten Betrieb wichtig. Die Aufgabe kann durch die eingeblasene Luft und/oder mit Rührwerken gelöst werden.

3.1 Rührwerke

Die Auswahl der Rührwerke erfolgt in der Regel auf Vorschlag des Lieferanten. Die Prüfung, ob das Rührwerk die ihm gestellten Aufgaben erfüllt, kann in der Regel erst nach Einbau und Inbetriebnahme erfolgen. Bei der Auswahl gilt es zu beachten, dass:

- der Strömungswiderstand durch aufsteigende Luftblasen (Blasenwand) die erforderliche Rührwerksleistung erhöht

und

- die Rührwerksleistung den Gesamtenergieverbrauch erhöht und dadurch die Wirtschaftlichkeit des Belüftungssystems reduziert.

Das Belüftungssystem und die eingesetzten Rührwerke müssen, speziell in Umlaufbecken, aufeinander abgestimmt sein. Häufig wird bei Nichterreichen von Garantiewerten für die Sauerstoffzufuhr dem Rührwerk das Verschulden zugewiesen und umgekehrt bei Nichterfüllung der Mischaufgaben die Ursache der Belüftungseinrichtung zugewiesen. Für gleichzeitig belüftete und durchmischte Belebungsbecken müssen für die Sauerstoffzufuhr und die Durchmischung getrennte Garantiewerte formuliert und auch überprüft werden.

Die Überprüfung der Leistungsfähigkeit von Belüftungssystemen kann nach ÖN EN 12255-15 und/oder DWA M-209 erfolgen.

Für die Prüfung der Leistungsfähigkeit von Rührwerken existiert die ISO 21630 (August 2007). Diese Vorschrift dient im Wesentlichen zum Vergleich verschiedener Aggregate. Darin wird das Verhältnis Schub[N]/Leistung[W] definiert. Dieser Wert gestattet die Einschätzung der Wirtschaftlichkeit der Maschine. Ein typischer Wert für langsam laufende Horizontalrührwerke beträgt **0,9 Newton/Watt**.

Eine Zusammenstellung von Kontrollmöglichkeiten der Funktion von Rührwerken ist in der Literatur zu finden (FREY 2009, VDMA-Einheitsblatt 24656, DWA M-229). Im DWA M-131 werden verfahrenstechnische Hinweise gegeben. Es wird angeführt, dass

- für „leichten Schlamm“ die Sohlgeschwindigkeit größer 0,15 m/s und
- für „schweren Schlamm“ die Sohlgeschwindigkeit größer 0,30 m/s

betragen sollte. Dazu wird angegeben, dass der dafür erforderliche Leistungseintrag je nach Beckengröße und –form 1 bis 5 W/m³ beträgt.

Unter der Annahme, dass das Rühraggregat eine hohe Wirtschaftlichkeit, d.h. ein gutes Verhältnis Schub zu Leistung, hat und hochwertige Getriebe und Elektromotore verbaut werden, kann und wird häufig die spezifische Mischleistung [Watt/m³] als Auslegungsparameter herangezogen. Ein typischer Wert für langsam laufende Horizontalrührwerke beträgt **2,5 Watt/m³**.

3.2 Mischen mit Luft

Die mit der eingeblasenen Luft eingetragene Mischenergie kann aus dem Energieeintrag der Wasserverdrängung berechnet werden. Auch hier kann die Hebearbeit von 2,72 Wh/(m³•m) für eine Abschätzung dienen (siehe 2.1). Unter der Annahme, dass für die Mischung das Luftvolumen, bezogen auf die Zustandsgrößen in halber Einblastiefe maßgeblich ist, gilt (Gleichung 2):

$$q_L = \frac{\text{spez}P_{BB}}{2,72} \cdot \frac{1}{h_e} \cdot \frac{(p_{Luft} + 98,1 \cdot \frac{h_e}{2})}{1013} \cdot \frac{273}{(273 + t_w)} \quad \text{Glg. 2}$$

Darin bedeutet:

q_L spezifischer Luftvolumenstrom [$m_N^3/(m^3 \cdot h)$]

spez. P_{BB} ...spezifische Leistung [W/ m³]

h_eEintauchtiefe [m]

p_{Luft} aktueller Luftdruck [hPa]

t_wWassertemperatur [°C]

BEISPIEL:

Für eine Einblastiefe von 5 Metern, einer Wassertemperatur von 10°C und einer erforderlichen spezifischen Mischenergie von 3 W/m_{BB}³ berechnet man den spezifischen Luftvolumenstrom zu 0,26 m_N³/(m³•h). Ein typischer Wert des spezifischen Luftvolumenstromes für eine Belebungsanlage mit Stickstoffentfernung liegt bei **0,8 m_N³/(m³•h)**, d.h. die Durchmischung kann mit der eingeblasenen Luft erreicht werden.

4 Belüftungssysteme

Am häufigsten trifft man feinblasige Druckbelüftungssysteme an. Die Luft wird dabei über an der Sohle angeordnete poröse Belüfterelemente aus Kunststoff bzw. Keramik oder so genannte Membranbelüfter, das sind mit perforierten Kunststofffolien bespannte Platten, Rohren oder Scheiben, in das Wasser eingeblasen. Die benötigte Druckluft wird von Drehkolbengebläsen, Schraubenverdichtern oder Strömungsverdichtern erzeugt.

4.1 Charakterisierende Parameter

Die Leistungsfähigkeit eines Druckbelüftungssystems wird durch folgende Parameter angegeben:

- ⇒ Sauerstoffzufuhr SOTR (früher OC) [kg/h]
- ⇒ Sauerstoffertrag SAE (früher OP) [kg/kWh]
- ⇒ spez. Sauerstoffzufuhr SSOTE [$\text{g}/(\text{m}^3_{\text{N}} \cdot \text{m}_{\text{ET}})$] oder [%/m]
- ⇒ Abminderung in Belebtem Schlamm α -Wert

Typische Werte für den Sauerstoffertrag und die Sauerstoffausnutzung feinblasiger Druckbelüftungssysteme sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Unter optimalen Voraussetzungen können die Werte um bis zu 30% größer sein!

Tabelle 1: Typische Werte des Sauerstoffertrages und der Sauerstoffausnutzung

	Druckbelüftung		Oberflächenbelüftung	
	Reinwasser	Betrieb	Reinwasser	Betrieb
SAE [kg/kWh]	3,6	2,2	1,8	1,6
SSOTE [$\text{g}/(\text{m}^3_{\text{N}} \cdot \text{m})$]	20	12	-	-

Die Hersteller von Oberflächenbelüftungssystemen geben die Sauerstoffertragswerte in der Regel bezogen auf die Leistungsaufnahme an der Welle an. Dadurch werden Getriebe-, Kupplungs- und Elektromotorwirkungsgrade nicht berücksichtigt. In den in der Tabelle 1 angegebenen Werten, sind diese Wirkungsgrade berücksichtigt.

Die Sauerstoffzufuhr und der Sauerstoffertrag feinblasiger Druckbelüftungssysteme sind von der **Luftbeaufschlagung**, der **Einblastiefe** und der **Belegungsichte** abhängig.

Die **Luftbeaufschlagung** ist jener Luftvolumenstrom der pro Flächeneinheit und Zeit durch die Gaszerteileroberfläche durchtritt. Die Luftbeaufschlagung der Belüftungselemente wird in Abhängigkeit von deren Form unterschiedlich angegeben. Während der Luftvolumenstrom bei Belüfterrohren auf die Länge des Rohres in Metern bezogen wird [$m_N^3/(m \cdot h)$], ist bei Tellern der Bezug auf das Element selbst üblich [$m_N^3/(\text{Stück} \cdot h)$]. Bei Plattenbelüftungselementen aus Folienmaterial wird der Luftvolumenstrom mit der Belüftergrundfläche in Beziehung gesetzt [$m_N^3/(m^2 \cdot h)$].

Die **Belegungsichte** von feinblasigen Belüftungselementen ist das Verhältnis der abgasenden Gesamtfläche aller Belüftungselemente zur Belebungsbeckengrundfläche [%]. Neben dieser Definition wird die **Belegungsichte** vielfach als Gesamtzahl der Elemente im Belebungsbecken, bezogen auf die Beckengrundfläche, angegeben. Übliche Belegungsichten bei flächendeckenden Belüftungssystemen liegen zwischen 1 bis 5 Elementen pro Quadratmeter Beckengrundfläche. Typische Werte für die Luftbeaufschlagung und die Belegungsichte feinblasiger Systeme sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Tabelle 2: Typische Werte der Luftbeaufschlagung und der Belegungsichte

	Luftbeaufschlagung	Belegungsichte
Rohre	4 – 10 $m_N^3/(m \cdot h)$	15 – 30 %
Teller	2 – 5 $m_N^3/(\text{Stück} \cdot h)$	5 – 20 %
Platten	10 – 50 $m_N^3/(m^2 \cdot h)$	10 – 40 %

Bei der Wahl geringer Belegungsichten ist auf die Anordnung der Belüfter zu achten. Jedenfalls ist das Auftreten von Walzenströmungen zu vermeiden (FREY 2010).

Die Wahl der **Belegungsichte** und der **Luftbeaufschlagung** beeinflusst maßgeblich die Wirtschaftlichkeit (laufende Betriebskosten) und die Anschaffungskosten der Belüftungseinrichtung. Grundsätzlich gilt:

- je größer die Belegungsdichte bzw. kleiner die Luftbeaufschlagung ist, desto **teurer aber auch wirtschaftlicher** im Betrieb wird das Belüftungssystem.
- je kleiner die Belegungsdichte bzw. größer die Luftbeaufschlagung ist, desto billiger (weil weniger Belüfterelemente) **aber auch unwirtschaftlicher** im Betrieb wird das Belüftungssystem.

4.1.1 Grenzflächenfaktor (α -Wert)

Durch Abwasserinhaltsstoffe (z.B. grenzflächenaktive Stoffe) wird die Sauerstoffzufuhr im Belebtschlamm-Abwassergemisch im Vergleich zu Reinwasser kleiner.

Es gibt eine Vielzahl von Einflussfaktoren, die den α -Wert beeinflussen:

- Salze (wirken erhöhend!)
- Waschmittel
- Schlammalter
- Trockensubstanzgehalt
- Reaktorkonfiguration
- Tages- bzw. Wochengang der Abwasserbeschaffenheit.

Der grundsätzlich größte Einflussparameter auf den α -Wert ist das Belüftungssystem selbst.

Typische α -Werte für Oberflächenbelüftungssysteme liegen zwischen 0,9 bis 1,0. Ein typischer Bereich bei Druckluftbelüftungssystemen in Anlagen mit Nitrifikation/Denitrifikation liegt bei **0,5 bis 0,7**.

Bei kleinem Schlammalter (nur Kohlenstoffelimination) ist der α -Wert in der Regel kleiner anzusetzen z.B. 0,3 bis 0,4. Ist das Schlammalter hoch, z.B. bei Anlagen mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung können größere α -Werte auftreten, z.B. 0,7 bis 0,8.

In der Literatur gibt es auch Angaben zu α -Werten für Anlagen mit hohem Trockensubstanzgehalt wie sie in Membranbelebungsanlagen auftreten. Auf solchen Anlagen mit $TS > 10$ g/L wurden α -Werte von 0,3 und darunter gemessen. Es ist **nicht zulässig** die Ergebnisse dieser Messungen auf Trockensubstanzge-

halte, wie sie in konventionellen Belebungsanlagen (z.B. 3 - 4 g/L) auftreten, **zu extrapolieren!** Man würde viel zu große α -Werte erhalten.

4.2 Belüfterelemente

Die Belüfterelemente können nach der Bauform (Rohre, Teller und Platten) und nach dem Material (starrporös, EPDM, PU und Silikon) eingeteilt werden.

Für den Betrieb ist der Druckverlust des Belüfters in Abhängigkeit der Luftbeaufschlagung ein wesentlicher Betriebsparameter. Hinweise zur Messung des Druckverlustes von Belüfterelementen findet man unter anderem in FREY (2006).

Die folgenden Ausführungen gelten für Belüfterelemente mit elastischen Membranen. Typische Werte für den Druckverlust neuer Belüfterelemente mit Elastomeren betragen für:

- Rohre von 15 bis 35 hPa
- Teller von 20 bis 40 hPa
- Platten von 50 bis 80 hPa

Im Betrieb steigen diese Werte in der Regel leicht an. Ein typischer Druckanstieg beträgt ca. 30 % des Ausgangswertes. Wie Untersuchungen gezeigt haben (FREY 2004, KRAMPE, KAEBERT 2006, KRAMPE 2006) findet man auf vielen Anlagen im laufenden Betrieb, teilweise schon nach einem Jahr, deutlich größere Druckanstiege. Für Vergleichszwecke ist es sehr empfehlenswert Anfangsdruckmessungen durchzuführen. In der Abbildung 1 ist das Ergebnis einer Vergleichsmessung an gebrauchten und einer neuen Tellermembran dargestellt.

In dem dargestellten Fall war der Differenzdruck der Membran bei einem Luftdurchsatz von $4 \text{ m}^3/(\text{Stk}\cdot\text{h})$ von 22 hPa auf ca. 128 hPa angestiegen. Die Belüftungsenergie ist direkt proportional dem Gegendruck. Für eine Einblas-tiefe von 4,2 m (= $4,2\text{m} \times 98,1\text{hPa/m} = 412 \text{ hPa}$) kann aus dem Verhältnis der Gesamtdrücke „gebraucht“ zu „neu“ den theoretischen Energiemehrverbrauch

errechnen:
$$\frac{412 + 128}{412 + 22} = 1,24$$

Man erkennt, dass der Energiebedarf für die Belüftung über den Betriebszeit-raum um 24% größer geworden ist.

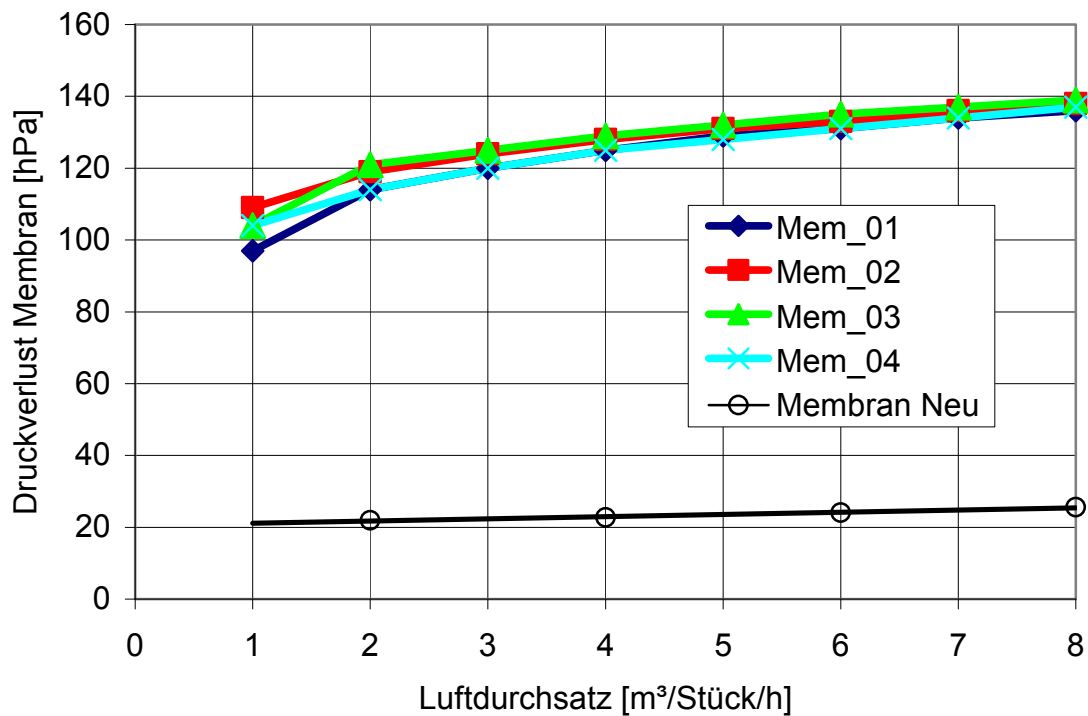


Abbildung 1: Druckverlust an Tellerbelüftermembranen (Durchmesser 300mm)

Die Ursache für steigenden Druckverlust sind häufig Ablagerungen in den Belüfterporen. In Abbildung 2 sind die Ablagerungen in einer Belüfterpore zu sehen.

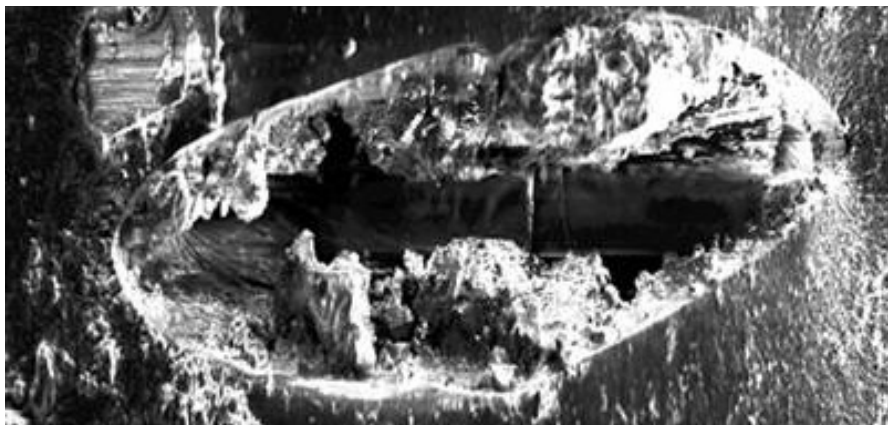


Abbildung 2: Ablagerung in einer Belüfterpore

Zur Beurteilung der Verluste in den Saug- und Druckrohrleitungen, den Rohrleitungseinbauten und den Belüfterelementen kann das Druckverhältnis der Druckerhöhung in der Gebläsestufe zu hydraulischem Gegendruck durch die Einblastiefe berechnet werden.

$$\text{Druckverhältnis} = \frac{\Delta p_{\text{Gebläse}}}{\Delta p_{\text{hydraulisch}}} \quad \text{Glg. 3}$$

Ein typischer Wert für das **Druckverhältnis** bei feinblasigen Belüftungssystemen beträgt **1,2**. Das bedeutet, dass ca. 20% der Drucksteigerung (und damit der Belüftungsenergie) aufzuwenden sind um die Strömungsverluste abzudecken. Je größer das Druckverhältnis, desto größer sind die Verluste in den Rohrleitungen, den Rohrleitungseinbauten und den Belüfterelementen.

4.2.1 Druckverlust und Bezugsluftvolumenstrom

Die Datenblätter von Belüfterelementen beinhalten neben dem Diagramm für die Sauerstoffausnutzung in Abhängigkeit der Luftbeaufschlagung und/oder der Belegungsdichte auch eine Information über den Druckverlust in Abhängigkeit der Luftbeaufschlagung. Für die Berechnung der Luftbeaufschlagung wird oft der Luftvolumenstrom in Normkubikmeter verwendet. Ohne Kenntnis des Versuchsaufbaus ist diese Information unvollständig.

Für die Gebrauchseigenschaften des Belüfters sind die Betriebskubikmeter entscheidend, da die Strömungsgeschwindigkeiten im Belüfterelement und in den Rohrleitungen von den aktuellen Betriebskubikmetern abhängig ist und nicht vom Massenstrom ausgedrückt als Normkubikmeter. Dies ist auch der Grund, weshalb die im Becken bei einer Einblastiefe von z.B. 5 Metern gemessenen Druckverluste eines Belüfters immer kleiner sind als die in den Datenblättern angegebenen Druckverluste (meist bezogen auf Normbedingungen oder 1 bar und 20° C).

Für den Druckverlust eines Belüfterelementes gilt:

$$\Delta p = \sum \zeta \cdot \rho \cdot \frac{v^2}{2} \quad \text{Glg. 4}$$

Für die Umrechnung des Luftvolumenstromes für verschiedene Zustandsgrößen gilt:

$$Q_2 = Q_1 \cdot \frac{T_2 \cdot p_1}{T_1 \cdot p_2} \quad \text{Glg. 5}$$

Für die Lufttemperatur an den Austrittsöffnungen im Becken kann dann vereinfacht die Wassertemperatur zugrunde gelegt werden. Für die Umrechnung der Dichte für verschiedene Zustandsgrößen der Luft gilt:

$$\rho_2 = \rho_1 \cdot \frac{T_1 \cdot p_2}{T_2 \cdot p_1} \quad \text{Glg. 6}$$

Berechnet man nun die Druckverluste bei verschiedenen Zustandsgrößen der Luft (aber konstantem Massenstrom) erhält man nach Umformung:

$$\Delta p_2 = \Delta p_1 \cdot \frac{T_2 \cdot p_1}{T_1 \cdot p_2} \quad \text{Glg. 7}$$

Darin bedeutet:

- Δp Druckverlust des Belüfterelementes [hPa]
- p Luftdruck [hPa]
- Q Luftvolumenstrom [m^3/h]
- T Temperatur des Luftstromes [K]
- ζ Widerstandsbeiwert [-]
- v Strömungsgeschwindigkeit [m/s]
- ρ Dichte der Luft [kg/m^3]
- 1,2 Index für den jeweiligen Betriebszustand

BEISPIEL: Ein Belüfterhersteller bestimmt den Druckverlust seiner Belüfterelemente, indem er die Belüfter in einem Tauchbecken mit 20 cm Wasserüberstau montiert. Die Temperatur der durchgeblasenen Luft beträgt ca. 20 °C. Der Umgebungsluftdruck beträgt 1.000 hPa. Der Luftvolumenstrom beträgt 3 $\text{m}_\text{N}^3/\text{h}$. Der Messwert des Druckverlustes am Belüfterelement wird mit 30 hPa gemessen.

Auf dem Typenblatt des Belüfters ist angegeben: Druckverlust bei einem Luftvolumenstrom von 3 $\text{m}_\text{N}^3/\text{h}$ beträgt 30 hPa. Der tatsächliche Luftvolumenstrom betrug 3,1 m^3/h , d.h. die Abweichung ist vernachlässigbar gering.

Nun werden diese Belüfter in ein Becken mit einer Einblastiefe von 5 Metern und einer Wassertemperatur von 10°C eingebaut. Der Umgebungsluftdruck beträgt wieder 1.000 hPa. Über die Gebläse wird ein Luftvolumenstrom umgerechnet auf Normbedingungen von 3 m_N^3 pro Belüfter und Stunde eingestellt. Unter der Annahme, dass sich die Lufttemperatur der Wassertemperatur nahezu angleicht, beträgt der tatsächliche Luftvolumenstrom 2,0 $\text{m}^3/(\text{Stk} \cdot \text{h})$. Die Luftbeaufschlagung ist also deutlich geringer als angenommen. Der Druckverlust wird auf 19,4 hPa reduziert.

4.3 Gebläse

Je nach Wassertiefe und Anlagengröße kommen folgende Druckluftherzeuger (Gebläse) zum Einsatz:

- Drehkolbenverdichter (zwei- und dreiflügelig), maximale Druckdifferenz 0,9 bar, Volumenströme bis ca. 3.000 m³/h
- Schraubenverdichter, maximale Druckdifferenz 3 bar, Volumenströme bis ca. 8.000 m³/h
- Strömungsverdichter (einstufig), maximale Druckdifferenz 1,5 bar, Volumenströme bis ca. 30.000 m³/h

Strömungsverdichter haben aufgrund ihrer Arbeitsweise, bei gleichem Volumenstrom und gleichen Betriebsparametern, einen geringeren Leistungsbedarf als Verdrängermaschinen (z.B. Drehkolben). Eine Grundlegende Darstellung der Arbeitsweise und den erreichbaren Verdichtungswirkungsgraden findet man bei WESTPHAL (1995).

4.3.1 Kennwerte zur Beurteilung

Zur Beurteilung der Wirtschaftlichkeit kann die spezifische Einblasenergie berechnet werden. Es gibt zwei Möglichkeiten diesen Wert zu berechnen:

- Spezifische Einblasenergie bezogen auf die Einblastiefe, spez.Ph [Wh/(m³•m)]

Dieser Wert eignet sich besonders zur Beurteilung der Gesamtsituation. Er beinhaltet die inneren Verluste des Gebläses, sowie die Verluste der Saug- und Druckrohrleitung, der Rohrleitungseinbauten und der Belüfterelemente.

$$\text{spez.}P_h = \frac{P_{\text{Gebläse}}}{Q_{\text{Luft,ansaug}} \cdot h_e} \quad \text{Glg. 8}$$

Darin bedeutet:

$P_{\text{Gebläse}}$ Klemmenleistung des Gebläseantriebsmotors [W]

$Q_{\text{Luft,ansaug}}$... Luftvolumenstrom im Ansaugzustand [m³/h]

h_e Einblastiefe im Belebungsbecken [m]

Dieser Wert sollte zur besseren Vergleichbarkeit mit dem Luftvolumenstrom bezogen auf die Ansaugbedingungen berechnet werden. Ältere, in der Literatur zu findende, Werte sind in der Regel mit dem Luftvolumenstrom bezogen auf

Normzustand (0°C, 1013 hPa) berechnet. Ein typischer Wert für die spezifische Einblasenergie von Drehkolbengebläsen bezogen auf die Einblastiefe, beträgt **spez.P_h = 4,8 [Wh/(m³•m)]**.

- Spezifische Einblasenergie bezogen auf die Druckerhöhung in der Gebläsestufe spez.P_p [Ws/(m³•Pa)] =[-]

Dieser Wert eignet sich besonders zur Beurteilung der Gebläsestufe. Er beinhaltet im Wesentlichen die Verluste des Gebläses (volumetrischer Wirkungsgrad). Durch Verwendung von SI Einheiten ist diese Kennzahl dimensionslos. Dieser Wert ist zur besseren Vergleichbarkeit mit dem Luftvolumenstrom bezogen auf die Ansaugbedingungen zu berechnen.

$$\text{spez.P}_p = \frac{P_{\text{Gebläse}}}{Q_{\text{Luft,ansaug}} \cdot \Delta p_{\text{Gebläse}}} \quad \text{Glg. 9}$$

Darin bedeutet:

P_{Gebläse} Klemmenleistung des Gebläseantriebsmotors [W]

Q_{Luft,ansaug} ... Luftvolumenstrom im Ansaugzustand [m³/s]

Δp Drucksteigerung in der Gebläsestufe [Pa]

Ein typischer Wert für die spezifische Einblasenergie von Drehkolbengebläsen, bezogen auf die Druckerhöhung in der Gebläsestufe, beträgt **spez.P_p = 1,5 [-]**.

5 Blockheizkraftwerke

Das bei der anaeroben Schlammfäulung gewonnene Faulgas wird zur Produktion elektrischer Energie und Wärme häufig in Blockheizkraftwerken verbrannt.

Je Kilogramm abgebauter organischer Trockenmasse entstehen ca. 500 Liter reines Methan. Faulgas besteht im Wesentlichen aus Methan (65%) und Kohlendioxid (35%). Ein typischer Wert der Faulgasproduktion auf kommunalen Kläranlagen liegt bei 18 Liter pro EW₁₂₀ und Tag. Ausführliche Betrachtungen und Datenauswertungen findet man z.B. bei SVARDAL (2010), LINDTNER (2009).

Der Gasanfall ist u.a. von den Betriebsparametern der Faulanlage, der Menge an Primärschlamm, dem Schlammalter der Belebungsanlage und der Zugabe von-Co-Substraten abhängig.

Reines Methan hat einen Energieinhalt von 36.000 kJ/m^3 ($=10 \text{ kWh/m}^3$). Faulgas mit einer Zusammensetzung von 65% Methan und 35% Kohlendioxid hat demnach einen Energieinhalt von ca. 24.000 kJ/m^3 ($6,5 \text{ kWh/m}^3$). Wird dieses Gas in einem BHKW verstromt kann im Mittel mit einer Energieausbeute von ca. 2 kWh/m^3 Faulgas gerechnet werden. In der folgenden Abbildung 3 ist die Energieausbeute in Abhängigkeit vom Methangehalt und dem elektrischen Wirkungsgrad des BHKW dargestellt.

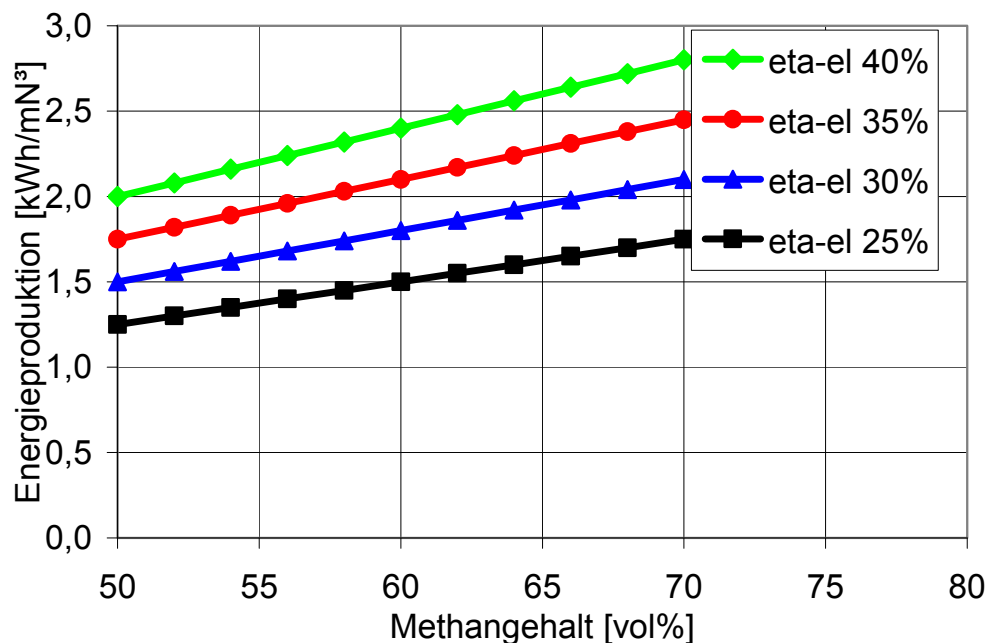


Abbildung 3: Energieausbeute in Abhängigkeit vom Methangehalt und dem elektrischen Wirkungsgrad

Zur Einschätzung der Größe des BHKW in Abhängigkeit des Gasanfalls und der Anlagengröße kann die Abbildung 4 eine Hilfestellung bieten.

Aus dem Diagramm ist ableitbar, dass z.B. bei einem Gasanfall von $18 \text{ L}/(\text{EW}_{120} \cdot \text{d})$ erst ab einer Anlagengröße von 30.000 EW_{120} ein Aggregat mit $50 \text{ kW}_{\text{el}}$ im Dauerbetrieb betrieben werden kann.

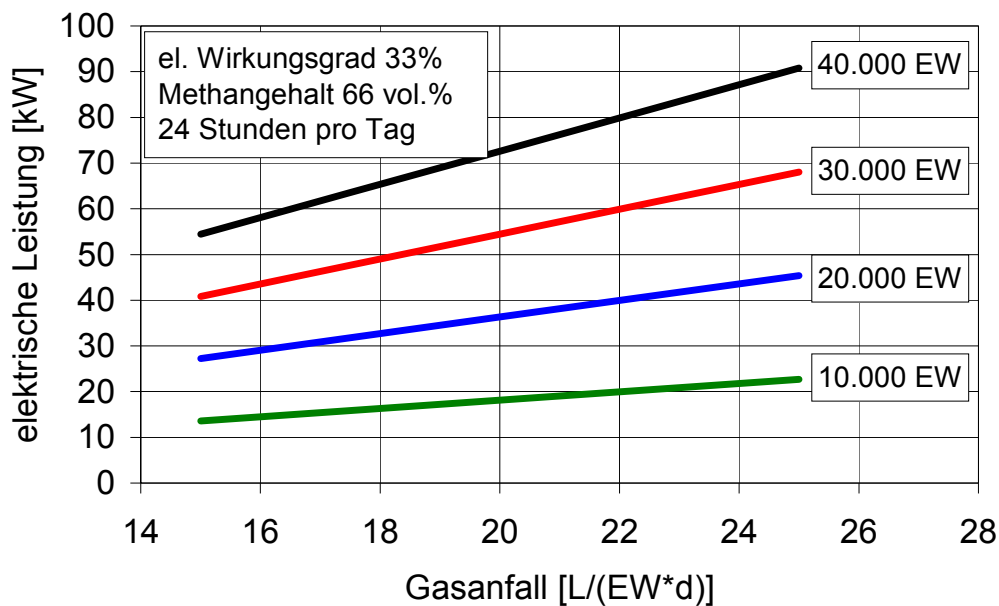


Abbildung 4: Elektrische Leistung in Abhängigkeit des Gasanfalls und der Anlagengröße

6 Literatur

- EN 12255-15 (2003): Messung der Sauerstoffzufuhr in Reinwasser in Belüftungsbecken von Belebungsanlagen.
- ISO 21630 (2007): Pumps - Testing - Submersible mixers for wastewater and similar applications.
- ATV-DVWK-A 131 (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen.
- DWA-M 209 (2007): Messung der Sauerstoffzufuhr von Belüftungseinrichtungen in Belebungsanlagen in Reinwasser und in belebtem Schlamm.
- DWA-M 229 (in Ausarbeitung): Systeme zur Belüftung und Durchmischung von Belebungsanlagen.
- VDMA-Einheitsblatt 24656 (2010): Rührwerke in Belebungsbecken von Abwasserreinigungsanlagen; Hinweise zur Planung, Projektierung und Ausführung.
- FREY, W.; SCHRAMMEL, A. (2002): Maschinelle Ausrüstung der Schlammbehandlung, Wiener Mitteilungen Band 177b, Seite 77-123, ISBN 3-85234-068-3.
- FREY, W. (2003): Fragebogen Belüftungssysteme - Ergebnisse der Umfrage Frühjahr 2003, Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen, KAN Folge 11.
- FREY, W. (2006): Diagnose: Zu hoher Druckverlust; KA Betriebsinfo 3/2006.
- FREY W. (2009): Garantienachweise für die maschinelle Ausrüstung von Kläranlagen - Belüftungssysteme und Rührwerke, Schriftenreihe Kläranlagennachbarschaften, Band 17; ISBN: 3-902084-54-5.

- FREY, W. (2010): Durchmischung von Belebungsbecken mittels Belüftungssystemen, 6. Frankfurter Abwassersymposium 17. Juni 2010, Beeinflussung der biologischen Leistungsfähigkeit von Abwasserreinigungs- und Biogasanlagen durch Mischen und Rühren.
- KRAMPE, J.; KAEBERT, S. (2006): Stand der Belüftungstechnik in Baden-Württemberg Jahresbesprechung der Lehrer des DWA-Landesverbandes Baden-Württemberg, 30. März 2006, Stuttgart.
- KRAMPE, J. (2006): Vergleich verschiedener Druckbelüftungssysteme unter Betriebsbedingungen in kommunalen Kläranlagen, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 186, S. 59 - 77, Oldenbourg Verlag, München, 2006.
- LINDTNER, S. (2009): Benchmarking: Grundlagen / Praxiserfahrungen;
http://www.abwasserbenchmarking.at/upload/documents/cms/42/BM_Grundlagen_Praxiserfahrungen_20090617.pdf (Zugriff am: 2011-02-13; Uhrzeit: 11:50).
- SVARDAL, K. (2010): Die Energieautarke Kläranlage, Schriftenreihe Kläranlagennachbarschaften, Band 18; ISBN: 978-3-902084-82-8.
- WESTPHAL, G. (1995): Leistungseintrag in Belebungsbecken - Eine grundlegende Darstellung, Korr.Abw. 8/95; S.1353 ff.

Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Dr. Wilhelm FREY

Abwassertechnische Ausbildung und Beratung
2100 Leobendorf

eMail: aab.frey@aon.at

web: www.aabfrey.com

Grundlagen und Auswertung von Energiedaten auf Kläranlagen

Stefan Lindtner

Ingenieurbüro kaltesklareswasser

Abstract:

Die Beschreibung der systematischen Erfassung sowie die Darstellung einer vereinheitlichten Auswertung von Kläranlagendaten sind die Hauptziele dieses Beitrages. Bei der Energiedatenerfassung werden für Kläranlagen übliche Energiequellen und die Zusammenfassung von Kläranlagenaggregaten zu Verbrauchergruppen dargestellt. Für Aggregate, deren Energieverbrauch nicht messtechnisch erfasst wird, werden Möglichkeiten der näherungsweise Berechnung bzw. Abschätzung des Energieverbrauches beschrieben.

Die Auswertung von Energiedaten durch Kläranlagenbetreiber hat die Energieoptimierung ihrer konkreten Kläranlage zum Ziel. Es wird erörtert, welche Energiekennzahlen, die den energetischen Ist-Stand einer Kläranlage charakterisieren, berechnet werden sollen und wie man durch den Vergleich mit einem Normalbereich zu möglichen Einsparpotentialen kommt.

Abschließend werden Energiedatenauswertungen des ÖWAV-Benchmarkings und des Kläranlagenleistungsvergleiches präsentiert, welche wiederum für die Festlegung der Normalbereiche herangezogen wurden. Aus den geprüften Energiedaten des Kläranlagenbenchmarkings wurde der Versuch unternommen, Zielwerte für Kläranlagen unterschiedlicher Größe und Art der Stabilisierung festzulegen, um daraus ein maximales Einsparpotential für alle österreichischen Kläranlagen abzuleiten.

Key Words: Energieverbrauch, Kläranlagen, Kennzahlen, Betriebsoptimierung

1 Einleitung

Die systematische Energiedatenerfassung sowie deren Auswertung stellen die Basis der energetischen Betriebsoptimierung von Abwasserreinigungsanlagen dar. Mithilfe des in Fertigstellung befindlichen Regelblattes 13 wird die systematische und österreichweit einheitliche Definition der energetischen Basisdaten sowie der daraus berechneten Kennzahlen sichergestellt. Auf eine detaillierte Auswertung von Energiekennzahlen auf Prozessebene wird beim Kläranlagenbenchmarking schon seit dem Forschungsprojekt Wert gelegt, wobei auf die Erfahrungen eines österreichweiten Projektes zur Energieoptimierung auf Kläranlagen (Agis 2002) zurückgegriffen werden konnte. Der Leitfaden zur Erstellung eines Energiekonzeptes (Lindtner 2008) beschreibt die Analyse der Ist-Situation und vergleicht berechnete spezifische Verbrauchskennzahlen mit einem Normalbereich. Für eine österreichweite Auswertung der Kläranlagen-Energiedaten werden seit drei Jahren im Zuge des Kläranlagenleistungs-vergleiches auch der Gesamtenergieverbrauch und die Eigenstromabdeckung der Kläranlagen abgefragt und ausgewertet.

All diese Projekte, Regelwerke und Handlungsanleitungen stellen die Grundlagen zur Energieoptimierung von Abwasserreinigungsanlagen dar. An dieser Stelle wird noch ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Energieoptimierung von Kläranlagen mit keiner Einschränkung der Reinigungsleistung verbunden sein darf!

2 Erfassung der Energiedaten von Kläranlagen

2.1 Energiebereitstellung

Auf Abwasserreinigungsanlagen wird Energie in Form von elektrischer und thermischer Energie benötigt. Die benötigte Energie wird vom Elektrizitätsversorgungsunternehmen (EVU) zugekauft oder aus Heizöl, Flüssiggas, Erdgas und Faulgas gewonnen. Auf manchen Kläranlagen kommen auch alternative Energieformen wie Photovoltaik, Windräder udgl. zum Einsatz. Von allen genannten Energieträgern ist der Energieinhalt bekannt (vgl. Tabelle 1), womit

deren Menge Auskunft über die maximal verfügbare Energie gibt. Der Energieinhalt der Energieträger wird mithilfe eines Blockheizkraftwerkes (BHKW) in verwertbare elektrische und thermische Energie umgewandelt. Aus der Summe an erzeugter elektrischer Energie und zugekaufter elektrischer Energie, abzüglich der ans EVU gelieferten elektrischen Energie, resultiert die auf der Kläranlage verbrauchte elektrische Energie. Da die mittels BHKW erzeugte elektrische Energie zumeist messtechnisch erfasst wird, lässt sich die bereitgestellte elektrische Energie berechnen.

Tabelle 1: Energiequellen und deren erzeugte/verwertbare elektrische bzw. thermische Energie

Energiequellen	Menge	Energieinhalt	verwertbare elektrische Energie	verwertbare thermische Energie
Faulgas gesamt	<i>m³/d</i>	<i>kWh/d</i>	<i>kWh/d</i>	<i>kWh/d</i>
Faulgas BHKW	Energieinhalt: 10 kWh/m³ Methangas	<i>m³/d</i>	<i>kWh/d</i>	<i>kWh/d</i>
Faulgas Heizung	Methangas = Faulgas	<i>m³/d</i>		<i>kWh/d</i>
Faulgas Fackel	minus CO ₂ -Anteil	<i>m³/d</i>		
Erdgas gesamt	<i>m³/d</i>	<i>kWh/d</i>	<i>kWh/d</i>	<i>kWh/d</i>
Erdgas BHKW	Energieinhalt: 9,5-10,28 kWh/m³	<i>m³/d</i>	<i>kWh/d</i>	<i>kWh/d</i>
Erdgas Heizung		<i>m³/d</i>		<i>kWh/d</i>
Flüssiggas gesamt	<i>kg/d</i>	<i>kWh/d</i>	<i>kWh/d</i>	<i>kWh/d</i>
Flüssiggas BHKW	Energieinhalt: 12,8 kWh/kg	<i>kg/d</i>	<i>kWh/d</i>	<i>kWh/d</i>
Flüssiggas Heizung		<i>kg/d</i>		<i>kWh/d</i>
Heizöl	Energieinhalt:	<i>l/d</i>		<i>kWh/d</i>
andere Energieträger 1	Heizöl extraleicht: 10 kWh/l	<i>?/d</i>	<i>kWh/d</i>	<i>kWh/d</i>
andere Energieträger 2	Heizöl leicht: 10,5 kWh/l	<i>?/d</i>	<i>kWh/d</i>	<i>kWh/d</i>
Summe elektrische bzw. thermische Energie auf ARA erzeugt			<i>kWh/d</i>	<i>kWh/d</i>
Elektrische Energie vom EVU zugekauft			<i>kWh/d</i>	
Energie ans EVU bzw. Fernwärme geliefert			<i>kWh/d</i>	<i>kWh/d</i>
Energiebereitstellung ARA			<i>kWh/d</i>	<i>kWh/d</i>

Die auf der Kläranlage verwertbare thermische Energie kann vom BHKW und/oder einem Heizkessel stammen. Sind die thermischen Wirkungsgrade vom BHKW und/oder Heizkessel bekannt, so kann auch die bereitgestellte thermische Energie sehr einfach berechnet werden. Sind die Wirkungsgrade nicht bekannt, so muss mit thermischen Verlusten zwischen 10 und 20 Prozent gerechnet werden. Die verwertbare thermische Energie kann demnach aus dem berechneten Energieinhalt, abzüglich verwertbarer elektrischer Energie und abzüglich der Umwandlungsverluste, berechnet werden.

2.2 Energieverbrauch

Energieverbraucher können in thermische und elektrische Energieverbraucher untergliedert werden. Da Wärme auf Kläranlagen mit Faulung zumeist im Überschuss vorhanden ist und Kläranlagen ohne Faulung zumeist einen geringen Wärmebedarf aufweisen, liegt der Schwerpunkt der Energieverbraucher bei den elektrischen. Nur wenn man die Energieverbraucher kennt, kann der Energieverbrauch einer Kläranlage optimiert werden. Ziel muss es sein, den elektrischen Energieverbrauch der in Tabelle 2 zusammengefassten Verbraucherguppen feststellen zu können.

Tabelle 2: Elektrische Energieverbraucher einer Kläranlage

1) Zulaufpumpwerk und mechanische Vorreinigung	kWh/d
1.1 Zulaufpumpwerk	kWh/d
1.2 Rechen	kWh/d
1.3 Sand- u. Fettfang	kWh/d
2) Mechanisch-biologische Abwasserreinigung	kWh/d
2.1 Belüftung	kWh/d
2.2 Rührwerk	kWh/d
2.3 RS-Pumpen	kWh/d
2.4 Sonstiges (VKB, NKB,...)	kWh/d
3) Schlammbehandlung	kWh/d
3.1 MÜSE und stat. Eindicker	kWh/d
3.2 Faulung	kWh/d
3.3 Schlammentwässerung	kWh/d
4) Infrastruktur	kWh/d
4.1 Heizung	kWh/d
4.2 sonstige Infrastruktur	kWh/d
Kläranlage gesamt	kWh/d

Zumindest der Energieverbrauch der in Tabelle 2 dargestellten vier Hauptverbrauchergruppen - *Zulaufpumpwerk und mechanische Vorreinigung*, *mechanisch-biologische Abwasserreinigung*, *Schlammbehandlung* und *Infrastruktur* - sollte auf jeder Kläranlage eindeutig voneinander getrennt werden können. Eine Aufgliederung des Energieverbrauches in diese vier Verbraucherguppen muss auch bei der Erstellung eines Energiekonzeptes vorgenommen werden, welches bei der Förderung von Kosten für Errichtungen zur Verwertung und Nutzung von erneuerbarer Energie sowie von Maßnahmen zur Erhöhung der Effizienz und Wirtschaftlichkeit von siedlungswasser-

baulichen Anlagen verlangt wird. Auch beim ÖWAV-Kläranlagenbenchmarking ist eine Untergliederung zumindest in dieser Tiefe vorgesehen.

Für die Ermittlung des Energieverbrauches der Verbrauchergruppen ist es sinnvoll, eine Verbrauchermatrix anzulegen, die alle wesentlichen Energieverbraucher gemäß der in Tabelle 2 dargestellten Verbrauchergruppen zusammenfasst. Der elektrische Energieverbrauch der einzelnen Verbraucher kann

- messtechnisch erfasst,
- aus Laufzeit und aufgenommener Leistung berechnet oder aus
- Wassermenge und Förderhöhe abgeschätzt

werden.

Der Energieverbrauch der biologischen Stufe wird fast auf jeder Kläranlage messtechnisch erfasst. Moderne Aggregate (Gebläse, Schlammwässerungsmaschinen udgl.) sind vielfach mit elektronischen Energieverbrauchszählern ausgestattet, sodass auf vielen Kläranlagen der Energieverbrauch mehrerer Hauptverbraucher bekannt ist.

Wie bereits dargestellt, kann der Energieverbrauch auch aus der aufgenommenen elektrischen Leistung und der Laufzeit des jeweiligen Aggregates berechnet werden. Ist auch die aufgenommene elektrische Leistung nicht bekannt, kann diese bei Aggregaten, deren Leistungsaufnahme sich mit der Zeit nicht ändert, durch eine Messung mittels Strommesszange erfasst werden. Als ganz grobe Abschätzung des zu erwartenden Energieverbrauches können die elektrische Anschlussleistung der Aggregate und ein abgeschätzter Prozentsatz der davon aufgenommenen Leistung herangezogen werden.

Tabelle 3: Energieverbrauchsmatrix: Beispiel für eine Verbrauchsabschätzung aus aufgenommener elektrischer Leistung und Betriebsstunden

	installierte Nennleistung lt. Typenschild	Betriebs- stunden	aufgenommene Leistung der Nennleistung geschätzt / gemessen	Verbrauchsschätzung aus Anschlussleistung und Betriebsstunden
	kW	h/d	%	kWh/d
2) Mechanisch-biologische Abwasserreinigung				5081
2.1 Belüften				3224
Luftverdichter 1	120	24	80%	2304
Luftverdichter 2	100	9	80%	720
Luftverdichter 3	50	5	80%	200
2.2 Rühren				392
Rührwerk 1	20	7	70%	98
Rührwerk 2	20	7	70%	98
Rührwerk 3	20	7	70%	98
Rührwerk 4	20	7	70%	98
2.3 RS-Pumpen				960
Rücklaufschlammpumpe 1	50	24	40%	480
Rücklaufschlammpumpe 2	50	24	40%	480
2.4 Sonstiges				505
Vorklärbeckenräumer	5,5	24	80%	106
Primärschlammpumpe	12	5	50%	30
Rezirkulationspumpe 1	10	24	80%	192
Rezirkulationspumpe 2	-	-	-	-
Überschussschlammpumpe 1	6	24	50%	72
Überschussschlammpumpe 2	-	-	-	-
Nachklärbeckenräumer	5,5	24	80%	106

Bei Pump- und Hebewerken kann zusätzlich auch aus der gehobenen Wasser- bzw. Schlammmenge und der Förderhöhe auf die erforderliche elektrische Energie geschlossen werden. Letzterer liegt die physikalische Tatsache zugrunde, dass mit einer Kilowattstunde ein Kubikmeter Wasser 367 Meter hoch gehoben werden kann. Geht man bei Schneckenpumpen von einem Wirkungsgrad zwischen 40 und 60 % aus und bei Kreiselpumpen von einem Wirkungsgrad zwischen 30 und 80 %, so kann die erforderliche elektrische Energie der Pump- und Hebewerke, unter Vernachlässigung von Rohrleitungsverlusten, wie folgt abgeschätzt werden:

$$\text{Energieverbrauch Pumpe [kWh/d]} = \frac{\text{Förderhöhe [m]} * \text{Fördermenge [m}^3/\text{d]}}{367 [\text{m/kWh/m}^3] * \text{Wirkungsgrad der Pumpe [-]}}$$

Dies gilt nicht für den Energieverbrauch von Excenterschneckenpumpen (= Monopumpen), die für die Förderung von bereits eingedicktem Schlamm (Beschickung von Faulturn, Entwässerungsmaschinen udgl.) zum Einsatz kommen.

Tabelle 4: Energieverbrauchsmatrix: Beispiel einer Verbrauchsabschätzung aus Wassermenge und Förderhöhe

	Förderhöhe	Fördermenge	Wirkungsgrad angenommen	Verbrauchsschätzung aus Wassermenge u. Förderhöhe
	m	m ³ /d	%	kWh/d
2) Mechanisch-biologische Abwasserreinigung				
2.3 RS-Pumpen				817
Rücklaufschlammpumpe 1	4,0	25.000	50%	545
Rücklaufschlammpumpe 2	2,0	25.000	50%	272
2.4 Sonstiges				
Vorklärbeckenräumer				
Primärschlammpumpe	4,5	925	40%	28
Rezirkulationspumpe 1	0,5	50.000	50%	136
Rezirkulationspumpe 2	-	-	-	-
Überschussschlammpumpe 1	15,0	900	50%	74
Überschussschlammpumpe 2	-	-	-	-

Die große Herausforderung besteht letztlich darin, dass die Summe aller erfassten, errechneten bzw. abgeschätzten Energieverbräuche der bereitgestellten elektrischen Energie der Kläranlage entsprechen muss.

3 Auswertung der Energiedaten von Kläranlagen

3.1 Energiedatenauswertung durch den Kläranlagenbetreiber

Sind Energieverbrauch und Energiequellen einer Kläranlage bekannt, so kann eine Energiebilanz erstellt werden. Die Erstellung einer Energiebilanz soll einerseits über die Energiequellen Auskunft geben, und andererseits sowohl die elektrischen als auch die thermischen Verbraucher identifizieren. Ein Beispiel für die grafische Darstellung einer Energiebilanz zeigt die folgende Abbildung.

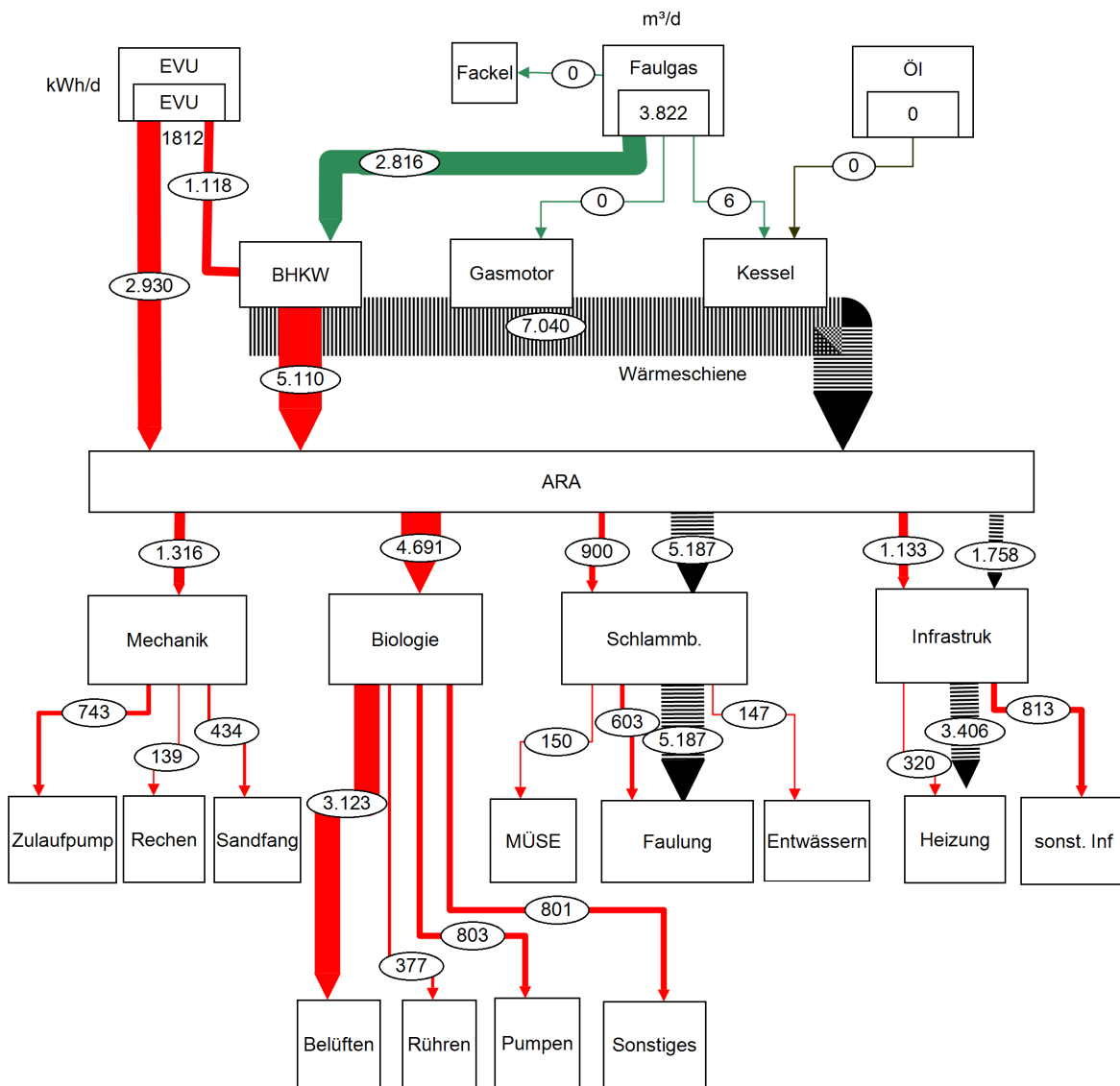


Abbildung 1: Grafische Darstellung einer Energiebilanz

Für eine gezielte Energieverbrauchsoptimierung ist es jedoch erforderlich, den spez. Energieverbrauch der einzelnen Verbrauchergruppen der Kläranlage zu kennen und diesen mit einem üblichen Normalbereich zu vergleichen. Tabelle 5 gibt daher einen Normalbereich für die wesentlichsten Verbrauchergruppen einer Kläranlage als spezifischen Energieverbrauch in kWh/EW_{120/a} an.

Tabelle 5: Spezifischer elektrischer Energieverbrauch - Normalbereiche

		Normalbereich	
Kläranlage gesamt	kWh/EW_{120/a}	20	50
1) Zulaufpumpwerk und mechanische Vorreinigung	kWh/EW_{120/a}	2,5	5,5
1.1 Zulaufpumpwerk	kWh/EW _{120/a}	1,5	3,5
1.2 Rechen	kWh/EW _{120/a}	0,5	1
1.3 Sand- u. Fettfang	kWh/EW _{120/a}	0,5	1
2) Mechanisch-biologische Abwasserreinigung	kWh/EW_{120/a}	14,5	33
2.1 Belüftung	kWh/EW _{120/a}	11,5	22
2.2 Rührwerk	kWh/EW _{120/a}	1,5	4,5
2.3 RS-Pumpen	kWh/EW _{120/a}	1	4,5
2.4 Sonstiges (VKB, NKB,...)	kWh/EW _{120/a}	0,5	2
3) Schlammbehandlung	kWh/EW_{120/a}	2	7
3.1 MÜSE und stat. Eindicker	kWh/EW _{120/a}	0,5	1
3.2 Faulung	kWh/EW _{120/a}	1	2,5
3.3 Schlamm entwässerung	kWh/EW _{120/a}	0,5	3,5
4) Infrastruktur	kWh/EW_{120/a}	1	4,5
4.1 Heizung	kWh/EW _{120/a}	0	2,5
4.2 sonstige Infrastruktur	kWh/EW _{120/a}	1	2

Der spez. Energieverbrauch der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung setzt sich im Wesentlichen aus dem Energieverbrauch für Belüftung, Rühren und Pumpen zusammen. Für die spez. Belüftungsenergie wurde ein weiterer Normalbereich angegeben, da die Belüftung bei Anlagen mit aerober Stabilisierung systembedingt deutlich mehr Belüftungsenergie benötigt als bei Kläranlagen mit Schlammfaulung (vgl. Lindtner 2008).

Neben den spezifischen Energieverbrauchskennzahlen fasst Tabelle 6 weitere wichtige Energiekennzahlen und deren Normalbereiche zusammen, welche im Folgenden näher beschrieben werden.

Tabelle 6: Energiekennzahlen

		Normalbereich	
Eigenstromabdeckung	%	0	100
WG-Zulaufpumpen	%	30	70
spez. Rührenergie	W/m ³	1	2,5
belastungsspez. Energieverbrauch von Belüften+Rühren	kWh/kg _{CSB} Biologie zu	0,3	0,6
elektrischer Wirkungsgrad BHKW	%	24	38

Die **Eigenstromabdeckung** berechnet sich aus der insgesamt auf der Kläranlage erzeugten Energie, dividiert durch die bereitgestellte elektrische Energie, ausgedrückt in Prozent. Je höher dieser Prozentsatz ist, umso geringer ist der Anteil an zugekaufter elektrischer Energie. Der Normalbereich wurde mit 0 % für Anlagen ohne eigene Energieerzeugung sowie mit bis 65 % für Anlagen mit durchschnittlichem Energieverbrauch und -erzeugung angegeben. Bei modernen Kläranlagen mit sehr geringem Energieverbrauch ≤ 20 kWh/EW₁₂₀/a und BHKWs mit sehr hohem elektrischen Wirkungsgrad >34 % ist eine Eigenstromabdeckung von 100 % möglich.

Der **Wirkungsgrad (WG) der Zulaufpumpwerke** kann wie folgt berechnet werden:

$$WG - Zulaufpumpwerk[\%] = \frac{\text{Förderhöhe}[m] * \text{Zulaufmenge}[m^3 / d]}{367[m / kWh / m^3] * \text{el. Verbrauch Zulaufpumpwerk}[kWh / d]} * 100$$

Der Berechnung wird die physikalische Gegebenheit zugrunde gelegt, dass mit einer Kilowattstunde ein Kubikmeter Wasser 367 Meter hoch gehoben werden kann. Je höher der Wirkungsgrad ist, umso besser ist die Effizienz des Zulaufpumpwerkes, wobei Wirkungsgrade ab 50 % als gut bezeichnet werden können. Bei Wirkungsgraden unter 35 % ist Handlungsbedarf gegeben.

Die **spez. Rührenergie** kann wie folgt berechnet werden:

$$\text{spez. Rührenergie}[W / m^3] = \frac{\text{el. Energieverbrauch Rührwerk}[kWh / d] * 1000}{\text{gerührtes Volumen}[m^3] * 24[h / d]}$$

Die spez. Rührenergie gibt die Energiedichte je Kubikmeter Belebungsbeckenvolumen an. Je nach Beckengeometrie muss bei zu geringen Energiedichten ($<1\text{W}/\text{m}^3$) mit Ablagerungen gerechnet werden, große Energiedichten ($>3\text{W}/\text{m}^3$) können hingegen als unwirtschaftlich bezeichnet werden. Sind Energiedichten $>5\text{W}/\text{m}^3$ erforderlich, um Ablagerungen hintanzustellen, muss auch die Umgestaltung von Belebungsbecken angedacht werden (Nowak 2000).

Der *belastungsspezifische Energieverbrauch* für Belüften und Rühren gibt Auskunft über die Effizienz des Belüftungssystems. Berechnet wird dieser Wert aus der Summe des Energieverbrauchs für Belüften und Rühren, bezogen auf die CSB-Zulaufkraft der Biologie. Synonym zu den Erläuterungen des erforderlichen Energieverbrauches der Belüftung gilt auch hier, dass Anlagen mit einem weiten N/CSB-Verhältnis geringere belastungsspezifische Energiewerte aufweisen und dass bei aerob stabilisierenden Anlagen mit höheren Energiewerten zu rechnen ist.

Der *elektrische Wirkungsgrad von BHKWs* kann aus den Angaben in Tabelle 1 wie folgt berechnet werden: Die Summe der verwertbaren elektrischen Energie, welche mithilfe von BHKWs erzeugt wurde, dividiert durch den Energieinhalt der den BHKWs zugeführten Energiequellen, ausgedrückt in Prozent. Je höher der elektrische Wirkungsgrad des BHKWs ist, umso höher kann auch die Eigenstromabdeckung sein. Für BHKWs liegen übliche Wirkungsgrade zwischen 24 und 34 %, Werte größer als 30 % können als hohe Wirkungsgrade bezeichnet werden. Elektrische Wirkungsgrade von $> 34 \%$ werden bei großen, modernen BHKWs ebenfalls erreicht, stellen aber gegenwärtig noch die Ausnahme dar.

3.2 Energiedatenauswertung beim ÖWAV-Benchmarking

Beim österreichweit angebotenen ÖWAV-Abwasserbenchmarking nehmen jährlich etwa 20 bis 30 Kläranlagen mit einer Ausbaupkapazität von mehr als 10.000 EW-Ausbau teil. Die beim Benchmarking untersuchten Kläranlagen stellen rund 35 Prozent der österreichischen Kläranlagenkapazität dar. Aufgrund der freiwilligen und kostenpflichtigen Teilnahme am Benchmarking muss davon ausgegangen werden, dass die Teilnehmer des Kläranlagen-Benchmarking

tendenziell das motivierte Drittel der österreichischen Kläranlagenbetreiber darstellen und damit möglicherweise nicht repräsentativ für Österreich sind. Aufgrund der sehr genauen Datenprüfung beim Kläranlagen-Benchmarking können jedoch die erzielten Bestwerte sehr gut abgesichert werden.

In Abbildung 2 ist der spez. Energieverbrauch von 64 Kläranlagen, die in den vergangenen sieben Jahren am Kläranlagenbenchmarking teilgenommen haben, dargestellt, wobei industrielle Kläranlagen und Kläranlagen mit standortspezifischen Besonderheiten ausgeschieden wurden. Von Kläranlagen, die in mehreren Jahren am Benchmarking teilgenommen haben, wurde der Mittelwert des spezifischen Energieverbrauches berechnet. Da der spezifische Energieverbrauch von Kläranlagen mit bzw. ohne Schlammfäulung aufgrund der Art der Schlammstabilisierung unterschiedlich sein muss, wurden in Abbildung 2 Kläranlagen mit aerober Schlammstabilisierung (helle Balken) und Kläranlagen mit Schlammfäulung (dunkle Balken) grafisch differenziert dargestellt. Wie aus der Abbildung ebenfalls ersichtlich, erreichen Kläranlagen mit Schlammfäulung spezifische elektrische Energieverbräuche von 20 kWh/EW₁₂₀/a. Der niedrigste abgesicherte Wert von Kläranlagen mit aerober Schlammstabilisierung liegt hingegen bei rund 30 kWh/EW₁₂₀/a. Als durchgezogene Linie wurde jeweils der Median von

- Kläranlagen mit Fäulung bei 31 kWh/EW₁₂₀/a bez. für
- Kläranlagen mit aerober Schlammstabilisierung bei 48 kWh/EW₁₂₀/a)

ingezeichnet.

Die beim Benchmarking ermittelten Minimalwerte entsprechen damit jenen Werten, die auch von anderen Autoren in der Praxis erreicht (z.B.: Agis 2002) oder aufgrund von theoretischen Überlegungen berechnet (Müller 1999, Koiss 2009) wurden.

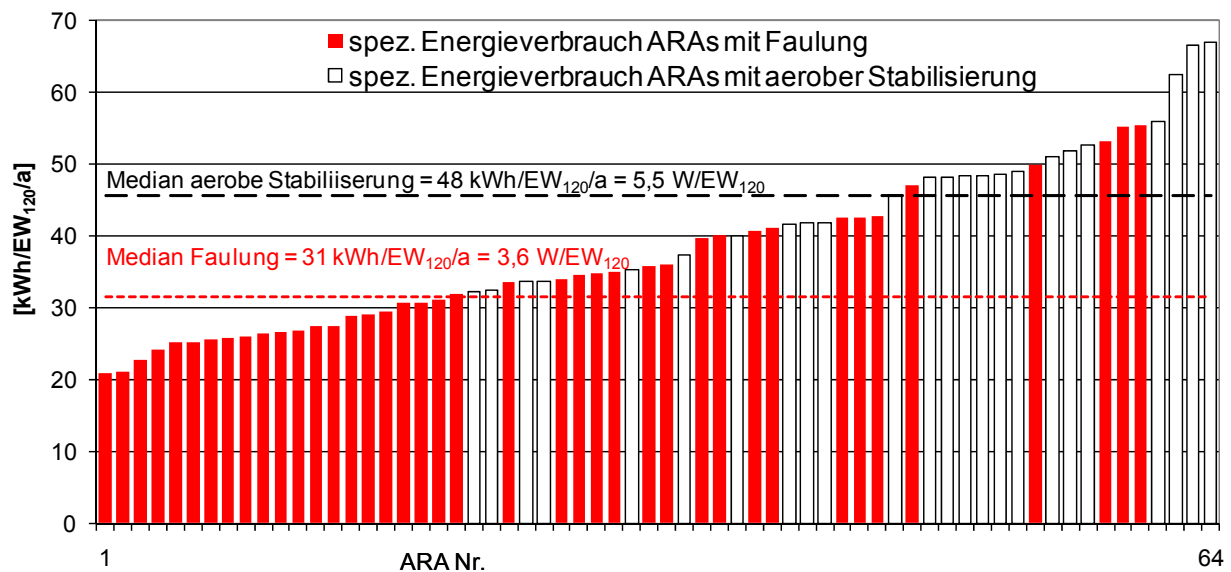


Abbildung 2: spez. Energieverbrauch von am Benchmarking teilnehmenden Kläranlagen

Beim Kläranlagen-Benchmarking werden neben dem spezifischen Energieverbrauch auch die Energiekosten als eine von sechs Hauptkostenarten ausgewiesen. Auch bei den Kostenarten zeigt sich ein im internationalen Vergleich übliches Verhältnis zu den Gesamtbetriebskosten von rund 16 Prozent. Hinzugefügt werden muss, dass die Energiekosten aus dem Energieverbrauch, dem Bezugspreis je Kilowattstunde und der Eigenstromerzeugung resultieren. Aufgrund des sehr unterschiedlichen Grades der Eigenstromabdeckung (Null bis 100 Prozent) variieren auch die Energiekosten sehr stark. Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von 20.000 bis 50.000 EW-Ausbau weisen mehr als das Doppelte an spez. Energiekosten als große Kläranlagen mit einer Ausbaukapazität von mehr als 100.000 EW-Ausbau, deren spez. Energiekosten bei einem Median von 1,4 Euro/EW₁₂₀/a liegen, auf.

3.3 Energiedatenauswertung beim Kläranlagenleistungsvergleich

Der Kläranlagenleistungsvergleich wird jährlich im Rahmen der Kanal- und Kläranlagennachbarschaften des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes durchgeführt, um die Entwicklung der Ablaufqualität österreichischer Kläranlagen zu dokumentieren. Insgesamt wurde im Leistungsvergleich 2009 die Ablaufqualität der kommunalen Kläranlagen

Österreichs mit einer Kapazität von 20,26 Mio. EW (d.h. 95,7 % der Gesamtkapazität) sowie von ca. 5,24 Mio. EW von biologischen Industriekläranlagen (ca. 71 % der Gesamtkapazität ohne Indirekteinleiter) erfasst (Spatzierer 2010). Seit drei Jahren werden im Zuge der Datenerhebung auch der Gesamtenergieverbrauch der Kläranlagen und der Grad der Eigenstromabdeckung abgefragt. Im vergangenen Jahr wurde erstmals auch der Faulgasanfall im Jahr 2009 eruiert. Von den insgesamt 966 am Leistungsvergleich teilnehmenden Kläranlagen wurden von 884 Kläranlagen der Energieverbrauch, die Wassermenge und die CSB-Konzentration angegeben, sodass der spezifische Energieverbrauch in Kilowattstunden je Einwohnerwert und Jahr berechnet werden konnte.

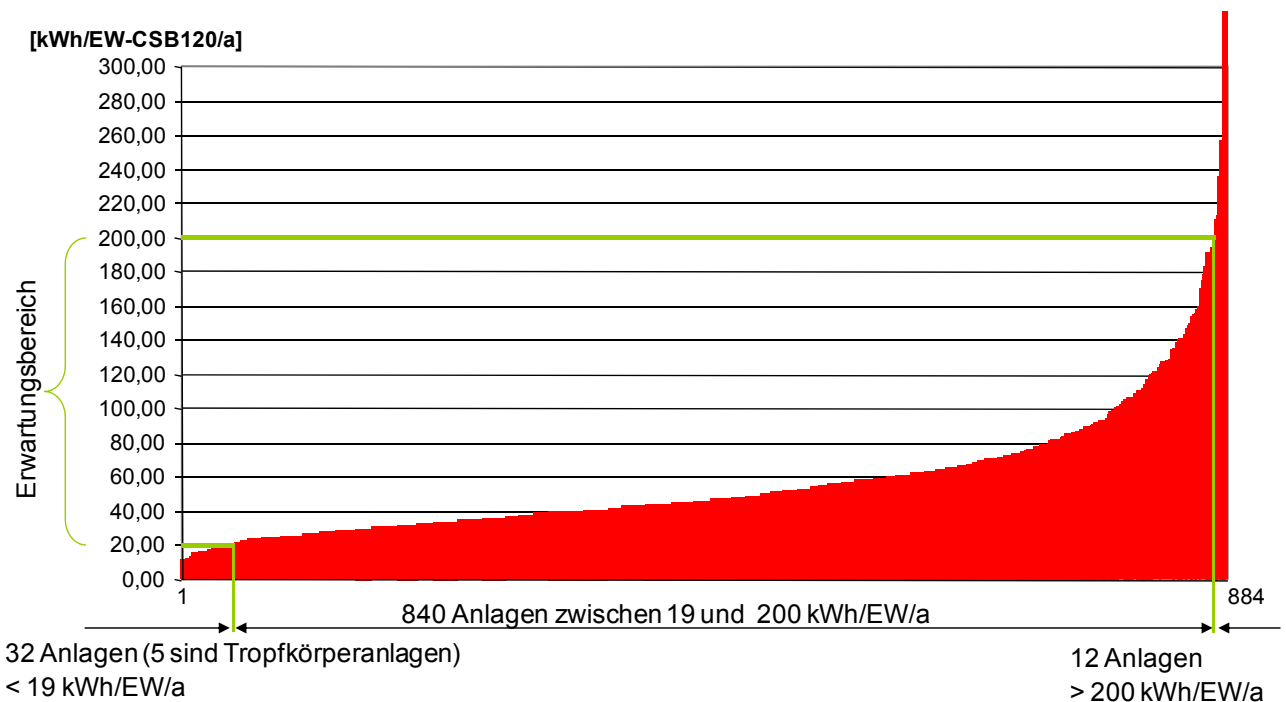


Abbildung 3: spez. Energieverbrauch österreichischer Kläranlagen

Die Ergebnisse können daher in Bezug auf die Stichprobe als sehr repräsentativ angesehen werden. Aufgrund der großen Datenmenge ist eine Datenprüfung der Einzelanlagen nur anhand von Strichproben möglich. Für die weitere Auswertung werden aufgrund der Erfahrungen spezifische Energieverbräuche von weniger als 19 kWh/EW₁₂₀/a und mehr als 200 kWh/EW₁₂₀/a als unplausibel ausgeschlossen (siehe Abbildung 3). Damit können immer noch Daten von insgesamt 840 Kläranlagen weiter ausgewertet werden.

Die ausgewerteten Daten lassen auf einen Gesamtenergieverbrauch aller österreichischen Kläranlagen von 550 GWh pro Jahr schließen, wovon 130 GWh pro Jahr (= 24 Prozent) durch Eigenstromerzeugung abgedeckt werden können.

Wie bereits beschrieben, muss bei der Auswertung des spezifischen Energieverbrauches in jedem Fall zwischen Kläranlagen mit Faulung und aerober Stabilisierung unterschieden werden. Zusätzlich hat aber auch die Kläranlagengröße, vor allem aufgrund der unterschiedlichen mittleren Belastung der Kläranlagen, Einfluss auf den spezifischen Energieverbrauch. Abbildung 4 zeigt den spezifischen Energieverbrauch in Anhängigkeit der Größe und der Art der Stabilisierung, wobei jeweils der 25-%-Wert, der 75-%-Wert, der Median und das gewichtete Mittel der Gruppe dargestellt sind.

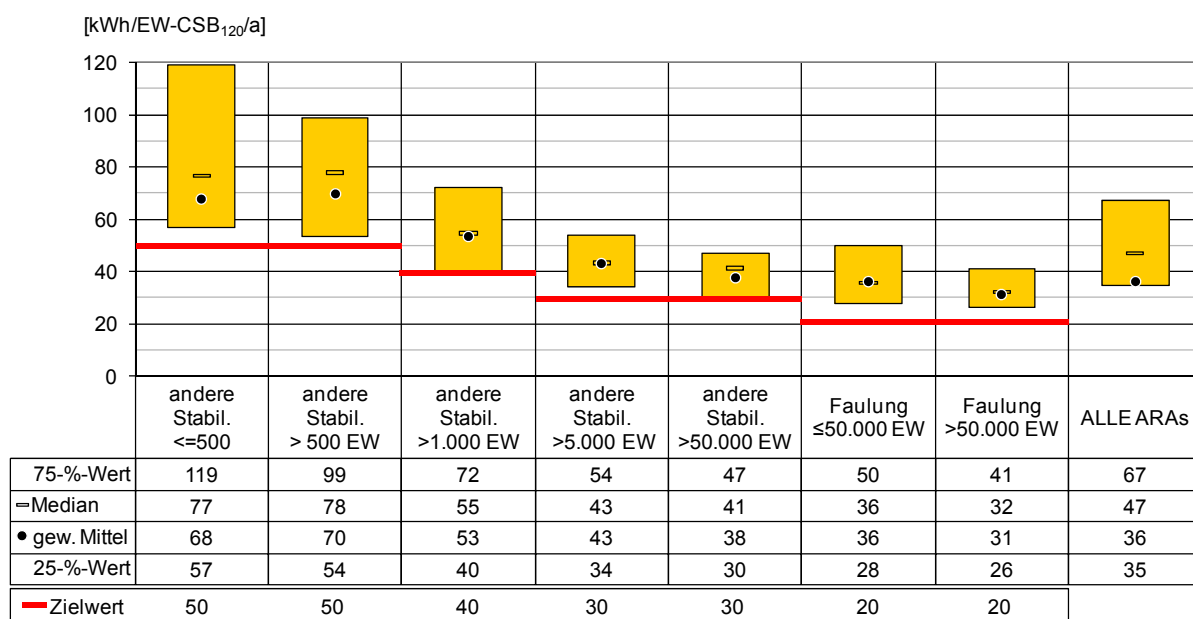


Abbildung 4: spez. Energieverbrauch gruppiert nach Größe und Art der Stabilisierung

Das gewichtete Mittel der Gruppe entspricht der Summe des Energieverbrauches der Gruppe, bezogen auf die Summe der Einwohnerwerte der Gruppe, wohingegen der Median den mittleren Wert des spezifischen Energieverbrauches der Gruppe darstellt. Da sich der Median und der gewichtete Mittelwert nicht wesentlich voneinander unterscheiden, führen die gewählten Gruppengrenzen zu belastbaren Ergebnissen. Vergleicht man die Ergebnisse des Leistungsvergleiches mit den Benchmarkingdaten, so können die dort ausgewiesenen Medianwerte von 31 kWh/EW₁₂₀/a für Faulungsanlagen und von

48 kWh/EW₁₂₀/a für Kläranlagen mit aerober Stabilisierung zumindest annähernd bestätigt werden. Berücksichtigt werden muss, dass beim Benchmarking fast ausschließlich Kläranlagen > 10.000 EW-Ausbau teilnehmen und daher aus den Daten des Leistungsvergleiches ein spezifischer Energieverbrauch von 40 bis 43 kWh/EW₁₂₀/a für Kläranlagen mit aerober Stabilisierung dieser Größe abgeleitet werden kann. Der spezifische Energieverbrauch von Kläranlagen kleiner 5.000 EW-Ausbau steigt im Mittel auf 55 kWh/EW₁₂₀/a, bei Kläranlagen kleiner 1.000 EW-Ausbau sogar auf rund 80 kWh/EW₁₂₀/a an. Wie die folgenden Berechnungen des Einsparpotentials jedoch zeigen werden, weisen die Energieverbräuche dieser kleinen Anlagen jedoch eine untergeordnete Bedeutung auf.

Abbildung 4 zeigt zusätzlich einen je Gruppe festgelegten Zielwert (dicke Linie). Die Zielwerte wurden auf Basis der Erfahrungen beim Benchmarking für Kläranlagen mit Faulung mit 20 kWh/EW₁₂₀/a und für Kläranlagen größer 5.000 EW-Ausbau mit aerober Stabilisierung auf 30 kWh/EW₁₂₀/a festgelegt. Für Kläranlagen zwischen 1.000 und 5.000-EW-Ausbau wird mit 40 kWh/EW₁₂₀/a und für Kläranlagen kleiner 1.000 EW-Ausbau mit 50 kWh/EW₁₂₀/a als Zielwert gerechnet.

3.3.1 Ableitung von Zielwerten und Berechnung des Einsparpotentials

Alle im vorangegangenen Kapitel genannten Zielwerte sind theoretisch und praktisch erreichbar, müssen jedoch als sehr engagiert bezeichnet werden. Berechnet man je Kläranlage das in Bezug auf den Zielwert theoretische Einsparpotential und summiert diese Werte je Gruppe, so erhält man das in Abbildung 5 als schwarze Balken dargestellte Einsparpotential in MWh pro Jahr. Neben dem sehr engagierten Zielwert wurde auch ein Einsparpotential berechnet, das die Einsparung ausweist, wenn man die spezifischen Energieverbräuche aller Kläranlagen auf zumindest den Medianwert der Gruppe reduzieren würde (heller Balken in Abbildung 5).

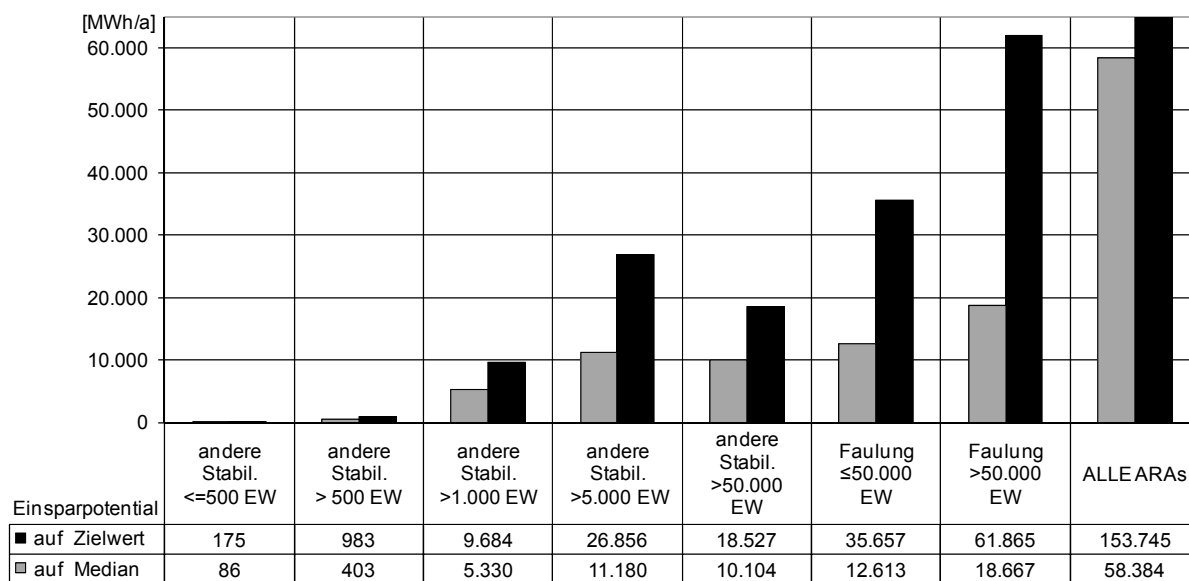


Abbildung 5: theoretisches Einsparpotential österreichischer Kläranlagen

Im theoretisch besten Fall kann man diesen Berechnungen nach rund 150 GWh pro Jahr an elektrischer Energie einsparen, was rund einem Viertel des gegenwärtigen Energieverbrauches der österreichischen Kläranlagen entspricht. Eine Nivellierung auf zumindest den Median der Gruppe würde immer noch eine 10%ige Reduktion des Energieverbrauches aller österreichischen Kläranlagen bedeuten.

Rechnet man zusätzlich mit einer besseren Nutzung des anfallenden Faulgases durch Steigerung des elektrischen BHKW-Wirkungsgrades auf durchschnittlich 30 Prozent, so könnten mit der gegenwärtigen Faulgasmenge von 78,5 Mio. Kubikmeter 177 GWh pro Jahr an elektrischer Energie erzeugt werden. Dies entspricht einer Steigerung um rund 50 GWh pro Jahr.

4 Zusammenfassung

Für die energetische Optimierung von Kläranlagen ist eine systematische Vorgangsweise sowohl bei der Datenerfassung als auch bei der Auswertung zielführend. Die energetischen Basisdaten sind einerseits Menge und Art der Energiequellen (Energiebezug vom EVU, Faulgas, ...), und andererseits der elektrische und thermische Energieverbrauch der in Gruppen zusammengefassten Aggregate. Die Summe vom EVU bezogener Energie und erzeugter Energie, abzüglich der ans EVU gelieferten Energie, entspricht der bereitgestellten Energie. Da nicht immer alle Energieverbraucher auf einer Kläranlage messtechnisch erfasst werden, kann der Energieverbrauch auch aus Laufzeit und aufgenommener Leistung berechnet oder mithilfe der Wassermenge und Förderhöhe abgeschätzt werden. Die Summe aller Energieverbraucher, unabhängig wie der Verbrauch ermittelt wurde, muss der auf der Kläranlage bereitgestellten Energie entsprechen.

Für die Auswertung von Energiedaten von Kläranlagen kann man unterschiedliche Ebenen anführen. Hauptziel ist natürlich die Auswertung von Energiekennzahlen für den Kläranlagenbetrieb mit dem Ziel der Betriebsoptimierung. So werden zur Berechnung des spezifischen Energieverbrauches der vier Hauptverbrauchergruppen - *Zulaufpumpwerk und mechanische Vorreinigung, mechanisch-biologische Abwasserreinigung, Schlammbehandlung* und *Infrastruktur* - alle Aggregate einer Kläranlage entsprechend gruppiert und der spezifische Energieverbrauch dieser vier Hauptverbrauchergruppen berechnet. Zusätzlich können aber auch weitere energierelevante Kennzahlen, wie beispielsweise die volumsspezifische Rührenergie oder der Wirkungsgrad des BHKWs, berechnet werden. Der Vergleich der Kennzahl einer konkreten Kläranlage mit einem Normalbereich gibt schließlich Auskunft, ob und wo mögliche Optimierungspotentiale gegeben sind.

Mithilfe von Auswertungen im Zuge des ÖWAV-Abwasserbenchmarkings und des Kläranlagenleistungsvergleiches können neben den folgenden allgemeinen Aussagen auch Normalbereiche abgeleitet werden, wie sie für die Optimierung von Einzelanlagen erforderlich sind.

Als Ergebnis der Datenauswertung kann ein Median des spezifischen Energieverbrauches für Kläranlagen mit Faulung von 30 kWh/EW₁₂₀/a angegeben werden. Als Minimalwert des spez. Energieverbrauches kann mit 20 kWh/EW₁₂₀/a gerechnet werden. Der Median für Kläranlagen mit aerober Stabilisierung liegt bei der Benchmarkingauswertung bei 48 kWh/EW₁₂₀/a mit einem Mindestwert von 30 kWh/EW₁₂₀/a. Bei den Daten des ÖWAV-Abwasserbenchmankings handelt es sich um eine geringere Anzahl an Kläranlagen, jedoch um auf Plausibilität geprüfte Daten.

Im Zuge des Kläranlagenleistungsvergleiches, welcher grundsätzlich zum Nachweis der Ablaufqualität österreichischer Kläranlagen durchgeführt wird, werden seit drei Jahren auch Energieverbrauchswerte erhoben. Dabei können für 840 Kläranlagen spez. Energieverbräuche im Erwartungsbereich von 20 bis 200 kWh/EW₁₂₀/a berechnet und somit rund 90 Prozent der österreichischen Kläranlagenkapazität repräsentativ abgebildet werden. Bei Faulungsanlagen zeigen auch die Daten des Leistungsvergleiches einen Median von rund 30 kWh/EW₁₂₀/a für Kläranlagen > 50.000 EW-Ausbau und von rund 35 kWh/EW₁₂₀/a für Anlagen < 50.000 EW-Ausbau. Bei Anlagen mit aerober Stabilisierung zeigt die Untergliederung in Gruppen sehr starke Unterschiede. Während Kläranlagen > 5.000 EW-Ausbau einen spez. Energieverbrauch von rund 40 kWh/EW₁₂₀/a aufweisen, steigt der spez. Energieverbrauch bei Anlagen zwischen 1.000 und 5.000 EW-Ausbau auf rund 50 kWh/EW₁₂₀/a. Bei Kläranlagen < 1.000 liegt das gewichtete Mittel bereits bei 70 kWh/EW₁₂₀/a.

Auf Basis von festgelegten Zielwerten wurde ein theoretisch zu erzielendes Einsparungspotential in der Höhe von rund 150 GWh pro Jahr ermittelt. Dies entspricht einem Viertel des gegenwärtigen Jahresverbrauchs aller österreichischen Kläranlagen. Als Minimum könnte man den Anspruch bezeichnen, dass zumindest alle Kläranlagen den gegenwärtigen Median der Gruppe erreichen. Die damit erreichbare Einsparung von 58 GWh pro Jahr beträgt immerhin noch 10 Prozent des gegenwärtigen Jahresverbrauchs aller österreichischen Kläranlagen.

5 Literatur

- Agis, H. (2002): „Energieoptimierung von Kläranlagen in Benchmarking in der Abwasserentsorgung“, Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser-Gewässer, Band 176, Seiten 133-177. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien
- Kroiss, H., Svardal, K. (2009): „Energiebedarf von Abwasserreinigungsanlagen“, Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Heft 11-12, Wien
- Lindtner, S. (2008): „Leitfaden für die Erstellung eines Energiekonzeptes kommunaler Kläranlagen“, Ministerium für Land- und Fortswirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Ministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien
- Müller, E. A., Kopel B., Künti T., Pinnekamp J., Seibert-Erling G., Böcker K. (1999): "Handbuch - Energie in Kläranlagen". Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- Nowak, O. (2000): Möglichkeiten von Energieeinsparmaßnahmen auf Abwasserreinigungsanlagen durch das Betriebspersonal, Kläranlagen Nachbarschaften Folge 8, Wien
- Spatzierer, G. (2010): „17.ÖWAV – Kläranlagen-Leistungsvergleich – Berichtsjahr 2009“, Kläranlagen Nachbarschaften. Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen - Folge 18, Österreichischer Wasser und Abfallwirtschaftsverband, Wien

Korrespondenz an:

Stefan LINDTNER

Ingenieurbüro kaltesklareswasser
Obere Augartenstraße 18A/5/1
A-1020 Wien,

0664/4640695

lindtner@k2w.at

Datenplausibilisierung und Kennzahlen auf Kläranlagen

Brigitte Nikolavcic

Amt der Burgenländischen Landesregierung

Abstract: Anhand von Beispielen werden Datenprüfungen dargestellt, von einfachen visuellen Prüfungen, über Erfahrungswerte und Ganglinien zu Bilanzen. Aus nachvollziehbaren und als plausibel erachteten Daten werden Kennzahlen ermittelt, um spezielle Aussagen über das Abwasser oder den Betrieb der Anlage zu treffen. Exemplarisch wurden die Leistungskennzahlen, sowie verschiedenen Betriebskennzahlen für Kläranlagen nach dem Belebtschlammverfahren vorgestellt.

Key Words: Bilanzierung, Datenauswertung, Eigenüberwachung, Fremdüberwachung, Plausibilitätsprüfung, Qualitätskontrolle

1 Einleitung

„Im Zuge der Eigenüberwachung von Abwasseranlagen werden Daten erhoben, die bei der Planung von Erweiterungen oder Optimierungen sowohl der Entwässerungssysteme als auch der Kläranlagen eine wertvolle Grundlage bilden können. ...

Die Planung von Abwasseranlagen sollte möglichst auf der Basis von Messwerten erfolgen. Da sich die Planungsprozesse für die Erweiterung von bestehenden Abwasseranlagen oder Neubaumaßnahmen in einzelnen Ortsteilen in der Regel über mehrere Jahre hinziehen, ist diese Zeit zu nutzen, um ggf. die Datenbasis zu verbreitern. Dies ist eine Grundvoraussetzung für ein ökologisch und ökonomisch sinnvolles Planen, Bauen und Betreiben von Abwasseranlagen.“ (ATV A 198, 2004).

Für die laufende Überwachung, Berichtlegung und Herleitung von Bemessungswerten werden charakteristische Kennwerte der zu behandelnden Abflüsse, der Frachten, der Abwasserzusammensetzung, etc. benötigt. Für den

laufenden Betrieb ist der Zustand der Anlage aussagekräftig darzustellen, z.B. durch Füllstände, Sauerstoffgehalte, Ablaufkonzentrationen, Schlammanfall u.v.a., sowie der Nachweis über die Reinigungsleistung zu erbringen. Unter praktischen Bedingungen spielen dabei die Durchführbarkeit, der Aufwand und die Genauigkeit eine große Rolle.

Angesichts der vielen Fehlermöglichkeiten sind die Messgenauigkeiten bei der chemischen Analytik und Genauigkeiten von Messsystemen (vor Einbau) noch am leichtesten durch Überprüfungen zu quantifizieren. Systematische Fehler, die bei der Probennahme, bei der Auswahl und dem Einbau von Messsystemen, bei der Datenübertragung etc. entstehen, sind in Zahlen schwer abschätzbar.

Selbst mit viel Erfahrung und Wissen können nicht alle Fehlerquellen bereits vorausschauend vermeiden werden. Es wird daher immer notwendig sein, anhand der Kläranlagendaten rückschauend auch deren Qualität zu beurteilen.

Eine Plausibilisierung – also die Prüfung der Plausibilität, und eine Grundaussage über die Stimmigkeit oder Nachvollziehbarkeit von Werten – sollte einer Interpretation oder Auswertung von Daten vorangehen um falsche Schlussfolgerungen zu vermeiden.

Jeder Betreiber erwirbt durch die tägliche Routine Erfahrungen über das Verhalten der Kläranlage und über typische Wertebereiche von Messdaten. Das Wissen um die möglichen Anlagenzustände, Wasserstände, Fließzustände, Schaumverhalten, Ort und Zustand von Einbauten, Zustand von Messgeräten, interne Zusammenhänge und alle Besonderheiten ist unerlässlich für eine Beurteilung von ermittelten Werten.

Was mit Regelmäßigkeit wahrgenommen wird, wird in der Regel als „wahr“ angenommen. Bei systematischen Fehlern besteht die Gefahr, dass diese durch den Vergleich von Routinewerten nicht erkannt werden.

Durch die Erfahrung entstehen auch Erwartungshaltungen, aufgrund derer Werte vielleicht auch vorzeitig als „falsch“ oder „nicht möglich“ beurteilt werden. „Unplausibel“ bedeutet nicht unbedingt „falsch“. Unplausible Werte können durchaus richtig sein, und uns Veränderungen oder neue Bedingungen bei Prozessen oder Anlagenzuständen anzeigen!

Ziel der Prüfung ist die Unterscheidung in „richtige Messung“ und „Messfehler“.

Eine Prüfung der Kläranlagendaten erfordert daher sowohl Wissen um die Vorgänge und Zusammenhänge der Abwasserreinigung als auch die Kenntnis und Erfahrung der konkreten Anlage. Auf die Bereiche Probenahme, Durchflussmessungen, Analytik und Bilanzierung wird im Detail in anderen Beiträgen eingegangen. Der vorliegende Artikel soll dazu anregen, anhand von Beispielen den Blick auf Zusammenhänge und mögliche Wertebereiche zu schärfen. Die Beispiele stammen von Österreichischen Kläranlagen unterschiedlicher Größenklassen.

Die beiden Themen Plausibilisierung und Kennzahlen können nicht voneinander unabhängig gesehen werden. Einerseits kann anhand von Kennzahlen auch eine Grundaussage „plausibel – nicht plausibel“ erfolgen, andererseits ist eine Kennzahl auf der Basis unplausibler oder nicht geprüfter Werte von zweifelhafter Aussagekraft.

2 Plausibilitätsprüfung

Plausibilitäten werden in der Regel aufgrund von sachlichen Zusammenhängen erkannt. Die Prozesse und Kennwerte auf Kläranlagen sind vielfach verwoben, sodass immer zusammenhängende Daten zu betrachten sind, um Aussagen zu treffen. Der Zusammenhang kann zeitlicher oder kausaler Natur sein. In der folgenden Tabelle sind verschiedene zusammenhängende Themenbereiche auf Kläranlagen angeführt.

Tabelle 1: Beispiele für Zusammenhänge bei Prozessen, Mess- und Kennwerten

Organische Belastung	Primärschlammanfall, ÜS-Produktion, Faulzeit, Restschlammentsorgung, Schlammalter, Sauerstoffzufuhr, aerobes Schlammalter, Stabilisierungsgrad, spezifischer Schlammanfall, Gasproduktion, Eigenenergieerzeugung, Rotoren-/Verdichterlaufzeiten, EW, Auslastung, Indirekteinleiter, ...
Eindicken/ Entwässern	Primärschlamm, Voreindickung, Überschussschlamm, Trübwasser VED, Trübwasser MÜSE, Konditionierungsmittel, Faulzeit, Stabilisierungsgrad, pH-Wert Faulturm, Entwässerbarkeit, %TS, g TS/L, Trübwasser Presse, Stoßbelastungen, Bewirtschaftung Presswasser, H ₂ S-Bindung, TS-Bilanz, MAP-Fällung, ...
Absetzen	Schlammindex, Fädigkeit, Schaum, q_A , q_{SV} , q_{SVR} , Aufenthaltszeit des Schlammes im Absetzbecken, Anfaulen, RV, TS_{BB} , TS_{RV} , VSV_{BB} , VSV_{RS} , Strömungsverhältnisse, Dichteströmung, Flockenzerfall, Sichttiefe, Trübung, Schlamm Spiegel, Mischwasser, Räumer, Schwimmschlamm, Rücklösung, ...
Phosphor	Fällmittel, anaerobe Verhältnisse, Rücklösung, β -Wert, P-Bilanz, Schlammanfall, H ₂ S-Bindung, ...
Stickstoff	Schlammalter, Sauerstoff, aerobes Schlammalter, Stoßbelastung, Rückläufe, Säurekapazität, pH-Wert, Beckentiefe, Sauerstoffausnutzung, Indirekteinleiter, ...
Faulung	Faulzeit, organische Belastung, Eindickung, Rücklösung, pH-Wert, H ₂ S, Gaszusammensetzung, Gasanfall, Gasmessung, Schaum, Durchmischung, Stabilisierung, organische Säuren, Glühverlust, Ablagerungen, CSB-Bilanz, Entfernungsgrad ges.geb.N...

Aufgrund der Vielzahl der heute auf Kläranlagen vorliegenden Daten und Fehlermöglichkeiten ist eine einheitliche und gesamthafte Vorgangsweise zur Plausibilitätsprüfung schwer möglich. Grunddaten, wie z.B. der Zufluss, die Zulauffrachten, der Schlammanfall, Fällmittelverbrauch etc. sind jedoch auf jeder Anlage zu ermitteln und auch zu prüfen.

Plausibilitätsprüfungen von Analysendaten bzw. von Betriebsdaten wurden bereits in Moser (1993), in Schweighofer (1994), in Svardal (1998) und in Thomann (2004) beschrieben.

Im DWA Arbeitsblatt A 704 „Betriebsmethoden für die Abwasseranalytik“ (2007) wird im Anhang „Interne Qualitätskontrolle in der Betriebsanalytik“ ein systematisches Rahmenprogramm vorgeschlagen, mit dem Betreiber anhand von zehn „IQK-Karten“ in einer Sammelmappe mit verhältnismäßig geringem Aufwand eine standardisierte und regelmäßige Qualitätskontrolle durchführen können, auch werden schon vorgefertigte Excel-Listen zur Eingabe und Auswertung zur Verfügung gestellt. Diese Mappe ist ein sehr hilfreiches Werkzeug zur Qualitätssicherung in der Analytik.

Tabelle 2: Bereiche der internen Qualitätskontrolle nach DWA-Arbeitsblatt A 704

IQK-Karte 1	Übersichtskarte	Art und Anzahl von Proben und Messungen
IQK-Karte 2	Betriebliche Festlegungen	Empfehlungen DWA & Hersteller Festlegungen – Analytik Festlegungen – Prüfmittel
IQK-Karte 3	Mehrfachbestimmungen	Parameter CSB, NH ₄ -N, NO ₃ -N, NO ₂ -N, Ges.geb.N, Ges.P
IQK-Karte 4	Messungen der Standards	Parameter CSB, NH ₄ -N, NO ₃ -N, NO ₂ -N, Ges.geb.N, Ges.P
IQK-Karte 5	Plausibilitätsprüfung	Aufstockung und Verdünnung
IQK-Karte 6	Vergleichsmessungen	Ringversuche
IQK-Karte 7	Parallelmessungen zum Referenzverfahren	Parameter CSB, NH ₄ -N, NO ₃ -N, NO ₂ -N, Ges.geb.N, Ges.P
IQK-Karte 8	Probenahme	Festlegungen, Zuständigkeit und Häufigkeit
IQK-Karte 9	Prüfmittelüberwachung	Pipetten, Fotometer, Waagen, pH-Meter, LF-Messung, Sauerstoffmessung, Thermoblock, Trockenschrank, Kühltisch
IQK-Karte 10	Personalebogen Betriebsanalytik	Einweisungen und Schulungen

2.1 Visuelle Prüfung

Der erste Schritt einer Plausibilitätsprüfung ist in den meisten Fällen eine visuelle Prüfung, nach der „Methode des scharfen Hinschauens“. Diese Methode ist nicht genormt, kann praktisch überall angewendet werden und ist unersetzbar.

Gemeint ist sowohl die Vor-Ort-Beobachtung, als auch die optische Betrachtung und Darstellung von Messwerten oder errechneten Kennzahlen, aber auch zum Beispiel das gegenseitige Vergleichen von Arbeitsschritten.

So können Turbulenz (Probenahme, Einmischung), Fließwechsel (Venturigerinne), das Flocken von Schlamm, Ölfilm, und viele andere Ereignisse und Phänomene visuell gut festgestellt und beurteilt werden.

Auch beim Eintragen von Analysenwerten in die Betriebsprotokolle findet bereits eine Kontrolle statt. Die aktuellen Werte werden sowohl mit den vorangegangenen Werten wie auch mit „typischen“ Abwasserparametern verglichen. Bei Bedenken wird eine Analyse wiederholt, oder Rückstellproben werden konserviert.

Auf den meisten Kläranlagen werden die Prozessdaten elektronisch gespeichert und sind auch als Trendlinien abrufbar. Anhand der Kurvenverläufe sind einerseits Besonderheiten erkennbar, andererseits ist durch die gleichzeitige Darstellung von Werten, die miteinander in Zusammenhang stehen, auch eine Erstprüfung möglich.

Einer rechnerischen Prüfung soll, wo dies möglich ist, immer eine visuelle Prüfung vorangehen.

Beispiel Kläranlage A - Zufluss- und Abflussmessung. Auf der Anlage wird ein gesteuertes Ablaufwehr zur Einstellung des Wasserspiegels in den Nachklärbecken betrieben. Die Minutenwerte, die Stundenwerte und die Tageswassermenge in Zu- und Ablauf werden gegenübergestellt.

Tabelle 3: Aus dem Betriebstagebuch, Tageszu- und Abflüsse

Datum	...	Zufluss m ³ /d	...	Abfluss m ³ /d	...
...
21.05.	...	3750	...	3850	...
22.05.	...	3680	...	3850	...
23.05.	...	3580	...	3440	...
24.05.	...	3530	...	3580	...
25.05.	...	3440	...	3530	...
26.05.	...	4540	...	4570	...
27.05.	...	3400	...	3480	...
...

Bereits aus der Eintragung der Tageswerte erscheint der Eindruck, dass die Tageswassermengen im Zu- und im Ablauf eine gute Übereinstimmung zeigen, und die Messungen plausibel erscheinen.

Die Anlage wird über Pumpwerke beschickt, der Zufluss fällt stoßweise an. Beim Durchfließen der Kläranlage sollte sich der Durchfluss etwas ausgleichen, und die Beschickung der Nachklärung sollte gleichmäßiger sein und nicht schwallartig. Ein Blick auf die Trends im Tagesverlauf zeigt zwar stetige Ganglinien beim Ablauf, die Abflussspitzen sind jedoch zum Teil höher als jene des Zuflusses. Der Datenbereich wurde aus Gründen der Erkennbarkeit auf einen halben Tag eingeschränkt.

Die Ermittlung der Stundenwerte in Zu- und Abfluss verstärken den Verdacht, dass die Abflüsse nicht so gut ausgeglichen werden, sondern dass Schwankungen durchaus verstärkt im Ablauf auftreten.

Fazit: Die Durchflussmessungen in Zu- und Ablauf zeigen in Summe eine gute Übereinstimmung, eine Optimierung der Wehrregelung scheint jedoch erforderlich.

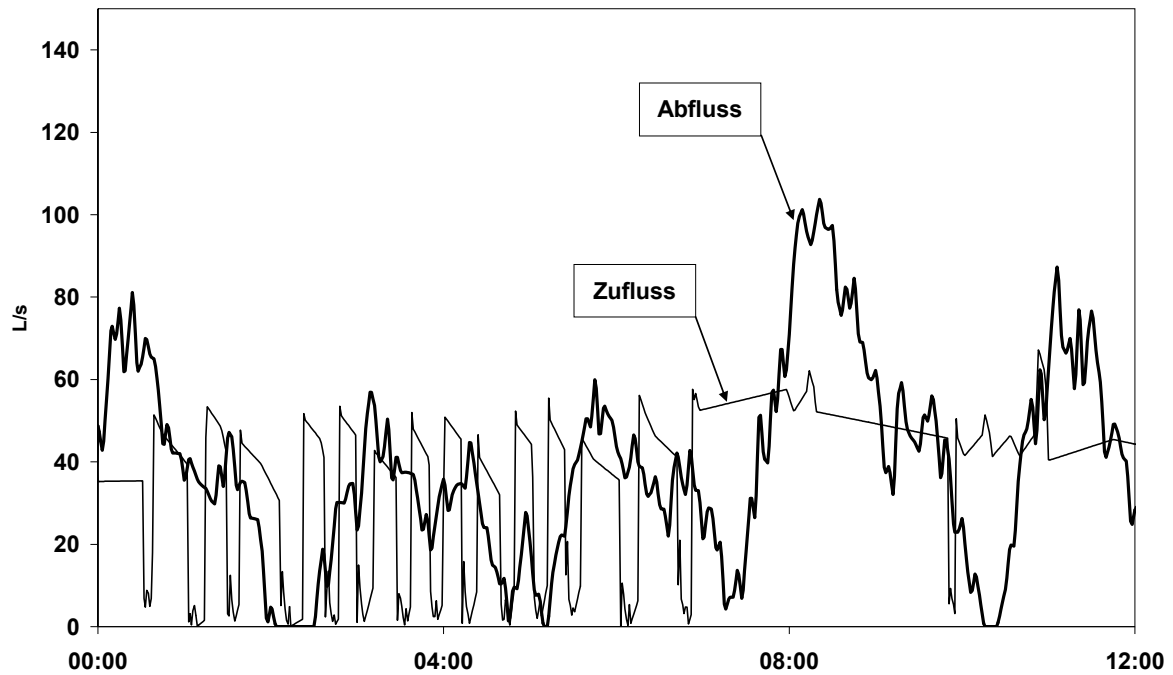


Abbildung 1: Kläranlage A, Zufluss- und Abflussganglinien, Ausschnitt aus dem Tagestrend.

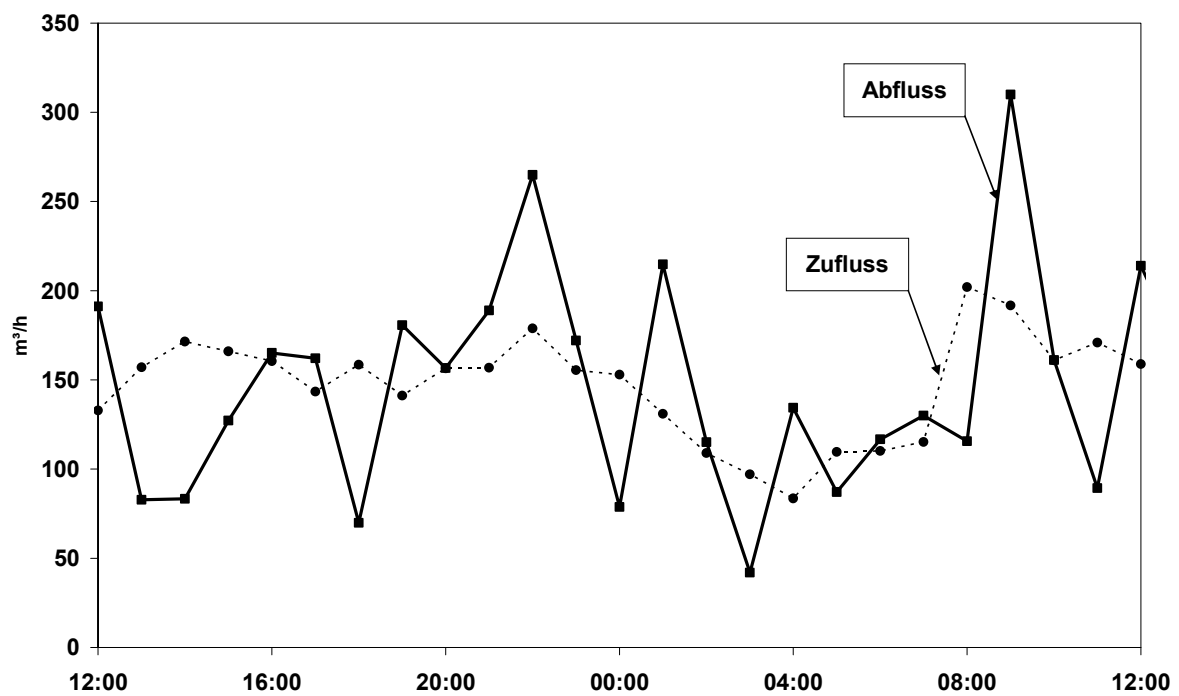


Abbildung 2: Kläranlage A, Stundenwerte des Zuflusses und des Abflusses. Der Bereich 00:00-12:00 stimmt mit Abbildung 1 überein.

Beispiel Kläranlage B – Ganglinien der Konzentrationen Stickstoff im Zulauf.

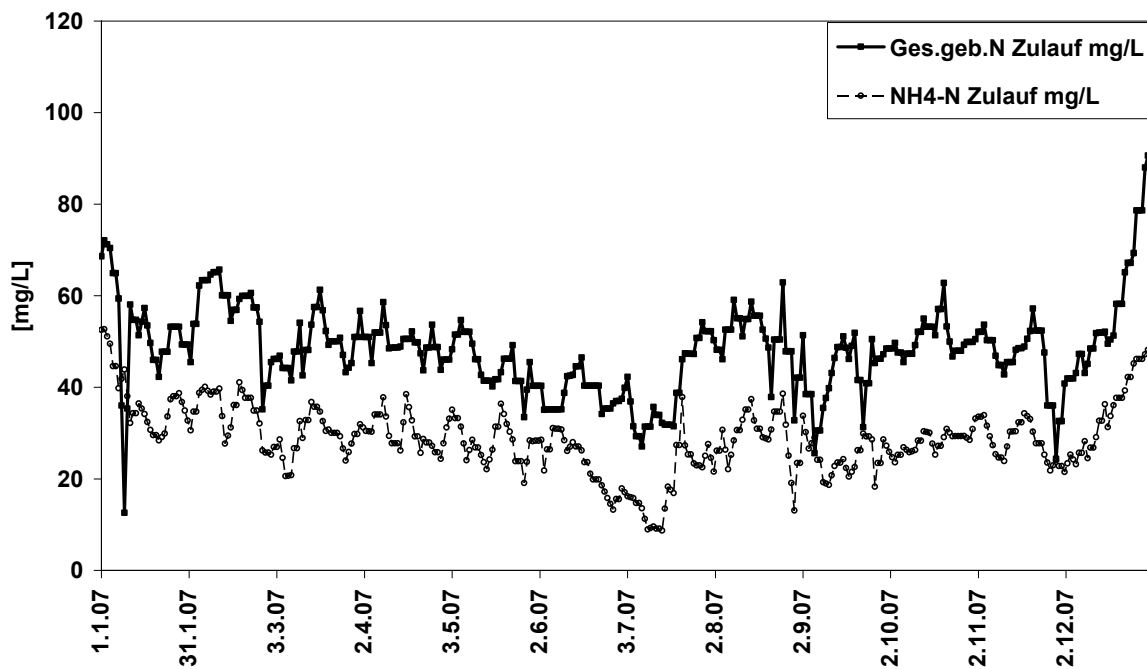
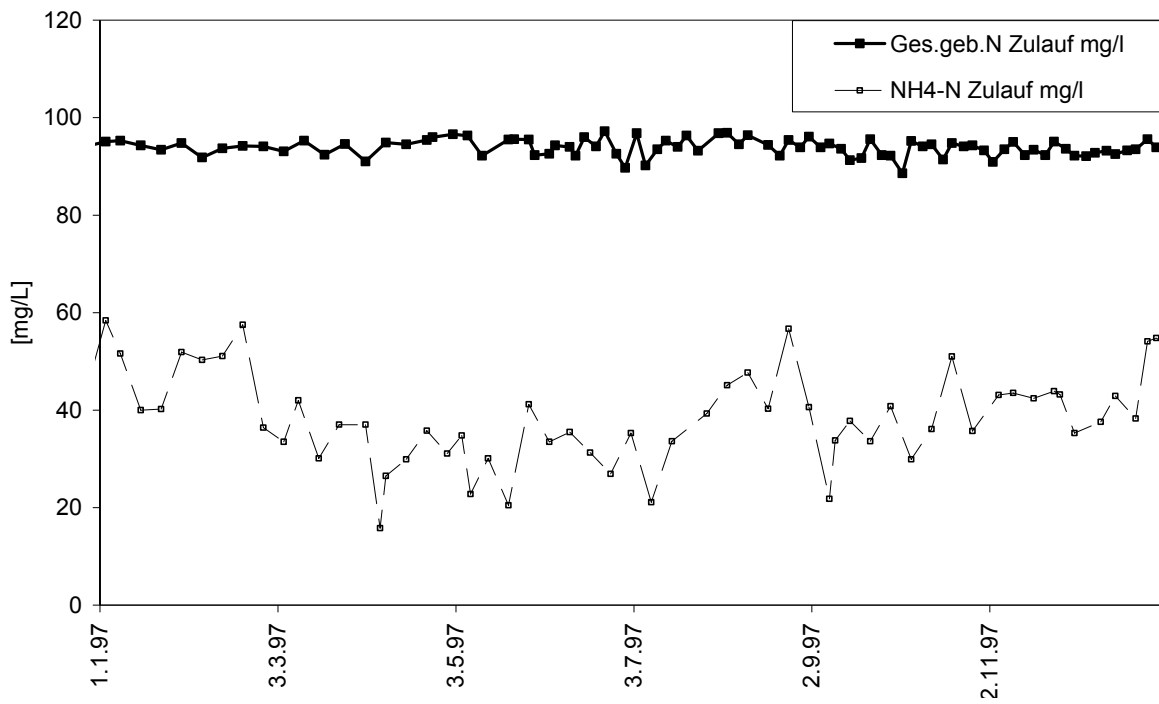


Abbildung 3: Ganglinien für Ges.geb.N und $\text{NH}_4\text{-N}$ im Zulauf einer kommunalen Kläranlage, Werte von 1997 und 2007.

Die Kläranlage B sollte an den Stand der Technik angepasst werden. In einem ersten Schritt wurden die Betriebsdaten ausgewertet und auf Plausibilität überprüft. Bei einem Vergleich des Verlaufs der Konzentrationen von ges.geb.N und $\text{NH}_4\text{-N}$ im Zufluss erscheint der ges.geb.N am ersten Blick verdächtig gleichmäßig. Eine Überprüfung wurde empfohlen. Bei Untersuchungen, die etwa zehn Jahre später durchgeführt wurden, wurde die grafische Auswertung wiederholt, und die Konzentrationen von ges.geb.N und $\text{NH}_4\text{-N}$ zeigen ähnliche Verläufe.

Fazit: Wären die Messwerte unkontrolliert zur Herleitung von Bemessungswerten herangenommen worden, so wären größere Belebungsbecken zur Denitrifikation erforderlich gewesen.

Beispiel Kläranlage C – Schlamm Spiegel in den Nachklärbecken. Nach dem letztdurchflossenen Belebungsbecken wird das Schlamm-Abwasser-Gemisch auf zwei parallel beschickte, gleich große Nachklärbecken aufgeteilt.

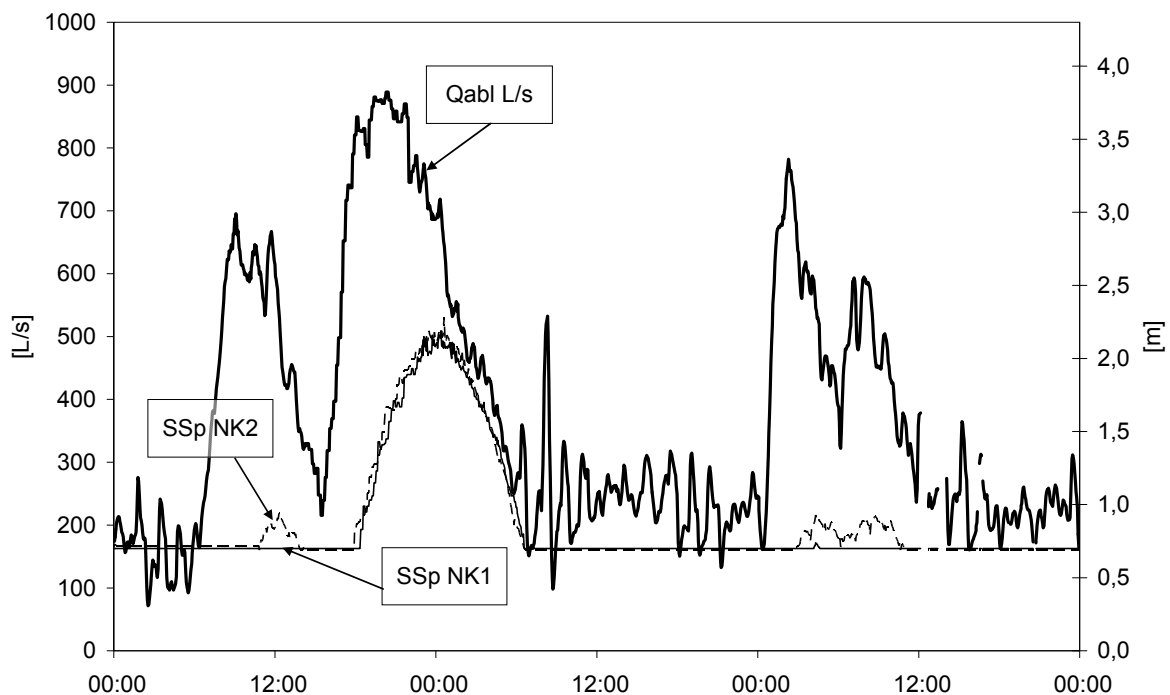


Abbildung 4: Trendlinie der Schlamm Spiegel in den beiden Nachklärbecken bei zwei Mischwasserereignissen.

Fazit: NK2 reagiert etwas früher als NK1. Die Aufteilung des Schlammes auf die beiden Becken bei Mischwasser scheint sehr gleichmäßig zu sein.

2.2 Vergleich mit Erfahrungswerten

Eine Möglichkeit der Plausibilitätsprüfung, insbesondere für chemische Analyseergebnisse, ist der Vergleich mit Standardwerten oder Erfahrungswerten. Dabei wird gearbeitet mit

- Verhältniszahlen verschiedener Analysenparameter zueinander,
- dem Vergleich verschiedener Parameter mit ähnlichen Aussagen, sowie
- dem Vergleich von spezifischen Werten (z.B. EW-bezogen).

Neben der vergleichenden Plausibilitätsprüfung von Analysenwerten besteht die Möglichkeit, Analysen durch weitere Analysen zu überprüfen, z.B. durch Anwendung unterschiedlicher Analysemethoden, Aufstockung, Verdünnung, Mehrfachbestimmung, Messen von Standards, Ringtests (siehe DWA A 704, 2007).

Bei kommunal geprägtem Abwasser kann damit gerechnet werden, dass sowohl die Absolutkonzentrationen und –frachten als auch die Verhältnisse der wichtigsten Analysenparameter untereinander mit Standardwerten vergleichbar sind. Unterschiede zu diesen Erfahrungswerten ermöglichen Aussagen über die spezifischen Eigenschaften des Abwassers bzw. des Einzugsgebiets. Typische Zulaufkonzentrationen und spezifische Frachten sind im Folgenden angegeben.

Tabelle 4: Einwohnerwertspezifische Frachten in g/(E.d), die an 85% der Tage unterschritten werden, nach ATV-DVWK A198 (2003) bzw. A131 (2000).

Parameter	Rohabwasser	Nach der Vorklärung mit Durchflusszeit bei $Q_{T,2h,max}$	
		0,5 – 1,0 h	1,5 – 2,0 h
BSB ₅	60	45	40
CSB	120	90	80
TS	70	35	25
TKN	11	10	10
P	1,8	1,6	1,6

Diese Werte beziehen sich auf Rohabwasser, ohne interne Rückläufe. Aus diesen spezifischen Frachten lassen sich die folgenden Zulaufkonzentrationen ermitteln.

Tabelle 5: Typische Konzentrationen in mg/L im Rohabwasser bei Trockenwetter und bei einem spezifischen Abwasseranfall von 200 L/(EW.d)

Parameter	Rohabwasser	Nach der Vorklärung mit Durchflusszeit bei $Q_{T,2h,max}$	
		0,5 – 1,0 h	1,5 – 2,0 h
BSB ₅	300	225	200
CSB	600	450	400
TS	350	175	125
TKN	55	50	50
P	9	8	8

Häufigste Ursachen für niedrigere Konzentrationen

- Fremdwasser durch Grundwassereintritte in undichte Kanäle
- Fremdwasser durch Fehlschlüsse, z.B. Drainagen
- Einleitungen von wenig verschmutztem Abwasser
- Vorabbau im Kanalnetz (in der Regel nur die organischen Parameter)

Häufigste Ursachen für höhere Konzentrationen

- Geringerer Abwasseranfall je EW
- Indirekteinleiter mit konzentrierten Abwässern (betrifft meist nur einzelne Parametergruppen)

Die Konzentrationen der organischen Kohlenstoffparameter im Ablauf hängen bei kommunalen Anlagen im Wesentlichen nur noch von der Verdünnung durch Fremdwasser ab, manchmal auch vom Schwebstoffabtrieb. Normal konzentriertes Abwasser weist eine CSB-Ablaufkonzentration von ca. 30 – 60 mg/L auf. Bei Fremdwasser sind die Ablaufkonzentrationen geringer. Dennoch ist dies kein Zeichen für besonders guten Gewässerschutz, weil die insgesamt ins Gewässer eingetragene Fracht durch das Fremdwasser erhöht wird

(z.B. mehr Schwebstoffaustrag, früheres Anspringen von Mischwasserbehandlungsanlagen)!

Erhöhte BSB₅-Konzentrationen (≥ 10 mg/L) im Ablauf von Anlagen mit Stickstoffentfernung können praktisch nur von Schwebstoffabtrieb oder durch Analysenfehler verursacht sein.

Ausführliche Erläuterungen zur Interpretation von Zulauf- und Ablaufkonzentrationen sind in Moser (1993) angeführt. Diese sind unverändert gültig und können an dieser Stelle nur wiederholt werden.

2.2.1 Plausibilität und Interpretation bei Kohlenstoffparametern

Zwischen den Summenparametern für organische Kohlenstoffverbindungen CSB, BSB₅ und TOC besteht ein unmittelbarer Zusammenhang. Die Verhältnisse im Rohabwasser bzw. im gereinigten Abwasser werden in der folgenden Tabelle angeführt.

Tabelle 6: Typische Verhältnisse CSB – BSB₅ – TOC im Rohabwasser und im gereinigten Abwasser

Parameter	Rohabwasser	gereinigtes Abwasser
CSB/TOC	3,0-3,5	2,9-3,4
BSB ₅ /CSB	0,5-0,6	0,1-0,2
BSB ₅ /TOC	1,7-2	0,3-0,6

BSB₅/CSB-Verhältnisse im Rohabwasser von mehr als 0,6 oder deutlich weniger als 0,5 erweisen sich häufig als Analysenfehler. Tendenziell hohe Verhältnisse zwischen BSB₅ und CSB deuten auf einen hohen Anteil von leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen hin, während tendenziell niedrige Verhältnisse zum Beispiel bei Vorabbau im Kanalnetz auftreten.

Die Verhältnisse zwischen CSB und TOC sind für Einzelstoffe durch die mittlere Oxidationsstufe des enthaltenen Kohlenstoffs vorgegeben, und können im Bereich von 0,6 (Oxalsäure) bis 4 (Methan) liegen. Abwasser ist ein Gemisch aus verschiedensten organischen Verbindungen, wie Kohlehydrate, Fette, organischen Säuren, Alkohole, bei dem sich ein mittleres Verhältnis von etwa 3 einstellt. Mehr als geringfügige Abweichungen von diesem Verhältnis können

auf die Art einer Indirekteinleitung hinweisen, falls es sich nicht um Analysenfehler handelt.

Typische Fehlerquellen bei der Probenbehandlung und Analytik sind in Saracevic (2011) beschrieben.

2.2.2 Plausibilität und Interpretation bei Nährstoffparametern

Im Zulauf zu kommunalen Kläranlagen liegt der Stickstoff praktisch zur Gänze nicht oxidiert vor, und wird in der Regel als ges.geb.Stickstoff ermittelt. Nitrat oder Nitrit spielen im Rohabwasser praktisch keine Rolle. Bei Fremdwassereinfluss kann mit dem Grundwasser jedoch eine erhebliche Nitratfracht in das Kanalnetz gelangen, wodurch die Kohlenstoffverbindungen auch bei wenig Sauerstoffeintrag in flachen Kanalnetzen anoxisch vorabgebaut werden. Der Entfernungsgrad für Kohlenstoffverbindungen wie auch für Stickstoffverbindungen auf der Kläranlage sinkt dadurch.

Der Großteil der Stickstoffverbindungen stammt aus den menschlichen Ausscheidungen bzw. aus der Lebensmittelverarbeitung. Je Einwohner fallen täglich ca. 12 g Stickstoff im Abwasser an. Viele Industrie- und Gewerbebetriebe erzeugen eher Stickstoff-armes Abwasser, sodass die Stickstofffracht je EW und Tag häufig geringer ist. Im Mittel beträgt der spezifische Stickstoffanfall auf Österreichischen Kläranlagen etwa 9 g N/(EW.d), wie aus Betriebsdaten festgestellt wurde (Lindtner und Zessner, 2003, bzw. Nowak, 2000).

Tabelle 7: Typische Verhältnisse für kommunales Abwasser in Österreich

Parameter	Rohabwasser
N/CSB	0,08-0,1
P/CSB	0,01-0,015
N/BSB ₅	0,16-0,2
P/BSB ₅	0,02-0,03

Höhere Gehalte an Stickstoff können bei Miterfassen von Rückläufen aus der Schlammbehandlung in der Zulaufprobe auftreten, oder bei Einleitungen mit hohen Ammonium-Gehalten (Senkgrubeninhalte, Gülle, Fleischverarbeitung). Niedrige

Stickstoffanfalle gibt es bei verschiedenen Industrie- und Gewerbeabwassern (z.B. Weinbau, Getrankzubereitung, Brauereien, Gemüseverarbeitung).

Da sich Schwankungen der Stickstofffracht im Zulauf unmittelbar auf Umsatzraten, Sauerstoffbedarf und Ablaufkonzentrationen auswirken können, spielen die täglichen Schwankungen im Betrieb und für Bemessungen eine wichtige Rolle. Als Quelle für Belastungsspitzen kommen vor allem Indirekteinleiter und Rückläufe aus der Schlammmentwässerung in Frage. In beiden Fällen ist es wichtig, die betroffenen Frachten groenmaig zu wissen, und erforderlichenfalls Fracht-ausgleichend einzuwirken (z.B. durch Zwischenspeichern).

Wie auch von Moser (1993) bereits dargestellt wurde, sind auch heute noch die anorganischen Stickstoffverbindungen im Ablauf die aussagekräftigsten Parameter für Kläranlagen. Dabei sind sowohl die Absolutwerte wie auch die zeitliche Entwicklung relevant. Eine Interpretation erfordert die Kenntnis der Rahmenbedingungen (Temperatur, Schlammalter, pH-Wert, Anlagenkonfiguration, Belüftung, Rückläufe, Indirekteinleiter etc.).

Tabelle 8: Konzentrationen der N-Verbindungen im Ablauf und mögliche Zusammenhänge (nach Moser, 1993)

Anstieg NH ₄ -N	Sauerstoffmangel (z.B. zu viel Schlamm im BB) Belastungszunahme (Anpassung der aeroben Zonen erforderlich) Überlastung Hemmstoffeinleitung pH-Wert zu niedrig Temperaturabsenkung (Regen, Schmelzwasser)
Anstieg NO ₃ -N, NH ₄ -N < 1 mg/L	Anoxische Zone zu klein, Beluftungspause zu kurz N/CSB-Verhältnis ungünstig
Anstieg NO ₃ -N und NH ₄ -N	N-Stoßbelastung (Presswasser)

Phosphorkonzentrationen von Gesamt-P < 2 mg/L, bzw. < 1 mg/L im Ablauf, so wie dies in der kommunalen Abwasseremissionsverordnung vorgesehen ist, sollten

mit Kläranlagen nach dem Stand der Technik mit Phosphatfällung bzw. kombiniert mit vermehrter biologischer Phosphoraufnahme gut zu erreichen sein.

Da Phosphor in den Klärschlamm eingebaut wird, steigt die Ablaufkonzentration mit dem Schwebstoffgehalt. Jedes kg SS im Ablauf der Kläranlagen enthält ca. 20 – 40 g Phosphor. Erhöhte Anforderungen an die Ablaufkonzentrationen in sensiblen Bereichen (z.B. 0,5 mg/L Gesamt-P im Seeneinzugsgebiet) sind nur mit sorgfältigem Betrieb von Fällung und Nachklärung zu erreichen.

Je höher der Fremdwasseranteil ist, umso leichter ist es geringe P-Konzentrationen einzuhalten. Der Entfernungsgrad geht jedoch deutlich zurück.

Die Analysen von $\text{PO}_4\text{-P}$ und von Gesamt-P sind sehr zuverlässig. In Kombination mit den Klärschlammgutachten lässt sich eine Phosphor-Bilanz erstellen. Die P-Bilanz ist eine grundlegende Bilanz zur Überprüfung der Schlammmenge.

Bei Konzentrationsanstiegen von Gesamt-P im Ablauf ist zu unterscheiden zwischen einem Anstieg des $\text{PO}_4\text{-P}$ und erhöhtem Schwebstoffabtrieb. Ein Ansteigen von $\text{PO}_4\text{-P}$ erfordert eine erhöhte Fällmittelzugabe (Kontrolle durch „ β -Wert“, siehe 0). Schwebstoffabtrieb kann verschiedene Ursachen haben, in vielen Fällen kann die Zugabe von Flockungshilfsmitteln kurzfristig Abhilfe schaffen.

2.3 Rechnerische Prüfungen

Die Datenprüfung sollte in der Regel mit Überblickswerten beginnen (z.B. Jahresfrachten, Überblickskennwerte) und zunehmend ins Detail gehen. Die vorliegenden Beispiele werden exemplarisch angeführt.

2.3.1 Einwohner – Einwohnerwerte – Fremdwasser

Der anfallende Abwasserstrom, die organische Zulaufkraft, sowie die Nährstoffe (N, P) im Abwasser und das Fremdwasser spiegeln Vorgänge im Einzugsgebiet wider. Ein Vergleich der rechnerischen Einwohnerwerte mit den Zulaufkräften zur Kläranlage ist in vielen Fällen möglich, insbesondere außerhalb von Ballungsräumen und bei wenig maßgebendem oder bekanntem Industrieabwassereinfluss.

Beispiel – Saisonal belastete Anlagen

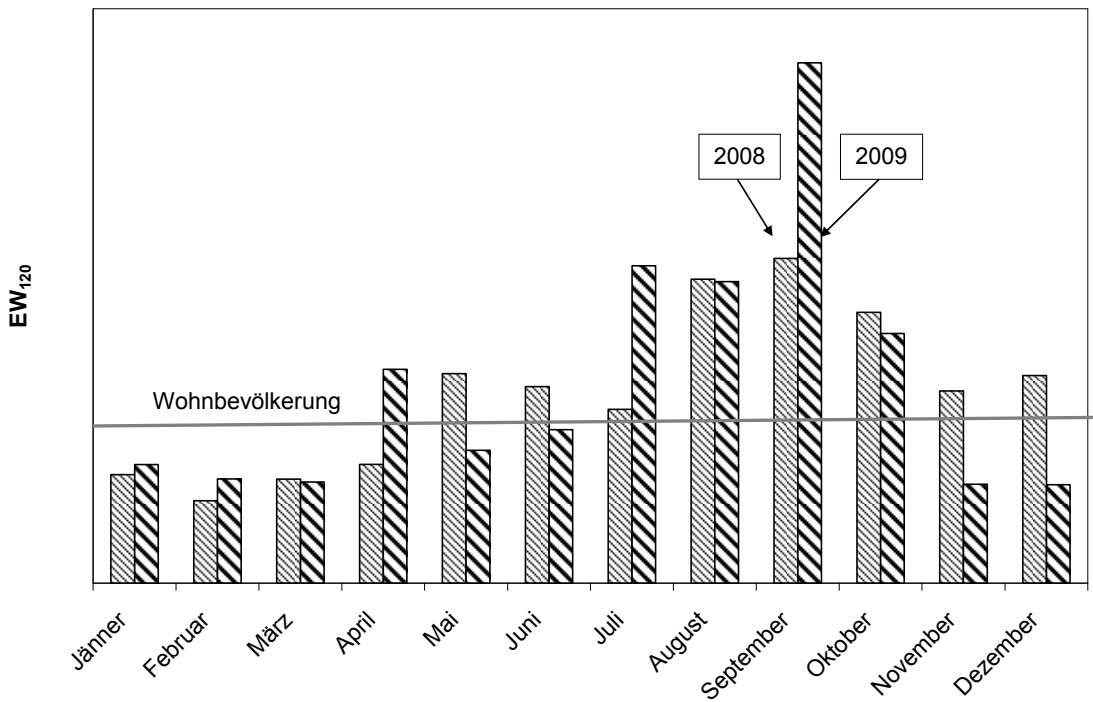


Abbildung 5: Monatsmittel der organischen Zulaufkraft zur Kläranlage D mit Sommertourismus und Weinbau für zwei aufeinander folgende Jahre

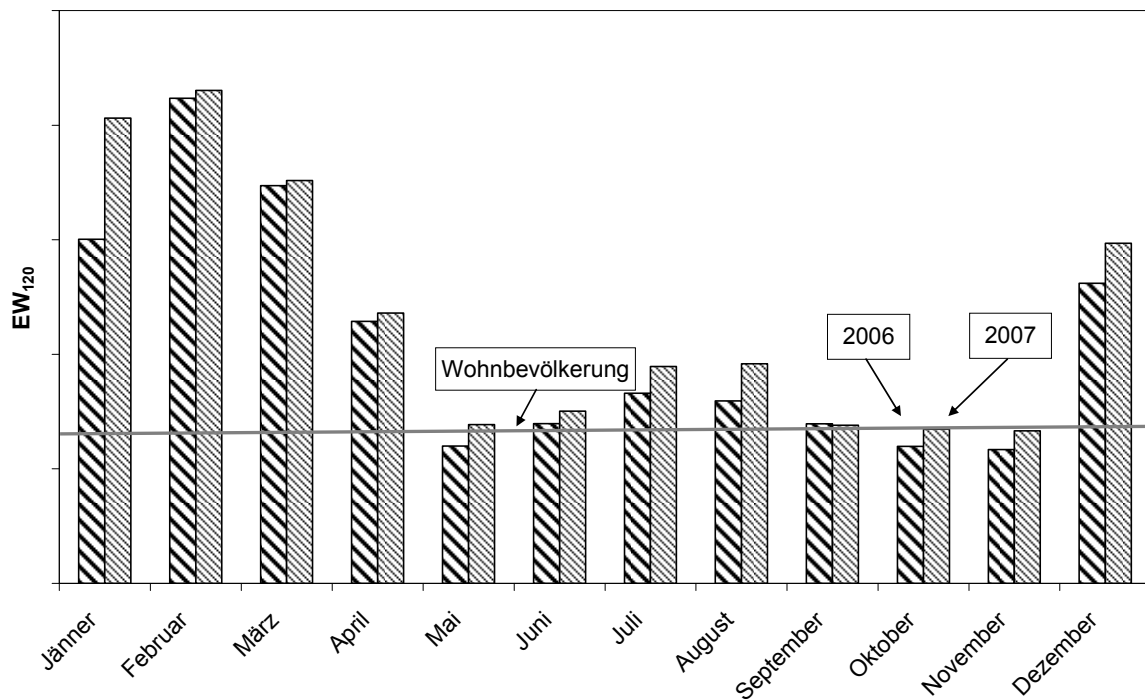


Abbildung 6: Monatsmittel der organischen Zulaufkraft zur Kläranlage E mit Wintertourismus.

2.3.2 Wasserverbrauch und Abwasseranfall

Bei Trockenwetter entspricht das eingespeiste Trink- und Brauchwasser angenähert dem in die Kanalisation gelangenden Schmutzwasser. Der Jahrgang des täglichen Wasserverbrauches dient zur Plausibilitätskontrolle des Jahrganges des täglichen Schmutzwasserabflusses; auch saisonale Einflüsse lassen sich damit klar erkennen (ATV-DVWK A 198, 2004).

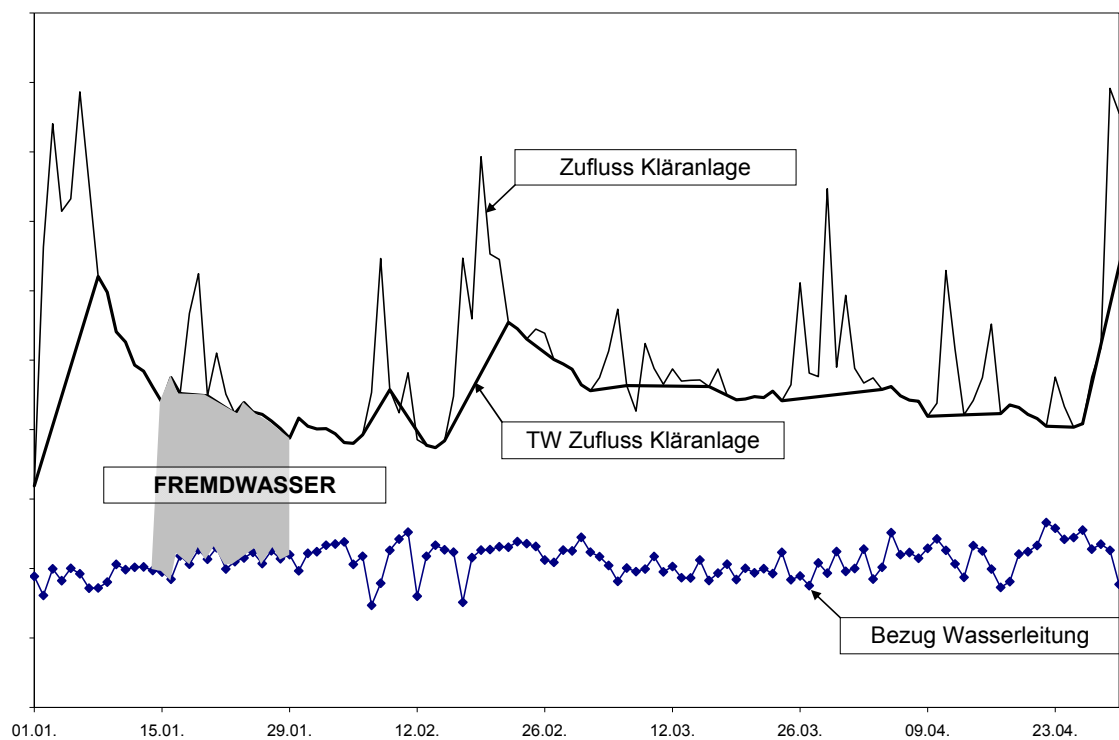


Abbildung 7: Vergleich von Wasserverbrauch und Kläranlagenzufluss zur Kläranlage F

2.3.3 Bilanzierung

Eine typische Methode für die rechnerische Plausibilitätsprüfung ist die Erstellung von Bilanzen. Der Bilanzierung ist im vorliegenden Band ein eigener Beitrag gewidmet (Spindler, 2011).

Eine klassische Bilanz ist die Phosphor-Bilanz. Die P-Fracht, die aus dem Abwasser entfernt wird, muss in voller Menge im Schlamm wiederzufinden sein. Die Phosphor-Bilanz dient auch zur Überprüfung der Schlammengen.

Im einfachsten Fall (Belebungsanlage zur simultanen Schlammstabilisierung) sind folgende Information erforderlich: Zufluss, Abfluss, Gesamt-P-Konzentration im Zulauf und im Ablauf, Überschussschlammmenge, TS-Konzentration im abgezogenen Überschussschlamm, Klärschlammgutachten.

Dabei ist es praktisch, zuerst für die Jahresmittelwerte eine Bilanz zu erstellen, und in der Folge anhand von Monatsmittelwerten.

Beispiel: Kläranlage G – Phosphorbilanz und Schlammanfall. Es handelt sich um eine Anlage zur simultanen Schlammstabilisierung, mit der die vorwiegend häuslich geprägten Abwässer der 1000 Einwohner-Gemeinde gereinigt werden. Aus den Berichten über ein Betriebsjahr gehen unter Anderem folgende Angaben hervor:

Tabelle 9: Kläranlage G – berichtete Jahreswerte

mittlere Belastung	1200 EW _{CSB}
mittlere Gesamt-P-Zulauffracht	2,3 kg/d
mittlere Gesamt-P-Ablauffracht	0,14 kg/d
Klärschlammmanfall	55,28 t TS
Klärschlammgutachten:	
21.3.	5,36 % P ₂ O ₅ /TS
10.9.	5,44 % P ₂ O ₅ /TS

Der spezifische P-Anfall beträgt 1,9 g P/(EW.d), und ist für vorwiegend häuslich geprägtes Abwasser realistisch. Täglich werden im Mittel ca. 2,2 kg P entfernt. Der P-Gehalt im Klärschlamm ist als P₂O₅ angegeben. Eine Umrechnung auf Gesamt-P (Faktor 0,44) ergibt im Mittel 2,36 % bezogen auf die TS. Somit müssten täglich $2,2 : 2,36\% = 93$ kg TS als Überschussschlamm anfallen, d.s. 34 t TS pro Jahr.

Tabelle 10: Kläranlage G – Gegenüberstellung der Ergebnisse, ergänzend wird ein typischer Wertebereich (aus Nowak, 2009) angegeben.

	TS gesamt	pro EW umgerechnet
TS-Anfall berichtet	55 t TS/a	126 g TS/EW.d
Kontrolle mit P-Bilanz	34 t TS /a	78 g TS/ EW.d
<i>Typischer Bereich</i>		<i>48 – 73g TS/(EW.d)</i>

Fazit: Die Daten sind nicht stimmig. → Nächste Prüfung: Wann/wie wurde die Durchflussmessung überprüft? Wie/wo werden die Schlammproben genommen und die Mengen ermittelt?

Weitere einfache Bilanzen zur Datenprüfung sind z.B.

- TS-Bilanz für den Bereich Eindickung und Presse, sowie die
- CSB-Bilanz bei der Faulung: Aus jedem kg oTS, das im Faulturn abgebaut wird, entstehen ca. 0,5 Nm³ Methangas, bzw. (bei 65 % CH₄ im Gas) ca. 0,77 Nm³ Faulgas.

3 Kennzahlen

Nach erfolgter Plausibilitätsprüfung werden aus den als plausibel erachteten Werten Kennzahlen ermittelt. Hat es sich herausgestellt, dass Datenbereiche oder ganze Datensätze nicht plausibel sind, so ist einerseits eine Fehlersuche erforderlich, um die (künftig ermittelten) Werte abzusichern. Sollten aus nicht plausibel erscheinenden Daten Aussagen getroffen werden, so sind diese Schlüsse jedenfalls mit Unsicherheiten behaftet und zu hinterfragen.

3.1 Leistungsbewertung nach ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 9, Teil 1

Als einfache Bewertung der Ablaufqualität auf Grund der Untersuchungen im Rahmen der Eigen- und Fremdüberwachung stehen der Leistungskennwert und die Verdünnungsfaktoren lt. ÖWAV-Arbeitsbehelf 9 zur Verfügung.

Der Leistungskennwert ergibt sich als Summe der mit Bewertungsfaktoren multiplizierten Jahresmittelwerte der Ablaufkonzentrationen für die angeführten Parameter. Auf diese Weise wird ein Querschnittswert über die Reinigungsleistung für die relevanten Prozesse (Entfernung von organischen Kohlenstoffverbindungen, Nitrifikation, Denitrifikation, Entfernung von Phosphorverbindungen) gebildet.

Tabelle 11: Ermittlung des Leistungskennwertes

Parameter	Bewertungsfaktor	Berechnungsbeispiel		
		Jahresmittelwert Ablauf		
CSB	0,01	*	55 mg/L	= 0,55
NH ₄ -N	0,20	*	0,3 mg/L	= 0,06
NO ₃ -N	0,06	*	1,5 mg/L	= 0,09
Gesamt-P	1,00	*	0,4 mg/L	= 0,4
LW				= 1,1

Da Anlagen mit hohem Fremdwasserzudrang bei einer ausschließlichen Beurteilung der Konzentrationen generell besser abschneiden würden, ist zusätzlich der Verdünnungsfaktor a_c anzuführen.

$$\text{Verdünnungsfaktor } a_c = \frac{C_{\text{Standard}}}{C_{\text{Zulauf}}}$$

Dabei wird die Abwasserzusammensetzung mit Standardbedingungen (200 Liter Abwasseranfall, 120 g CSB, 11 g ges.geb.N, und 1,5 g Gesamt-P je EW und Tag) verglichen. Durch Fremdwasser wird der Verdünnungsfaktor erhöht, und durch konzentrierte Abwassereinleitungen verringert.

Beispiel: Kläranlage H mit hohem Fremdwasseranteil

Parameter	Mittlere Zulaufkonzentrationen	Verdünnungsfaktoren
CSB	175 mg/L	$a_c = 600/175 = 3,4$
Gesamt-N	16 mg/L	$a_N = 55/16 = 3,4$
Gesamt-P	1,7 mg/L	$a_P = 7,5/1,7 = 4,4$

Diese Verdünnungsfaktoren deuten darauf hin, dass der Zufluss im Mittel durch Fremdwasser auf 340 % erhöht wird. Maßnahmen zur Untersuchung und Behebung der Ursachen sind dringend geboten.

3.2 Kläranlagenzustandsbericht nach ÖWAV Arbeitsbehelf 22

Der Arbeitsbehelf 22 bietet ein Formular, nach dem ein Überblick über die Kläranlagenergebnisse in einer vereinheitlichten Weise jährlich erstellt wird. Die Zustandsberichte dienen nicht nur zur Weiterbildung der Betreiber im Rahmen der Nachbarschaftstage, sie ermöglichen auch Plausibilitätsüberlegungen, Aussagen über die Reinigungsleistung und gewisse Aussagen über die Wirtschaftlichkeit.

Im Folgenden werden exemplarisch Parameter aus dem Zustandsbericht dargestellt und deren Aussage für konkrete Anwendungen diskutiert.

3.2.1 Organische Auslastung (BSB₅-Fracht)

Jede biologische Stufe ist auf eine bestimmte Belastung ausgelegt, die bei ordnungsgemäßem Betrieb unter Einhaltung der Ablaufvorschriften gesichert abgebaut werden kann. Bei Belebungsanlagen ist die maßgebende Fracht der maximale Zwei-Wochen-Mittelwert der organischen Belastung. Ersatzweise kann der 85-%-Wert der Trockenwetterfrachten herangezogen werden.

Im Zustandsbericht wurde bisher die mittlere Belastung mit der Bemessungsfracht verglichen, sodass die mittlere Auslastung in Prozent angeführt ist. 100 % mittlere Auslastung bedeutet, dass die Anlage etwa die Hälfte der Zeit überlastet ist! Im Arbeitsbehelf 22 wird angeführt, dass eine Anlage bei 80 % als schmutzfrachtmäßig ausgelastet betrachtet werden kann.

Mittlere organische Auslastung:

$$\frac{\text{BSB}_5 - \text{Fracht}_A}{\text{BSB}_5 - \text{Fracht}_B} \cdot 100 = \dots\dots\dots \%$$

Als genaueren Kennwert für die Auslastung wäre die maßgebende BSB₅-Fracht (also maximaler Zwei-Wochen-Mittelwert bzw. ersatzweise 85-%-Wert der organischen Zulauffracht bei Trockenwetter) zu ermitteln und mit der

Bemessungsfracht zu vergleichen. Ist die maßgebende BSB₅-Fracht so groß wie die Bemessungsfracht, so ist die biologische Stufe praktisch ausgelastet. Es sind Maßnahmen zur Anpassung der Kläranlage an die Belastungssituation erforderlich. Falls nicht andere ungünstige Umstände auftreten, müssen nicht sofort Überschreitungen der Ablaufwerte auftreten.

Tabelle 12: Beispiel Kläranlage I, ohne saisonale Schwankungen. Bei einer Ausbaugröße von 15.000 EW wäre die Auslastung:

Vergleichswert CSB-Fracht		Auslastung
Jahresmittelwert CSB-FrachtA (lt. AB 22)	1170 kg CSB ₅ /d	70% mittlere organische Belastung
85-%-Wert	1450 kg BSB ₅ /d	86% organische Auslastung
Maximaler Zwei-Wochen-Mittelwert	1820 kg BSB ₅ /d	108% organische Auslastung

Tabelle 13: Beispiel Kläranlage E, mit ausgeprägter saisonaler Belastung. Bei einer Ausbaugröße von 80.000 EW wäre die Auslastung:

Vergleichswert BSB ₅ -Fracht		Auslastung
Jahresmittelwert BSB ₅ -FrachtA (AB 22)	2250 kg BSB ₅ /d	47 % mittlere organische Belastung
85-%-Wert der BSB ₅ -Fracht	3850 kg BSB ₅ /d	80 % organische Auslastung
maximaler Zwei-Wochen-Mittelwert	4600 kg BSB ₅ /d	96 % organische Auslastung
Vergleichswert CSB-Fracht		
Jahresmittelwert CSB-FrachtA (AB 22)	4200 kg CSB/d	44 % mittlere organische Belastung
85-%-Wert der CSB-Fracht	6700 kg CSB/d	70 % organische Auslastung
maximaler Zwei-Wochen-Mittelwert	8000 kg CSB/d	83 % organische Auslastung

3.2.2 Raumbelastung, Schlammbelastung

Diese Kennwerte geben Auskunft über die Belastungssituation im Belebungsbecken. Dabei ist zu beachten, dass die Berechnung lt. AB 22 mit dem Jahresmittelwert der BSB₅-Fracht erfolgt. Durch saisonale Belastungen, Indirekteinleiter, Mischwasserereignisse etc. können erhebliche Belastungsschwankungen auftreten. Die Ermittlung sollte daher zumindest monatlich erfolgen.

Raumbelastung
$$B_R = \frac{BSB_5 - \text{Fracht}_{\text{ZulaufBB}}}{V_N + V_{DN}} = \dots \text{ kg BSB}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$$

Schlammbelastung
$$B_{TS} = \frac{B_R}{TS_{BB}} = \dots \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS} \cdot \text{d})$$

Tabelle 14: Richtwerte für B_R, B_{TS} (AB 22)

Reinigungsziel	B _R kg BSB ₅ /(m ³ ·d)	B _{TS} kg BSB ₅ /(kg TS·d)
gleichzeitige Schlammstabilisierung	0,15-0,25	<0,05
Nitrifikation, DN, P-Elimination	0,25-0,35	0,05-0,10
nur Nitrifikation	0,35-0,50	0,10-0,15

3.2.3 Schlammalter, aerobes Schlammalter

Das Schlammalter ist die durchschnittliche Aufenthaltszeit der Feststoffe im Belebungsbecken. Je höher das Schlammalter ist, desto mehr Arten von Bakterien können im Belebtschlamm enthalten sein und desto mehr Feststoffe des Schlammes werden abgebaut. Generell steigen die Ablaufqualität und der Stabilisierungsgrad mit dem Schlammalter.

Das Schlammalter ändert sich nur langsam, daher soll die Berechnung immer mit Mittelwerten über einen längeren Zeitraum erfolgen, z.B. 2-4 Wochen. Bei gut funktionierender Nachklärung kann die im Ablauf enthaltene Schwebstofffracht als Teil des abgezogenen Schlammes vernachlässigt werden, und die Berechnung erfolgt wie folgt:

Schlammalter
$$t_{TS} = \frac{TS_{BB} \cdot V_{BB}}{TS_{ÜS} \cdot Q_{ÜS}} = \dots \text{ d}$$

Das Schlammalter wird – innerhalb der verfahrenstechnischen Grenzen – vom Betreiber mit dem Abzug des Überschussschlammes eingestellt. Welches Schlammalter erwünscht oder mindestens notwendig ist, hängt vom Reinigungsziel und von der Temperatur im Belebungsbecken ab.

Der Schlammabzug erfolgt sinnvollerweise derart, dass

- das Schlammalter möglichst hoch ist (maximales SVBB) bei Belebungsanlagen mit gleichzeitiger Schlammstabilisierung, oder
- das Schlammalter nicht wesentlich über dem Mindestschlammalter liegt bei Belebungsanlagen mit beheizter Schlammfäulung.

Tabelle 15: Richtwerte für t_{TS} (AB 22)

Reinigungsziel	t_{TS}
gleichzeitige Schlammstabilisierung	> 25 d
Nitrifikation, DN, P-Elimination	12 - 20 d
nur Nitrifikation	8 - 12 d

Die Nitrifikation erfolgt nur unter aeroben Bedingungen, also wenn der Schlamm mit Sauerstoff versorgt ist. Zur Beurteilung der Betriebssicherheit in Hinblick auf Nitrifikation ist daher das aerobe Schlammalter maßgebend.

aerobes Schlammalter $t_{TS,aerob} = t_{TS} \cdot \frac{V_D}{V_D + V_N} = \dots\dots\dots d$ oder

$$t_{TS,aerob} = t_{TS} \cdot \frac{h \text{ Belüftungspause pro Tag}}{24 h} = \dots\dots\dots d$$

Für besondere Lastfälle (z.B. Stoßbelastungen, Außerbetriebnahme von Becken) ist es sinnvoll abzuschätzen, wie weit sich das aktuelle Schlammalter vom erforderlichen Schlammalter unterscheidet.

Beispiel: Kläranlage B. Die Temperatur ist im Winter fallweise sehr gering (5-6°C), im Herbst wird ein Teil des Belebungsbeckens außer Betrieb genommen. Nachträglich wird errechnet, wie groß das Schlammalter und das aerobe Schlammalter waren. Dabei zeigt sich, dass das Schlammalter gerade ausreichend war.

Das erforderliche aerobe Mindestschlammalter wurde nach ATV-DVWK errechnet:

$$\text{aerobes Mindestschlammalter } t_{\text{TS,aerob,min}} = \text{SF} \cdot 3,4 \cdot 1,103^{(15-T)},$$

mit der Temperatur T im Belebungsbecken [°C] und dem Faktor SF, welcher 1,45 beträgt für Anlagen > 100.000 EW, und 1,8 für Anlagen < 20.000 EW.

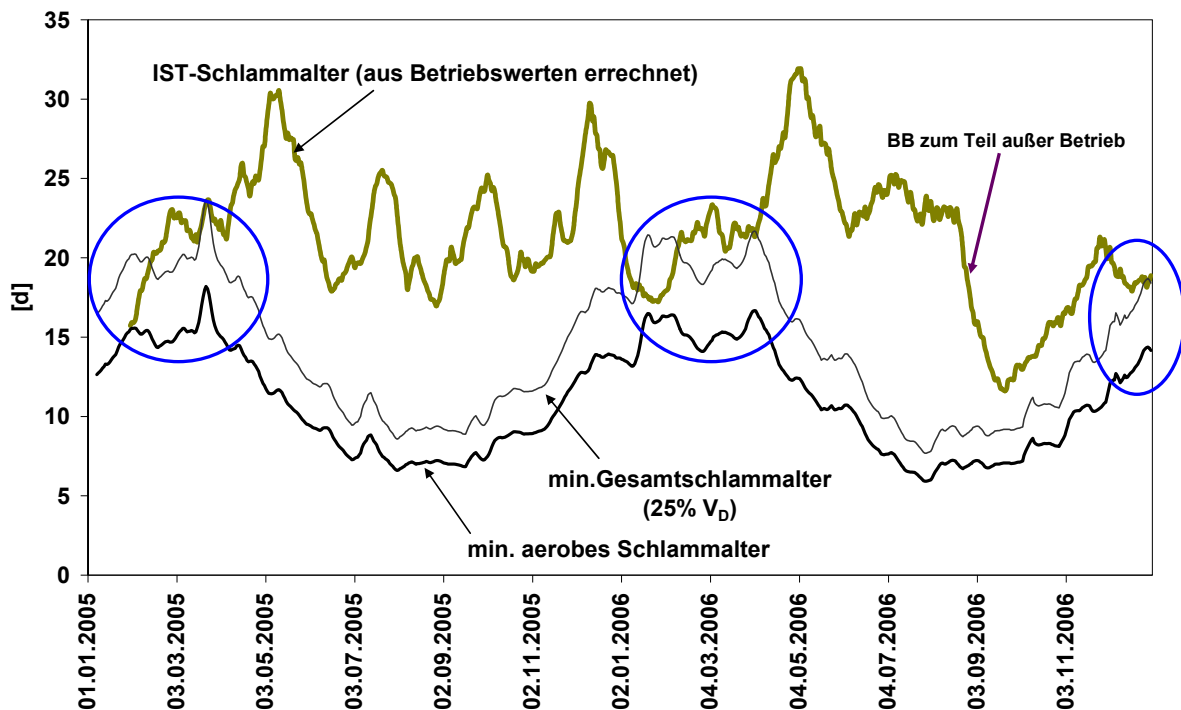


Abbildung 8: Ganglinie des Schlammalters und des aeroben Schlammalters

3.2.4 Oberflächenbeschickung, Schlammvolumenbeschickung, Rücklaufschlammverhältnis

Nachklärbecken unterliegen bei Mischwasser hohen Belastungen. Auch bei maximalem Zufluss muss der Belebtschlamm im Nachklärbecken zurückgehalten werden. Daher ist es wichtig, die Grenzbelastung unter Mischwasserbedingungen zu kennen.

Flächenbeschickung
$$\max. q_{\text{A,RW}} = \frac{\max. Q_{\text{A,RW}}}{A_{\text{NB}}} = \dots\dots\dots \text{ m/h}$$

Schlammvolumenbeschickung $\max. q_{SV,RW} = \max. q_{A,RW} \cdot SV_{BB} = \dots\dots\dots L/(m^2 \cdot h)$

Rücklaufschlammverhältnis $RV = \frac{Q_{RS}}{Q_A} \cdot 100 = \dots\dots\dots \% \quad \text{oder}$

$RV = \frac{TS_{BB}}{TS_{RS} - TS_{BB}} \cdot 100 = \dots\dots\dots \% \quad \text{oder}$

$RV = \frac{SV_{BB}}{SV_{RS} - SV_{BB}} \cdot 100 = \dots\dots\dots \% .$

Die RV-Auswertung über TS oder SV ist nur dann sinnvoll, wenn sich die Kläranlage hydraulisch im „Gleichgewicht“ befindet. Die Eingangswerte (TS_{BB} , TS_{RS} , SV_{BB} , SV_{RS}) sollten Mittelwerte über einen längeren Zeitraum sein, z.B. ein Monat.

Tabelle 16: Richtwerte für Kennwerte NKB

max. $q_{A,RW}$	0,6-1,2 m/h
max. $q_{SV, RW}$	500 L/(m ² ·h)
RV	70-150%

Im Trockenwetterfall sollte kein Schlamm im Nachklärbecken gespeichert werden. Im Mischwasserfall sollte ein Rücklaufverhältnis von 0,5 – 0,7 (bzw. 50-70 %) eingehalten sein. Wird die Anlage bei Trockenwetter mit derselben Rücklaufschlammmenge betrieben, so beträgt das Rücklaufverhältnis bei Trockenwetter 1,5 oder mehr.

Häufig wird die Rücklaufschlammmenge auch nach dem Kläranlagenzufluss geregelt. Dabei ist zu beachten, dass bei gleichzeitigem Erhöhen von Zufluss und Rücklaufschlamm die Nachklärung hydraulisch um ein Mehrfaches belastet wird, und der Schlamm auch nicht so schnell eindicken kann. Auf manchen Anlagen wird die Rücklaufschlammmenge daher zeitverzögert nachgeregelt.

3.2.5 Spezifische Fällmittelmenge (β-Wert)

Der „klassische“ Vergleichs-Parameter ist die spezifische Fällmittelmenge oder auch „β-Wert“ genannt. Es handelt sich hierbei um eine dimensionslose Zahl, nämlich das molare Verhältnis zwischen Fe- bzw. Al-Ionen und dem Phosphor-Überschuss.

Der Phosphorüberschuss errechnet sich aus Phosphorzulauf fracht minus P-Bedarf der Bakterien, welcher etwa 1% bezogen auf den BSB₅ beträgt (Nikolavcic et al., 1998, bzw. 2009).

$$\beta = \frac{\text{mol Fällmetall}}{\text{mol Phosphor-Überschuss}} = \frac{\text{mol Fällmetall}}{\text{mol (Gesamt-P}_{\text{ZULAUF}} - \text{P}_{\text{SCHLAMM}})}$$

Als Vereinfachung zur Umrechnung von Massen auf Mol kann die folgende Formel verwendet werden, bei der die Wirksubstanz des Fällmittels und der Phosphorüberschuss in kg angegeben werden.

$$\beta = \frac{\text{kg Fe} \cdot 0,555 + \text{kg Al} \cdot 1,15}{\text{kg P}} = \frac{\text{mol Fällmittel}}{\text{mol Phosphor}}$$

Tabelle 17: Richtwerte für spezifischen Fällmittelverbrauch

$\beta < 1,0$	Bio-P + Fällung	Ges.-P _{Ablauf} < 1,0 mg/L
$\beta = 1,0 - 1,5$	Fällung	Ges.-P _{Ablauf} < 1,0 mg/L
$\beta = 2,0 - 2,5$	Fällung	Ges.-P _{Ablauf} < 0,5 mg/L

Im Kläranlagenzustandsbericht wird der β -Wert als Jahresmittel angegeben. Für Anlagen mit Bio-P und für Anlagen mit gleichzeitiger Schlammstabilisierung können jahreszeitliche Schwankungen sehr relevant sein. Es empfiehlt sich, den β -Wert zumindest monatsweise zu ermitteln.

3.2.6 Klärschlamm – Schlammanfall eingedickt

Die TS-Fracht des Rohschlammes dient als Betriebskennzahl, und kann – unter Kenntnis des Glühverlusts – auch zur Abschätzung des Stabilisierungsgrades des Schlammes herangezogen werden.

Der Schlammanfall wird wie folgt berechnet:

$$\frac{\text{TS-Fracht}_{\text{Rohschlamm}} \cdot 1000}{\text{EW}_{60}} = \frac{Q_{\text{Rohschlamm}} \cdot \text{TS}_{\text{Rohschlamm}} \cdot 1000}{\text{EW}_{60}} = \dots\dots\dots \text{g TS}/(\text{EW}_{60} \cdot \text{d})$$

Als Richtwerte sind bei Nowak (2009) angegeben:

Tabelle 18: Überschussschlammanfall – simultane aerobe Schlammstabilisierung

anorganische Feststoffen aus dem Zulauf	15 – 30 g TS/(EW.d)
Fällschlamm	3 – 8 g TS/(EW.d)
Organische Feststoffe (Biomasse & Zulauf)	30 - 35 g TS/(EW.d)
Gesamt	48 - 73 gTS/(EW.d)

Tabelle 19: Klärschlammanfall – Belebungsanlagen mit beheizter Schlammfäulung

anorganische Feststoffen aus dem Zulauf	15 – 30 g TS/(EW.d)
Fällschlamm	3 – 8 g TS/(EW.d)
Organische Feststoffe (Biomasse & Zulauf)	17 - 21 g TS/(EW.d)
Gesamt	35 - 59 gTS/(EW.d)

3.3 Weitere Kennzahlen

Kennzahlen zur Beurteilung der Schlammstabilisierung sind in Nikolavcic (2004) angeführt. Hinsichtlich des Schlammanfalls können gute Werte Nowak (2009) entnommen werden. Auch auf das Kläranlagen-Benchmarking kann nur verwiesen werden, dabei erfolgt einerseits eine Prüfung der Eingangsdaten wie auch zahlreiche Auswertungen in vorwiegend wirtschaftlicher Hinsicht (www.abwasserbenchmarking.at).

Kennzahlen bezüglich E und EW, Reinigungsleistung, spezifischer Energieverbrauch, Gasanfall, spezifische Kennzahlen für Belebungsanlagen im Aufstaubetrieb, Tropf- und Tauchkörper, etc. wurden im vorliegenden Beitrag nicht berücksichtigt. Diese sind entweder in anderen Tagungsbeiträgen miterfasst, oder können dem Arbeitsbehelf 22 des ÖWAV entnommen werden.

Es empfiehlt sich, Kennzahlen nicht nur für Einzelperioden zu ermitteln, sondern auch Zeitreihen aufzutragen. So ist einerseits auch eine Datenprüfung im Nachhinein möglich (z.B. entwickeln sich unterschiedlicher Kennzahlen logisch zueinander?), und auch Änderungen können zeitgerecht erkannt werden.

Abschließend sei noch darauf hingewiesen, dass nicht nur die Mess- und Betriebsdaten einer Kläranlage einer Prüfung und Auswertung bedürfen,

sondern auch die Bauteile, Maschinen, elektrischen Anlagen, Arbeitsbedingungen etc. regelmäßig zu überprüfen sind.

4 Zusammenfassung

Moderne Kläranlagen liefern Daten in großer Menge. Da nicht jeder einzelne Wert im praktischen Betrieb überprüft werden kann, sind Methoden notwendig, die vorliegende Daten als „richtig“ (in Übereinstimmung mit unseren Erwartungen und Modellvorstellungen) oder „falsch“ (nicht nachvollziehbar) ausweisen.

Plausibilitätsprüfungen können auf unterschiedliche Weise erfolgen. Anhand von Beispielen wurden einfache visuelle Prüfungen, Erfahrungswerte, zeitliche Verläufe und Bilanzen dargestellt.

Aus plausibilisierten Daten können Kennzahlen ermittelt werden, um spezielle Aussagen über den Betrieb zu treffen. Exemplarisch wurden die Leistungskennzahlen, sowie verschiedenen Betriebskennzahlen für Kläranlagen nach dem Belebtschlammverfahren vorgestellt.

5 Unterstützendes Regelwerk

ÖWAV-Arbeitsbehelf 9 (2000) – Kennzahlen für Abwasserreinigungsanlagen. Teil 1.

ÖWAV-Regelblatt 13 (1995) – Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen.
(Anm.: Überarbeitung dzt. im Laufen)

ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 (2010) - Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen ARA (> 50 EW).

ÖWAV-Arbeitsbehelf 22 (1999) – Kläranlagenzustandsbericht. (Anm.: Überarbeitung dzt. im Laufen)

ÖWAV-Regelblatt 38 (2007) - Stationäre Durchflusseinrichtungen auf Abwasserreinigungsanlagen.

ATV-DVWK A 704 (2007) Betriebsmethoden für die Abwasseranalytik. ISBN 978-3-939057-71-0.

6 Literatur

- ATV-DVWK-A 131 (2000) Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, ISBN 3-933707-41-2.
- ATV-DVWK-A 198 (2003) Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen, ISBN 3-924063-48-6.
- W. Frey (1994). Bedeutung der Daten der Eigenüberwachung für den Betrieb und die Optimierung der Kläranlage. *Wiener Mitteilungen* **116**, S. H1–H12.
- S. Lindtner und M. Zeßner (2003). Abschätzung von Schmutzfrachten in der Abwasserentsorgung bei unvollständiger Datenlage. *Wiener Mitteilungen* **183**, S. 195-227.
- D. Moser (1993). Interpretation von chemischen Analysedaten und Überprüfung ihrer Plausibilität. *Wiener Mitteilungen* **110**, S. E1–E48.
- B. Nikolavcic, M. Zessner und O. Nowak (1998). Maßnahmen zur Phosphorentfernung. *Wiener Mitteilungen* **145**, S. 205-259.
- B. Nikolavcic (2004). Untersuchungen zum Stabilisierungsgrad von Klärschlamm. *Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen (ÖWAV)* – Folge 12, S.115-130.
- B. Nikolavcic (2009). Kennzahlen für die biologische/chemische Phosphorentfernung. . *Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen (ÖWAV)* - Folge 17, S. 157-178.
- O. Nowak (2002). Energie-Benchmarking von Kläranlagen – Überlegungen aus abwassertechnischer Sicht. *Wiener Mitteilungen* **176**, S. 179-210.
- O. Nowak (2009). Überschussschlammanfall – Einflussgrößen, Kennzahlen, Bilanzen, Plausibilitätsprüfung. *Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen (ÖWAV)* - Folge 17, S. 83-103.
- E. Saracevic (2011). Abwasseranalytik 2 – Laboranalytik (Nährstoffe und C-Parameter). In diesem Band.
- P. Schweighofer (1994). Möglichkeiten der Plausibilitätsprüfung von Messdaten. *Wiener Mitteilungen* **116**, S. G1-G41.
- K. Svardal, O. Nowak und P. Schweighofer (1998). Datendokumentation und Auswertung – Plausibilitätsanalyse von Meßwerten. *Wiener Mitteilungen* **147**, S. 439-475.

K. Svardal (2001). Betrieb der Nachklärbecken. *Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen (ÖWAV)* – Folge 9, S. 201-219.

M. Thomann (2004). Qualitätskontrolle der Betriebsdaten von Kläranlagen. *Wiener Mitteilungen* **187**, S. 295-318.

Korrespondenz an:

Dr. Brigitte NIKOLAVCIC

Amt der Burgenländischen Landesregierung
Abteilung 9 – Wasser und Abfallwirtschaft
Europaplatz 1
7000 Eisenstadt

Tel +43 (0) 57-600 6552

eMail brigitte.nikolavcic@bgld.gv.at

www.burgenland.at

Bilanzierung von Kläranlagendaten. Methoden und Anwendung.

André Spindler

Institut für Wassergüte, TU Wien

Abstract: Durch die Betriebs- und Eigenüberwachung fällt auf Kläranlagen umfangreiches Datenmaterial an. Die Genauigkeit von Analytik und Online-Messungen unterliegt dabei Einschränkungen, die der hohen Variabilität von Durchfluss und Stoffkonzentrationen, der heterogenen Abwasser- und Schlammmatrix sowie teilweise simplifizierten Messmethoden geschuldet ist. Die Weiterverwendung gesammelten Datenmaterials (Betriebsführung, strategische Planung, Erweiterung, Simulation etc.) setzt daher eine Überprüfung voraus, die idealer Weise über eine Plausibilitätskontrolle hinausgeht. Eine geeignete und weitgehend automatisierbare Methode hierfür ist die Bilanzierung. Die Möglichkeiten der Bilanzierung reichen von der Messwertkontrolle in Teilsystemen bis zur täglichen anlagenweiten Datenprüfung sowie der Bestimmung geeigneter Auswertungszeiträume in historischem Datenmaterial. Für große Kläranlagen kann es sinnvoll sein, dass Messkonzept an einer vollständigen Bilanzierbarkeit der Anlage zur orientieren.

Key Words: Datenkontrolle, Bilanzierung, Bilanzierbarkeit, CUSUM

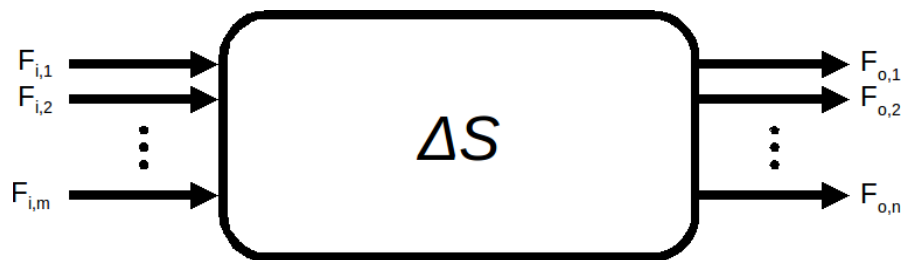
1 Bilanzierung: Frachtbasierte Messwertkontrolle

1.1 Einführung

Ziel der Abwasserreinigung ist die weitgehende Entfernung von Feststoffen, organischer Belastung und Nährstoffen aus dem Abwasserstrom eines Siedlungs- und/oder Industriegebietes. Im Ablauf der Kläranlage ist die Restkonzentrationen dieser unerwünschten Abwasserinhaltsstoffe minimiert. Gleichzeitig erfolgt eine Aufkonzentration im Schlamm sowie in gasförmigen Stoffströmen. Die betreffenden Abwasserinhaltsstoffe werden messtechnisch als Äquivalente chemischer Elemente erfasst. Diese sind Stickstoff und Phosphor

als Parameter der Nährstoffbelastung sowie Sauerstoff (CSB im Sinne eines negativen Oxidationsäquivalentes) als Parameter der organischen Belastung. Chemische Elemente bleiben als solche beim Transport durch die Kläranlage unverändert. Innerhalb eines Betrachtungszeitraumes muss daher die gesamte auf die Kläranlage gelangende Masse (Fracht) eines chemischen Elements die Anlage auch wieder verlassen oder auf der Anlage verbleiben (Speicherung).

Die Stoffstrombilanzierung beruht auf dieser Eigenschaft. Können zulaufende (positive) und ablaufende (negative) sowie gespeicherte Frachten eines Elementes messtechnisch erfasst werden, muss die Bilanz ausgeglichen sein, d.h. die Summe aller Frachten ergibt Null bzw. – korrekt ausgedrückt – weicht von Null nicht signifikant ab. Andernfalls liegt ein grober oder systematischer Messfehler vor. Ab welcher Größe ein Bilanzfehler eindeutig als systematisch einzustufen ist, wurde bisher nicht befriedigend geklärt. In der Literatur finden sich Angaben von etwa $\pm 20\%$ (Nowak 2000). Lediglich Thomann (2002) differenziert dabei ansatzweise nach Bilanzparametern und Teilsystemen.



$$\sum_1^m F_i - \sum_1^n F_o - \frac{\Delta S}{\Delta t} = e_{\text{error}}$$

Abbildung 1: Grundschemata einer Bilanz. Nach Svardal (1998).

Die Stoffstrombilanzierung ist nicht ausschließlich auf chemische Elemente beschränkt. Andere Stoffe, die auf der Kläranlage oder einem ihrer Teilsysteme keinen oder nur geringen Umwandlungsprozessen unterliegen, sind ebenso bilanzierbar. Typische und wichtige Bilanzierungsparameter sind daher neben P, N und CSB auch Wasser H_2O (als Durchflussmenge Q), Eisen Fe (Fällmittel) und die (anorganische) Trockensubstanz (a)TS.

Die Bilanzierung dieser Parameter kann über verschiedene Zeiträume und unterschiedliche Kombinationen von Teilsystemen der Kläranlage erfolgen. Die Bandbreite reicht beispielsweise von der Feststoffbilanz einer maschinellen Entwässerung über wenige Stunden bis hin zu Jahresbilanzen der Gesamtanlage.

1.2 Bilanzierung und Plausibilitätskontrolle

Die Stoffstrombilanzierung stellt eine wichtige Erweiterung der Plausibilitätskontrolle dar. Letztere ermöglicht in erster Linie das Erkennen *grober Fehler*. Die Plausibilitätskontrolle hat den Vorteil, eine sofortige Einschätzung aktueller Daten zu ermöglichen (Betriebsführung). Die Methoden der Plausibilitätskontrolle sind teilweise automatisierbar, so dass der Verwendung aktueller (Online-)Messwerte in Regelkreisen eine grobe Prüfung vorausgehen kann. Die Qualität der Plausibilitätskontrolle hängt stark von der Erfahrung und dem Expertenwissen des Prüfers ab. Unplausible Werte, insbesondere Labormesswerte, können meist zeitnah (aber aufwendig) durch verschiedene Methoden (Wiederholungsmessung, alternatives Messprinzip etc.) verifiziert bzw. falsifiziert werden (Abbildung 2).

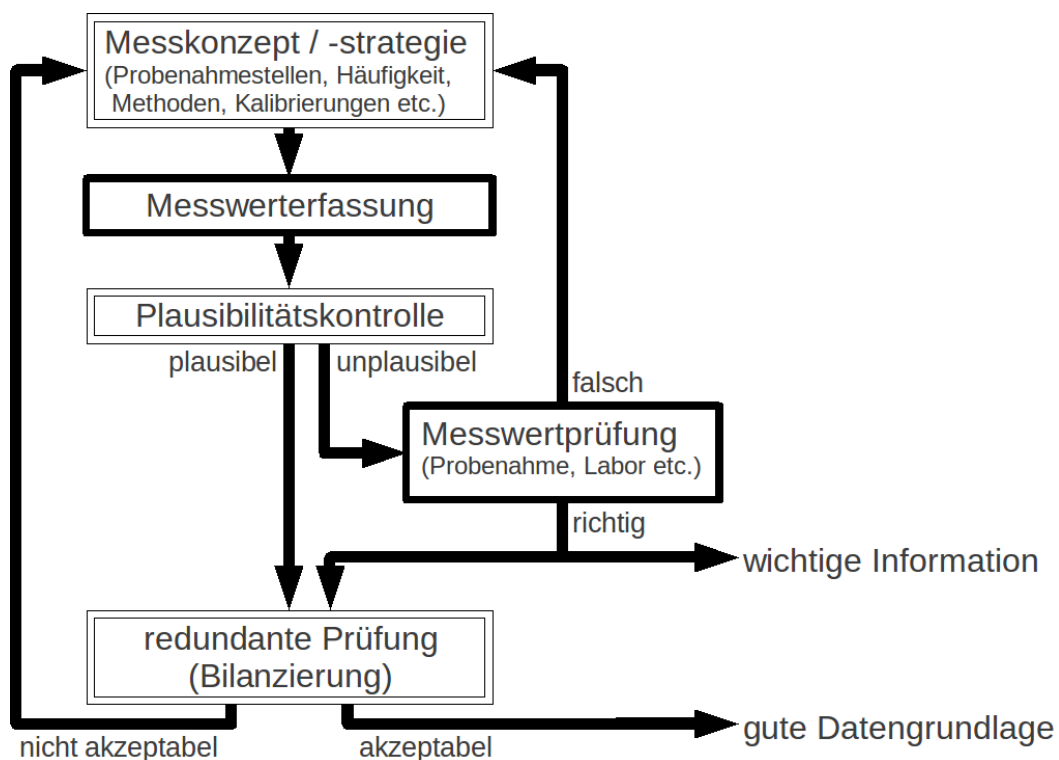


Abbildung 2: Einordnung der Bilanzierung in die Abläufe der Messwernerfassung und -kontrolle. Arbeitsintensive Schritte sind fett umrandet.

Unplausible Werte sind **nicht** zwingend falsch. Ebenso sind plausible Messwerte **nicht** zwingend richtig. (Wobei unter „richtig“ die Freiheit von groben und insbesondere systematischen Fehlern verstanden wird, so dass nur zufällige Fehler auftreten.)

Die Bilanzierung von Stofffrachten fügt dem Element des Expertenwissens bei der Messwertkontrolle eine mathematische Grundlage hinzu. Messwerte werden nicht mehr einzeln oder als einzelne Zeitreihe beurteilt, sondern im (mathematischen) Zusammenhang mit anderen Messwerten. Durch diese „reduzante Prüfung“ können auch *systematische Fehler* (plausibler Messwerte) erkannt werden.

Im Gegensatz zur Plausibilitätskontrolle ist die Anwendung der Bilanzierung auf aktuelle Messwerte wenig sinnvoll. Ziel ist im Regelfall die Bewertung der Datenqualität innerhalb eines Zeitraumes in der Vergangenheit. Eine unausgeglichene Bilanz weist **stets** auf systematische (oder grobe) Fehler hin. Eine ausgeglichene Bilanz ist zwar **kein Beweis** für richtige Messwerte, aber ein starkes Indiz.

1.3 Nutzen der Bilanzierung

Die erfolgreiche Bilanzierung von Kläranlagendaten aus zurückliegenden Zeiträumen erhöht deren Aussagekraft im Vergleich zur reinen Plausibilitätskontrolle durch das Erkennen systematischer Messfehler. Sie ermöglicht die Verbesserung der Datenbasis für langfristige strategische Entscheidungen der Betriebsführung sowie Umbau- oder Erweiterungsmaßnahmen. Rieger et al. (2010) betonen die Notwendigkeit einer intensiven Datenaufbereitung im Zusammenhang mit der dynamischen Simulation. Auch für die Kontrolle der Zulauffrachten von Indirekteinleitern ist die Bilanzierung ein wichtiges Werkzeug (Spindler et al. 2009). Voraussetzung ist die *Bilanzierbarkeit* der interessierenden Stoffströme. Die entsprechende Anpassung des Messkonzeptes auf einer Kläranlage sollte daher erfolgen, **bevor** eine intensive Datenauswertung notwendig wird.

In der Praxis ergibt sich ein weiterer wesentlicher Nutzen der Bilanzierung. Die erforderliche genaue Beschreibung sämtlicher Flüsse und Messstellen im System zwingt den Betreiber zu einer anderen Sichtweise auf „seine“ Anlage. Dadurch können häufig betriebliche Schwachpunkte erkannt werden.

Routinemäßige Abläufe bei Probenahme und -aufbereitung werden hinterfragt, sinnvolle Zusatzmessungen herausgearbeitet. Das Ergebnis ist im Idealfall eine Anlage mit optimiertem Messprogramm und täglicher Datenübernahme in ein bestehendes Bilanzmodell. Es steht damit jederzeit eine verifizierte Datenbasis zur Verfügung.

2 Vorgehen und Methoden

Das folgende Kapitel gibt einen Überblick über die verschiedenen Bilanzierungsmethoden und diskutiert deren Anforderungen und potentiellen Informationsgehalt. Eine „Anleitung“ zur Erstellung von Bilanzen für verschiedene Parameter und über unterschiedliche Teilsysteme geben Svoldal et al. (1998). Ein einfaches Beispiel zur Berechnung von Bilanzen ist auch Bestandteil der Klärwärtergrund- und Fortbildungskurse.

Zwei Voraussetzungen müssen für die Stoffstrombilanzierung erfüllt sein:

1. Die Messwerte (Durchfluss und gegebenenfalls Konzentration) der interessierenden Stoffströme müssen in ausreichender Häufigkeit aufgenommen werden, bestenfalls täglich.
2. Die hinreichend häufig gemessenen Stoffströme müssen in einem bilanzierbaren Zusammenhang stehen. Das bedeutet, die Erfassung der Messwerte allein in den interessierenden Stoffströmen ist möglicherweise nicht ausreichend und für eine erfolgreiche Bilanzierung sind weitere Stoffströme zu erfassen um Redundanz herzustellen.

Sind diese beiden Voraussetzungen erfüllt, stehen zwei Methoden der Bilanzierung zur Verfügung. Bei der klassischen Bilanzierung werden die Tagesmittelwerte der einzelnen Stoffströme für einen gewählten Zeitraum berechnet und anschließend das Bilanzergebnis bewertet. Bei der Einzelwertbilanzierung wird dagegen für den gewählten Zeitraum der Vektor der täglichen Bilanzierungsergebnisse betrachtet. Die Anwendung sogenannter Kontrollkarten (control charts), eine Methode der statistischen Qualitätskontrolle, ermöglicht die Bestimmung von Zeiträumen mit hoher oder geringer Güte der Datenqualität sowie die Berechnung des überhaupt detektierbaren systematischen Fehlers.

2.1 Erforderliche Daten für die Bilanzierung

Da die Stoffstrombilanzierung auf der redundanten Messung von Frachten beruht, erfordert diese Methode der Messwertkontrolle offensichtlich einen höheren messtechnischen Aufwand als die Umsetzung der gesetzlich vorgeschriebenen Eigenüberwachung, welche sich auf Messungen in Zu- und Ablauf beschränkt. Allerdings erfordert bereits die normale Betriebsüberwachung einen zusätzlichen messtechnischen Aufwand neben der Eigenüberwachung. Im Allgemeinen wird zumindest auf Kläranlagen der Größenklassen IV, mit einigen Abstrichen auch auf Kläranlagen der Größenklasse III, ein Großteil der erforderlichen Messungen bereits mit einer für die Bilanzierung ausreichenden Häufigkeit durchgeführt. Oftmals reichen einige Zusatzmessungen im Schlamm aus, um aus den vorhandenen Daten vollständige Bilanzen zu erstellen.

In Abhängigkeit vom Ziel eines Bilanzierungsvorhabens – Schaffung einer vollständigen, verifizierten Datengrundlage oder zeitlich begrenzte Überprüfung einiger ausgewählter Stoffströme – ist zu entscheiden, welche Messungen mit welcher Regelmäßigkeit in die Überwachungsroutine integriert werden. Im Folgenden wird auf solche Messungen näher eingegangen, die nicht ohnehin Bestandteil der Eigenüberwachung sind.

2.1.1 Durchflussmessung

Frachtberechnungen bilden die Grundlage einer Stoffstrombilanz. Diese beruhen wiederum auf Konzentrations- und Mengenmessungen. Daher sind ausgeglichene Durchflussmengenbilanzen auch eine wesentliche Voraussetzung für anschließende Frachtbilanzen. Im Regelfall werden auf Kläranlagen jedoch nicht alle internen Durchflüsse erfasst. Frachten müssen dann teilweise auf Grundlage berechneter Durchflüsse kalkuliert werden. In diesem Fall ist es von Vorteil, wenn diese Durchflüsse aus ihrerseits bilanzierbaren Durchflüssen berechnet werden können (siehe Kapitel 2.2). Die genaue Kontrolle von Durchflussdaten ist besonders vor dem Hintergrund teils erheblicher Fehler bei der Mengenmessung auf Kläranlagen bedeutsam (Port 1994). Gegebenenfalls kann die Installation zusätzlicher Durchflussmessungen sinnvoll sein.

2.1.2 Messungen in den Schlämmen

Eine wesentliche Bedeutung bei der Bilanzierung haben die Schlämme. Im Primär- bzw. Überschussschlamm werden die Zulauffrachten aller Bilanzparameter (abgesehen vom Durchfluss) zu einem großen Teil aufkonzentriert. Im Faulschlamm ist noch etwa die Hälfte der CSB-Fracht sowie die gesamte Stickstoff- und Phosphorfracht aus Primär- und Überschussschlamm enthalten. Konzentrationsmessungen dieser Parameter in den Schlämmen erfolgen jedoch gewöhnlich nicht oder zumindest nicht mit der erforderlichen Regelmäßigkeit. Dabei bietet gerade die Bilanzierung einer oftmals vorhandenen Schlammfäulung eine gute Möglichkeit der Überprüfung der Frachten im Überschussschlamm. Stickstoff und Phosphor bleiben während der Fäulung vollständig im Schlamm erhalten, der CSB in Form von Faulgas kann über eine Mengenummessung zuverlässig erfasst werden.

In Anbetracht fehlender Messwerte zur Berechnung der Frachten in den Schlämmen ist es für eine Bilanzierung häufig notwendig, auf Ersatzwerte auszuweichen. Dies ist über die – ohnehin meist gegebene – regelmäßige Erfassung des Trockensubstanzgehaltes (TS) und des Glühverlustes (GV, oTS) möglich. Die Massenverhältnisse von CSB, Phosphor und Stickstoff zum oTS-Gehalt sind auf einer Kläranlage bei stabilem Betrieb nur geringen Schwankungen unterworfen. Dies hat sich für diese Parameter in der Praxis für alle Schlammarten wiederholt bestätigt. Für das CSB/oTS- sowie das N/oTS-Verhältnis im Belebt- und Faulschlamm ist dies ohnehin sofort verständlich, da keine wesentlichen Änderungen des Oxidationsgrades und Stickstoffgehaltes der Biomasse zu erwarten sind. Ähnliches gilt für Primärschlamm. Aber auch für das P/oTS-Verhältnis wurde die anlagenspezifisch geringe Schwankungsbreite empirisch nachgewiesen (Nowak 1995). Daher genügt für eine erste Bilanzierung oftmals eine einzelne Bestimmung der Nährstoffverhältnisse in den einzelnen Schlämmen.

Die Anwendung dieses Zusammenhanges kann – wiederum in Erwägung des Zieles der Bilanzierung – durch eine regelmäßige Bestimmung der Nährstoffverhältnisse in den Schlämmen positiv beeinflusst werden. Bereits monatliche Messungen tragen hier zu einer erheblichen Verbesserung der Datenlage bei. Eine häufigere – beispielsweise wöchentliche – Messung ist natürlich ebenso zu begrüßen. Entscheidend ist bei der Bestimmung dieser Schlammparameter jedoch die Qualitätskontrolle, da einige analytische

Herausforderungen damit verbunden sind und bei vereinfachten Messmethoden, wie sie auf Kläranlagen eingesetzt werden, große Toleranzen in Kauf genommen werden müssen.

Tabelle 1: Nährstoffverhältnisse in Schlämmen kommunaler Kläranlagen (Nowak 1995), in Klammern abweichende Mittelwerte aus eigenen Untersuchungen (Anlagen mit maßgeblichem Industrieinfluss)

	CSB/oTS [g/g]	N/oTS [%]	P/oTS [%]
Primärschlamm	1,35 – 1,4 (1,27 – 1,96)	4-6,5 (2,1)	(0,4 – 1,5)
Belebtschlamm und Überschussschlamm	1,42 – 1,48 (1,32 – 1,55)	5,0 – 10,0 (12,3)	3,0 – 6,5
Faulschlamm (nass)	(1,22 – 1,46)	6,0 – 9,5 (3,2 – 12,0)	6,0 – 9,3 (1,3)

Erscheint eine regelmäßige Bestimmung der Nährstoffverhältnisse in den Schlämmen zu aufwendig, ist zumindest eine regelmäßige (am besten tägliche) Bestimmung des Trockensubstanzgehaltes sowie des Glühverlustes sinnvoll. Die dadurch möglichen Bilanzen der anorganischen Trockensubstanz in den Schlämmen ermöglichen bereits eine sinnvolle Qualitätskontrolle.

2.1.3 Weitere Messungen

Die vollständige Erfassung aller Ein- und Ausgangsfrachten sowie einer allfälligen Speicheränderung sind die Grundlage einer jeden Bilanz. Abhängig vom Bilanzierungsziel erweist sich daher die Erfassung weiterer Messgrößen als sinnvoll oder notwendig. Dies können sein:

- regelmäßige Atmungsmessungen und/oder Erfassung der Leistungsaufnahme der Belüftung der biologischen Stufe (Abschätzung der aeroben Kohlenstoffatmung)
- Dosiermengen von Flockungsmittel und Zuschlagsstoffen, z.B. Kalk (aTS- oder Fe-Bilanzen)
- Messung von CSB- und Nährstoffkonzentrationen in Co-Substraten der anaeroben Schlammstabilisierung
- Mengenummessung von Spülwässern

2.1.4 Häufigkeit der Messungen

Wie bereits erwähnt, genügt bei Kläranlagen der Größenklassen IV die aus den Vorgaben für die Eigenüberwachung und den Notwendigkeiten der Betriebsüberwachung resultierende Häufigkeit der Messungen bereits für die Bilanzierung. Viele Messwerte werden zumindest werktäglich erfasst. Eine häufigere – also tägliche – Erfassung der Messwerte ist im Sinne der Vollständigkeit gewiss zu begrüßen und gerade für weiterführende Bilanzierungsvorhaben vorteilhaft. Eine zwingende Voraussetzung für die Erstellung von Bilanzen ist eine tägliche Messwerterfassung jedoch nicht. Mit zunehmender Größe einer Kläranlage wird der Nutzen einer solchen Maßnahme den Aufwand jedoch immer deutlicher überwiegen.

2.2 Bilanzierbarkeit und Berechenbarkeit von Stoffströmen

Voraussetzung für die Bilanzierung eines Systems, also einer Kläranlage oder eines ihrer Teilsysteme, ist die vollständige messtechnische Erfassung aller Stoffströme an den Systemgrenzen (Abbildung 3). Allerdings spielt die Wahl des bilanzierten (Teil-)Systems nur eine untergeordnete Rolle. Entscheidend ist vielmehr, ob ein zu prüfender Stoffstrom überhaupt bilanzierbar ist. Darüber hinaus kann die mehrfache Bilanzierbarkeit eines Stoffstroms die Sicherheit (Indizkraft zum Nachweis der Freiheit von systematischen Fehlern) zusätzlich erhöhen. So kann beispielsweise die zur Faulung gelangende Menge an Überschussschlamm über das System „Faulturm“ ebenso bilanziert werden wie über das System „maschinelle Überschussschlammeindickung“. Auch Kombinationen von Teilsystemen können einen geeigneten Bilanzrahmen bilden. Dabei können je nach Komplexität der Anlage auch solche Kombinationen auftreten, die aus betrieblicher Sicht keine unmittelbare Funktionseinheit bilden.

Es ist daher sinnvoll, die Bilanzierbarkeit von Stoffströmen von der Betrachtung der Teilsysteme abzukoppeln. Dies ist mit Methoden der Matrixalgebra möglich (van der Heijden 1994). Die zu Grunde liegenden mathematischen Zusammenhänge sollen hier jedoch nicht weiter beschrieben werden. Von Interesse sind lediglich die (programmierbaren) möglichen Ergebnisse.

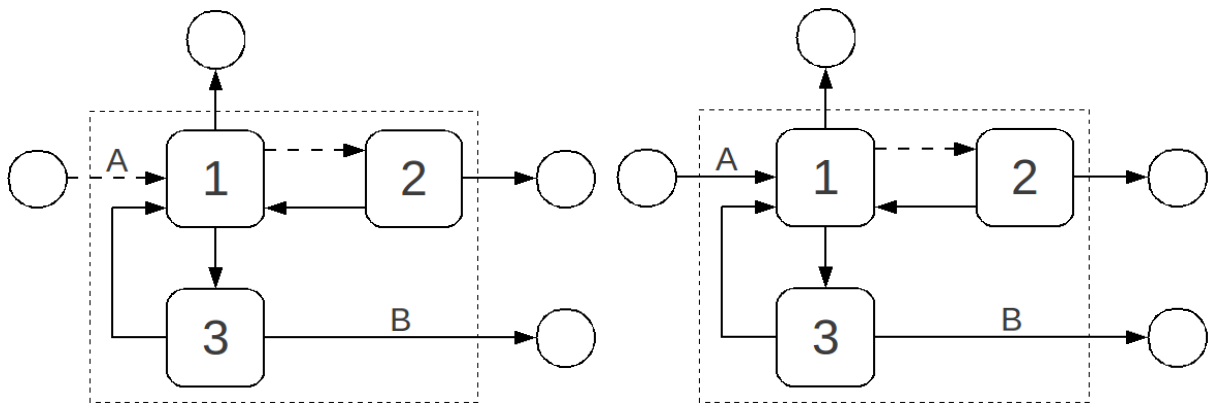


Abbildung 3: Darstellung eines Systems aus 3 Teilsystemen mit gemessenen (voll) und ungemessenen (gestrichelt) Stoffströmen. Kreise bezeichnen Quellen bzw. Senken außerhalb des betrachteten Systems, bilden also ebenfalls ein System. Links: Das Gesamtsystem ist nicht bilanzierbar (Stoffstrom A nicht gemessen). Rechts: Das Gesamtsystem ist bilanzierbar. Stoffstrom B ist auf zwei Wegen bilanzierbar (Gesamtsystem sowie Teilsystem 3).

Die Analyse beruht auf einer vollständigen Beschreibung der Gesamtanlage. Für alle Stoffströme müssen je genau ein Ursprung und ein Ziel definiert sein. Dazu wird ein Teilsystem „Welt“ definiert, das die Quelle aller Kläranlagenzuläufe und die Senke aller die Kläranlage verlassenden Stoffströme darstellt. Darüber hinaus ist für jeden Stoffstrom festzulegen, ob er „gemessen“ oder „ungemessen“ ist. Aus diesen Angaben kann berechnet werden, welche der gemessenen Stoffströme bilanzierbar und welche der ungemessenen Stoffströme berechenbar sind. Für berechenbare Stoffströme kann unterschieden werden, ob es möglich ist, diese ausschließlich aus bilanzierbaren Stoffströmen zu berechnen oder ob zur Berechnung auch nicht bilanzierbare gemessene Stoffströme herangezogen werden müssen. Ist die Berechnung vollständig aus bilanzierbaren Stoffströmen möglich, so ist der Stoffstrom „redundant berechenbar“, es können mindestens zwei verschiedene Berechnungswege angegeben werden.

2.2.1 Beispiel zur Berechenbarkeit aus bilanzierten Stoffströmen

Die eben beschriebene Unterscheidung bezüglich der berechneten Stoffströme erlaubt eine qualitative Bewertung der Sicherheit bei der Berechnung. Dies soll an einem kurzen Beispiel erläutert werden. Ein typischer nicht bilanzierbarer Stoffstrom ist die denitrifizierte Stickstofffracht, die das Belebungsbecken gasförmig als N_2 mit der Abluft verlässt. Dieser gasförmige Stickstoff entzieht sich einer routinemäßigen Messung. Die Stickstoffbilanz über die Kläranlage oder das Belebungsbecken ist demzufolge „offen“ (Abbildung 4).

Die denitrifizierte Stickstofffracht muss also aus anderen Größen berechnet werden. Sie ist beispielsweise gleich der Differenz aus der Stickstofffracht im Zulauf zur Belebung und den Stickstofffrachten im Ablauf sowie im Überschussschlamm. Tritt in einer dieser gemessenen Frachten, auf denen die Berechnung der denitrifizierten Stickstofffracht beruht, ein (systematischer) Fehler auf, wird zwangsläufig auch die denitrifizierte Stickstofffracht falsch berechnet. Eine gewisse Sicherheit bietet im beispielhaft gewählten Fall die Tatsache, dass die denitrifizierte Stickstofffracht auf zwei Wegen berechnet werden kann, wobei allerdings jeweils die Stickstofffracht im Ablauf in die Berechnung eingeht.

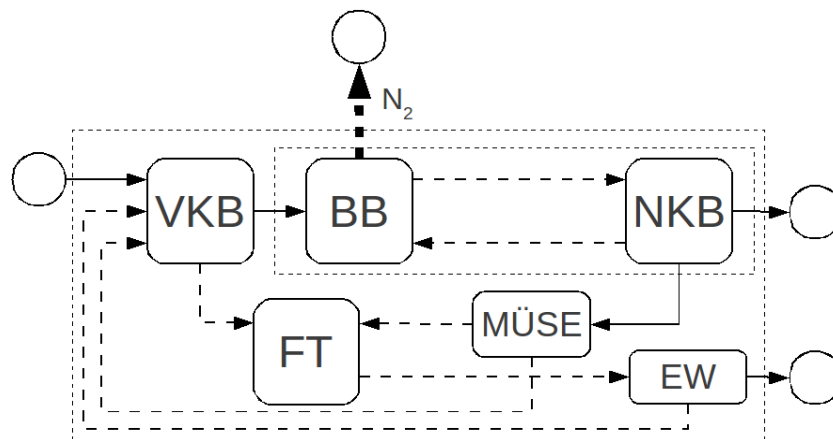


Abbildung 4: Die denitrifizierte Stickstofffracht lässt sich aus „offenen“ Bilanzen über die gesamte Kläranlage oder über das Belebungsbecken berechnen.

Eine deutlich höhere Sicherheit bei der Berechnung kann erlangt werden, indem die erforderlichen Bestimmungsgrößen ihrerseits einer Bilanzierung unterzogen werden. So könnte die Stickstofffracht im Zulauf zur Belebung durch eine Bilanz über das Vorklärbecken verifiziert werden, die Stickstofffracht im Überschussschlamm durch eine Bilanz über die MÜSE und/oder die anaerobe Schlammbehandlung. Damit wären die unsichersten Bestimmungsgrößen zur Berechnung der denitrifizierten Stickstofffracht ihrerseits redundant überprüft (Abbildung 5).

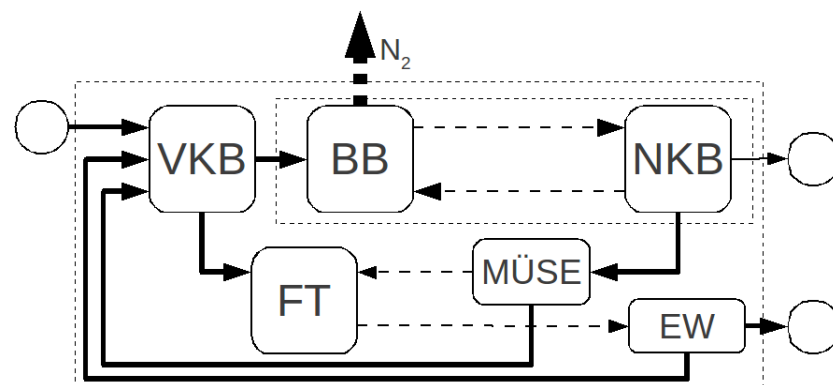


Abbildung 5: Durch zusätzliche Erfassung der Stickstofffracht in den Trübwässern und im Primärschlamm können die „unsicheren“ Bestimmungsgrößen (Stickstofffracht im Zulauf, im ÜS sowie im entwässerten FS) bereits bilanziert werden.

Eine Verifizierung der Stickstofffracht im Ablauf wäre noch erforderlich, um die denitrifizierte Stickstofffracht tatsächlich komplett aus bilanzierten Stoffströmen berechnen zu können. Auch dies wäre mit einigem Aufwand möglich, setzt aber zumindest eine Online-Stickstoffanalyse im Belebungsbecken sowie eine Mengenummessung im Rücklaufschlamm voraus. In Anbetracht der vergleichsweise geringen Fehleranfälligkeit der Stickstoffmessung im Ablauf sowie möglicher zusätzlicher Denitrifikation im NKB würde in der Praxis darauf jedoch verzichtet.

Die herkömmliche Unterscheidung zwischen „offenen“ und „geschlossenen“ Bilanzen spiegelt einen *systembasierten Ansatz* bei der Bilanzierung wieder. Im Mittelpunkt steht das jeweils bilanzierte (Teil-)System. Dagegen liefert die Unterscheidung zwischen „berechenbaren“ und „nicht berechenbaren“ ungemessenen Stoffströmen sowie „bilanzierbaren“ und „nicht bilanzierbaren“ gemessenen Stoffströmen ein vollständiges Bild von der Bilanzierbarkeit einer Anlage. Die einzelnen Teilsysteme treten dabei in den Hintergrund. Dieser *pfadbasierte Ansatz* lässt sich sehr einfach programmieren, dadurch kann gerade bei komplizierten Systemen die Bilanzierbarkeit einzelner Stoffströme zuverlässig analysiert werden.

Eine wichtige Erweiterung dieses Ansatzes stellt die Berücksichtigung der Größenordnung der an einer Bilanz beteiligten Stoffströme dar. So wird beispielsweise eine Mengenbilanz über eine Kläranlage (Zulauf, Ablauf, entwässertes Schlamm) nur unwesentlich von der Menge des entwässerten Schlammes beeinflusst. Zur Überprüfung der Zulaufmenge reicht daher die Messung der Ablaufmenge aus. Die Menge des entwässerten Schlammes wiederum lässt sich aus dieser Bilanz nicht verifizieren (Differenz großer Zahlen). Die Implementierung dieser Erweiterung in ein Werkzeug für die Analyse der Bilanzierbarkeit ist jedoch derzeit noch in der Entwicklung, weshalb vorerst nicht näher darauf eingegangen werden soll.

2.3 Mittelwert- und Einzelwertbilanzierung

Sind die Randbedingungen einer Bilanzierung – Datenverfügbarkeit und Bilanzierbarkeit – gegeben, ist die Erstellung der eigentlichen Bilanzen denkbar einfach. Je nach gewählter Bilanzierungsmethode (Diskussion im Anschluss) kommt noch der Beachtung einer möglichen Zwischenspeicherung von Stofffrachten in den Teilsystemen unterschiedliche Bedeutung zu.

Da auf Kläranlagen die Füllstände der einzelnen Teilsysteme (Vorklärung, Eindicker, Belebung, Faulung) konstant bleiben, hängt die gespeicherte Menge eines Stoffes lediglich von seiner Konzentration in diesen Teilsystemen ab. Diese ist, wie in Kapitel 2.1.2 dargestellt, weitgehend an den organischen Trockensubstanzgehalt gekoppelt. Änderungen der gespeicherten Menge eines Stoffes können daher anhand der Differenz der oTS-Gehalte zu Beginn und Ende des Bilanzierungszeitraumes berechnet werden. Die Bedeutung einer Speicheränderung nimmt mit der Länge des Bilanzierungszeitraumes ab. Daher empfehlen Svardal et al. (1998) für die Bilanzierung einen Mindestzeitraum von 2 Schlammaltern, Speicheränderungen können dann meist vernachlässigt werden.

2.3.1 Bilanzierung auf der Basis von Mittelwerten

Bei dieser klassischen Methode der Bilanzierung wird für jeden Stoffstrom die mittlere tägliche Fracht im Auswertungszeitraum berechnet. Im Ergebnis wird deutlich, ob eine Bilanz über den Gesamtzeitraum ausgeglichen ist. Die Methode ist einfach und anschaulich, die Speicherung von Stofffrachten muss bei genügend langen Bewertungszeiträumen nicht beachtet werden. Von Nachteil ist der Verzicht auf jenen Teil der Information in den Daten, der auf die zeitliche Varianz (tägliche Änderungen) zurückzuführen ist. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass eine über einen relativ langen Zeitraum ausgeglichene Bilanz in Teilzeiträumen große Fehler aufweist, die sich gegenseitig aufheben. Abhilfe könnte die Betrachtung mehrerer Teilzeiträume schaffen, was jedoch deutlich aufwendiger ist und bereits einen Übergang zur Bilanzierung von Tageseinzelwerten darstellt.

Die Methode ist durch ihre Einfachheit insbesondere dazu geeignet, Bilanzen rasch zu überschlagen und dadurch einen ersten Eindruck von der Konsistenz der Daten zu erlangen.

2.3.2 Bilanzierung von Tageseinzelwerten mittels Kontrollkarten (CUSUM)

Eine andere Möglichkeit der Bilanzierung besteht darin, für jeden einzelnen Tag des Bilanzzeitraumes das Bilanzergebnis zu berechnen. Dies führt zu einem Fehlervektor der einzelnen Tagesbilanzen. Der Erwartungswert für diesen Vektor ist der Nullvektor.

Wie gezeigt werden konnte, ist die CUSUM-Methode (Page 1954) geeignet, systematische Abweichungen des Fehlervektors von Null zu erkennen. Es wird dadurch möglich, in Datensätzen jene Zeiträume zu bestimmen, in denen eine Bilanz nur geringe Fehler aufweist. Außerdem kann der Beginn des Auftretens eines Fehlers in der Bilanz sehr gut nachvollzogen werden.

Kontrollkarten, zu denen auch die CUSUM-Methode gehört, werden verbreitet bei der statistischen Prozesskontrolle eingesetzt. Sie sind, kurz ausgedrückt, eine spezielle Darstellung einer (oder mehrerer) Prozessvariablen, wobei beim Überschreiten einer gewählten Schranke eine statistisch signifikante Abweichung der Prozessvariablen auftritt. Dabei ist die CUSUM-Methode als eine Methode mit „Gedächtnis“ (neben EWMA – exponentially weighted moving average) besonders geeignet, auch kleine Veränderungen einer Prozessvariablen zu detektieren. Die Anwendung der Methode auf einen Fehlervektor wie im Fall der einzelnen Tagesbilanzen ist direkt möglich, weist sogar die zusätzliche günstige Besonderheit auf, dass der Erwartungswert der Zielfunktion bereits bekannt ist. Die CUSUM-Methode berechnet eine spezielle kumulierte Summe (daher der Name CUSUM). Der Erwartungswert einer kumulierten Summe aus Zufallsvariablen mit Erwartungswert Null ist wiederum Null.

Für eine detaillierte Beschreibung der Methode wird auf die Literatur verwiesen (Montgomery 2009). An dieser Stelle wird auf ihre wichtigsten Eigenschaften eingegangen. Die Größe des detektierbaren Bilanzfehlers wird im Wesentlichen von der Variabilität der Eingangsgröße (bei der Einzelwertbilanzierung ist dies der Fehlervektor) bestimmt. Typischer Weise können Fehler in der Größenordnung ab einer halben bis einer Standardabweichung des Fehlervektors zuverlässig erkannt werden. Die Angabe des konkreten detektierbaren prozentualen Bilanzfehlers ist jedoch nur für konkrete Daten möglich (siehe hierzu die Beispiele Kapitel 3). Die wesentlichen Parameter der CUSUM-Methode und deren Bedeutung sollen kurz erläutert werden:

- *reference value k*

Der Referenzwert k steuert die Sensibilität der Methode. Er beschränkt das Anwachsen der kumulativen Summe. Die optimale Wahl von k ist die Hälfte des zu detektierenden Fehlers. Typischer Weise ist $k \leq 0,5 \sigma_{\text{Fehlervektor}}$.

- *control limit h*
Die Schranke, deren Überschreiten durch die berechnete CUSUM-Folge einen statistisch signifikanten Fehler signalisiert. Sie wird in Abhängigkeit von k und ARL_0 gewählt.
- *average run length ARL_0*
Die „durchschnittliche Laufzeit“ gibt an, nach welcher mittleren Länge eine CUSUM-Folge zum ersten Mal „zufällig“ einen Fehler signalisiert, obwohl die Prozessvariable stabil blieb. Diese Eigenschaft ist insbesondere bei der Online-Prozesskontrolle wesentlich, da hier möglichst rasch entschieden werden soll, ob ein Signal zu werten ist. Bei der Anwendung der CUSUM-Methode auf den Fehlervektor von Tagesbilanzen können noch weitere Indikatoren zur Akzeptanz eines Signals herangezogen werden, insbesondere das Verhalten der CUSUM-Folge nach dem Signal. Ein typischer Wert für ARL_0 ist 370.
- *$ARL_{\Delta\mu}$*
Dies ist die durchschnittliche Laufzeit bei Auftreten eines Fehlers der Größe $\Delta\mu$. Sie ergibt sich aus der Wahl von k und h . Die akzeptable $ARL_{\Delta\mu}$ hängt von der Länge des zu untersuchenden Fehlervektors ab. Längere Bilanzzeiträume und damit längere Fehlervektoren erlauben auch längere Laufzeiten zur Detektion eines Fehlers.

Die Anwendung der CUSUM-Methode ermöglicht die explizite Angabe eines Detektierbarkeitslimits für den Bilanzfehler. Der Beginn (und/oder das Ende) des Auftretens von Fehlern größer oder gleich dem Detektierbarkeitslimit lässt sich festlegen (sofern er/es innerhalb des Bilanzierungszeitraumes liegt). Dadurch können in existierenden Datensätzen die möglicher Weise vorhandenen Zeiträume ohne relevante systematische Fehler bestimmt werden. Diese sind für die anschließende Weiterverarbeitung der Daten deutlich wertvoller als fehlerbehaftete Zeiträume. Bei bekanntem Zeitpunkt des Auftretens eines Fehlers ist es überdies leichter möglich, seine Ursache durch Abgleich mit dem Betriebstagebuch oder im Gespräch mit den Mitarbeitern der Kläranlage zu bestimmen.

3 Beispiel

Als Beispiel für die hier angeführten Überlegungen zur allgemeinen Bilanzierbarkeit sowie zu den Methoden der Bilanzierung wurde die Kläranlage des AWV Schwechat ausgewählt. Die Anlage der Größenklasse IV behandelt einen wesentlichen Anteil Industrieabwasser (OMV, Borealis) in einer separaten aeroben Hochlaststufe vor. Die Verfahrensführung erlangt dadurch eine Komplexität, an der sich die Vorteile der mathematischen Analyse der Bilanzierbarkeit gut darstellen lassen. Gleichzeitig wird die Anlage sehr gut betrieben und überwacht, so dass für die Auswertung alle erforderlichen Daten zur Verfügung standen. Untersucht werden die Durchflussmessungen auf der Anlage. Dies unterstreicht einerseits die herausgehobene Bedeutung dieses Bilanzierungsparameters und erleichtert andererseits die beispielhafte Darstellung, da auf die Betrachtung von Speicheränderungen verzichtet werden kann. Der betrachtete Bilanzierungszeitraum erstreckt sich vom 1.3.2008 bis 27.7.2008 und umfasst 149 Tage.

3.1 Bilanzierbarkeit

Abbildung 6 zeigt die Verfahrensführung (Durchflussschema) auf der KA Schwechat während des gewählten Bilanzierungszeitraumes.

Die Kläranlage hat 3 Kommunale Zuläufe (K1-K3), nimmt das Schmutz- und Oberflächenwassers des Flughafens Wien auf und behandelt außerdem einen großen Anteil Industrieabwasser. Zwei verschiedene Co-Substrate verbessern die Faulgasproduktion in der anaeroben Schlammbehandlung. Die Kläranlage verfügt über eine Ablaufmengenmessung, die offensichtlich eine Überprüfung der erfassten Einzelzulaufmengen erlaubt. Auch die Durchflüsse auf Seiten der Schlammbehandlung werden weitgehend erfasst. Die Trübwasser der einzelnen Eindick- und Entwässerungsstufen wurden im Bilanzierungszeitraum (noch) nicht erfasst, es erfolgte lediglich eine Durchflussmessung der gesamten Trübwassermenge. Dadurch ist keine der Eindick- und Entwässerungsstufen separat bilanzierbar. Auch im Ablauf der Vorklärung sowie des Zwischenklärbeckens existiert keine Mengenmessung.

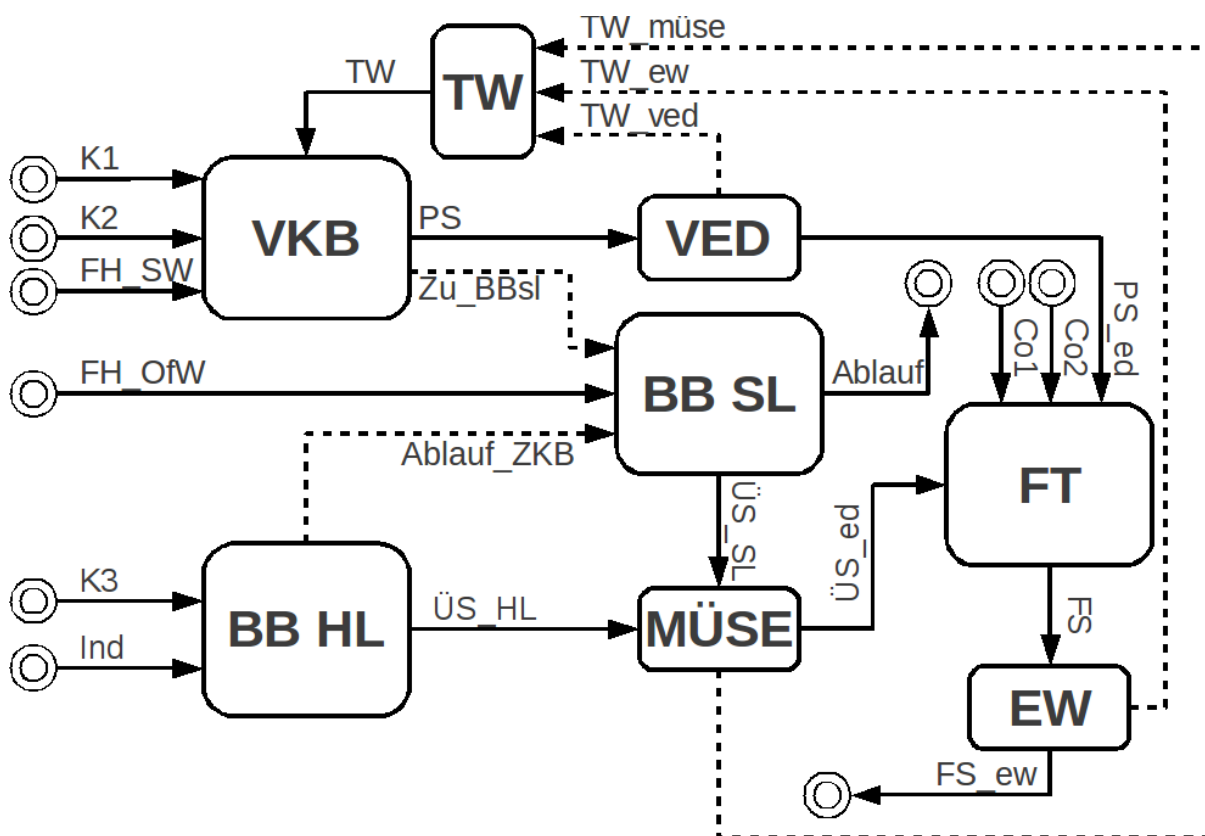


Abbildung 6: Durchflussschema der KA Schwechat mit Unterscheidung nach gemessenen (voll) und ungemessenen (gestrichelt) Durchflüssen.

Zwei bilanzierbare (Teil-)Systeme sind aus dem Verfahrensschema leicht erkennbar, die Gesamtanlage sowie die Schlammfäulung. Die Bilanzierung der internen Stoffströme (PS, TW, ÜS_SL und ÜS_HL) ist ebenfalls möglich, erschließt sich dagegen nicht unmittelbar. Folgende Überlegungen wären für eine händische Analyse der Bilanzierbarkeit anzustellen:

- (1) Zuläufe + Co-Substrate = Ablauf + FS_ew
- (2) Zuläufe + TW = Ablauf + ÜS_HL + ÜS_SL + PS

daraus folgt:

- (3) TW + FS_ew = ÜS_HL + ÜS_SL + PS + Co-Substrate

Die Summe von Trübwasser und Feststoffen (FS_ew) entspricht also der Summe von Primär- und Überschussschlamm sowie Co-Substraten. Auch dieser Zusammenhang ist sofort nachvollziehbar. Bei der händischen Analyse „Trübwasser ist rund Überschussschlamm plus Primärschlamm“ könnten die Co-Substrate jedoch leicht übersehen werden. Sind diese mengenmäßig relevant, wäre der Versuch der Bilanzierung zum Scheitern verurteilt. Durch Einbeziehen der Bilanz über den Faulturm ließe sich auch noch folgende Bilanzierung der internen Durchflüsse bilden:

- (4) TW + ÜS_ed + PS_ed + FS_ew = FS + ÜS_SL + ÜS_HL + PS

Die angegebenen Gleichungen (1) bis (4) ergeben sich durch Anwendung der (programmierbaren) Matrixalgebra sofort und ohne Umwege aus der Beschreibung der Verfahrensführung. Abbildung 7 wurde „auf Knopfdruck“ aus Abbildung 6 berechnet.

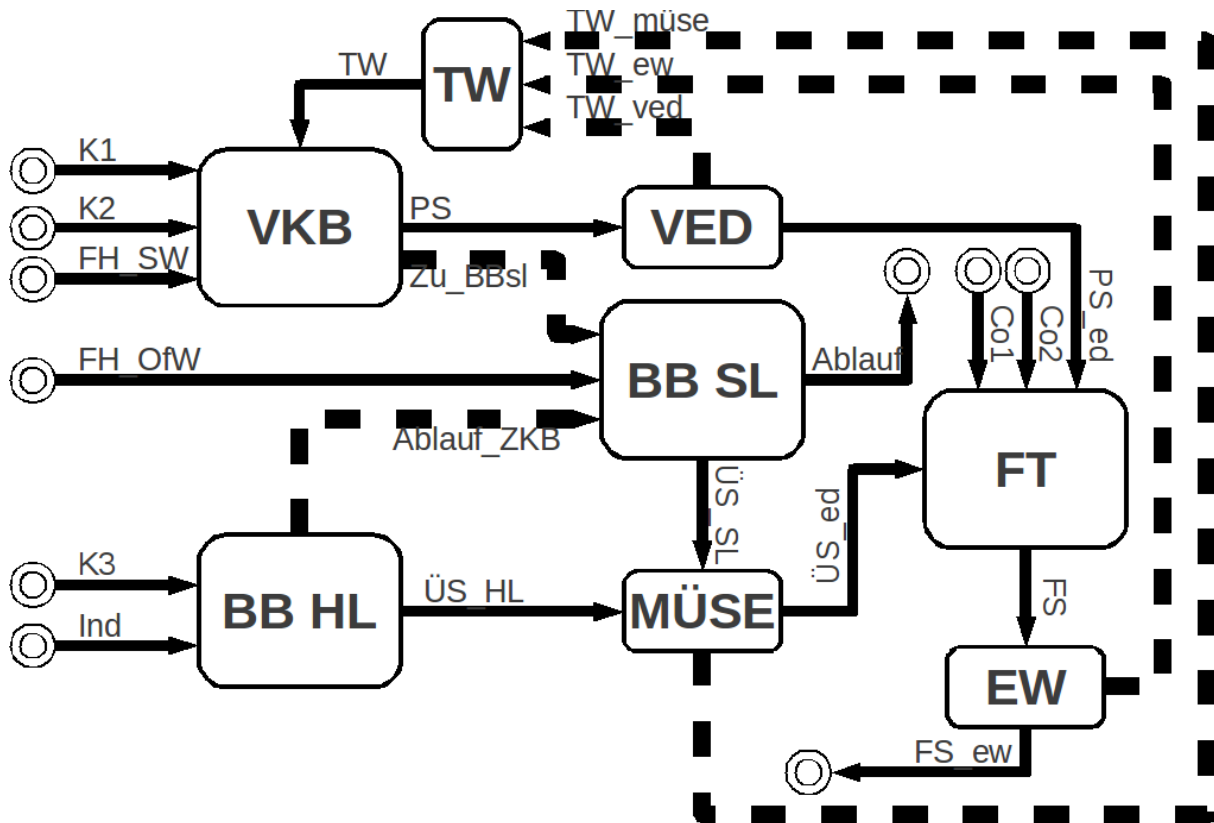


Abbildung 7: Berechnete Analyse der Bilanzierbarkeit der KA Schwechat. Alle gemessenen Durchflüsse sind auch bilanzierbar (breite volle Linien). Alle ungemessenen Durchflüsse sind berechenbar und dies aus bilanzierbaren Größen (überbreit).

Insgesamt ergeben sich für das abgebildete System 3 linear unabhängige Bilanzierungsgleichungen aus denen zusätzlich 5 „sinnvolle Rekombinationen“ berechnet werden können (Voraussetzung für mehrfache Bilanzierbarkeit).

Beispielhaft sei hier noch angeführt, wie sich im vorliegenden Fall eine fehlende Messung der Primärschlammmenge auswirken würde. Auch diese Auswertung erfolgte automatisiert, der Aufwand betrug nur wenige Sekunden (Abbildung 8). Die Trübwasser- sowie Überschussschlamm-mengen sind in dieser Konfiguration nicht mehr bilanzierbar, obwohl sie gemessen werden. Die ungemessenen Durchflüsse können zwar noch immer berechnet werden, jedoch – bis auf das Trübwasser aus der Faulschlamm-twässerung – nicht mehr ausschließlich aus bilanzierbaren Größen.

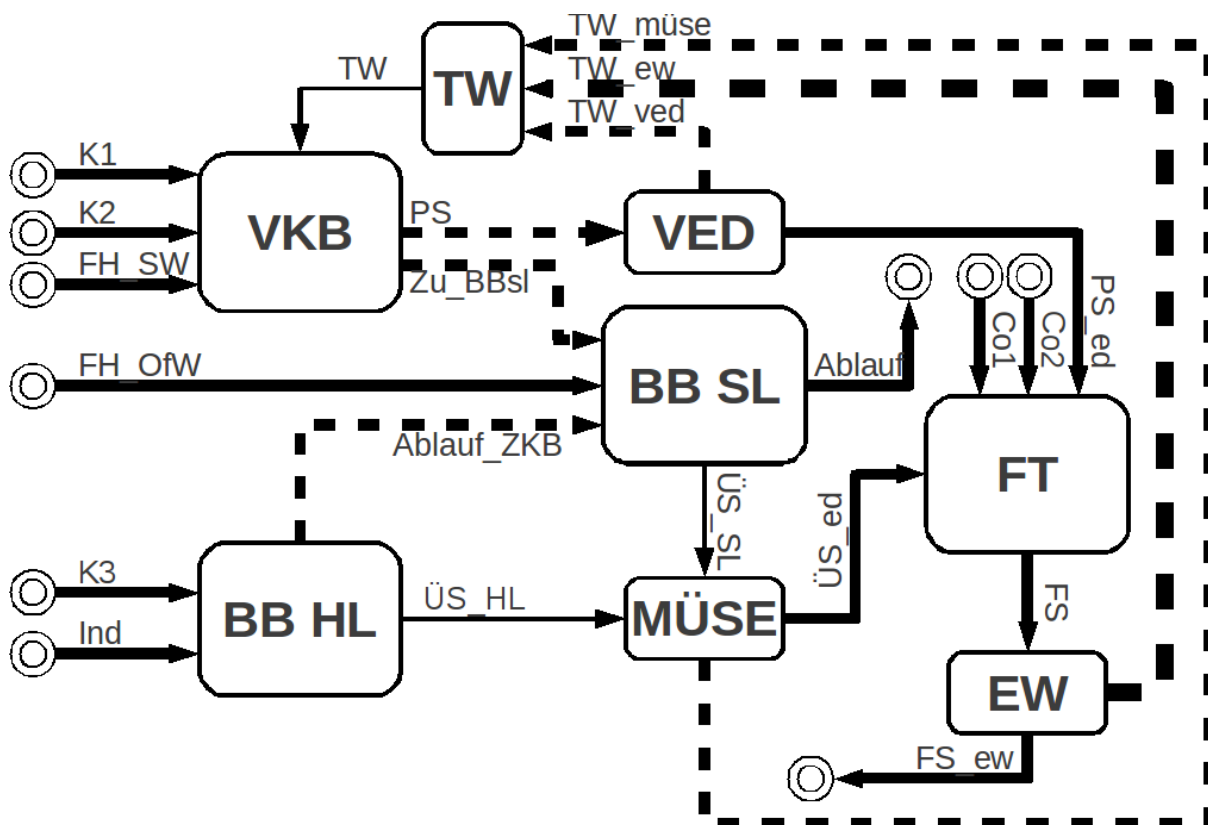


Abbildung 8: Bilanzierbarkeit und Berechenbarkeit der Durchflüsse bei Fehlen der Primärschlamm-mengenmessung.

3.2 Mittelwertbilanz

Aus den insgesamt 8 möglichen Bilanzgleichungen des betrachteten Gesamtsystems wurden zwei ausgewählt. Dies sind die Durchflussbilanz über das Gesamtsystem sowie die Durchflussbilanz über die anaerobe Schlammbehandlung. Die Mittelwerte der Durchflüsse im Bilanzierungszeitraum sind in Tabelle 2 angegeben.

Aus den Gesamtzu- und Abläufen der beiden Systeme ergibt sich das Ergebnis der Bilanzierung (Tabelle 3). Die Durchflussbilanz über die Gesamtanlage weist nur einen geringen Fehler von -2,0 % auf, der keiner weiteren Diskussion bedarf. Die Bilanz über die Schlammfäulung weist einen Fehler von -6,7 % auf. Auch dieser Fehler ist verhältnismäßig gering. Thomann (2002) konnte am Beispiel der ARA Morgental gerade $\pm 10-17\%$ systematischer Messabweichungen in den Durchflüssen des Zulaufes sowie der Schlämme identifizieren. Es ist jedoch zu beachten, dass dieser Fehler, der allein in der

Durchflussbilanz auftritt, sich auch in allen anschließend berechneten Stofffrachten fortpflanzt. Mithin sind in diesen Stofffrachten durch weitere Fehlerquellen entsprechend höhere Gesamtfehler zu erwarten.

Tabelle 2: Mittelwerte der Durchflüsse in den beiden bilanzierten Systemen.

A) Mittelwerte der Durchflussbilanz Gesamtanlage					
Zuläufe	Kommunal 1-3 & Flughafen SW	16.699 m ³ /d	Abläufe	Ablauf NKB	26.396 m ³ /d
	Flughafen OfW	289 m ³ /d		FS entwässert	20 t/d
	Industrie	8.894 m ³ /d			
	Co-Substrate	11 m ³ /d			
	gesamt:	25.892 m³/d		gesamt:	26.417 m³/d
B) Mittelwerte der Durchflussbilanz Schlammfäulung					
Zuläufe	ÜS eingedickt	72,1 m ³ /d	Abläufe	Faulschlamm	147,8 m ³ /d
	PS eingedickt	55,8 m ³ /d			
	Co-Substrate	10,6 m ³ /d			
	gesamt:	138,5 m³/d		gesamt:	147,8 m³/d

Aus den Gesamtzu- und Abläufen der beiden Systeme ergibt sich das Ergebnis der Bilanzierung (Tabelle 3). Die Durchflussbilanz über die Gesamtanlage weist nur einen geringen Fehler von -2,0 % auf, der keiner weiteren Diskussion bedarf. Die Bilanz über die Schlammfäulung weist einen Fehler von -6,7 % auf. Auch dieser Fehler ist verhältnismäßig gering. Thomann (2002) konnte am Beispiel der ARA Morgental gerade $\pm 10-17$ % systematischer Messabweichungen in den Durchflüssen des Zulaufes sowie der Schlämme identifizieren. Es ist jedoch zu beachten, dass dieser Fehler, der allein in der Durchflussbilanz auftritt, sich auch in allen anschließend berechneten Stofffrachten fortpflanzt. Mithin sind in diesen Stofffrachten durch weitere Fehlerquellen entsprechend höhere Gesamtfehler zu erwarten.

Es wäre daher wünschenswert, den Fehler von -6,7 % in der Durchflussbilanz der Schlammfäulung genauer zu analysieren. Dies erfordert die im Anschluss dargestellte Methode der Bilanzierung von Tageseinzelwerten.

Tabelle 3: Fehler der Durchflussbilanzen in den beiden Systemen.

	A) Gesamtanlage	B) Schlammfäulung
Zulauf gesamt	25.892 m ³ /d	138,5 m ³ /d
Ablauf gesamt	26.417 m ³ /d	147,8 m ³ /d
Bilanzfehler (Zulauf - Ablauf)	-525 m ³ /d	-9,3 m ³ /d
relativer Bilanzfehler	-2,0 %	-6,7 %

3.3 Einzelwertbilanzierung und Anwendung der CUSUM-Methode

Für die Durchflussbilanzen A) und B) wurden die Bilanzfehler auf Tagesbasis berechnet. Die beiden resultierenden Fehlervektoren sind in Abbildung 9 dargestellt. Die Betrachtung des gleitenden 7-Tage-Mittelwertes der Durchflussbilanz über die Gesamtanlage zeigt bereits deutlich zwei zu unterscheidende Zeiträume. In den ersten 100 Tagen ist ein nahezu konstanter Bilanzfehler zu erkennen. In Beispiel B) weist der Fehlervektor der Durchflussbilanz über die Schlammfäulung eine deutlich höhere (relative) Variabilität auf. Der Betrag des Bilanzfehlers ist am Ende des Bilanzierungszeitraumes größer als zu Beginn.

Diese Zusammenhänge werden wesentlich deutlicher bei Anwendung der CUSUM-Kontrollkarten. Ohne auf die weiteren Details einzugehen (für eine stichpunktartige Auflistung siehe Tabelle 4), werden die Ergebnisse (Abbildung 10) diskutiert. In beiden Beispielen wird die Kontrollschranke h der CUSUM-Folge nach unten durchbrochen. Dies ist auf die negativen Bilanzfehler zurückzuführen. In Beispiel A) strebt die Folge in den ersten 100 Tagen stetig nach unten. Dies ist Ausdruck eines konstanten systematischen Fehlers in der Bilanz. Er beträgt in diesem Zeitraum im Mittel -3.0 %, also mehr als im Mittel über den Gesamtzeitraum, ist jedoch noch immer nicht relevant. Dass dieser geringe Fehler überhaupt so gut detektierbar ist, ist auf die geringe relative Variabilität des Fehlervektors der Durchflussbilanz über die Gesamtanlage zurückzuführen (Tabelle 4).

Bei der Durchflussbilanz über die Schlammfäulung bleibt die CUSUM-Folge in den ersten etwa 90 Tagen innerhalb der Kontrollschranken, bevor sie sich stetig in den negativen Bereich entwickelt. Hier wird durch die gewählte Darstellung

sofort deutlich, dass ein relevanter Bilanzfehler erst im zweiten Teil des Bilanzierungszeitraumes auftritt. Er beträgt in den ersten 90 Tagen +4,3 %, danach -25,0 %. Der Fehler über den gesamten Bilanzierungszeitraum (-6,7 %) erweist sich damit als unzureichende Information.

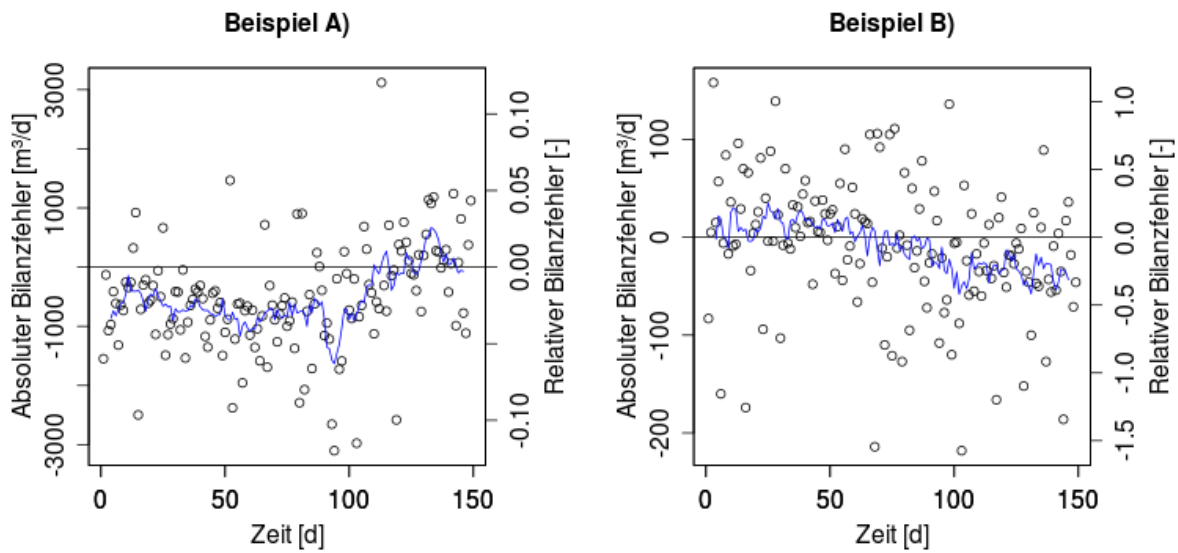


Abbildung 9: Fehlervektoren der Durchflussbilanzen sowie gleitender 7-Tage-Mittelwert. Zu beachten sind die unterschiedlichen Skalen der relativen Bilanzfehler.

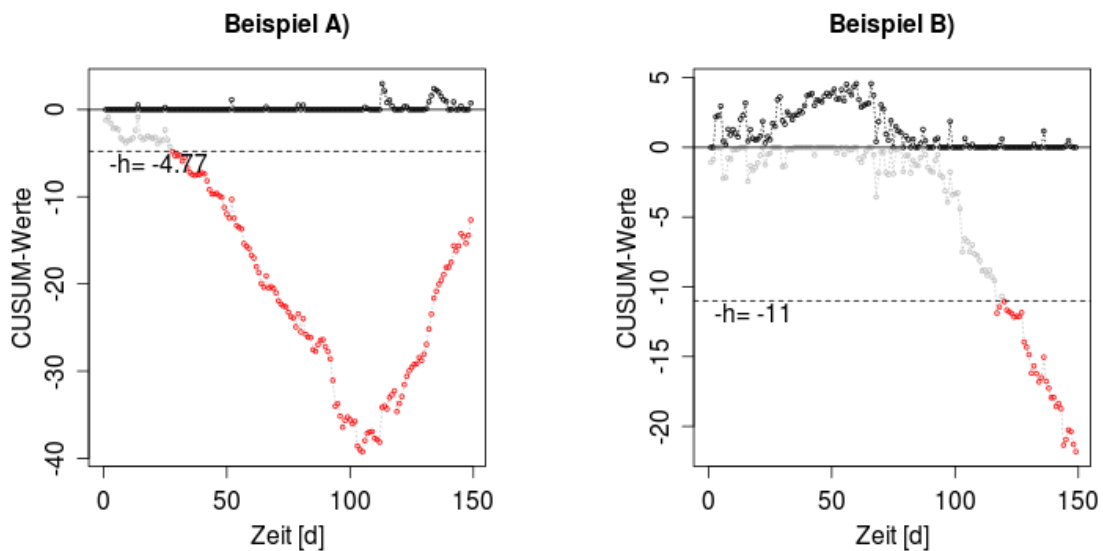


Abbildung 10: CUSUM-Kontrollkarten der Fehlervektoren der beiden Durchflussbilanzen

Tabelle 4: Fehler der Durchflussbilanzen in den beiden Systemen.

	Beispiel A)	Beispiel B)
Standardabweichung des Bilanzfehlervektors e	896 m ³ /d	67,4 m ³ /d
relative Standardabweichung s_e	3,5 %	49 %
Wahl des zu detektierenden Fehlers ($\Delta\mu$)	$\Delta\mu = 1.0 s_e$	$\Delta\mu = 0.3 s_e$
Referenzwert k	$k = \Delta\mu/2 = 0.5 s_e$	$k = \Delta\mu/2 = 0.15 s_e$
Kontrollschranke h für $ARL_0=370$	$h = \pm 4,77$	$h = \pm 11,0$
Überprüfung $ARL_{\Delta\mu}$	9,2 d	51 d
relativer detektierbarer Fehler $\Delta\mu_{rel}$	$\pm 3,5 \%$	$\pm 14,6 \%$

Der Fehler in der Mengenzbilanz über die Schlammfäulung auf der Kläranlage Schwechat war auf einen defekten MID zurückzuführen. Da die korrekte Funktion des Bauteils aufgrund seines Alters von Seiten des Betriebspersonals bereits im Bilanzierungszeitraum angezweifelt wurde (was dem Autor nicht bekannt war), wurde parallel eine Ersatzmessstelle betrieben. Der mittlere relative Bilanzfehler über den Bilanzierungszeitraum betrug mit den Werten der Ersatzmessstelle nur noch vernachlässigbare 1.3 %. Abbildung 11 zeigt den Fehlervektor der korrigierten Bilanz sowie die zugehörige CUSUM-Kontrollkarte.

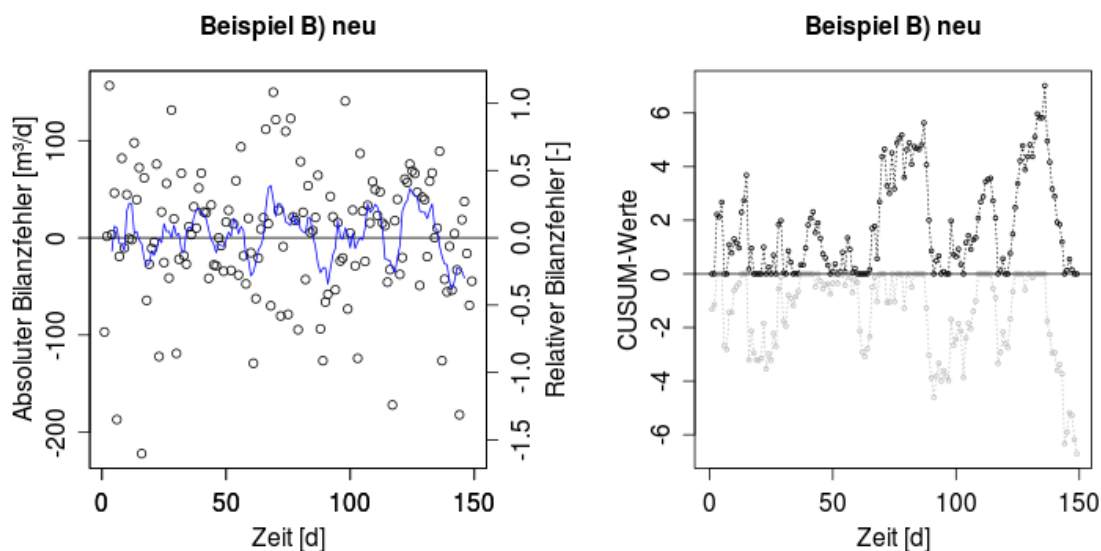


Abbildung 11: Fehlervektor und CUSUM-Kontrollkarte für Beispiel B) mit Ersatzmessstelle.

4 Literatur

- Knoth, S. (2009). spc: Statistical Process Control. *R package version 0.3*. <http://CRAN.R-project.org/package=spc>
- Montgomery, D. (2009) Introduction to statistical quality control, ISBN 9780470169926.
- Nowak, O. (1995) Nährstoff- und Schwermetallfrachten im Klärschlamm. *Wiener Mitteilungen* 125, J1-J54.
- Nowak, O. (2000) Bilanzierung in der Abwasserreinigung, Habilitationsschrift, TU Wien
- Page, E. S. (1954) Continuous Inspection Schemes. *Biometrika*, **41**(1-2), 100-115.
- Port, E. (1994) Anforderungen an die Eigenüberwachung bei kommunalen Kläranlagen, WAR, TH Darmstadt. ISBN 3-923419-68-6, 75:353-361
- Rieger, L., Takács, I., Villez, K., Siegrist, H., Lessard, P., Vanrolleghem, P. A., und Comeau, Y. (2010) Data Reconciliation for Wastewater Treatment Plant Simulation Studies—Planning for High-Quality Data and Typical Sources of Errors. *Water Environment Research*, **82**(5), 426-433.
- Schweighofer, P. (1994) Möglichkeiten der Plausibilitätsprüfung von Meßdaten. *Wiener Mitteilungen* 116, G1-G42.
- Spindler, A., Svardal, K. (2009) Bericht über die Bilanzierung der Kläranlage Schwechat für den Zeitraum 1.3.-31.7.2008
- Svardal, K., Nowak, O., Schweighofer, P. (1998) Datendokumentation und Auswertung – Plausibilitätsanalyse von Meßwerten. *Wiener Mitteilungen* 147, 439-475.
- van der Heijden, R. T., Heijnen, J. J., Hellinga, C., Romein, B., und Luyben, K. C. (1994) Linear constraint relations in biochemical reaction systems: I. Classification of the calculability and the balanceability of conversion rates. *Biotechnology and Bioengineering*, **43**, 3-10.
- Thomann Haller, M. P. (2002) Datenkontrolle von Abwasserreinigungsanlagen mit Massenbilanzen, Experimenten und statistischen Methoden. Dissertation, EAWAG.

Korrespondenz an:

André SPINDLER

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien
A-1040 Wien
Karlsplatz 13

Tel.: (01) 58801 22620

E-Mail: a.spi@iwag.tuwien.ac.at

Datenanalyse als Grundlage der Betrieboptimierung

Karl Svardal

Technische Universität Wien

Abstract: Auf Kläranlagen dient die Verarbeitung von Daten zum einen dem Nachweis, dass die gesetzlichen Vorgaben eingehalten werden und zum anderen dazu, eine ordnungsgemäße Betriebsführung zu belegen. Letzteres bezieht sich auf die Gewährleistung einer gesicherten Abwasserreinigung, wobei auch wirtschaftliche Aspekte berücksichtigt werden müssen. Im Sinne der Betriebsoptimierung gilt es das bestmögliche Resultat aus der Verschneidung der verschiedenen Anforderungen des Gesamtsystems Kläranlage und der standortspezifischen Gegebenheiten zu schaffen. Die Datenanalyse bildet die Grundlage für die Betriebsoptimierung. Sie bedeutet im Grunde nichts anderes als Mess- und Betriebswerte in eine interpretierbare Form zu bringen, was z. B. durch Berechnung von Kennzahlen, Erstellung von Trendlinien oder Bilanzen erfolgen kann. Das Optimierungspotential zeigt sich in einer maßgeblichen Abweichung von Standardwerten oder Benchmarks, wobei standortspezifische Besonderheiten bei der Interpretation nicht außer Acht gelassen werden dürfen. Ziel dieses Beitrags ist nicht die Darlegung bestimmter Instrumente der Datenanalyse, sondern vielmehr das Aufzeigen ausgewählter Mess- und Betriebswerte, im Hinblick auf ihr Optimierungspotential.

Key Words: Abwasserreinigung, Bilanzierung, Optimierung von Kläranlagen

1 Einleitung

Die Ermittlung, Verarbeitung und Archivierung von Daten hat im Wesentlichen zwei Aufgaben zu erfüllen:

- Nachweis der geforderten Emissionswerte und Wirkungsgrade
- Nachweis einer ordnungsgemäßen Betriebsführung

Vor allem der zweite Punkt hat eine große Bedeutung, da nur dadurch zu gewährleisten ist, dass die wasserrechtlich geforderten Auflagen mit der entsprechenden Sicherheit eingehalten werden können. Es sind dafür auch wesentlich mehr Messwerte erforderlich, als für den reinen Nachweis der Bescheideinhaltung.

Die Definition einer ordnungsgemäßen Betriebsführung ist schwierig. Sie beinhaltet nicht nur die Gewährleistung einer gesicherten Abwasserreinigung, sondern auch andere Gesichtspunkte, vor allem im Hinblick auf Wirtschaftlichkeit. Es gilt das bestmögliche Resultat im Sinne eines Kompromisses zwischen den verschiedenen Anforderungen und Randbedingungen zu suchen und zu erreichen. Genau dies bedeutet der Begriff „Optimierung“.

Da sich vor allem die Randbedingungen, seien es Fracht oder Abwasserzusammensetzung, aber auch Kosten für Betriebsmittel, immer wieder ändern, kann eine Anlagenoptimierung nicht als einmaliger statischer Vorgang angesehen werden. Es handelt sich dabei vielmehr um einen dynamischen Prozess, der nie abgeschlossen ist. Eine Kläranlage ist ein komplexes System, in dem chemische, physikalische und biologische Prozesse parallel und interaktiv in mehreren Verfahrensstufen ablaufen. Jede Veränderung in einem Teilsystem hat Auswirkungen auf andere Verfahrensstufen. Ziel ist immer die Optimierung des Gesamtsystems.

2 Erkennen von Optimierungspotential

Die komplexen Vorgänge im „Ökosystem Kläranlage“ lassen sich nur vereinfacht durch Modelle beschreiben. Somit sind für die Interpretation von Beobachtungen und die Beurteilung von Messwerten aus dem Prozess der Abwasserreinigung viel Erfahrung und das Verstehen der daran beteiligten biologischen, chemischen und physikalischen Vorgänge erforderlich.

Abgesehen von offensichtlichen Schwachstellen ist ein Optimierungspotential oft nicht einfach zu erkennen. Die Basis für die Identifizierung solcher Potentiale stellen immer die Betriebsprotokolle dar, wobei eine gesamtheitliche Betrachtung ohne entsprechende Auswertung und Darstellung kaum möglich ist.

Wesentliche Methoden der Datenauswertung wurden im Rahmen dieses Seminars bereits erörtert, sodass auf eine Darlegung der Grundlagen in diesem Beitrag verzichtet wird.

Der erste Schritt jeder Datenverarbeitung sollte eine Datenprüfung sein, die oft als Plausibilitätsprüfung bezeichnet wird. Darüber wurde im Zuge dieser Veranstaltung bereits berichtet (Nikolavcic, 2011). Das primäre Ziel der Plausibilitätsprüfung ist die Identifikation von Messfehlern oder systematischen Fehlern. In vielen Fällen werden dafür Verhältnis- oder Kennzahlen berechnet, die fehlerhafte Daten erkennen lassen. Oftmals lassen sich aber aus diesen Kennzahlen auch aktuelle betriebliche Besonderheiten erkennen und Optimierungsmöglichkeiten ableiten.

Eine einfache, aber durchaus wertvolle Hilfe stellen Trendlinien verschiedener Messwerte und Verhältniszahlen über längere Zeiträume (Wochen/ Monate) dar (Zeitreihenanalyse). Daraus lassen sich sowohl kurzfristige Veränderungen als auch längerfristige Trends, die als Grundlage für die Interpretationen der Anlagenbetreiber dienen, gut erkennen.

Der Kläranlagenzustandsbericht (ÖWAV, 1999) und die Leistungskennzahlen stellen weitere Methoden der Datenanalyse dar, die zur Anlagenoptimierung herangezogen werden können. Dabei werden Kennzahlen aus Jahresmittelwerten berechnet, die dann mit Standardwerten (Erfahrungswerten) verglichen werden können, um ein Verbesserungspotential zu erkennen. Der große Vorteil des Kläranlagenzustandsberichts ist der einfach gehaltene Aufbau und die klar vorgegebene Vorgangsweise für die Berechnung. Dies ermöglicht eine einfache Datenanalyse, die auch auf kleineren Anlagen angewendet werden kann. Beim „händischen“ Ausfüllen und Berechnen werden Unzulänglichkeiten von Betriebsdaten leicht erkannt. Mit den heute zur Verfügung stehenden Datenverarbeitungsprogrammen lässt sich der Kläranlagenzustandsbericht zwar automatisieren, die Interpretation bleibt jedoch eine der wesentlichen Aufgaben der Kläranlagenbetreiber. In der Regel ist der Kläranlagenzustandsbericht für größere Anlagen wenig geeignet, um daraus Interpretationen für komplexere

Fragestellungen zuzulassen und Optimierungspotentiale abzuleiten. Hierfür ist fachlich gut ausgebildetes Personal unabdingbar.

Speziell für die Energieoptimierung von Kläranlagen ist der vom Lebensministerium veröffentlichte „Leitfaden für die Erstellung eines Energiekonzeptes kommunaler Kläranlagen“ (Lebensministerium, 2008) eine wertvolle Vorlage zur Auswertung und Analyse von Energieverbräuchen. Darüber wurde von Lindtner (2011) eingehend berichtet.

Ein ausgezeichnetes Werkzeug zur Optimierung von Kläranlagen stellt das vor etwa 10 Jahren entwickelte österreichische Abwasser-Benchmarking dar (Kroiß und Bogensberger, 2002). Unter Benchmarking versteht man eine systematische Suche nach den objektiv besten gängigen Praktiken, um diese Spitzenleistungen auf die eigene Organisation zu übertragen und dadurch eine Steigerung der Effizienz der jeweiligen Leistungserstellung zu erreichen.

Die auf den ersten Blick ausschließlich wirtschaftliche Betrachtungsweise führt bei Kläranlagenbetreibern zu einer gewissen Scheu, weil sie befürchten, sich für Umstände verantwortlich machen zu müssen, die außerhalb ihres Einflussbereiches liegen, wie z.B. örtliche Gegebenheiten oder Abwasserzusammensetzung. Die monetäre Bewertung stellt aber nur einen Weg dar, unterschiedliche Dinge, wie z.B. Fällmittelbedarf, Stromverbrauch, Arbeitsaufwand auf eine gemeinsame vergleichbare Basis zu stellen. Durch die Aufteilung der gesamten Abwasserreinigung in (Teil-)Prozesse ist es möglich, Anlagen unterschiedlicher Verfahrensweisen miteinander zu vergleichen. Die Abwasserreinigung wurde in die vier Prozesse *mechanische Reinigung*, *biologische Reinigung*, *Schlammeindickung und Stabilisierung* und *weitergehende Schlammbehandlung und -entsorgung* unterteilt und sowohl in Hinblick auf deren Errichtung als auch im Betrieb untersucht (Lindtner et al., 2002). Die Betrachtung auf Prozessebene erlaubt es, in einem bereits deutlich eingegrenzten Bereich Optimierungspotentiale zu erkennen. Bei einem signifikanten Abweichen von der Benchmark sind die Ursachen dafür zu finden. Darauf aufbauend ist für eine konkrete Optimierung des entsprechenden Teilprozesses zumeist eine eingehendere Datenanalyse, u. a. mit höherer zeitlicher Auflösung, notwendig.

3 Vorgehensweise

Im Folgenden soll die Aussage von Mess- bzw. Betriebswerten in Hinblick auf mögliches Optimierungspotential erörtert werden, wobei hier nur ein grober Überblick gegeben werden kann. Eine Optimierung ist immer über die gesamte Anlage und als Kompromiss zu sehen, die Eingriffsmöglichkeiten sind aber nur bei detaillierter Betrachtung aller an der Abwasserreinigung beteiligten Prozesse zu erkennen.

3.1 Zulauf, Abwasserzusammensetzung

Eine zuverlässige Erfassung des Zuflusses und der Abwasserzusammensetzung ist aus mehreren Gründen von besonderer Bedeutung. Zum einen ist sie notwendig, um die Belastungsverhältnisse der Kläranlage berechnen zu können, zum anderen werden viele Kennwerte und Beurteilungsgrundlagen auf die Zulauffracht bezogen. Es ist daher auf die Qualität der Durchflussmessung, der Probenahme und natürlich der Analytik besonderes Augenmerk zu richten.

Grundsätzlich hat die Abwasserreinigung auf den Zufluss keinen Einfluss, da aber in vielen Fällen der Betreiber der Kläranlage auch für den Kanal verantwortlich ist, ergibt sich eine gewisse Einflussmöglichkeit. Dies betrifft im Wesentlichen Fremdwasser und Indirekteinleiter. Die Erkennung von erhöhten Fremdwasserzuflüssen ist aufgrund der verdünnenden Wirkung und der verringerten Absenkung des Durchflusses während der Nachtstunden leicht zu erkennen.

In Bezug auf Indirekteinleiter geht es vor allen Dingen darum, dass die angegebenen Frachten eingehalten werden und keine stoßartigen Ableitungen erfolgen. Zur Erkennung von Stoßbelastungen ist natürlich eine Auswertung von kontinuierlich erfassten Messwerten wie Temperatur, Leitfähigkeit oder der Verdichterleistung notwendig. In weiterer Folge wird es notwendig sein, in den einzelnen Kanalsträngen vorübergehend zusätzliche Messungen durchzuführen um den Verursacher zu lokalisieren.

3.2 Vorklärung

Die Vorklärung als mechanische Reinigungsstufe hat die Aufgabe, absetzbare Stoffe zu entfernen. Die Überprüfung der Funktion erfolgt anhand des Wirkungsgrades der Entfernung von CSB bzw. BSB₅ und dem Gehalt an absetzbaren Stoffen im Ablauf der Vorklärung. Der Wert dafür ist von der Abwassercharakteristik und der Verweilzeit abhängig. Einflussnahme durch den Betreiber ist durch die Strategie des Primärschlammabzugs gegeben. Hier gilt es wieder einen Kompromiss zwischen den Erfordernissen der Vorklärung und der Schlammbehandlung zu finden. Für die Funktion der Vorklärung ist eine möglichst schnelle und vollständige Entfernung des sedimentierten Schlammes wichtig, für den Voreindicker ist eine möglichst geringe hydraulische Belastung wünschenswert. Zu lange Verweilzeiten des Primärschlammes in der Vorklärung machen sich zumeist optisch bemerkbar (Gasblasen, Schwimmschlamm), bevor der Wirkungsgrad beeinträchtigt wird.

3.3 Biologische Abwasserreinigungsstufe

Im Bereich der biologischen Stufe findet sich oftmals das höchste Potential an Verbesserungsmöglichkeiten. Das hängt mit der Komplexität des gesamten Abbauprozesses zusammen und damit, dass bei diesem Reinigungsschritt wesentliche Kosten durch Energie- und Betriebsmittelverbrauch entstehen.

Der erste Schritt jeder Optimierung der Belebung ist die Berechnung spezifischer Kennwerte, wie z. B. Energiebedarf bezogen auf die CSB-Fracht oder Fällmittelbedarf bezogen auf die P-Fracht über einen längeren Betrachtungszeitraum. Diese Werte sollten durch Bilanzen abgesichert werden, um nicht durch messtechnische Unzulänglichkeiten falsche Schlüsse zu ziehen. Basierend auf einem umfangreichen Datensatz, unter anderem aus dem Benchmarking, können heute theoretisch mögliche Kennwerte durch in der Praxis erreichbare Werte abgesichert werden.

Wird eine Abweichung eines spezifischen Wertes vom Idealwert festgestellt, so sollte sich jeder Betreiber überlegen, woraus dies resultiert. Natürlich gibt es anlagen- oder standortspezifische Besonderheiten, die Abweichungen vom Idealwert bedingen, so wird z. B. eine Anlage mit höherem N/CSB-Verhältnis immer mehr Energie für die Belüftung benötigen als eine mit niedrigem N/CSB. Dasselbe gilt für Belebungsanlagen mit gleichzeitiger aerober

Schlammstabilisierung im Vergleich zu Anlagen mit Schlammfäulung, s. Kap. 3.4.

Ist aus den standortspezifischen Gegebenheiten keine oder nur eine ungenügende Begründung für eine Abweichung abzuleiten, dann muss der zugrundeliegende Prozess näher untersucht und wenn möglich in Teilprozesse aufgegliedert werden.

Wird etwa ein erhöhter Energiebedarf festgestellt, so können dafür verschiedene Ursachen verantwortlich sein, so z.B.:

- Zustand der Verdichter
- Zustand der Belüfter (erhöhter Druckverlust durch Beläge, Risse)
- Nicht optimale Sauerstoffzufuhrregelung
- Zu intensive Durchmischung
- Zu hohes Schlammalter bei Anlagen mit Fäulung

Die tatsächliche Ursache zu finden und sie danach auch zu beheben, ist oftmals nicht trivial. Stellt sich heraus, dass Änderungen bei der Regelungsstrategie notwendig sind, müssen die davon beeinflussten Werte, vor allem die Ablaufwerte, aber auch die Schlammraten, verstärkt und vorausschauend (Trend) beobachtet werden. Eine Änderung der Reglereinstellung hat auf manche Messwerte eine sehr schnelle Auswirkung, bei manchen Parametern dauert es Tage bis sich ein Gleichgewicht eingestellt hat.

Eine gute Sauerstoffzufuhrregelung gewährleistet sowohl niedrige Ammonium- als auch niedrige Nitratlaufwerte. Man sollte sich immer dessen bewusst sein, dass 1 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ weniger im Ablauf mit einer Verringerung des Sauerstoffverbrauchs um 2,86 kg gleichzusetzen ist.

Bei größeren und komplexeren Anlagen bietet sich die dynamische Simulation an, allerdings sind die dafür notwendigen Programme relativ teuer und aufwendig und deren Anwendung für Betreiber oft zu schwierig.

Das Schlammalter ist eine wesentliche Größe, die einen entscheidenden Einfluss auf die Reinigungsleistung, vor allem auf eine gesicherte Einhaltung der Emissionswerte für Stickstoffverbindungen hat. Für die Bemessung einer Belebungsanlage wird ein Schlammalter bei der Bemessungsfracht und ungünstiger Temperatur gewählt und danach die Größe von Belebungsbecken und Nachklärbecken berechnet. Da die reale Belastung und auch die Temperatur gewissen Schwankungen unterliegen, ist die Schlammproduktion einer Anlage nicht konstant, sondern liegt mehr oder weniger unter dem Bemessungswert. Es gibt nun zwei unterschiedliche Strategien, nach denen der Abzug von Überschussschlamm erfolgen kann.

- ÜS-Abzug unter Vorgabe des Schlammvolumens im Belebungsbecken
- ÜS-Abzug unter Vorgabe des Schlammalters

Beim Überschussschlammabzug nach dem Schlammvolumen wird sich bei der tatsächlichen Belastung ein höheres Schlammalter einstellen, als es der Bemessung zugrunde gelegt wurde. Erfolgt der ÜS-Abzug unter Vorgabe des Schlammalters, so wird sich ein geringerer Schlamm-trockensubstanzgehalt einstellen. Es werden also die Bemessungsreserven unterschiedlich genutzt.

Welche Strategie die günstigere ist, hängt von verschiedenen Faktoren ab. Grundsätzlich gilt, dass die Ablaufqualität und vor allem die Stabilität einer Anlage, mit steigendem Schlammalter zunehmen. Ab einem Schlammalter von ca. 20 Tagen ist allerdings kein messbarer Unterschied mehr im Ablauf festzustellen. Wesentlich ist jedoch die Abhängigkeit der Schlammstabilisierung vom Schlammalter (Svardal, 2002b). Hier ist auch bei höherem Schlammalter ein Unterschied im Stabilisierungsgrad merkbar. Somit ist die Anforderung an den Stabilisierungsgrad das wesentliche Kriterium für die Wahl der Strategie des Überschussschlammabzugs.

Für Anlagen mit gleichzeitiger Schlammstabilisierung ist ein möglichst hohes Schlammalter anzustreben, um den höchstmöglichen Stabilisierungsgrad des Schlammes zu erreichen. Somit sollte der Überschussschlammabzug nach dem Schlammvolumen im Belebungsbecken erfolgen.

Bei Anlagen mit Schlammfäulung ist eine weitergehende aerobe Stabilisierung im Belebungsbecken nicht erwünscht. Das tatsächliche Schlammalter sollte also

nicht wesentlich höher als das Bemessungsschlammalter sein. Bei höherem Schlammalter, und somit weitergehender Stabilisierung, steigt einerseits der Energieverbrauch für die Belüftung, andererseits sinkt die Methan-Produktion im Faulbehälter. Daher ist für diese Anlagen ein Überschussschlammabzug unter Vorgabe des Schlammalters zu empfehlen (Svardal, 2003).

3.4 Schlammbehandlung

Die Schlammbehandlung ist ein integrierter Bestandteil der Abwasserreinigung und ist mit dieser eng verknüpft. Bei der gleichzeitigen Schlammstabilisierung findet sie prozesstechnisch in derselben Einheit statt. Ziel bei der Schlammbehandlung ist es, ein stabiles, geruchsarmes und transportfähiges Produkt zu erhalten.

3.4.1 Simultane Schlammbehandlung

Die Optimierung einer simultanen Schlammbehandlung muss in engem Zusammenhang mit den Abwasserreinigungsprozessen gesehen werden. Da solche Anlagen Sauerstoff, d. h. Belüftungsenergie für den Abbau organischer Feststoffe brauchen, wird der Energieverbrauch für die Belüftung im Vergleich zu Anlagen mit getrennter anaerober Schlammstabilisierung höher sein. Anhand theoretischer Abschätzungen (Svardal und Kroiß, 2011) und realer Daten aus dem Abwasser-Benchmarking wird ersichtlich, dass die Belüftungsenergie bei simultaner, aerober Schlammstabilisierung trotz optimalem Betrieb 50-100% höher ist, als bei anaerober Schlammstabilisierung. Das heißt natürlich nicht, dass für solche Anlagen eine Energieoptimierung nicht möglich ist, sondern nur, dass das Optimum woanders liegt.

Die meisten Stabilisierungsanlagen werden heute mit intermittierender Belüftung betrieben. Eine Überprüfung der Sauerstoffzufuhrregelung kann einfach anhand des auf nahezu allen Anlagen kontinuierlich gemessenen Sauerstoffgehalts während der Belüftungsphase und den Ammonium- und Nitratkonzentrationen im Ablauf erfolgen:

- Der O₂-Gehalt während der Belüftungsphase soll an jeder Stelle des Belebungsbeckens zwischen 0,5 und 1,5 mg/L liegen, d.h. es soll nach Einschalten der Belüftung möglichst schnell eine eindeutig messbare O₂-

Konzentration vorliegen und in weiterer Folge trotz abnehmendem Sauerstoffbedarf ein Wert von 1,5 mg/L nicht überschritten werden.

- Die Aufteilung von Belüftungs- und Pausenzeit bzw. Pausenzeitregelung ist dann richtig gewählt, wenn im Ablauf (Tagesmischprobe) die Nitratkonzentration zwischen 2 und 5 mg NO₃-N/L und die Ammoniumkonzentration unter 2 mg NH₄-N/L liegt.

Es ist selbstverständlich, dass das Schlammalter bei Stabilisierungsanlagen maximal gewählt wird, d.h. die Trockensubstanz bzw. das Schlammvolumen richtet sich nach der Leistungsfähigkeit der Nachklärung unter den maximal auftretenden hydraulischen Bedingungen (Svardal, 2001).

3.4.2 Getrennte Schlammbehandlung

Bei der getrennten Schlammbehandlung ist meist das größte Optimierungspotential im Bereich der Schlammeindickung zu finden. Die rheologischen Eigenschaften, speziell von Primärschlämmen, begünstigen eine Trichterbildung im Schlammbett des Eindickers und damit einen schnellen Durchbruch von Klarwasser, obwohl noch größere Mengen an eingedicktem Schlamm vorhanden wären. Der Feststoffgehalt wird in einer Stichprobe gemessen und ist aufgrund der Schwankungen relativ unzuverlässig. In diesem Fall ist eine zuverlässige Aussage nur durch eine Bilanzierung der Faulung anhand des CSB (oTS) oder der anorganischen TS möglich (Svardal, 2002a).

Ein oft diskutiertes Thema sind Gasausbeute und Stabilisierungsgrad des Faulschlammes. Es ist heute allgemein bekannt, dass der Glühverlust des Faulschlammes allein kein Kriterium für die Stabilisiertheit von Faulschlamm ist. Seriöse Aussagen lassen sich auch hier nur durch eine Bilanzierung des Faulbehälters und der gesamten Abwasserreinigung machen (Svardal et al. 1998; Svardal, 2002a). Man erhält dadurch abgesicherte Werte für die, auf die CSB-Zulaufkraft (oder EW) bezogene, organische Schlammkraft und die Gas- bzw. Methanproduktion. Ist der spezifische Gasanfall niedrig, so liegt das meist nicht an einer schlecht funktionierenden Faulung, sondern an einer hohen aeroben „Vorstabilisierung“ in der Belebung, wo in einem solchen Fall etwaige Optimierungsmaßnahmen zu setzen sind.

Bei der Durchmischung von Faulbehältern stellt sich oft die Frage, wie viel Mischenergie notwendig ist, um eine ausreichende Mischung zu gewährleisten. Eine ausreichende Mischung von Substrat (Frischschlamm) und aktiver Biomasse ist eine entscheidende Anforderung an die Gestaltung eines Faulbehälters. Der Betrieb von Mischern wird oft durch sekundäre Effekte, wie Schwimmschlamm oder Schaum, bestimmt. In Bezug auf die Mischung von Faulschlamm mit Rohschlamm erfolgt die richtige Einmischung in der Umwälzleitung. Dazu muss das Verhältnis des Durchflusses in der Umwälzleitung zur Rohschlammbeschickung ausreichend groß sein (5:1). Meist ist in der Umwälzleitung keine Durchflussmessung vorhanden. Mit Hilfe einer einfachen Temperaturmessung in der Umwälzleitung nach der Rohschlammdosierstelle, aber noch vor dem Wärmetauscher, kann das Durchflussverhältnis durch eine einfache Mischungsrechnung überprüft werden. Da die Rohschlammbeschickung i.d.R. nicht kontinuierlich, sondern getaktet erfolgt, dürfen für die Mischungsrechnung keine Tagesmittelwerte, sondern nur Messwerte während der Beschickungsperiode herangezogen werden.

Generell ist die Temperaturmessung im Faulbehälter und in der Umwälzung ein sehr guter Parameter zur Überprüfung der Durchmischung. Sichere Indizien für eine schlechte Durchmischung sind unterschiedliche Temperaturen in verschiedenen Bereichen des Faulbehälters. Sinkt die Temperatur während der Beschickung um mehr als 0,3 °C, ist das ein Zeichen von Kurzschlussströmungen. Während dies aus den Tagesganglinien der Temperatursonden ersichtlich wird, ist es in den protokollierten Tageswerten nicht zu sehen.

4 Zusammenfassung

Datenanalyse für die Betriebsoptimierung bedeutet im Grunde nichts anderes als Mess- und Betriebswerte in eine interpretierbare Form zu bringen. Seien es nun Kennzahlen, spezifische Werte, Trendlinien oder Bilanzen, die Methoden dafür wurden im Rahmen dieser Veranstaltung mehrfach vorgestellt. Gute Datenverarbeitungsprogramme (elektronische Betriebsprotokolle) können diese Berechnungen vielfach automatisch durchführen. Durch Vergleich von Kennzahlen mit Standardwerten oder „Benchmarks“ lässt sich ein Optimierungspotential erkennen, wobei individuelle Randbedingungen und lokale Besonderheiten nicht außer Acht gelassen werden dürfen. Um die

möglichen Maßnahmen erkennen zu können, ist es meist erforderlich, die entsprechenden Werte in höherer zeitlicher Auflösung, z.T. im Tagesgang zu analysieren und unter Bedachtnahme auf die beteiligten verfahrenstechnischen und biologischen Prozesse Verbesserungen herausarbeiten.

Optimierung kann nicht ausschließlich wirtschaftliche Aspekte beinhalten, auch monetär schwer oder nicht bewertbare Faktoren, wie z.B. Geruchsgefahr oder Schaumbildung, müssen berücksichtigt werden.

Durch die sich ständig ändernden Gegebenheiten, wie etwa Abwasserfracht und –zusammensetzung, aber auch Alterung bzw. Ersatz von Aggregaten, ist die Anlagenoptimierung ein kontinuierlicher Prozess, der nie abgeschlossen sein wird.

5 Literatur

- Kroiß H., Bogensberger M. (2002) Benchmarking in der Abwasserentsorgung. Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser-Gewässer, Band 176, 1-10.
- Lebensministerium (2008) Leitfaden für die Erstellung eines Energiekonzeptes kommunaler Kläranlagen.
http://www.public-consulting.at/uploads/energieleitfaden_endversion.pdf
- Lindtner S., Nowak O., Kroiß H. (2002) Benchmarking für Abwasserreinigungsanlagen. Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser-Gewässer, Band 176, 95-132.
- Lindtner S. (2009) Benchmarking: Grundlagen / Praxiserfahrungen.
http://www.abwasserbenchmarking.at/upload/documents/cms/42/BM_Grundlagen_Praxiserfahrungen_20090617.pdf
- Lindtner S. (2011) Grundlagen und Auswertung von Energiedaten auf Kläranlagen. In diesem Band.
- Nikolavcic B. (2011) Datenplausibilisierung und Kennzahlen auf Kläranlagen. In diesem Band.
- ÖWAV (1999) Kläranlagenzustandsbericht. ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 22.
- Spindler A. (2011) Bilanzierung von Kläranlagendaten. Methoden und Anwendung. In diesem Band.
- Svardal K., Nowak O., Schweighofer P. (1998) Datendokumentation und Auswertung – Plausibilitätsanalyse von Meßwerten. Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser-Gewässer, Band 141, 247-273.
- Svardal K. (2001) Betrieb der Nachklärbecken. Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen (Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband - ÖWAV) - Folge 9, 201-219.

- Svardal K. (2002a) Schlammbehandlung bei Anlagen mit mesophiler Schlammfäulung. Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser-Gewässer, Band 177b, 1-28.
- Svardal K. (2002b). Betrieb von Stabilisierungsanlagen. Informationsreihe Betriebspersonal Abwasserreinigungsanlagen, Folge 10, ÖWAV.
- Svardal K. (2003) Überschussschlammanfall – Schlammalter, Abschätzung/Berechnung. Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen (Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband - ÖWAV) - Folge 11.
- Svardal K., Kroiß H. (2011) Energiebedarf und Reinigungsleistung von Kläranlagen. 44. Essener Tagung für Wasser und Abfallwirtschaft, Aachen.

Korrespondenz an:

Ass. Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Karl SVARDAL

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien
A-1040 Wien
Karlsplatz 13

Tel.: +43/ 1/ 58801 22624

E-mail: svardal@iwag.tuwien.ac.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 €
1	Das Wasser (1968) Kresser W.	vergriffen
2	Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeitsströmung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968) Breiner, H.	vergriffen
3	Abwasserreinigung - Grundkurs (1969) von der Emde, W.	vergriffen
4	Abwasserreinigungsanlagen - Entwurf-Bau-Betrieb (1969) 4. ÖWWV-Seminar, Raach 1969	vergriffen
5	Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970) 5. ÖWWV-Seminar, Raach 1970	vergriffen
6	Industrieabwässer (1971) 6. ÖWWV-Seminar, Raach 1971	vergriffen
7	Wasser- und Abfallwirtschaft (1972) 7. ÖWWV-Seminar, Raach 1972	vergriffen
8	Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972) Schmidt, F.	vergriffen
9	Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972) Pruzinsky, W. Über die Auswertung von Abflußmengen auf elektronischen Rechenanlagen Doleisch, M.:	18
10	1. Hydrologie-Fortbildungskurs (1972)	vergriffen

Band Nr		Preis €
11	Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von HW-Abflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972) Gutknecht, D.	vergriffen
12	Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973) 8. ÖWWV-Seminar, Raach 1973	vergriffen
13	Zellstoffabwässer-Anfall und Reinigung (1972) von der Emde W., Fleckseder H., Huber L., Viehl K.	vergriffen
14	Abfluß - Geschiebe (1973) 2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973	vergriffen
15	Neue Entwicklung in der Abwassertechnik (1973) 9. ÖWWV-Seminar, Raach 1974	vergriffen
16	Praktikum der Kläranlagentechnik (1974) von der Emde W.	vergriffen
17	Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden und Trendanalyse (1974) Behr, O.:	18
18	Hydrologische Grundlagen zur Speicherbemessung(1975) 3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975	vergriffen
19	Vorhersagen in der Wasserwirtschaft (1976) 1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976	10
20	Abfall- und Schlammbehandlung aus wasserwirtschaftlicher Sicht (1976) 11. ÖWWV-Seminar, Raach 1976	vergriffen
21	Zur Theorie und Praxis der Speicherwirtschaft (1977) 2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977	22
22	Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977) 12. ÖWWV-Seminar, Raach 1977	vergriffen
23	Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977) Baron W., Heindl W., Behr O., Reitingner J.	vergriffen
24	Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes, eines chemischen Betriebes und einer Molkerei (1978) Begert A.	vergriffen

Band Nr		Preis €
25	Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabrikabwasser (1978) Kroiss H.	vergriffen
26	Methoden der hydrologischen Kurzfristvorhersage (1978) Gutknecht D.	vergriffen
27	Wasserversorgung-Gewässerschutz (1978) 13. ÖWWV-Seminar, Raach 1978	vergriffen
28	Industrieabwasserbehandlung - Neue Entwicklungen (1979) 14. ÖWWV-Seminar, Raach 1979	vergriffen
29	Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes (1979) Frischherz H.	vergriffen
30	Beiträge zur Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft (1979) o. Univ.-Prof. DDr. Werner Kresser zum 60. Geburtstag	vergriffen
31	Grundwasserzuströmungsverhältnisse zu Horizontalfilterrohrbrunnen (1980) Schügerl W.	vergriffen
32	Grundwasserwirtschaft (1980) 3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980	25
33	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1) (1980)	vergriffen
34	Behandlung und Beseitigung kommunaler und industrieller Schlämme (1980) 15. ÖWWV-Seminar, Raach 1980	vergriffen
35	Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980) Usrael G.	vergriffen
36	Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980) Flögl W.	vergriffen
37	Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfreimachung von Abwasser aus Tierkörperverwertungsanstalten (1980) Ruider E.	vergriffen
38	Wasserwirtschaftliche Probleme der Elektrizitätserzeugung (1981) Schiller, G.:	vergriffen

Band Nr		Preis €
39	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1981) Teil 2	vergriffen
40	Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung als zusammengehörige Techniken (1981) 16. ÖWWV-Seminar, Raach 1981	vergriffen
41	Filterbrunnen zur Erschließung von Grundwasser (1981) ÖWWV-Fortbildungskurs 1981	29
42	Zur Ermittlung von Bemessungshochwässern im Wasserbau (1981) Kirnbauer R.	22
43	Wissenschaftliche Arbeiten, Zeitraum 1977 bis 1981 (1981)	25
44	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1981) Teil 3	25
45	Verbundwirtschaft in der Wasserversorgung (1982) ÖWWV-Fortbildungskurs 1982	29
46	Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (1982) Stalzer W.	vergriffen
47	Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen, Erfahrungen und Probleme (1982) 17. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1982	vergriffen
48	Kleinwasserkraftwerke - Notwendigkeit und Bedeutung (1982) Flußstudien: Schwarza, kleine Ybbs, Saalach	vergriffen
49	Beiträge zur Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz und Abfallwirtschaft (1982) o. Univ.-Prof. Dr.-Ing. W. v.d. Emde zum 60. Geburtstag	vergriffen
50	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1982) Teil 4	vergriffen
51	Sicherung der Wasserversorgung in der Zukunft (1983) 18. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1983	vergriffen
52	Thermische Beeinflussung des Grundwassers (1983) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1983	vergriffen

Band Nr		Preis €
53	Planung und Betrieb von Regenentlastungsanlagen (1984) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1984	vergriffen
54	Sonderabfall und Gewässerschutz (1984) 19. ÖWWV-Seminar, Gmunden 1984	vergriffen
55	Naturnahes Regulierungskonzept "Pram" (1984)	26
56	Blähschlamm beim Belebungsverfahren (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
57	Chemie in der Wassergütewirtschaft (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
58	Klärschlamm - Verwertung und Ablagerung (1985) 20. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1985	vergriffen
59	Wasserkraftnutzung an der Thaya (1985) Pelikan B.	23
60	Seminar "Wasser - Umwelt - Raumordnung" (1985)	16
61	Gewässerschutz im Wandel der Zeit Ziele und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung (1985) Fleckseder, H.	vergriffen
62	Anaerobe Abwasserreinigung (1985) Kroiss H.	vergriffen
63	Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnergleichwerte (1985) Begert A.	vergriffen
64	Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	vergriffen
65	Planung und Betrieb von Behandlungsanlagen für Industrieabwässer (1986) 21. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1986	vergriffen
66	Ausspracheseminar Grundwasserschutz in Österreich (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	29
67	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (5) (1986)	vergriffen

Band Nr	Preis €
68 Zur mathematischen Modellierung der Abflusstehung an Hängen (1986) Schmid B.H.	22
69 Nitrifikation - Denitrifikation (1987) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1987	vergriffen
70 Flußbau und Fischerei (1987)	vergriffen
71 Wasserversorgung und Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen (1987) 22. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1987	vergriffen
72 Wasserwirtschaft und Lebensschutz (1987) Wurzer E.	vergriffen
73 Anaerobe Abwasserreinigung Grundlagen und großtechnische Erfahrung (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
74 Wasserbau und Wasserwirtschaft im Alpenraum aus historischer Sicht (1988)	22
75 Wechselbeziehungen zwischen Land-, Forst und Wasserwirtschaft (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
76 Gefährdung des Grundwassers durch Altlasten (1988) 23. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1988	vergriffen
77 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (6) (1987)	vergriffen
78 Wasserwirtschaftliche Planung bei mehrfacher Zielsetzung (1988) Nachtnebel, H.P.	25
79 Hydraulik offener Gerinne (1989) Symposium, 1989	vergriffen
80 Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung im Gießgang Greifenstein (1988) Jungwirth M., Schmutz S.	vergriffen
81 Biologische Abwasserreinigung (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989, TU-Wien	vergriffen
82 Klärschlamm Entsorgung (1989) 24. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1989	vergriffen

Band Nr		Preis €
83	Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (1990) 2. Symposium	18
84	Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs 1989, TU-Wien	29
85	Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall, Projekt Abschnitt I (1989) Frischherz H.; Benes E.; Ernst J.; Haber F.; Stuckart W.	18
86	Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989) Summer W.	25
87	Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung (1990) 25. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1990	vergriffen
88	Revitalisierung von Fließgewässern (1990) Beiträge zum Workshop Scharfling, 1989	vergriffen
89	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1990) Teil 9	vergriffen
90	A Study on Kinematic Cascades (1990) Schmid B.H.	18
91	Snowmelt Simulation in Rugged Terrain - The Gap Between Point and Catchment Scale Approaches (1990) Blöschl G.	18
92	Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990) Blaschke A.P.	nicht erschienen
93	Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme (1990) Fürst J.	18
94	Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall; Projekt-Abschnitt 1990 (1990) Frischherz H., Benes E., Stuckhart W., Ilmer A., Gröschl M., Bolek W.	18
95	Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991) Svardal K.	22

Band Nr		Preis €
96	EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	29
97	Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	25
98	Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasserreinigungsanlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht (1991) 26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991	36
99	Geruchsemissionen aus Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991,	22
100	Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik (1992) ÖWWV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	vergriffen
101	Umweltbezogene Planung wasserbaulicher Maßnahmen an Fließgewässern (1992) Pelikan B.	18
102	Erfassung hydrometeorologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt (1992) Behr O.	i.V.
103	Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten (1992) 27. ÖWWV-Seminar Ottenstein 1992	36
104	Virus Contamination of the Environment (1992) Methods and Control	vergriffen
105	Fließgewässer und ihre Ökologie (1993) ÖWAV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	22
106	Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche (1992) Mader H.	22
107	Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und neue Emissionsverordnungen (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
108	Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
109	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1994) Teil 10 - Beiträge zum Seminar an der Universität für Bodenkultur im November 1994	i.V.

Band Nr	Preis €
110 Bemessung u. Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung (1993) ÖWAV-Seminar 1993, TU-Wien	36
111 Wasserreserven in Österreich - Schutz und Nutzung in Gegenwart und Zukunft (1993) 28. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1993	vergriffen
112 Contamination of the Environment by Viruses and Methods of Control (1993)	18
113 Wasserkraft () O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. S. Radler anlässlich seiner Emeritierung	vergriffen
114 Klärwärter-Grundkurs (1994) 2. Auflage 1994	vergriffen
115 Beitrag zur Reduzierung der Abwasseremissionen der Bleicherei beim Sulfatverfahren (1994) Urban W. ISBN 3-85234-001-2	22
116 Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen für den Gewässerschutz (1994) ÖWAV-Seminar 1994, TU-Wien ISBN 3-85234-002-0	25
117 Abwasserreinigungskonzepte - Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen (1995) ÖWAV-Seminar 1994, TU Wien ISBN 3-85234-003-9	25
118 3 Jahre WRG-Novelle (1994) 29. ÖWAV-Seminar: Ottenstein 1994 ISBN 3-85234-004-7	19
119 Landeskulturelle Wasserwirtschaft (1994) anlässlich der Emeritierung von o.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Supersperg	vergriffen
120 Gewässerbetreuungskonzepte - Stand und Perspektiven (1994) Beiträge zur Tagung an der BOKU 1994 ISBN 3-85234-010-1	32
121 Generelle Entwässerungsplanung im Siedlungsraum (1996) ÖWAV-Seminar 1995, TU Wien ISBN 3-85234-011-X	29

Band Nr		Preis €
122	Bedeutung von geowissenschaftlicher Zusatzinformation für die Schätzung der Transmissivitätsverteilung in einem Aquifer (1994) Kupfersberger H.	18
123	Modellierung und Regionalisierung der Grundwassermengenbildung und des Bodenwasserhaushaltes (1994) Holzmann, H.	22
124	Pflanzenkläranlagen - Stand der Technik, Zukunftsaspekte (1995) ÖWAV-Seminar, BOKU Wien ISBN 3-85234-014-4	22
125	Abwasserreinigung - Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes, (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-015-2	32
126	Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft (1995) 30. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1995 ISBN 3-85234-016-0	29
127	Alte und neue Summenparameter (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-017-9	29
128	Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (deutsch oder englisch) (1995) 4. Symposium Univ.Prof.Dr. R. Walter ISBN 3-85234-019-5	0
129	Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen (1996) ÖWAV-Seminar 1996, TU-Wien ISBN 3-85234-020-9	vergriffen
130	Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung (1996) 31. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1996 ISBN 3-85234-021-7	36
131	Methoden der Planung und Berechnung des Kanalisationssystems (1996) ÖWAV-Seminar 1996, BOKU-Wien ISBN 3-85234-022-5	29

Band Nr	Preis €
132 Scale and Scaling in Hydrology (1996) Blöschl G. ISBN 3-85234-023-3	vergriffen
133 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1996) Integrale Interpretation eines zeitgemäßen Gewässerschutzes ISBN 3-85234-024-0	12
134 Ein Beitrag zur Charakterisierung von Belüftungssystemen für die biologische Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren mit Sauerstoffzufuhrmessungen (1996) Frey W. ISBN 3-85234-025-X	22
135 Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwassereinfluß (1996) Nowak O. ISBN 3-85234-026-8	36
136 1. Wassertechnisches Seminar (1996) Nebenprodukte von Desinfektion und Oxidation bei der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-027-6	i.V.
137 Modellanwendung bei Planung und Betrieb von Belebungsanlagen (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-028-4	32
138 Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung (1997) Schweighofer P. ISBN 3-85234-029-2	25
139 Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung (1997) Prendl L. ISBN 3-85234-030-6	22
140 Auswirkungen eines Kläranlagenablaufes auf abflußschwache Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling und des Krottenbaches (1997) Franz A. ISBN 3-85234-031-4	25
141 Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-032-2	36

Band Nr	Preis €
142 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1997) Abfallwirtschaft und Altlastensanierung morgen ISBN 3-85234-033-0	18
143 Abwasserbeseitigung und Wasserversorgung in Wien (1997) Eine ökonomische Beurteilung der Einnahmen, Ausgaben und Kosten Kosz M. ISBN 3-85234-034-9	22
144 Raum-Zeitliche Variabilitäten im Geschiebehaushalt und dessen Beeinflussung am Beispiel der Drau (1997) Habersack H. ISBN 3-85234-035-7	29
145 Fortbildungskurs: Biologische Abwasserreinigung (1998) ÖWAV - Seminar 1998, TU-Wien ISBN 3-85234-036-5	40
146 2. Wassertechnisches Seminar (1998) Desinfektion in der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-037-3	i.V.
147 Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen (1998) 32. ÖWAV-Seminar , Linz 1998 ISBN 3-85234-038-1	36
148 Grundwasserdynamik (1998) ISBN 3-85234-039-C	36
149 Die Tradition in der Kulturtechnik (1998) Kastanek F. Simulationsanwendung bei der Störung durch poröses Medium (1998) Loiskandl W. ISBN 3-85234-040-4	22
150 Auswirkungen von Niederschlagsereignissen und der Schneeschmelze auf Karstquellen (1998) Steinkellner M. ISBN 3-85234-041-1	36
151 Experiences with soil erosion models (1998) ISBN 3-85234-042-X	29

Band Nr		Preis €
152	Ein Beitrag zur Optimierung der Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen (1998) Dornhofer K. ISBN 3-85234-043-8	25
153	Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt (1998) ÖWAV / UBA Seminar 1998, BOKU Wien ISBN 3-58234-044-6	vergriffen
154	Erfassung, Bewertung und Sanierung von Kanalisationen (1998) ÖWAV Seminar 1999, BOKU Wien ISBN 3-8523-045-4	29
155	Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte im Donauraum (1999) ÖWAV - Seminar 1999, TU-Wien ISBN 3-85234-046-2	32
156	Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen Abwasserbelastung (1999) UV-Seminar 1998, Duisburg ISBN 3-85234-047-0	22
157	Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers (1999) Zessner M. ISBN 3-85234-048-9	25
158	Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft (1999) Rechberger H. ISBN 3-85234-049-7	vergriffen
159	Sicherheit und Gesundheitsschutz auf Abwasseranlagen und deren Evaluierung (2000) ÖWAV – Seminar 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-050-0	22
160	Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Hydrologie alpiner Einzugsgebiete (2000) Hebenstreit K. ISBN 3-85234-051-9	25

161	Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft (2000) Präsentation eines Forschungsprojektes ÖWAV – Seminar 2000, BOKU – Wien ISBN 3-85234-052-7	vergriffen
162	Sickerwasser und Oberflächenabdichtung auf Reaktordeponien (2000) ÖWAV - Seminar 2000, Wirtschaftskammer Wien ISBN 3-85234-053-5	25
163	Abfall- und Abwasserentsorgung in kleinen Verhältnissen (2000) ÖWAV - Seminar 2000, Ottenstein ISBN 3-85234-054-3	25
164	Niederschlag-Abfluss-Modellierung – Simulation und Prognose (2000) ÖWAV-Seminar 2000, TU Wien ISBN 3-85234-055-1	i.V.
165	Mehrdimensionale Abflussmodellierung am Beispiel der Lafnitz (2000) Habersack, H. / Mayr, P. / Girlinger, R. / Schneglberger, St. ISBN 3-85234-056-x	25
166	Anpassung von Kläranlagen – Planung und Betrieb (2001) ÖWAV-Seminar 2001, TU Wien ISBN 3-85234-057-8	40
167	Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen (2001) Laber J. ISBN 3-85234-058-6	25
168	Kanalbetrieb und Niederschlagsbehandlung (2001) ÖWAV-Seminar 2001, BOKU Wien. ISBN 3-85234-059-4	29
169	Development of a Simulation Tool for Subsurface Flow Constructed Wetlands (Entwicklung eines Simulationsmodells für bepflanzte Bodenfilter) (2001) Langergraber G. ISBN 3-85234-060-8	25
170	Simulation von Niederschlagszeitreihen mittels stochastischer Prozess-modelle unter Berücksichtigung der Skaleninvarianz (2001) Bogner ISBN 3-85234-061-6	i.V.
171	Sewage Sludge Disposal – Sustainable and/or Reliable Solutions (2001) ÖWAV / EWA Workshop 2001, TU-Wien ISBN 3-85234-062-4	25

Band Nr		Preis €
172	Stickstoffentfernung mit Biofiltern (2002) Nikolavcic B. ISBN 3-85234-063-2	30
173	Anaerobe Abwasserreinigung: Beeinflussende Faktoren der Versäuerung eines Zitronesäurefabrikabwassers (2002) Moser D. ISBN 3-85234-064-0	20
174	Gewässerschutz bei Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation (2002) Fenz R. ISBN 3-85234-065-9	25
175	Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen (2002) Kreuzinger N. ISBN 3-85234-066-7	i.V.
176	Benchmarking in der Abwasserentsorgung (2002) ÖWAV Workshop Februar 2002, TU-Wien ISBN 3-85234-067-5	30
177	Klärschlamm (2002) Möglichkeiten und Verfahren zur Verwertung / Entsorgung ab 2004 ÖWAV Seminar April 2002, Wirtschaftskammer Österreich Schlammbehandlung und Entsorgung ÖWAV / TU – Workshop September 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-068-3	30
178	Arzneimittel in der aquatischen Umwelt (2002) ÖWAV Seminar 2002, BOKU Wien ISBN 3-85234-069-1	30
179	Untersuchungen zur Entfernung natürlicher radioaktiver Stoffe aus Trinkwasser und Überblick zu deren Verbreitung in Österreich (2002) Staubmann, K. ISBN 3-85234-070-5	25
180	Zum Fließwiderstandsverhalten flexibler Vegetation (2002) Stephan, U. ISBN 3-85234-071-3	30
181	Understanding and Estimating Floods at the Regional Scale (2002) Merz, R. ISBN 3-85234-072-1	30

Band Nr	Preis €
182 Kanalmanagement - Neues Schlagwort oder alte Herausforderung ? (2003) ÖWAV Seminar 2003, BOKU Wien ISBN 3-85234-073-X	30
183 Fortbildungsseminar Abwasserentsorgung (2003) ÖWAV Seminar Februar 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-074-8	40
184 Klärschlamm (2003) ÖWAV Seminar November 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-075-6	30
185 Nachhaltige Nutzung von Wasser (2003) Endbericht zu Modul MU11 im Rahmen des Forschungsschwerpunktes „Nachhaltige Entwicklung österreichischer Kulturlandschaften“ ISBN 3-85234-076-4	30
186 Inspektion von Kanalisationen (inkl. Umsetzung ÖNORM EN 13508-2) ÖWAV-Informationsveranstaltung 2004, BOKU Wien ISBN 3-85234-077-2	30
187 Datengewinnung, -verwaltung und -nutzung in der Wassergütwirtschaft (2004) ÖWAV Seminar März 2004, TU-Wien ISBN 3-85234-078-0	40
188 CSB-Elimination in höchstbelasteten Belebungsstufen und ihre Auswirkung auf die Stickstoffelimination von zweistufigen Anlagen unter dem Gesichtspunkt der mathematischen Modellierung (2004) Haider, S. ISBN 3-85234-079-9	30
189 Beitrag zum Benchmarking von Abwasserreinigungsanlagen (2004) Lindtner, S. ISBN 3-85234-080-2	25
190 Öffentlichkeitsarbeit auf Kläranlagen (2004) ÖWAV Seminar Juni 2004, St. Pölten ISBN 3-85234-081-0	30
191 Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe bei der biologischen Abwasserreinigung (2004) Clara, M. ISBN 3-85234-082-9	25

Band Nr		Preis €
192	Chemie in der Wassergütewirtschaft (2005) ÖWAV Seminar Februar 2005, TU Wien ISBN 3-85234-083-7	45
193	Three dimensional numerical modelling of turbulent river flow using polyhydral finite volumes (2005) Tritthart, M. ISBN 3-85234-084-5	30
194	Abwasserentsorgung im ländlichen Raum (2005) ÖWAV Seminar November 2005, BOKU Wien ISBN 3-85234-085-3	Preis auf Anfrage
195	Betriebserfahrungen moderner Kläranlagen (2006) ÖWAV Seminar Februar 2006, TU-Wien ISBN 3-85234-086-1	40
196	Kanalmanagement 2006 – Praxisberichte und Projektergebnisse (2006) ÖWAV-Informationsveranstaltung 2006, BOKU ISBN 3-85234-087-X	30
197	Methoden der hydrologischen Regionalisierung (2006) ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN 3-85234-088-8	30
198	Process based regionalisation of low flows (2006) Laha, G. ISBN-10 3-85234-089-6 ISBN-13 978-3-85234-089-0	30
199	Hochwasservorhersage – Erfahrungen, Entwicklungen & Realität (2006) ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN-10 3-85234-090-X ISBN-13 978-3-85234-090-6	30
200	Scale and stream network structure in geostatistical hydrological analyses (Geostatistische hydrologische Analysen unter Berücksichtigung von Skalenaspekten und Gewässernetzstruktur) (2007) Skøien, J. O. ISBN-10 3-85234-091-8 ISBN-13 978-3-85234-091-3	i.V.

201	Der kombinierte Ansatz, das Wechselspiel zwischen Emission und Immission - Neue Herausforderungen bei Abwasserentsorgung und Gewässerschutz (2007) ÖWAV Februar Seminar 2007, TU-Wien ISBN-13 978-3-85234-093-7	45
202	Betrieb von Kläranlagen - Grundkurs (2007) völlige Neubearbeitung - 3. Auflage 2007 ISBN-13 978-3-85234-094-4	70
203	Kanalmanagement 2007 – Unterirdische Kanalsanierung (2007) ÖWAV Infoveranstaltung 17. April 2007 an der BOKU Wien ISBN-13 978-3-85234-095-1	30
204	Leitungskataster für Trink - und Abwassernetze (2007) ÖWAV Infoveranstaltung 30. Mai 2007, Wien ISBN-13 978-3-85234-096-8	30
205	Geruchs- und Korrosionsprobleme in der Kanalisation (2007) ÖWAV-Seminar 2007, TU Wien ISBN 978-3-85234-097-5	35
206	Extreme Abflussereignisse: Dokumentation – Bedeutung – Bestimmungsmethoden (2007) ÖWAV-Seminar 2007, TU Wien ISBN 978-3-85234-098-2	30
207	1. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2007) ÖWAV-Seminar 2007, BOKU ISBN 978-3-85234-099-9	30
208	Biologische Abwasserreinigung - Aktuelle Entwicklungen (2008) ÖWAV Februar Seminar 2008, TU-Wien ISBN 978-3-85234-100-2	45
209	Kanalmanagement 2008 – Betrieb und Mischwasser (2008) ÖWAV Infoveranstaltung 27. März 2008 an der BOKU Wien ISBN 978-3-85234-101-9	30
210	2. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2008) ÖWAV-Seminar 2008, BOKU ISBN 978-3-85234-102-6	30

Band Nr		Preis €
211	Zur Kenntnis der Schwefelwasserstoffbildung und -vermeidung in Abwasserdruckleitungen (2008) Saračević E. ISBN 978-3-85234-103-3	30
212	Neue Herausforderungen an die Wassergütewirtschaft (2009) ÖWAV Februar Seminar 2009, TU-Wien ISBN 978-3-85234-104-0	vergriffen
213	Hochwasserentstehung in der nördlichen Grauwackenzone Beobachtung - Messung – Modellierung (2009) Endbericht für Forschungsprojekte im Zeitraum 1990 bis 2008 ISBN: 978-3-85234-105-7	30
214	Linking Land Use to Stream Pollution: Pollutant Dynamics and Management Implications (2009) Yillia, Paul T. ISBN 978-3-85234-106-4	25
215	Kanalmanagement 2009 – Hauskanäle - Von der Planung bis zur Sanierung (2009) ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-107-1	30
216	Hochwässer – Bemessung, Risikoanalyse und Vorhersage (2009) ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-108-8	30
217	Einsatz der Managementmethode „Benchmarking“ in der Wasserversorgung - spezifische Aspekte der Implementierung, Anwendbarkeit und Folgewirkungen (2009) Neunteufel, R. ISBN 978-3-85234-109-5	30
218	3. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2009) ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-110-1	30
219	Abwässer aus Gewerbe und Industrie Indirekt- und Direkteinleiter (2010) ÖWAV Februar Seminar 2010, TU-Wien ISBN 978-3-85234-111-8	vergriffen
220	Kanalmanagement 2010 – Grundlagen der Sanierungsplanung (2010) ÖWAV Seminar 1.6.2010, Wien ISBN 978-3-85234-112-5	50

221	Anwendungsbezogene Aspekte der operationellen Durchflussvorhersage (2010) Drabek, U. ISBN 978-3-85234-113-2	50
222	4. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2010) ÖWAV Seminar 2010, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-114-9	30
223	Kanalmanagement 2011 – Pumpstationen, Mischwasserbehandlung & Vorstellung des ÖWAV-Regelblattes 42 „Unterirdische Kanalsanierung – Hauskanäle“ (2011) ÖWAV Seminar 2.2.2011, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-116-3	40
224	Monitoring auf Kläranlagen „Daten erfassen, auswerten und anwenden“ (2011) ÖWAV Februar Seminar 2011, TU-Wien ISBN 978-3-85234-117-0	50

Die Bände sind zu beziehen bei:

www.wau.boku.ac.at/wienmit.html

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
der Technischen Universität Wien

Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien, Email: ihager@iwag.tuwien.ac.at

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, 152, 153, 155, 156, 157, 158, 159, 161, 162, 166, 171, 172, 173, 174, 175, 176, 177, 178, 183, 184, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 195, 201, 202, 205, 208, 211, 212, 214, 219, 224

Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie
der Technischen Universität Wien

Karlsplatz 13/222, A-1040 Wien, Email: sekretariat+e222@tuwien.ac.at

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66, 68, 74, 90, 91, 92, 102, 122, 132, 148, 164, 180, 181, 193, 197, 198, 199, 200, 206, 213, 216, 221

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau
der Universität für Bodenkultur,

Muthgasse 18, A-1190 Wien, Email: christina.mayer@boku.ac.at

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, 160, 165, 167, 169

Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz
der Universität für Bodenkultur,

Muthgasse 18, A-1190 Wien, Email: sig-office@boku.ac.at

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, 146, 150, 154, 163, 167, 168, 169, 178, 179, 182, 185, 186, 194, 196, 203, 204, 207, 209, 210, 215, 217, 218, 220, 222, 223

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft
der Universität für Bodenkultur

Muthgasse 18, A-1190 Wien, Email: dietmar.fellner@boku.ac.at

Band: 119, 149, 151, 170

