



Schriftenreihe

Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt

Heft

17

Andrea Straub

Einfache Messmethoden zur Charakterisierung sowie
Maßnahmen zur Erhöhung der Zuverlässigkeit und
Leistungsfähigkeit biologischer Kleinkläranlagen

Cottbus 2008

Herausgeber:
Lehrstuhl Wassertechnik und Siedlungswasserbau
der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus
Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. R. Koch

ISBN 3-934294-24-3

Herausgeber: Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. R. Koch
Lehrstuhl Wassertechnik und Siedlungswasserbau
der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus

Vertrieb: Eigenverlag des Lehrstuhls Wassertechnik und Siedlungswasserbau
der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus
Siemens-Halske-Ring 8
03046 Cottbus
Tel.: 0049-355-69-4302
Fax: 0049-355-69-3025
e-mail: wassertechnik@tu-cottbus.de

Alle Rechte vorbehalten. Wiedergabe nur mit Genehmigung des
Lehrstuhls Wassertechnik und Siedlungswasserbau
der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus,
Siemens-Halske-Ring 8, 03046 Cottbus

Cottbus 2008

ISBN 3-934294-24-3

Einfache Messmethoden zur Charakterisierung sowie
Maßnahmen zur Erhöhung der Zuverlässigkeit und
Leistungsfähigkeit biologischer Kleinkläranlagen

von der Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der
Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus zur Erlangung des
akademischen Grades eines Doktor-Ingenieurs genehmigte Dissertation

vorgelegt von

Diplom-Ingenieurin Andrea Straub

aus Annahütte

Gutachter:	Prof. Dr.-Ing. habil. R. Koch
Gutachter:	Prof. Dr.-Ing. M. Barjenbruch
Tag der mündlichen Prüfung:	17.12.2008

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich allen Personen aus meinem privaten wie auch beruflichen Umfeld herzlich danken, die zum Gelingen der vorliegenden Arbeit beigetragen haben.

Herrn Prof. Dr.-Ing. habil. R Koch danke ich für die umfangreiche Unterstützung, die Diskussionsbereitschaft und hilfreiche Kritik während der Bearbeitung der Arbeit. Er hatte immer ein offenes Ohr für alle Probleme und ermöglichte durch seine Ratschläge eine erfolgreiche Erstellung dieser Arbeit.

Herrn Prof. Dr.-Ing. M. Barjenbruch danke ich für die Übernahme des Koreferates, die fachlichen Anregungen sowie kritischen Anmerkungen, die die Arbeit in die nun vorliegende inhaltliche Form brachten.

Den Herren Doz. Dr.-Ing. A. Heine, Prof. Dr. rer. nat. C. Hyna, Dr. rer. nat. W. Triller, Dipl.-Ing. J. Ilian, Dr.-Ing. S. Gnoth sowie PD Dr. rer. nat. habil. R. Schöpke sei für die Hilfsbereitschaft, sich als Diskussionspartner für die ingenieurtechnischen wie auch chemischen Aspekte der Arbeit zur Verfügung zu stellen, gedankt.

Ohne das Engagement der Kollegen und Kolleginnen, studentischen Hilfskräfte sowie Diplomanden der FH Lausitz und der BTU wären die statistischen sowie praktischen Untersuchungen niemals möglich gewesen. Die sehr gute Zusammenarbeit mit zahlreichen Wartungsfirmen sowie Herstellern von Kleinkläranlagen, Zweckverbänden und den Unteren Wasserbehörden ermöglichte eine aussagekräftige Bestandsaufnahme zur Leistungsfähigkeit der Kleinkläranlagen in der Praxis.

Herrn Dr. agr. R. Boller, Herrn Adam der Hach-Lange GmbH sowie der Fa. Nivus GmbH danke ich zudem für die selbstlose Unterstützung in der Analytik.

Zu guter Letzt möchte ich auch meiner Familie danken, die trotz einer angespannten Ehefrau, Mutter und Tochter an mich glaubten, mir die gesamte Zeit hilfreich und geduldig zur Seite standen sowie die Freiräume zur Bearbeitung des Themas schafften.

Thesen

1. Kleinkläranlagen sind überwachungsintensiv. Die Funktionstüchtigkeit einer Kleinkläranlage wird stark von der Einbauqualität, von der Qualifikation der Wartungsfirmen und Schlammensorger, der Wartungshäufigkeit sowie der Betreiberaktivität beeinflusst. Für Wartungsfirmen und Schlammensorger sind daher ein Qualifikationsnachweis sowie eine regelmäßige, qualitativ hochwertige und behördlich anerkannte Fortbildung zu fordern. Die Behörde hat diesen Qualifikationsnachweis mit einem Mindestausbildungsstandard in den gesetzlichen Bestimmungen zu verankern. Der Einbau der Anlage ist nur von abwassertechnisch zertifizierten Fachfirmen auszuführen.
2. Zur optimalen Instandsetzung sind vom Hersteller ausführliche Betriebsunterlagen dem Betreiber und der Instandhaltungsfirma zur Verfügung zu stellen. Die darin enthaltene Stückliste hat alle in der jeweiligen Anlage verwendeten Aggregate mit ihren Bezeichnungen sowie technischen Kenndaten zu beinhalten.
3. Technisch belüftete Anlagen sind mindestens zweimal im Jahr zu warten. Bei natürlich belüfteten Anlagen reicht eine einmalige Wartung aus. Die Funktionstüchtigkeit kann durch Überprüfung betriebsrelevanter Parameter und deren optimale Einstellung erhöht werden. Die Ermittlung der Ablaufparameter vor Ort trägt dazu bei, nicht sofort sichtbare Probleme im Betrieb zu erkennen und Abhilfemaßnahmen einzuleiten. Online-Messtechnik mit Fernabfrage könnte den Betreiber deutlich entlasten und bei Anerkennung durch die Behörden zu einer Reduktion der Wartungshäufigkeit auf eine einmalige Wartung im Jahr führen.
4. Der Gehalt an gelöstem Sauerstoff ist ein wichtiger Parameter für die Funktionstüchtigkeit der biologischen Stufe und ist an technisch belüfteten Anlagen bei einer mehrmaligen Messung im Jahr auf 2 mg/l einzustellen. Zur Minimierung jahreszeitlicher Einflüsse sind bei einer einmaligen Messung in der kälteren Jahreszeit 3 mg/l O₂ in der biologischen Stufe einzuhalten.
Bei natürlich belüfteten Anlagen lässt sich der Sauerstoffeintrag durch die Rezirkulationshäufigkeit und –dauer sowie ggf. durch Wahl der Pflanzenart und der Anzahl der Pflanzen beeinflussen.

5. Der SAK_{254} eignet sich zur Bestimmung der Ablaufwerte für CSB und BSB_5 . Es wurde jeweils eine allgemeingültige Berechnungsformel für technische sowie für Pflanzenkläranlagen aufgestellt. Die Unterscheidung ist aufgrund des höheren Anteils absorptiv erfassbarer Abwasserinhaltsstoffe im Ablauf von Pflanzenkläranlagen bei einer Sommerbeprobung notwendig. Als Richtwerte für die Ermittlung vor Ort, ohne Möglichkeit der Umrechnung, ergeben sich SAK_{254} -Werte von 50 m^{-1} für technische sowie 100 m^{-1} für Pflanzenkläranlagen. Derzeit ist der Einsatz dieser Messtechnik noch nicht wirtschaftlich.
6. Die Parameter Trübung und Redoxspannung sind nicht geeignet, um die Ablaufkonzentrationen einer Kleinkläranlage zu bestimmen. Mit der Trübungsmessung können jedoch bei stationärem Einsatz Veränderungen in der Ablaufqualität erkannt werden. Diese Messtechnik ist kostengünstiger als die SAK_{254} -Messtechnik.
7. Der Abwasseranfall im ländlichen Bereich liegt mit durchschnittlich $85 \text{ l}/(\text{E} \cdot \text{d})$ deutlich unter dem bundesdeutschen Durchschnitt. Er schwankt allerdings je nach Betreiberverhalten zwischen $40 \text{ l}/(\text{E} \cdot \text{d})$ und $160 \text{ l}/(\text{E} \cdot \text{d})$. Eine Verringerung der hydraulischen Bemessungsgröße von $150 \text{ l}/(\text{E} \cdot \text{d})$ ist aufgrund dieser Schwankungsbreite nicht sinnvoll. Zweckmäßig ist die Entwicklung von Anlagentypen, die hinsichtlich ihrer Verfahrenstechnik oder ihres Betriebsablaufs variabel an den jeweils vorliegenden Abwasseranfall anpassbar sind. Ab einer Anschlussgröße von zehn Einwohnern und bekanntem Schmutzwasseranfall sollte eine an die Wassermenge angegliche, individuelle Planung erfolgen.
8. Die Qualität des der biologischen Stufe zulaufenden Abwassers unterliegt stärkeren Schwankungen als bei kommunalen Kläranlagen. Trotzdem werden im Mittel die Bemessungskonzentrationen nach ATV-A 131 (2000) bzw. DIN EN 12566-3 (2005) für den CSB, BSB_5 sowie für $\text{NH}_4\text{-N}$ unterschritten. Die Konzentrationen für N_{GES} und P_{GES} entsprechen denen der Bemessungskonzentration.
Die Tensidkonzentrationen sind um das Fünffache höher als in kommunalen Anlagen. Der Abbau der anionischen Tenside aus den üblichen Haushaltschemikalien ist bei einem Gehalt an gelöstem Sauerstoff von größer 2 mg/l bis zu 99 Prozent möglich.
Eine Vergleichmäßigung des Abwasseranfalls sowie der Abwasserqualität wird durch Gruppenkläranlagen mit einem Anschluss von mehr als zwei Haushalten erreicht. Damit besitzen sie einen Vorteil gegenüber Einzelanlagen und sind bevorzugt einzusetzen.

9. Konzentrationen bis 500 mg/l BSB₅, 1.000 mg/l CSB und 100 mg/l NH₄-N treten unabhängig von der Zulaufwassermenge auf. Damit steigt mit sinkendem Abwasseranfall nicht zwangsläufig die Zulaufkonzentration zur biologischen Stufe, wie es aufgrund der Annahme einer gleichbleibenden Zulaufkraft erwartet wird.
10. Die Zulaufkraft zur biologischen Stufe ist unabhängig der Anzahl vorgeschalteter Absetzkammern und wurde mit 5 bis 30 g/(E·d) BSB₅ deutlich kleiner als die für die Bemessung vorgegebene Größe ermittelt. Zu dieser signifikanten Abnahme führen in der Regel eine verbesserte Sedimentation von Feststoffen durch erhöhte Verweilzeiten sowie anaerobe Teilabbauvorgänge in der Vorklärung.
Eine Anpassung der Bemessungsgröße an die realen Vorgänge ist daher vorzunehmen. Die aus Einkammerabsetzgruben ablaufende Kraft kann von derzeit 50 g/(E·d) BSB₅ [DIBT 2006] auf 40 g/(E·d) BSB₅ herabgesetzt werden, wenn bei maximal stündlichem Zufluss eine Verweilzeit von mehr als zwei Stunden und eine Oberflächenbeschickung von maximal 0,8 m³/(m²·h) [BDZ-AK 2007] eingehalten wird.
11. Die CSB-Ablaufkonzentration bei Pflanzenkläranlagen ist deutlich von der Witterung abhängig. Durch die Verdunstung in den Sommermonaten und die dadurch auftretende Aufkonzentration werden Werte von über 180 mg/l CSB erreicht. Gleichzeitig befindet sich die BSB₅-Ablaufkonzentration unter 16 mg/l, teils bei 4 mg/l. Mit sinkender Zulaufabwassermenge ist bei gleichbleibender Verdunstung eine Konzentrationsänderung um bis zu 50 Prozent nachweisbar.
12. Zweckmäßig ist die Kontrolle der Funktionstüchtigkeit und ordnungsgemäßen Wartung durch behördlich zugelassene Dritte. Diese Überwachungsfunktion hat die abwasserbeseitigungspflichtige Körperschaft in Abständen von zwei bis vier Jahren wahrzunehmen und ist für bestehende sowie neu zu errichtende Anlagen einzuführen. Zukünftig sollte die Abwasserbeseitigungspflicht bei einem Einsatz von Kleinkläranlagen nicht an den Bürger abgegeben werden. Ein nachhaltiger Gewässerschutz wird mit der Übernahme von Planung, Bau und Betrieb der Kleinkläranlage durch die abwasserbeseitigungspflichtige Körperschaft erreicht, da hier die Kompetenzen für den Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen schon vorliegen und der Betreiber nur einer Institution verpflichtet ist.

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungs- und Symbolverzeichnis	XI
1 Einführung	1
2 Zielstellung der Arbeit	3
3 Gesetzliche Grundlagen und Stand der Technik bei biologischen Kleinkläranlagen	5
3.1 Gesetzliche Anforderungen an Kleinkläranlagen.....	6
3.2 Prinzipieller Aufbau von Kleinkläranlagen.....	8
3.3 Technische Regelungen zum Betrieb von Kleinkläranlagen.....	17
3.4 Einflussfaktoren auf den Betrieb von Kleinkläranlagen.....	22
3.5 Zusammenfassung zum Stand der Technik.....	24
4 Erkenntnisse zur derzeitigen Leistungsfähigkeit von Kleinkläranlagen	26
4.1 Qualität und Quantität des Zu- und Ablaufwassers.....	28
4.1.1 Quantität und Qualität der Einleitungen in die Kleinkläranlagen.....	29
4.1.2 Ablaufqualität der Kleinkläranlagen.....	45
4.2 Einfluss der Wartung.....	50
4.2.1 Einfluss der Wartungshäufigkeit.....	50
4.2.2 Einfluss der Wartungsqualität.....	53
4.3 Einflüsse durch technische/technologische Faktoren.....	54
4.3.1 Anlagenauslastung.....	54
4.3.2 Planungs- und Einbaumängel.....	56
4.3.3 Schlammanfall.....	59
4.3.4 Ausfallursachen der Anlagenbereiche/-teile.....	62
4.4 Einfluss des Betreiberhaltens auf die Anlagenfunktion.....	66
4.5 Witterungseinflüsse.....	71
4.6 Zusammenfassung der Untersuchung zur Leistungsfähigkeit der Kleinkläranlagen.....	76
5 Grundlagen der ausgewählten physikalischen Messverfahren zur betrieblichen Überwachung	79
5.1 Grundlagen zur Sauerstoffmessung und Anforderungen an den Sauerstoffgehalt.....	81
5.1.1 Messmethodik und Einflussfaktoren auf das Messergebnis.....	81
5.1.2 Einflussfaktoren auf den Sauerstoffgehalt im biologischen Bereich.....	82

5.2	Die spektrale Bestimmungsmethode SAK ₂₅₄ und deren Einsatz	85
5.2.1	Durchführung der Messung und Einflussfaktoren auf die Messergebnisse	86
5.2.2	Erfahrungen zum Einsatz des SAK ₂₅₄	88
5.3	Die Messung der Trübung	91
5.3.1	Grundlagen zur Durchführung der Messung	91
5.3.2	Praktischer Einsatz der Trübungsmessung	92
5.4	Grundlagen der Redoxspannungsmessung und deren Anwendung in der Praxis.....	93
5.4.1	Grundlagen zur Durchführung der Messung und zu den beeinflussenden Parametern.....	94
5.4.2	Praktische Erfahrungen mit der Redoxspannungsmessung.....	96
5.5	Fazit zu den einsetzbaren physikalischen Messmethoden	99
6	Material und Methoden zur Bewertung geeigneter Messverfahren und Berechnungsmethoden.....	100
6.1	Datenmaterial für die Untersuchung	100
6.2	Probenahme- sowie Analysemethoden	102
7	Ermittlung grenzwertrelevanter Parameter durch physikalische Messmethoden bei biologischen Kleinkläranlagen	104
7.1	Messung des Gehalts an gelöstem Sauerstoff.....	104
7.1.1	Untersuchungen an technischen Anlagen	104
7.1.2	Abhängigkeiten bei Pflanzenkläranlagen.....	112
7.2	Abhängigkeiten zum spektralen Absorptionskoeffizienten SAK ₂₅₄	116
7.2.1	Untersuchungen an technischen Anlagen	116
7.2.2	Abhängigkeiten bei Pflanzenkläranlagen.....	123
7.3	Trübungsmessung.....	129
7.3.1	Untersuchungen an technischen Anlagen	129
7.3.2	Abhängigkeiten bei Pflanzenkläranlagen.....	133
7.4	Messung der Redoxspannung.....	135
7.4.1	Untersuchungen an technischen Anlagen	135
7.4.2	Abhängigkeiten bei Pflanzenkläranlagen.....	140
7.5	Mehrfachabhängigkeiten der betrachteten physikalischen Messmethoden	143

7.6	Resümee zum Einsatz physikalischer Messmethoden bei biologischen Kleinkläranlagen	146
7.6.1	Bestimmung des CSB oder BSB ₅	146
7.6.2	Bestimmung des NH ₄ -N	147
8	Möglichkeiten der kontinuierlichen Betriebskontrolle	149
8.1	Überwachung durch die Messung des gelösten Sauerstoffs	149
8.2	Bestimmung der Ablaufwerte durch Ermittlung des SAK ₂₅₄	151
8.3	Trübungsabhängige Bestimmung der Ablaufwerte	152
8.4	Bestimmung über die Redoxspannung	155
8.5	Fazit zur kontinuierlichen Messung	158
9	Forderungen an Entwurf, Bau und Betrieb von Kleinkläranlagen zur Erhöhung der Betriebssicherheit und Funktionstüchtigkeit	159
9.1	Planung und Konstruktion von Kleinkläranlagen	159
9.1.1	Allgemeine Forderungen an den Anlagenaufbau	159
9.1.2	Minimierung von Druckveränderungen im System sowie des Membranfoulings bei Belüfterelementen	165
9.1.3	Lärmschutz bei Kleinkläranlagen	167
9.1.4	Verfahrensbeschreibung und Betriebstagebuch	171
9.1.5	Überwachung der Anlagenfunktion	173
9.2	Forderungen an Vertrieb und Einbau	184
9.3	Einflussnahme durch Instandhaltung	187
9.3.1	Qualifikation der Wartungsunternehmen	187
9.3.2	Die Gestaltung des Wartungsvertrages und weitere Serviceleistungen	189
9.3.3	Notwendige Wartungs- und Kontrollaufgaben	191
9.3.4	Einsatz und Kosten mobiler Messtechnik	198
9.4	Empfehlungen für die Schlamm Entsorgung	202
9.5	Vorschläge für den Betreiber	203
9.6	Überwachung der Kleinkläranlagenfunktion	205
9.7	Bewertung der vorgeschlagenen Maßnahmen	209
10	Zusammenfassung und Ausblick	212
	Literaturverzeichnis	218
	Abbildungsverzeichnis	232
	Tabellenverzeichnis	236
	Anhang	238

Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Abkürzungen

Abkürzung	Bezeichnung
Ab	Ablauf der Kläranlage
allgem.	allgemein
anion.	anionisch(e)
anorg.	anorganisch
arom.	aromatisch (ringförmig)
ASS	Acetylsalicylsäure
ATV	Abwassertechnischer Verein, jetzt DWA
AWT	Abwasserteich
BB	konventionell durchströmte Belebungsanlage
BDZ	Bildungs- und Demonstrationszentrum „Dezentrale Abwasserreinigung“ Leipzig
BKF-LR	Bodenkörperfilteranlage – Launhardt-Reaktor
D.	Daphnien
DIBt	Deutsches Institut für Bautechnik Berlin
DIN	Deutsches Institut für Normung
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall Hennef
EPDM	Ethylen-Propylen-Dien-Kautschuk (Elastomer)
EPS	extrazelluläre polymere Substanzen
err.	errechnet, mathematisch bestimmt
FB	überstautes, belüftetes Festbett
gemess.	gemessen, analytisch bestimmt
hess.	hessisch
Ind.	Industrie, industriell
i. O.	in Ordnung
KA	Kläranlage
kation.	kationisch(e)
KKA	Kleinkläranlage
Koeff.	Koeffizient
Kombiverf.	Kombiverfahren
komm.	kommunal(e)
Küv.	Küvettentest
max.	maximal(e)
menschl.	menschlichen
Mon.	Monat
n.	nach
nichtion.	nichtionisch(e)
NK	Nachklärung

Abkürzung	Bezeichnung
Opf.	Oberpfalz
org.	organisch(e)
organolept.	organoleptisch
OT	Ortsteil
PKA	Pflanzenkläranlagen
PU	Polyurethan
SBR	sequenziell belüfteter Reaktor (SBR-Anlage)
SPS	Speicherprogrammierbare Steuerung
STK	Scheiben-/Rotationstauchkörper
Str.	Strahlung
techn.	technisch
theor.	theoretisch(e)
TKA	Tropfkörperanlage
Tox.	Toxizität
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
UF	Ultrafiltration
VDE	Verband der Elektrotechnik, Elektronik und Informationstechnik
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
versch.	verschieden(e)
VK	Vorklärung
WB	Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern
wöch.	wöchentlich
zu	Zulauf biologische Stufe

Symbole

Symbol	Einheit	Bezeichnung
a		Anstieg der Regressionsgeraden
A	m ²	Verdunstungsfläche, Beetfläche
AFS	mg/l	abfiltrierbare Stoffe
a _{ox}	mol/l	Aktivität der oxidierenden Form des Stoffes
a _{red}	mol/l	Aktivität der reduzierenden Form des Stoffes
b	mg/l	Ordinatenschnittpunkt der Regressionsgeraden
B _d	t/d	tägliche Schmutzfracht
BiAS	mg/l	Wismutaktive Stoffe (nichtionische Tenside)
BSB ₅	mg/l	Biologischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen
c	mol/l	Konzentration der Probe
c	mg/l	Konzentration
Coli	pro 100 ml	Coliforme Keime
CSB	mg/l	Chemischer Sauerstoffbedarf
d	m	optische Weglänge, Schichtdicke der Probe
DN	mm	Nennweite

Symbol	Einheit	Bezeichnung
DOC	mg/l	gelöster, organischer Kohlenstoff
DSBAS	mg/l	Disulfidblauaktive Substanzen (kation. Tenside)
E	mV	Redoxspannung der Lösung
E_0	mV	Standard-Redoxspannung der Messelektrode
E_λ	1	Extinktion bei einer bestimmten Wellenlänge λ
E_B	mV	Standard-Redoxspannung der Bezugselektrode
EC_{50}	$\mu\text{g/l}$	mittlere, akute effektive Wirkkonzentration
E_H	mV	Redoxspannung der Lösung bezogen auf die Spannung der Standardwasserstoffelektrode
EW	E	Einwohnerwert
EZ	E	Einwohnerzahl
F	C/mol	Faraday-Konstante $F = 96,484 \cdot 10^3 \text{ C/mol}$
f_{Sch}	mm/($^\circ\text{C} \cdot \text{Mon.}$)	Schendel-Korrekturfaktor $f_{Sch} = 4,8 \text{ mm}/(^\circ\text{C} \cdot \text{Monat})$
\dot{h}_{ETp}	mm/Mon.	potenzielle Evapotranspiration
I_λ	cd	Lichtintensität nach dem Probendurchgang bei der Wellenlänge λ
$I_{0\lambda}$	cd	Lichtintensität vor dem Probendurchgang bei der Wellenlänge λ
ISV	ml/g	Schlammvolumenindex
LAS	mg/l	Lineare Alkylbenzolsulfonate (anion. Tenside)
LC_{50}	$\mu\text{g/l}$	mittlere akute Lethalkonzentration
MBAS	mg/l	Methylenblauaktive Substanzen (anion. Tenside)
n	1	Anzahl
N	mg/l	Stickstoff
n_d	d/Mon.	Anzahl der Tage des betrachteten Monats
n_E	1	Anzahl der an der Reaktion beteiligten Elektroden
$\text{NH}_4\text{-N}$	mg/l	Ammonium-Stickstoff
$\text{NO}_3\text{-N}$	mg/l	Nitrat-Stickstoff
$\text{NO}_2\text{-N}$	mg/l	Nitrit-Stickstoff
O_2	mg/l	Sauerstoff, gelöst
P	mg/l	Phosphor
$\text{PO}_4\text{-P}$	mg/l	Phosphat-Phosphor
Q	l/d	Volumenstrom
q_E	l/(E·d)	spezifischer Abwasseranfall
R	1	Korrelationskoeffizient
R	J/(mol·K)	universelle Gaskonstante $R = 8,314 \text{ J}/(\text{mol} \cdot \text{K})$
R_M	1	multivariater Korrelationskoeffizient
Redoxspg.	mV	Redoxspannung
SAK_λ	m^{-1}	spektraler Absorptionskoeffizient bei zu kennzeichnender Wellenlänge
SSK_λ	m^{-1}	spektraler Schwächungskoeffizient bei zu kennzeichnender Wellenlänge aus der unfiltrierten Probe

Symbol	Einheit	Bezeichnung
SV	ml/l	Schlammvolumen nach 30 min. Absetzzeit
s(j)		Standardabweichung mit j = y, a, b
t	1	Studentfaktor in Abhängigkeit der Messwerteanzahl
T	K	Temperatur
TKN	mg/l	Kjeldahl-Stickstoff, Summe aus organischem und Ammonium-Stickstoff
TOC	mg/l	gesamter organischer Kohlenstoff
TS	mg/l	Trockensubstanz
T (W)	°C	Wassertemperatur
U	mg/l	Erweiterte Messunsicherheit
x		unterster Messwert der Reihe x
x_i		Messwert x
\bar{x}		Mittelwert der x-Werte
\hat{y}		Schätzwert für y
ε_λ	l/(mol·m)	dekadischer, molarer Extinktionskoeffizient bei der Wellenlänge λ
ϑ	°C	Monatsmittel der Lufttemperatur
λ	nm	Wellenlänge
φ	1	Monatsmittel der relativen Luftfeuchte

Indizes

Index	Bezeichnung
ab	Ablauf Kleinkläranlage
anorg	anorganisch
BB	belüftetes Becken, Belebungsbecken
err.	errechnet, mathematisch bestimmt
GES	gesamt
i	Parameter CSB, BSB ₅ , NH ₄ -N, N _{GES} , P _{GES}
max	maximal
PKA	Pflanzenkläranlage
TW	Trinkwasser
VK	Vorklärung
zu	Zulauf biologische Stufe

1 Einführung

Mit dem menschlichen Gebrauch von Trinkwasser kommt es zur Ableitung verunreinigten Abwassers. Die Entsorgung dieses Abwassers in das Oberflächen- oder Grundwasser führt wegen seiner Inhaltsstoffe zu einer Verschlechterung der Gewässerqualität. Die Schadstoffe können oft nicht in einem angemessenen Zeitrahmen über die Selbstreinigungskräfte der Gewässer abgebaut werden. Das Wasserhaushaltsgesetz [WHG 2002] fordert daher Maßnahmen zur Reduktion der Schadstofffracht nach dem Stand der Technik. Die Abwasserverordnung [AbwV 2004] konkretisiert diese Forderung mit der Festlegung von Grenzwerten.

Aufgrund der Reinigungsleistung und der Kontrollmöglichkeiten wird die zentrale Entsorgungsvariante für Abwasser favorisiert und mit bisher 95,5 Prozent in Deutschland umgesetzt (Stand 2004) [STATISTISCHES BUNDESAMT 2006B].

Besonders im ländlichen Bereich unter 200 Einwohner je km² [GEOGR 2002] sind jedoch Anschlüsse an zentrale Abwasserreinigungsanlagen durch die geringe Siedlungsdichte und der damit verbundenen hohen Entfernungen einzelner Anschlüsse unwirtschaftlich. Die stetig sinkenden Abwassermengen stellen zudem ein betriebliches Risiko dar, welches sich durch immer häufiger auftretende Ablagerungen, Geruchs- und Korrosionserscheinungen in langen Kanalsystemen bemerkbar macht und zu erhöhten Betriebskosten führt.

Daher wurden Kleinkläranlagen (KKA) bis zu einer Abwasserzulaufmenge von 8 m³/d entwickelt. Sie werden heute durch ihre stete Verbesserung der Funktionstüchtigkeit als Dauerlösung eingesetzt [BB-KKA 2003]. Die technisch ausgestatteten Kleinkläranlagen benötigen eine bauaufsichtliche Zulassung hinsichtlich der wasserrechtlichen Anforderungen vom Deutschen Institut für Bautechnik (DIBt) sowie gemäß DIN EN 12566-3 (2005) eine CE-Konformitätskennzeichnung durch den Hersteller. Naturnahe Anlagen bedürfen einer Einzelfallgenehmigung. Bei ordnungsgemäßer Bemessung sowie fachgerechtem Bau und Betrieb sind Kleinkläranlagen eine gleichwertige Alternative zu zentralen Lösungen.

SCHEER (1999), DORGELOH ET AL. (2005) und MOELANTS ET AL. (2006) stellten jedoch erhebliche Defizite in der Abwasserreinigung mit Kleinkläranlagen fest. Häufig wird die Vernachlässigung der Betreiberpflichten, d. h. die mangelhafte tägliche Eigenkontrolle der Funktion der Kleinkläranlage, als Ursache genannt. Wartungsfirmen werden nur

unzureichend bei einem Ausfall der Anlage informiert. Aber auch andere Einflussfaktoren auf den Betrieb der Anlage führen dazu, dass in der Praxis die Ablaufwerte oft höher als die Prüfwerte liegen. Sie überschreiten zum Teil beträchtlich die geforderten Grenzwerte [FLASCHE 2002, HOHEISEL 2000].

So gehen zum Beispiel von brandenburgischen Kleinkläranlagen unter Beibehaltung derzeitiger Durchschnittsablaufwerte (Anhang 1) zwischen 15 Prozent (BSB_5) und 49 Prozent (P_{GES}) der Gesamtemissionen je nach Parameter aus, obwohl sie nur von 17 Prozent der Bevölkerung stammen. Wie in Tabelle 1.1 erkennbar ist, konnten in anderen Bundesländern ähnliche Emissionsanteile ermittelt werden.

Tabelle 1.1 Prozentualer Anteil der Fracht aus Kleinkläranlagen an den Gesamtemissionen aus der Abwasserreinigung

Quelle	Betrachtetes Gebiet	Bevölkerungsanteil mit KKA	Prozentualer Anteil, bezogen auf die Fracht vom				
			CSB	BSB_5	NH_4-N	N_{GES}	P_{GES}
OTTO (2000)	Bundesgebiet 1996	9,5 %	44 ^{*)}				
SCHLEYPEN (2001)	Bayern	7 %	70 ^{*)}				
FLASCHE (2002)	Niedersachsen	10 %	17	27	26	19	34 ^{**)}
AL JIROUDI (2005), BARJENBRUCH (2006)	Mecklenburg-Vorpommern	15 %				43	54
Eigene Ermittlung	Brandenburg	17 %	17	15		39	49

^{*)} inkl. nicht ordnungsgemäß betriebener Kleinkläranlagen, Untergrundverrieselung

^{**)} PO_4-P

Die Berechnung stützt sich auf die Annahme des ordnungsgemäßen Betriebs aller Kleinkläranlagen. Durch in der Praxis auftretende Anlagenausfälle und Ableitungen aus den Mehrkammergruben sind derzeit die Frachten beträchtlich größer und damit die Gewässerbelastung höher als errechnet. FLASCHE (2002) wies nach, dass die Ableitung von Abwasser aus Kleinkläranlagen, kleinräumig betrachtet, auf die Gewässergüte leistungsschwacher Vorfluter einen negativen Einfluss hat. Deshalb sind die Funktionstüchtigkeit der Kleinkläranlagen und die Ablaufqualität des gereinigten Abwassers mit geeigneten Maßnahmen zu verbessern.

2 Zielstellung der Arbeit

Informationen zur Funktion der Anlage und zu den Ablaufwerten sind bei der Wartung oder im Störfall unerlässlich. Sie sollten kurzfristig, zuverlässig, kostengünstig und ohne großen Aufwand bereitgestellt werden.

Zu den grenzwertrelevanten Parametern zählen nach ABVV (2004) der chemische Sauerstoffbedarf (CSB), der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB₅) sowie je nach Einleitungsanforderung auch Stickstoff- und Phosphorverbindungen. Aussagen über die Ablaufkonzentrationen sind erst nach erheblicher zeitlicher Verzögerung verfügbar. Die Wartungsfirmen sind zu diesem Zeitpunkt nicht mehr vor Ort. Dies führt im Problemfall über einen nicht vorhersehbaren Zeitraum zur Einleitung ungereinigten Abwassers in die Gewässer.

Es ist daher im Rahmen der Arbeit zu prüfen, ob sich einfache, physikalische Messmethoden zur Bestimmung der grenzwertrelevanten Ablaufwerte und damit zur Überprüfung der Funktionstüchtigkeit einer Kleinkläranlage eignen. Sie sollten möglichst auf alle verfügbaren Anlagentypen anwendbar sein. Bisher gibt es dazu im Kleinkläranlagenbereich keine umfassende Untersuchung.

Als Messverfahren bietet sich die Messung des in Wasser gelösten Sauerstoffs, des spektralen Absorptionskoeffizienten, des Redoxpotenzials oder der Trübung an. Diese Methoden werden derzeit bei Großkläranlagen unter anderen Zielstellungen erfolgreich eingesetzt. Es ist die Abhängigkeit der physikalischen Ablaufwerte von der chemischen Ablaufqualität zu bestimmen und Möglichkeiten zum Einsatz dieser Parameter aufzuzeigen. Die Untersuchungen werden auf die am häufigsten geforderten chemisch/biochemischen Ablaufparameter CSB, BSB₅ sowie Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) beschränkt. Des Weiteren wird der Gehalt an gelöstem Sauerstoff auf seine Eignung als Leitparameter geprüft.

Es wird erwartet, dass sich die Wartung durch die vor Ort einsetzbaren Messmethoden vereinfacht. Gleichzeitig sind im Falle einer Funktionsuntüchtigkeit einer Anlage weitere ökologische und wirtschaftliche Vorteile für den Einsatz dieser physikalischen Methoden zu nennen:

- Der Chemikalieneinsatz in der Analytik minimiert sich.

- Der Kraftstoffverbrauch, der Abgas- bzw. Partikelaustritt sowie der Zeitaufwand verringern sich durch den Wegfall unnötiger Fahrten zum Labor sowie zur Kleinkläranlage (Instandsetzung, Neubeprobung).

Die Ergebnisse sind mittels Online-Untersuchungen an ausgewählten Anlagen zu verifizieren. Dabei sind Empfehlungen für die Häufigkeit der Messungen auszusprechen, um die Datenmenge zu minimieren und die Aussagekraft zu maximieren. Im Falle einer Online-Überwachung könnte die Wartungsanzahl reduziert und die Kostensenkung an den Betreiber weitergegeben werden.

Weiterhin sind die auf die Funktionstüchtigkeit einer Kleinkläranlage wirkenden Einflussfaktoren zu spezifizieren und zu bewerten. Als Grundlage der Bewertung dienen

- Praxisdaten der Wartungsfirmen (Herstellern, Fremdfirmen) und öffentlichen Institutionen (Wasserbehörden, Hochschulen, Universitäten) sowie
- eigene weiterführende Messungen an Kleinkläranlagen verschiedenen Typs.

Die Ergebnisse werden durch langjährige, praxisnahe Untersuchungen in enger Zusammenarbeit mit den Betreibern der Anlagen bzw. durch umfangreiche Literaturrecherchen abgesichert.

Ziel ist es, Problembereiche in der Gestaltung sowie im Betrieb der Kleinkläranlagen zu erkennen und Lösungsvorschläge zu erarbeiten. Zusammenfassend werden Maßnahmen zur Verbesserung der Ablaufqualität benannt.

3 Gesetzliche Grundlagen und Stand der Technik bei biologischen Kleinkläranlagen

Kleinkläranlagen gibt es in einer Vielzahl verfahrenstechnischer Varianten, die jedoch reinigungstechnisch den gleichen gesetzlichen Regelungen unterliegen. Sie dürfen nur mit einer bauaufsichtlichen Zulassung und CE-Kennzeichnung oder einer Einzelfallerlaubnis in Betrieb genommen werden.

In Deutschland sind derzeit über 108 technische Anlagen und vier naturnahe Kleinkläranlagen bauaufsichtlich durch das Deutsche Institut für Bautechnik zugelassen [DIBT 2007]. Bild 3.1 zeigt den jeweiligen Anteil der zugelassenen Anlagentypen.

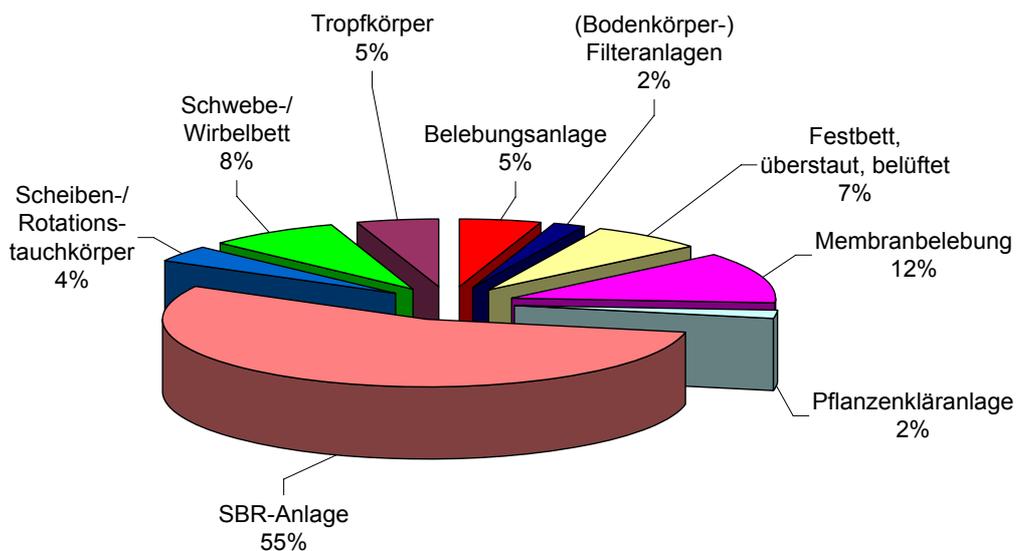


Bild 3.1 Anteil der Anlagentypen mit einer bauaufsichtlichen Zulassung (Stand: 01/2008) [DIBT 2007]

Nach einem Überblick über die gesetzlichen Forderungen werden die verschiedenen Anlagentypen in ihrem Grundaufbau sowie die technischen Regeln für den Betrieb beschrieben und Einflussfaktoren benannt.

3.1 Gesetzliche Anforderungen an Kleinkläranlagen

Der Betrieb von Kleinkläranlagen als Abwasserreinigungsanlagen unterliegt ebenso wie der der Großkläranlagen strengen Regelungen. Die deutsche sowie bundeslandeseigene Gesetzgebung bezieht sich auf die Vorgaben seitens der Europäischen Union. Die EU-WRRL (2000) sowie das deutsche Wasserhaushaltsgesetz [WHG 2002] legen fest, dass Gewässer rein zu halten und Abwässer deshalb so zu reinigen sind, dass diese bei Rückführung in den natürlichen Kreislauf das Oberflächenwasser oder Grundwasser nicht zusätzlich verschmutzen. Die Länderwassergesetze konkretisieren die Vorgaben des Bundes um die Regelung der Zuständigkeiten der Abwasserbeseitigungs- und Überwachungspflicht. Die Abwasserverordnung [ABWV 2004] gibt die grenzwertrelevanten Parameter und deren höchstzulässige Konzentration an.

Kleinkläranlagen haben im Regelfall die Ablaufwerte der Größenklasse 1 nach ABWV (2004) einzuhalten:

- den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) mit 150 mg/l und
- den biochemischen Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen (BSB₅) mit 40 mg/l.

Für sensible Bereiche mit zu hohem Grundwasserstand, in Trinkwasserschutzgebieten oder bei Einleitung in sensible Oberflächengewässer kann eine Auflage zur Reinigung nach Größenklasse 3 der ABWV erfolgen [BB-KKA 2003]. In dieser werden für

- den chemischen Sauerstoffbedarf 90 mg/l,
- den biochemischen Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen 20 mg/l und zusätzlich für
- den Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) 10 mg/l

festgelegt. Die Bestimmung der Stickstoffverbindungen wurde wegen der Temperaturabhängigkeit der Stickstoffumwandlung auf Temperaturen von 12 °C oder darüber beschränkt.

Die Beprobung erfolgt durch eine qualifizierte Stichprobe. Als qualifizierte Stichprobe ist eine Mischprobe aus mindestens fünf Stichproben definiert. Die fünf Probenahmen sind in einem Zeitraum von maximal zwei Stunden, jedoch in einem Abstand von mindestens zwei Minuten durchzuführen [ABWV 2004].

Die oben genannten Anforderungen nach Anhang 1, Größenklasse 1 gelten als eingehalten, wenn die Kleinkläranlage eine allgemeine bauaufsichtliche Zulassung besitzt [ABWV 2004].

Für eine erfolgreiche Zulassung der Anlagen muss in einem Prüfverfahren nachgewiesen werden, dass die Anlagen die geforderten Grenzwerte trotz unterschiedlicher Zulaufbedingungen (z. B. Ferienzeit, Badewannenstoß, kurzzeitige Unter-/Überlast) zuverlässig einhalten. Die Anlagen unterbieten unter diesen Versuchsbedingungen und der vom Hersteller optimal durchgeführten Wartung die in der Abwasserverordnung und in den Zulassungsgrundsätzen des DIBt geregelten Ablaufwerte [FLASCHE 2002].

Tabelle 3.1 zeigt die bei der Prüfung geforderten Ablaufparameter. Die grenzwertrelevanten Parameter werden um einige wichtige Ablaufwerte erweitert. Die Höhe der Ablaufkonzentrationen ist von der Reinigungsstufe abhängig.

Tabelle 3.1 Anforderungen an die Ablaufqualität des gereinigten Abwassers bei der Prüfung zur bauaufsichtlichen Zulassung [DIBT 2006]

Ablaufqualität nach Reinigungsstufen	CSB	BSB ₅	NH ₄ -N	N _{anorg}	P _{GES}	AFS	Coli
	in mg/l						pro 100 ml
C-Elimination (Klasse C)	150 (100)	40 (25)				75	
C-Elimination inkl. Nitrifikation (Klasse N)	90 (75)	20 (15)	10			50	
C-Elimination inkl. N-Elimination (Klasse D)	90 (75)	20 (15)	10	25		50	
Vorhergehende Klassen inkl. P-Elimination (Klasse C / N / D + P)					2 ^{*)}		
Vorhergehende Klassen inkl. Hygienisierung (Klasse C / N / D + H)							100

Probenahme: qualifizierte Stichprobe, auch als 24-Stunden-Mischprobe (Werte in Klammern)

AFS ... abfiltrierbare Stoffe

^{*)} Probe ist als 24-Stunden-Mischprobe zu ziehen.

Nach der Prüfung werden in der Zulassung die technischen Anforderungen an den Einbau, den Betrieb und die Wartung der bauaufsichtlich zugelassenen Kleinkläranlage festgeschrieben.

Der Bau und Betrieb von naturnahen Verfahren oder anderen Sonderbauformen bedarf grundsätzlich einer Einzelfallzulassung durch die unteren Wasserbehörden, da diese Anlagen – mit einzelnen Ausnahmen – nicht bauaufsichtlich zugelassen sind.

3.2 Prinzipieller Aufbau von Kleinkläranlagen

Den Kleinkläranlagen ist grundsätzlich eine **mechanische Abwasserreinigungsstufe** nach DIN 4261 – T. 1 (2002) vorzuschalten. Zur Minimierung des zulaufenden Feststoffanteils, dem Primärschlamm, wird eine Absetzgrube oder eine Ausfallgrube mit unterschiedlicher Kammeranzahl eingesetzt. Sie dient dem Schutz nachfolgender Prozesse und Apparate. Je nach Aufbau und Größe kommt es zu einer Vergleichmäßigung der zulaufenden Fracht und/oder einem anaeroben Teilabbau. Gleichzeitig kann in der Vorklärung der Sekundärschlamm, d. h. sich bildender, überschüssiger Schlamm aus der biologischen Stufe, mit gespeichert werden. In Tabelle 3.2 sind die Bemessungsgrößen zusammengestellt.

Tabelle 3.2 Vorgaben zur mechanischen Vorreinigung [DIN 4261 – T. 1, 2002]

	Einheit	Einkammer-absetzgrube	Mehrhammer-absetzgrube	Mehrhammer-ausfallgrube
Nutzvolumen	I/E	300	500	1.500
Minimales Gesamtvolumen	I	2.000	2.000	6.000
Maximale Schlammfüllhöhe	%	70	50	50
Verringerung der BSB ₅ -Fracht des Rohabwassers [DIBT 2006] auf	g/(E·d)	50	40	40
Hinweis		Nur Grobent-schlammung	Volumen zur Speicherung von Sekundärschlamm ist zusätzlich zu berücksichtigen.	Mindestanzahl der Kammern: drei

Nach DIBT (2006) verändert sich die planerisch anzusetzende Gesamtschlammmenge für technische Anlagen auf kleiner oder gleich 350 I/E. Die Vorklärung ist bei Tropfkörpern mehrkammerig auszubilden. Sie besteht bei den anderen technischen Anlagentypen meist aus einer Kammer.

Bei den SBR-Anlagen (sequenziell belüfteter Reaktor) puffert das Absetzbecken gleichzeitig die zufließenden Abwassermengen während des Absetz- und Pumpvorganges ab, so dass es mit einem zusätzlichen Volumen von mindestens 300 l auszulegen ist.

Pflanzenkläranlagen, Sandfilterschächten und Bodenkörperfiltern sind Mehrkammerausfallgruben als Vorklärung vorzuschalten [DWA-A 262, 2006; DIBT 2006].

Neuere Entwicklungen führten zum Rotteverfahren als Teil einer Vorklärung. Bei diesem wird der Feststoffanteil aus dem zufließenden Abwassergemisch durch das Einbringen von Säcken, Behältern oder ähnlichen Hilfsmitteln herausgefiltert. Der nutzbare Stapelraum ist mit größer oder gleich 200 l/E und einer maximalen Beschickung von 1.000 l/(m²-d) anzusetzen [DWA-A 262, 2006]. Die Fremd-Schlammensorgung kann wegen der sich anschließenden Kompostierung und Verbringung des separierten Klärschlammes auf dem eigenen Grundstück entfallen.

Aufgrund mangelhaften Rückhalts suspendierter Abwasserinhaltsstoffe ist dem Rottebereich eine Mehrkammergrube mit mindestens 500 l/E nachzuschalten [DWA-A 262, 2006].

Um Gerüche und biogene Korrosion im Beckenbereich zu vermindern, muss diese Vorreinigungsstufe belüftet werden. Die Querlüftung (Bild 3.2) verläuft meist vom Ablauf der Kläranlage bzw. von der mit Lüftungslöchern versehenen Behälterabdeckung über die Falleitung des Wohnhauses zur Dachentlüftung. Im Falle einer mangelhaften Dachentlüftung müssen zur Zwangslüftung Rohrbelüfter in den Zu- und Ablauf der Kleinkläranlage eingebaut werden.

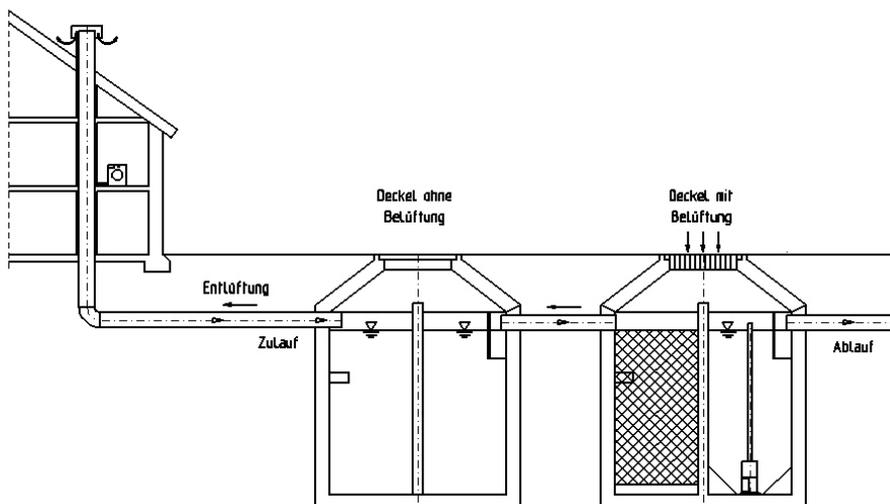


Bild 3.2 Typische Querlüftung über das Dach [LKT 2007]

Die **biologische Abwasserreinigung** findet mit Hilfe eines der in Bild 3.3 genannten Verfahren statt. Dabei wird zwischen naturnahen und technischen Verfahren unterschieden, bei denen je nach Anlagentyp suspendiert oder sessil vorliegende Mikroorganismen den Abbau der organischen und stickstoffhaltigen Fracht übernehmen. Die Sauerstoffzufuhr erfolgt über eine natürliche oder über eine künstliche (Zwangs-)Lüftung.

Prinzipiell bildet die biologische Reinigungsstufe die Wirkungsweise natürlicher Vorgänge ab. Die technischen Anlagentypen sowie Abwasserteiche ähneln dem Reinigungsvorgang in limnischen bzw. aquatischen Systemen [LEMMER 1996, LORCH 1996].

In Pflanzenkläranlagen kommt zusätzlich noch der Reinigungsvorgang der bewachsenen Bodenzone dazu, weshalb dieser Anlagentyp auch als „bewachsener Bodenfilter“ bezeichnet wird und als ein technisches Feuchtbiotop anzusehen ist [WISSING ET AL. 2002]. Er unterscheidet sich von den aquatischen Systemen durch den Wechsel oxidischer, anoxischer sowie anaerober Zonen auf kleinstem Raum [MUDRACK ET AL. 2003, CYPIONKA 2006]. Pflanzenkläranlagen weisen durch die verschiedenen Regionen innerhalb des Beetes unterschiedliche Reinigungsprozesse mit wechselndem Einfluss auf die Umsetzung biologisch abbaubarer Stoffe auf. Neben den im aquatisch-limnischen Bereich üblichen mikrobiologischen Abbauprozessen treten in ihnen weitere, unterschiedlich stark wirkende Prozesse auf [nach BÖRNER 1992, LÜTZNER ET AL. 2000]:

- die Reinigung durch die Filter- und Siebwirkung des Bodens,
- die Adsorption von kolloidalen Stoffen an mineralische Bodenpartikel oder an organische Substanzen,
- der Ionenaustausch an Mineralien, Huminstoffen und Eisenoxiden,
- die chemische Reinigung durch Reaktionen im Wurzelbereich (z. B. Fällungsreaktionen, Oxidation von Eisen, Mangan, H₂S) sowie
- die Aufnahme von Abwasserinhaltsstoffen durch Sumpfpflanzen (Helophyten).

„Die Rhizosphäre (Wurzelraum – der Verf.) unterscheidet sich in ihren Eigenschaften deutlich von einem nicht durchwurzelten Bodenkörper“ [RÖSKE ET AL. 2005]. Die Wurzelausscheidungen (Exsudate) der Pflanzen „dienen als wichtige zusätzliche mikrobielle Substrate“ [WISSING ET AL. 2002]. Zudem ist die Bakteriendichte in der bewachsenen Zone höher als in der unbewachsenen [HOFMANN 1992, GISI 1990, beide zit. in WISSING ET AL. 2002].

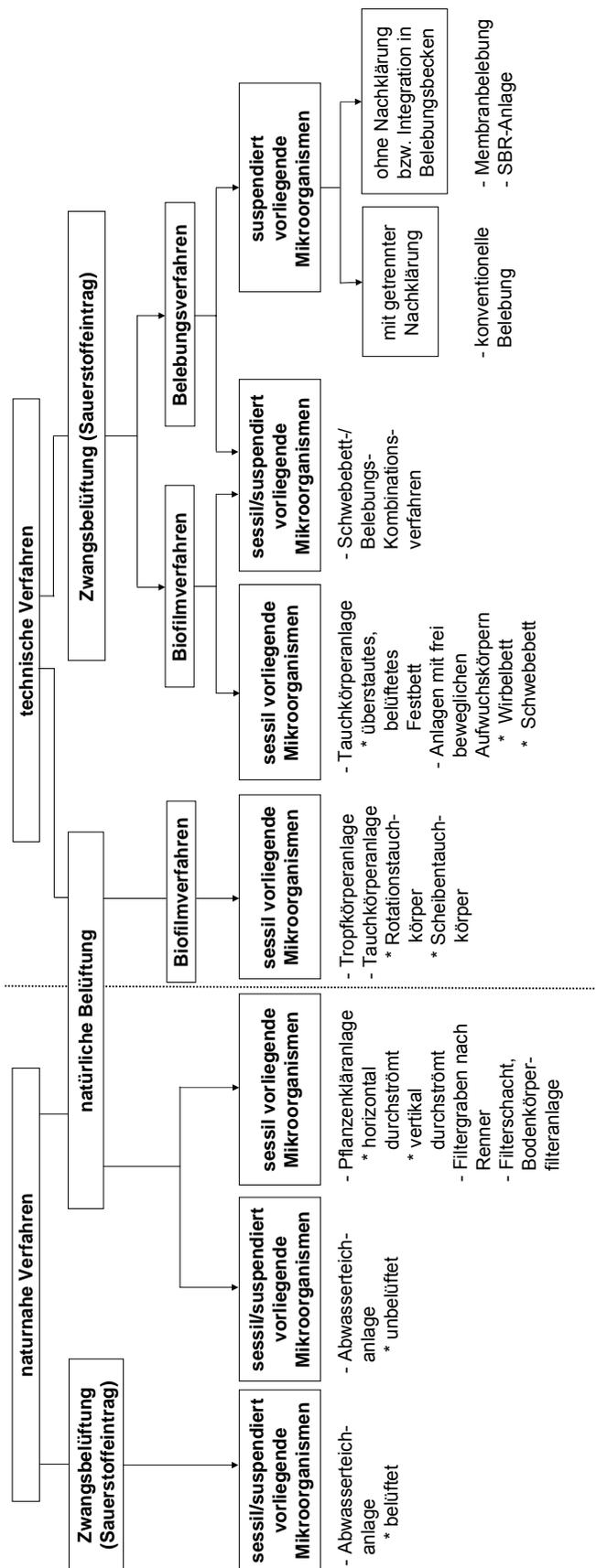


Bild 3.3 Aufteilung der Anlagentypen zur Reinigung von Abwässern

Naturnahe Verfahren zeichnen sich durch minimalen Einsatz von Apparatetechnik, meist nur im Vorklärbereich, und einen teilweise hohen Platzbedarf aus. Das zu reinigende Abwasser läuft der Vorklärung zu. Aus der feststofffreien Phase wird das Abwasser zuerst in einen Pumpschacht gefördert und anschließend im Pflanzenbeet, Bodenkörperfilter oder Filtergraben verteilt. Im Beet bzw. Graben befinden sich Mikroorganismen in Kiesschichten, die die gelösten organischen Stoffe aus dem Abwasser abbauen.

Die Belüftung erfolgt vorzugsweise über das Nachsaugen von Luft in den Bodenkörper nach einer Beschickung mit zu reinigendem Abwasser. Im Winter kommt es weiterhin zu einem Lufteintrag durch das Temperaturgefälle (Kaminwirkung). Bei Pflanzenkläranlagen unterstützen zudem die Pflanzen den Eintrag durch das Aufsprengen von Poren mit Hilfe ihres Wurzelwerks und geben in der Nähe ihrer Wurzeln ebenfalls Sauerstoff ab. Nach dem Abbau der organischen Stoffe gelangt das gereinigte Abwasser in einen weiteren Pumpschacht und anschließend in die Versickerung.

Abwasserteiche besitzen meist keine Vorklärung.

Die **technischen Verfahren** weisen im Vergleich zu den naturnahen Verfahren eine hohe apparative Ausstattung, jedoch einen geringeren Platzbedarf auf. Im biologischen Teil befinden sich je nach Typ feste, rotierende oder schwimmende Einbauten, an denen sich Mikroorganismen ansiedeln können, die die Schadstoffe aus dem Abwasser entnehmen. Einige Anlagentypen arbeiten mit suspendierten Mikroorganismen ohne Einbauten in der biologischen Stufe. Pumpentechnik ist obligatorisch.

Die Anlagentypen haben in ihrer biologischen Stufe einen unterschiedlichen Flächen- und Volumenbedarf, wie Tabelle 3.3 zeigt.

Die Belüftung der Anlage erfolgt meist mittels Membranrohrbelüfter, Tellerbelüfter oder Injektorbelüfter. Nur beim Tropfkörperverfahren, welches neben den naturnahen Pflanzenkläranlagen sowie Abwasserteichen zu den ältesten Abwasserreinigungsverfahren in der Kleinkläranlagentechnik gehört, wird die Belüftung durch eine natürliche Belüftung ähnlich der der naturnahen Verfahren realisiert. Zusätzlich trägt das Versprühen des Rücklaufwassers über den Tropfkörper zur Erhöhung des Sauerstoffgehaltes im Bett bei.

SBR-Anlagen und Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern werden zurzeit jedoch häufiger eingebaut, da sie sich sehr gut zur Nachrüstung bestehender bzw. sanierter Sammelgruben eignen.

Tabelle 3.3 Netto-Flächen- und -volumenbedarf der biologischen Stufe sowie Verweilzeit in dieser für verschiedene Anlagentypen [BOLLER 1995; FELDE ET AL. 2001; ATV- A 281, 2001; BDZ-AK 2007; DIBT 2006]

Anlagentyp	Oberfläche in m ² /E	Volumen in m ³ /E	Verweilzeit	Nitrifikation
Abwasserteich, belüftet	3	4 ... 7	> 3 ... 6 d	±
Abwasserteich, unbelüftet	10	10 ... 15	> 20 d	-
Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern	25 ... 30 ^{*)}	0,14 ... 0,4	> 3 h	+
Belebung, Schwachlast-	0,12 ... 0,25	0,3 ... 0,5	1 ... 3 d	+
Bodenkörperfilter	2 ... 3 ^{*)}	0,6 ... 1		±
Festbett, überstaut, belüftet; nitrifizierend	0,005 ... 0,01 15 ... 20 ^{*)}	0,03 ... 0,05	30 ... 50 min	+
Festbett, überstaut, belüftet; nicht nitrifizierend	0,004 ... 0,01 6 ... 10 ^{*)}	0,013 ... 0,03	20 ... 40 min	-
Scheiben-/Rotationstauchkörper; nitrifizierend	... 0,18 20 ... 26 ^{*)}	0,17 ... 0,25	10 ... 20 h	+
Scheiben-/Rotationstauchkörper; nicht nitrifizierend	0,04 ... 0,07 12 ... 15 ^{*)}	> 0,06	8 ... 15 h	-
Pflanzenkläranlage, horizontal durchströmt	5 ... 12	3 ... 8	4 ... 10 d	±
Pflanzenkläranlage, vertikal durchströmt	> 2,5	> 2,5	< 7 d ^{**)}	+
Schwebebett/Belebung (Kombiverfahren)	13 ... 27 ^{*)}	0,78 ... 1,3	1 ... 3 d	+
SBR-Anlage	0,1 ... 0,25	0,3 ... 0,5	1 ... 3 d	+
Tropfkörperanlage, nitrifizierend	0,17 ... 0,3	0,25 ... 0,35	6 ... 10 min ^{3*)}	+
Tropfkörperanlage, nicht nitrifizierend	0,05 ... 0,08	0,13 ... 0,18	3 ... 6 min ^{3*)}	-

^{*)} Oberfläche Aufwuchsträger

^{**)} LÜTZNER ET AL. (2000): Vielfaches von 30 min. bei voller Belastung

^{3*)} Tropfzeit

Mit diesen verfahrenstechnischen Varianten ist nur ein Abbau der kohlenstoff- und stickstoffhaltigen Fracht möglich. Eine Fällung/Flockung zur Minimierung der Phosphorfracht kann im Nachklärbecken integriert, aber auch der Anlage nachgeschaltet werden.

Eine Reduzierung der Keime ist mit einer Hygienisierungsstufe möglich. Diese wird entweder unabhängig von der eigentlichen Anlage nachgeschaltet (derzeit UV-Bestrahlung) oder als eigenständiger Verfahrenstyp (Membranbelebungsanlage) angeboten.

Bei der Membranbelebung muss zwischen Mikrofiltration (bis 0,1 µm Partikelgröße) und Ultrafiltration (bis 0,004 µm Partikelgröße) je nach gewünschter Rückhalteleistung und Nutzung des Filtrates unterschieden werden. Die UV-Bestrahlung verursacht einen geringeren Wartungsaufwand als die Membranfiltration. UV-absorbierende Stoffe, wie Huminstoffe, oder die Strahlung ablenkende bzw. reflektierende Trübstoffe schränken allerdings deren Wirkung ein.

Derzeit wird die Einsatzfähigkeit der Elektrolyse mit Diamantelektroden zur Desinfektion im Kleinkläranlagenbereich geprüft. Die desinfizierende Wirkung wird den OH-Radikalen [DEBUS 2007] bzw. dem aus dem Chloridgehalt des Abwassers erzeugten Hypochlorit und der unterchlorigen Säure zugeschrieben [KRAFT ET AL. 2006]. Dieses Verfahren hat den Vorteil, dass zusätzlich zur Desinfektion schwer abbaubare organische Stoffe eliminiert werden.

Anlagentypen mit Hygienisierung sind in Deutschland noch selten anzutreffen, da die Notwendigkeit der Brauchwassernutzung in der Region nicht gegeben ist. Die niedrigeren Ablaufwerte mit einer Verringerung der Keimzahl werden jedoch immer häufiger in Trinkwasserschutzzonen verlangt.

In Tabelle 3.4 werden Vor- und Nachteile der einzelnen Anlagentypen genannt [BARJENBRUCH ET AL. 2001, BLANK ET AL. 2007, FLASCHE 2002, KOLLATSCH 1992, KUHBIER ET AL. 2000, LÜTZNER ET AL. 2000, MÜLLER ET AL. 2007, MUDRACK ET AL. 2003, OTTERPOHL 2002, OTTO 2000, PEUKERT 2001, ROSENWINKEL ET AL. 1998, SCHREFF 2001, TOMME ET AL. 2001]. Einige Details sind herstellerepezifisch und nicht auf alle Anlagen eines Typs zutreffend. Diese wurden mit einem Stern gekennzeichnet.

Viele Kleinkläranlagen reagieren auf Belastungsstöße oder Unterbrechungen über sechs Wochen mit Einbußen in der Reinigungsleistung. Daher ist ein Einsatz im Saisonbetrieb nicht ratsam.

Tabelle 3.4 Vor- und Nachteile verschiedener Anlagentypen

Anlagentyp	Vorteile	Nachteile
Abwasser- teiche	<ul style="list-style-type: none"> - Reinigungsleistung hoch - relativ wartungsarm - betriebsstabil - Mitbehandlung von Niederschlagswasser möglich 	<ul style="list-style-type: none"> - hoher Flächenbedarf mit Untergrundabdichtung - Absperrung/Umzäunung notwendig - neigt zur Kurzschlussströmung - Geruchsbildung bei schlechter Durchmischung möglich - Algenabtrieb im Ablauf - witterungsabhängig - Verschlämzung
Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchs- körpern	<ul style="list-style-type: none"> - Nachrüstbarkeit in Dreikammergruben und überlasteten Belebungsanlagen - Erhöhtes Schlammalter, Raumumsatz - prozessstabil auch bei Überlast - verbesserte Absetzeigenschaften im Nachklärbecken - niedrigere Schlammproduktion als Belebungsanlagen 	<ul style="list-style-type: none"> - Verstopfungsgefahr - Austrag von Aufwuchskörpern
Belebungs- anlage, konventionell durchströmt	<ul style="list-style-type: none"> - wenig Einbauten 	<ul style="list-style-type: none"> - hoher Wartungsaufwand - instabil, stör anfällig - Unterlast führt zu Flockenabtrieb - empfindlich bei Belastungsstoß, -unterbrechung, Unterlast
Bodenkörper- filteranlage	<ul style="list-style-type: none"> - minimale Betriebskosten - einfache Wartung 	<ul style="list-style-type: none"> - empfindlich bei Belastungsstößen - Verstopfungsgefahr - Kurzschlussströmung
Festbett, überstaut, belüftet	<ul style="list-style-type: none"> - keine Ausschwemmung von Belebtschlamm möglich 	<ul style="list-style-type: none"> - empfindlich bei Belastungsunterbrechung > 6 ... 8 Wochen - unsachgemäßer Einbau möglich (Festbett nicht übereinander) - mittlere bis geringe Betriebsstabilität * - Wechsel der Belüfter ungünstig *
Membran- belebungs- anlage	<ul style="list-style-type: none"> - Entkeimung, Brauchwassernutzung - Belastungsstöße werden abgefangen - kein Austrag von Biomasse - kleine Beckenvolumina - Schlammanfall gering 	<ul style="list-style-type: none"> - wartungsintensiv - erhöhte Betriebskosten
Pflanzenklär- anlage, horizontal durchströmt	<ul style="list-style-type: none"> - hohes Puffervermögen - geringe Wartungsintensität - geringe Betriebskosten 	<ul style="list-style-type: none"> - mittlerer Flächenbedarf, Umzäunung - Kurzschlussströmung möglich - Verstopfungsgefahr - Einsatz nur bis zur Baumgrenze im Gebirge
Pflanzenklär- anlage, vertikal durchströmt	<ul style="list-style-type: none"> - Reinigungsleistung hoch - hohes Puffervermögen - geringe Wartungsintensität - geringe Betriebskosten 	<ul style="list-style-type: none"> - Witterungsabhängigkeit - kaum Steuerungsmöglichkeit - meist Einzelgenehmigung notwendig *

* herstellerabhängig

Tabelle 3.4 Vor- und Nachteile verschiedener Anlagentypen (Fortsetzung)

Anlagentyp	Vorteile	Nachteile
SBR-Anlage	<ul style="list-style-type: none"> - Nachrüstbarkeit in Dreikammergruben - kein Nachklärbecken erforderlich - Nitrifikation einfach erreichbar - hohes Puffervermögen bei Überlast und hydraulischen Stoßbelastungen 	<ul style="list-style-type: none"> - empfindlich gegen hydraulische Unterlast - differierendes Eindickverhalten in Abhängigkeit der BSB₅-Belastung, des Schlammalters, Sauerstoffgehalts, der Turbulenz, der Wassertemperatur - Schlammabtrieb möglich - ungünstige Probenahmesysteme *
Scheibentauch-/ Rotations-tauchkörper	<ul style="list-style-type: none"> - bei gleichmäßiger Belastung ist Reinigungsleistung hoch - robust - betriebssicher * - höheres hydraulisches Puffervermögen im Vergleich zum Tropfkörper - oberirdische Aufstellung möglich 	<ul style="list-style-type: none"> - empfindlich gegen Stoßbelastung, bei Belastungsunterbrechungen > 6 ... 8 Wochen - Verschlämzung der Bewuchskörper möglich
Schwebebett/ Belebung (Kombiverf.)	<ul style="list-style-type: none"> - Nachrüstbarkeit in Dreikammergruben und überlasteten Belebungsanlagen - Erhöhung Biomassekonzentration durch Zugabe von Aufwuchskörpern problemlos - Erhöhtes Schlammalter, hoher Raumumsatz - Reduzierung der Rücklaufschlammförderung - höhere hydraulische Belastbarkeit der Nachklärbecken - verbesserte Absetzeigenschaften im Nachklärbecken - Entkoppelung von Kohlenstoffelimination und Nitrifikation - niedrigere Schlammproduktion als Belebungsanlagen 	<ul style="list-style-type: none"> - Verstopfungsgefahr - Austrag von Aufwuchskörpern
Tropfkörperanlage	<ul style="list-style-type: none"> - Reinigungsleistung hoch bei rein häuslichem Abwasser - geringere Betriebskosten im Vergleich zu anderen technischen Anlagen - robust - betriebssicher * - einsatzfähig im alpinen Raum 	<ul style="list-style-type: none"> - empfindlich gegen Stoßbelastung, bei Überlast, Belastungsunterbrechung > 6 ... 8 Wochen - bedingte Steuerung über Rezirkulation - lange Einfahrzeiten - große Bautiefe - teilweise witterungsabhängig

* herstellerabhängig

Zum Abschluss der biologischen Behandlung wird bei den meisten technischen Verfahren eine Nachklärung (**mechanische Reinigungsstufe**) nachgeschaltet. Der Überschussschlamm sedimentiert und wird anschließend ins Vorklärbecken gepumpt und

dort gelagert. Bei den naturnahen Verfahren, dem SBR- sowie Membranbelebungsverfahren ist eine Nachklärung nicht notwendig.

Das gereinigte Abwasser wird in einen stets Wasser führenden Vorfluter mit einer ausreichenden Gewässerqualität entsorgt oder, sofern kein Oberflächengewässer zur Verfügung steht, versickert. Als Versickerungssysteme kommen zum Einsatz:

- Sickergraben nach DIN 4261 – T. 1 (2002),
- Untergrundverrieselung nach EBERS und BISCHOFBERGER [EBERS ET AL. 1992],
- Sickermulden gemäß DWA-A 138 (2005) oder
- Sickerschächte nach DIN 4261 – T. 1 (2002).

Sickerschächte mit ihrer punktförmigen Einleitung biologisch behandelten Abwassers sind zum Teil nicht mehr zugelassen [BB-KKA 2003, R-SCHUTZ 2005, UFB 2007].

Die Ausführung der Versickerungsanlage ist von den Grundwasser- und Bodenverhältnissen abhängig. Der Mindestabstand der Unterkante der Versickerungsanlage zum höchsten Grundwasserstand beträgt 60 cm [DIN 4261 – T. 1; 2002], wird jedoch teilweise von der obersten Wasserbehörde deutlich höher festgelegt [BB-KKA 2003]. Die Versickerungsstränge dürfen nicht befahren oder überbaut werden, um die Belüftung zu gewährleisten. Ebenso ist die Bepflanzung mit tief wurzelnden Gewächsen nicht gestattet. Die Beschickung erfolgt stoßweise. Unterirdischen, flächigen Versickerungssystemen ist ein Kontroll- bzw. Verteilerschacht zu Beschickungs- und Wartungszwecken vorzuschalten.

Für eine umfangreiche Darstellung der Verfahrenstechnik einzelner Anlagentypen wird auf die Zulassungsunterlagen der jeweiligen Hersteller bzw. auf die Literatur von BOLLER ET AL. (2002), FINKE (2001), FLASCHE (2002) und GOLDBERG (2006) verwiesen.

3.3 Technische Regelungen zum Betrieb von Kleinkläranlagen

Die Kleinkläranlage ist von fachkundigen Firmen einzubauen sowie zu warten. Die Fachkunde ist durch eine entsprechende Berufsausbildung sowie einschlägige Qualifizierungs- und Weiterqualifizierungsmaßnahmen nachzuweisen [DIBT 2006].

Für die Anlagen gelten beim Betrieb die Auflagen in der Zulassung zzgl. die des DIBT (2006) für Bauten ab 2005 bzw. die der DIN 4261 – T. 4 (1984) für Anlagen mit Baujahr bis

einschließlich 2004. In diesen werden Regelungen zur Eigen- und Fremdkontrolle (Wartung) getroffen. Die Tätigkeiten bei der **Eigenüberwachung** aus Tabelle 3.5 muss eine sachkundige Person durchführen [DIBT 2006].

Tabelle 3.5 Vom Betreiber im Rahmen der Eigenüberwachung durchzuführende Tätigkeiten

Häufigkeit	Durchzuführende Tätigkeiten	n. DIN 4261 – T. 4 (1984) ^{*)}	n. DIBT (2006) ^{**)}	DWA-A 262 (2006) – PKA
täglich	Anlage in Betrieb	●	●	
	Unangenehme, intensive Gerüche	●		
	Im Winter bei Pflanzenkläranlagen: Auslauf der Beschickung (Frost)	●		
wöchentlich	Ablesen des Betriebsstundenzählers	●		
	Ablesen anderer Anzeigeeinstrumente	●		
	Kontrolle auf Überstau der Anlage oder –teile	●		
	Kontrolle auf Eintrübung oder Verfärbung des Ablaufs (klar, hellbraun)	●		
	Prüfung der Funktion von <ul style="list-style-type: none"> • Lufteintrag (Blasenbild) • Schlamm- und Abwasserrückführung (Pumpen) • Beschickungs- und Verteilereinrichtungen • Versickerung (Ablauf des Abwassers) 	●		
monatlich	Sichtkontrolle auf			
	• Schlammabtrieb ins Nachklärbecken oder in den Ablauf	●	●	●
	• Pfützenbildung: Tropfkörper, Pflanzenkläranlage	●		●
	• Abtrieb von Schweb- oder Wirbelkörpern	●		
	• Ungehinderten Durchfluss durch alle vorhandenen Rohrleitungen	●	●	●
	• Wasserspiegel			●
	• das Aussehen der erwünschten Pflanzen, das Vorhandensein anlagenfremder Pflanzen bei Pflanzenkläranlagen	●		●
	Beseitigung von Schwimmschlamm im Nachklärbecken	●	●	
	Ablesen des Betriebsstundenzählers		●	●
	Zulauf bei Bedarf reinigen			●
Kontrolle der Pumpen			●	

^{*)} Tätigkeiten sind an den Anlagentyp anzupassen.

^{**)} am Beispiel einer Belebungsanlage

Falls der Betreiber diese Sachkunde aufgrund seiner Ausbildung, seiner Kenntnisse und Erfahrungen oder durch seine praktische Tätigkeit nicht nachweisen kann, ist eine sachkundige Person zu beauftragen.

Die Kontrollen für den Betreiber wurden hinsichtlich der zeitlichen Abstände wie auch der Tätigkeiten vereinfacht. Herausgenommen wurden die Kontrolltätigkeiten, die teils Fachwissen benötigen, wie die Prüfung des Blasenbildes. Die hier entfallenden Tätigkeiten sind in der Wartung zu erbringen. Trotzdem wird eine sehr gute Konstitution der sachkundigen Person verlangt, da auch nach den neuesten Vorschriften unabhängig vom Anlagentyp Schächte zu öffnen und die darin befindlichen Becken zu begutachten sind.

Die Forderung nach der Sachkunde des Betreibers oder einer anderen Vertrauensperson konnte bisher in der Praxis nicht umgesetzt werden.

Beim Betrieb der Anlagen, die nach 2004 wasserrechtlich zugelassen wurden, ist ein veränderter **Fremdwartungs**rhythmus vom DIBT (2006) unter der Voraussetzung des Einbaus einer Netzausfallerkennung vorgeschlagen worden. Dieser widerspricht teils den Festlegungen der DIN 4261. Daher wurden einzelne Teile dieser DIN-Norm zurückgezogen. Die neuen Wartungszyklen sind in Tabelle 3.6 zu finden.

Tabelle 3.6 Für Kleinkläranlagen festgelegte Wartungszyklen in Abhängigkeit ihrer Reinigungsklasse [DIBT 2006]

Klasse entsprechend Ablaufeigenschaften	Anzahl der Wartungen pro Jahr	
	2 x (alle 6 Monate)	3 x (alle 4 Monate)
C	●	
N	●	
D	●	
C / N / D + P		●
C / N / D + H		●
C / N / D + P und H		●

Tabelle 3.7 fasst die fachgerecht durchzuführenden Tätigkeiten an technischen Anlagen mit den Festlegungen in der DIN 4261 – T. 4 (1984) und der DIBT (2006) zusammen. Arbeiten, die bei jeder Wartung auszuführen sind, wurden mit einem Punkt, in allen anderen Fällen mit der Häufigkeit gekennzeichnet.

Für naturnahe Verfahren wird hinsichtlich der Wartungsaufgaben zwischen Pflanzenkläranlagen (PKA) und Abwasserteichen (AWT) unterschieden. Die dafür in den Richtlinien DWA-A 262 (2006) und DWA-A 201 (2005) geforderten Wartungsaufgaben sind ebenfalls in Tabelle 3.7 aufgeführt.

Tabelle 3.7 Tätigkeiten bei der Wartung durch Fremdfirmen

Durchzuführende Tätigkeiten	n. DIN 4261 T. 4 (1984) ^{**)}	n. DIBT (2006) ^{3*)}	n. DWA-A 262 (2006) - PKA	n. DWA-A 201 (2005) - AWT
Wartungshäufigkeit (für C/N/D-Anlagen)	3x/a	2x/a	1x/a	
Beprobung				
• Parameter BSB ₅	2x/a			
• Parameter CSB		2x/a		
• O ₂ , Schlammvolumen (im Belebungsbecken)	3x/a	2x/a		
• TS _{BB} , ISV (im Belebungsbecken)	3x/a			
• Temperatur, pH-Wert, absetzbare Stoffe	3x/a	2x/a		
• Abfiltrierbare Stoffe im Ablauf der Vorklärung			●	
• NH ₄ -N, N _{anorg} , P _{GES} , Trübung 520 nm (je nach Anlagenklasse)		2x/a		
Einsichtnahme ins Betriebstagebuch	●	●	●	
Funktionskontrolle der maschinellen, elektronischen und sonstigen Anlagenteile	●	●	●	●
Wartung der maschinellen Einrichtung	●	●	●	●
Funktionskontrolle Steuerung, Alarmeinrichtung		●	●	
Einstellen optimaler Betriebswerte	●	●		
Feststellen der Schlammspiegelhöhe mit evtl. notwendiger Veranlassung der Schlammabfuhr	●	●	●	●
• Max. Füllhöhe des Schlammspeichers		70 %		
• Max. Füllhöhe der Einkammerabsetzgrube ^{*)}	70 %			
• Max. Füllhöhe der Mehrkammerausfallgrube ^{*)}	50 %			
Kontrolle Ablaufdränung			●	
Kontrolle Wasserspiegel, Kolmation			●	
Kontrolle Aussehen der Pflanzen, Vorhandensein anlagenfremder Pflanzen, Bewirtschaftung			●	●
Kontrolle des Zu- und Ablaufs, ggf. reinigen			●	●
Durchführung allgemeiner Reinigungsarbeiten	●	●		
Überprüfung des baulichen Zustandes der Anlage	●	●	●	
Kontrolle der Be- und Entlüftung		●	à 5 a	
Erstellung eines Wartungsberichtes	●	●	●	

^{*)} aus DIN 4261 – T. 1 (2002)

^{**)} Tätigkeiten sind an den Anlagentyp anzupassen.

^{3*)} am Beispiel einer Belebungsanlage

Diskrepanzen im Bereich der Wartung technischer Anlagen bestehen besonders bei der Häufigkeit und dem Umfang der Probenahme. Während nach der auslaufenden DIN noch der BSB₅ zu beproben war und der CSB nicht genannt wird, greift das DIBt auf die Erkenntnis zurück, dass im Allgemeinen der BSB₅-Grenzwert eingehalten wird, wenn der CSB innerhalb der Grenze von 150 mg/l liegt. STRAUB (2007) bestätigte, dass nur zwei Prozent der Anlagen den BSB₅ nicht einhielten, während der CSB-Grenzwert erreicht wurde. Dagegen gab es bis zu 21 Prozent Überschreitungen des CSB bei Einhaltung der 40 mg/l BSB₅.

Eine ordnungsgemäße Schlammabfuhr ermöglicht bei sonst gleichbleibenden Bedingungen eine zuverlässige Funktion der Kleinkläranlagen. Für die Schlammentsorgung sind die abwasserbeseitigungspflichtigen Körperschaften verantwortlich. Das empfohlene Modell zur Schlammentsorgung ist die bedarfsgerechte Abfuhr, deren Notwendigkeit durch die Schlammspiegelmessung bei der Wartung festgestellt wird. FLASCHE (2004) fordert hier eine Entleerung mindestens alle fünf Jahre. Aber auch die regelmäßig einmal jährlich stattfindende Abfuhr wird noch praktiziert – stellt jedoch nicht mehr eine allgemein anerkannte Regel der Technik dar.

Die Hersteller sind verpflichtet, zur Sicherung der Ablaufqualität und damit zum Erhalt der Funktionstüchtigkeit der Anlage, ausführliche und verständliche Informationen für Betreiber und Wartungsfirma bereitzustellen. Nach DORGELOH ET AL. (2005) sollten diese Informationen für den Betrieb enthalten:

- Betriebsanleitungen für die Durchführung der Betreiberpflichten,
- das Betriebshandbuch,
- eine Entschlammungsanleitung,
- eine Wartungsanleitung.

Die Informationen seitens der Hersteller sind auf ihr Produkt, die Kleinkläranlage, beschränkt.

Die Wartung der Anlagen zur Verbringung des gereinigten Abwassers, z. B. einer Versickerung, wird in den Vorschriften des DIBt (2006) nicht ausdrücklich genannt. Allerdings ist sie in den geforderten „allgemeinen Wartungs- und Kontrollaufgaben“ zum Zustand der Anlage enthalten. Die DIN 4261 – T. 1 (2002) verlangt mindestens einmal jährlich eine Kontrolle der Funktionstüchtigkeit der Sickerleitungen sowie deren Belüftung.

Im Arbeitsblatt des UFB (2007) aus Sachsen wird für die Versickerung eine zweimalige Wartung im Jahr gefordert. Es konkretisiert die durchzuführenden Aufgaben, u. a. durch die Festlegung

- einer Kontrolle der ordnungsgemäßen Verteilung des abfließenden Abwassers,
- einer Kontrolle der Beschickungs- und Versickerungszeit über die Wasserstände im Kontrollschacht,
- einer Kontrolle der Versickerungsfähigkeit (Aufstau) an den senkrecht austretenden Be- und Entlüftungsleitungen,
- ggf. einer Reinigung der Sickerstränge über den Kontroll- bzw. Verteilerschacht.

Die Einleitparameter einer Kleinkläranlage hat die entsprechende Behörde zu überwachen und gegebenenfalls Maßnahmen bei Überschreitung einzuleiten. Die Kosten für die Wiederherstellung der Funktionstüchtigkeit trägt der Betreiber der Anlage.

3.4 Einflussfaktoren auf den Betrieb von Kleinkläranlagen

Der Betrieb von Kleinkläranlagen wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst. Diese werden in Bild 3.4 den jeweiligen Hauptakteuren zugeordnet, auch wenn es untereinander eine Vielzahl an Querbeziehungen gibt und diese Faktoren oft bereichsübergreifend wirken.

Als wichtige Einflussfaktoren auf die Funktionstüchtigkeit der Kleinkläranlagen werden die Qualität der Einbau- und Wartungsarbeiten sowie die Qualifikation und Weiterbildung der einzelnen Akteure angesehen.

Höherwertige Qualifikations- und Weiterbildungsmaßnahmen für Einbaufirmen, Wartungsfirmen und Schlamm Entsorger speziell im Bereich der Kleinkläranlagen fehlen oder werden bislang nur unzureichend genutzt. Ursache dafür ist die fehlende Nachweispflicht für diese Bildungsmaßnahmen bzw. für ein anerkanntes Zertifikat. Für weiterbildende Herstellerseminare wurde bislang keine Qualitätskontrolle eingeführt.

Aber auch der Betreiber beeinflusst die Funktionstüchtigkeit besonders durch seine Mitarbeit und über den Inhalt des abgeschlossenen Wartungsvertrags.

Nähere Ausführungen zu den Auswirkungen der einzelnen Faktoren auf den Betrieb der Anlagen sind in Kapitel 4 und Verbesserungsvorschläge im Kapitel 9 zu finden.

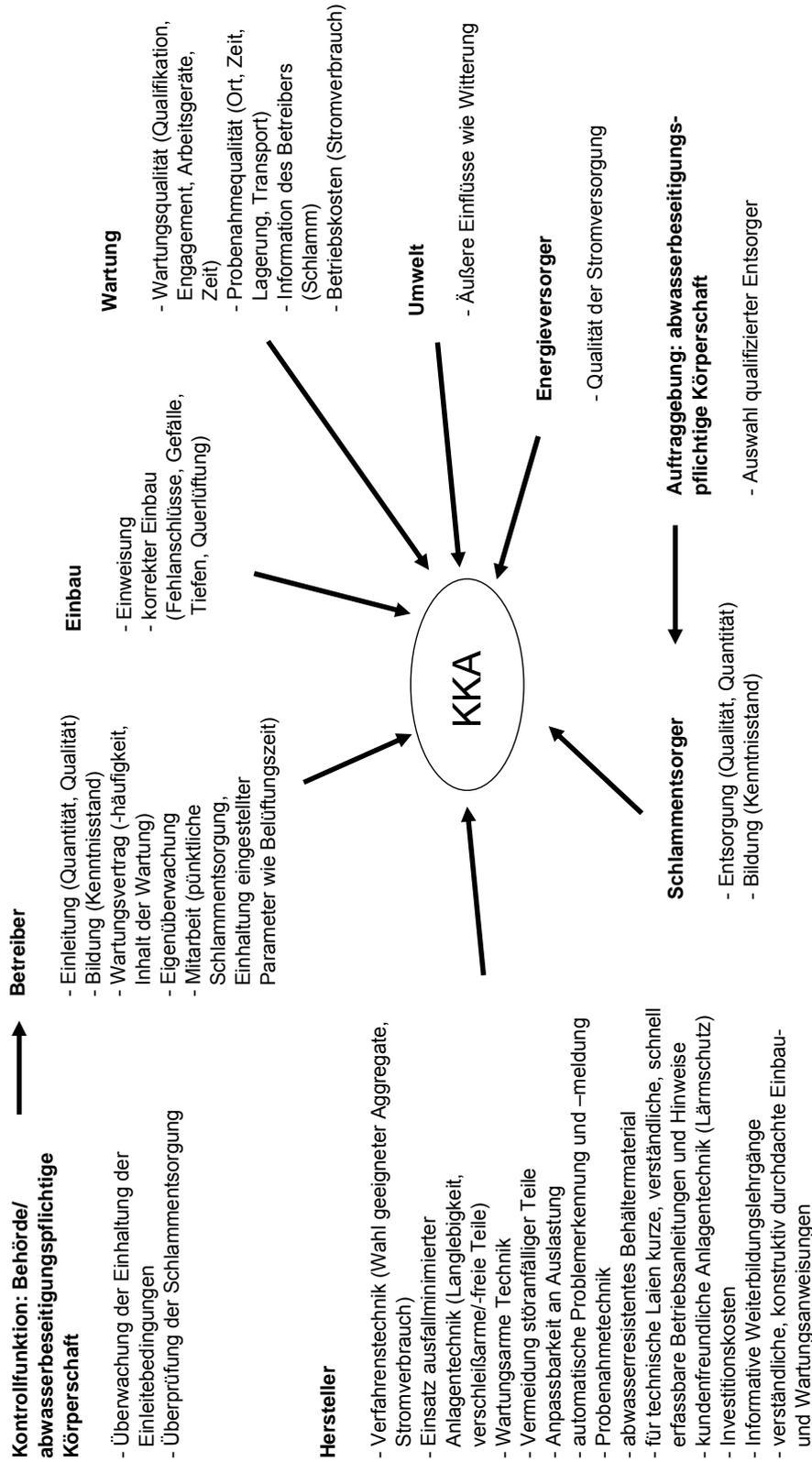


Bild 3.4 Einflussfaktoren auf den Betrieb von Kleinkläranlagen [erweitert nach STRAUB 2007]

3.5 Zusammenfassung zum Stand der Technik

Derzeit ist eine Vielzahl verschiedener Kleinkläranlagentypen zur Abwasserreinigung im ländlichen Bereich auf dem Markt, die sich in ihrem Technisierungsgrad, Flächen- und Volumenbedarf unterscheiden. Innerhalb der einzelnen Anlagentypen gibt es verfahrenstechnische Besonderheiten aufgrund unterschiedlicher Hersteller. Kleinkläranlagen eignen sich bevorzugt zur Abwasserreinigung bei quasikontinuierlicher Beschickung, weniger bei Saisonbetrieb.

Eine umfangreiche Ausbildung zum fachgerechten Einbau und zur ordnungsgemäßen Wartung der Kleinkläranlagen erfolgt nur unzureichend, da keine Forderung nach einer Zertifizierung besteht. Eine exakte Definition für die Fachkunde und Sachkunde wird in den Gesetzen vermisst.

Anforderungen zum Betrieb, zur Wartung sowie Eigenüberwachung finden sich in der DIN 4261 bzw. DIBT (2006). Die einzuhaltenden Ablaufwerte werden durch die ABVV (2004) vorgegeben und in den DIBT-Zulassungsgrundsätzen (2006) spezifiziert. Die Behörde kontrolliert die Einhaltung der Ablaufwerte.

Diese Kontrollen werden aufgrund organisatorischer Probleme nicht konsequent durchgeführt.

Der Betreiber als technischer Laie ist oft mit der Betriebsüberwachung der Anlage überfordert. Aufgrund der wachsenden Anzahl an biologischen Kleinkläranlagen und des demografischen Wandels durch die stetig steigende Lebenserwartung werden diese Probleme zunehmen. Es ist zu erwarten, dass akustische und/oder optische Warnsignale besonders ältere Betreiber verunsichern. Gleichfalls ist die Besichtigung bzw. Reinigung von Anlagenteilen innerhalb der Kläranlage bedingt durch den Kräftermangel nicht mehr möglich.

Überschreitungen der Ablaufwerte werden bei einer halbjährlichen Wartung nicht kurzfristig erkannt. Ein schnelles Eingreifen ist in dieser Situation ohne Mitarbeit der Betreiber nicht möglich.

Aber auch bei der täglichen Arbeit der Wartungsfirmen sind keine einfachen Messmethoden vorhanden, die eine schnelle und sichere Bestimmung der geforderten Ablaufwerte

gestatten. Dadurch sind Wartezeiten bei der Ermittlung der chemischen Ablaufparameter in Kauf zu nehmen. Im Falle der Funktionsuntüchtigkeit kann frühestens einige Tage später eine Änderung im Betriebsregime vorgenommen werden.

Daher wird nach Messmethoden gesucht, welche eine einfache Charakterisierung der chemischen Ablaufwerte und damit eine Erhöhung der Leistungsfähigkeit gestatten.

4 Erkenntnisse zur derzeitigen Leistungsfähigkeit von Kleinkläranlagen

Die Funktionstüchtigkeit einer Kleinkläranlage hängt von verschiedenen Faktoren, wie in Bild 3.4 dargestellt, ab. Die wichtigsten, bewertbaren Einflussfaktoren werden hier zusammenfassend vorgestellt.

Die aufgenommenen Daten stammen deutschlandweit von insgesamt 68 verschiedenen Wartungsfirmen sowie öffentlichen Einrichtungen wie Hochschulen oder Behörden (Bild 4.1). Die Wartungen führten herstellerunabhängige Firmen oder die Hersteller der Anlagen selbst durch. Es wurde auf Datenmaterial aus Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Mecklenburg-Vorpommern, Thüringen, Baden-Württemberg, Bayern, Schleswig-Holstein, Nordrhein-Westfalen sowie Niedersachsen zurückgegriffen.

In die Betrachtungen gingen elf verschiedene Anlagentypen (Tabelle 4.1) ein, wobei die Membrananlagen von weiteren Bewertungen ausgeschlossen wurden, da aufgrund des Datenmangels keine sichere statistische Aussage möglich war.

Anlagen von über 25 Herstellern stellen die Aussagekraft der Messwerte über verschiedene Anlagenverfahrenstechniken sicher. Lediglich die Datensätze der Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern werden mit etwa 77 Prozent von einem Hersteller beherrscht.

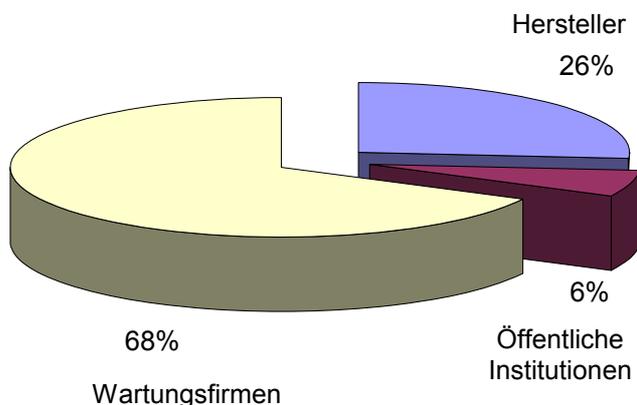


Bild 4.1 Anteil der Daten nach Informationsquellen

Einige Anlagentypen sind in ihrer Verbreitung regional auf Bayern (Bodenkörperfilter) sowie auf Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen (Abwasserteiche) beschränkt.

Die hohe Anzahl an Messwerten von einer Vielzahl verschiedener Firmen gewährleistet die Zuverlässigkeit der statistischen Ergebnisse. Da Abweichungen, Ausreißer und Falschangaben in Wartungsberichten möglich sind, werden so Fehlaussagen minimiert.

Insgesamt 73 Prozent der Werte stammen von Anlagen mit einer Anschlussgröße von kleiner oder gleich acht Einwohnerwerten (EW). Alle weiteren Aussagen beziehen sich deshalb auf diese Anschlussgröße. Ausnahmen bilden die Abwasserteiche, Belebungsanlagen und Scheiben-/Rotationstauchkörper, da sie im Bereich bis 8 EW nicht häufig zu finden sind. Auf Abweichung von den hier festgelegten 8 EW wegen Datenmangels wird gesondert hingewiesen.

Tabelle 4.1 Anlagen- und Messwerteanzahl der statistisch untersuchten Kleinkläranlagentypen bis 50 EW

Anlagentyp	Anzahl der Anlagen	Messwerte	
		Anzahl	Anteil bis 8 EW in %
Abwasserteich	72	109	26
Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern	427	1.130	89
Belebungsanlage, konventionell durchströmt	119	376	55
Bodenkörperfilteranlage, Launhardtreaktor	47	117	79
Festbett, überstaut, belüftet	454	1.013	88
Membranbelebungsanlage	2	16	100
Pflanzenkläranlage, horizontal durchströmt	86	256	72
Pflanzenkläranlage, vertikal durchströmt	774	1.970	87
SBR-Anlage	672	1.246	91
Scheibentauch-/Rotationstauchkörper	116	186	50
Tropfkörperanlage	1.546	4.961	69
Insgesamt	4.315	11.380	73

Aufgenommen wurden alle verfügbaren Daten aus Wartungs- und Untersuchungsprotokollen. Zu diesen gehörten:

- real angeschlossene Einwohner sowie Auslegungsgröße der Anlage,
- Inbetriebnahme der Anlage (Monat/Jahr),
- Wartungshäufigkeit,
- Datum der Probenahme,
- alle verfügbaren Ablauf- und Zulaufwerte (CSB, BSB₅, pH-Wert, Leitfähigkeit, Stickstoffverbindungen, Phosphorverbindungen), Sauerstoffgehalt im belüfteten Becken, Wasser- und Lufttemperatur,
- Stromverbrauch (Betriebsstundenzähler sowie Typ/Leistung des Kompressors),
- Schlammensorgungszyklus, Schlammhöhe,
- Art und Häufigkeit von Reparaturen/Instandsetzungen,
- Ausfälle der Anlagen, Problemfälle, deren Ursachen und Behebung.

Es konnten Daten seit Anfang der neunziger Jahre gesichert werden. Allerdings sind diese Daten auf Pflanzenkläranlagen sowie Tropfkörperanlagen beschränkt.

Die Zulassung der Anlagen erfolgte vor 2005, so dass bei diesen Anlagen nach DIN 4261 – T.4 (1984) eine dreimalige Wartung im Jahr gefordert wurde.

Für die statistische Bewertung, u. a. hinsichtlich der Zulaufkonzentrationen und der weitergehenden Reinigung (Stickstoff-, Phosphorelimination), wurden zusätzlich eigene Messungen durchgeführt. Eine regelmäßige Befragung aller Betreiber ermöglichte einen Abgleich der Messergebnisse mit dem Nutzerverhalten und eine Problemerkennung bei Funktionsstörungen. Die analytischen Methoden sind ausführlich in Kapitel 6 dargestellt.

4.1 Qualität und Quantität des Zu- und Ablaufwassers

Neben der einer Kleinkläranlage zufließenden Abwassermenge sind die Inhaltsstoffe des Abwassers für die Reinigungsleistung und Funktionstüchtigkeit einer Kleinkläranlage von Bedeutung. Das Abwasser stellt für jede Kleinkläranlage ein Unikat dar. Zudem sind sowohl Abwassermenge wie auch Fracht innerhalb einer Anlage Schwankungen unterworfen.

4.1.1 Quantität und Qualität der Einleitungen in die Kleinkläranlagen

4.1.1.1 Quantität des Zulaufwassers

Der Abwasseranfall korreliert in etwa mit dem Trinkwasserverbrauch, solange keine weitere Nutzung des Trinkwassers, etwa zur Gartenbewässerung, oder Fremdwasserzuflüsse durch Regenwassernutzung auftreten.

Der Trinkwasserverbrauch hat sich seit etwa vier Jahren auf einem bundesdurchschnittlichen Niveau von 126 bis 128 l/(E·d) eingeepegelt [STATISTISCHES BUNDESAMT 2006A]. In größeren Ballungsgebieten ist der Verbrauch durchschnittlich höher als im ländlichen Gebiet. Zudem ist ein Ost-West-Gefälle erkennbar, welches signifikant durch die Arbeitslosenquote und den Trinkwasserpreis (Anhang 4) beeinflusst wird. Durch den Einbau wassersparender Sanitäreinrichtungen, Armaturen und Haushaltsgeräte sowie durch die im jeweiligen Bundesland vorherrschende Altersstruktur treten Veränderungen im Konsumverhalten auf.

Der Wasserverbrauch im ländlichen Gebiet ist starken Schwankungen unterworfen und hängt von den örtlichen Gegebenheiten, der Siedlungsstruktur und -dichte ab.

Von 356 Kleinkläranlagenbetreibern wurde die Höhe des Trinkwasserverbrauchs, wie in Bild 4.2 dargestellt, aufgenommen und alle nicht abwasserableitenden Endverbraucher (Tiertränkung, Gartenbewässerung) herausgerechnet. Ein Einfluss der Höhe des Trinkwasserentgeltes auf den Verbrauch wurde durch die Betrachtung eines einzelnen Trinkwasserversorgungsgebietes minimiert.

Deutlich wird der geringere Trinkwasserkonsum und damit Abwasseranfall im ländlichen Bereich im Vergleich zum Bundesdurchschnitt.

Etwa 65 Prozent der Kleinkläranlagenbetreiber verbrauchten unter 90 l/(E·d) Trinkwasser. JAKOBICK (2005) ermittelte für ländliche Gebiete aus sechs Trinkwasserzweckverbänden Verbräuche von durchschnittlich 70 bis 85 l/(E·d). Ähnliche Werte aus anderen Gebieten bestätigen diese Verbrauchsmengen [HEGEMANN ET AL. 2004, KÄMPFER ET AL. 2005B, BARJENBRUCH ET AL. 1999].

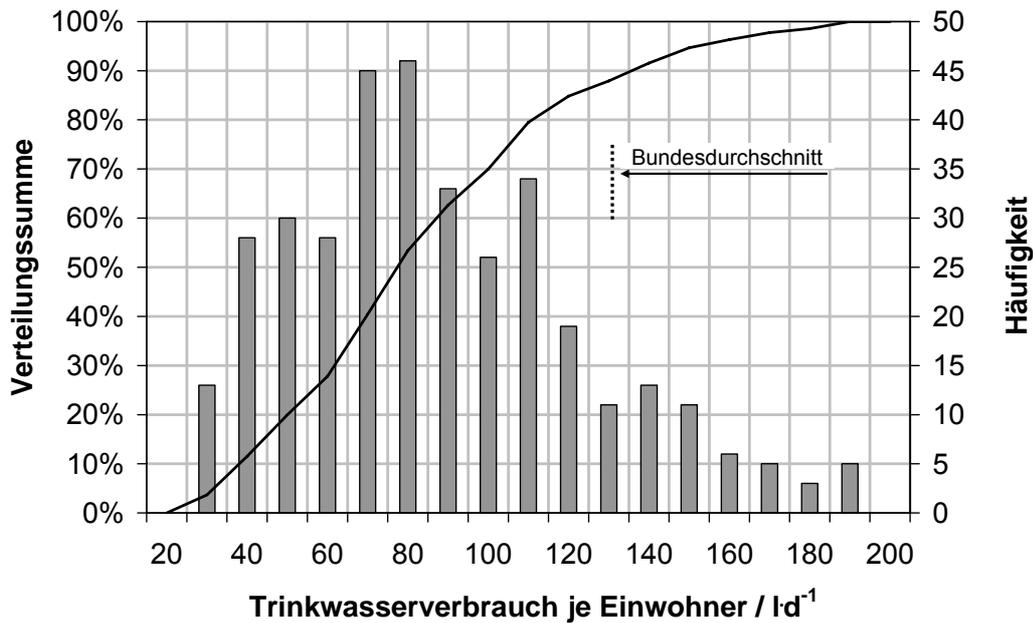


Bild 4.2 Absolute Häufigkeits- und Summenverteilung der Trinkwasserverbräuche im ländlichen Bereich eines Versorgungsgebietes

Bei etwa 20 Prozent der Befragten traten Trinkwasserverbräuche unter 50 l/(E·d) auf. Eine Mehrfachnutzung des Wassers, der Betrieb von Hausbrunnen oder eine Regenwassernutzung im Haushalt kann nicht vollständig ausgeschlossen werden, auch wenn dies bei der Befragung der Haushalte nicht angegeben wurde.

Auch SCHALK ET AL. (2006) stellten geringe Trinkwasserverbräuche von etwa 40 l/(E·d) bei einer dreiköpfigen Familie fest. Diese Menge Wasser wird aus hygienischen Gründen (Körperpflege, Trinken/Kochen, Geschirrspülen/Waschen und minimale WC-Nutzung) als Mindestwasserverbrauch angesehen.

Etwa 20 Prozent der Betreiber verbrauchen über 110 l/(E·d). Hohe Trinkwasserverbräuche treten häufig bei Ein- und Zweipersonenhaushalten auf, so dass eine intensive Körperpflege und schlechte Auslastung haushaltstypischer Reinigungs- sowie Waschgeräte als Ursache vermutet wird. Das Alter der Personen war nicht bekannt.

Bei diesen unterschiedlichen Mengen ist ein Einfluss auf die Zulaufqualität des Abwassers und damit auf die Reinigungsleistung der Kleinkläranlagen zu erwarten.

In Bild 4.3 wird die Überschreitungshäufigkeit des CSB- und BSB₅-Ablaufwertes in Abhängigkeit des Abwasseranfalls dieser Kleinkläranlagen gezeigt. Die Darstellung des Zulaufs pro Anlage mit Angabe der Anzahl der Anlagen soll mögliche Diskrepanzen

zwischen Wassergroßverbrauchern mit geringer Anschlusseinwohnerzahl und –geringverbrauchern mit hoher, angeschlossener Einwohnerzahl ausgleichen.

Die hydraulische Auslegungsgröße für Kleinkläranlagen beträgt $150 \text{ l}/(\text{E}\cdot\text{d})$ [DIN 4261 – T. 2, 1984; DIN EN 12566-3, 2005]. Die damit für eine 8-EW-Anlage anzusetzende Abwassermenge von $1.200 \text{ l}/\text{d}$ wurde hier nicht erreicht. Die maximale Zuflussmenge betrug $1.000 \text{ l}/\text{d}$. Selbst von den 259 Anlagen bis 4 EW Anschlussgröße werden nur zehn Anlagen mit $600 \text{ l}/\text{d}$ und mehr beaufschlagt. Dies zeigt, dass die Kleinkläranlagen oftmals in hydraulischer Unterlast betrieben werden.

Der Anteil persistenter, organischer Inhaltsstoffe, gemessen als filtrierten CSB, schwankt in Abhängigkeit der zugeleiteten Abwassermenge zwischen 5 Prozent und 23 Prozent [zit. in SCHALK ET AL. 2006]. In hydraulischer Unterlast steigt der Inertanteil unter sonst gleichen Abbaubedingungen an, da die Lösemittelmenge Abwasser gering ist. Die Ausfälle des CSB dominieren deshalb in hydraulischer Unterlast gegenüber denen des BSB_5 . Die Verweilzeiten bei einer geringen Zulaufmenge sind zudem so hoch, dass die abbaubaren Substanzen unter den Grenzwert umgesetzt werden können und die Überschreitungshäufigkeit niedrig ist.

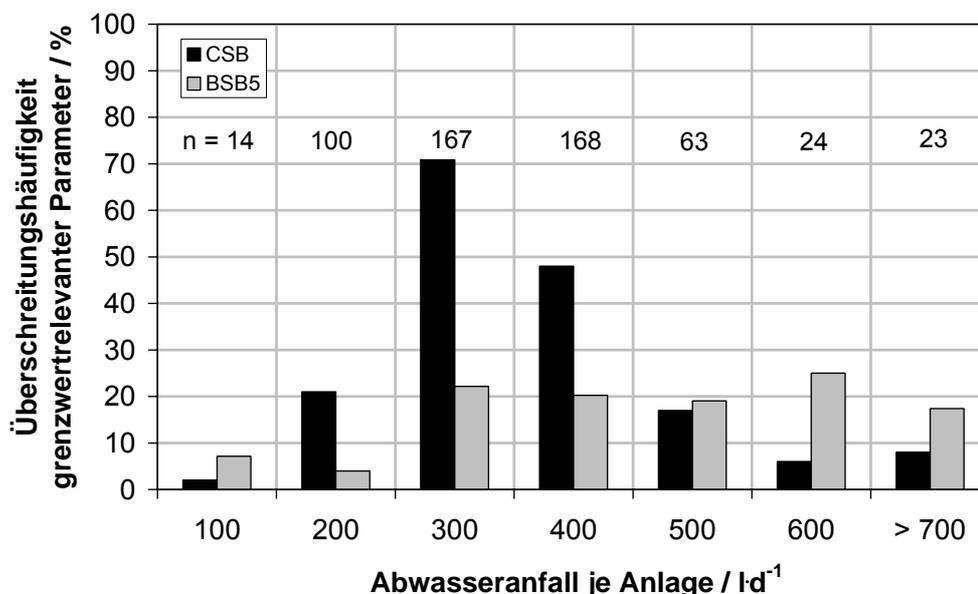


Bild 4.3 Einfluss des Abwasseranfalls auf die Überschreitungshäufigkeit der grenzwertrelevanten Parameter am Ablauf der Kleinkläranlagen bis 8 EW Anschlussgröße

Der Abwasseranfall übt damit einen Einfluss auf die Ablaufwerte aus. Eine ausführliche Bewertung hinsichtlich des Einflusses der Zulaufkonzentrationen und Frachten folgt im Kapitel 4.1.1.2.

Zu beachten bleibt, dass die Anlagenanzahl mit einem Abwasseranfall über 600 l/(Anlage·d) vergleichsweise klein ist.

4.1.1.2 Zulaufqualität des Abwassers

Zulaufkonzentrationen der Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen

Die Zulaufkonzentrationen des zweistündig abgesetzten Rohabwassers zur biologischen Stufe werden in der ATV-A 131 (2000) und der DIN EN 12566-3 (2005) unterschiedlich vorgegeben (Tabelle 4.2). Die Werte in der DIN EN 12566-3 gelten als Prüfgrundlage für Kleinkläranlagen.

Vergleicht man diese Kennwerte mit den tatsächlich dem biologischen Becken zufließenden Konzentrationen aus Tabelle 4.3, liegen die Kennwerte für den homogenisierten CSB und BSB₅ sowie den NH₄-N deutlich über den gemittelten Praxiswerten. Unter 20 Prozent der Anlagen wiesen Konzentrationen über 667 mg/l CSB bzw. unter zehn Prozent Konzentrationen über 333 mg/l BSB₅ auf.

Tabelle 4.2 Für abgesetztes Rohabwasser festgelegte Konzentrationen

	ATV-A 131 (2000)	DIN EN 12566-3 (2005) ^{*)}
Abwasseranfall in l/(E·d)	150	
Konzentration in mg/l		
CSB	533	667
BSB ₅	267	333
TKN	67	91
NH ₄ -N		71
P _{GES}	11	18

^{*)} Umrechnung auf Zulauf zur biologischen Stufe nach ATV-A 131 (2000)

Tabelle 4.3 Zulaufwerte zur biologischen Stufe in der Praxis

Parameter	Einheit	Anzahl	Minimum	Median	Mittelwert	Maximum	85 % Perzentil
CSB	mg/l	698	31	320	439	5.300	735
BSB ₅	mg/l	522	2,4	115	163	3.100	290
NH ₄ -N	mg/l	286	0,17	67	69	230	112
NO ₃ -N	mg/l	61	0,01	0,9	2,8	94	1,7
NO ₂ -N	mg/l	25	0,005	0,03	0,3	2,1	0,5
N _{GES}	mg/l	32	32	77	99	376	157
P _{GES}	mg/l	118	1,3	18	19	42	27
pH	1	302	5,6	7	7,3	8,5	
Leitfähigkeit	µS/cm	302	649	1.485	1.630	3.520	

Die Verteilungen der Zulaufparameter CSB und BSB₅ können dem Bild 4.4 entnommen werden.

Die Ursache der niedrigeren CSB- und BSB₅-Zulaufwerte liegt im anaeroben Abbau, der bei Kleinkläranlagen in der Vorklärung neben den sonst üblichen Absetz- und Adsorptionsvorgängen auftritt. Da bei Großkläranlagen, deren Auslegung die Richtlinie ATV-A 131 regelt, ausschließlich von Absetz- und Adsorptionsvorgängen ausgegangen wird, ist ein direkter Vergleich dieser Werte und der aus dem ATV-Absetzverhältnis errechneten Zulaufwerte nach DIN EN 12566-3 nicht möglich. Sie dienen hier als Anhaltspunkt.

Im Allgemeinen wird von einer Reinigungsleistung in der Vorklärung von rund 33 Prozent ausgegangen. Unter der Annahme, dass im Zulauf zur Kläranlage im Mittel 800 mg/l CSB und 400 mg/l BSB₅ enthalten sind, lässt sich eine Vorklärleistung aus den Mittelwerten der Tabelle 4.3 hinsichtlich

- des CSB von 45 Prozent und
- des BSB₅ von 59 Prozent

ermitteln.

Etwa 50 Prozent der Anlagen besaßen Einkammervorklärungen und erreichten im Mittel Zulaufkonzentrationen für CSB und BSB₅ in der Größenordnung des Medians aus Tabelle 4.3. EBERS [1992, zit. in OTTO 2000] gibt für Mehrkammergruben Wirkungsgrade von

bis zu 60 Prozent für den CSB und bis zu 54 Prozent für den BSB₅ an. Einkammergruben erreichen somit Vorklärlleistungen wie Mehrkammergruben.

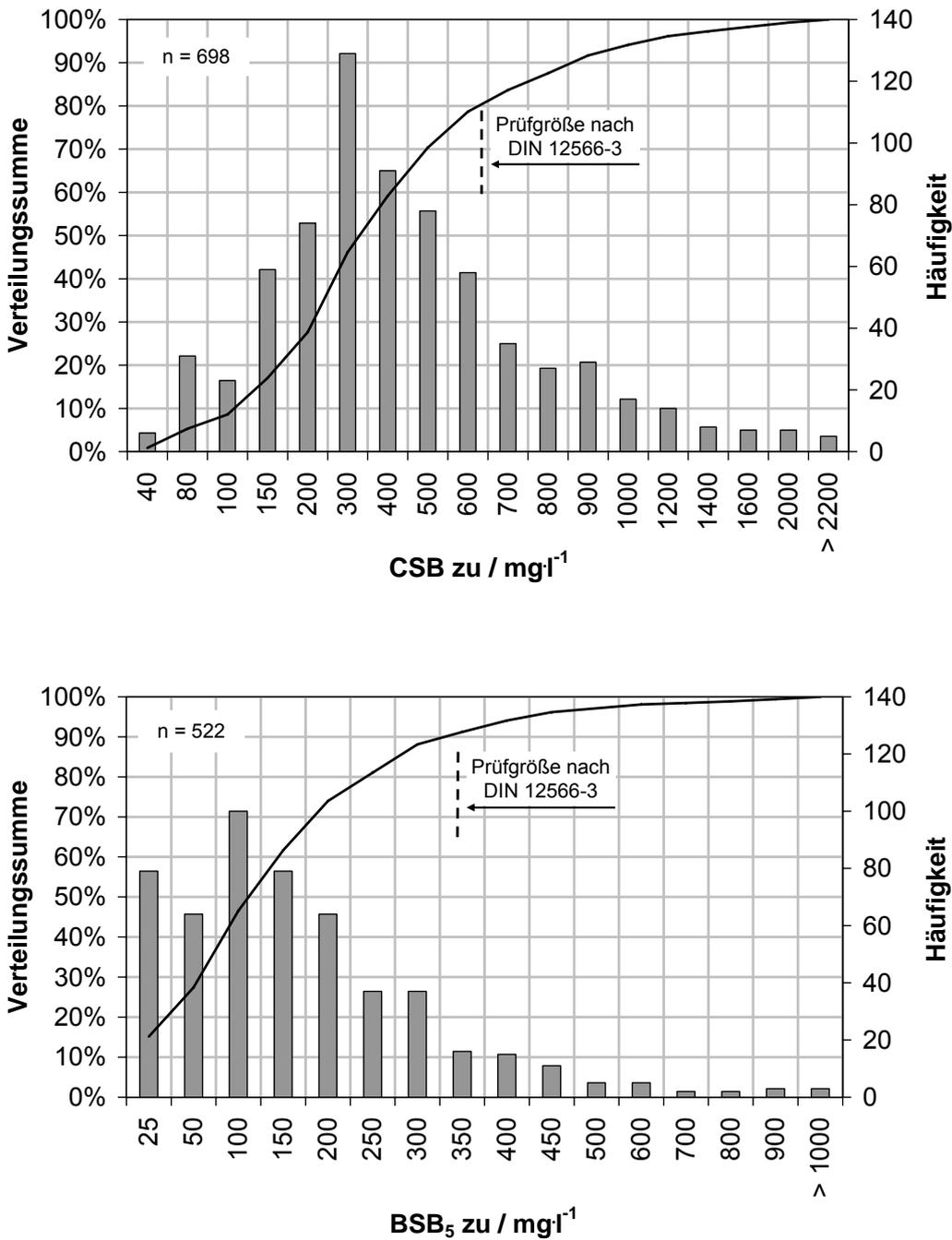


Bild 4.4 Verteilungssumme sowie absolute Häufigkeit der CSB- und BSB₅-Zulaufwerte zur biologischen Stufe

Als vereinfachte Abschätzung für den Kjeldahl-Stickstoff (TKN) kann der Mittelwert bzw. der Median von N_{GES} abzüglich des Stickstoffanteils von $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ gelten. Dieser Wert und der für den Gesamt-Phosphor (P_{GES}) werden nach DIN EN 12566-3 leicht überschritten. Das von KOPPE ET AL. (1998) mit 5,9 : 1 angegebene Verhältnis zwischen dem CSB und TKN im Ablauf der Vorklärung verändert sich zu Gunsten des Stickstoffs. Ursache dafür ist der höhere Anteil an Grauwasser (Wasch- und Reinigungswasser) im rein häuslichen Abwasser im Vergleich zum kommunalen.

Zulauf-pH-Werte zwischen 6,5 und 7,5 haben sich als günstig erwiesen. Leitfähigkeiten zwischen 800 $\mu\text{S/cm}$ und 2.300 $\mu\text{S/cm}$ sind unproblematisch, sofern die Anlagen ausreichend belüftet werden.

Das Verhältnis vom CSB zum BSB_5 verschiebt sich teilweise bei Kleinkläranlagen im Zulauf mit vier bis acht auf das Doppelte des sonst typischen Verhältnisses bei kommunalem Abwasser. Damit bestätigen sich die Aussagen von SCHALK ET AL. (2006), die einen wachsenden Anteil schwer oder nicht abbaubarer organischer Inhaltsstoffe in Abhängigkeit des Abwasseranfalls als Ursache dafür sehen.

Die eingeleiteten Substanzen sind aufgrund der Fülle im Einzelfall selten überprüfbar. Tenside in haushaltsüblichen Mengen, Fette oder Medikamente werden hier häufig als Ursache für das hohe Verhältnis genannt. Zu diesen Gruppen wird in diesem Kapitel noch Stellung bezogen.

Die eigenen Untersuchungen zeigten, dass auch bei hohen, den Belebungsbecken zufließenden CSB-Konzentrationen über 2.000 mg/l mit einem CSB/ BSB_5 -Zulaufverhältnis von sechs, aber auch bei BSB_5 -Zulaufkonzentrationen um 600 mg/l, die Grenzwerte erreichbar sind.

SPATZIERER (2001) wies in seinen Untersuchungen ähnliche Konzentrationen nach und bekräftigte damit die eigenen Messwerte. KÄMPFER ET AL. (2005B) fanden bei der Untersuchung von 18 Anlagen im Zulauf zur biologischen Stufe im Mittel doppelt so hohe Zulaufkonzentrationen für den CSB und BSB_5 . Als Ursache wurden Schlammabtrieb aus teilweise übervollen Vorklärkammern und ein geringer Wasserverbrauch genannt. Schlammabtrieb ist auf eine unsachgemäße Wartung zurückzuführen und verdeutlicht die Wichtigkeit der Wartung. Da dies jedoch nicht als allgemeingültiger Umstand für die Erhöhung der Zulaufkonzentration anzusehen ist, führt das Einbeziehen dieser Werte zwangsläufig zu einer falschen Bewertung des Zulaufabwassers.

BARJENBRUCH ET AL. (1999) maßen Zulaufkonzentrationen über 1.000 mg/l CSB und führten diese ebenfalls auf geringe Abwassermengen bei einer angenommenen Fracht von 60 g/(E·d) BSB₅ im Rohabwasser bzw. 40 g/(E·d) BSB₅ im abgesetzten Rohabwasser zurück.

Zur Überprüfung dieser Aussage wurden Anlagen mit bekannter Zulaufkonzentration und Abwassermenge untersucht. Die Rücklaufschlammmenge ergab sich aus den Anlageneinstellungen. Der Wasseranteil des Schlamm-Wasser-Gemisches wurde mit etwa 50 Prozent angenommen. Tabelle 4.4 enthält die wichtigsten Kennwerte.

Tabelle 4.4 Zulaufkonzentrationen zu Kleinkläranlagen (Anschlussgröße maximal 8 EW) mit bekanntem Trinkwasserverbrauch und deren Frachten

		CSB	BSB₅	NH₄-N
Anzahl		263	265	165
Durchschnittlicher Abwasseranfall in l/(E·d)		93		
Zulaufkonzentration zur biologischen Stufe in mg/l				
Minimum		40	3	1,1
Median		417	100	68
Mittelwert		497	149	75
85 % Perzentil		868	278	112
Maximum		2.000	900	230
Anteil an Anlagen mit einer Rohwasserzulaufkonzentration zur biologischen Stufe n. DIN EN 12566-3 (2005)	≤ 667 mg/l	72 %		
	≤ 333 mg/l		89 %	
	≤ 71 mg/l			52 %
Mittlere Fracht im Zulauf zum biologischen Becken in g/(E·d)				
Eigene Messungen		46	14	6
SCHMAGER ET AL. (2000)		51	27	9,7 ^{*)}
LÜTZNER ET AL. (1998)		28 ... 50		6 ... 7 ^{*)}
SCHMIDT ET AL. (2005)		37 ... 68		8,5 ... 10,4 ^{*)}
Richtwerte nach ATV-A 131 (2000)		80	40	10 ^{*)}

^{*)} N_{GES}

89 Prozent der Anlagen unterschreiten den mit 333 mg/l BSB₅ festgelegten Zulaufwert zur biologischen Stufe. Beim CSB und NH₄-N weisen deutlich weniger Anlagen die in der DIN EN 12566-3 (2005) maximal geforderten Zulaufwerte auf.

Bild 4.5 gibt die Zusammenhänge zwischen Zulaufmenge und -konzentration der einzelnen Anlagen für den BSB₅ wieder, Anhang 5 für den CSB und NH₄-N. Die von der ATV-A 131 (2000) vorgegebene Konzentrationskurve wird teilweise überschritten. Eine Zunahme hoher Konzentrationen ist bei sinkendem Abwasseranfall erkennbar, wobei diese Tendenz stärker beim CSB als beim BSB₅ ausgeprägt ist. Das stützt die These der Aufkonzentration inerter Stoffe bei Abnahme der Abwassermenge.

Konzentrationen bis 500 mg/l BSB₅, 1.000 mg/l CSB bzw. 100 mg/l NH₄-N treten allerdings unabhängig von der Zulaufmenge auf.

Eine Vielzahl an Anlagen weisen bei niedrigen Abwasserzuflüssen deutlich geringere Ablaufwerte als die erwarteten auf. Zurückzuführen sind die geringen Konzentrationen auf wilde sowie nicht berechenbare Abbauvorgänge in der Vorklärung.

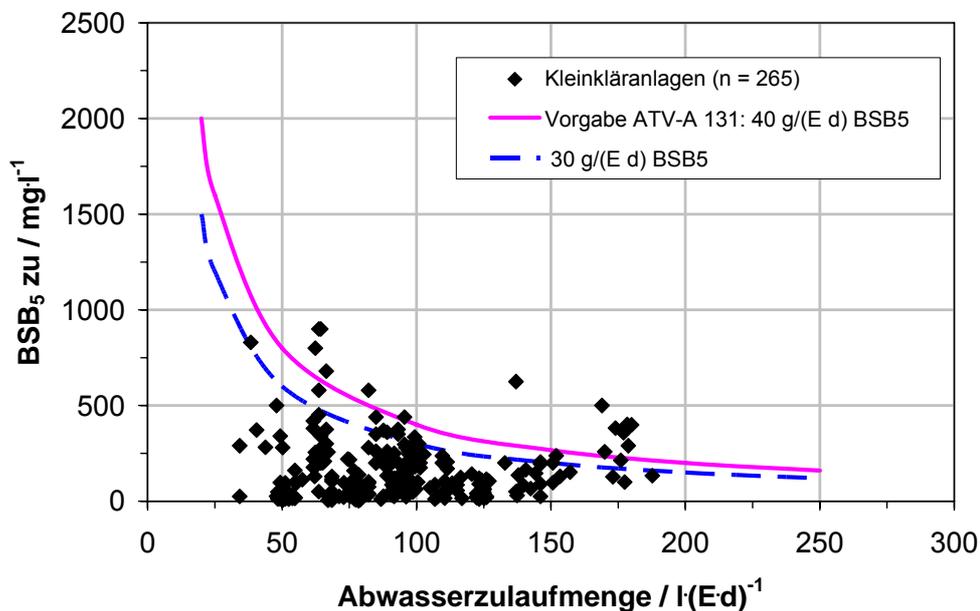


Bild 4.5 Veränderung der Zulaufkonzentration zur biologischen Stufe durch Minimierung des Abwasseranfalls

Die BSB₅-Fracht ist die Auslegungsgröße für die biologische Stufe. Bild 4.6 zeigt deren Verteilung bei den untersuchten Kleinkläranlagen. Im Anhang 5 ist diese für den CSB und NH₄-N dargestellt.

Obwohl ein Großteil der Anlagen nur über Einkammervorklärungen („Einkammergrube“) verfügt, weisen über zwei Drittel der Anlagen Zulauffrachten von kleiner oder gleich 20 g/(E·d) BSB₅ auf. 89 Prozent der Anlagen werden mit Frachten kleiner 30 g/(E·d) BSB₅ beaufschlagt. 95 Prozent der Kleinkläranlagen erreichen Zulauffrachten unter 8 g/(E·d) NH₄-N, wobei NH₄-N und TKN nicht direkt vergleichbar sind, da der organische Stickstoffanteil fehlt. Eine CSB-Fracht unter 70 g/(E·d) leiten etwa 85 Prozent der Anlagen ein.

Aufgrund dieser Erkenntnisse ist die Bemessungsgrundlage von 40 g/(E·d) BSB₅-Fracht für Kleinkläranlagen zu hinterfragen. Die Lebens- und Entsorgungsgewohnheiten auf dem Land (z. B. Kompostierung) sowie die Verweilzeiten und Abbauvorgänge in der Vorklärung führen in der Regel zu einer signifikanten Abnahme der Fracht im Zulauf zur biologischen Stufe. Bild 4.5 zeigt bei Änderung der Bemessungsgrundlage auf z. B. 30 g/(E·d) BSB₅ die Verschiebung der ATV-Kurve.

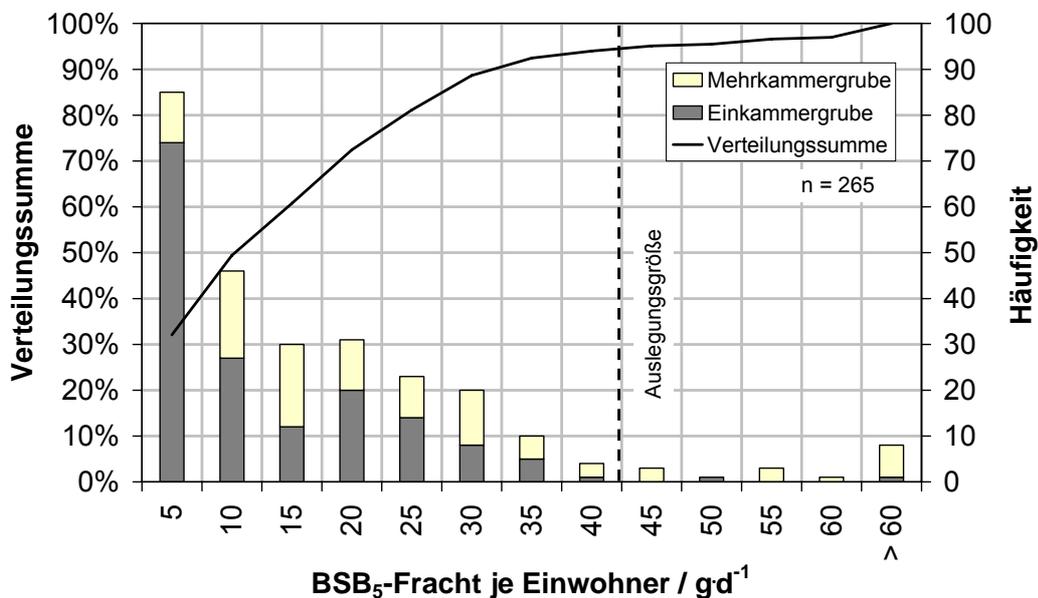


Bild 4.6 Absolute Häufigkeit der BSB₅-Zulauffrachten zur biologischen Stufe sowie relative Summenhäufigkeit (Verteilungssumme) der Frachtbereiche

Die These, dass bei sinkendem spezifischen Abwasseranfall die Zulaufkonzentrationen zwangsläufig steigen müssen, so dass sich Zulauffrachten nach ATV-A 131 (2000) ergeben, bestätigt sich nicht. Es ergibt sich die Notwendigkeit, die Rohabwasserbeschaffenheit im ländlichen Raum zur Vermeidung von Überdimensionierungen neu zu bestimmen.

Tenside aus haushaltsüblichen Wasch- und Reinigungsmitteln

Tenside können aufgrund ihrer grenzflächenaktiven Eigenschaften den Reinigungsprozess stören. Sie verändern die Grenzflächenspannung zwischen Festkörpern und Flüssigkeiten oder der Gasphase sowie zwischen zwei nicht mischbaren Flüssigkeiten. Das führt zum Emulgieren von Fetten und Ölen oder zur Schaumbildung. Zudem stellen Tenside weitere Kohlenstoffsubstanzen dar, die je nach Abbaugrad im Ablauf-CSB wieder zu finden sind. Aus diesem Grund wurden bei den Beprobungen die Stoffgruppen der anionischen Tenside (MBAS), nichtionischen Tenside (BiAS) sowie kationischen Tenside (DSBAS) mitbestimmt. In Tabelle 4.5 werden die Ergebnisse mit denen der Literatur verglichen. Die Literaturdaten stammen von Kläranlagen ab 500 EW Größe. Als oberer Einzelwert steht der Mittelwert, während in den Klammern die Konzentrationsbereiche dargestellt werden.

Die Zu- und Ablaufkonzentrationen aus den größeren Kläranlagen sind deutlich geringer als die von den Kleinkläranlagen, da hier Verdünnungs- und Vermischungseffekte einen größeren Einfluss besitzen. In Kleinkläranlagen ist eine Verdünnung oder Vermischung mit Regen- oder Fremdwasser untersagt.

Tenside werden häufig schon in der Vorklärstufe durch Sorption an Schlamm angelagert, in die ungelöste Form überführt oder durch Fällung entfernt. Etwa ein Fünftel der anionischen Tenside fällt durch die Reaktion mit kationischen Tensiden aus [ATV-TENSID 1992]. Kalkseife wird zu 60 bis 70 Prozent durch Fällung aus dem Zulaufwasser ausgetragen [DORGELOH zit. in STRANGFELD 1997]. Daher ist die Zulaufkonzentration zur Kleinkläranlage höher als die hier dargestellte, da die Messung in der Vorklärung erfolgte.

SBR-Anlagen wiesen das größte Reinigungspotenzial auf, bei denen zum Beispiel mit MBAS-Zulaufkonzentrationen von 71 mg/l noch Ablaufkonzentrationen unter 3 mg/l MBAS erreicht wurden (Anhang 7).

Die Online-Messung beim überstauten, belüfteten Festbett (siehe Kapitel 8.2) zeigte, dass bei schwankenden Zulaufwerten zur biologischen Stufe – bis 32 mg/l MBAS, 4 mg/l BiAS und 0,9 mg/l DSBAS – der CSB und BSB₅ im Ablauf relativ konstant blieben. Im Ablauf wurden unter 1,5 mg/l MBAS, unter 0,2 mg/l BiAS und kleiner 0,3 mg/l DSBAS gemessen.

Tabelle 4.5 Zulauf- sowie Ablaufkonzentrationen für die verschiedenen Tensidgruppen

Stoffgruppe	Einheit	Eigene Messung ^{*)}		KLOPP (1987), KOPPE ET AL. (1998)	ATV-TENSID (1992)
		Anzahl	Wert oder Verhältnis		
Zulauf					
Anion. Tenside (MBAS)	mg/l	206	21,4 (0,25 ... 121)	7,2 (1 ... 26)	4,0 ^{**)} (0,5 ... 12,4)
Nichtion. Tenside (BiAS)	mg/l	139	2,65 (0,2 ... 18,9)	1,2 (0,1 ... 4)	
Kation. Tenside (DSBAS)	mg/l	135	0,86 (0,32 ... 2,0)		0,1
Durchschnittliches Verhältnis (MBAS:BiAS)	-		5 ... 8 : 1	6 : 1	
Durchschnittliches Verhältnis (MBAS:BiAS:DSBAS)	-		25 : 3 : 1 bis 38 : 3 : 1		40 : - : 1
Ablauf					
Anion. Tenside (MBAS)	mg/l	206	5 (0,43 ... 72)	0,32 (0,035 ... 3,8)	0,07 ^{**)} (0,05 ... 0,11)
Nichtion. Tenside (BiAS)	mg/l	139	1,0 (0,2 ... 7)	0,25 (0,022 ... 0,8)	0,1 ... 0,5
Kation. Tenside (DSBAS)	mg/l	135	0,6 (0,14 ... 1,75)		
Durchschnittliches Verhältnis (MBAS:BiAS)	-		4 ... 5 : 1	1,3 : 1	
Durchschnittliches Verhältnis (MBAS:BiAS:DSBAS)	-		8 : 1,7 : 1		

^{*)} Zulaufprobe zur biologischen Stufe der Kleinkläranlagen

^{**)} MBAS als LAS gemessen, 10 Werte

Das mittlere Zulaufverhältnis von MBAS und BiAS stimmt mit den Literaturangaben überein, obwohl unterschiedliche Messorte vorliegen. Das Ablaufverhältnis gibt die Literaturangaben nicht wieder, was an den drei- bis fünffach höheren Zulaufmengen und unter der Annahme ähnlicher Abbauleistungen auch höheren Ablaufkonzentrationen liegt.

Der biologische Abbau von Tensiden ist ein mehrstufiger Prozess, bei dem der Abbau der Substanzen der Tensidgruppen unterschiedlich gut erfolgt. Während die typischen anionischen Tenside, wie lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS), Fettalkoholsulfate,

Tabelle 4.6 Abbauraten der verschiedenen Tensidgruppen [nach FALBE 1987, HUBER 1985, KOPPE 1988, KOPPE ET AL. 1998]

Stoffgruppe	Eigene Messung			Literatur: Abbauraten in %
	Abbauraten in %		Verhältnis Zulauf : Ablauf	
	Durchschnitt	Maximum		
anion. Tenside (MBAS)	83	99	6 ... 10 : 1	65 ... 95
nichtion. Tenside (BiAS)	60	99	2 ... 5 : 1	40 ... 95
kation. Tenside (DSBAS)	36	78	1,4 ... 2 : 1	60 ... 90

Alkoholethoxylate und Seifen, innerhalb von maximal fünf Stunden leicht abbaubar sind, werden kationische Tenside aufgrund ihrer antimikrobiellen Eigenschaften oft nur ungenügend abgebaut [STEBER 2000]. Die ermittelten Abbauraten aus Tabelle 4.6 geben dies wieder.

Bei BSB₅-Zulaufkonzentrationen über 100 mg/l hängt besonders die Abbauraten der anionischen Tenside vom Sauerstoffgehalt in der belüfteten Stufe ab, wie Bild 4.7 zeigt.

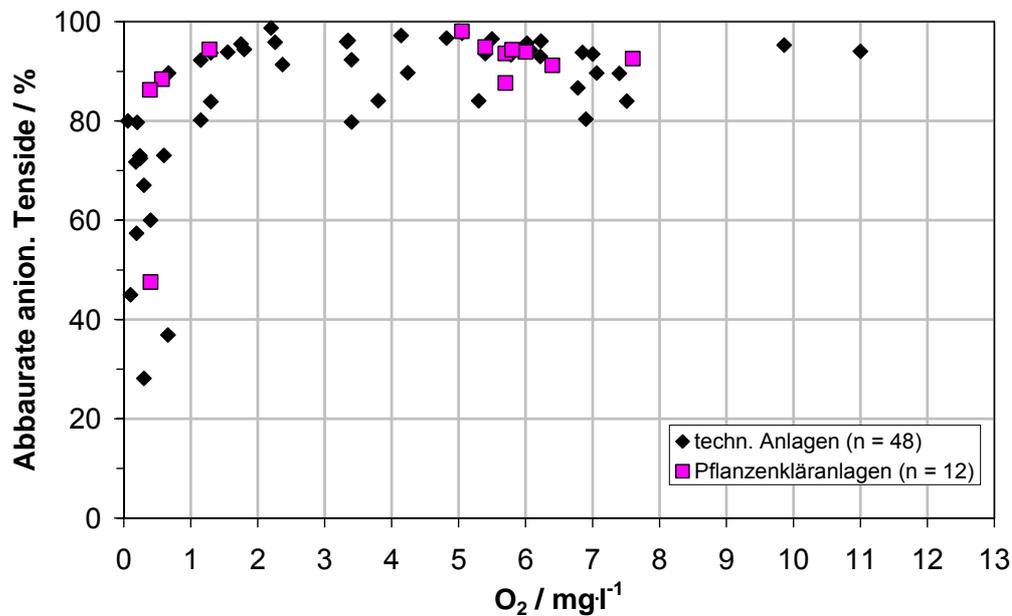


Bild 4.7 Abhängigkeit der Abbauraten anionischer Tenside vom Sauerstoffgehalt

Ab einem Sauerstoffgehalt von über 1 mg/l werden mindestens 80 Prozent der eingeleiteten anionischen Tenside umgesetzt. Tropfkörperanlagen mit natürlicher Belüftung weisen jedoch eine teils bis 30 Prozent geringere Abbaurate bei sonst vergleichbaren Zulaufbedingungen wie überstaute, belüftete Festbetten und SBR-Anlagen auf.

Bei den anderen Tensidgruppen trat dieser Zusammenhang nicht so deutlich hervor, auch wenn eine bessere Abbaurate bei hohen Sauerstoffgehalten zu erkennen ist (Anhang 6).

Der Abbau nichtionischer Tenside soll nach ATV-TENSID (1992) temperaturabhängig verlaufen. In den eigenen Untersuchungen wird nur eine geringe Abnahme der Tensid-Abbaurate unter 10 °C ersichtlich (Anhang 6). Bei höheren Temperaturen treten größere Streuungen auf. Daher kann diese Aussage nicht bestätigt werden. Dagegen sind für anionische Tenside ab 5 °C Abbauraten über 90 Prozent erzielbar, die jedoch stark an den Gehalt des gelösten Sauerstoffs gebunden sind. STEBER (2000) stellte dazu fest, dass jahreszeitlich bedingte Temperaturschwankungen kaum Einfluss auf den Abbau haben, da die Abwässer auch in den kälteren Jahreszeiten eine für die Abbauaktivität der Mikroorganismen ausreichende Temperatur aufweisen.

Medikamente

Zu den Medikamenten, die einer Kleinkläranlage gewöhnlich zugeführt werden können, gehören Antibiotika, Lipidsenker, Analgetika, Psychopharmaka, Antiepileptika, synthetische oder natürliche Hormone, Betablocker, Antirheumatika und Bronchospasmolytika.

Im Zulauf kommunaler Kläranlagen wurden bisher maximale Konzentrationen im zweistelligen µg/l-Bereich unabhängig vom Medikament gefunden [DVGW WASSER 1999, SCHARF ET AL. 2002, TERNES 2000, SCHREY ET AL. 1999, BERGMANN 2005]. Betrachtet wurden auch Metabolite der Medikamente, die bei der körpereigenen Umwandlung entstehen können.

Die Art des Abbaus (biologisch durch Veratmung, physikalisch durch Adsorption an den Belebtschlamm, chemische Hydrolyse oder Komplexbildung) ist nicht bekannt [ALEXY ET AL. 2005]. Es wurden durchschnittliche Abbauraten [DVGW WASSER 1999, TABAK ET AL. zit. in RÖMBKE ET AL. 1996] nachgewiesen für

- natürliche Hormone in Höhe von 44 Prozent,
- synthetische Hormone in Höhe von 21 Prozent,
- Betablocker in Höhe von 76 Prozent,
- Analgetika (hier ASS) von größer 98 Prozent,

- Lipidsenker um 67 Prozent,
- Antirheumatika (hier Ibuprofen) von 90 Prozent und
- Antiepileptika von 7 Prozent.

Die Abbauraten können innerhalb einer Stoffgruppe sehr stark schwanken. So wird in der Stoffgruppe der natürlichen Hormone Etiocholanolon zu 60 Prozent abgebaut, während β -Estradiol vollständig durch die Anlage geschleust wird.

Der Einfluss der Medikamente auf die Mikrobiologie einer Kläranlage ist bisher nicht umfassend untersucht. Ziel der derzeitigen Forschung ist, den Einfluss der Medikamente auf die Umwelt und dementsprechend auf die höheren Lebewesen (Verweiblichung der Fische) sowie die Wiederfindungsraten im Trinkwasser zu bestimmen. Tests zeigten, dass es erst bei Konzentrationen im mg/l-Bereich zur toxischen Beeinflussung der Mikroorganismen (Daphnien, Leuchtbakterien) kommt (Anhang 8). Bei Antibiotika beginnt eine Hemmwirkung auf Bakterien, Pilze, Algen bei mehr als 10 mg/l [SCHWEINFURTH ET AL. zit. in RÖMBKE ET AL. 1996].

Diese Mengen kommen jedoch in der angegebenen Höhe üblicherweise nicht im Abwasser vor, womit auch keine Akutwirkung auf die Mikroorganismen vorliegt. Zudem werden einzelne Medikamente wie Antibiotika nur in kurzen Zeiträumen eingenommen, so dass eine Wirkung auf die Mikrobiologie einer Kleinkläranlage zwar nachweisbar sein kann, jedoch zeitlich eng begrenzt ist. ALEXY (2003) fand bei einzelnen Antibiotika mit einer Konzentration von 5 mg/l bis 1.000 mg/l für nitrifizierende Bakterien eine zum Teil sogar fördernde Wirkung, je nach Wirkungsweise des Medikaments auf grampositive oder anaerobische Bakterien. Da die Nitrifikanten gramnegativer Natur sind, ist hier eine Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse zu Gunsten der Nitrifikation zu vermuten.

Bei der Beurteilung der Wirkung von Medikamenten ist eher eine chronische Wirkung zu erwarten. Dazu gibt es jedoch noch keine Aussagen [THALER 2007]. Wirkungen von dauerhaft eingenommenen Medikamenten auf Biofilme oder Biozönosen durch Anreicherung im Schlamm oder auf Feststoffoberflächen wurden bisher in der Literatur nicht beschrieben und bedürfen einer weitergehenden Erforschung. Aufgrund des regelmäßigen Austrags von Primär- und Sekundärschlamm wird eine signifikante Beeinflussung nicht erwartet.

Bei der monatlichen Untersuchung der Kleinkläranlagen über 18 Monate wurden die Betreiber nach ihrer Medikamenteneinnahme befragt. Einige Betreiber nahmen langfristig Antidiabetika, Herzmedikamente oder Antiepileptika ein. Ein Einfluss dieser Medikamente

auf den Betrieb der Kleinkläranlagen konnte während der Beprobungszeit nicht festgestellt werden. Die einzelnen Grenzwertüberschreitungen waren auf mangelhafte Belüftung bzw. zu geringen Belebtschlammanteil aufgrund falscher Einstellung der Schlammumpfen zurückzuführen.

Fette und fettähnliche Stoffe

Nur ein Viertel der in eine Kläranlage eingeleiteten Fette stammt vom Menschen selbst. Der restliche Anteil wird durch den Spülbereich eingebracht. Ein Drittel dieser Fettmenge kann in der biologischen Stufe eliminiert werden. Der Rest lagert sich an. Nur ein kleiner Teil geht durch die Anlage hindurch [KOPPE ET AL. 1998].

Fette bzw. fettähnliche Substanzen in erhöhten Konzentrationen führen zu Zulaufwerten weit über 2.500 mg/l BSB₅. Fetteinleitungen treten dann auf, wenn

- eine Hausschlachtereie ohne vorgeschalteten Fettfang durchgeführt wird,
- der Fettfang entweder nur sporadisch oder gar nicht gereinigt/entleert wird,
- öl-/fetthaltige Lebensmittel über den Ausguss entsorgt werden,
- der vorhandene Fettfang zu klein dimensioniert ist,
- stark emulgierende Reinigungsmittel eingesetzt oder
- zu heiße Abwässer eingeleitet werden.

Durch Temperaturen in Geschirrspülern von über 60 °C emulgieren die Fette soweit, dass sie, ohne vom typisch ausgelegten Fettfang zurückgehalten zu werden, in die Kleinkläranlagen gelangen. Mit Abkühlung des Abwassers flocken die Fette oft in der Vorklämung wieder aus (Bild 4.8) und bilden Schwimmdecken.



Bild 4.8 Fettablagerungen durch Schlachtabwässer in der Vorklämung

Zusätzlich finden sich meist neben Fetten auch andere, schwer abbaubare Stoffe, wie Blut, ein. Diese können den Abwasserreinigungsprozess in den Anlagen sensibel stören.

Öle setzen sich, sofern sie in die Belebung eindringen, in kleine Poren und auf die Flocken-/ Biofilmoberfläche. Die Diffusion von Sauerstoff und Nahrung zu den Bakterien in den Flocken bzw. im Biofilm wird dadurch geblockt. Des Weiteren können die Ablagerungen eine Initialwirkung zur Anlagerung weiterer Feststoffe haben.

Daher sind untypische Mengen dieser Einleitungen in Kleinkläranlagen zu verhindern und zu heiße Abwässer oder ein übermäßiger Gebrauch an emulgierenden Reinigungsmitteln (Spülmitteln) bei der Auslegung von Fettfängen zu beachten.

4.1.2 Ablaufqualität der Kleinkläranlagen

Die Ablaufqualität ist von der grundlegenden Verfahrenstechnik abhängig und differiert daher für die unterschiedlichen Anlagentypen. In Tabelle 4.7 sind die durchschnittlichen Ablaufwerte verschiedener Anlagentypen in der Praxis dargestellt. Alle Kleinkläranlagen, außer den konventionell durchströmten Belebungsanlagen, erreichen die Grenzwerte von CSB und BSB₅.

Die Belebungsanlagen zeigen im Vergleich zu FLASCHE (2002), HOHEISEL (2000) und SPATZIERER (1998) doppelt so hohe Werte. Allerdings werden Mittelwerte durch Probenausreißer beeinflusst. Zudem stellen die Ablaufwerte Momentanaufnahmen der Funktionstüchtigkeit der Anlagen dar.

Bild 4.9 zeigt die Verteilungssummen der am häufigsten anzutreffenden Anlagen. Im Anhang 9 sind diese für die Abwasserteiche, Scheiben-/Rotationstauchkörper, horizontal durchströmte Pflanzenkläranlage sowie Bodenkörperfilter zu finden.

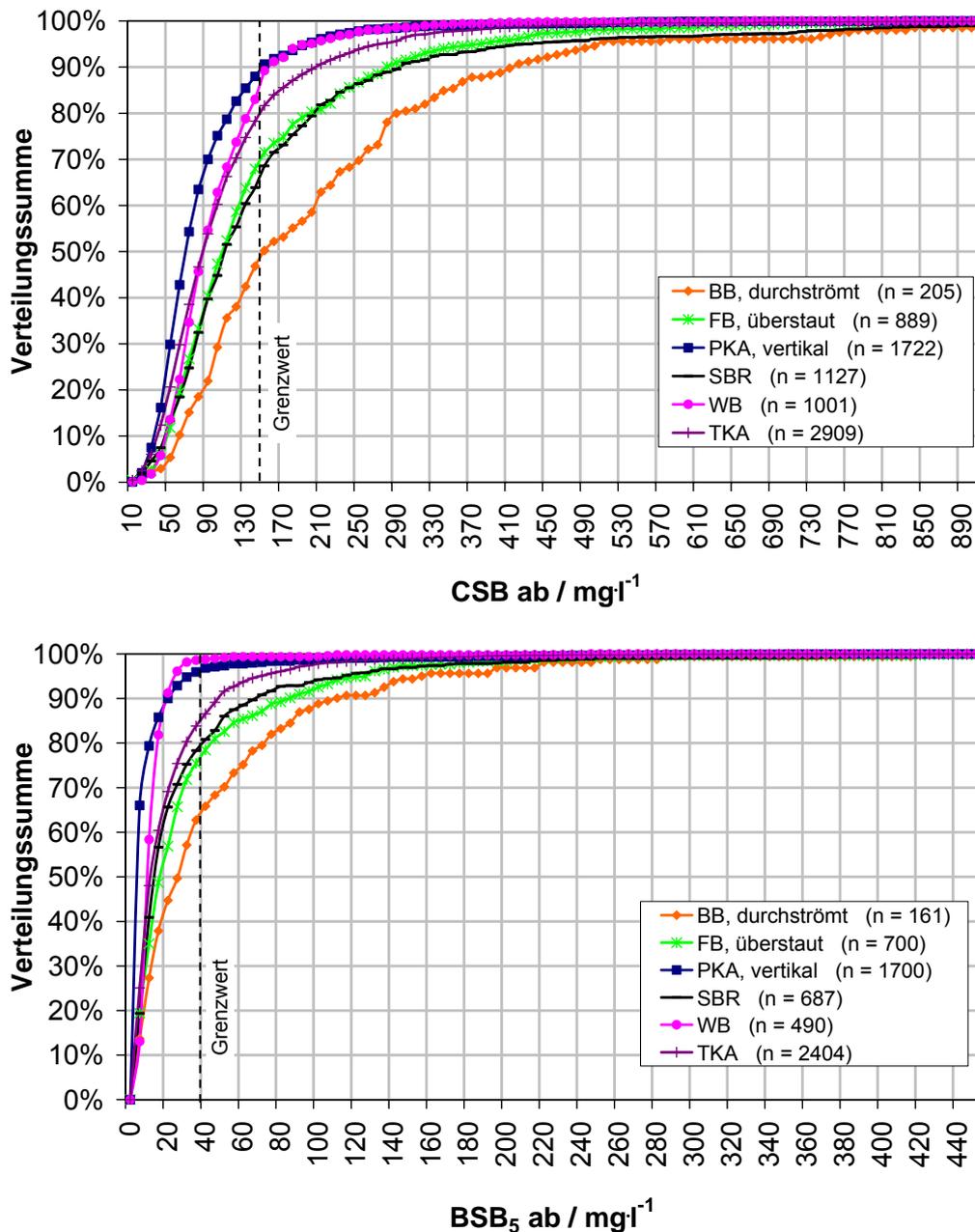
Bei der Darstellung der Werte über den Median erreichen alle Anlagen niedrigere Ablaufwerte, so dass auch Belebungsanlagen innerhalb der gesetzlichen Grenzwerte für CSB und BSB₅ bleiben. Trotzdem ist anhand der Verteilungssumme erkennbar, dass Belebungsanlagen im Vergleich zu den anderen Anlagentypen deutlich schlechtere Ablaufwerte erbringen. Es wird daher von MÜLLER ET AL. (2007) empfohlen, diesen Anlagentyp ohne erhöhten Wartungsaufwand nicht unter acht Einwohnerwerten einzusetzen.

Tabelle 4.7 Durchschnittliche Ablaufwerte bis 8 EW Anschlussgröße

Anlagentyp	CSB mg/l	BSB ₅ mg/l	NH ₄ -N ^{**)*)} mg/l	NO ₃ -N mg/l	NO ₂ -N mg/l	N _{GES} mg/l	P _{GES} mg/l	AFS mg/l	Verhältnis CSB:BSB ₅	Durchschnittliche Abbauraten in %		
										CSB	BSB ₅	NH ₄ -N ^{**)*)} P _{GES}
Abwasserteiche	121	14 ^{*)}	15 ^{*)}	37 ^{*)}	0,4 ^{*)}				7 ... 9	64	85	66
Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern	98	12	37	5,6 ^{*)}	1,3 ^{*)}	53 ^{*)}	17	37	6 ... 8	70	78	62
Belebungsanlage, konventionell durchströmt	213	46					16	13 ^{*)}	5 ... 9	16	12	
Bodenkörperfilteranlage, Launhardtreaktor	107	46	15	67	0,2	115 ^{*)}	9,4 ^{*)}		2 ... 7	76	92	71
Festbett, überstaut, belüftet	139	33	68	0,6	0,4	50	16	33	4 ... 9	49	58	50
Pflanzenkläranlage, horizontal durchströmt	141	39	26	0,2	0,5		8,3	10 ^{*)}	4 ... 16	82	83	
Pflanzenkläranlage, vertikal durchströmt	84	10	22	60	6,1	106 ^{*)}	9,9	43	8 ... 15	80	92	81
SBR-Anlage	143	22	21	19	1,3	112 ^{*)}	16	57	6 ... 8	80	92	91
Scheibentauch-/ Rotationstaukörper	144	23	34 ^{*)}	28 ^{*)}	0,7 ^{*)}	107 ^{*)}	18	29	6 ... 8	65	79	
Tropfkörperanlage	108	21	19	14	0,9	40	14	47	5 ... 8	48	64	62

*) Mittelwerte von Anlagen bis 50 EW

**) für Temperaturen ≥ 12 °C

Bild 4.9 CSB- sowie BSB₅-Ablaufwerte für ausgewählte Anlagentypen

HOHEISEL (2000) verweist auf Probleme bei Stoßbelastungen, wie sie besonders bei Gaststätten, in Schullandheimen oder gelegentlich bewohnten Ferienhäusern auftreten können.

Pflanzenkläranlagen, Tropfkörperanlagen und die Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern zeigen eine sehr gute Ablaufqualität. Aufgrund verlangsamer mikrobieller Aktivität ist im Winter mit einem Leistungsrückgang bei Pflanzenkläranlagen zu rechnen, der

analytisch aufgrund des Verdünnungseffekts durch die Niederschläge meist nicht auffällt. Vertikalfilter stellen sich leistungsfähiger als Horizontalfilter dar [BAHLO 1997, KUNST ET AL. 1995, SCHMAGER ET AL. 2000].

SBR-Anlagen und überstaute, belüftete Festbetten schließen sich an. FLASCHE (2002) stuft SBR-Anlagen und Tropfkörperanlagen als besonders leistungsfähig ein. Die sehr gute Reinigung der Tropfkörperanlagen ist nach RUCK (2000) nicht auf die Verdünnung durch eine hohe Rezirkulationsrate zurückzuführen.

Die durchschnittliche Abbaurrate für den BSB_5 lag bei 80 Prozent. Am leistungsstärksten zeigten sich vertikal durchströmte Pflanzenkläranlagen und SBR-Anlagen. Eine konsequente Wartung sollte generell die Ablaufwerte und damit den Wirkungsgrad verbessern. BISCHOFBERGER ET AL. (1977) ermittelten z. B. für solche Anlagen einen mittleren Wirkungsgrad von etwa 86 Prozent.

Der Einfluss von Extremwerten ist auch bei den Mittelwerten des Ammonium-Stickstoffs in Tabelle 4.7 zu beachten. SBR-Anlagen und vertikal durchströmte Pflanzenkläranlagen weisen sehr hohe Ammonium-Abbauraten auf. Ab einer Wassertemperatur von 10 °C werden für diese beiden Anlagentypen in der Literatur Abbauraten von 90 Prozent bestätigt [BARJENBRUCH ET AL. 2004, KAYSER 2003]. Mit 4 mg/l für SBR-Anlagen bzw. 7 mg/l für vertikal durchströmte Pflanzenkläranlagen erreichen sie im Median deutlich geringere NH_4 -N-Ablaufwerte, als in den Zulassungsgrundsätzen vom DIBT (2006) bzw. in der Richtlinie BB-KKA (2003) festgelegt wurde. Mit etwa 10 mg/l NH_4 -N (Median) folgen Abwasserteiche, Bodenkörperfilter, Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern, Scheiben-/Rotationstauchkörper und Tropfkörperanlagen. Die ermittelten Ablaufleistungen decken sich mit den in der Literatur genannten [AL JIROUDI 2005, FLASCHE 2002, HALICKI 2004, RÖSKE ET AL. 2005]. BÖRNER (1992) gab für horizontal durchströmte Pflanzenkläranlagen unabhängig von der BSB_5 -Flächenbelastung NH_4 -N-Ablaufwerte von durchschnittlich 25 mg/l an, die hier im Mittel bestätigt wurden.

Damit zeigt ein Großteil der Anlagentypen, dass sie in der Lage sind, unter bzw. nahe an den Grenzwert zu nitrifizieren. Die Funktionstüchtigkeit sowie die verfahrenstechnische Einstellung der Anlage sind dabei entscheidend.

Einzelne Anlagen wiesen eine Denitrifikation auf. Die N_{GES} -Werte betragen bei den überstauten, belüfteten Festbetten, Tropfkörperanlagen sowie Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern um die 50 mg/l. Somit ergibt sich bei der durchschnittlichen

Zulaufkonzentration von 100 mg/l N_{GES} ein Abbaugrad von 50 Prozent. Bei den anderen Anlagentypen wurde diese Leistung bei Reinigungsklasse C nicht in dieser Höhe nachgewiesen.

Die Phosphorkonzentrationen im Ablauf der Anlagen befinden sich deutlich über den 2 mg/l P_{GES} , da nur maximal 30 Prozent des anfallenden Phosphors biologisch oder adsorptiv über die Schlammmentnahme entfernbar sind. Pflanzenkläranlagen zeigen von allen Kleinkläranlagen die höchsten P-Rückhalte, was BARJENBRUCH ET AL. (2004) in ihren Untersuchungen bestätigen. RÖSKE ET AL. (2005) verweisen darauf, dass eine überdurchschnittliche Reduzierung nur in den ersten Betriebsjahren auftritt, bis die Reaktion des Phosphors mit dem eisenhaltigen Kies zum Erliegen kommt. Eine dauerhafte Entfernung wird dann nur durch die Erneuerung des Kiesbettes erreicht. Allerdings sind Pflanzenkläranlagen dynamische Systeme, so dass sich diese Zeitspanne bei Zufuhr eisenhaltigen Abwassers aus Hausbrunnen oder einer Anreicherung von Eisen im Beet verlängern kann.

Der Richtwert für die abfiltrierbaren Stoffe (AFS) mit kleiner oder gleich 50 mg/l wird eingehalten. Das Überschreiten des Wertes ist bei einigen SBR-Anlagen systembedingt. Die in die biologische Zone integrierte Nachklärung und Abpumptechnik fördern das Mitreißen von Schwebstoffen. Bei kleinen Probenahmemengen in Schächten oder Flaschen werden diese dann wieder aufgewirbelt und sind analytisch signifikant. Problematisch sind die Schlammengen auch für die nachgeschaltete Versickerung, die dann eher zur Kolmation neigt als bei Verfahren mit externer Nachklärung ohne Schlammabtrieb. Die Funktionstüchtigkeit der Versickerung ist über einen langen Zeitraum lediglich gewährleistet, wenn nur ein Minimum an organischen Reststoffen sowie Biomasse eingebracht wird.

Im Betrieb von technischen Kleinkläranlagen stellen sich meist CSB/BSB₅-Ablaufverhältnisse im Mittel von fünf bis acht ein. Bei Pflanzenkläranlagen sind bei Sommermessungen jedoch 16-mal höhere CSB-Ablaufwerte als BSB₅-Werte anzutreffen. Dies wird auf die Verdunstung durch die umgebungsoffene Bauweise [SCHMAGER ET AL. 2000, WISSING ET AL. 2002] und den fehlenden Verdünnungsregen zurückgeführt. Erläuternde Ausführungen dazu erfolgen im Kapitel 4.5.

4.2 Einfluss der Wartung

Die Funktionstüchtigkeit einer Kleinkläranlage wird unter anderem auch durch die Häufigkeit und Qualität einer Wartung beeinflusst. Während sich über den Einfluss der Wartungshäufigkeit Aussagen treffen lassen, sind über die Wartungsqualität anhand von statistischen Auswertungen und persönlichen Gesprächen mit den Wartungsfirmen nur begrenzt Aussagen möglich und dementsprechend zu bewerten.

4.2.1 Einfluss der Wartungshäufigkeit

Die Beauftragung der Wartung durch den Betreiber und Festlegung der Wartungshäufigkeit im Vertrag ist von den Kontrollen durch die Behörden abhängig. Bei der Aufnahme der Daten zeigte sich, dass trotz Forderung einer dreimaligen Wartung diese nicht konsequent von den Behörden überprüft wird. Als Ursachen können ein fehlendes oder unvollständiges Kataster sowie eine unregelmäßige Information über den Stand der Wartung und der Messwerte durch die Betreiber genannt werden.

Bild 4.10 gibt den Anteil an Anlagen unterschiedlicher Wartungshäufigkeit wieder. Die einmalige Wartung im Gegensatz zur geforderten dreimaligen überwiegt deutschlandweit.

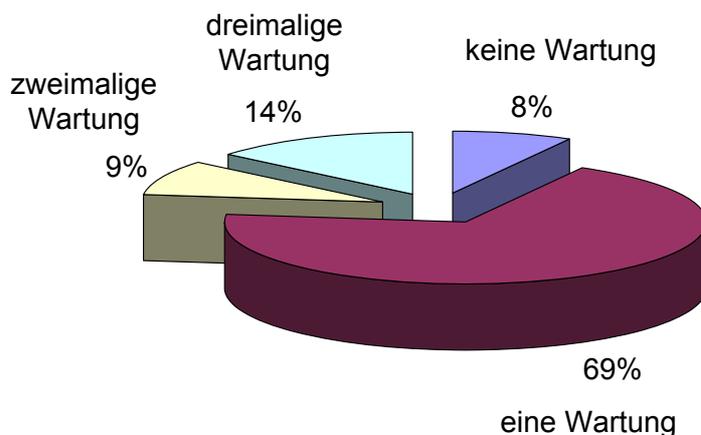


Bild 4.10 Jährliche Wartungshäufigkeit der untersuchten Anlagen

Die Diskrepanzen zwischen den Mittelwerten und dem Median im Ablauf der Kleinkläranlagen weisen darauf hin, dass die Anlagen leistungsfähiger sein könnten, wenn hier eine sorgfältigere, häufigere Kontrolle und Beeinflussung der Anlagenfunktion stattfände.

Bild 4.11 zeigt am Beispiel der überstauten Festbetтанlagen, dass die Ablaufqualität dieser Anlagen stark von der Wartungshäufigkeit abhängt. Mit steigender Wartungshäufigkeit, von keiner Wartung hin zu einer zweimaligen Wartung, nimmt die Ausfallhäufigkeit im Bereich von 150 mg/l CSB um etwa 30 Prozent ab. Dies kann u. a. auf das schnellere Erkennen und Beheben von Belüftungsproblemen zurückgeführt werden, welche selbst bei einer regelmäßig durchgeführten Eigenüberwachung durch den Betreiber nicht immer erkennbar sind.

Anlagentypen wie Tropfkörper und die naturnahen Verfahren, wie Bodenkörperfilter sowie Pflanzenkläranlagen, erreichen auch bei einer geringeren Wartungshäufigkeit sehr gute Ablaufleistungen. Eine einmalige Wartung verbessert die Ablaufqualität so, dass diese nicht durch die künstlich belüfteten Anlagentypen mit dreimaliger Wartung überholt wird.

Auch 90 Prozent der Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern zeigten in der Untersuchung die Einhaltung beider Grenzwerte bei einer einmaligen Wartung an. Dies liegt vor allem daran, dass hier 77 Prozent aller Messwerte von einem Hersteller stammten und dieser nur auf diese Anlagen spezialisierte Wartungsfirmen zulässt [STRAUB 2007].

Festzustellen ist, dass bei Verschärfung der Grenzwerte auf 90 mg/l CSB und 20 mg/l BSB₅ aufgrund einer Einleitung in sensible Bereiche eine Verschlechterung um weitere 30 bis 50 Prozent bei technischen Anlagen und um etwa 15 Prozent bei naturnahen Anlagen auftritt, sofern die Wartungshäufigkeit niedrig bleibt.

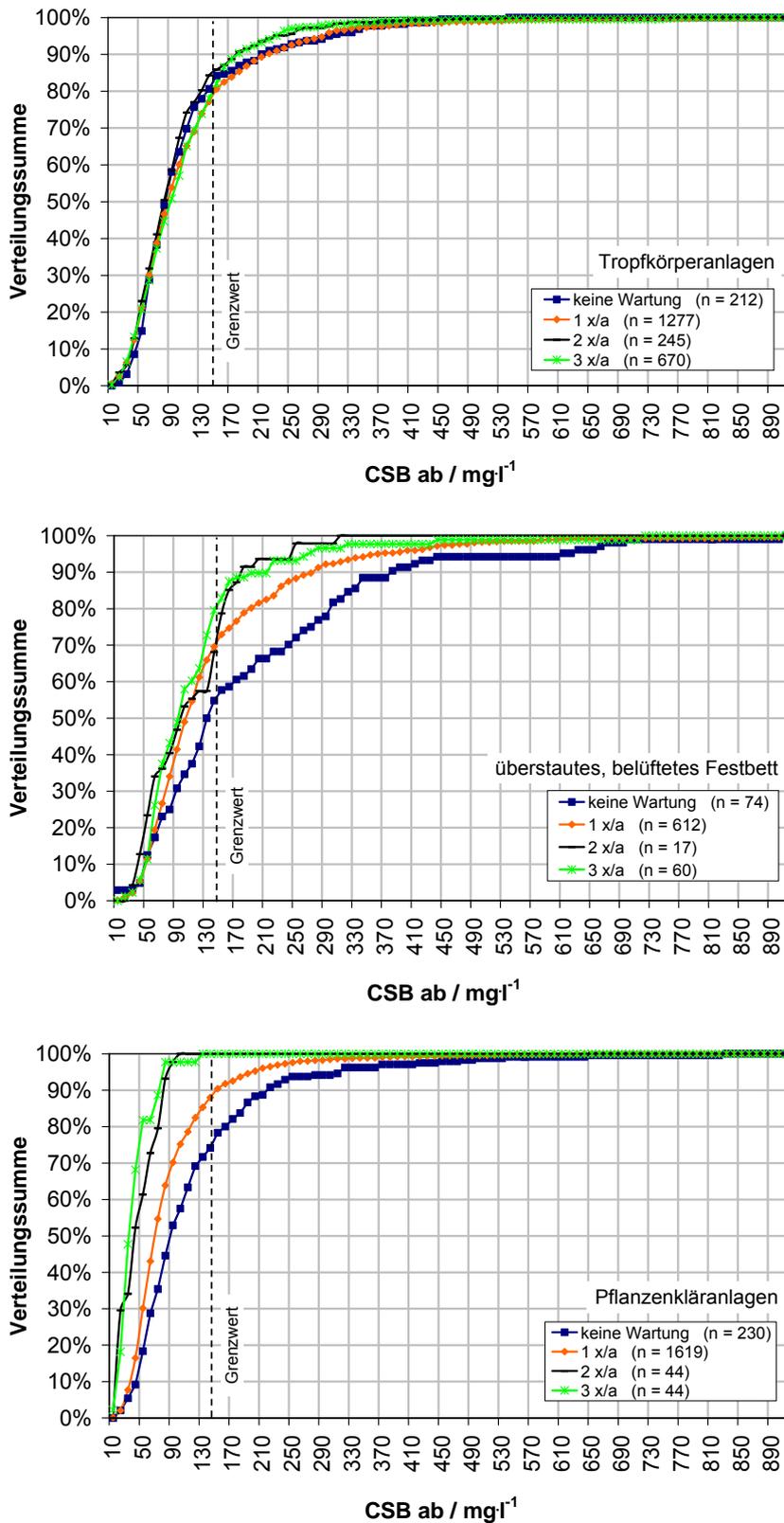


Bild 4.11 Einfluss der Wartungshäufigkeit auf den CSB-Ablaufwert ausgewählter Anlagentypen

4.2.2 Einfluss der Wartungsqualität

FLASCHE (2002), FELDE ET AL. (2000), OTTO (2000), RESCH (1995), HOHEISEL (2000), FELDE ET AL. (2001) und SPATZIERER (1998) weisen nach, dass eine ordnungsgemäße Wartung die Reinigungsleistung sowie Funktionstüchtigkeit einer Kleinkläranlage erhöht. Neben der Wartungshäufigkeit gilt diese Forderung auch für die Wartungsqualität. Eine hohe Wartungsqualität wird durch die fach- und sachgerechte Abarbeitung der in Tabelle 3.7 sowie der vom Hersteller geforderten Tätigkeiten und durch die Durchführung gezielter Maßnahmen zum Erhalt bzw. zur Wiederherstellung der Anlagen-/Apparatefunktion erreicht.

Bei einer Überprüfung der Durchführung der Wartung sowie der Wartungsberichte entsprachen lediglich fünf Prozent den theoretisch geforderten Vorgaben [FRESENIUS 2005].

Es wurde nachgewiesen, dass

- nicht alle Grenzwertüberschreitungen schriftlich festgehalten und bei 36 Prozent keine Wartungsprotokolle ausgefüllt wurden,
- Wartungsaufgaben an der Steuerung ohne Anwesenheit des Betreibers dokumentiert wurden, obwohl diese nur in Gegenwart des Betreibers zugänglich ist,
- in 48 Prozent keine Messung von Sauerstoffgehalt, Schlammvolumen, Sichttiefe und Schlamm Spiegel erfolgte.

Diese Ausführungen zeigen die unterschiedliche Wartungsqualität. Allerdings haben die ersten zwei genannten Punkte nur einen Einfluss auf die Dokumentationsqualität und Verfolgbarkeit der Wartung. Sie lassen keinen Rückschluss auf die Wartungsqualität an der Anlage selbst bzw. auf die Ablaufkonzentration zu. Grenzwertüberschreitungen werden von den Wartungsbetrieben oft nicht schriftlich festgehalten, da nach Feststellung einer Anlagenfunktionsstörung diese erst einmal wieder hergestellt wird. Zwar hat der Betreiber ein Recht auf Information, dieses wird in der Praxis aber selten von ihm gewünscht. Eine Mitteilung erfolgt meist nach Erreichen der Grenzwerte.

Des Weiteren geht aus der Bewertung von FRESENIUS (2005) nicht eindeutig der Probenahmezeitpunkt von Wartungsbeprobung und Kontrollbeprobung hervor. Die Dokumentation von Grenzwertüberschreitungen sollte nur dann zu einer Bewertung herangezogen werden, wenn beide Probenahmen zum selben Zeitpunkt stattfinden. Die Ablaufprobe stellt eine zulaufabhängige Stichprobe dar, so dass schon innerhalb weniger Tage differierende Ablaufwerte auftreten können.

Ein exaktes Ausfüllen der Wartungsberichte ist für die Bewertung der Qualität nicht ausreichend. Bei fehlendem Fachwissen und Verständnis der Vorgänge in der Anlage ist trotz eines persönlichen Engagements eine hohe Funktionstüchtigkeit nicht garantiert. Besonders die Messung des Sauerstoffgehalts wird zwar in den Zulassungsgrundlagen gefordert, setzt sich allerdings bisher nur langsam durch.

Gleichwohl kann die Wartungsqualität der Fremdfirmen ähnlich gut wie die der Herstellerfirmen eingeschätzt werden [STRAUB 2007]. Grundsätzlich ist eine Verbesserung der Wartungsqualität nur durch ein Qualitätsmanagement und eine anerkannte Zertifizierung erreichbar. Dieses ist von den Behörden gesetzlich zu fordern und zu kontrollieren.

Eine elektrotechnische Ausbildung sollte neben der Kenntnis abwassertechnischer Abläufe für die Wartungsfirma Pflicht sein, um sicherheitstechnische und arbeitsschutzrechtliche Auflagen einzuhalten und trotzdem eine ordnungsgemäße Instandsetzung elektrischer Bereiche (z. B. bei Kabelbruch) durchführen zu können. Weiterhin wird neben der Zertifizierung auch mindestens einmal jährlich der Besuch einer Weiterbildungsveranstaltung empfohlen, die auf die Wartung und mögliche Betriebsprobleme ausgerichtet ist.

4.3 Einflüsse durch technische/technologische Faktoren

Im Weiteren werden hier einige technisch/technologische Faktoren betrachtet, wie die Größe der Anlage oder die Verfahrenstechnik, die einen Einfluss auf die Auslastung der Anlagen, auf den Schlammanfall, die Kosten, Nutzungsdauer und Langlebigkeit von Apparateilen haben.

4.3.1 Anlagenauslastung

Der Einfluss der Anlagenauslastung bei technischen Kleinkläranlagen ist anhand der genormten technischen Anlagengrößen von vier bzw. acht Einwohnerwerten und der angeschlossenen Einwohner abschätzbar. Der tatsächliche Abwasseranfall war bei den meisten Anlagen nicht bekannt.

Unabhängig vom Anlagentyp hält ein hoher Anteil an Kleinkläranlagen im Bereich unter 25 Prozent Auslastung die Grenzwerte im CSB und BSB₅ ein [STRAUB 2007]. Zurückgeführt

wird dies auf die Erhöhung der Verweilzeiten aufgrund der geringen Zulaufwassermengen, so dass auch schwer abbaubare Stoffe abgebaut bzw. hohe Zulaufkonzentrationen noch verringert werden können.

Belebungsanlagen arbeiten im Unterlastbetrieb nicht ausreichend, da nur unter 30 Prozent der Anlagen die Grenzwerte erreichen. Ab einer Auslastung von 50 Prozent steigt der Anteil funktionierender Anlagen auf etwa 60 Prozent, bleibt damit aber trotzdem deutlich hinter dem anderer Anlagentypen zurück. Dieser Anlagentyp sollte unabhängig vom Anschlusswert bis 8 EW nicht eingesetzt werden. OTTO (2000) empfiehlt Anlagengrößen mit mindestens zehn Einwohnern, damit in Zeiten geringer hydraulischer Auslastung eine notwendige Mindestbelastung gewährleistet wird und keine Belastungsunterbrechungen von mehr als drei Wochen auftreten.

Zwischen 83 und 90 Prozent der Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern funktionieren unabhängig von ihrem Anschlusswert gleichbleibend gut. Bei allen anderen Anlagentypen nahm der Anteil funktionstüchtiger Anlagen mit steigender Auslastung ab. Als Ursachen sind hier je nach Anlagentyp und Betreiberverhalten hohe Zulaufkonzentrationen, mangelhafte Sauerstoffversorgung, zu geringe Trockensubstanzgehalte im biologischen Becken aufgrund ungenügender Abstimmung des Schlammabzugs oder zu geringe Rezirkulationsraten zu nennen.

Die häufig in der Literatur [BARJENBRUCH ET AL. 2004, KÄMPFER ET AL. 2005B] genannte Störanfälligkeit der Tropfkörper bei hohen Belastungen und Stoßbelastungen, möglicherweise verursacht durch eine dadurch auftretende mangelhafte Sauerstoffversorgung, kann bestätigt werden.

Entgegen der allgemein publizierten Probleme der SBR-Anlagen im Unterlastbetrieb erreichten über 93 Prozent der Anlagen mit einer nur 25-prozentigen Auslastung beide Grenzwerte. Als Vorteil hat sich erwiesen, dass die Hersteller dem Problem der geringen Abwassermenge teilweise mit der flexiblen Anpassbarkeit der genormten Anlagen u. a. durch Verringerung der Wasserstände begegnet sind, so dass eine 4-EW-Anlage z. B. auf zwei Einwohner eingestellt werden kann. Dadurch bildet sich die für den Abbau notwendige Belebtschlammmenge auch bei geringen Zulaufabwasserströmen.

Es hielten weniger Anlagen in Überlast beide Ablaufgrenzwerte ein als unter den anderen Lastbedingungen. Als Überlast wird ein Anschlusswert von maximal drei Einwohnern mehr als bei der standardisierten Anlagengröße angesehen. Im Hinblick auf die hydraulische Belastung entspricht eine Beaufschlagung der Anlagen mit Abwasser von sieben Einwohnern bei einem spezifischen Abwasseranfall von etwa 85 l/(E·d) der ausgelegten hydraulischen Belastung von vier Einwohnern. Damit werden diese Anlagen hydraulisch in „Volllast“ betrieben. Als Ursache für den Ausfall werden wartungs- und betreiberspezifische Probleme oder hohe organische Frachten vermutet.

Eine Auswertung der Auslastung aller naturnahen Pflanzenkläranlagen war nicht möglich, da meist die Beetgröße nicht bekannt war. Die naturnahen Pflanzenkläranlagen weisen als Bemessungsgrundlage einen Flächenbedarf zwischen 4 und 5 m² pro Einwohner auf [DWA-A 262, 2006]. Es wurden bei Anschlussgrößen von bis zu vier Einwohnern Mindestoberflächen von 16 m² für vertikal durchströmte Pflanzenkläranlagen bzw. 20 m² für horizontal durchströmte Pflanzenkläranlagen festgelegt. Aufgrund dieser Festlegung und dem Abwasseranfall von etwa 85 l/(E·d) werden hydraulische Belastungen von 15 bis 20 mm/d erreicht, bei 150 l/(E·d) maximal 40 mm/d. RÖSKE ET AL. (2005) geben als maximale Beaufschlagungsmenge 100 mm/d an. Da 90 Prozent der Anlagen mit einer einmaligen Wartung sehr gute Ablaufwerte aufweisen (Bild 4.11) und die maximal empfohlene Beaufschlagungsmenge nach RÖSKE ET AL. nicht erreicht wird, ist der Betrieb in hydraulischer Unterlast bei den Pflanzenkläranlagen unproblematisch.

4.3.2 Planungs- und Einbaumängel

Planungs- und Einbaumängel können im Betrieb die Funktionstüchtigkeit und Standsicherheit der Anlagen gefährden. Probleme bereiten – ohne Festlegung einer wichtenden Reihenfolge – besonders:

- Fehleinleitungen (Regen-, Fremdwasser), Undichtigkeiten,
- die fehlende Zugänglichkeit von Anlagenteilen für Wartung und Instandsetzung,
- mangelhafte Querlüftungen,
- Falschdimensionierung oder -einbau von Zu- und Ablaufleitungen, der Anlagen- bzw. Elektrotechnik (z. B. zu gering bemessene oder kein fachgerechter Ersatz der Belüfteraggregate, fehlerhafte Nivellierungen, Fehlinformationen zu den grundstücksbezogenen Gegebenheiten),

- fehlende Tauchwände in Vorklärbecken oder Nachklärbecken zum Rückhalt von Schwimmstoffen,
- keine Stoßbeschickung bei Versickerungen,
- fehlende Sonderreinigungsstufen (Fettfang, Leichtflüssigkeitsabscheider),
- mangelhafter Lärmschutz beim Einbau von Verdichtern/Kompressoren in Wohngebäuden, was zur Unterbrechung der Stromzufuhr durch den Betreiber führen kann,
- Nichteinhaltung der Siebkennlinie bei Pflanzenkläranlagen,
- keine Rezirkulation bei Tropfkörperanlagen und
- Einsatz ungeeigneter Membranmaterialien bei Belüfterelementen.

Fehleinleitungen stören den Ablauf der biologischen Reinigung. Dem Betreiber ist eine prägnante Tabelle mit den in die Kleinkläranlagen nicht zu entsorgenden Substanzen als Informationsschrift bei Inbetriebnahme in die Hand zu geben. Regen-, Fett- und Leichtflüssigkeitseinleitungen sind zu unterbinden bzw. entsprechend vorzubehandeln. Gegebenenfalls ist bei Verdacht auf Regenwassereinleitung die Zulaufleitung zu vernebeln. Undichtigkeiten (Bild 4.12, unten links) beschädigen auf Dauer den Baukörper ebenso wie eine fehlende Behälter-Querlüftung. Gleichfalls können unterhalb des Wasserspiegels verlegte Zulaufleitungen (Bild 4.12, oben rechts) eine Querlüftung unterbinden. Dadurch ist je nach Grad der biogenen Korrosion die Standsicherheit der Anlage gefährdet (Bild 4.12, oben links). Oft schreitet die Korrosion bei einer entweder leistungsschwach eingebauten oder mangelhaft gewarteten Belüftungstechnik besonders schnell voran. Der sich bildende Schwefelwasserstoff führt neben Korrosion und Geruch auch zum Absterben der Mikrobiologie.

Der Anteil der Planungs- bzw. Einbaumängel ist im Vergleich zu den wartungsspezifischen Mängeln mit etwa vier Prozent relativ gering [AL JIROUDI 2005]. Bei technisch belüfteten Anlagen treten als häufigste Mängel eine zu geringe Belüfterleistung, Minimierungen von Leitungsquerschnitten, Veränderungen des Membranmaterials bzw. zu hohe Druckverluste durch lange Leitungslängen auf.

Belüftermembranmaterialien aus EPDM, PU und dunklem (schwarzen) Silikon mit einem Anteil verschiedener Additive wie Talkum, Ester, paraffinische Öle sowie Wachse, sind für den Einsatz im Abwasser ungeeignet [WAGNER 2004, MONEKE 2004]. Die Additive unterstützen das Mikrobewachstum und fördern damit mikrobielle Umsetzungen. Durch Bildung von extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) entstehen Biofilme. Ebenso

können Abwasserinhaltsstoffe durch Verschiebung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes als unlösliche Substanzen ausfallen. Dies führt zur

- Belagsbildung (Membranfouling, siehe auch Bild 7.2),
- Verblockung oder
- Veränderung des Membranmaterials, z. B. zur Verhärtung durch Verlust des Weichmachers.

Die vermehrte Bildung von EPS wird meist durch die Einwirkung von Stressfaktoren, wie Unter-/Überlast, niedrige pH-Werte, geringes O₂-Defizit, angeregt [DOPPLER 2004, SCHEUFLER ET AL. 2003].

Bei Pflanzenkläranlagen führt die Veränderung der Siebkennlinie und des schichtartigen Aufbaus des Kiesbettes zu Betriebsproblemen.

Grundsätzlich sind alle Mängel im Zuge der Gewährleistung bzw. der Wartung zu beheben.



Bild 4.12 Einbaumängel wie fehlende Querlüftung (links oben, Betonkorrosion), zu tief liegende Zulaufleitungen (rechts oben), Undichtigkeiten (links unten) und offene Elektrik (rechts unten)

4.3.3 Schlammanfall

Die Kontrolle des Schlammspeichers (Vorklärung) ist ebenso wichtig wie die Wartung der Anlage. Tritt Schlamm in die biologische Stufe über, wird die Anlage in ihrer Funktion gestört. Im ungünstigsten Fall kommt es zum Ausfall der Anlage.

Der maximale Schlammanteil für den ordnungsgemäßen Betrieb ist an die örtlichen Gegebenheiten anzupassen. Der Schlamm Spiegel muss in der Vorklärung mindestens 15 bis 20 cm niedriger als die Übertrittshöhe des abgesetzten Abwassers in die biologische Stufe sein. Die Übertrittshöhe kann herstellerabhängig schwanken.

Die Messung des Schlammspiegels sollte bei jeder Wartung an mehreren Stellen im Becken oder mindestens in der Nähe des Übertritts erfolgen. Andere Messstellen als Einzelmessung können je nach Form und Abmessung der Vorklärung zu einer Verfälschung der Schlammhöhe führen. Die Schlammabfuhr ist rechtzeitig anzumelden.

Nach DWA-A 280 (2006) schwankt der Schlammanfall bei kleinen Kläranlagen und Großkläranlagen zwischen 300 und 2.000 l/(E·a) und wird im Mittel mit 1.000 l/(E·a) angegeben. Bei Kleinkläranlagen ergeben sich die in Tabelle 4.8 dargestellten Schlammengen. Sie wurden aus mehreren Schlammspiegelmessungen in einem Becken unter Beachtung dessen Kubatur gemittelt. Der Schlammanfall bei Kleinkläranlagen kann zwar bis auf 100 l/(E·a) in Einzelfällen absinken, entspricht aber im Durchschnitt der jährlichen Messung der DWA-Angabe ebenso wie den Angaben von NEEMANN (2002) und SCHÜTTE (2000).

Die Schwankungsbreite des Schlammanfalls innerhalb eines Anlagentyps, aber auch beim Vergleich der Anlagentypen untereinander, kann auf

- den unterschiedlichen Mineralisierungsgrad, Wassergehalt und die Verdichtung des Schlammes während der Lagerung,
- differierende Messstellen des Schlammes in Abhängigkeit der Beckenform (Verlagerung von Schlamm in wenig durchströmte Bereiche),
- verschiedene Abwasserquantitäten und -qualitäten, u. a. Zusammensetzung der Fäzes, Lebensgewohnheiten und
- unterschiedliche Betriebsweisen (Schwachlast)

zurückgeführt werden.

Tabelle 4.8 Aus Wartungsdaten (jährlich einmalige Messung) und Beprobungsdaten (monatliche Messung) errechneter Schlammfall und die typische Entsorgungshäufigkeit

Anlagentyp	Eigene Untersuchungsdaten in I/(E·a)			NEEMANN (2002)	SCHÜTTE (2000)	LUA NRW (1994) ^{3*)}	IMHOFF ET AL. (1999) ^{4*)}	Typische Entsorgungshäufigkeit ¹⁾
	Anzahl Werte	Minimum	Durchschnitt (jährliche Messung)					
Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern	350 ^{2*)}	127	164					Alle 1 ... 2 Jahre
Belebungsanlage, konventionell durchströmt						456	730	Alle 0,5 ... 1 Jahre
Festbett, überstaut, belüftet	28	107	426	390	374			Alle 0,5 ... 1 Jahre
Pflanzenkläranlage	1		159					Alle 1 ... 2 Jahre
SBR-Anlage	65	109	351	410				Alle 0,5 ... 1 Jahre
Scheibentauch-/Rotationstauchkörper	5	172	406		374	310		Alle 0,5 ... 1 Jahre
Tropfkörperanlage	111	63	253	200	155	347	548	Alle 1 ... 2 Jahre

¹⁾ nach Auswertung der Entsorgungsnachweise, Wartungsberichte bezogen auf den Durchschnitt der jährlichen Messung

^{2*)} Daten von TRILLER (2002A)

^{3*)} zitiert in NEEMANN (2002)

^{4*)} eingedickter, gemischter Rohschlamm aus Vorklärbecken und Nachklärbecken großer Anlagen

Die Häufigkeit der Schlammentsorgung richtet sich nach dem Anlagentyp, der Zulaufqualität/-quantität, dem Auslastungsgrad (Anzahl angeschlossener Einwohner) sowie der Größe des Vorklärbeckens und kann nicht allgemeingültig angegeben werden. Die Angaben in Tabelle 4.8 sind daher als Orientierung zu verstehen. Die Entleerung sollte bedarfsgerecht erfolgen, so dass bei erhöhtem Schlammanfall eine mehrmalige Entsorgung im Jahr notwendig sein kann. Bei Tropfkörperanlagen, Pflanzenkläranlagen und den Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern werden teilweise Entsorgungszyklen von zwei bis vier Jahren erreicht [NEEMANN 2004, SCHÜTTE 2000, TRILLER 2002A].

Die Entfernung des Schlammes wird teilweise nicht ordnungsgemäß durchgeführt. Die DIN 4261 – T.1 (2002) legt dazu fest, dass Schwimmschlammdecken aus allen Becken und der abgesetzte Bodenschlamm aus der Vorklärung zu entfernen sind. Nach der Absaugung sollten 30 cm Schlamm-Wassergemisch als Impfschlamm in der Vorklärung verbleiben. Anschließend ist das Vorklärbecken wieder mit Wasser aufzufüllen.

In der Praxis erfolgt die Entleerung des Beckens meist vollständig ohne Rückhalt von Impfschlamm. Die Anlagen werden aus Unwissenheit nicht mit Wasser aufgefüllt. So sind je nach Abwasseranfall teils wochenlang abflusslose Vorklärungen, wie in Bild 4.13 links zu sehen, für den Zusammenbruch der Mikrobiologie verantwortlich.



Bild 4.13 Durch Schlammentsorger entleertes Vorklärbecken nach zwei Wochen erneuter Zuleitung (links, Übertritt mit Pfeil gekennzeichnet) und Kennzeichnung der zu entleerenden Schlammspeicher

Die Schlammabnahme sollte entweder der Betreiber oder als Serviceleistung die Wartungsfirma überwachen. Das Abfuhrpersonal ist hinsichtlich des grundlegenden Aufbaus von Kleinkläranlagen und der ordnungsgemäßen Entsorgung zwingend auszubilden. Zur Vereinfachung sind die zu entsorgenden Becken vom Hersteller zu kennzeichnen (Bild 4.13, rechts). Ein Auffüllen der Vorklärungen über den Entsorger ist wünschenswert. Vorschläge dazu werden im Kapitel 9.4 unterbreitet.

In der Nachklärung sind ebenfalls die Schlammhöhe zu bestimmen und der Schwimmschlamm abzuschöpfen, um einen Übertritt von Schlamm in die nachfolgende Versickerung zu verhindern. Da dieser Schlamm in den Schlammspeicher befördert wird, ist in Fällen erhöhten Schlammanteils die Rücklaufschlammpumpe entsprechend einzustellen.

4.3.4 Ausfallursachen der Anlagenbereiche/-teile

Die Ausfallhäufigkeit ist im Besonderen von der Wartungsqualität, vom fachgerechten Einbau, vom Einsatz hochwertiger Anlagentechnik sowie vom Betreiberverhalten abhängig. Je nach Anlagentyp gibt es unterschiedliche Systemkomponenten, die im Laufe ihrer Betriebszeit ausfallen können. Tabelle 4.9 gibt einen Überblick über die vorhandene Technik einzelner Anlagentypen, die je nach Komponente regelmäßig auf ihre Funktionstüchtigkeit überprüft, gereinigt und ganz oder teilweise erneuert werden müssen.

Bild 4.14 zeigt beispielhaft den Anteil an Ausfällen von drei verschiedenen Anlagentypen in einem Beobachtungszeitraum von neun Jahren. Als Ausfälle wurden auftretende Defekte bzw. über den Grenzwert erhöhte Ablaufwerte definiert.

Tabelle 4.9 Systemkomponenten in Abhängigkeit vom Anlagentyp [erweitert nach BOLLER 2004]

Systemkomponente	Belebungsanlage	Biofilter, Filtergraben	Festbett, überstaut, belüftet	Pflanzenkläranlagen	SBR-Anlage (Injektorpumpe)	SBR-Anlage (Verdichter)	Scheiben-/Rotations-tauchkörper	Scheiben-/Rotations-tauchkörper - Kombinationsverfahren	Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern	Tropfkörperanlage
Antriebsmotor							●			
Belüftungssystem	●		●			●		●	●	
Füllmaterial		●	●	●			●	●	●	●
Netzausfallerkennung	●	○	●	○	●	●	●	●	●	●
Pumpe	○	○	●	○	●	○	●			●
Schwimmer		○		○	●	○	○	○		●
Steuerung	●	○	●	○	●	●	●	●	●	●
Verdichter	●		●			●		●	●	
Verteilereinrichtung, Schöpfwerk		●		●			●			●

● ... kommt in allen Anlagen vor

○ ... je nach Hersteller

Die häufigsten Ausfälle bei Pflanzenkläranlagen treten in den ersten drei bis vier Jahren auf. Bau- und Planungsfehler, wie z. B. ungeeignete Bodenmaterialien oder Austrag von Feststoffen aus dem Vorklärbereich, sind oft die Ursache. KAYSER (2003) beobachtete zudem bei Pflanzenkläranlagen eine temperaturabhängige Kolmationsneigung. Im Winter verlangsamen sich die Umsetzungsprozesse, so dass die eingebrachte organische Substanz nicht vollständig abgebaut, sondern in den Poren angelagert wird. Mit steigender Temperatur im Frühjahr führt das Überangebot an organischer Substanz zu vermehrtem Zellwachstum sowie einer steigenden Sauerstoffzehrung und somit zum Verschluss von Poren bis hin zur Kolmation. Diese Kolmationsneigung ist durch die Beschickungsweise der Pflanzenkläranlagen beeinflussbar. Beschickungspausen oder ein alternierender Betrieb mit Stillstandszeiten bis zu einer Woche vermindern ein übermäßiges Zellwachstum [HEGEMANN ET AL. 2004].

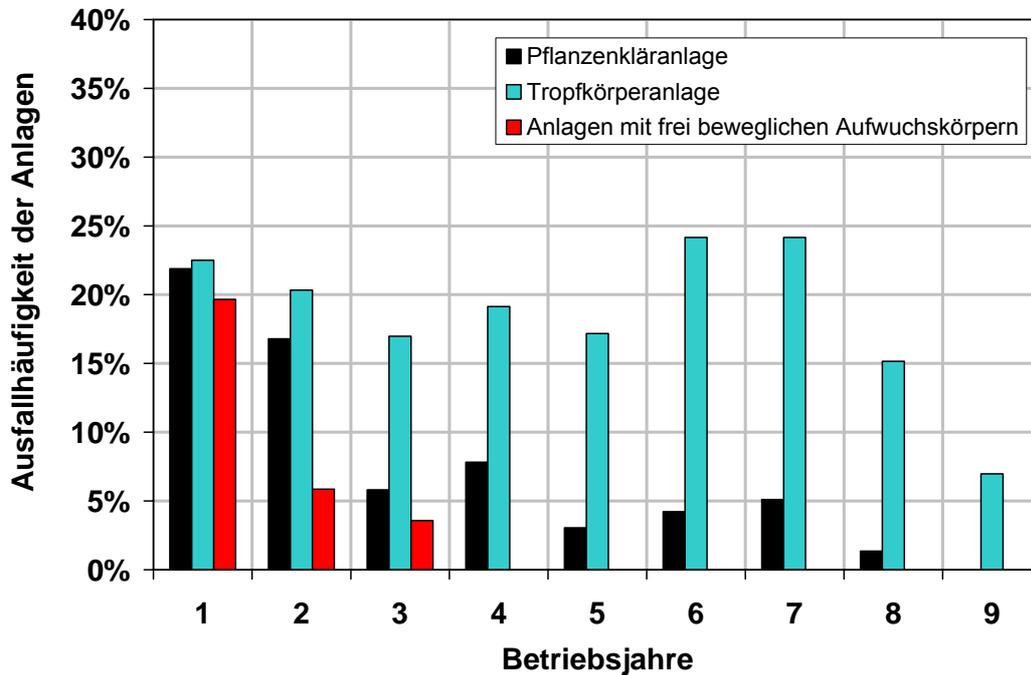


Bild 4.14 Ausfallhäufigkeit ausgewählter Anlagentypen

Bei den technischen Anlagen, hier am Beispiel von Tropfkörperanlagen, konnte innerhalb von 14 Betriebsjahren eine annähernd konstant hohe Ausfallhäufigkeit von durchschnittlich 20 Prozent gefunden werden. Eine optimale Wartung sichert den Betrieb der Anlagen durch rechtzeitige, vorbeugende Instandhaltung. Bei intensiver Betreuung und Aus-/Weiterbildung der Wartungsfirmen ist mit einer steten Abnahme der Ausfälle, wie bei den Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern zu sehen, möglich.

Folgende Ursachen führen zu Betriebsproblemen, in ihrer Häufigkeit abfallend sortiert:

- Ausfall von Verschleißteilen (Schwimmer),
- defekte oder falsch ausgelegte Aggregate (Pumpen, Steuerung),
- Stromausfall/Überspannung,
- zu späte Schlammabfuhr,
- fehlerhafte Einstellungen (Belüftung, Schlammrückführung),
- mangelhafte Wartung, Reinigung von Aggregaten, Leitungen, Verteilereinrichtungen,
- Bau-/Planungsfehler,
- schwer abbaubare oder giftige Wasserinhaltsstoffe.

Mechanische Fehlfunktionen, die durch die regelmäßige Kontrolle sowie Wartung oder fachgerechte Planung vermeidbar sind, treten am häufigsten auf. **Stromausfälle** können auftreten, wenn

- ein Problem beim Energieversorger auftritt,
- Überspannungen entstehen,
- die Anlage nach einer Stromschwankung oder einem kurzen Ausfall nicht selbsttätig wieder anfährt,
- der Betreiber aus vermeintlicher Kosteneinsparung die Energiezufuhr zur Anlage ausschaltet,
- nicht geschützte elektrische Steckdosen in die Kleinkläranlage eingebaut wurden oder
- ein elektrisches Problem in den Leitungen (z. B. Kabelbruch) vorliegt, durch das der FI-Schutzschalter der Anlage anspringt.

Als Schadensursache für den Ausfall elektronischer/elektrischer Geräte gibt WTW (2001) Überspannungsschäden mit 25 Prozent Anteil an. AL JIROUDI (2005) ermittelte hier einen geringeren Anteil von sechs Prozent. Wichtig ist besonders bei betreiberverursachten Stromausfällen die Information über die Höhe der Kosteneinsparung durch das Abschalten der Energiezufuhr (siehe Kapitel 4.4) sowie über die anfallenden Kosten bei Wiederherstellung der Funktionstüchtigkeit, die zusätzlichen Fahr-, Analyse-, Messtechnik- sowie Personalkosten.

Eine mangelhaft durchgeführte bzw. zu späte **Schlammabfuhr** verursachte bei AL JIROUDI (2005) in 16 Prozent aller Ausfälle die Fehlfunktion der Anlage. Dieser hohe Anteil zeigt die Wichtigkeit einer ordnungsgemäßen Entleerung und Wiederbefüllung der Vorklärung.

Zu **Bau- und Planungsfehlern** sowie zum Einfluss der **Abwasserinhaltsstoffe** wurden in den vorangegangenen Kapiteln Aussagen getroffen.

Bei vertikal durchströmten Pflanzenkläranlagen konnte bei Einhaltung der Sieblinie, bauseitig ordnungsgemäßer Ausführung (Schwallbeschickung, Gefälle) und Wartung innerhalb eines Beobachtungszeitraumes von neun Jahren keine Kolmation festgestellt werden. BÖRNER (1992) und NIEßLBECK ET AL. (2002) bestätigen dies für den Beobachtungszeitraum von fünf bzw. 18 Jahren. Jedoch kann die Durchlässigkeit in den ersten 15 Jahren um 10 bis 20 Prozent abnehmen [WISSING ET AL. 2002].

Bei flächigen Versickerungen sind bisher keine Untersuchungen zur Betriebsdauer bekannt. Aufgrund eines geringeren Feststoffanteils im Ablauf von Kleinkläranlagen im Vergleich zum Zulauf des Pflanzenbeetes sind ähnlich lange Zeiträume für die Funktionstüchtigkeit der Versickerung anzusetzen. Dauerbeschickung der Sickerstränge, hohe Ablaufkonzentrationen sowie Feststoffe fördern die frühzeitige Kolmation und einen dadurch bedingten Abwasserrückstau bis hin zum Anlagenausfall.

Mit regelmäßiger **Reinigung** von Pumpen, **Kontrolle** der Funktionstüchtigkeit von Kompressoren, rechtzeitigem **Austausch** von Verschleißteilen (Schwimmern, Kohlelamellen, Membranen) und Überprüfung der Einstellungen, wie z. B. Belüftungszeiten durch Sauerstoffmessungen, lassen sich Ausfälle minimieren und die Lebensdauer der Aggregate und der Anlage verlängern.

Hersteller können langlebige und qualitativ hochwertige Anlagenaggregate einsetzen, deren Leistung an den geplanten Anlagenaufbau anzupassen ist.

Auch die regelmäßige Reinigung der Sickerstränge durch Spülungen über den Kontroll- bzw. Verteilerschacht trägt zum Erhalt der Kläranlagenfunktion bei.

4.4 Einfluss des Betreiberhaltens auf die Anlagenfunktion

Der Betreiber kann auf die Funktionstüchtigkeit der Anlagen Einfluss nehmen durch

- seine Einleitungen (Abwasserbeschaffenheit),
- die regelmäßige Eigenüberwachung,
- den Abschluss eines Wartungsvertrages nach den Forderungen des DIBT (2006) sowie
- durch den Erhalt des Betriebsregimes an der Kleinkläranlage und der Minimierung von Fehlbedienungen.

TRILLER (2002) und AL JIROUDI (2005) ermittelten von allen Anlagenausfällen etwa 40 Prozent durch betreiberspezifisches Verhalten.

Eine Information der Betreiber über **Substanzen**, die nicht in die Kleinkläranlage entsorgt werden dürfen, wird von etwa 50 Prozent der Hersteller beim Aufbau der Anlage mitgeliefert [MOELANTS ET AL. 2006]. Aufgrund des Verlustes der Anonymität gelangen in Kleinkläranlagen meist nur Stoffe, die über Reinigungsmittel oder Bade-/WC-Zusätze eingebracht werden. Durch Hinweise der Auswirkungen auf die Anlage werden

Hygieneartikel, Medikamente und Chemikalien (Pinselreiniger o. ä.) in der Regel über andere Entsorgungswege beseitigt.

Die regelmäßig anfallenden **Betriebskosten** veranlassen den Betreiber, nach Kosteneinsparmöglichkeiten zu suchen. Neben der Reduzierung der Wartungshäufigkeit spielen hier insbesondere die Energiekosten eine Rolle, da sich diese direkt durch den Betreiber, z. B. durch Abschalten der Stromzufuhr, beeinflussen lassen.

Der Energieverbrauch durch die verschiedenen Anlagentypen ist in Tabelle 4.10 dargestellt. Technisch belüftete Anlagen verbrauchen durchschnittlich zwischen 90 und 160 kWh/(E·a) an Energie. Allerdings kann der Verbrauch je nach Anlage innerhalb eines Typs stark schwanken.

Die Ursachen für die Unterschiede zwischen den Herstellerangaben und den Praxiswerten im Energiebedarf liegen im Betrieb der Anlagen. Veränderungen von Belüftungs- oder Rückpumpzeiten wirken sich besonders auf den jährlichen Verbrauch aus. Diese sind an die jeweilige Abwasserqualität anzupassen, da die Herstellervorgaben nicht die optimalen Zeiten für die jeweilige Anlage darstellen. Auch bei mangelhafter Umstellung von Einfahr- auf den Normalbetrieb der Anlage steigt der Energieverbrauch.

In Auswertung der einzelnen Betriebskostenarten nimmt der Energieverbrauch nur einen geringen Anteil an den Gesamtbetriebskosten ein. Grundlage für Bild 4.15 waren die von MÜLLER (2005) ermittelten Durchschnittswerte für 4-EW-Anlagen mit einer zweimaligen Wartung für technische Anlagen und einer einmaligen Wartung für Pflanzenkläranlagen.

Die Schlamm Entsorgungskosten wurden einheitlich mit 30 €/m³ angenommen. Die Menge des Schlammanfalls und Häufigkeit der Entsorgung errechnet sich aus dem Durchschnitt der eigenen Untersuchungen sowie den in MÜLLER (2005) aufgeführten Herstellerangaben. Die Instandsetzungskosten stammen von den Herstellern.

Tabelle 4.10 Mittlerer Energieverbrauch für funktionstüchtige Kleinkläranlagen bis 8 EW in kWh/(E·a)

Anlagentyp	Eigene Untersuchung			MÜLLER (2005)	HANSEN (2005)	ROSEN- WINKEL (2002)	BARJEN- BRUCH (2004)
	Anzahl Werte	Durchschnitt Praxis	Bereich Praxis				
Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern	22	147	24 ... 248	98	76	32 ... 114	Demonstra- tionsfeld
Belebungsanlage, kon- ventionell durchströmt	4	217	58 ... 528	127		77 ... 260 *)	
Festbett, überstaut, belüftet	49	157	39 ... 342	73		44 ... 68	154
Membranbelebung				122		180	
Pflanzenkläranlage	10	8	6 ... 15	15	16	10 *)	16
SBR-Anlage	124	93	7 ... 483	80		100 ... 193 *)	82
Scheibentauch-/ Rotationstauchkörper	7	109	105 ... 113	83			34
Tropfkörperanlage	215	38	2 ... 648	70	70		173

*) eigene Untersuchung von ROSENWINKEL (2002)

Bei der Untersuchung der Kosten der einzelnen Anlagentypen zeigt sich, dass die technischen Anlagen mit Ausnahme der Membranbelebungen ähnliche Kostenverteilungen aufweisen. Knapp zwei Drittel der Betriebskosten fallen für die Wartung (Fahr-, Personal-, Analysekosten) an. Energie, Schlammensorgung und Instandsetzung teilen sich zu etwa gleichen Teilen das restliche Drittel. Bei den Membranbelebungsanlagen verändern die höheren Instandsetzungskosten durch den Membranmodulwechsel dieses Verhältnis.

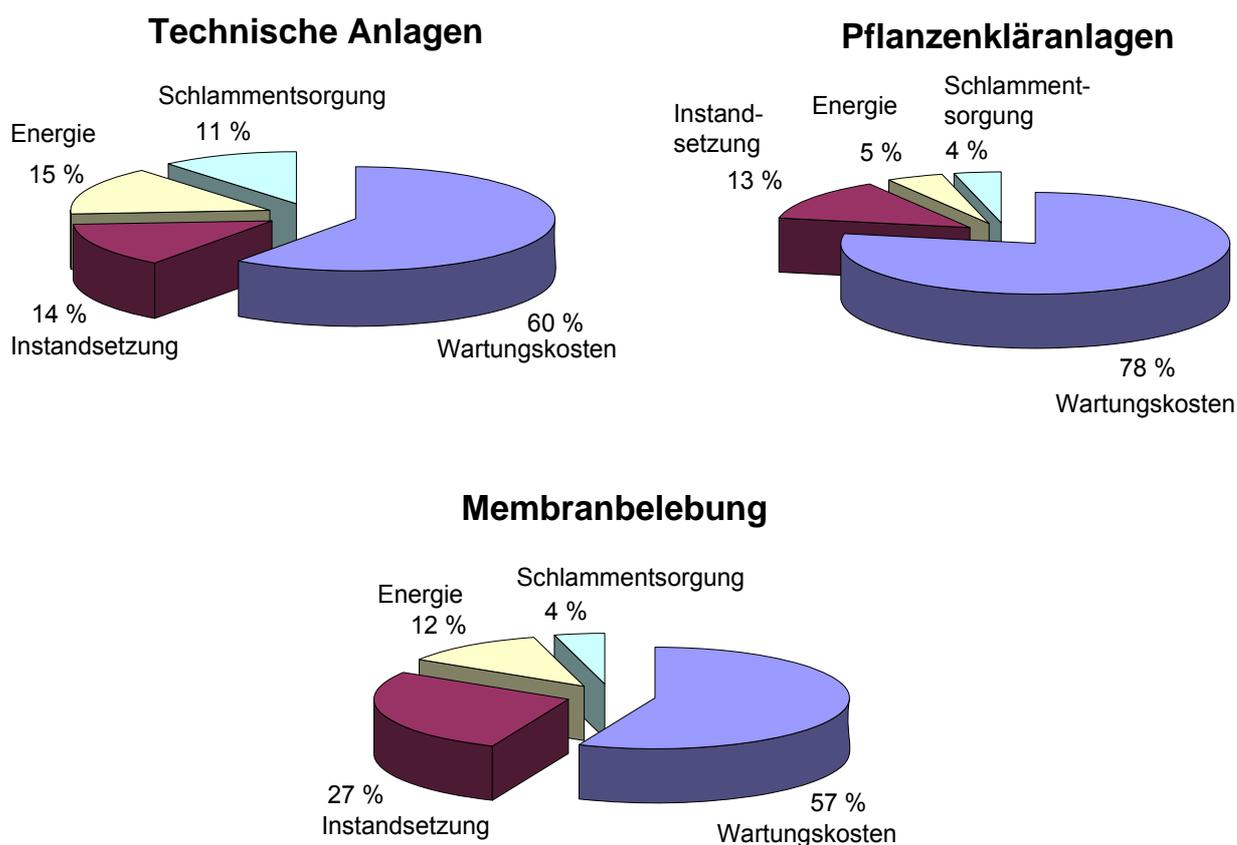


Bild 4.15 Anteil der einzelnen Betriebskosten an den Gesamtjahreskosten bei verschiedenen Anlagentypen (4 EW) [nach MÜLLER 2005]

Kosteneinsparungen durch zeitweiliges Ausschalten der Energiezufuhr sind somit unbedeutend, können jedoch hohe Instandsetzungskosten, z. B. bei Kolmation der Versickerung, verursachen.

Bei Pflanzenkläranlagen ist der Energieaufwand aufgrund eines minimalen Einsatzes von apparativer Technik gering. Da kein Sekundärschlamm anfällt, ist der Schlammfall niedriger als bei technischen Anlagen. Eine Lagerung des Schlammes bis zur

Mineralisierung ist wahrscheinlich. Daher nehmen die Wartungskosten hier den größten Teil der Betriebskosten ein.

In der Literatur wird immer wieder bemängelt, dass die Betreiber keine vorgeschriebene **Eigenüberwachung** durchführen. Dies liegt zum einen am Desinteresse begründet, zum anderen jedoch auch am technischen Unverständnis, an Überforderung oder Zeitmangel.

MOELANTS ET AL. (2006) ermittelten, dass lediglich 65 Prozent der Betreiber Informationen vom Hersteller zum Funktionsprinzip der Kleinkläranlage erhielten. SCHEER (2005) stellte eine verbesserte Funktion der Anlagen fest, bei denen die Betreiber gezielt informiert wurden.

Für Laien sind teilweise die umfangreichen Bedienungs- und Wartungsanleitungen zu unübersichtlich und aufgrund von Fachtermini unverständlich. Zudem ist bei der Einführung der Kleinkläranlage die Informationsflut so groß, dass nach sechs Monaten grundlegende Informationen wieder vergessen wurden. Daher sind diese auf ein Mindestmaß zu kürzen, mit anschaulichen Bildern und Fotos zu untersetzen sowie Auswirkungen bestimmter Aktivitäten zu benennen.

Die Überprüfung der Funktion der Energieversorgung („Anlage in Betrieb“) sowie die Aufnahme der Daten des Betriebsstundenzählers sind sinnvoll, können jedoch nicht die Grenzwerte am Ablauf der Anlage garantieren. Nur durch Kontrollen in kurzen Abständen sind sich im Laufe des Betriebs verändernde Parameter, wie Schlamm Spiegel und Sauerstoffgehalt, oder die apparative Qualität erkennbar. Da eine Wartungshäufigkeit über das geforderte Maß die Betriebskosten erhöht, sind automatische Funktionskontrollen und eine entsprechende Alarmgebung zu bevorzugen.

Etwa acht bis zehn Prozent der Betreiber stellen die Steuerschränke in Wohngebäuden auf. Die in diesen Schränken aufgestellten Verdichter können zu **Lärmbelästigungen** führen. Eine ungenügende Schalldämmung und -dämpfung kann den Schallpegel von unter 45 dB (A) auf über 75 dB (A) ansteigen lassen. Dieser Lärm im Wohn- und Freizeitbereich wirkt sich negativ hinsichtlich der Ruhe- und Entspannungsphasen nach der Arbeit, auf die Kommunikation sowie besonders auf die Qualität des Schlafes aus. In solchen Fällen ist auch mit einer Außerbetriebnahme der Anlage zu rechnen.

Möglichkeiten zur automatischen Funktionskontrolle sowie zur Vermeidung bzw. Verminderung von Lärm werden im Kapitel 9 besprochen.

4.5 Witterungseinflüsse

Während bei den technischen Anlagen die Umgebungstemperatur in der Regel allein einen Einfluss auf die Abwassertemperatur in den Anlagen nimmt, kommt bei den naturnahen, umgebungsoffenen Anlagen noch der Einfluss der Witterung auf die Ablaufmenge sowie –konzentration dazu.

Die bei Kleinkläranlagen vorkommenden Temperaturen schwanken im Jahr zwischen 4 °C und 24 °C. Bei naturnahen Anlagen treten erwartungsgemäß die kältesten Temperaturen auf. Sie kühlen aufgrund ihrer geringen Tiefe sowie sporadischen Abwasserbeaufschlagung mit anschließendem Leerlaufen im Winter sehr schnell aus. PINNEKAMP ET AL. (2005) bestätigten das in eigenen Untersuchungen für Pflanzenkläranlagen. Aber auch in technischen Anlagen werden – allerdings seltener – unter 4 °C gemessen.

Ausgehend von den vorherrschenden Abwassertemperaturen zeigt Bild 4.16 für den CSB sowie Anhang 10 für den BSB₅ die Temperaturabhängigkeit der Ablaufwerte. Die Diagramme beider Parameter ähneln stark. Die Wahl der Temperaturbereiche orientiert sich an der ABWV (2004), die für Temperaturen unter 12 °C eine Nitrifikationshemmung angibt. PINNEKAMP ET AL. (2005) sehen Temperaturen unter 6 °C in der Abwasserreinigung als problematisch an. Zur Vergleichmäßigung der Temperaturdifferenzen sowie der Messwerteanzahl wurden daher die Temperaturbereiche in Abständen von jeweils 6 °C gewählt.

Ein starker Einfluss der Abwassertemperaturen kleiner als 6 °C kann nach diesen Untersuchungen für den Abbau bzw. auf die Ablaufkonzentration des CSB sowie BSB₅ nicht bestätigt werden. Zwar erreicht bei diesen Temperaturen ein geringerer Anteil an Anlagen den CSB-Grenzwert als bei anderen Temperaturen. Allerdings beträgt dieser Unterschied unter sechs Prozent und liegt damit innerhalb der Messgenauigkeit der chemischen Analysen. Durchschnittlich 80 Prozent aller untersuchten Anlagen reinigen unabhängig von der Temperatur das Abwasser bis unter den CSB-Grenzwert, während dies beim BSB₅ 85 Prozent der Anlagen erreichen.

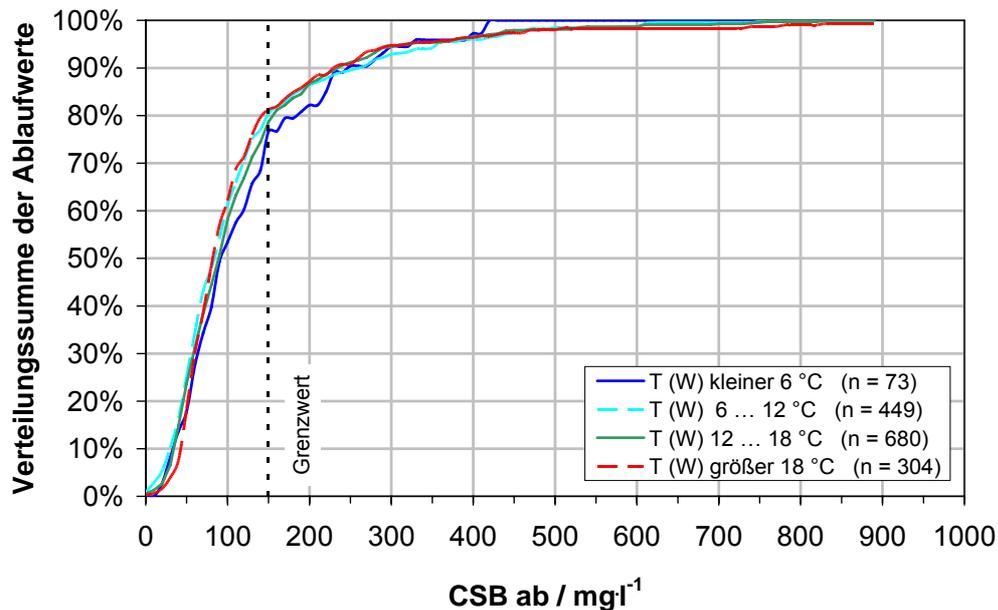


Bild 4.16 Einfluss der Abwassertemperatur auf den CSB-Ablaufwert

Das zeigt, dass sich die vorhandenen Bakterien auf niedrige Temperaturen einstellen können. Durch die stichprobenhafte Probenahme, auch bei einer monatlichen Beprobung, werden die Anpassungszyklen der Mikroorganismen meist nicht erfasst, da eine Adaption an die veränderten Temperaturbedingungen innerhalb weniger Tage erfolgt [HÄNEL 1986]. Schon RÖSKE ET AL. (2005) stellten fest, dass sich der Abbau von Kohlenhydraten, Fetten und Eiweißen – gemessen als BSB₅ – auch bei geringen Temperaturen, wie sie im Winter auftreten, nicht wesentlich verringert. Der Umsatz organischer Substanzen ist von einer Vielzahl von Bakterienarten abhängig, so dass es zu Defizitausgleichen kommt, sofern sich die Menge an schwer abbaubaren Stoffen nicht erhöht und die Schlammbelastung niedrig ist.

Bestätigt wird diese Aussage mit Bild 4.17, in dem eine aus fünf Kleinkläranlagen gemittelte Ablaufkonzentration in Abhängigkeit der Abwassertemperatur dargestellt ist. Die Anlagen wiesen über den Beobachtungszeitraum von 18 Monaten keine technischen Mängel auf. Sie wurden monatlich beprobt. Auch bei Temperaturen unter 6 °C sind Ablaufwerte unter 150 mg/l CSB und 40 mg/l BSB₅ erreichbar. Die CSB-Ablaufwerte sind allerdings bei höheren Temperaturen (16 °C, $\Delta T = 10$ K) um 16 Prozent niedriger. Die Schwankungsbreite der Mittelwerte wird durch die Anzahl der Messungen im jeweiligen Temperaturbereich sowie

durch die unterschiedlichen Zuflussquantitäten und –qualitäten in die Anlagen beeinflusst. Im Anhang 10 werden die einzelnen Messwerte in Abhängigkeit des Anlagentyps dargestellt.

Die Temperaturabhängigkeit ist nur dann hoch, wenn der Abbau ausschließlich durch spezialisierte Bakterienarten wie bei der Stickstoffumwandlung stattfindet. Bild 4.18 zeigt bei Temperaturen über 18 °C den höchsten Anteil an Anlagen mit einer Nitrifizierung, welcher stetig mit sinkender Temperatur auf unter 20 Prozent abnimmt.

Aufgrund der geringeren Datenanzahl im unteren Temperaturenbereich wirken sich auch Betriebsschwankungen (Abwasserqualität, -quantität, Belüftung) bzw. technische Ausfälle stark auf das Ergebnis aus.

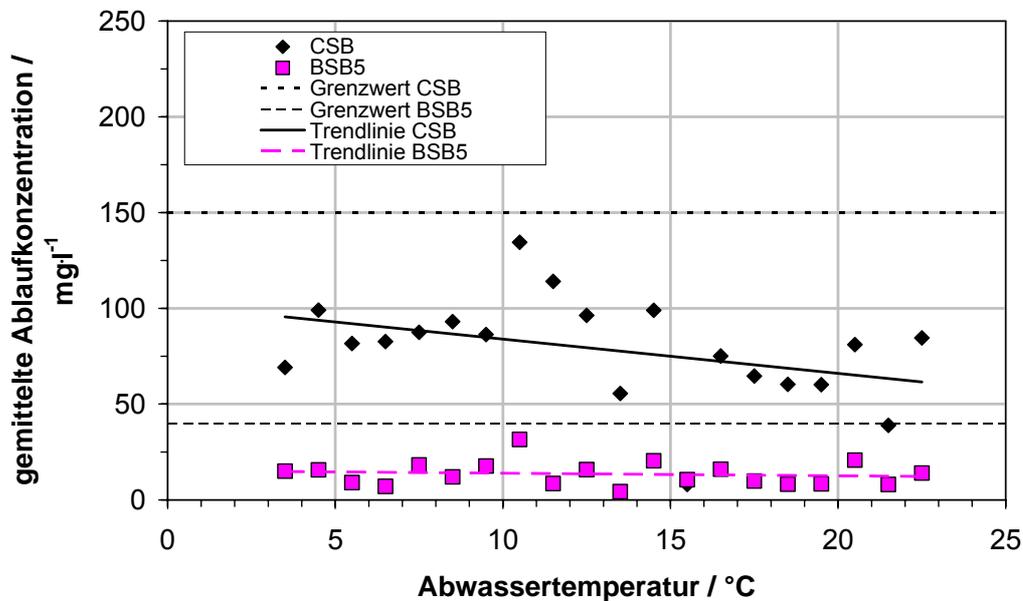


Bild 4.17 Abhängigkeit der Ablaufkonzentration von der Abwassertemperatur

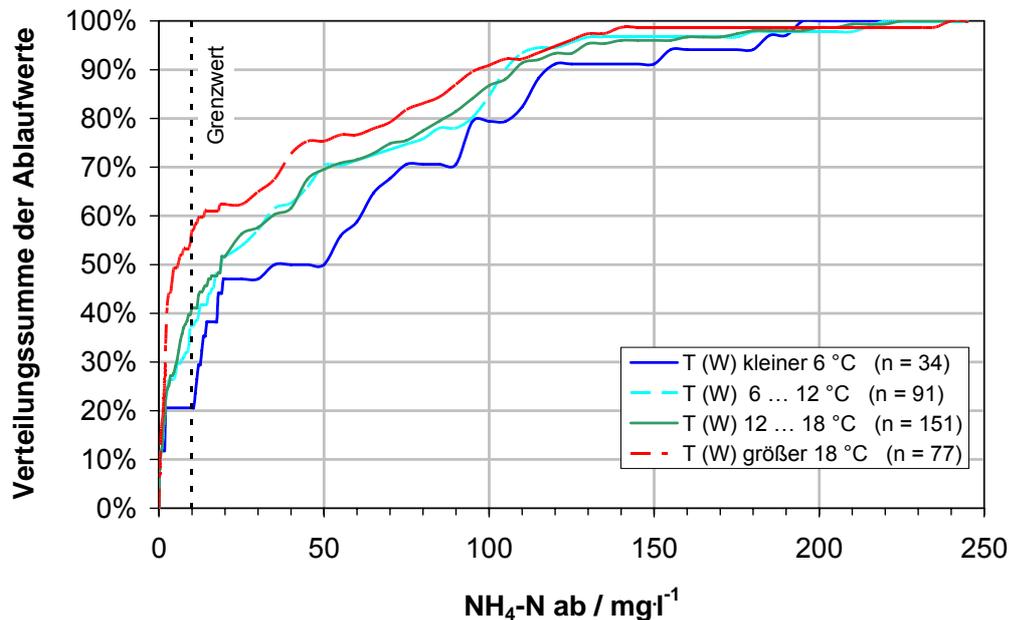


Bild 4.18 Verteilung der Ammoniumablaufwerte in Abhängigkeit der Temperatur

Die naturnahen Anlagen (Pflanzenkläranlagen, Abwasserteiche) weisen im Sommer höhere CSB-Ablaufwerte als im Winter auf [BÖRNER 1992, STRAUB 2007]. Die Ablaufwerte dieser umgebungsoffenen Verfahren werden durch Verdunstungsprozesse und den Niederschlag beeinflusst.

Als Bepflanzung bei bewachsenen Bodenfilteranlagen wählt man Helophyten wie Schilf, welche durchschnittlich eine Verdunstungsmenge von 6 bis 20 mm/d je nach Witterung aufweisen [FRAHM 2007, LARCHER 2001]. PÖPEL ET AL. (1991) ermittelten bei ihrer Untersuchung an mehreren Pflanzenkläranlagen eine durchschnittliche Jahresverdunstungshöhe von 4 bis 8 mm/d, wobei im Sommer Spitzenwerte von 14 bis 15 mm/d, zum Teil bis zu 25 mm/d erreicht wurden. Die durchschnittlichen Verdunstungsmengen von 4 bis 8 mm/d im Sommer können für das eigene Untersuchungsgebiet bestätigt werden. Der Berechnungsalgorithmus ist im Anhang 11 zu finden.

Die Evapotranspiration ist damit erheblich größer als die von offenen Wasserflächen [RÖSKE ET AL. 2005]. Die potenzielle Evapotranspiration kann im Sommermonat August deutlich die gemessene Niederschlagshöhe übersteigen [PÖPEL ET AL. 1991], auch wenn durch Windstille und Transpiration der Pflanzen ein Mikroklima entsteht, welches der Evapotranspiration

entgegenwirkt [WILLER zit. in WISSING ET AL. 2002]. Dies kann im ungünstigsten Fall dazu führen, dass die Pflanzenkläranlage keinen Ablauf mehr aufweist.

In Bild 4.19 werden gemessene Ablaufwerte den ohne Verdunstung berechneten gegenübergestellt. Die Jahreszeiten entsprechen der kalendarischen Einteilung. Die Anlagen befinden sich im Raum Cottbus, so dass bei der Ermittlung der theoretischen Ablaufwerte die mittleren Verdunstungsmengen nach Anhang 11 - Bild A.0.11 genutzt wurden. Deutlich ist die Abweichung der mittleren Sommerablaufwerte (gestrichelte Linie) im Vergleich zu den der anderen Jahreszeiten zu erkennen. Die Konzentration im Sommerdurchschnitt ist um bis zu 50 Prozent höher als der errechnete Wert ohne Verdunstung.

Bei geringen Abwasserzuflussmengen wirkt sich die Verdunstung sehr stark aus, wie Bild 4.20 zeigt. Ihr Einfluss sinkt mit steigender Zuflussmenge. Die Verdunstungsrate wurde unabhängig von der zulaufenden Abwassermenge als konstant angenommen.

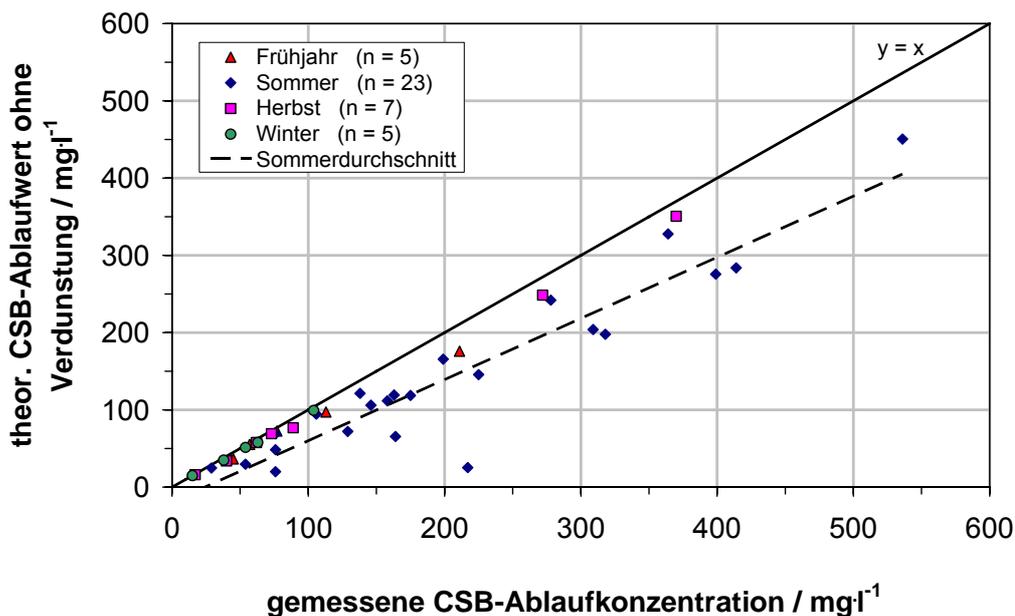


Bild 4.19 Vergleich der gemessenen mit den theoretisch ohne Verdunstung vorliegenden CSB-Ablaufwerten

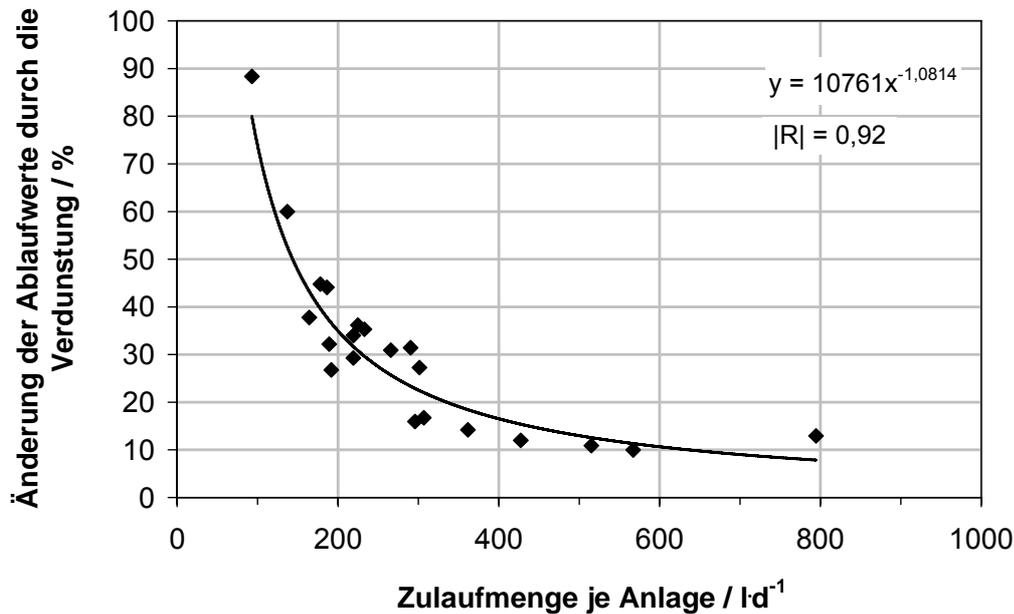


Bild 4.20 Änderung der Ablaufkonzentrationen im Sommer durch Verdunstung in Abhängigkeit der Abwasserzulaufmenge (Anlagengröße 16 m²)

Diese Effekte werden in die Bewertung von Pflanzenkläranlagenabläufen derzeit nicht mit einbezogen. Die gesetzlich vorgeschriebenen Ablaufwerte sollen eine Sauerstoffzehrung im Gewässer verhindern und sind daher für alle Anlagentypen einzuhalten.

Bezogen auf die Pflanzenkläranlagen mit sehr guter Abbauleistung und dementsprechend niedrigen BSB₅-Ablaufwerten ist der CSB-Grenzwert allerdings neu zu überdenken. Durch die naturgegebene Verdunstung und die damit verbundene Aufkonzentration können die CSB-Ablaufkonzentrationen zwar bis auf etwa 200 mg/l ansteigen, weisen aber bei niedrigen BSB₅-Ablaufkonzentrationen auf schwer oder nicht abbaubare Stoffe hin. Diese führen in den Gewässern zu keiner Sauerstoffzehrung.

4.6 Zusammenfassung der Untersuchung zur Leistungsfähigkeit der Kleinkläranlagen

Der im ländlichen Bereich typische Trinkwasserverbrauch liegt zwischen 70 und 85 l/(E·d), kann jedoch auch unter 50 l/(E·d) sinken. Die zu erwartende Verschiebung zu hohen Zulaufkonzentrationen aufgrund sinkender Wassermengen ist tendenziell erkennbar. Bis zum Doppelten der über die ATV-A 131 (2000) berechenbaren Zulaufkonzentration konnte jedoch keine Abhängigkeit vom Abwasseranfall beobachtet werden. Es werden Frachten

deutlich unter 30 g/(E·d) BSB₅ sowie 8 g/(E·d) NH₄-N bei über 90 Prozent aller Anlagen und unter 70 g/(E·d) CSB bei über 85 Prozent ermittelt.

Die Vorklärung weist im Mittel eine Reinigungsleistung von mehr als 45 Prozent auf. Dabei ist es unerheblich, wie viele Vorklärkammern zur Verfügung gestellt werden. Der Einfluss der Vorklärung auf die Rohabwasserbeschaffenheit geht über die angenommene mechanische Reinigung hinaus, hin zu anaeroben Abbauvorgängen.

Aufgrund fehlender Vergleichmäßigungs- sowie Verdünnungseffekte treten hohe CSB/BSB₅-Zulaufverhältnisse und im Vergleich zu kommunalem Abwasser um das Fünffache höhere Tensidkonzentrationen auf. Die Abbaurate der Tenside wird vom Sauerstoffgehalt im belüfteten Becken beeinflusst und kann je nach Gruppe bis 99 Prozent erreichen. Eine Beeinflussung des Abbaus organischer Substanzen durch Tenside sowie typische Arzneimittel konnte nicht ermittelt werden. Fette und fettähnliche Stoffe stören allerdings empfindlich den Abbauvorgang in den Anlagen durch eine meist stoßartige Frachtüberlastung. Daher sind diese Einleitungen in Kleinkläranlagen zu unterbinden.

Trotz allem sind auch mit hohen Zulaufwerten die Grenzwerte im Ablauf für CSB und BSB₅ besonders bei ausreichender Belüftung und Wartung erreichbar. Alle Anlagentypen sind in der Lage, diese Grenzwerte einzuhalten, auch wenn die Ablaufwerte deutlich über denen der Zulassungsprüfung liegen [FLASCHE 2002]. Besonders Bodenkörperfilter, SBR-Anlagen und vertikal durchströmte Pflanzenkläranlagen weisen sich durch hohe BSB₅-, CSB- und NH₄-N-Abbauraten aus.

Bei naturnahen, umgebungsoffenen Verfahren wirken sich die Witterungsbedingungen (u. a. Verdunstung) in Abhängigkeit der eingeleiteten Abwassermenge auf die Ablaufqualität aus. Dies spiegelt sich in den sommerlichen CSB/BSB₅-Ablaufverhältnissen bis 16 wider.

Der Schlammanfall kann innerhalb eines Anlagentyps sowie innerhalb einer Anlage schwanken. Typische Abfuhrzyklen liegen jedoch zwischen einem halben Jahr für SBR-Anlagen und überstauten, belüfteten Festbetten und zwei Jahren für Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern, Tropfkörper- und Pflanzenkläranlagen. Eine bedarfsgerechte Entsorgung ist zu bevorzugen.

Eine Ausbildung der Schlamm Entsorger über den grundlegenden Aufbau und die Funktionsweise von Kleinkläranlagen wird gefordert.

Die Ablaufqualität besonders technisch belüfteter Anlagen hängt von einer mindestens zweimaligen Wartung im Jahr ab. Natürlich belüftete sowie naturnahe Anlagen sind bei einer geringeren Wartungshäufigkeit weniger anfällig. Nur knapp ein Drittel der Kleinkläranlagen werden aufgrund mangelhafter Behördenkontrollen mit der gesetzlich geforderten Häufigkeit gewartet. Dadurch treten je nach Anlagentyp Ausfallraten bis zu 30 Prozent auf. Teilweise sind diese Mängel nicht mit einfachen Mitteln erkennbar, so dass erst nach Ermittlung der chemisch/biochemischen Parameter die Grenzwertüberschreitung offensichtlich wird.

Hinsichtlich der Wartungsqualität gibt es starke Differenzierungen bei den Wartungsfirmen. Negativ fallen besonders fehlende Messgeräte (gelöster Sauerstoff) und mangelhafte Weiterbildung auf. Letztere ist besonders durch die Angebote der Hersteller beeinflussbar. Die von verschiedenen Vereinen angebotene Zertifizierung für die Wartungstätigkeit soll die Wartungsqualität anheben. Diese ist seitens des Gesetzgebers jedoch noch zu fordern.

Etwa 40 Prozent der Betreiber sind mit der Eigenüberwachung ihrer Anlage überlastet. Es ist zu erwarten, dass ein noch größerer Teil keine zielgerichtete Eigenüberwachung durchführt. Mangelhafte Informationen zum Betrieb der Anlagen und eine häufige Wiederkehr der Wartungsfirmen aufgrund von zu spät festgestellter Überschreitung der Grenzwerte durch aufwendige Laboranalysen verunsichern zudem.

Die Auswertung des aktuellen Kenntnisstandes sowie der in der Praxis vorliegenden Erfahrungen macht deutlich, dass eine kurzfristige, vor Ort durchführbare Bestimmung der Ablaufwerte Vorteile für den Betrieb und die Wartung mit sich bringt. Es reduzieren sich Zeitaufwand und Betriebskosten für Wartungsfirmen und Betreiber. Als nicht monetäre Vorteile können der Erhalt der Gewässerqualität durch ein sofortiges Eingreifen in den Reinigungsprozess und eine Erhöhung der Betreiberzufriedenheit genannt werden.

Eine kontinuierliche Überwachung der Betriebsparameter sowie der Ablaufwerte mittels physikalischer Messmethoden könnte die Eigenüberwachung ersetzen und die Wartungsanzahl deutlich mindern. Bei Havarien und Störfällen ist ein zügiges Eingreifen möglich, welches die Entsorgungssicherheit für den Betreiber erhöht.

Eine Trennung der Anlagentypen in naturnahe sowie technische Anlagen bei den Untersuchungen zu den Messmethoden ist aufgrund der unterschiedlichen Abhängigkeit von der Witterung und der teilweise unterschiedlichen Messstellen sinnvoll.

5 Grundlagen der ausgewählten physikalischen Messverfahren zur betrieblichen Überwachung

Derzeit sind verschiedene physikalische wie auch chemische Messmethoden in der betrieblichen Überwachung zur Abschätzung der Funktionstüchtigkeit einer Kläranlage im Einsatz.

Zu den stationär eingesetzten, chemischen Analysemethoden zählen meist photometrische Verfahren zur Bestimmung des CSB, der Stickstoff- wie auch Phosphorverbindungen. Die Abschätzung des BSB₅ erfolgt über eine Schnellbestimmung nach wenigen Minuten mittels anschließender Extrapolation auf den Fünf-Tage-Messwert.

Diese Messtechnik ist in den Investitionskosten wie auch in den Betriebskosten (Chemikalienverbrauch) kostenintensiv. Im Vergleich zur DIN-Methodik sinken jedoch Chemikalienverbrauch und Zeitaufwand. Sie wird nur bei Großkläranlagen eingesetzt.

Kostengünstiger gestalten sich Messsysteme mit physikalischen Parametern, da hier nur geringe Betriebskosten anfallen. KRAUTH ET AL. (1994) stellen an solche Systeme folgende Anforderungen:

- geringe Ansprechzeiten, schneller Datentransfer, schnelle Verfügbarkeit,
- einstellbare, sinnvolle Messbereiche, sichere reproduzierbare Messdaten,
- kein oder nur geringer Chemikalienverbrauch,
- schnelle Kalibrierung bzw. kalibrierungsfrei,
- bedienerfreundliche, einfache Schulung,
- programmierbares Verhalten bei Betriebsstörungen,
- geringe Anschaffungs- und Betriebskosten, geringe Reinvestitionen,
- kontinuierliche Messung im Medium selbst, sofern die Technik online eingesetzt wird,
- keine Probenvorbehandlung.

Zu den Messmethoden, die diesen Anforderungen gerecht werden, zählen vorzugsweise elektrochemische (potenziometrisch oder amperometrisch) oder spektrometrische Messverfahren ohne Chemikalieneinsatz, wie die Messung

- des pH-Wertes, der Leitfähigkeit, des TS-Gehaltes,
- des gelösten Sauerstoffgehaltes,
- des spektralen Absorptionskoeffizienten bei 254 nm (SAK₂₅₄),

- der Trübung sowie
- der Redoxspannung.

Für die Abschätzung chemisch/biochemischer Parameter anhand einfacher physikalischer Messmethoden kommt noch die Forderung der einfachen Abhängigkeit dieser von dem zu ermittelnden Wert dazu. Die Bestimmungsmethodik sollte einheitlich auf alle Anlagentypen anwendbar sein.

Der pH-Wert und die Leitfähigkeit sind abwassertypische Parameter, die beim Überschreiten einer unteren bzw. oberen Grenze den betrieblichen Ablauf empfindlich stören können.

Für den Abbau der Kohlenstoffverbindungen reichen pH-Werte der TRINKWV (2003) aus. MUDRACK ET AL. (2003) geben hier einen pH-Wert-Bereich von 6,0 bis 8,5 als unproblematisch an. Sollen die Anlagen gleichzeitig nitrifizieren, ist ein pH-Wert zwischen 7,2 und 8,0 optimal. Die Leitfähigkeit in Kleinkläranlagen schwankt zwischen 900 und 1800 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Unter- bzw. Überschreitungen treten selten auf. Meist werden die Grenzwerte der chemischen/biochemischen Parameter auch bei pH-Werten sowie Leitfähigkeiten innerhalb der angegebenen Bereiche nicht eingehalten, so dass sich diese beiden Parameter für eine quantitative Abschätzung von grenzwertrelevanten Parametern nicht eignen.

Der TS-Gehalt in der Belebung ist ein verfahrensabhängiger Parameter. Er ist nur in Anlagen mit suspendierter Mikrobiologie nutzbar. Bei allen anderen Anlagentypen ist keine mit Sensorik messbare Schlammmenge vorhanden, da diese meist an Festbetten, Tropfkörpern oder im Filtermaterial gebunden ist. Daher eignet sich dieser Parameter ebenfalls nicht für eine Abschätzung der Ablaufwerte in allen Anlagentypen.

Den größten Erfolg verspricht die Messung des gelösten Sauerstoffgehaltes, des spektralen Absorptionskoeffizienten bei 254 nm, der Trübung und der Redoxspannung. KÖHNE (1994) gibt an, dass die Sauerstoffmessung sehr häufig, alle anderen Messverfahren weniger häufig bei großen Kläranlagen stationär zur Online-Überwachung ihre Anwendung finden. Sie haben sich bewährt, werden jedoch mit Ausnahme der SAK₂₅₄-Messung nicht zur Abschätzung grenzwertrelevanter Ablaufparameter genutzt.

Der spektrale Absorptionskoeffizient und die Trübung sind optische Messverfahren, während die Redoxspannung und der Sauerstoffgehalt elektrochemisch ermittelt werden. Da sie

unterschiedliche Bestimmungsmethoden sowie Einflussfaktoren aufweisen, werden die zum Einsatz kommenden Methoden im Folgenden näher ausgeführt.

5.1 Grundlagen zur Sauerstoffmessung und Anforderungen an den Sauerstoffgehalt

Der Gehalt an gelöstem Sauerstoff in den belüfteten Becken der Kleinkläranlagen bestimmt entscheidend die Abbauraten organischer, leicht abbaubarer Stoffe wie auch den Abbau der Stickstoffverbindungen. Die Organismen benötigen einen Mindestsauerstoffgehalt, um ihre Stoffwechselprozesse aufrechtzuerhalten (Grundatmung, endogene Atmung) und überschüssiges Substrat zu oxidieren (Substratatmung). Je nach Konzentration limitiert Sauerstoff den biologischen Abbau. Daher ist ein Zusammenhang zwischen dem Sauerstoff und den Ablaufwerten zu erwarten.

5.1.1 Messmethodik und Einflussfaktoren auf das Messergebnis

Der gelöste Sauerstoffgehalt wird elektrochemisch bestimmt. Durch eine gasdurchlässige Membran diffundiert der im Wasser gelöst vorliegende Sauerstoff. Zwischen den sich hinter der Membran befindenden zwei Elektroden liegt eine vorgegebene Spannung an, bei der unter Nutzung von freigesetzten Elektronen der Sauerstoff elektrochemisch reagiert. Der dabei entstehende Stromfluss ist der Konzentration des gelösten Sauerstoffs proportional. Die anzuwendende Norm ist die DIN EN 25814 (1992).

Gase oder Dämpfe mit Anteilen von Chlor, Schwefeldioxid, Schwefelwasserstoff, Aminen, Ammoniak, Kohlendioxid, Halogenverbindungen wirken auf das Messergebnis verändernd. Bei salzhaltigen Wässern (Brack-, Meerwasser) sind die Ergebnisse entsprechend dem Salzgehalt zu korrigieren. Aufgrund der Einleitbedingungen in die Kleinkläranlagen sowie deren Funktionsweise ist mit diesen Stoffen in den belüfteten Bereichen nicht zu rechnen.

5.1.2 Einflussfaktoren auf den Sauerstoffgehalt im biologischen Bereich

Die ATV-A 122 (1991) sowie die DIN 4261 – T. 2 (1984) legen für kleine Belebungsanlagen (nur Abbau von Kohlenstoffverbindungen) einen Mindestsauerstoffgehalt von 2 mg/l fest. Soll eine Nitrifizierung stattfinden, ist dem erhöhten Sauerstoffbedarf der Nitrifizierer Rechnung zu tragen.

Ermittlung des Mindestsauerstoffgehaltes

Der im Wasser vorliegende gelöste Sauerstoff muss über eine Grenzflächenschicht, die sich zwischen Abwasser und Flocke bzw. Biofilm aufbaut, ins Flocken-/Biofilminnere diffundieren. In der Mitte einer Belebtschlammflocke bzw. eines Biofilms ist ein Mindestsauerstoffgehalt von 0,1 bis 0,3 mg/l einzuhalten. MUDRACK ET AL. (2003) errechneten bei Flockengrößen von 500 µm eine Mindestsauerstoff-Konzentration von 2,1 mg/l im Wasser, um die geforderten aeroben 0,1 mg/l O₂ im Inneren dieser zu erreichen.

Bei größeren Flocken oder einer höheren Flockendichte, die für den Sauerstoff zu längeren Diffusionswegen ins Innere führen, können bei sonst gleichen Bedingungen (u. a. Sauerstoffgehalt) im Flockeninneren Mangelzustände auftreten.

Die Höhe des notwendigen Sauerstoffs hängt nach HARTMANN (1992) auch von der Frachtbelastung der Anlage ab. In Hochlastsituationen stellen die Bakterien oft ihre endogene Atmung ein und führen nur noch die Substratatmung durch. Dadurch wird für den BSB₅-Abbau spezifisch weniger Sauerstoff benötigt als in Schwachlastanlagen, in denen endogene Atmung und Substratatmung nebeneinander ablaufen.

Weiterhin wird der Stoffübergang ins Innere der Flocken bzw. des Biofilms beeinflusst von [STEINMETZ 1996, HARTMANN ET AL. 1968]:

- den zugeführten Abwasserinhaltsstoffen und deren Konzentrationen, da diese die physikalischen Eigenschaften des Wassers bzw. der Flocken/Biofilme (u. a. Dichte, Viskosität, Oberflächenspannung) sowie die Koaleszenzneigung des Systems verändern,
- der Menge und Zusammensetzung der Stoffwechselprodukte (extrazelluläre polymere Substanzen, Schleime), die ebenfalls zum Ansteigen der Viskosität führen können,

- der Turbulenz in den Becken, da dadurch große Schlammflocken zerschlagen und die Diffusionswege verkürzt werden sowie eine Grenzflächenerneuerung zwischen Flocke/Biofilm und Abwasser stattfindet,
- dem Trockensubstanzgehalt, mit dessen Ansteigen der Stoffübergang sinkt.

So können oberflächenaktive organische Stoffe die Absorptionsrate von Sauerstoff durch eine Filmbildung an der Grenzfläche vermindern. STEINMETZ (1996) stellte dies für synthetische anionische und nichtionische Tenside fest, vertrat aber die Ansicht, dass dies auch auf von Mikroorganismen gebildete Biotenside zutreffen kann. Bereits unter 1 mg/l nichtionischer Tenside verschlechterten den Stoffübergang nachhaltig [ZLOKARNIK 1980, zit. in STEINMETZ 1996].

SMITH [1977, zit. in STEINMETZ 1996] ermittelte zudem einen negativen Einfluss von Ölkonzentrationen über 20 ppm auf den Sauerstoffübergang.

Bei starker Grenzflächenerneuerung durch erhöhte Turbulenzen oder bei geringen Schlammbelastungen können nach RÖSKE ET AL. (2005) auch Sauerstoffgehalte unter 1 mg/l im Belebungsbecken ausreichen.

Einfluss des Sauerstoffgehaltes auf den Stoffumsatz

Am Abbau der Kohlenstoffverbindungen sind obligat und fakultativ aerobe Organismen beteiligt. Bei vorübergehendem Ausfall der Belüftung halten die fakultativ aeroben Mikroorganismen ihren Stoffwechsel weiterhin aufrecht, in dem sie bei O₂-Mangel die Stoffwechselwege umstellen [MUDRACK ET AL. 2003]. Daher findet bei mangelhafter Sauerstoffversorgung trotzdem ein Teilabbau organischer Masse statt. Nach Einsetzen der Belüftung wird die vorherige Reinigungsleistung in kurzer Zeit wieder erreicht.

Beeinflussung durch Witterungsbedingungen

Bei sonst gleichbleibenden technologischen Bedingungen in einer Kleinkläranlage nehmen Witterungsparameter Einfluss auf den Sauerstoffgehalt im belüfteten Becken. Durch die Temperaturabhängigkeit der Löslichkeit und des Aktivitätsverhaltens der Mikrobiologie innerhalb eines Jahres verändert sich auch die Konzentration des gelösten Sauerstoffs. Je nach Jahreszeit wird der Abbau in einer Kleinkläranlage durch die Temperatur oder den Sauerstoffgehalt limitiert (Tabelle 5.1). Damit kommt dem Zeitpunkt der Sauerstoffmessung eine besondere Bedeutung zu.

Tabelle 5.1 Limitierender Schritt in Abhängigkeit der Temperatur bei der Abwasserreinigung bei sonst gleichen Bedingungen

Temperatur	Mikroorganismen-aktivität	O ₂ -Löslichkeit	Limitierender Schritt
sinkend (< 12 °C)	abnehmend	zunehmend	Temperatur
steigend (> 12 °C)	zunehmend	abnehmend	O ₂ -Gehalt

Bisher ermittelte Richtwerte zum Sauerstoffgehalt

Neben den im Arbeitsblatt ATV-A 122 (1991) sowie in der DIN 4261 – T. 2 (1984) festgelegten 2 mg/l O₂ werden aufgrund von Praxisuntersuchungen an Kleinkläranlagen die Sauerstoffkonzentrationen aus Tabelle 5.2 empfohlen. Die Anzahl der untersuchten Anlagen ist unbekannt.

Tabelle 5.2 Sauerstoffwerte im belüfteten Becken, bei denen der CSB-Grenzwert eingehalten wird [FRESENIUS 2005]

Anlagentyp	Gelöster Sauerstoff in mg/l	Anteil an einhaltenden Anlagen in %	Anmerkung
Festbett, überstaut, belüftet	6	80	während der Belüftung
	4		vor Belüftungsphase
Pflanzenkläranlage, horizontal durchströmt	1	85	Messstelle: Probenahmeschacht
	2	100	
Scheiben-/ Rotationstauchkörper	2	73	Messstelle: Arbeitsbecken
	3	100	

Eine allgemeingültige Aussage für alle Anlagentypen bezüglich der Sauerstoffeinstellung gibt FRESENIUS nicht. Hinweise zu den Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern sowie zu den Tropfkörperanlagen fehlen ganz. Für SBR-Anlagen wurde keine minimale Sauerstoffkonzentration mit der Begründung angegeben, dass diese vom Messzeitpunkt abhängt und in der Absetzphase bis auf 0 mg/l O₂ absinken kann. Es existiert kein Vergleich der ermittelten Sauerstoffkonzentrationen mit den jeweiligen BSB₅-Ablaufwerten.

Nur vereinzelt geben Hersteller für den Betrieb ihrer Anlagen Sauerstoffkonzentrationen für die biologische Stufe an:

- für überstaute, belüftete Festbetten bis 3 mg/l am Ende der belüfteten Phase bzw. größer 1 mg/l am Ende der unbelüfteten Phase [UPONOR 2005],
- für Wirbel-/Schwebbett-Biofilmanlagen® bis 3 mg/l am Ende der belüfteten Phase bzw. etwa 0 mg/l am Ende der unbelüfteten Phase [TRILLER 2008],
- für SBR-Anlagen maximal 2 mg/l [ZAPF 2003].

Oft sind nur Informationen zu den Belüftungszeiten in den Betriebs- und Wartungshinweisen der Hersteller zu finden.

5.2 Die spektrale Bestimmungsmethode SAK₂₅₄ und deren Einsatz

Spektrale Bestimmungsmethoden nutzen die Absorption von Strahlung im UV/vis-Wellenlängenbereich (Bild 5.1). Das untersuchte Wasser wird vom Licht einer bestimmten Wellenlänge durchdrungen, wodurch es durch die Wasserinhaltsstoffe zu einer Abschwächung der Strahlung im Vergleich zu der von bidestilliertem Wasser kommt.

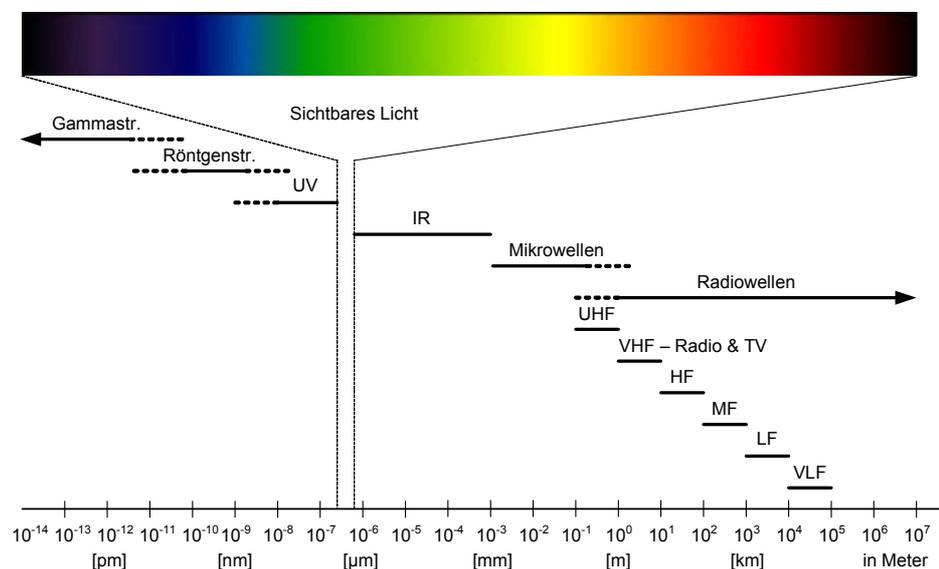


Bild 5.1 Lage des UV/vis-Spektrums

Der Verlust an Strahlungsleistung wird gemessen. Die Konzentration der gelösten Stoffe kann unter Verwendung des LAMBERT-BEER'schen Gesetzes (Gleichung 5.1) bestimmt werden [GAUGLITZ 1983].

$$E_{\lambda} = \log \frac{I_{0\lambda}}{I_{\lambda}} = \varepsilon_{\lambda} \cdot c \cdot d \quad (5.1)$$

mit	$\{E_{\lambda}\} = 1$...	Extinktion bei der Wellenlänge λ
	$\{I_{0\lambda}\} = cd$...	Lichtintensität vor dem Probendurchgang bei der Wellenlänge λ
	$\{I_{\lambda}\} = cd$...	Lichtintensität nach dem Probendurchgang bei der Wellenlänge λ
	$\{\varepsilon_{\lambda}\} = l/(\text{mol} \cdot \text{m})$...	dekadischer, molarer Extinktionskoeffizient bei der Wellenlänge λ
	$\{c\} = \text{mol/l}$...	Konzentration der Probe
	$\{d\} = \text{m}$...	optische Weglänge, Schichtdicke der Probe

Durch die Natur des Abwassers ist der Extinktionskoeffizient ε_{λ} nicht bekannt. Deshalb wird ein „spektraler Absorptionskoeffizient“ bei der jeweilig gemessenen Wellenlänge als Maß für die Konzentration der gelösten Stoffe nach Gleichung 5.2 eingeführt.

$$\text{SAK}_{254} = \frac{E_{254}}{d} = \varepsilon_{254} \cdot c \quad (5.2)$$

mit	$\{\text{SAK}_{254}\} = \text{m}^{-1}$...	spektraler Absorptionskoeffizient bei $\lambda = 254 \text{ nm}$
-----	--	-----	--

Die Messung erfolgt im Gültigkeitsbereich des Gesetzes, d. h. bei Extinktionen bis etwa zwei. Neben dem Absorptionsverhalten einer Substanz ist auch deren Wasserlöslichkeit eine zwingende Voraussetzung für den Beitrag zum SAK_{254} .

5.2.1 Durchführung der Messung und Einflussfaktoren auf die Messergebnisse

Der spektrale Absorptionskoeffizient wird nach DIN 38404-C3 (2005) mit Hilfe eines Spektralphotometers bei einer Wellenlänge von 254 nm bestimmt und gibt die Absorption der in der Probe gelösten Stoffe wieder. Die Messung findet in Quarzglas Küvetten mit 10 mm Schichtdicke statt.

Die Bestimmung kann mit einer bei 0,45 μm filtrierten Probe oder mit einer unfiltrierten Probe unter Kompensation der Lichtschwächung aufgrund vorhandener Trübstoffe erfolgen. Für die Kompensation ist eine zusätzliche Messung der Extinktion bei einer Wellenlänge von 550 nm notwendig, die von der Extinktion bei 254 nm abgezogen wird.

Da die Filtration für die Messung vor Ort nicht praktikabel ist, wurden auch alle Laboruntersuchungen unter „Praxisbedingungen“, d. h. unfiltriert mit Trübungskorrektur durchgeführt.

STUMWÖHRER ET AL. (1999) wiesen nach, dass bis zu einem SAK₂₅₄ von 100 m⁻¹ (Extinktion etwa eins) eine gute **Linearität** zwischen dem Absorptionskoeffizienten und der Stoffmengenkonzentration vorhanden ist. Oberhalb von 200 m⁻¹ trat ein Rückgang der Ablesewerte um bis zu 50 Prozent aufgrund des hohen Streueffekts der darin enthaltenen Schwebstoffe auf.

Nitrat (NO₃⁻) beeinflusst den Spektrenverlauf bei kleiner 240 nm und in hohen Konzentrationen auch bis 300 nm aufgrund seiner chemisch-physikalischen Struktur [SCHÖPKE 2005; DIN 38404-C3, 2005]. STUMWÖHRER ET AL. (1999) ermittelten allerdings bei 40 mg/l NO₃-N nur eine geringfügige Erhöhung des SAK₂₅₄ um 1,5 m⁻¹. Eine deutliche Überschreitung dieser Konzentration ist auch bei nitrifizierenden Anlagen nur selten zu erwarten.

Der spektrale Absorptionskoeffizient ist nachweislich von der Höhe des **pH-Wertes** abhängig. Unter einem pH-Wert von 4 sinken die SAK₂₅₄-Werte aufgrund von Ausfällungen und den damit verbundenen Adsorptionseffekten um bis zu 8 m⁻¹. Ausfällungen treten bei niedrigen pH-Werten besonders häufig auf. Grundsätzlich ist eine Beeinflussung der SAK₂₅₄-Messung dadurch nicht zu erwarten, da bei häuslichem Abwasser pH-Werte größer als 4 auftreten. Ebenso hat die **Wasserhärte** keinen Einfluss auf den spektralen Absorptionskoeffizienten [FRIMMEL 1995]. Dagegen ermittelte ALBERT [1994, zit. in GREIFENHAGEN 2000] eine Zunahme des SAK₂₅₄ mit steigendem Gehalt an Chlorid-, Hydrogencarbonat- sowie Phosphationen.

Nach FRIMMEL (1995) beeinflussen die **Photolyse und Oxidationsreaktionen** den SAK₂₅₄. Genauere Ausführungen fehlen. Eine Photolyse ist allerdings in Kleinkläranlagen nicht zu erwarten, da die Anlagen (abgesehen von einigen naturnahen Anlagentypen) in geschlossener Behälterbauweise errichtet werden.

Gelbfärbungen, die den SAK₂₅₄-Messwert verändern, treten bei vorhandenen Huminstoffen oder Urochrom (Urinfarbstoff) auf. STUMWÖHRER ET AL. (1999) wiesen des Weiteren den

Farbeinfluss anorganischer Komponenten (hier Fe^{3+}) auf die Messung nach. Bis 20 mg/l Fe^{3+} stieg der SAK_{254} linear auf den Wert 100 m^{-1} .

Nach KOPPE ET AL. (1999) befinden sich bis zu 4 mg/l Eisenverbindungen im kommunalen Abwasser. Allerdings liegen diese meist nicht in gelöster Form, wie von STUMWÖHRER ET AL. getestet, vor, sondern in Form von Eisen(III)-hydroxid. Eine Störung ist daher in der Praxis nicht zu erwarten, sofern keine chromophoren Substanzen mit der Fällung ausgetragen werden.

5.2.2 Erfahrungen zum Einsatz des SAK_{254}

Zusammensetzung des Abwassers hinsichtlich UV-absorbierender Stoffe

Bei der Umsetzung von Abwasserinhaltsstoffen bzw. Biomasse entstehen hochmolekulare, organische, schwer abbaubare Substanzen [LINK ET AL. 1989, ELSÄßER ET AL. 1992]. Für die Nutzung spektraler Bestimmungsmethoden im UV-Bereich ging man von der Annahme aus, dass sich bei einer funktionierenden Kläranlage der Rest-CSB mit maximal 75 mg/l CSB aus den in Tabelle 5.3 dargestellten Stoffgruppen zusammensetzt.

Die Unterschiede im prozentualen Anteil werden durch unterschiedliche Funktionsprinzipien der biologischen Reinigung (Belebung, Tropfkörper, Abwasserteiche), durch die Weiterentwicklung der Technik sowie die Abwasserzusammensetzung bei unterschiedlichen Ablaufwerten hervorgerufen. Unabhängig von diesen Faktoren wurde in allen Untersuchungen festgestellt, dass sich der größte Anteil des Rest-CSB aus Huminstoffen und Detergentien zusammensetzt, gefolgt von Proteinen und Kohlenhydraten.

Etwa 10 bis 30 Prozent der Abwasserinhaltsstoffe aus Tabelle 5.3 sind der UV-Spektroskopie nicht oder nur eingeschränkt zugänglich. KRÜCKELS ET AL. (1976) gaben etwa 20 Prozent an. Vor allem Substanzen mit vollständig gesättigten Bindungen weisen keine ausgeprägte Absorption im UV-Bereich auf [FRIMMEL 1995]. Zu diesen Substanzen zählen:

- Alkane,
- Kohlenhydrate (Zucker, Stärke, Cellulose),
- einfache aliphatische Säuren, Aminosäuren und Ester,
- Glycerin und Paraffin,
- niedermolekulare Alkohole (Methanol, Ethanol).

Tabelle 5.3 Zusammensetzung biologisch gereinigten Abwassers

Untersuchte Stoffklasse	Prozentualer Anteil vom				
	Rest-CSB				Rest-DOC
Huminstoffe und deren Hydrolysate	18 ... 25	31 ... 48		50	65,5
Proteine	17	19 ... 25	10		
Kohlenhydrate	8	4 ... 8	5		14
Anionische Detergentien	6 ... 8	13 ... 21	10	16,7	20,5 ^{*)}
etherextrahierbare Stoffe	4 ... 6	10 ... 20	10		
Tannin/Lignin	1	1 ... 2	5		
Anabolite der Bakterien				16,7	
Nicht identifiziert				16,7	
CSB-Gesamtkonzentration in mg/l	≤ 75			30	37,4
Quelle	REBHUN ET AL. (1971)	MANKA ET AL. (1974)	BUNCH ET AL. (1961)	KOPPE ET AL. (1999)	BARJENBRUCH ET AL. (2003)
	zit. in SCHWISTER ET AL. (1995)				

^{*)} Detergentien und stickstoffhaltige Verbindungen

MATSCHÉ ET AL. (1982), MATSCHÉ ET AL. (1995) und MENZEL ET AL. (2000) bestätigten dies mit Messungen in der Zucker-, Gemüsekonserven- bzw. Getränkeabfüllindustrie, bei denen trotz des hohen Anteils an Kohlenhydraten kaum oder keine Absorption auftrat. Der Anteil der nicht bei 254 nm absorbierenden Stoffe ist damit bei funktionierenden Anlagen relativ gering und unterliegt kaum Schwankungen [KRÜCKELS ET AL. 1976, BAUMANN ET AL. 1994].

Der Rest der organischen Fracht besteht aus absorbierenden Stoffen bzw. Stoffgruppen. Nur chromophore Abwasserinhaltsstoffe können UV-Licht absorbieren [MOSER ET AL. 1995]. Chromophore Stoffe enthalten ungesättigte Gruppen, wie C-C-Doppelbindungen, C-O- und C-N-Bindungen oder aromatische Systeme. Vor allem schwer abbaubare Stoffe wie Huminstoffe, Ligninsulfonsäuren, Abbauprodukte von Detergentien und Autolyseprodukte der Bakterien kommen im Ablauf von Kläranlagen in sich ähnelnder Zusammensetzung vor und weisen im Bereich von 254 nm ein Maximum auf [DETTNER ET AL. 1996, NOWAK ET AL. 1995A]. Hohe Anteile an Amino- und Nukleinsäuren mit aromatischen Strukturen, z. B. in Abwässern aus Schlachthöfen, verstärken die Absorption [MATSCHÉ ET AL. 1995].

Anhang 2 enthält beispielhaft absorbierende Abwasserinhaltsstoffe mit den entsprechenden Wellenlängen.

Untersuchungen zur Abschätzung chemischer Parameter vom SAK₂₅₄

In den 90-er Jahren wurden Untersuchungen zum Ersatz chemischer Parameter, wie TOC, CSB, DOC, mit Hilfe des spektralen Absorptionskoeffizienten an Kläranlagen über 1.000 EW durchgeführt. Die Korrelationskoeffizienten der linearen Regressionen schwankten im Mittel zwischen 0,85 und 0,98 bei CSB-Ablaufwerten zwischen 30 und 200 mg/l. Selbst Abwasser mit einem industriellen Anteil wies einen linearen Zusammenhang auf [FLEISCHER 1994, KANN-DEHN 1995, MATSCHÉ ET AL. 1995, SEYFRIED ET AL. 1995]. Allerdings differieren die Geradengleichungen trotz Messung an kommunalem Abwasser deutlich, was möglicherweise an der geringen Probenanzahl oder an der spezifischen Zusammensetzung des Abwassers liegt (Anhang 3).

DETTNER ET AL. (1996) ermittelten zwischen der UV-Absorption und dem CSB im Ablauf der Kläranlagen lineare Zusammenhänge bei CSB-Konzentrationen unterhalb von 200 mg/l. Oberhalb der Konzentration fanden sie quadratische Zusammenhänge. Bei den Online-Messungen von HÄCK ET AL. (1998) wurden insbesondere die CSB-Spitzen durch den SAK₂₅₄ nicht wiedergegeben.

SCHWISTER ET AL. (1995) favorisieren als Regressionsparameter den DOC, da dieser einen besseren Korrelationskoeffizienten als der CSB brachte.

Einzig MATSCHÉ ET AL. (1995) untersuchten mit 135 Kläranlagen bis 1.000 EW eine statistisch aussagekräftige Anzahl an Anlagen. Bei Anlagen mit einem CSB kleiner 100 mg/l und einem SAK₂₆₀ kleiner 50 m⁻¹ trat nur eine geringe Streuung auf. Danach nahm die Streuung zu, so dass über den gesamten Messbereich bis 250 mg/l CSB ein Korrelationskoeffizient von 0,88 gefunden wurde.

Die organische Belastung ist somit prinzipiell über den SAK₂₅₄ erfassbar. Sie wird oftmals bei der Eigenüberwachung großer kommunaler sowie industrieller Kläranlagen behördlich akzeptiert [HÄCK ET AL. 1999]. Der Einsatz erfolgt jedoch äußerst selten. Bei Kleinkläranlagen wurde die Einsatzfähigkeit dieses Verfahren noch nicht geprüft.

DETTNER ET AL. (1996) empfehlen als Einsatzbedingung „ein möglichst konstantes Verhältnis zwischen den mit der UV-Absorption erfassbaren und den nicht nachweisbaren Substanzen“. Das bedeutet, dass für jede Messstelle eine eigene Regressionsfunktion notwendig ist, die in ausgewählten Abständen zu überprüfen und ggf. an eine veränderte Zusammensetzung des

Abwassers anzupassen ist. Dies widerspricht der Forderung nach einem allgemeingültigen Ansatz zur Ermittlung der Ablaufwerte und wird im Folgenden für den Kleinkläranlagen-Bereich überprüft.

Weitere Einsatzbereiche für den SAK₂₅₄

In der Praxis setzt man die UV-Messung zur Regelung der Belüftungsphasen von SBR-Anlagen in gewerblichen Betrieben ein [MENZEL ET AL. 2000]. Weiterhin werden mit Hilfe der UV-Absorption die Zugabe von Betriebsmitteln oder Betriebshilfsmitteln, wie Flockungsmittel, Harnstoff, gesteuert oder ins Abwasser eingeleitete Produkte aufgedeckt [ROESKE 1999, BROEKE ET AL. 2006]. Dabei ist die Größe der UV-Messbereiche herstellerabhängig und wird als Einzelparameter SAK₂₅₄ oder als Spektrumsmessung angeboten.

5.3 Die Messung der Trübung

Trübungen werden durch ungelöste, suspendierte, feindispers verteilte anorganische sowie organische Stoffe, durch Kolloide, massenhaft auftretende Mikroorganismen oder durch Gasbläschen verursacht. Sie verändern die Durchsichtigkeit des Abwassers aufgrund der Streuung des vom Messgerät ausgesendeten Lichts.

5.3.1 Grundlagen zur Durchführung der Messung

Die Bestimmung der Trübung beruht auf einem photometrischen Messprinzip im Infrarotbereich bei 860 nm. Die Lichtintensität, welche im 90°-Winkel zur Einstrahlrichtung gemessen wird, bestimmt den Trübungswert. Sie wird in Trübungseinheiten bezogen auf den Standard Formazin (TE/F), größengleich als nephelometrische Trübungseinheit (NTU) oder als Formazine Nephelometric Units (FNU) angegeben [DIN EN ISO 7027, 2000].

Die in der Probe enthaltenen Partikel weisen meist keine ideal kugelförmige Gestalt, sondern eine unregelmäßige Struktur auf. Daher ist der Trübungswert von der Lage der Partikel abhängig. Schwankende Messwerte sind auf eine Lageveränderung z. B. aufgrund der Temperaturänderung der Probe oder der BROWN'schen Molekularbewegung zurückzuführen. Da die Temperatur auch zur Änderung der Löslichkeit von Abwasserinhaltsstoffen und somit

zu Trübungsabweichungen führen kann, ist zwischen Probenahme- und Messort annähernde Temperaturkonstanz einzuhalten.

Probenverfärbungen besitzen nur einen geringen Einfluss auf das Messergebnis. Eine blaue Färbung kann die Trübungsmessung geringfügig beeinflussen, ist jedoch im typisch häuslichen Abwasser nicht zu erwarten [DIN EN ISO 7027, 2000].

FRIMMEL (1995) wies ab 10 °dH einen sprunghaften Anstieg der Trübung um 0,1 NTU nach. Diese Erhöhung des Messwertes, bedingt durch eine höhere Wasserhärte, liegt bei Trübungen größer fünf NTU – wie sie im Abwasserbereich typisch sind – im Bereich der Messgenauigkeit (Anhang 21) und ist daher vernachlässigbar.

5.3.2 Praktischer Einsatz der Trübungsmessung

Typische Einsatzbereiche für die Trübungsmessung

Trübungsmessungen finden derzeit ihren Einsatz im Trinkwasserbereich sowie im Ablauf von größeren Kläranlagen, um Veränderungen der Ablaufqualität kurzfristig zu ermitteln.

Trinkwasser weist eine Trübung von 0,4 bis 0,8 NTU auf, wobei in der TRINKWV (2003) eine maximale Trübung von 1,0 NTU festgelegt ist. Im Abwasserbereich haben sich bei den eigenen Untersuchungen Proben mit Trübungswerten von maximal 15 NTU als optisch klar erwiesen.

Typisch ist der Einsatz der Trübungsmessung zur Abschätzung des Schwebstoffrückhalts/Schlammabtriebs im Ablauf der Kläranlage [WORRINGEN 1991, PETALA ET AL. 2006]. Teilweise wird die Trübung zur Regelung der Denitrifikationsphasen in Großkläranlagen herangezogen [KAYSER 1987, zit. in SCHMITT ET AL. 2002], da eine vollständige Nitrat-Reduktion die Trübung ansteigen lässt [FRÖSE ET AL. 1995].

Untersuchung zur Abhängigkeit chemischer Parameter von der Trübung

Bei Kleinkläranlagen wurden im Kreis Minden-Lübecke erste Untersuchungen zum Einsatz der Trübungsmessung zur Abschätzung der Ablaufqualität vor Ort durchgeführt. Tabelle 5.4 zeigt die aus insgesamt 6.000 Datensätzen gemittelten Trübungswerte für die verschiedenen Anlagentypen, bei denen der Grenzwert von 150 mg/l CSB eingehalten wurde.

Tabelle 5.4 Gemittelte Trübung im Ablauf von Kleinkläranlagen, bei der der CSB-Grenzwert eingehalten wurde [FRESENIUS 2005]

Anlagentyp	Trübung in NTU	Messabweichung in %
Festbett, überstaut, belüftet	47	± 5,53
SBR-Anlage	22	± 6,35
Scheiben-/ Rotationstauchkörper	46	± 4,76
Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern bzw. Schwebbett/Belebung (Kombiverfahren)	47	± 4,76
Tropfkörperanlage	38	± 5,00

Die Trübungen schwanken zwischen 22 NTU und 47 NTU. Abhängigkeiten bei den naturnahen Verfahren Abwasserteich und Pflanzenkläranlagen wurden aufgrund einer größeren Streubreite nicht ermittelt [FRESENIUS 2005]. Eine Korrelation der CSB- sowie BSB₅-Ablaufkonzentration mit der Trübung erfolgte nicht.

5.4 Grundlagen der Redoxspannungsmessung und deren Anwendung in der Praxis

Oxidations- und Reduktionsvorgänge hängen von den im Abwasser vorhandenen Reaktionspartnern ab. Bei ausreichender elektrochemischer Aktivität dieser Inhaltsstoffe werden diese Redoxreaktionen mit der Messung der Redoxspannung erfasst.

Der Abbau von Kohlenstoffverbindungen sowie die Stickstoffumwandlung, die Huminstoffbildung und auch andere mikrobielle Umsetzungen, wie die von Sauerstoff oder Schwefel, stellen Redoxreaktionen dar [SIGG ET AL.1996, LABER 2001]. Es ist daher zu erwarten, dass mit der Messung der Redoxspannung eine Aussage über die Beeinflussung durch die Abwasserinhaltsstoffe getroffen werden kann.

5.4.1 Grundlagen zur Durchführung der Messung und zu den beeinflussenden Parametern

Bei einfachen Redoxsystemen mit definierten Redoxpaaren lässt sich die Redoxspannung durch die NERNST'sche Gleichung 5.3 beschreiben. Die Gleichung gibt die Beziehung zwischen der Redoxspannung sowie der Aktivität der vorhandenen Redoxpaare wieder.

$$E = E_0 + \frac{R \cdot T}{n_E \cdot F} \cdot \ln \frac{a_{\text{ox}}}{a_{\text{red}}} \quad (5.3)$$

mit	{E} = mV	...	Redoxspannung der Lösung
	{E ₀ } = mV	...	Standard-Redoxspannung der Messelektrode
	{n _E } = 1	...	Anzahl der an der Reaktion beteiligten Elektroden
	{a _{ox} } = mol/l	...	Aktivität der oxidierenden Form des Stoffes
	{a _{red} } = mol/l	...	Aktivität der reduzierenden Form des Stoffes
	{R} = 8,314 J/(mol·K)	...	universelle Gaskonstante
	{F} = 96,484·10 ³ C/mol	...	Faraday-Konstante
	{T} = K	...	absolute Temperatur

Abwässer sind durch das Auftreten verschiedener Redoxsysteme so komplex, dass eine Differenzierung in Einzelkomponenten nicht möglich ist. Daher bildet die Redoxspannung die realen Vorgänge als Mischpotenzial, sozusagen als Summe der Aktivität aller oxidierenden bzw. reduzierenden Formen, ab. Hohe Redoxspannungen treten bei Anwesenheit von starken Oxidationsmitteln, wie gelöstem Sauerstoff, Nitrat oder Eisen(III), auf. Bei einem hohen Anteil an Reduktionsmitteln, wie Schwefelwasserstoff, Ammonium sowie organischen Substanzen im Abwasser, werden niedrige Redoxspannungen gemessen.

Grundlage des Messverfahrens ist die Ausbildung einer elektrischen Potenzialdifferenz zwischen einer Silber-/Silberchlorid-Bezugselektrode und einer Platin-Messelektrode. Das Messergebnis wird auf die Standard-Wasserstoff-Elektrode (Gleichung 5.4) bezogen, die jedoch wegen ihrer messtechnisch schwierigen Handhabbarkeit praktisch nicht mehr eingesetzt wird.

$$E_H = E + E_B \quad (5.4)$$

mit	$\{E_H\} = \text{mV}$...	Redoxspannung der Lösung bezogen auf die Spannung der Standardwasserstoffelektrode
	$\{E_B\} = \text{mV}$...	Standard-Redoxspannung der Bezugselektrode

Die zu messende Spannung wird nach einer Messwertkonstanz von mindestens einer Minute ermittelt und mit der temperaturabhängigen Standardspannung der Bezugselektrode addiert. Das Erreichen dieser Konstanz kann zwischen 5 und 95 Minuten dauern. Oft werden stabile Werte nach etwa 30 Minuten erreicht [HÖLTING ET AL. 2005; DIN 38404-C6, 1984].

Temperaturabhängigkeit des Messsystems

„Die Redoxspannung ist in nicht vorhersehbarem Maße temperaturabhängig“ [DIN 38404-C6, 1984]. Die Temperatur nimmt Einfluss auf den thermodynamischen Teil der Gleichung 5.3, aber auch auf die Aktivität der oxidierenden/reduzierenden Form der Stoffe. Für das Messsystem bringt der thermodynamische Einfluss eine Erhöhung um etwa 1 mV je Kelvin Temperaturerniedrigung. Typische Abwassertemperaturen liegen zwischen 5 °C und 20 °C, teilweise bis 25 °C, so dass es hier zu Schwankungen um bis zu ± 20 mV kommen kann. Der Einfluss der Temperatur auf die Aktivitäten der einzelnen Formen im Mischpotenzial des Abwassers ist nicht bestimmbar.

Einfluss des pH-Wertes auf die Redoxspannung

Die Wasserstoffionen, die den pH-Wert bestimmen, sind im elektrochemischen Sinn ein Oxidationsmittel. Somit hängt das Redoxpotenzial auch vom pH-Wert ab. Für eine pH-unabhängige Bewertung des Redoxvermögens führten CLARK ET AL. [1923, zit. in KAYSER 2003] den rH-Wert ein. Er ist sehr umstritten und hat sich nicht durchgesetzt, da die Veränderung der Redoxspannung pro pH-Einheit vom jeweiligen Redoxsystem abhängt und keinen konstanten Wert für alle Redoxsysteme aufweist. Es gibt Redoxreaktionen, an denen keine Wasserstoffionen beteiligt und diese somit pH-unabhängig sind [SEEBURGER ET AL. 1989]. Zudem empfehlen HÖLTING ET AL. (2005) keine Umrechnung bei sehr sauren oder sehr basischen Wässern, da die Laborversuche zu anderen Ergebnissen als die Praxisuntersuchungen führten.

Eine pH-Kompensation erfolgt daher nicht. Zur korrekten Interpretation sollte neben der Temperatur auch der pH-Wert angegeben werden [DIN 38404-C6, 1984].

Beeinflussung der Redoxspannungsmessung durch den gelösten Sauerstoff

„HOLM ET AL. (1986) ... wiesen bei Messungen des Redoxpotenzials in einem Grundwasseraquifer einen eindeutigen Zusammenhang zwischen Redoxpotenzial und Sauerstoffgehalt nach“ [KAYSER 2003].

Der gelöste Sauerstoff wirkt sich zum einen wegen seiner elektrochemischen Aktivität als Oxidationsmittel auf die Messelektrode aus. Zum anderen kann der Sauerstoff zum limitierenden Faktor für die aerobe Abbauleistung der Mikroorganismen werden. Nimmt dieser aufgrund mangelhafter Belüftung oder Verdrängung durch Wassersättigung (z. B. in Pflanzenkläranlagen) ab, stellen sich aufgrund der Wachstumsvorteile für fakultativ und obligat anaerobe Bakterien reduzierende Bedingungen im Abwasser ein. Die Redoxspannung sinkt in diesem Fall. Als Grenzkonzentration, bei der der Wechsel zwischen oxidierenden und reduzierenden Bedingungen erfolgt, gibt MATTHEß (1994) kleiner 0,7 mg/l O₂ bei 8 °C Wassertemperatur an. Er verweist jedoch darauf, dass auch bei höheren Sauerstoffkonzentrationen reduzierende Verhältnisse auftreten können. LAMPERT ET AL. (1999) stellten dagegen fest, dass der Sauerstoffeinfluss vernachlässigbar gering ist, solange die Abnahme der Sauerstoffkonzentration nicht mit der Zunahme reduzierender Substanzen einhergeht.

Abhängigkeit der Redoxspannung von der Anströmgeschwindigkeit

Zwischen der Anströmgeschwindigkeit auf den Sensor und der Redoxspannung konnte in Laborversuchen keine Abhängigkeit festgestellt werden. Untersucht wurden Anströmgeschwindigkeiten von 0 m/s bis 0,4 m/s [KAYSER 2003].

Die Potenzialmessung erfolgt stromlos und somit ohne Stofftransport, während über die Geschwindigkeit Transportprozesse beeinflusst werden. Daher ist die Anströmgeschwindigkeit bei der Auswertung der Redoxspannung nicht relevant.

5.4.2 Praktische Erfahrungen mit der Redoxspannungsmessung

Die Redoxspannung eines Abwassers wird durch den ablaufenden Prozessschritt beeinflusst. Tabelle 5.5 gibt jeweils einen Redoxspannungswert als Orientierung für die häufigsten Prozesse wieder. In der Praxis finden diese Prozessschritte in einem Bereich um die genannte Redoxspannung statt.

Tabelle 5.5 Redoxspannungen in Abhängigkeit des abgelaufenen Prozesses [nach LEFEVRE ET AL. 1996, SIGG ET AL. 1996, VOIGT 1999]

E_H in mV	Prozess	Teilprozess
> 450	Nitrifikation	Abbau Ammonium
400	Kohlenstoffabbau	Abbau organischer Substanz
330	Alarmzone	O ₂ nicht mehr nachweisbar
220	Denitrifikation (anoxische Verhältnisse)	Abbau Nitrat, NO ₃ ⁻ unter 220 mV nicht mehr nachweisbar
≤ 100	Anaerober Bereich, unerwünscht	Reduktion organischer Substanz
- 100	Sulfat-Reduktion und Sulfid- Bildung	Sulfat unter - 180 mV nicht mehr nachweisbar
- 250	Stickstofffixierung	
- 340	Methangärung	

In größeren Kläranlagen wird das Redoxpotenzial genutzt, um die Belüftung für die Entfernung von Stickstoffverbindungen – z. B. im Denitrifikationsbecken – oder Phosphaten kontinuierlich zu überwachen und zu beeinflussen [AMEND ET AL. 2000, BAUMANN ET AL. 1992, BEUTH 1991, BMBF-FV 2002, CHARPENTIER ET AL. 1989, FRÖSE ET AL. 1996, KAYSER 2003, KAYSER ET AL. 2001, KUSCHE 2002, LEFEVRE ET AL. 1996, REHMANN 1993]. Allerdings erfolgt die Regelung nicht über die Parameterkonzentration, sondern über den so genannten „Redox-Knick“. Er tritt auf, wenn die Nitratkonzentration im Denitrifikationsbecken auf Null absinkt und somit keine oxidativen Vorgänge mehr im Becken stattfinden.

KÖHNE (1994) ermittelte mittels Online-Messung in einer Belebungsanlage mit Nitrifikation und Denitrifikation an die Tagesgänge der Ammoniumkonzentration angepasste Redoxspannungen zwischen - 250 mV (Ag/AgCl) (Denitrifikation) und 100 mV (Ag/AgCl) (Nitrifikation).¹ AMEND ET AL. (2000) versuchten über die Zugabe von Kantinenabfällen Kohlenstoffquellen für die Denitrifikation bereitzustellen und maßen Redoxspannungen von - 125 mV (Ag/AgCl) bis - 350 mV (Ag/AgCl).¹ In Tabelle 5.6 ist die Veränderung der Redoxspannung in Abhängigkeit der sich ändernden Stickstoffparameter NH₄-N und NO₃-N dargestellt.

¹ Keine Umrechnung auf Standardwasserstoffelektrode bei Online-Messungen. Zur besseren Vergleichbarkeit mit anderen Literaturangaben ist das zwischen 5 °C und 25 °C Abwassertemperatur auftretende Durchschnittspotenzial der Bezugselektrode von + 214 mV zu addieren.

Tabelle 5.6 Abhängigkeit der Redoxspannung¹ von den Stickstoffparametern eines bewachsenen Bodenfilters [nach KAYSER 2003]

Ablaufkonzentration in mg/l		Redoxspannung online in mV (Ag/AgCl)
NH ₄ -N	NO ₃ -N	
< 2,5	23 ... 36	80 ... 250
2,5 ... 15	6,5 ... 10	0 ... - 100
15 ... 30	0 ... 5	- 25 ... - 200

Mit sinkender Redoxspannung nimmt der Ammoniumstickstoff zu, da im anoxischen Milieu keine Nitrifikation, sondern eine Denitrifikation stattfindet, welche wiederum durch die Abnahme der Nitratkonzentration gekennzeichnet ist.

Der Vorteil des Messverfahrens besteht darin, dass kleinste Änderungen der Milieubedingungen noch zu Veränderungen des Redoxpotenzials führen. Damit ist die Redoxspannung besonders für die Bewertung der Stickstoffumsetzungen in Anlagen geeignet.

LEFEVRE ET AL. (1996) gaben für biologisch gereinigte Abwässer Redoxspannungen von 450 mV und ZIMMERMANN [zit. in HÄNEL 1986] von 500 mV an, wobei bei ausreichender Sauerstoffversorgung und vorhandenem Belebtschlamm diese zwischen 250 mV und 450 mV schwanken können.

Dass die Redoxspannung besonders bei naturnahen Verfahren innerhalb einer Anlage schwankt, zeigten REDDY ET AL. (1997). Sie bestimmten für Abwasserteiche und Pflanzenkläranlagen Redoxspannungen zwischen 700 mV und - 300 mV. Möglich werden diese Schwankungen durch die Ausbildung von aeroben, anoxischen sowie anaeroben Zonen im Wasserkörper sowie im Beet.

Mechanisch vorgereinigte Abwässer und Abwässer unter Sauerstoffmangel weisen Redoxspannungen kleiner 250 mV, teils bis zu 0 mV auf [LEFEVRE ET AL. 1996]. PAULY ET AL. (2005) stellten fest, dass die Redoxspannung bei einer Konzentration von 500 mg/l CSB und einem pH-Wert von 6,75 um 200 mV lag und mit steigender CSB-Konzentration weiter sank.

Als weitere Anwendungen für die Redoxspannung werden in der Literatur aufgeführt:

- Beurteilung der Desinfektionswirkung oxidativer Zuschlagsstoffe [DVGW WASSER 1986],
- Bewertung der Qualität der Abwasserentgiftung galvanischer Bäder [GALSTER 1979].

5.5 Fazit zu den einsetzbaren physikalischen Messmethoden

Die zur orientierenden Bewertung oder Umrechnung in grenzwertrelevante, chemisch/biochemische Parameter vorgeschlagenen Messverfahren zeigen in der Praxis vielfältige Anwendungseinsätze. Eine Abhängigkeit zwischen den Parametern CSB, BSB₅ sowie NH₄-N und den physikalischen Methoden wurde jedoch bisher kaum bzw. nicht untersucht. Vorzugsweise werden diese Verfahren eingesetzt, um spezifische Abbauphasen in Kläranlagen zu erkennen bzw. einzustellen.

Lediglich für den spektralen Absorptionskoeffizienten SAK₂₅₄ existieren erste Untersuchungen zur Korrelation mit dem CSB auf größeren Kläranlagen. Hier zeigte sich vorzugsweise ein linearer Zusammenhang unter der Voraussetzung, dass für jede Messstelle eine eigene Regressionsfunktion aufgestellt wurde.

Die bei Kleinkläranlagen anzuwendende Messtechnik im Vor-Ort-Einsatz oder als Online-System soll der Wartungsfirma die Möglichkeit geben, an verschiedenen Anlagen reproduzierbare Ergebnisse zu erhalten. Aufgrund der im Vergleich zu größeren Kläranlagen minimierten Fremdwassereinflüsse (Regen, Gewerbe, Industrie), stärkeren Frachtschwankungen sowie der verschiedenen, mit einer Regressionsfunktion zu bedienenden Anlagentypen ist eine Prüfung der Messprinzipien an Kleinkläranlagen notwendig.

Untersuchungen an Kleinkläranlagen von FRESENIUS (2005) lassen ausführliche Auswertungen zu den derzeit auf dem Markt befindlichen Anlagentypen vermissen. Es werden für einzelne Anlagentypen hinsichtlich der Trübung und dem gelösten Sauerstoff Richtwerte angegeben, bei denen der Ablauf-CSB eingehalten wird. Allgemeingültige Aussagen fehlen hier ebenso wie die Berechnung der Ablaufwerte über die Redoxspannung oder den SAK₂₅₄.

6 Material und Methoden zur Bewertung geeigneter Messverfahren und Berechnungsmethoden

Eine Anwendbarkeit der ausgewählten Messmethoden zur quantitativen Bestimmung grenzwertrelevanter Parameter lässt sich nur über einen Vergleich mit den chemisch/biochemischen Ablaufwerten ermitteln. Das Datenmaterial sowie die angewendeten Analyseverfahren werden nachfolgend beschrieben.

6.1 Datenmaterial für die Untersuchung

Die monatliche Beprobung der technischen Anlagen fand im Zeitraum von April 2005 bis September 2006 statt. Die Auswahl wurde von den in der Region am häufigsten vorkommenden Anlagentypen beeinflusst, wobei sieben Anlagen Betriebsprobleme bzw. stete Schwankungen der Ablaufwerte um den Grenzwert aufwiesen. Die anderen sechs Anlagen zeigten konstant gute Ablaufwerte unterhalb der Grenzwerte. Dies gewährleistete einen großen Messbereich hinsichtlich der Bewertungsgrößen. Die Zeitspanne zwischen den Beprobungen wurde bei Bedarf verkürzt.

Mit diesen Messungen konnte überprüft werden, ob die ermittelten Korrelationen zwischen den physikalischen Messmethoden und den chemisch/biochemischen Parametern anlagentypisch, d. h. nur bei konstant bleibender Einleitergemeinschaft, auftreten. Weiterhin wurden verfahrenstechnische Einflüsse aus verschiedenen Anlagenversionen sowie durch herstellerbedingte Unterschiede ausgeschlossen.

Eine einmalige Untersuchung weiterer Anlagen mit demselben Analyseumfang jeweils im Juni 2006 und 2007 diente der Verifizierung der bisher gewonnenen Erkenntnisse. Die Zusammenstellung der zu beprobenden Anlagen erfolgte per Zufallsprinzip anhand der wasserrechtlichen Erlaubnisse.

Die Kleinkläranlagen hatten als Ablaufwerte die der Größenklasse 1 bzw. der Reinigungsklasse C, 150 mg/l CSB und 40 mg/l BSB₅, einzuhalten. Sie waren nicht explizit auf die Nitrifikation ausgelegt.

Tabelle 6.1 Anlagentypen in der eigenen Untersuchung

Anlagentyp	Anzahl der Anlagen			
	Langzeituntersuchung über 18 Monate		Einmalige Untersuchung	
		davon gewartet		davon gewartet
Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern			9	7
Belebungsanlage, konventionell durchströmt	1	-	2	1
Festbett, überstaut, belüftet	6	4	60	49
Pflanzenkläranlage, horizontal durchströmt			1	1
Pflanzenkläranlage, vertikal durchströmt			139	128
SBR-Anlagen	4	3	53	46
Scheibentauch-/ Rotationstauchkörper			3	3
Tropfkörperanlage	2	1	102	87
Insgesamt	13	8	369	322

Die Anzahl und die Einteilung der beprobten Anlagen sind in Tabelle 6.1 ersichtlich. Fremdfirmen und Hersteller warteten über 86 Prozent der Anlagen, während die restlichen keinen Wartungsvertrag aufwiesen.

Die Einsetzbarkeit der Online-Messtechnik wurde an mehreren Anlagen überprüft,

- die Redoxspannungselektrode sowie die SAK₂₅₄-Sonde an einem überstauten, belüfteten Festbett (Bild 6.1) mit einem Anschlusswert von 3 EW und einem durchschnittlichen Abwasseranfall von 95 l/(E·d). Der CSB-Ablaufwert lag bei etwa 100 mg/l.
- die Trübungssonde an einer Tropfkörperanlage 1 mit mehr als 40 EW. Die CSB-Ablaufwerte schwankten zwischen 120 und 160 mg/l.
- die Trübungssonde an einer Tropfkörperanlage 2 mit 4 EW und einem Abwasseranfall von durchschnittlich 83 l/(E·d). Die Anlage wies sehr geringe Ablaufkonzentrationen um 50 mg/l CSB auf.

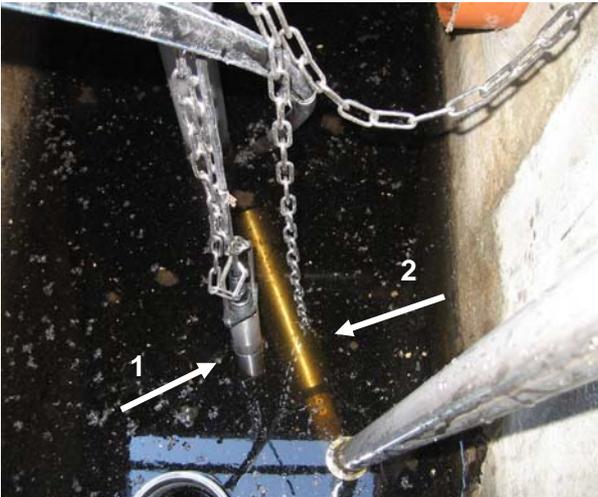


Bild 6.1 In die Nachklärung eingebaute Redoxelektrode (1) und SAK₂₅₄-Messtechnik (2) beim überstauten, belüfteten Festbett

Die Eigentümer der untersuchten Einzelanlagen waren berufstätig und hatten schulpflichtige Kinder. Die Wartung der Anlagen fand außerhalb des Beprobungszeitraumes statt.

Der Einbau der Messtechnik erfolgte grundsätzlich im Nachklärbecken vor dem Ablauf. Die Daten wurden mit Hilfe eines Datenloggers gespeichert und entsprechend ausgewertet.

6.2 Probenahme- sowie Analysemethoden

Die **Probeentnahme** fand als qualifizierte Stichprobe aus der Vorklärung statt. Schwimmschlammanteile und abgesetzter Schlamm wurden nicht aufgenommen, so dass die Werte den Zulauf zur Belebung sehr gut widerspiegeln.

Die Ablaufproben stammten je nach Anlagentyp aus dem externen Ablaufschacht (z. B. bei naturnahen Verfahren), aus der Ablaufflasche bzw. dem integrierten Ablaufschacht bei SBR-Anlagen oder bei schwer erreichbarem Ablauf aus dem Klarwasserbereich im Nachklärbecken in der Nähe des Ablaufs in die Versickerung.

Die Proben lagerten während des Transportes gekühlt und dunkel. Eine weitere Konservierung der Proben erfolgte nicht, da die Analyse sofort nach der Probenahme stattfand. Für die Bestimmung wurde – wenn nicht anders in den Vorschriften ausgeführt – die Probe homogenisiert.

Die gemessenen Parameter sowie die Normung der **Analysevorschriften** können der Tabelle 6.2 entnommen werden. Im Anhang 21 sind die dazu notwendigen Messgeräte sowie deren Genauigkeiten benannt.

Tabelle 6.2 Analysevorschriften sowie Probenahmestellen der untersuchten Parameter

Parameter	Einheit	Analyse- vorschrift	Probenahmeort		Analyse- ort
			Zulauf Belebung	Ablauf	
Physikalische Parameter					
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	DIN 38409-H2		•	Labor
Leitfähigkeit	µS/cm	DIN EN 27888	•	•	Labor
In Wasser gelöster Sauerstoff	mg/l	DIN EN 25814		• *)	Vor Ort
pH-Wert	1	DIN 38404-C5	•	•	Labor
Redoxspannung (Ag/AgCl-KCl)	mV	DIN 38404-C6	•	•	Labor, vor Ort
SAK ₂₅₄	m ⁻¹	DIN 38404-C3	•	•	Labor, vor Ort
Schallpegel	dB (A)	In Anlehnung an DIN EN ISO 3744			Vor Ort
Schlammhöhe	cm	Schlammröhre	•	•	Vor Ort
Stapelschlammhöhe	cm	Schlammröhre	•	•	Vor Ort
Stromverbrauch	kWh/a	Betriebsstunden- zähler			Vor Ort
Temperatur	°C	DIN 38404-C4	•	•	Vor Ort
Trübung	NTU	DIN EN ISO 7027		•	Labor, vor Ort
Chemische Parameter					
BSB ₅	mg/l	Küvettest in Anlehnung an DIN EN 1899 - 1	•	•	Labor
CSB	mg/l	DIN ISO 15705	•	•	Labor
NH ₄ -N, P _{GES}	mg/l	Küvettest	•	•	Labor
Tenside, anionische	mg/l	Küvettest (MBAS)	•	•	Labor
Tenside, kationische	mg/l	Küvettest (DSBAS)	•	•	Labor
Tenside, nichtionische	mg/l	Küvettest (BiAS)	•	•	Labor

*) belüftetes Becken, unterhalb des Bettes bzw. Nachklärung (Tropfkörperanlage) oder Sammel-/Ablaufschacht (Pflanzenkläranlage)

Für die Online-Analytik kamen zum Einsatz:

- die SAK₂₅₄-Sonde UVAS plus sc mit Trübungskompensation und Controller SC 1000 der Firma Hach-Lange,
- die Redox-Einstabmesskette 1200sc mit dem Bezugssystem Ag/AgCl in 3 mol/l KCl und Controller SC 1000 der Firma Hach-Lange,
- der NivuCont Plus Analyse Messumformer mit Trübungssonde und NivuLine Datenlogger der Firma Nivus.

7 Ermittlung grenzwertrelevanter Parameter durch physikalische Messmethoden bei biologischen Kleinkläranlagen

Aufgrund der in Kapitel 4.5 festgestellten Abhängigkeit der Pflanzenkläranlagen von den Witterungseinflüssen findet eine Trennung der Bewertung der Ergebnisse zwischen technischen sowie Pflanzenkläranlagen statt. Zunächst werden die Einzelabhängigkeiten zwischen den Messmethoden und den grenzwertgebenden Parametern dargestellt. Mit der Betrachtung der Abhängigkeiten von Einzelanlagen lassen sich verfahrenstechnische Einflüsse ausschließen. Es erfolgt eine Gegenüberstellung der Regressionsgeraden der Pflanzenkläranlagen und der der technischen Anlagen, um einen Vergleich der Abhängigkeiten zu ermöglichen. Die Beprobung der Pflanzenkläranlagen fand im Sommer statt.

Abschließend werden sinnvolle Kombinationen der ausgewählten Messverfahren auf Verbesserung der Korrelation geprüft. Im Anhang 22 sind alle Ergebnisse bezüglich der Regressionen sowie deren statistische Größen (Standardabweichung) zusammengefasst. Der in den Diagrammen dargestellte Vertrauensbereich (erweiterte Messunsicherheit) schließt 95 Prozent der wahren Messwerte ein.

7.1 Messung des Gehalts an gelöstem Sauerstoff

7.1.1 Untersuchungen an technischen Anlagen

Die Messung des gelösten Sauerstoffs fand in der biologischen Stufe statt. Bei natürlich belüfteten Anlagen wie Tropfkörpern wurde der Wasseranstau unterhalb des Tropfkörpers (z. B. über das Lüftungsrohr) als Messort genutzt. Zwar favorisiert SCHULZ-MENNINGMANN (2008) die Messung in der Nachklärung, bei der bei einem Mindestsauerstoffgehalt von 2 mg/l im Nachklärbecken die Kleinkläranlagen funktionieren. Allerdings führt das bei O₂-zehrenden Prozessen in der Nachklärung zu einer deutlichen Überbelüftung im Belebungsbecken und somit zu steigenden Betriebskosten. Zudem ist gelöster Sauerstoff in der Nachklärung bei denitrifizierenden Anlagen unerwünscht. Diese Messstelle ist demzufolge nicht universell nutzbar.

Die einzelnen Anlagentypen wiesen hinsichtlich der Abhängigkeit des Sauerstoffgehalts von den grenzwertrelevanten Parametern CSB, BSB₅ sowie NH₄-N ähnliche Zusammenhänge auf. Daher werden diese nicht differenziert betrachtet.

Ablaufparameter CSB und BSB₅

In Bild 7.1 ist der Zusammenhang zwischen den Ablaufparametern CSB und BSB₅ vom Sauerstoffgehalt dargestellt. Die Verringerung der Ablaufwerte mit steigendem Sauerstoffgehalt ist erkennbar.

Die Hinzunahme von Messdaten, deren abfiltrierbare Stoffe oberhalb 50 mg/l (Klasse N) lagen, führte nicht zu einer signifikanten Änderung der Korrelation bzw. zu einer deutlichen Vergrößerung der Schwankungsbreite.

Grundsätzlich lassen sich aus dem Bild 7.1 folgende Erkenntnisse zusammenstellen:

- Unter 1 mg/l O₂ verschlechtern sich die Ablaufwerte markant über den Grenzwert hinaus.
- Ablaufwerte unter den Grenzwerten können auch bei Sauerstoffgehalten unter 1 mg/l auftreten.
- Ab einem Sauerstoffgehalt von 1,5 mg/l halten die Kleinkläranlagen unabhängig vom Messzeitpunkt beide Grenzwerte ein. Ausnahmen werden im Folgenden erläutert.
- Um einer Sauerstofflimitierung im Verlauf eines Jahres entgegenzuwirken, wird eine Einstellung des gelösten Sauerstoffs bei einer einmaligen Überprüfung in der kühleren Jahreszeit auf 3 mg/l empfohlen. Dies trägt dem jahreszeitlichen Wechsel der Wassertemperatur sowie dem Löslichkeitsverhalten des Sauerstoffes Rechnung und gewährleistet einen notwendigen Mindestsauerstoffgehalt für die Mikrobiologie auch bei Wassertemperaturen über 12 °C. Bei mehrmaligen Überprüfungen der Konzentration kann der geforderte Mindestsauerstoffgehalt von 2 mg/l eingestellt werden.
- Sauerstoffgehalte über 3 mg/l ermöglichen die Einhaltung der Grenzwerte, jedoch steigen die Betriebskosten. Zwischen den Anlagen mit 1,5 mg/l O₂ und größer 5 mg/l O₂ gibt es keine unterschiedlichen Reinigungseffekte, was schon WUHRMANN und VIEHL [zit. in ATV-HANDBUCH 1997] feststellten.
- Aufgrund der Schwankungsbreite ist eine Umrechnung nicht möglich.

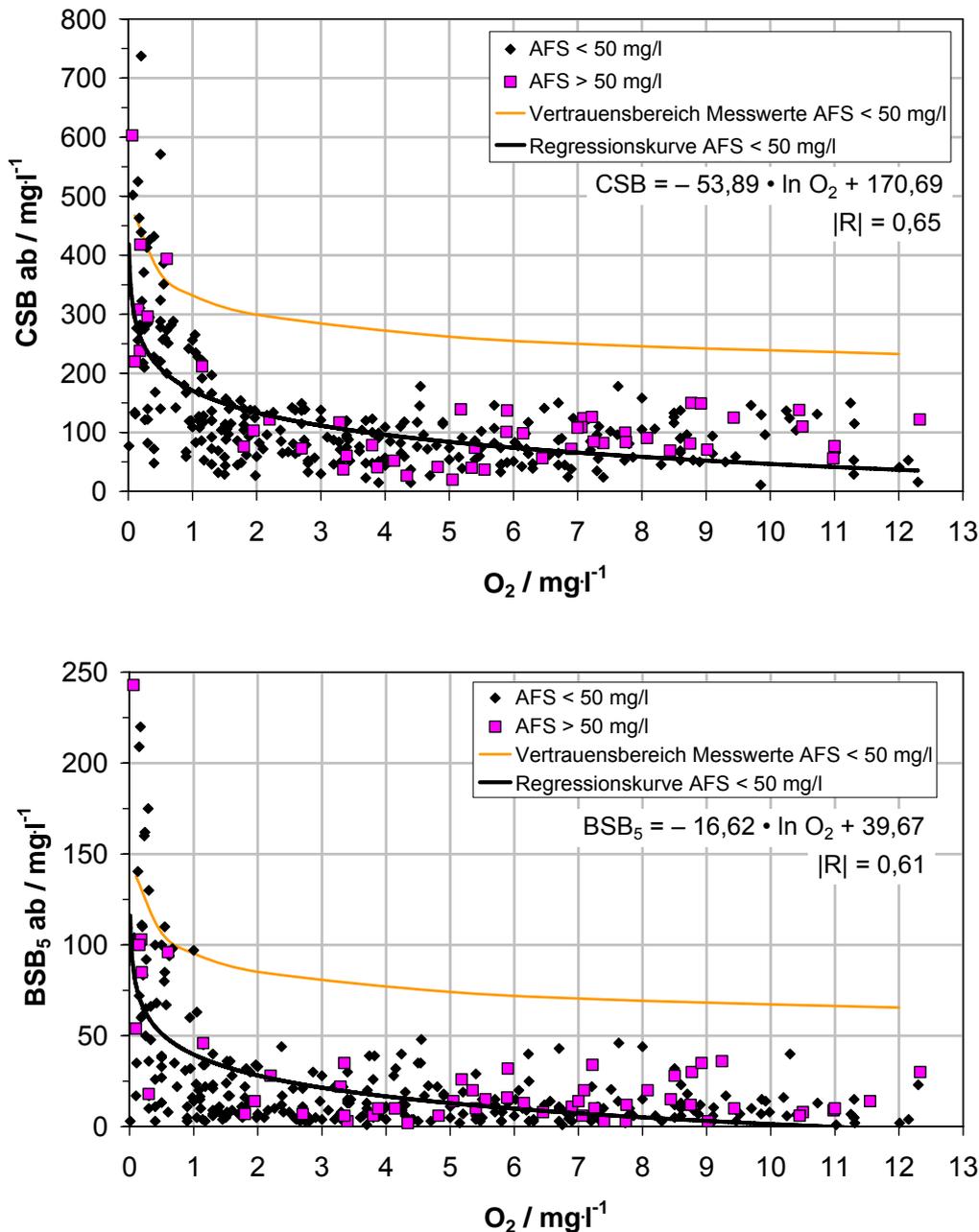


Bild 7.1 Abhängigkeit des CSB- sowie BSB_5 -Ablaufwertes vom gelösten Sauerstoffgehalt im biologischen Bereich ($n = 371$)

Unter 1 mg/l gelöster O_2 ist der biologische Abbau organischen Materials in Abhängigkeit der unter Kapitel 5.1.2 genannten anlagen- und abwasserspezifischen Bedingungen nur noch bedingt möglich. Je geringer der Sauerstoffgehalt bei sonst gleichbleibenden Bedingungen ist, desto weniger Mikroorganismen im Inneren der Belebtschlammflocke/des Biofilms nehmen aufgrund des O_2 -Mangels am Abbau teil. Die Ablaufwerte verschlechtern

sich. Bei überstauten, belüfteten Festbetтанlagen führt zum Beispiel ein geringer Sauerstoffgehalt aufgrund fehlender Scherkräfte zur Verstopfung und bei Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern zur ungenügenden Umwälzung.

Technische/technologische Ursachen für geringe Sauerstoffgehalte können u. a. sein:

- zu geringe Leistung der Verdichter,
- zu kurze Belüftungszeiten,
- eine mangelhafte Belüftung durch defekte, zugewachsene Belüfterelemente (Bild 7.2, links) oder durch die fehlende Flexibilität der Membran aufgrund des Entweichens der Weichmacher,
- ein unzureichendes Rücklaufverhältnis bei Tropfkörpern,
- verschlossene oder fehlende Lüftungsbereiche (u. a. Querlüftung) bei natürlich belüfteten Anlagen.

Die Sauerstoffkonzentration kann auch zu niedrig angezeigt werden, wenn in Totzonen, in Bereichen sinkender Turbulenz durch zusammenklebende, freibewegliche Aufwuchsträger oder über verstopften Festbetten gemessen wird.



Bild 7.2 Zugewachsener Membranrohrbelüfter (links) und verschlammter Probenahmebehälter (rechts)

Einige Anlagen halten trotz geringer Sauerstoffgehalte kleiner 1 mg/l die Grenzwerte ein. Zum Teil wurden hier Zulaufkonzentrationen zur Belebung nahe den Grenzwerten gemessen. Hier reicht eine geringe Veratmung der organischen Stoffe mit einer gleichzeitigen Adsorption der Schadstoffe an den Flocken aus, um die gewünschten Ablaufwerte zu erhalten. Anlagen mit geringer Schlammbelastung benötigen etwa

0,5 mg/l O₂ [RÖSKE ET AL. 2005]. Des Weiteren können auch geringere Flocken-/Biofilmdicken oder hohe Turbulenzen im Vergleich zu anderen Anlagen vorliegen. Diese verkürzen den Diffusionsweg bzw. erhöhen die Diffusionsgeschwindigkeit des im Abwasser gelösten Sauerstoffs in das Flocken-/Biofilminnere.

Trotz ausreichenden Sauerstoffgehalts von **über 2 mg/l** konnten **Anlagenprobleme** erfasst werden, die zu erhöhten Ablaufwerten führen. Diese sind zum Teil sofort im Betrieb (Bild 7.2, rechts) oder nach erforderlichen Vor-Ort-Untersuchungen (z. B. Messung des Schlammvolumens) erkennbar. Teilweise sind weitergehende Untersuchungen durchzuführen. Tabelle 7.1 gibt die wichtigsten Ursachen wieder.

Tabelle 7.1 Ursachen für erhöhte Ablaufwerte trotz ausreichenden Sauerstoffgehaltes

Leicht bzw. mit Übung erkennbare Probleme	Nicht sofort erkennbare Probleme
Teilbelüftung durch oberflächliche Belüftung oder verstopfte Aufwuchskörper (Fest-/Wirbelbett)	Extreme Überlast (Zulaufkonzentrationen größer 2.000 mg/l CSB) bzw. Belastungsstöße
Schlammabtrieb in die Nachklärung bzw. in den Ablauf	Fehlender bzw. zu gering ausgebildeter Belebtschlamm bei Schwebebett/Belebungsanlagen (Kombiverf.)
ungenügende Wartung von vorgeschalteten Reinigungsstufen (Fettabscheider, Benzin-, Öl- und Koaleszenzabscheider)	Umsetzung von Ablagerungen in der Anschlussleitung in schwer abbaubare Substanzen bei zu geringer Schleppspannung
Fehleinleitungen (z. B. Fette)	Kurzschlussströmungen
Toter oder faulender Schlamm	Totzonen
Sehr lange Kältezeiten mit Auskühlung der biologischen Zone	hohe Schlammbelastung
Zu geringer TS-Gehalt im SBR-Reaktor	ungünstige Biofilmmatrix
ungenügendes Schlammalter infolge zu niedrigen TS-Gehaltes	
Verschlammung des Probenahmeortes	

Die mikrobielle Aktivität hängt neben dem Sauerstoffgradienten zwischen Abwasser und Flocken-/Biofilminneren auch von der Abwassertemperatur ab. Die folgende temperaturdifferenzierte Betrachtung bestätigt dies und zeigt, dass bei unterschiedlichen Abwassertemperaturen veränderte Sauerstoffgehalte eingehalten werden müssen, um die Grenzwerte in den Kleinkläranlagen zu erreichen.

Bild 7.3 gibt den Einfluss der Abwassertemperatur auf den Sauerstoffgehalt und somit auf die Ablaufwerte wieder, wobei die Darstellungen mit den einzelnen Messwerten im Anhang 13 zu finden sind. Die Wahl der Temperaturbereiche orientiert sich an der Aufteilung in Kapitel 4.5.

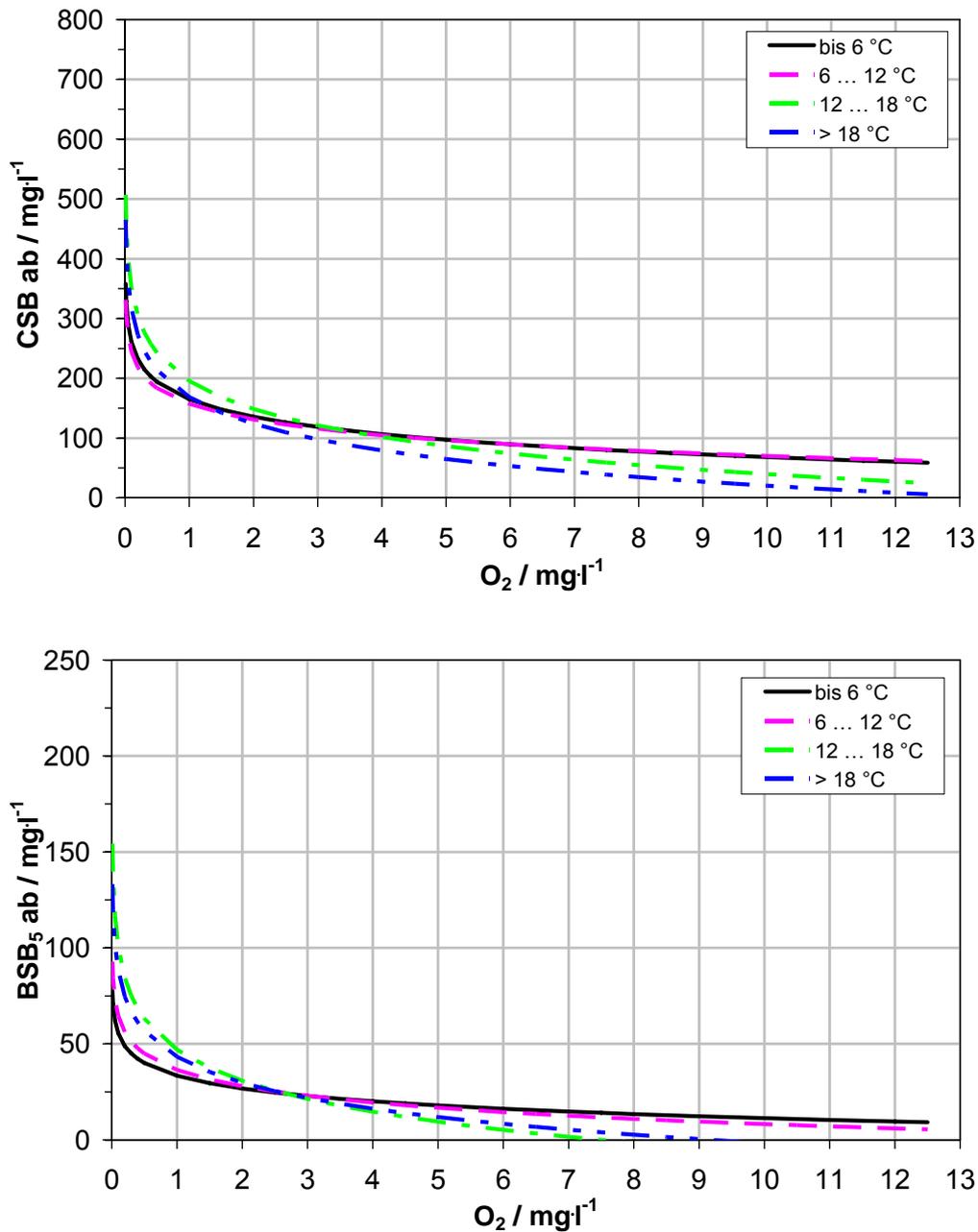


Bild 7.3 Einfluss des Sauerstoffgehaltes auf die CSB- und BSB_5 -Ablaufwerte in Abhängigkeit der Abwassertemperatur

Für den CSB und BSB₅ bestätigt sich auch bei unterschiedlichen Temperaturen der Mindestsauerstoffgehalt von 1,5 mg/l.

Die unterschiedlichen Mindestsauerstoffgehalte der einzelnen Temperaturbereiche beim jeweiligen Grenzwert liegen zum einen an der größeren Schwankungsbreite der Einzelmesswerte (Anhang 13), die besonders durch die Messgenauigkeit des chemischen Parameters beeinflusst wird. Zum anderen stammen Sauerstoffkonzentration und Ablaufwerte aufgrund ihres unterschiedlichen Messortes aus zwei zeitlich versetzten Reinigungsprozessen. Diese Wertepaare geben möglicherweise das Bild der Kleinkläranlage in der Stichprobenmessung nicht übereinstimmend wieder.

Weiterhin beeinflussen Temperaturänderungen die endogene Atmung [ATV-HANDBUCH 1997]. Bei einem Temperaturanstieg um 10 K verdoppelt sich die mikrobielle Aktivität nach der Reaktions-Geschwindigkeits-Temperatur-Regel (RGT-Regel nach VAN'T HOFF und ARRHENIUS). Im Vergleich zu höheren Temperaturen wird bei niedrigen ein geringerer Sauerstoffgehalt hinsichtlich der Gesamtatmung benötigt. Die Grenzkonzentrationen der chemisch/biochemischen Parameter werden erreicht, da die Substratatmung davon weitgehend unberührt bleibt [ATV-HANDBUCH 1997].

Die Ergebnisse bestätigen die Aussagen von RÖSKE ET AL. (2005) und STOTTMEISTER (2003), dass Mikroorganismen auch unterhalb ihres Temperaturoptimums in der Lage sind, organische Substanzen zuverlässig abzubauen. Voraussetzung ist eine ausreichende Konzentration an gelöstem Sauerstoff.

Ablaufparameter NH₄-N

Die Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs wurde ab einer Wassertemperatur von 12 °C durchgeführt [ABVV 2004]. Die Schwankungsbreite der Ablaufwerte ist in Bild 7.4 erkennbar. Anlagen mit Überschreitung der Grenzwerte für CSB und/oder BSB₅ sind rot dargestellt.

Sauerstoffgehalte unter 1,5 mg/l führen neben der Überschreitung der Grenzwerte für den CSB und BSB₅ auch zu einer NH₄-N-Überschreitung. RÖSKE ET AL. (2005) geben als Mindestsauerstoffgehalt in Belebungsverfahren bei Nitrifikation 2 mg/l und eine notwendige Erhöhung der Turbulenzen im Becken zur Minimierung der Diffusionswege an. Trotz Sauerstoffgehalte über 2 mg/l erreichen 47 Prozent der Kleinkläranlagen unabhängig vom Anlagentyp nicht den Grenzwert von 10 mg/l NH₄-N.

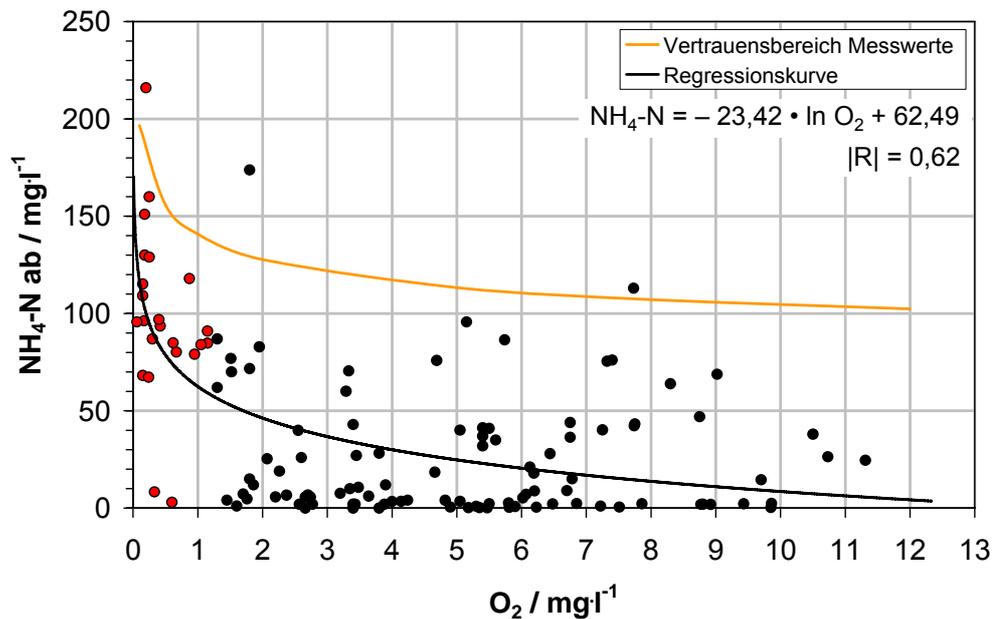


Bild 7.4 Einfluss des Sauerstoffgehaltes auf den Ammonium-Stickstoff-Ablaufwert für Temperaturen ≥ 12 °C, AFS < 50 mg/l (rot: Überschreitung CSB-/BSB₅-Grenzwert; n = 122)

Neben dem Sauerstoffgehalt beeinflussen auch die Abwassertemperatur, der pH-Wert, die Pufferkapazität (Säurekapazität $K_{S4,3}$) sowie das Schlammalter (hohe Verweilzeiten aufgrund niedriger Wachstumsraten) die Nitrifikation.

Als Ursache für die Überschreitung des NH_4-N -Grenzwertes bei Einhaltung der Grenzwerte für CSB und BSB₅ mit Sauerstoffgehalten größer 2 mg/l wurden folgende Probleme ermittelt, wobei teilweise mehrere Parameter zusammenwirkten:

1. pH-Werte zwischen 5,6 und 6,9 im Zulauf der Anlage bei 30 Prozent der Messungen,
2. sehr geringe Säurekapazitäten im Zulauf unter 6 mmol/l [KOPPE ET AL. 1998] bzw. im Ablauf unter 2 mmol/l [MUDRACK ET AL. 2003] bei über 50 Prozent der Messwerte mit gleichzeitiger Absenkung des pH-Wertes auf kleiner 6,5. Bei diesen Bedingungen sinkt durch die Nitrifikation der pH-Wert soweit ab, dass die Stickstoffumwandlung aufgrund der Hemmung der Nitritoxidierer zum Erliegen kommt [RÖSKE ET AL. 2005].
3. geringer Belebtschlammanteil im belüfteten Bereich in Einzelfällen.

Zudem reagieren Nitrifikanten sensibel auf Änderungen in der Abwasserqualität. So können eingebrachte bzw. sich bildende Abwasserinhaltsstoffe wie hohe Konzentrationen an Stickstoffverbindungen, Phenolverbindungen, Sulfate, Chloride oder Desinfektionsmittel für eine sinkende Nitrifikationsleistung verantwortlich sein (Anhang 14), wobei diese in den untersuchten Kleinkläranlagen analytisch nicht bestimmt wurden.

Es konnte kein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Ammonium-Stickstoff-Konzentration im Ablauf und dem Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken gefunden werden. Diese Aussage betrifft alle untersuchten Anlagentypen. Der von RÖSKE ET AL. (2005) vorgeschlagene Mindestsauerstoffgehalt ist nicht nur allein für eine funktionierende Nitrifikation ausschlaggebend.

7.1.2 Abhängigkeiten bei Pflanzenkläranlagen

Die Umsetzungsprozesse in Pflanzenkläranlagen verlangen ähnliche Bedingungen bezüglich des Sauerstoffgehaltes wie technische Anlagen. Der Sauerstoffeintrag erfolgt über verschiedene Wege:

- direkt durch Diffusion über die Beetoberfläche [BÖRNER 1992],
- indirekt über die Öffnung und Vergrößerung des Porenvolumens durch die Durchwurzelung und
- direkt über das feine Wurzelsystem der Helophyten.

Der wichtigste Eintragungspfad des Sauerstoffs ist der erstgenannte Weg. Bei der Nutzbarkeit des über die Wurzeln eingetragenen Sauerstoffs für die Oxidation der Abwasserinhaltsstoffe differieren die Fachmeinungen. HOFMANN (1992) und GISI (1990) fanden in der Boden-Wurzel-Grenzschicht im Vergleich zu anderen Beetbereichen stark erhöhte Bakteriendichten [zit. in WISSING ET AL. 2002]. Diese Aussage führt zur Annahme, dass der Abbau in unmittelbarer Nähe der Wurzeln stattfindet. Andere Autoren wiederum kommen zum Erkenntnis, dass diese Sauerstoffabgabe so gering ist, dass sie nicht für die Oxidation zur Verfügung steht [zit. in BÖRNER 1992].

Ablaufparameter CSB und BSB₅

Im Unterschied zu den technischen Kleinkläranlagen kann der Sauerstoffgehalt bei Pflanzenkläranlagen nur im Ablauf ohne größeren Aufwand gemessen werden. Durch die filtrierende Wirkung des Beetes traten nur vereinzelt Konzentrationen der abfiltrierbaren Stoffe von über 50 mg/l auf.

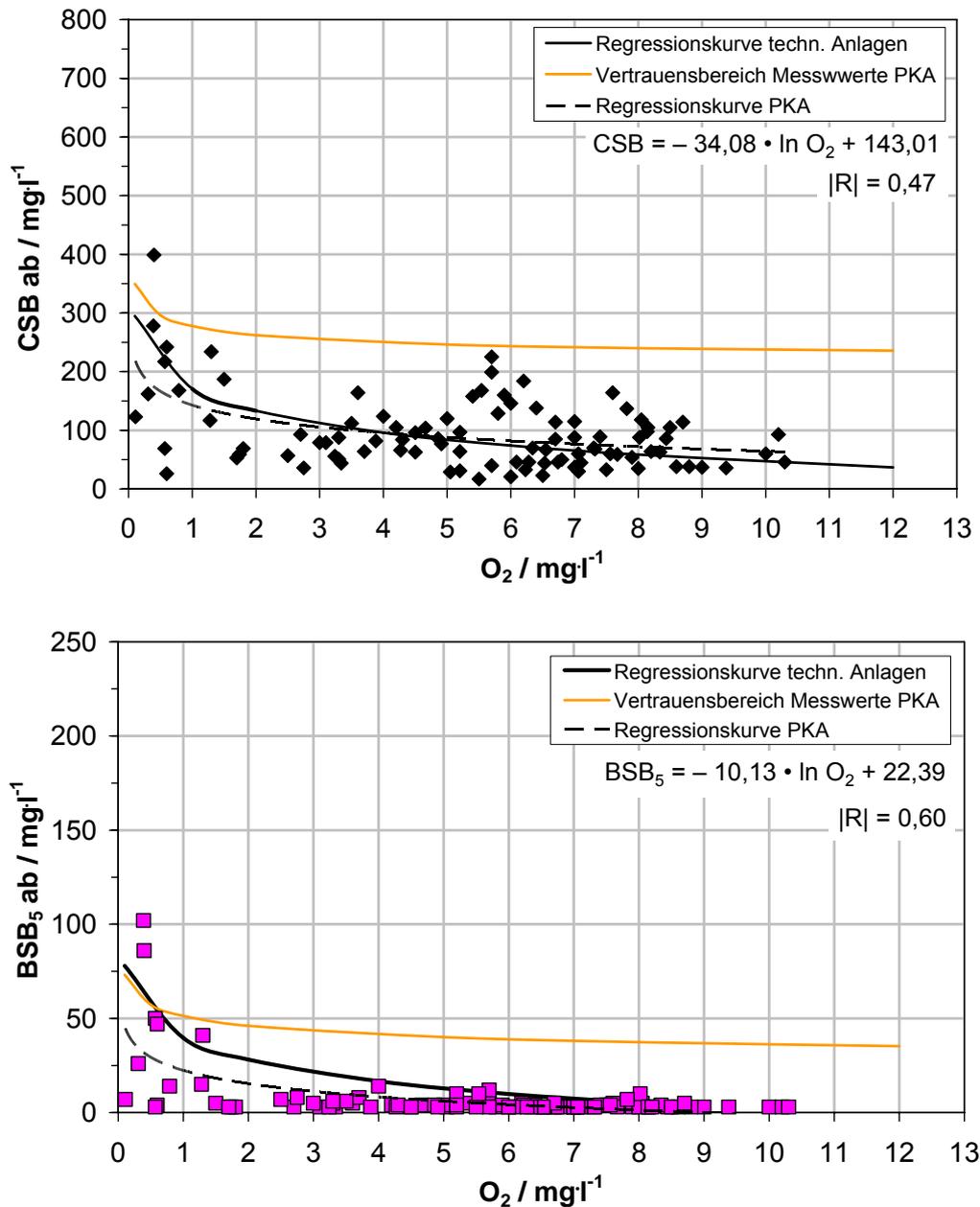


Bild 7.5 Ablaufkonzentrationen von Pflanzenkläranlagen bei Sommerbeprobung (AFS < 50 mg/l, n = 97)

Zusammenfassend sind folgende Aussagen aus Bild 7.5 entnehmbar:

- Beide grenzwertrelevanten Parameter lassen sich über den Sauerstoffgehalt im Ablauf nicht errechnen.
- Oberhalb 1,5 mg/l O₂ wird der BSB₅-Grenzwert eingehalten. Die Schwankungsbreite ist gering. Der Ablaufwert ist kleiner 25 mg/l BSB₅.

- Die CSB-Ablaufwerte streuen auch bei hohen Sauerstoffgehalten stark. Etwa neun Prozent der Anlagen überschreiten den CSB-Grenzwert bei gleich bzw. über 2 mg/l O₂. Anlagen- und abwasserzulaufbedingte Probleme lagen nicht vor.
- Einige Anlagen unterschreiten trotz O₂-Konzentrationen unter 1,5 mg/l den BSB₅- und CSB-Grenzwert. Aufgrund des Messortes liegt in diesen Anlagen der reale Sauerstoffgehalt im Reaktionsraum der Anlage wahrscheinlich höher.
- Unterhalb von 1 mg/l O₂ steigen die Ablaufkonzentrationen an. Überstau, Teilkolmation oder verschmutzte Verteiler können zu einer Verringerung des Sauerstoffeintrags bzw. zur Bildung von Kurzschlussströmungen führen.

Der Regressionsverlauf der Abhängigkeit BSB₅ - O₂ unterscheidet sich von dem der technischen Anlagen. Oberhalb von 2 mg/l O₂ erreicht der Vertrauensbereich die Grenzwerthöhe von 40 mg/l BSB₅. Im Gegensatz dazu ähnelt die Regressionskurve für die CSB-Ablaufkonzentration der der technischen Anlagen.

Ursache für die Überschreitung der CSB-Ablaufwerte bei Einhaltung des BSB₅-Grenzwertes oberhalb von 1,5 mg/l O₂ könnte der im Kapitel 4.5 näher erläuterte Aufkonzentrierungseffekt durch die sommerliche Verdunstung sein. Während sich beim BSB₅ die Umgebungsbedingungen aufgrund der niedrigen Ablaufwerte von unter 10 mg/l kaum auswirken (Anhang 18), wird der Einfluss auf den CSB im Bild 7.6 durch die Verschiebung der Regressionskurve zu niedrigeren Ablaufwerten hin deutlich. In Abhängigkeit des

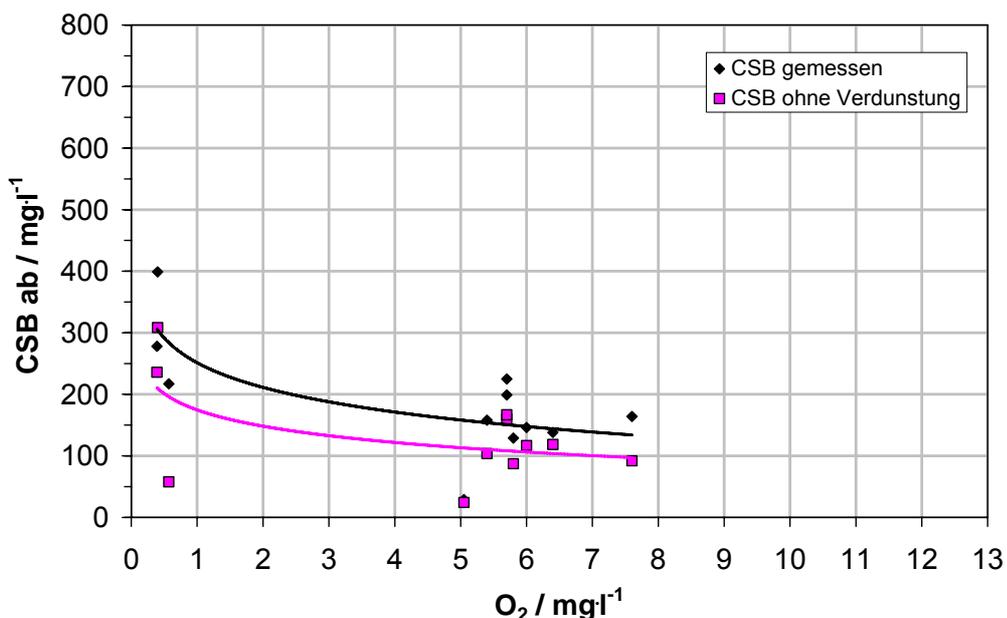


Bild 7.6 Verschiebung der CSB-Regressionskurve durch Verdunstung bei Pflanzenkläranlagen

Abwasseranfalls sinken die Ablaufwerte bei hohen Sauerstoffgehalten unter den Grenzwert.

Die Messunsicherheit wird vom Fehler der chemischen Analysen (Anhang 21), den sich im Beet stetig ändernden Sauerstoffverhältnissen sowie dem Einfluss der Verdunstung bestimmt.

Ablaufparameter $\text{NH}_4\text{-N}$

Der Verlauf der Konzentration des Ammonium-Stickstoffs in Abhängigkeit des Sauerstoffgehaltes ist in Bild 7.7 dargestellt. Die rot markierten Anlagen stellen die mit der Überschreitung des CSB- bzw. CSB-/BSB₅-Grenzwertes dar. Diese Unterscheidung ist zweckmäßig, da erhöhte Ablaufwerte beider Parameter nur bei Sauerstoffgehalten kleiner 1 mg/l (hier: drei Anlagen) auftreten. Bei den roten Anlagen oberhalb von 1 mg/l O₂ könnte der Ausfall an oben genannter Aufkonzentration liegen. Diese Anlagen wiesen keine Mängel auf.

Ein Viertel aller Anlagen, die beide kohlenstoffbasierenden Grenzwerte einhalten und Sauerstoffgehalte größer 1,5 mg/l aufweisen, erreichen nicht die Ablaufkonzentration von 10 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$. Sie weisen jedoch $\text{NH}_4\text{-N}$ -Abbauraten größer 80 Prozent auf.

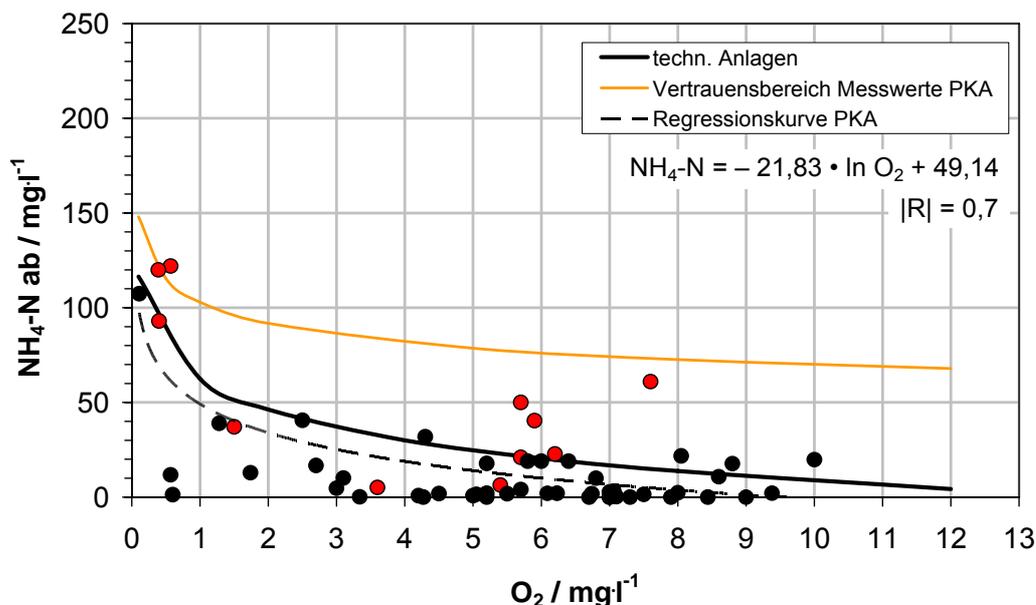


Bild 7.7 Sauerstoffeinfluss auf die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte bei Pflanzenkläranlagen (rot: CSB- bzw. CSB-/BSB₅-Grenzwertüberschreitung; n = 56)

Die als Ursache für die Überschreitung des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Grenzwertes unter Kapitel 7.1.1 beschriebenen Betriebsbedingungen führten nur selten zu einer Überschreitung. Hier werden der Einfluss der Verdunstung und eine damit verbundene Aufkonzentration als Grund favorisiert.

Durch die partielle Überschreitung des Ammoniumwertes ist es nicht eindeutig möglich, einen Richtwert für den minimalen Sauerstoffgehalt zur Einhaltung der 10 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ anzugeben.

7.2 Abhängigkeiten zum spektralen Absorptionskoeffizienten SAK_{254}

7.2.1 Untersuchungen an technischen Anlagen

Ablaufparameter CSB und BSB_5

Für die technischen Anlagen konnte im Messbereich von 30 mg/l bis 500 mg/l CSB sowie 5 mg/l bis 195 mg/l BSB_5 eine sehr gute Korrelation zum spektralen Absorptionskoeffizienten nachgewiesen werden. Die Zusammenhänge zeigt Bild 7.8. Bei der Überwachung der Ablaufwerte für den CSB und BSB_5 ist bis zu einem SAK_{254} von 50 m^{-1} die Funktionstüchtigkeit der Anlage gewährleistet. Dieser Bereich ist grün gekennzeichnet. Einzelne Überschreitungen zwischen 40 m^{-1} und 50 m^{-1} liegen innerhalb der vom Hersteller angegebenen analytischen Genauigkeiten.

Oberhalb von 50 m^{-1} steigt der Anteil an Anlagen, die die Grenzwerte nicht mehr einhalten, stetig. Daher sind an diesen Anlagen weitere Untersuchungen zur Klärung der Ablaufwerte notwendig. Etwa 30 Prozent der funktionstüchtigen Anlagen fallen ebenfalls in diesen Bereich.

Zur Berechnung der Ablaufwerte können die Regressionsgeraden genutzt werden:

$$\text{CSB} = 2,39 \cdot \text{SAK}_{254} - 19 \quad (7.1)$$

$$\text{BSB}_5 = 0,86 \cdot \text{SAK}_{254} - 26,42 \quad (7.2)$$

mit $\{\text{CSB}, \text{BSB}_5\} = \text{mg/l}$; $\{\text{SAK}_{254}\} = \text{m}^{-1}$

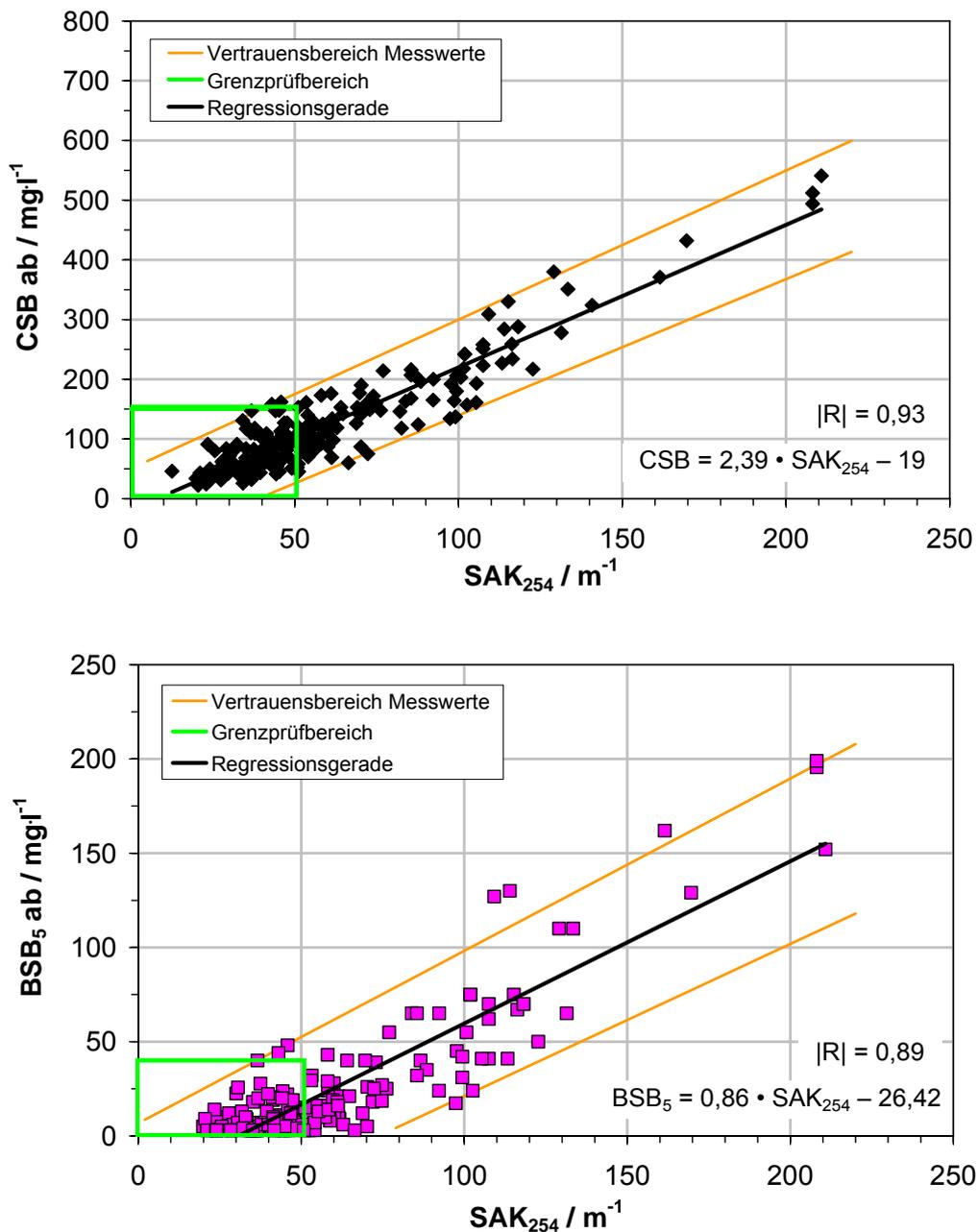


Bild 7.8 Abhängigkeit zwischen CSB sowie BSB₅ im Ablauf technischer Anlagen und dem SAK₂₅₄ (n = 232)

Zu ähnlichen Kurvenverläufen kommen MATSCHÉ ET AL. (1995), MATSCHÉ ET AL. (1982) und SEYFRIED ET AL. (1995), die allerdings kommunale kleine (bis 500 bzw. 5.000 EW) und Großkläranlagen beprobten. Zum Vergleich sind im Bild 7.9 die Regressionsgeraden dieser Autoren und die eigene dargestellt.

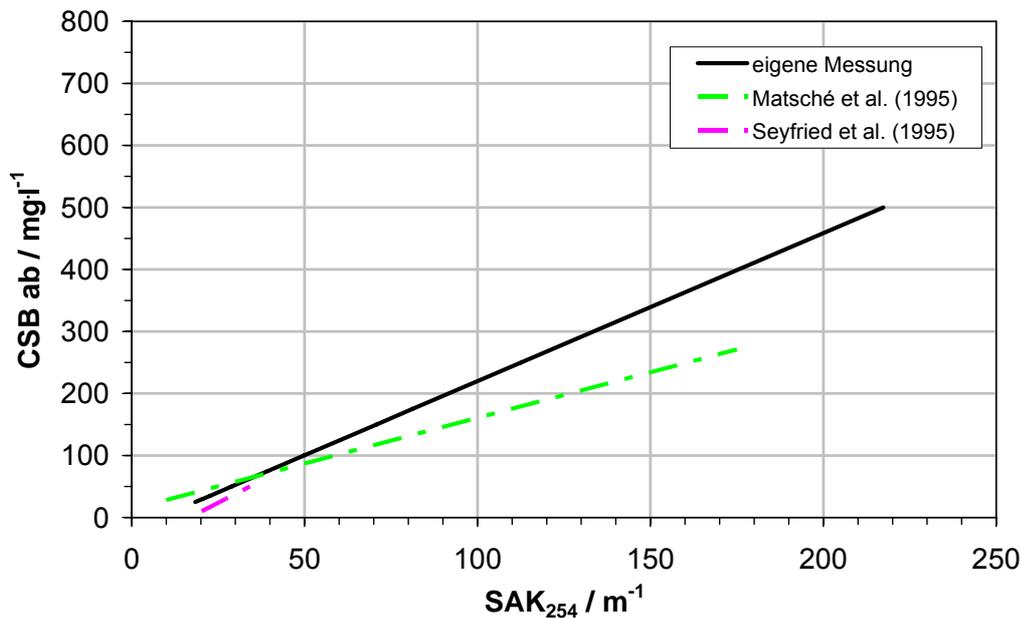


Bild 7.9 Literaturvergleich der ermittelten Abhängigkeiten bei der UV-Absorption

Die Länge der aus der Literatur stammenden Geraden gibt den Messbereich der jeweiligen Autoren wieder. Wird die Gerade von SEYFRIED ET AL. (1995) auf den Messbereich bis 300 mg/l CSB erweitert, verläuft diese annähernd parallel zur hier ermittelten. Es ist aufgrund der Ähnlichkeit der Abhängigkeit zu vermuten, dass das kommunale Abwasser von SEYFRIED ET AL. (1995) zum Zeitpunkt der Messung nur einen sehr geringen Anteil an gewerblichem bzw. industriellem Abwasser aufwies. Aber auch die Gerade von MATSCHÉ ET AL. (1995) spiegelt bis zu einem SAK₂₅₄ von 50 m⁻¹ die eigene Regressionsgerade sehr gut wider.

Die Schwankungsbreite der eigenen Messwerte im Bereich der Richtwerte beträgt bis zu 150 mg/l CSB und 60 mg/l BSB₅. Ein Einfluss der abfiltrierbaren Stoffe ist nicht ermittelbar, da die Ablaufwerte auch unterhalb von 50 mg/l AFS über die gesamte Breite des Vertrauensbereiches streuen (Bild 7.10). HÄCK (2000) fand ebenfalls im unteren Messbereich diese Diskrepanz.

Die Ursache ist zum einen im Messfehler der Messungen zu suchen, der sich im unteren Messbereich größer auswirkt als oberhalb der Grenzwerte [NOWAK ET AL. 1995]. Zudem ist die Streubreite zum Beispiel der BSB₅-Messung mit 17 mg/l sehr hoch, liegt aber innerhalb der in der Praxis ermittelbaren Genauigkeit [PÜTZ ET AL. 1997].

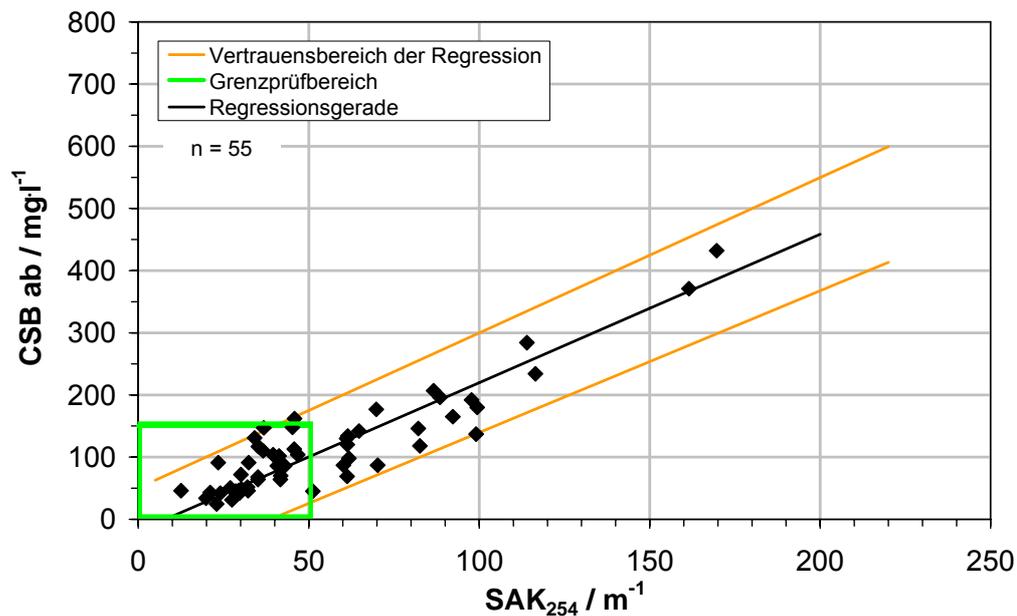


Bild 7.10 Streuung der Messwerte innerhalb des ermittelten Vertrauensbereiches für Kleinkläranlagen mit Ablaufwerten von ≤ 50 mg/l AFS

Zum anderen entstehen die Streuungen durch differierende Mengen hochmolekularer, humin- und fulvinstoffähnlicher, UV-absorbierender Verbindungen je nach Fortschritt des Abbaus der organischen Fracht [LINK ET AL. 1989, PALMGREN ET AL. zit. in BATTENBERG 2000, MALCOM zit. in WICHMANN ET AL. 2005]. Nicht vollständig umgesetzte Abwasserbestandteile, wie Tenside, sind aufgrund ihrer organischen Natur im CSB, teils im BSB₅ messbar. Sie müssen jedoch nicht die für absorbierende Eigenschaften charakteristischen Strukturen vorliegen haben (siehe Anhang 2) und damit über den SAK₂₅₄ erfassbar sein. BAUER (2001) kam zu einer ähnlichen Aussage. Je nach Art der gelösten Stoffe kann der Absorptionsbereich auch zu niedrigeren bzw. höheren Wellenlängen verschoben sein. Im Rahmen der Untersuchung war dieser Einfluss nicht näher bestimmbar, da die verschiedenen Inhaltsstoffe hersteller- und betreiberspezifisch Anwendung finden und nicht bekannt gegeben werden.

MATSCHÉ ET AL. (1995) raten deshalb aufgrund zunehmender Streuung der Messwerte im SAK₂₅₄-Bereich über 50 m^{-1} (hier CSB > 100 mg/l) von einer Umrechnung auf den Ablaufwert ab.

Die Messwerte an Einzelanlagen (Tropfkörperanlage, überstautes, belüftetes Festbett), wie Bild 7.11 und Bild 7.12 zeigen, schwankten um die ermittelte Regressionsgerade. Die Einzelmessungen bestätigen den Richtwert bis 50 m^{-1} zur Einhaltung des CSB-/BSB₅-

Grenzwertes. Damit sind Fehler durch unterschiedliche Anlagentypen oder verfahrenstechnische Eigenheiten verschiedener Hersteller auszuschließen.

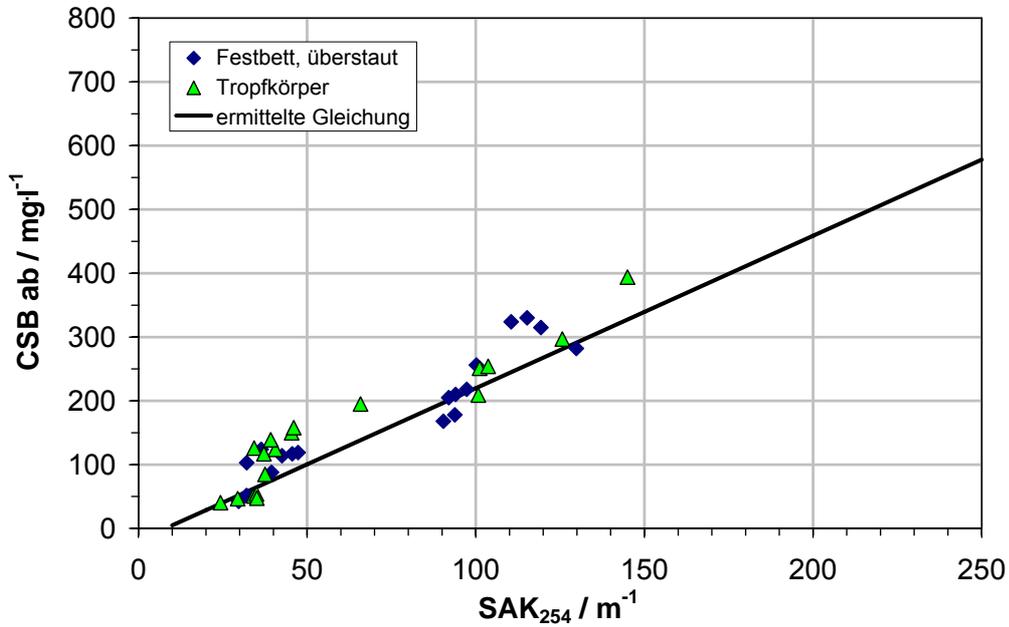


Bild 7.11 SAK₂₅₄-Korrelation zum CSB bei Einzelanlagen

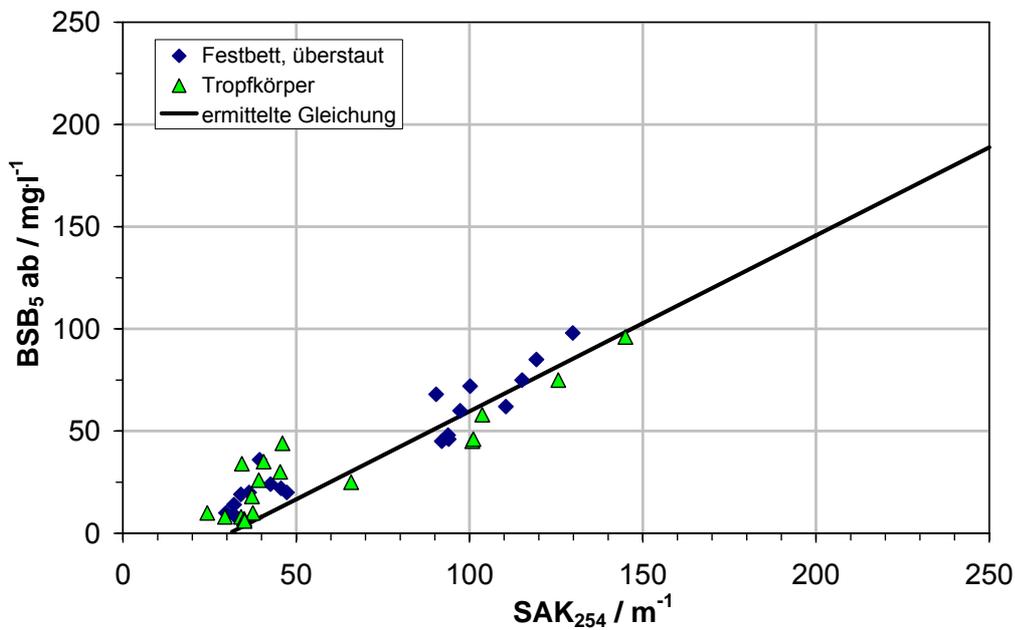


Bild 7.12 SAK₂₅₄-Korrelation zum BSB₅ bei Einzelanlagen

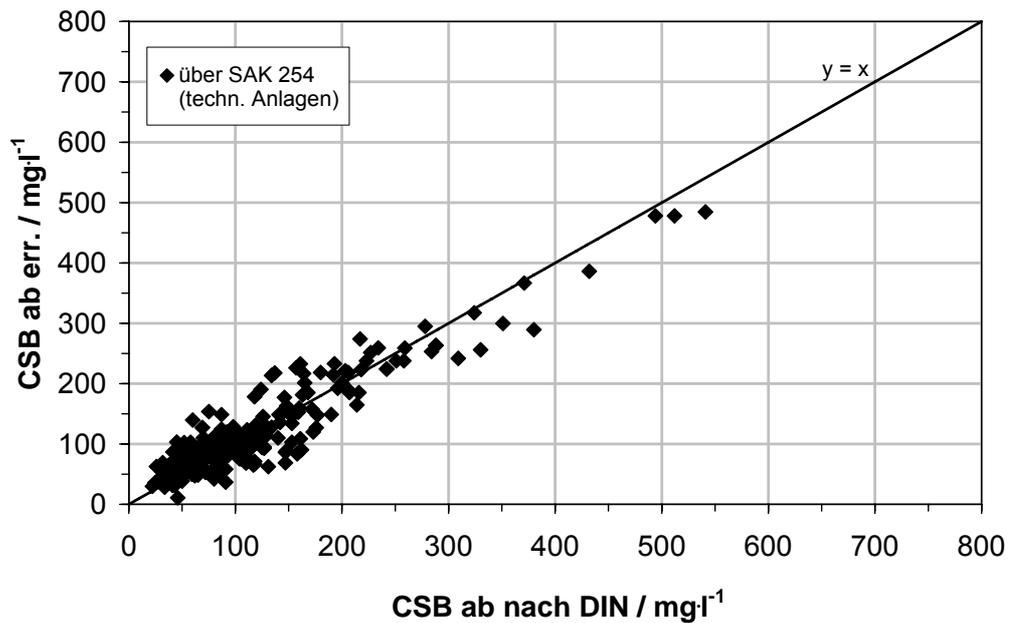


Bild 7.13 Vergleich der mittels SAK₂₅₄-Messung errechneten Ablaufwerte mit den chemisch bestimmten CSB-Werten (technische Anlagen)

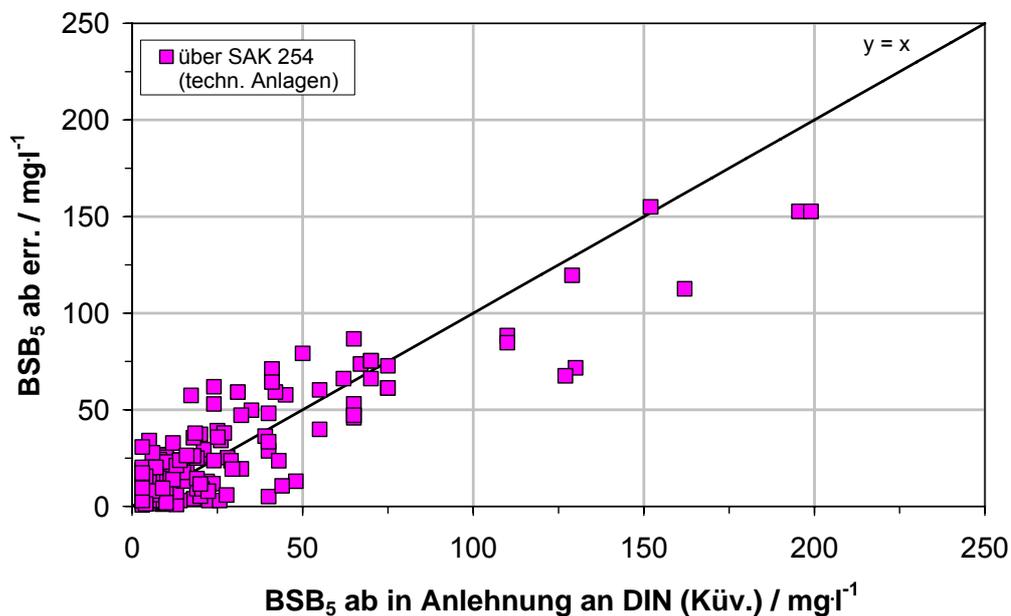


Bild 7.14 Vergleich der mittels SAK₂₅₄-Messung errechneten Ablaufwerte mit den nach der Verdünnungsmethode bestimmten BSB₅-Werten (technische Anlagen)

In Bild 7.13 und Bild 7.14 werden die chemisch/biochemisch bestimmten Parameter CSB und BSB₅ mit den über den SAK₂₅₄ errechneten Ablaufwerten verglichen. Die SAK₂₅₄-Messung bildet hinreichend genau die Ablaufwerte ab. Werte, die nach DIN oberhalb und

nach SAK_{254} -Berechnung unterhalb der Grenzwerte lagen, wiesen SAK_{254} -Werte über 50 m^{-1} auf. Dieser Richtwert sollte in die Bewertung der Umrechnung mit eingehen. Zusätzliche Parametermessungen, wie Sauerstoff-, pH-Wert- und Schlammanteilbestimmung, können bei hohen Absorptionskoeffizienten helfen, Problembereiche zu erkennen.

Ablaufparameter $NH_4\text{-N}$

Im Bild 7.15 wird nur eine ungenügende Korrelation des Ammonium-Stickstoffs mit dem SAK_{254} wiedergegeben. Eine für alle technischen Anlagen allgemeingültige Umrechnung ist daher nicht sinnvoll.

Die rot gekennzeichneten Anlagen hielten den CSB- und/oder den BSB_5 -Grenzwert nicht ein. Hier traten Sauerstoffgehalte unter $1,5 \text{ mg/l}$ auf bzw. sie besaßen kaum Belebtschlamm.

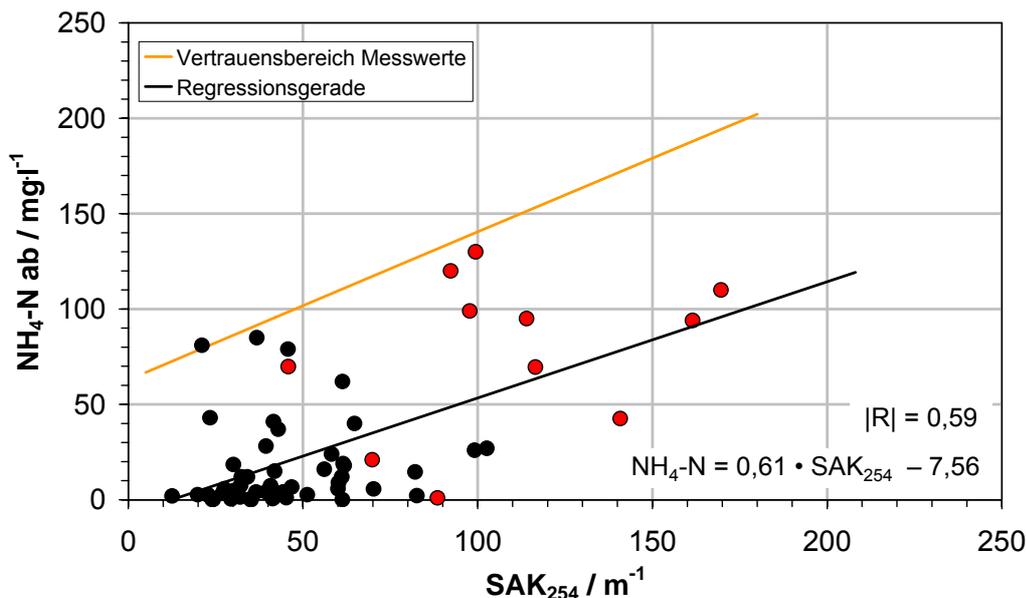


Bild 7.15 Abhängigkeit vom $NH_4\text{-N}$ vom SAK_{254} bei technischen Anlagen über $12 \text{ }^\circ\text{C}$ ($n = 63$; rot: Überschreitung CSB-/BSB₅-Grenzwert)

Sinnvoller erscheint hier eine Betrachtung einzelner Anlagentypen, da z. B. SBR-Anlagen sehr gut nitrifizieren (siehe Kapitel 4.1.2). In Bild 7.16 sind die $NH_4\text{-N}$ -Ablaufwerte von drei verschiedenen SBR-Anlagen dargestellt. Bis zu einem SAK_{254} von 75 m^{-1} liegen die Ammonium-Stickstoffwerte unter der Grenze von 10 mg/l . Auch die Grenzwerte von CSB und BSB_5 werden deutlich unterschritten. Gleichzeitig wurden Sauerstoffkonzentrationen von über $1,5 \text{ mg/l}$ gemessen. Insofern ist es möglich, für SBR-Anlagen den oben genannten

Richtwert von 50 m^{-1} einzuführen. Der niedrigere SAK₂₅₄-Wert wurde aufgrund der geringen Anzahl der Messwerte bei den Einzelanlagen gewählt. Eine Sauerstoffvergleichsmessung ermöglicht eine unterstützende Bewertung des ermittelten SAK₂₅₄.

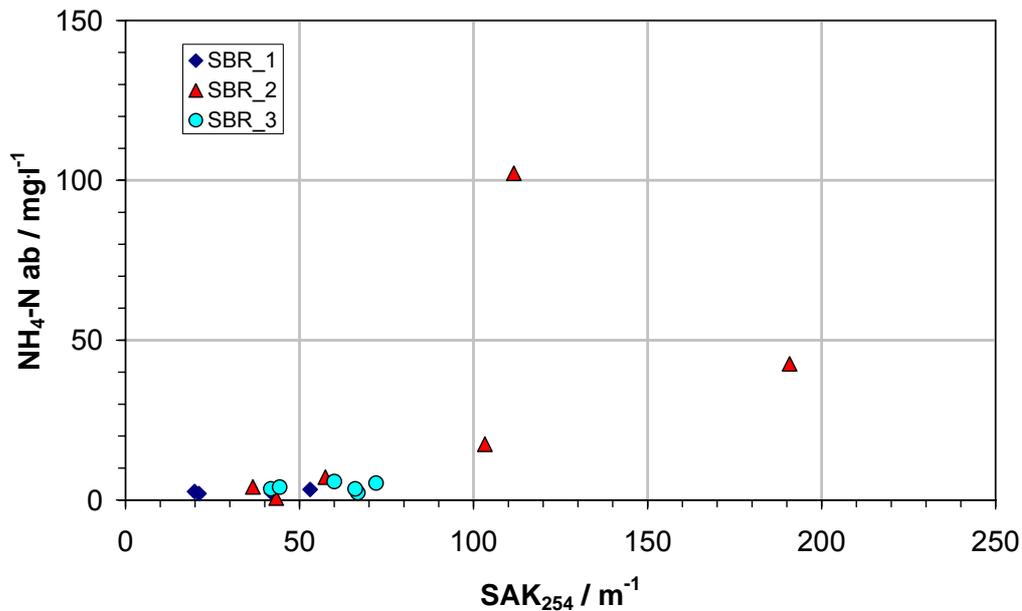


Bild 7.16 Ablaufwerte für Ammoniumstickstoff in Abhängigkeit der UV-Absorption bei SBR-Anlagen über $12 \text{ }^\circ\text{C}$ Abwassertemperatur

Bei den Tropfkörperanlagen und überstauten, belüfteten Festbetten schwankten die NH₄-N-Ablaufwerte unterhalb von 50 m^{-1} zwischen $0,1 \text{ mg/l}$ und 80 mg/l (Anhang 15), auch bei Sauerstoffkonzentrationen über 2 mg/l . Ein Richtwert für den SAK₂₅₄ ist daher für diese Anlagentypen nicht zweckmäßig.

7.2.2 Abhängigkeiten bei Pflanzenkläranlagen

Ablaufparameter CSB und BSB₅

Die Pflanzenkläranlagen erreichen im Vergleich zu den technischen Anlagen bei gleichen SAK₂₅₄-Werten deutlich niedrigere Ablaufwerte. In Bild 7.17 und Bild 7.18 sind jeweils die Messwerte der Pflanzenkläranlagen mit der Regressionsgeraden der technischen Anlagen dargestellt.

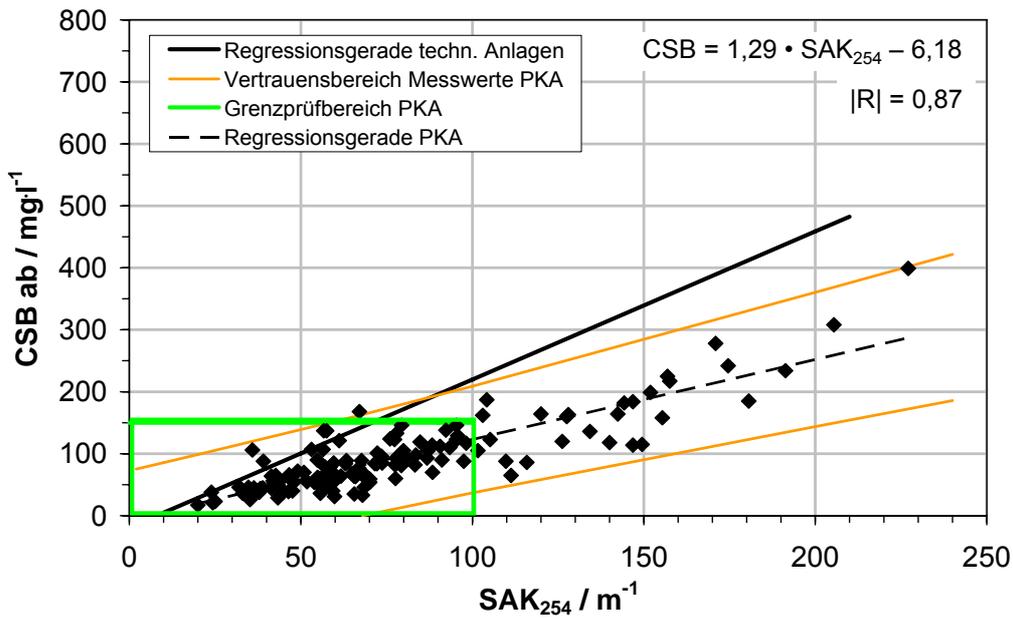


Bild 7.17 CSB–SAK₂₅₄–Korrelationen bei Pflanzenkläranlagen (n = 142)

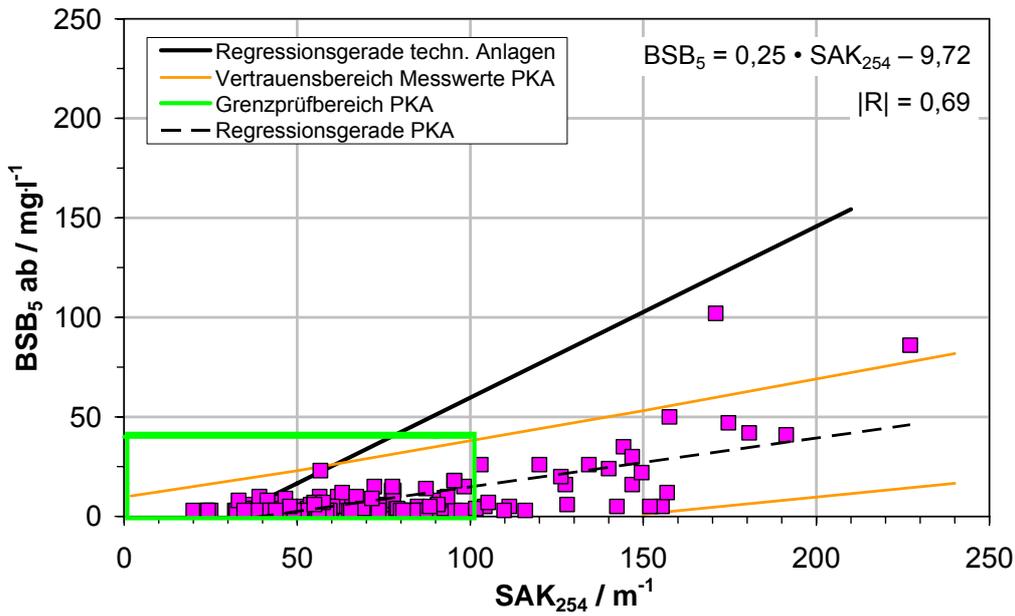


Bild 7.18 Abhängigkeit des BSB₅ von der UV-Absorption bei Pflanzenkläranlagen (n = 142)

Die Gleichungen für die Regressionsgeraden lauten:

$$\text{CSB} = 1,29 \cdot \text{SAK}_{254} - 6,18 \quad (7.3)$$

$$\text{BSB}_5 = 0,25 \cdot \text{SAK}_{254} - 9,72 \quad (7.4)$$

mit $\{\text{CSB}, \text{BSB}_5\} = \text{mg/l}$; $\{\text{SAK}_{254}\} = \text{m}^{-1}$

Während bei den technischen Anlagen der CSB-Grenzwert bereits zwischen 50 und 75 m^{-1} überschritten wird, tritt dies bei Pflanzenkläranlagen erst zwischen 100 und 110 m^{-1} auf. Die UV-Absorption korreliert gut mit der Ablaufkonzentration des CSB. Etwa acht Prozent der Anlagen weisen allerdings trotz Einhaltung des CSB-Grenzwertes SAK₂₅₄-Werte über 100 m^{-1} auf.

Sehr hohe UV-Absorptionen bis 150 m^{-1} gehen teilweise mit geringen BSB₅-Ablaufwerten (kleiner 25 mg/l) einher. Eine Regression innerhalb dieser Grenze ist aufgrund des minimalen Anstiegs nicht erfolgreich. Ab 150 m^{-1} verschlechtern sich die BSB₅-Ablaufwerte über den Grenzwert. Durch diese fast sprunghafte Zunahme der Werte wird insgesamt ein geringerer Korrelationskoeffizient als bei den technischen Anlagen erreicht. Die Messunsicherheit ist dementsprechend groß.

Als Ursachen für die Verschiebung der Regressionsgeraden bei den Pflanzenkläranlagen im Vergleich zu den technischen Anlagen können

- der Rückhalt der Schwebstofffracht durch eine Filtration,
- die durch die sommerliche Verdunstung auftretende Aufkonzentration des Ablaufwassers und
- in Feuchtbiotopen vorkommende Humifizierungsprozesse

genannt werden.

Die Filtration im Pflanzenbeet entfernt die Schwebstoffe und führt zu geringeren Ablaufwerten. Sie erklärt allerdings nicht allein den deutlich unterschiedlichen Anstieg, da auch technische Anlagen bis 100 m^{-1} unter 20 mg/l abfiltrierbare Stoffe aufweisen.

Bei einem Vergleich von Bild 7.17 und Bild 7.18 ist in dem Bereich zwischen 100 und 150 m^{-1} erkennbar, dass trotz sehr niedriger, oft an der Nachweisgrenze liegender BSB₅-Ablaufwerte CSB-Grenzwertüberschreitungen auftreten. Das Ablaufverhältnis von CSB zu BSB₅ liegt hier mit über 15 : 1 ungewöhnlich hoch, teils bei 20 : 1 bis 40 : 1. Für typische Abläufe wird ein Verhältnis von drei bis sechs, teils bis zehn angegeben. Es sind kaum noch biologisch

abbaubare Stoffe im gereinigten Abwasser enthalten. Hemm- oder Giftstoffe wurden ausgeschlossen.

Da der SAK_{254} trotzdem sehr hoch ist, sind die UV-absorbierenden Stoffe nicht oder biologisch nur schwer abbaubar. SCHMAGER ET AL. (2000) und WISSING ET AL. (2002) führen den Anstieg des Ablauf-CSB bei Pflanzenkläranlagen auf die **hohe Verdunstung** durch die Helophyten und die damit auftretende Aufkonzentration der Restinhaltsstoffe zurück, deren Auswirkung im Kapitel 4.5 näher erläutert wurde.

Daneben können auch **Humifizierungsprozesse** den Anteil hochmolekularer, humin- und fulvinstoffähnlicher, UV-absorbierender, schwer abbaubarer Verbindungen und damit den SAK_{254} ansteigen lassen. Der Abbau gelöster Abwasserinhaltsstoffe erfolgt unter optimalen Lebensbedingungen durch verschiedene Bakterien über die Bildung huminstoffähnlicher Stoffwechselprodukte bis zur Mineralisation. Die Abbauprodukte führen zum so genannten „Rest-CSB“, der sich durch einen geringen BSB_5 im Ablauf auszeichnet [KOPPE ET AL. 1998, STEINKE ET AL. 2006]. Eine intensive Gelbfärbung der Proben wies auf huminstoffähnliche Substanzen im Kläranlagenablauf hin.

Stoffwechselprozesse in Feuchtgebieten (Pflanzenkläranlagen) unterscheiden sich von denen aquatischer Systeme (technische Anlagen, Abwasserteiche). Zum einen findet im Wurzelraum von Pflanzenkläranlagen zusätzlich ein Abbau von abgestorbenen Mikroorganismen sowie von Pflanzen- und Wurzelresten (Lignozellulose, Stärke und aromatische Biopolymere) durch Cytophaga-Bakterien bis zur Humifizierung statt [WISSING ET AL. 2002, ZIECHMANN 1996]. Besonders Wurzelhaare zählen zu den kurzlebigen Geweben, die regelmäßig regeneriert werden [LARCHER 2001].

Zum anderen führt ein Mangel an Mineralien wie N, P, K oder Wassermangel durch eine stoßweise Beschickung oder starke Verdunstung bei Pflanzen zu Stress und damit zu einer Schutzstoffproduktion, bei der u. a. Phenolderivate freigesetzt werden [GERSHENZON zit. in LARCHER 2001]. Diese wirken UV-absorbierend und führen später zur Beschleunigung von Alterungsprozessen bis hin zum Absterben von Pflanzeneinzelteilen. Zwar ist dem Wassermangel in der warmen Jahreszeit mit dem Einstau der Anlage zu begegnen, wird jedoch derzeit nur selten durch die Wartungsfirmen bzw. Betreiber praktiziert. Die Umstellung auf Einstau im Sommer erfordert im Herbst eine Zurückstellung der Anlage. Das bedeutet eine zweimalige Anfahrt durch die Wartungsfirma, die bei Pflanzenkläranlagen nicht durchgeführt wird. Zur Qualität und Quantität der Huminstoffbildung in Pflanzenkläranlagen sind allerdings noch weiterführende Untersuchungen notwendig.

Bild 7.19 und Bild 7.20 zeigen die Abbildungsgüte der SAK₂₅₄-Umrechnung auf den jeweiligen Parameter im Vergleich mit den analytisch bestimmten Werten.

Die errechneten Ablaufwerte schwanken zwischen 100 und 200 mg/l CSB etwa gleichverteilt um den theoretischen Kurvenverlauf. Im Bereich unter 100 mg/l CSB können Unterschiede bis 40 mg/l auftreten, was auf die vorher erläuterten Prozesse in den Pflanzenkläranlagen zurückgeführt wird. Beim BSB₅ liegen diese Unterschiede mit 20 mg/l im Bereich der Messgenauigkeit der biochemischen Analysen.

Die Umrechnungswerte oberhalb von 150 m⁻¹ (größer 40 mg/l BSB₅) führen beim BSB₅ dazu, dass die Ablaufwerte durch die Regressionsgeraden nicht wiedergegeben werden. Es ist deshalb die Datenmenge oberhalb dieses SAK₂₅₄-Messwertes in fortführenden Untersuchungen zu erhöhen.

Aus der Sicht der Praktikabilität ist

- die Festlegung der oberen Grenze von 100 m⁻¹ für beide Grenzwerte empfehlenswert, sofern der CSB-Grenzwert von 150 mg/l bei Pflanzenkläranlagen einzuhalten ist. Dabei ist zu beachten, dass Anlagen (hier 16 Prozent in Bezug auf den BSB₅) als nicht funktionstüchtig eingeschätzt werden, obwohl sie den Grenzwert erreichen.
- eine Ermittlung von zwei einzelnen Geradengleichungen für die Bereiche bis und ab 100 m⁻¹ beim BSB₅ nicht sinnvoll.

Hinsichtlich der Verdunstungs- sowie Humifizierungsproblematik bei Pflanzenkläranlagen wird der Beitrag des CSB zur Sauerstoffzehrung im Gewässer bei einem BSB₅ kleiner 10 mg/l relativ gering eingeschätzt. Ablaufwerte bis etwa 200 mg/l CSB können mit BSB₅-Ablaufwerten kleiner als 16 mg/l, teils 10 mg/l einhergehen. Daher ist der CSB-Grenzwert in diesen Fällen zu hinterfragen.

Sofern Humifizierungsprozesse sowie eine zehrungsminimierte Aufkonzentration nachweisbar sind, ist ein neuer Grenzwert für den CSB bei Pflanzenkläranlagen, z. B. bei 200 mg/l, festzulegen. In diesem Zuge ist der Grenzprüfbereich auf 150 m⁻¹ für beide Parameter zu erweitern.

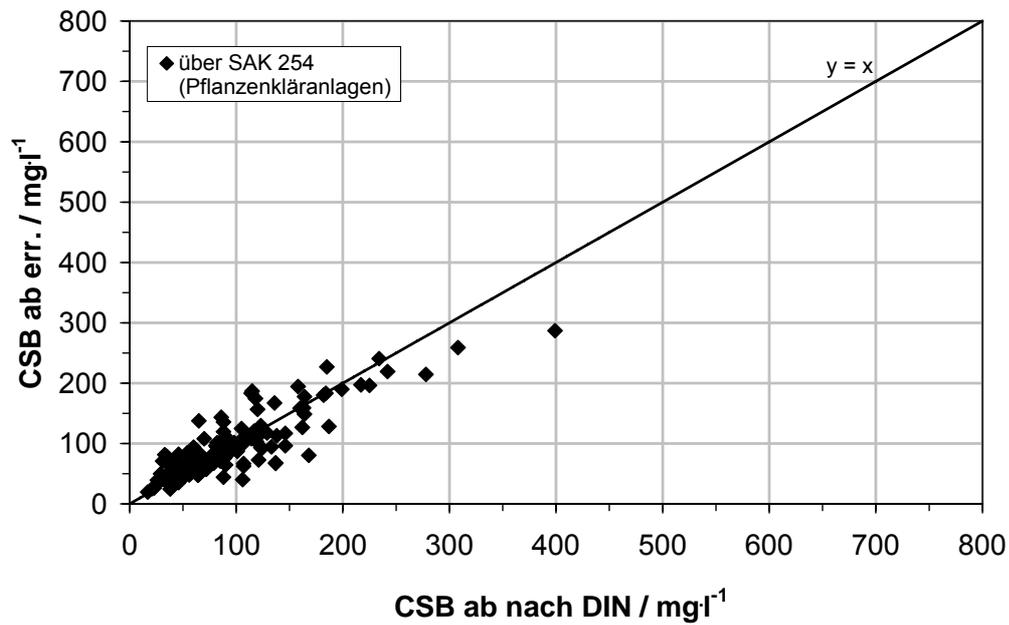


Bild 7.19 Überprüfung der Eignung der CSB-Bestimmung über den SAK₂₅₄ bei Pflanzenkläranlagen

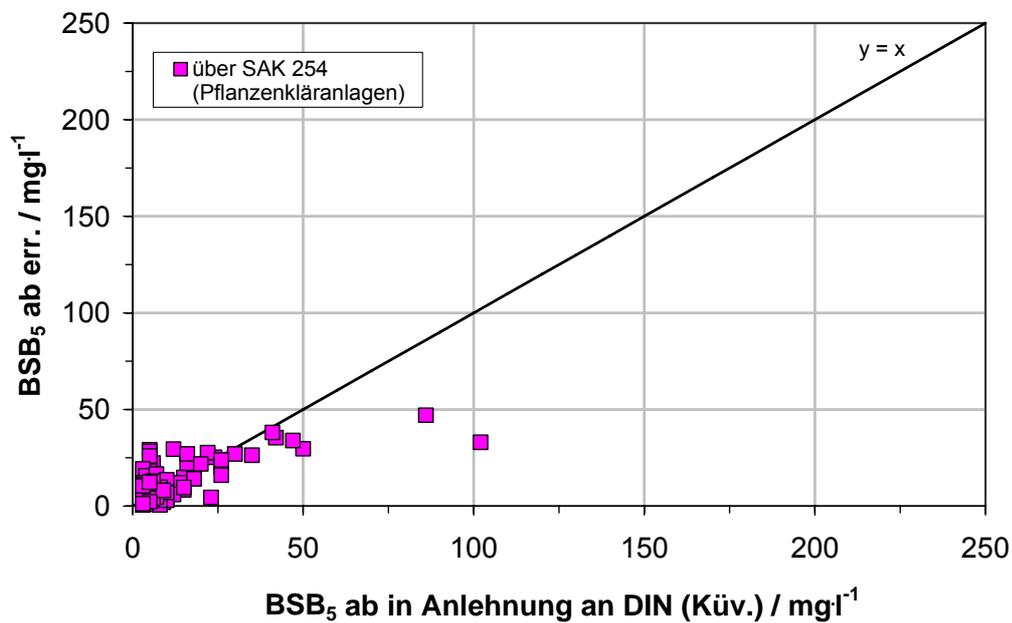


Bild 7.20 Vergleich der über den SAK₂₅₄ ermittelten Konzentration mit den nach der Verdünnungsmethode bestimmten BSB₅-Werten (Pflanzenkläranlagen)

Ablaufparameter $\text{NH}_4\text{-N}$

Die Messungen des $\text{NH}_4\text{-N}$ bei Pflanzenkläranlagen in Bild 7.21 zeigen, wie die technischen Anlagen, eine ungenügende Korrelation zwischen dem Ammonium-Stickstoff sowie dem Absorptionskoeffizienten. Auch hier ist eine Aufkonzentration durch die Verdunstung möglich. Ab 90 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ kommen zu den CSB-Überschreitungen (rot gekennzeichnet) noch BSB₅-Überschreitungen dazu. Eine Abhängigkeit vom Sauerstoffgehalt wurde schon mit Bild 7.7 nachgewiesen.

Es kann aufgrund der Streuungen weder eine Regressionsgerade noch ein Richtwert angegeben werden, die eine Abschätzung der Konzentration möglich machen.

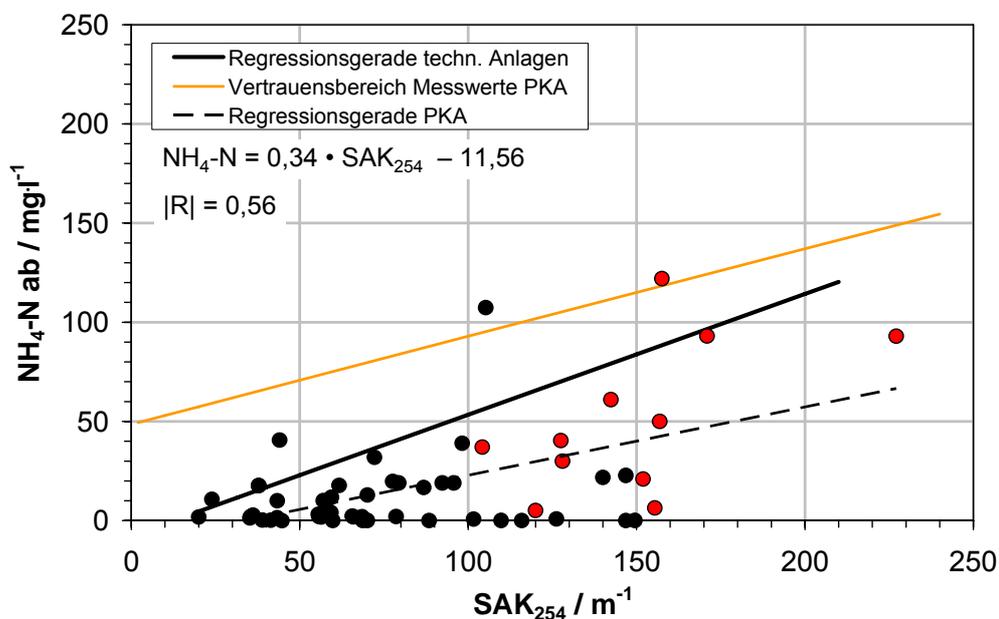


Bild 7.21 Messung des $\text{NH}_4\text{-N}$ über den SAK_{254} bei Pflanzenkläranlagen (n = 56; rot: Überschreitung CSB- und/oder BSB₅-Grenzwert)

7.3 Trübungsmessung

7.3.1 Untersuchungen an technischen Anlagen

Die Trübungsmessung erfolgte an 268 Anlagen. Die CSB-Ablaufwerte schwankten zwischen 11 und 640 mg/l und die des BSB₅ bis 172 mg/l. Damit wurde ein weiter Messbereich bis hin zu nicht funktionierenden Anlagen untersucht.

Ablaufparameter CSB und BSB₅

Bild 7.22 und Bild 7.23 zeigen die linearen Abhängigkeiten zwischen den Ablaufwerten CSB und BSB₅ sowie der Trübung. Der Korrelationskoeffizient erreicht eine befriedigende Größe, obgleich Schwankungen um bis zu 300 mg/l CSB bzw. 100 mg/l BSB₅ auftreten. Dies spiegelt sich im großen Vertrauensbereich wider.

GRUM ET AL. (2000) fanden eine logarithmische Abhängigkeit mit ähnlichem Korrelationskoeffizienten. HÄCK ET AL. (1996), HÄCK ET AL. (1998) und KANN-DEHN (1999) ermittelten eine lineare Abhängigkeit. Wie in Bild 7.22 zu sehen ist, wiesen die Anlagen von KANN-DEHN klare Anlagenabläufe (kleiner 15 NTU) mit Ablaufwerten von über 200 mg/l auf. Damit bildete er im Bereich geringer Trübung den oberen Grenzbereich der eigenen Messungen ab.

HÄNEL ermittelte 1986 eine Abhängigkeit des BSB₅ von der Trübung, wobei seine Messungen nach der Siliziumdioxid-Methode erfolgten und bei 30 mg/l BSB₅ abbrechen. Seine Messergebnisse nähern sich der hier bestimmten Regressionsgeraden an.

Für Kleinkläranlagen wurden von FRESENIUS (2005) je nach Anlagentyp unterschiedliche Trübungsrichtwerte angegeben, ab denen die Grenzwerte eingehalten werden. Diese schwanken zwischen 22 NTU und 47 NTU. Der obere Richtwert muss unter Beachtung der eigenen Messwerte verworfen werden, da ab 22 NTU die Streuung signifikant zunimmt.

Unterhalb der 22 NTU bleibt der Anteil der Grenzwertüberschreitungen bei maximal 10 Prozent. Der Messfehler der Trübungsmessungen liegt unter zwei Prozent, so dass die Fehlergröße der chemisch/biochemischen Analysemethode bestimmend wird. Besonders beim BSB₅ könnte dies eine Ursache für die Überschreitung sein.

Die Ursachen für die erhöhten CSB-Ablaufwerte bei geringen Trübungen konnten trotz Betrachtung weiterer Parameter wie abfiltrierbare Stoffe, Sauerstoffgehalt im belüfteten Becken sowie Tensidablaufwerte nicht ermittelt werden. Weiterführende Messungen an diesen Anlagen zeigten, dass diese Ablaufwerte Einzelfälle darstellten und die Anlagen im folgenden Messzeitraum die Grenzwerte mit ähnlicher Trübung einhielten.

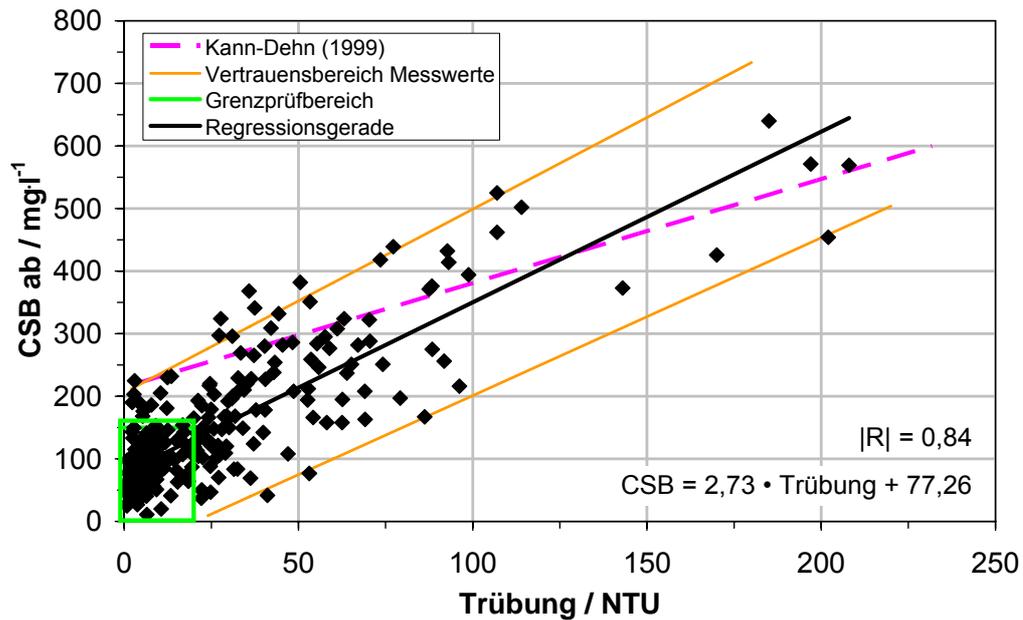
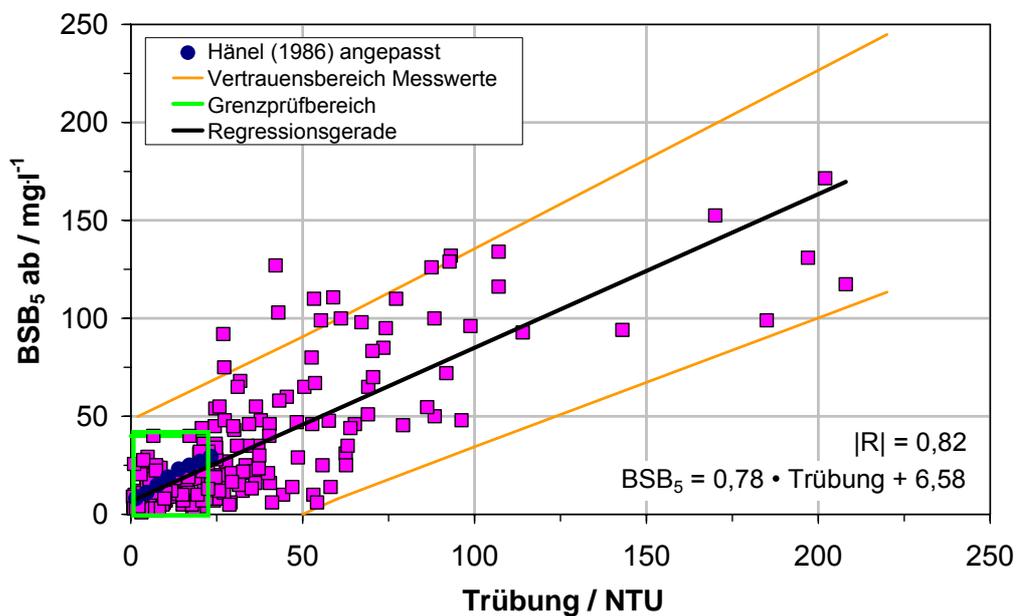


Bild 7.22 Korrelation zwischen CSB und Trübung im Ablauf (n = 268)

Bild 7.23 Abhängigkeit des BSB_5 von der Trübung am Ablauf der Kleinkläranlage (n = 267)

Bei den Untersuchungen wurden trotz Einhaltung der Grenzwerte auch Trübungswerte oberhalb der 22 NTU ermittelt. Ausgeprägte Trübungen weisen auf kolloid-gelöste oder emulgierte Bestandteile, freie Bakterien oder extreme Verfärbungen hin. Diese Bestandteile wurden nicht aus den Proben entfernt, da die Untersuchung unter praxisnahen Bedingungen stattfand. Geringe Gelbfärbungen traten jedoch nur bei etwa 10 Prozent der Proben auf, die jedoch keinen Einfluss auf das Ergebnis hatten.

Somit kommt es in 20 Prozent der Messungen beim CSB und in 28 Prozent beim BSB₅ zu Fehlinterpretationen. In diesen Fällen verbessert eine Bestimmung des Sauerstoffgehalts die Einschätzung der Ablaufqualität, da etwa 90 Prozent dieser Anlagen einen Sauerstoffgehalt von über 1,5 mg/l im biologischen Becken aufwiesen. Diese Doppelmessung ist allerdings nicht sinnvoll, da für eine erste Abschätzung eine Sauerstoffmessung ausreicht (siehe Kapitel 7.1.1).

Es wurde anschließend geprüft, ob die Genauigkeit der Trübungsmessung bei Betrachtung einzelner Anlagen steigt. Bild 7.24 zeigt den Zusammenhang zwischen Trübung und CSB bzw. BSB₅ am Beispiel einer SBR-Anlage. Auch hier wird deutlich, dass der CSB eine hohe Schwankungsbreite aufweist.

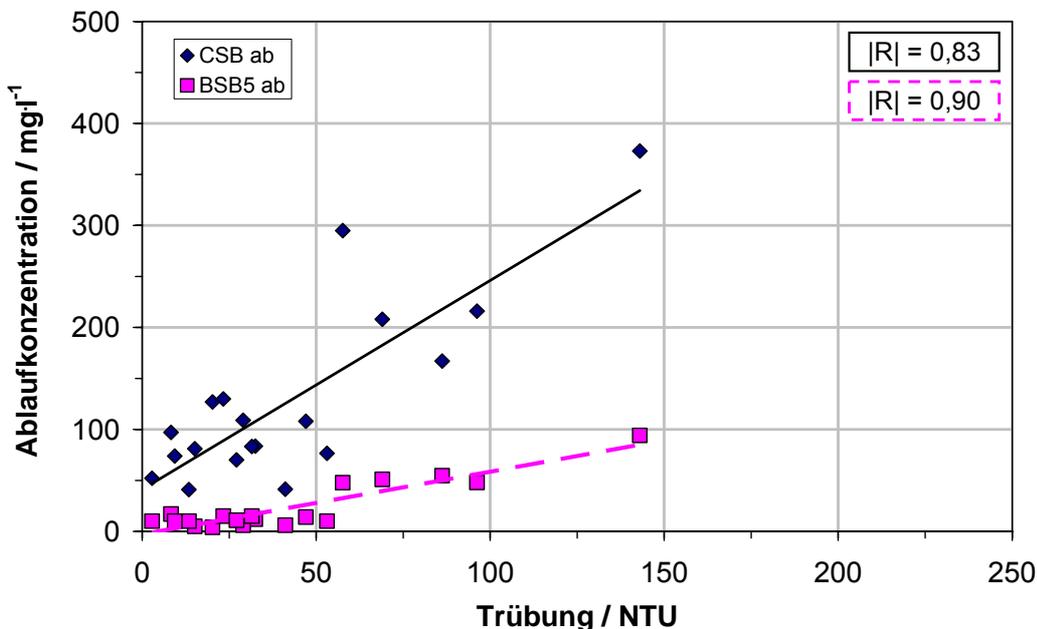


Bild 7.24 Zusammenhang zwischen Trübung und CSB bzw. BSB₅ in einer SBR-Anlage

Weitere Beispiele zu anderen Anlagentypen sind im Anhang 16 zu finden. Die SBR-Anlage zeigt allerdings die besten Korrelationen zwischen den Parametern.

Die Schwankungsbreite beim Parameter CSB bleibt bei den einzelnen Anlagen erhalten. Damit wird die Unzuverlässigkeit des Messprinzips als allgemeingültige Messmethode erkennbar. Eine Umrechnung in die Ablaufparameter ist nicht möglich. Der Richtwert von 22 NTU kann nur als Anhaltspunkt und zu einer ersten Abschätzung dienen.

Ablaufparameter $\text{NH}_4\text{-N}$

Die Bestimmungsmethoden Trübung und $\text{NH}_4\text{-N}$ schließen sich gegenseitig aus, da der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwert aus der gefilterten Probe ermittelt wird. Es wurde daher keine Abhängigkeit ermittelt.

7.3.2 Abhängigkeiten bei Pflanzenkläranlagen

Ablaufparameter CSB und BSB_5

Die Trübung lässt sich auch bei den Pflanzenkläranlagen nicht eindeutig einem Ablaufwert zuordnen. Schon im Bereich bis 22 NTU schwanken die Ablaufwerte zwischen 17 und 234 mg/l CSB bzw. 3 und 74 mg/l BSB_5 .

Die in Bild 7.25 und Bild 7.26 dargestellten Regressionsgeraden ähneln in ihrem Anstieg und der geringen Korrelation denen der technischen Anlagen ebenso wie die Überschreitungshäufigkeit der Messwerte bis 22 NTU.

Fehlinterpretationen hinsichtlich der Ablaufwerte treten bei bis zu 10 Prozent der Anlagen auf. Der geringe Korrelationskoeffizient und der weite Vertrauensbereich bestätigen, dass eine Ermittlung der Ablaufwerte abzulehnen ist. Eine Darstellung der physikalisch ermittelten Ablaufwerte über den analytisch ermittelten CSB, ebenso wie für die technischen Anlagen, führte zu einer der Abszisse parallelen Punkteansammlung (Anhang 19).

Ablaufparameter $\text{NH}_4\text{-N}$

Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte wurden aus den gleichen Gründen wie bei den technischen Anlagen nicht weiter untersucht.

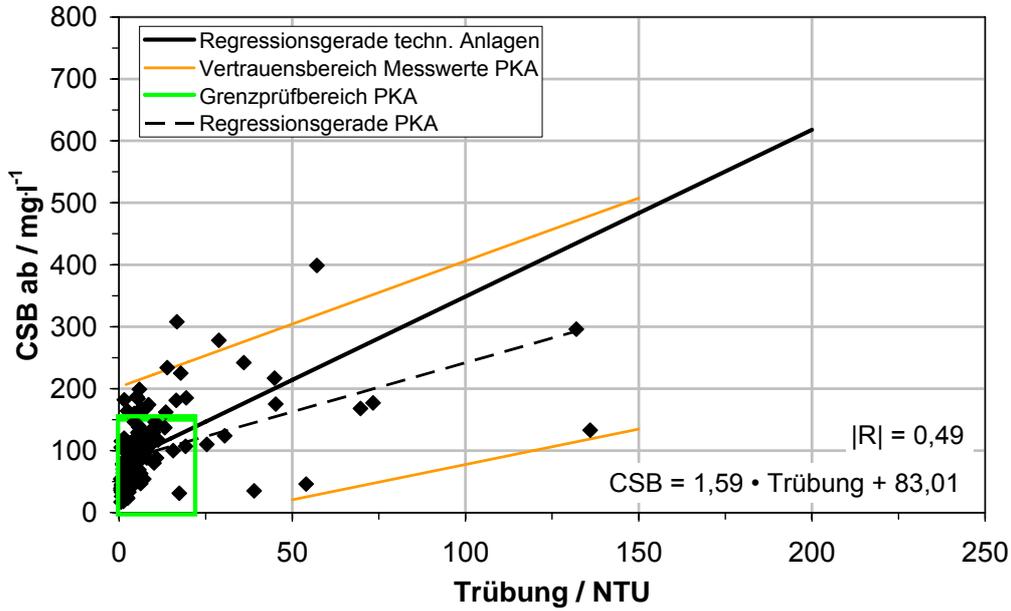


Bild 7.25 Vergleich der Trübungen im Ablauf bei Pflanzenkläranlagen (n = 140)

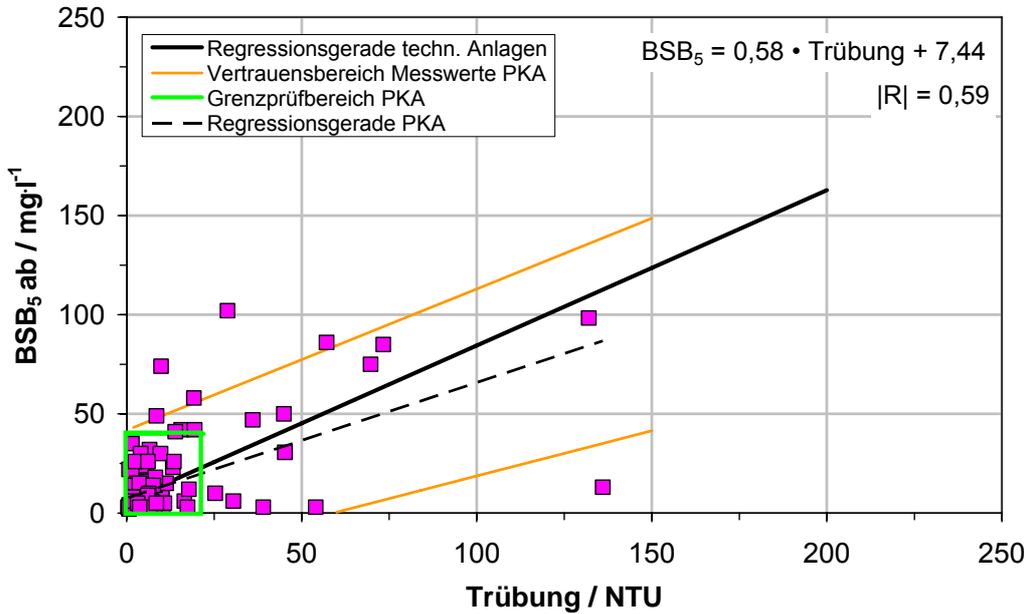


Bild 7.26 BSB₅-Trübungskorrelation bei Pflanzenkläranlagen (n = 136)

7.4 Messung der Redoxspannung

7.4.1 Untersuchungen an technischen Anlagen

Die im Abwasser technischer Anlagen gemessenen Redoxspannungen lagen unter 250 mV. Die Aussagekraft ist damit bei technischen Anlagen auf den Bereich von – 560 mV bis 250 mV beschränkt. Der Bereich deckt sich mit den Angaben von LEFEVRE ET AL. (1996), HÄCK ET AL. (1996) und ZIMMERMANN [zit. in HÄNEL 1986].

Ablaufparameter CSB und BSB₅

Die zu erwartenden Ablaufwerte von Kleinkläranlagen befinden sich hauptsächlich im Bereich bis 350 mg/l CSB bzw. 100 mg/l BSB₅ und erreichen damit Redoxspannungen zwischen 250 mV und – 400 mV.

Die Schwankungsbreite des CSB beträgt etwa 250 mg/l (Bild 7.27) und die des BSB₅ etwa 100 mg/l (Bild 7.28).

Die Reproduzierbarkeit der Redoxmessung selbst wird in der Praxis auf Standardabweichungen über ± 30 mV eingeschätzt [HÖLTING ET AL. 2005, MERKEL ET AL. 2002]. Zudem hängt die Redoxspannung von allen oxidierenden und reduzierenden Verbindungen innerhalb des einzelnen Abwassers ab, nicht nur von den Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen. So kann es zu Überlagerungen verschiedener, zum Teil für die Ablaufqualität untergeordneter Redoxreaktionen und damit zu großen Streuungen kommen.

Über 100 mV erreichen alle Anlagen Ablaufwerte unterhalb der Grenzwerte. Bei Redoxspannungen ab 100 mV liegen ausschließlich oxidierende Umgebungsbedingungen vor, die überwiegend durch Sauerstoffgehalte über 1 mg/l gekennzeichnet sind (Bild 7.29). Ab diesem Sauerstoffgehalt sind Redoxspannung und Sauerstoffkonzentration voneinander unabhängig.

Zudem erhöhen unterschiedliche Ammonium-Abbauraten die Schwankungsbreite neben den unterschiedlichen Sauerstoffgehalten. Das entstandene Nitrat verschiebt das Verhältnis weiter zu den oxidierenden Eigenschaften, so dass hohe Redoxspannungen über 120 mV bei technischen Anlagen gemessen werden. HANSEN ET AL. (1992) und FRÖSE ET AL. (1988) [zit. in HANSEN ET AL. 1992] machten ähnliche Erfahrungen bei Messungen in größeren Anlagen.

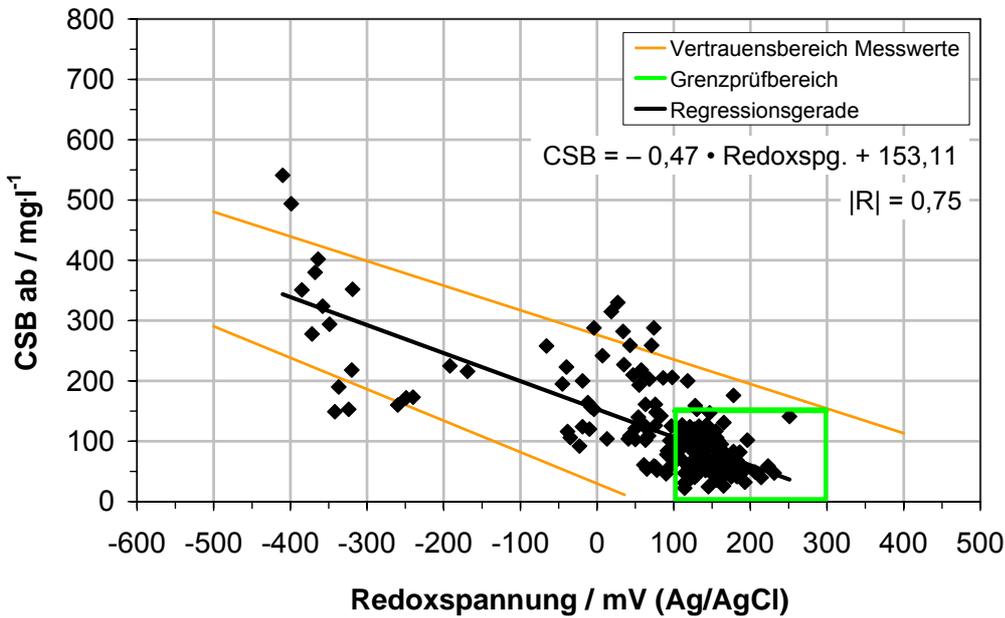


Bild 7.27 Abhängigkeit des CSB von der Redoxspannung (n = 188)

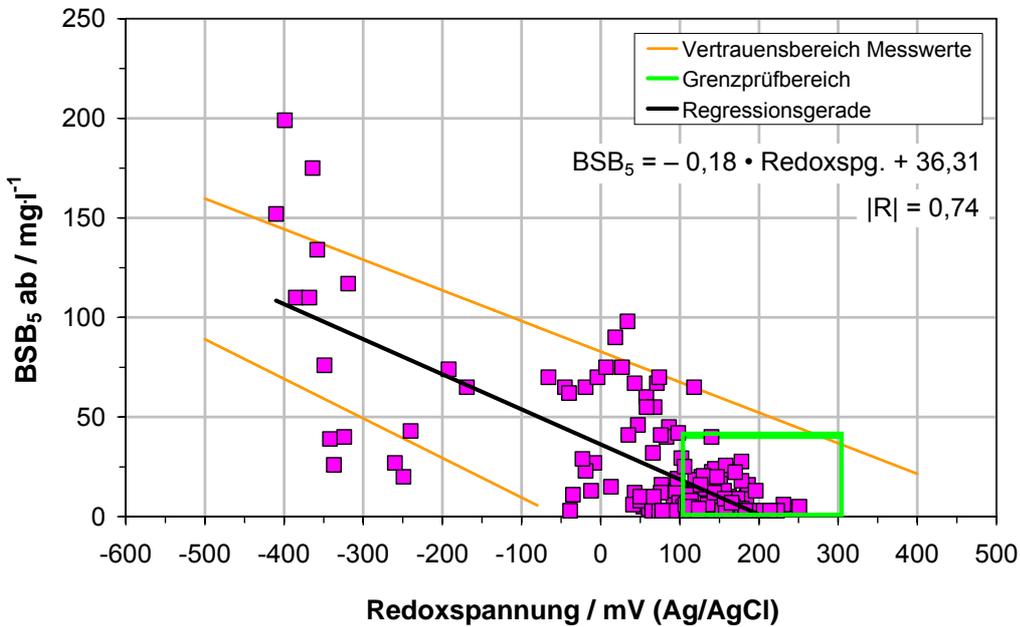


Bild 7.28 Abhängigkeit des BSB₅ von der Redoxspannung (n = 178)

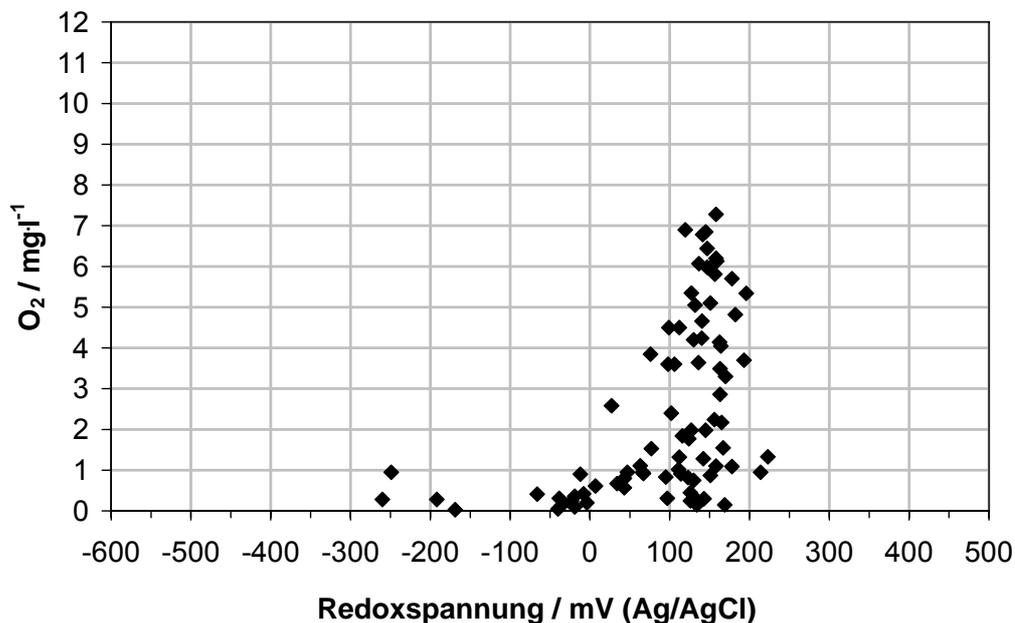


Bild 7.29 Einfluss der Sauerstoffkonzentration auf die Redoxspannung (n = 83)

Bei Redoxspannungen unter 100 mV treten größere Schwankungen hinsichtlich des Ablaufwertes auf, wobei die Schwankungsbreite beim CSB deutlich höher ist als beim BSB₅.

Ursachen für diese Schwankungen können sein:

- Schlammanteile in der Ablaufprobe bei ausreichendem Sauerstoffangebot, die zu einer Erhöhung der Ablaufwerte führen,
- wilde Denitrifikation im Nachklärbecken bzw. lange Verweilzeiten in den Becken, so dass sich in der Nachklärung anaerobe, reduzierende Verhältnisse einstellen und die Redoxspannung absinkt,
- natürlich belüftete Systeme, bei denen die Nachklärung gewöhnlich weniger gelösten Sauerstoff enthält als die künstlich belüfteten Systeme.

Zudem verursachen geringe Konzentrationsänderungen im Sauerstoff große Redoxschwankungen. MATTHEß (1994) ermittelte einen Wechsel zwischen oxidierenden und reduzierenden Bedingungen bei Sauerstoffgehalten um 0,7 mg/l, welcher nach Bild 7.29 zwischen 0 mV und 100 mV vorliegt.

Ab – 200 mV waren im Anlagenbetrieb intensive Gerüche durch H₂S-Bildung feststellbar, die durch anaerobe Prozesse verursacht wurden und auf einen Anlagenausfall hinwiesen. Im Bereich dieser Redoxspannung findet die Sulfat-Reduktion und Sulfid-Bildung statt.

Bei der Betrachtung der Redoxspannung einzelner Anlagen ist die ermittelte Geradengleichung nicht für jede Anlage einsetzbar.

Während die Ablaufwerte der Tropfkörperanlage (Bild 7.30) und der SBR-Anlage (Anhang 17) die ermittelte Korrelation nahezu identisch wiedergeben, weicht der Anstieg der Regressionsgeraden bei der Festbettanlage beim CSB wie auch beim BSB₅ (Anhang 17) deutlich ab. Trotz sehr guter Korrelationskoeffizienten ist es auch hier möglich, dass sich die Redoxspannung bei wechselnden Gelöst-Sauerstoff- oder Nitrifikationsverhältnissen im Bereich von 0 mV und 100 mV indifferent verhält.

Bild 7.31 verdeutlicht beispielhaft die Genauigkeit der über die Regressionsgerade ermittelten CSB-Ablaufwerte. Die Streuungen sind hier deutlich höher als beim SAK₂₅₄. Eine Annäherung an den theoretischen Kurvenverlauf ist erkennbar. Die errechneten Ablaufwerte sind jedoch teilweise um die Hälfte geringer als die mit der DIN-Methode bestimmten. Eine Berechnung des CSB- bzw. BSB₅-Ablaufwertes anhand der Redoxspannung ist somit nicht empfehlenswert.

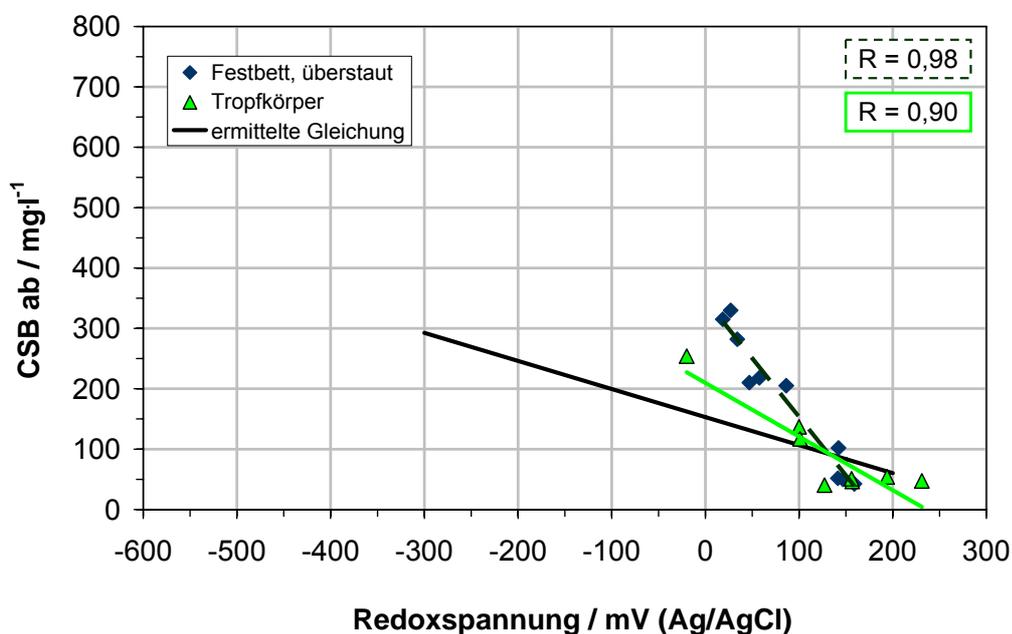


Bild 7.30 Einzelanlagenvergleich von Redoxspannung zum CSB-Ablaufwert

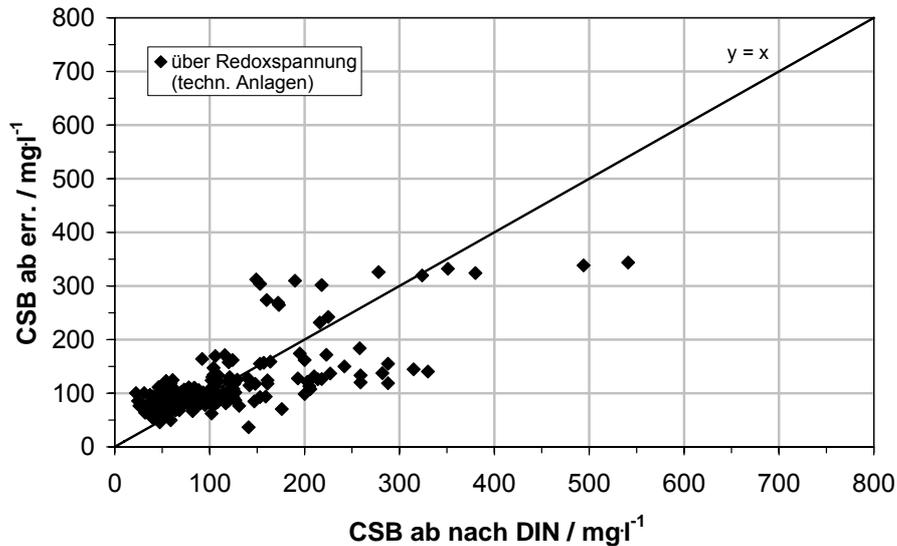


Bild 7.31 Vergleich des mittels Redoxspannung ermittelten CSB mit dem chemisch bestimmten Ablaufwert

Ablaufparameter $\text{NH}_4\text{-N}$

Eine sichere Ammonium-Stickstoffumwandlung wird laut Literatur erst bei einer Redoxspannung über 240 mV erwartet (siehe Tabelle 5.5). Im Gegensatz zur Literaturangabe wurden Ablaufwerte kleiner 10 mg l^{-1} $\text{NH}_4\text{-N}$ zwischen 120 mV und 210 mV gemessen.

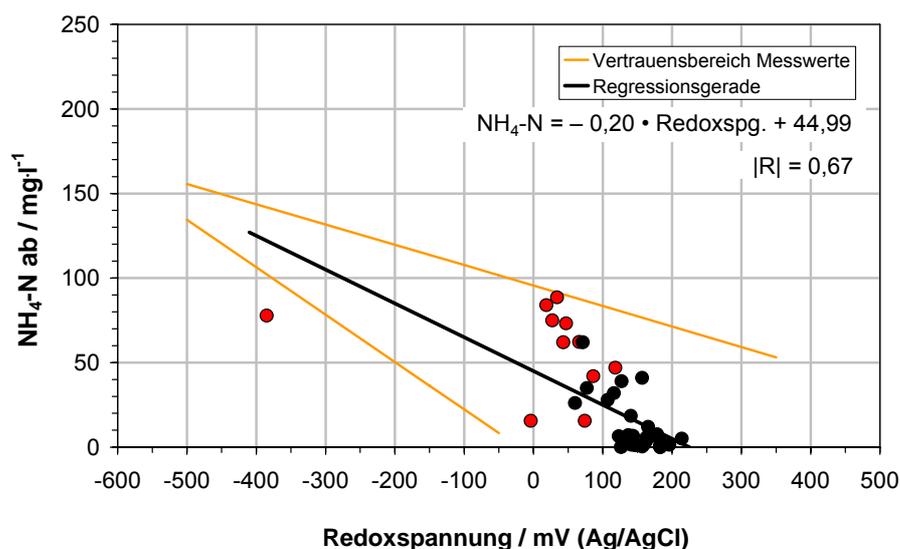


Bild 7.32 Korrelation von $\text{NH}_4\text{-N}$ und Redoxspannung bei technischen Anlagen ($n = 26$; rot: Überschreitung CSB-/BSB₅-Grenzwert)

Ab 145 mV wurde der Grenzwert eingehalten, während unterhalb dieser Redoxspannung Überschreitungen des Grenzwertes möglich waren. Der nach Bild 7.29 interpolierte Sauerstoffgehalt beträgt bei 145 mV etwa 2,5 mg/l und bestätigt den für den Abbau von Ammonium-Stickstoff notwendigen erhöhten Sauerstoffbedarf.

Die Messung des Ammonium-Stickstoffs in Bild 7.32 zeigt im Vergleich zu den anderen Messungen die schlechteste Korrelation mit der Redoxspannung. HÄCK ET AL. (1996) fanden eine ähnlich lineare Abhängigkeit. Bei sehr hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Werten traten bei ihnen allerdings größere Streuungen auf, die sich auch hier durch die Einzelwerte andeuten. Mit steigender Messwertanzahl ist damit zu rechnen, dass unterhalb der 100 mV, ähnlich wie beim CSB und BSB_5 , eine größere Schwankungsbreite auftritt. Die ermittelte Messunsicherheit von 100 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ bestätigt dies.

7.4.2 Abhängigkeiten bei Pflanzenkläranlagen

Ablaufparameter CSB und BSB_5

Die gemessenen Redoxspannungen bei den Pflanzenkläranlagen bewegten sich zwischen – 300 mV und 324 mV. Unterhalb von 100 mV befanden sich nur Einzelmesswerte. Aussagen und der Verlauf der Regressionsgeraden sind in diesem Bereich daher unsicher.

Die Schwankungsbreite des CSB bei einzelnen Redoxspannungen ähnelt der der technischen Anlagen, wie Bild 7.33 zeigt. Eine eindeutige Aussage zum Ablaufwert aus der Redoxspannung ist nicht möglich, was durch den Korrelationskoeffizienten von 0,61 bestätigt wird. 91 Prozent der Anlagen halten bei einer Messung von mindestens 150 mV den Grenzwert ein.

Die Redoxspannungen im Ablauf der Anlagen, die den BSB_5 -Grenzwert einhalten, können zwischen 150 mV und 310 mV schwanken (Bild 7.34). In diesem Redoxbereich betrug der Sauerstoffgehalt im Ablauf größer 1,5 mg/l. Nach HEGEMANN ET AL. (2004) herrschen bei guter Sauerstoffversorgung Redoxspannungen zwischen 200 bis 260 mV im Ablauf vor. Allerdings wurden bei diesen Sauerstoffgehalten und BSB_5 -Ablaufwerten unter 20 mg/l auch Redoxspannungen um 0 mV gemessen.

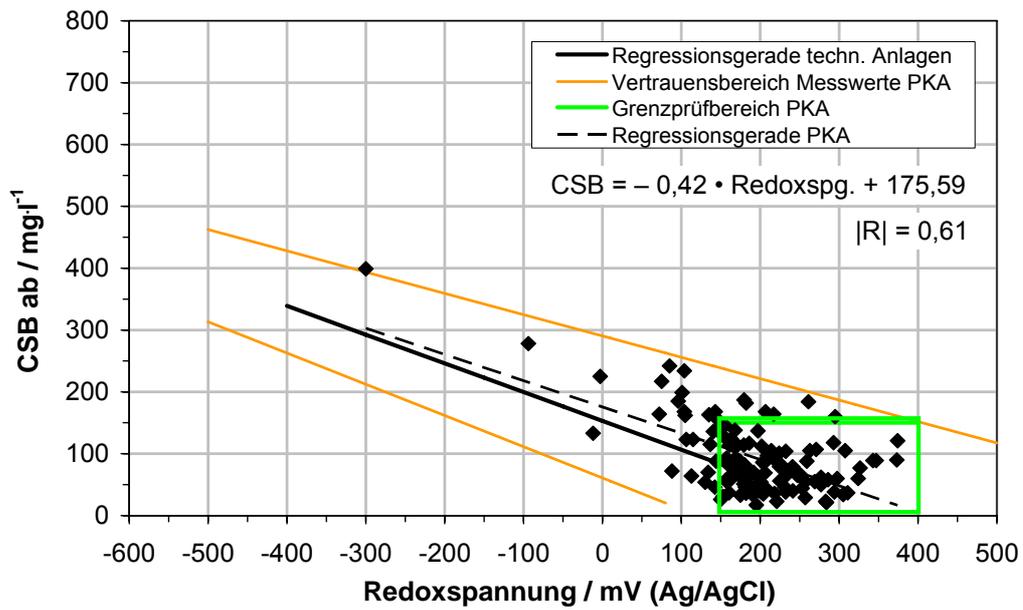


Bild 7.33 Abhängigkeit des CSB von der Redoxspannung bei Pflanzenkläranlagen (n = 124)

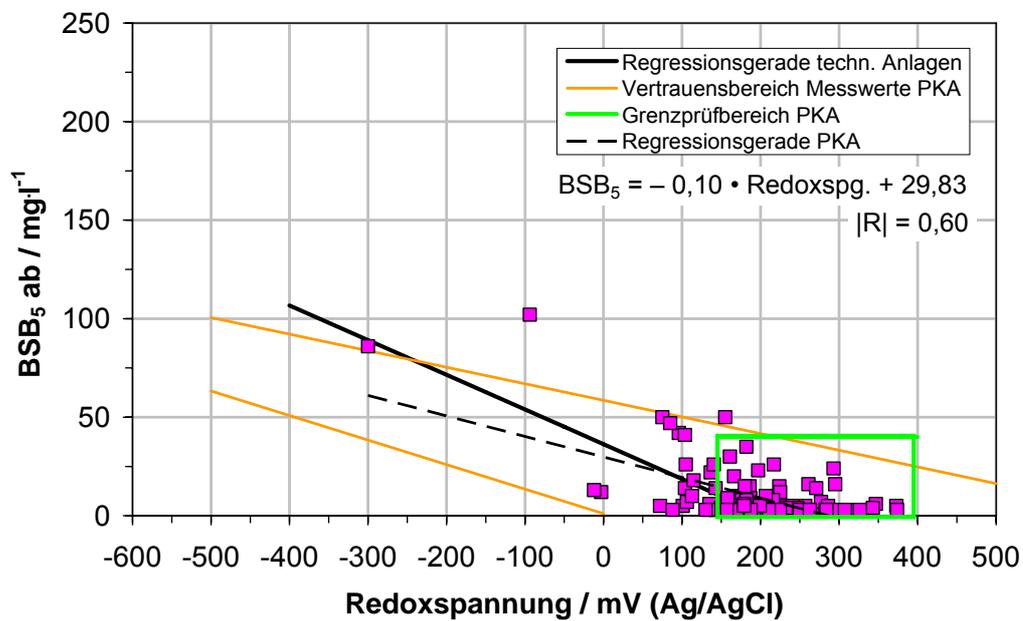


Bild 7.34 Abhängigkeiten zwischen Redoxspannung und BSB₅ bei Pflanzenkläranlagen (n = 123)

Die Ursachen für die Schwankungen der Redoxspannung wurden schon bei den technischen Anlagen angesprochen. Sauerstoffgradienten innerhalb des Beetes, unterschiedliche Nitrifikations- und Denitrifikationsstadien sowie auch die Verweilzeit im Beet beeinflussen die Redoxspannung soweit, dass eine Umrechnung auf den Ablaufwert nicht möglich ist. Als Richtwert ist ein Minimalwert von 150 mV festlegbar, bei dem die Anlagen den gewünschten Ablaufwert einhalten.

Ablaufparameter $\text{NH}_4\text{-N}$

In Bild 7.35 wurden die Ammonium-Stickstoff-Ablaufwerte von Pflanzenkläranlagen gegen die Redoxspannung aufgetragen.

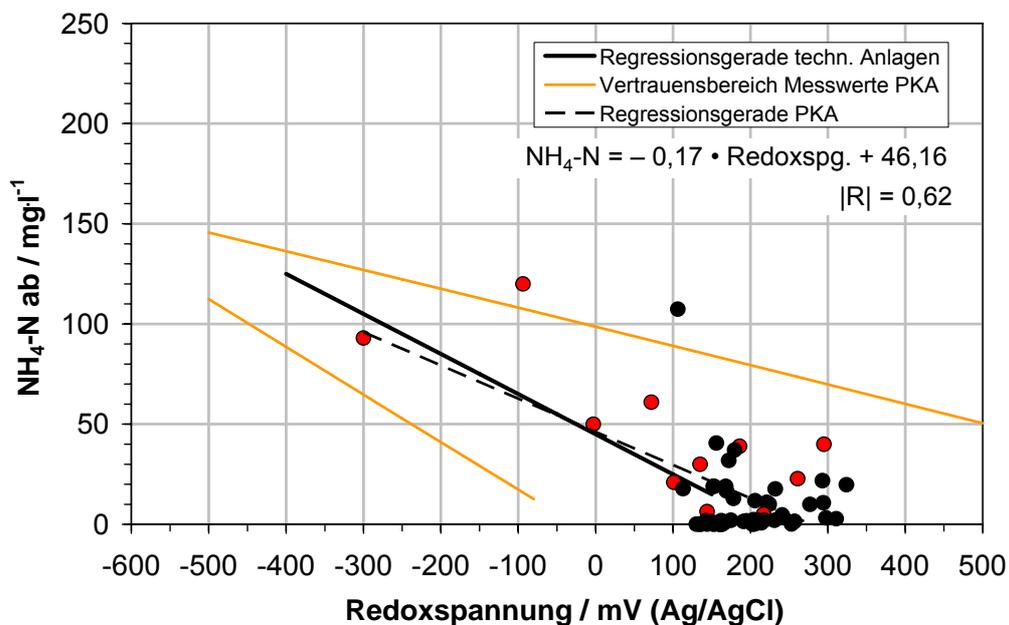


Bild 7.35 Zusammenhang von $\text{NH}_4\text{-N}$ und Redoxspannung bei Pflanzenkläranlagen (n = 57; rot: Überschreitung CSB und/oder BSB₅)

Die Redoxspannungen für $\text{NH}_4\text{-N}$ -Werte bis 10 mg/l betragen 130 mV bis 310 mV. In diesem Redoxbereich sind gleichzeitig Konzentrationen bis 40 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ möglich. Eine aussagekräftige Abhängigkeit ist nicht gegeben. Aufgrund der Schwankungen ist auch die Festlegung eines Redox-Minimalwertes, bei dem der Ablaufwert von Ammonium-Stickstoff eingehalten wird, nicht möglich.

7.5 Mehrfachabhängigkeiten der betrachteten physikalischen Messmethoden

Die Messung der Trübung und der Redoxspannung ermöglicht keine signifikante Korrelation zur Umrechnung der grenzwertrelevanten Parameter. Es treten größere Streubreiten bei den Messwerten auf. Deshalb wurden sinnvolle Kombinationen der vor Ort messbaren Parameter auf ihre Eignung zur Darstellung von CSB, BSB₅ und NH₄-N mittels multivariater, linearer Regression untersucht. ROLFS ET AL. (2001) erhielten zum Beispiel bei einer Kläranlage (650.000 EW) für die lineare Regression der Trübung einen Korrelationskoeffizienten, der sich durch die gemeinsame Regression mit der Temperatur, der Leitfähigkeit sowie dem SAK₂₅₄ um etwa 0,2 Punkte auf 0,91 verbesserte.

Tabelle 7.2 zeigt die Veränderungen der Korrelationskoeffizienten durch die multivariate Regression der Untersuchungsergebnisse anhand aussagekräftiger Beispiele. Die weiteren Korrelationskoeffizienten werden in Anhang 22 tabellarisch dargestellt.

Tabelle 7.2 Beispiele für die multivariate Korrelation

Parameter	Einzelkorrelationskoeff. R	Multivariater Korrelationskoeffizient R _M	Einzelkorrelationskoeff. R	Multivariater Korrelationskoeffizient R _M
	Technische Anlagen		Pflanzenkläranlagen	
	Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)			
		SAK ₂₅₄		SAK ₂₅₄
SAK ₂₅₄	0,93	-	0,87	-
Redoxspannung	0,75	0,95	0,61	0,91
	Ammonium-Stickstoff (NH₄-N)			
		Gelöst-Sauerstoff		Gelöst-Sauerstoff
Gelöst-Sauerstoff	0,62	-	0,7	-
Redoxspannung	0,67	0,72	0,62	0,78

Eine Berücksichtigung mehrerer Größen zur Darstellung von CSB oder BSB₅ verbessert unabhängig vom Anlagentyp den besten Einzelkorrelationskoeffizienten (SAK₂₅₄) um 0,01 bis 0,03 Punkte, in Einzelfällen auch 0,05 Punkte. Für die Abhängigkeit des CSB vom SAK₂₅₄ und von der Trübung bestätigen LORENZ (2000) und HÄCK (2000) ähnliche Größenordnungen.

Die gleichzeitige Anwendung mehrerer Messverfahren ist kostenintensiv und die Verbesserung gering, so dass eine multivariate Regression in diesen Fällen nicht vertretbar ist.

Für NH₄-N verbessert sich bei den technischen Anlagen in Abhängigkeit von der Redoxspannung sowie vom SAK₂₅₄ der beste Einzelkorrelationskoeffizient um 0,18 Punkte auf 0,85. Diese Bewertung ist mit 14 Messwerten statistisch nicht abgesichert und bezieht sich auf Redoxspannungen über 27 mV. Gerade unter dieser Spannung wird jedoch mit einer größeren Schwankungsbreite, ähnlich wie beim CSB und BSB₅ in Bild 7.27 bzw. Bild 7.28 zu sehen, gerechnet. Es ist daher vor dem Erwerb der Messtechnik die Datenbasis zu erhöhen, um den ermittelten, multivariaten Korrelationskoeffizienten zu bestätigen.

Bild 7.36 zeigt die grafische Aufbereitung zweier multivariater Regressionen. Die schwarzen Punkte stellen die einzelnen Messwerte dar. Die Messwerte wurden farblich auf die jeweilige Ebene projiziert.

Oben ist die Abhängigkeit des CSB vom SAK₂₅₄ und von der Redoxspannung erkennbar. Die SAK₂₅₄-Abhängigkeit, hier blau abgebildet, bestimmt den Korrelationskoeffizienten der gesamten Regression. Die Verbesserung ist insgesamt nur gering, da die Redoxspannung (grün) in Abhängigkeit des CSB sehr streut. Die Gründe wurden bei der zweidimensionalen Betrachtung schon ausgeführt.

Die untere Darstellung zeigt die Abhängigkeit des Ammonium-Stickstoffs vom gelösten Sauerstoff sowie der Redoxspannung. Aufgrund der geringen Messwertanzahl (n = 22) wird die Schwankungsbreite der Redoxspannung (grün) nicht so deutlich wie im oberen Diagramm.

Die nichtlineare multivariate Regression wies deutlich schlechtere Korrelationskoeffizienten als die lineare auf. Daher wird hier auf eine Darstellung sowie Erläuterung verzichtet.

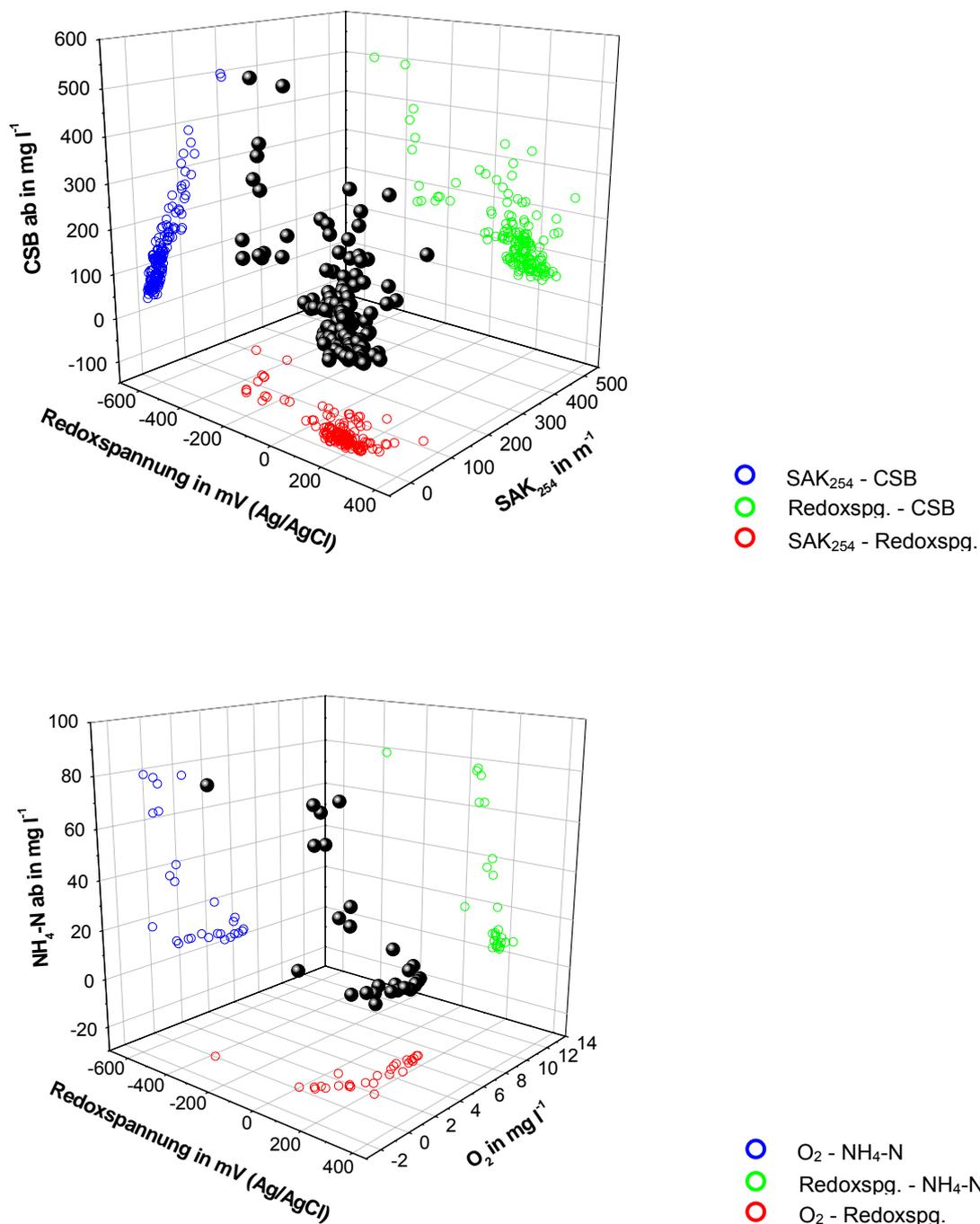


Bild 7.36 Beispielergebnisse der multivariaten Regression für den CSB (oben) und den NH₄-N (unten) bei technischen Anlagen

7.6 Resümee zum Einsatz physikalischer Messmethoden bei biologischen Kleinkläranlagen

7.6.1 Bestimmung des CSB oder BSB₅

Die Messung des gelösten Sauerstoffs, der Trübung sowie der Redoxspannung hat sich zur Bestimmung grenzwertrelevanter Parameter bei Kleinkläranlagen als nicht geeignet herausgestellt.

Eine hinreichend genaue Übereinstimmung trat zwischen den Ablaufwerten CSB und BSB₅ sowie dem **spektralen Absorptionskoeffizienten** bei 254 nm auf. Eine Berechnung dieser Ablaufwerte über den SAK₂₅₄ ist damit möglich. Die Bestimmungsgleichungen sind jedoch zwischen den technischen Anlagen und den Pflanzenkläranlagen unterschiedlich. Ursache für diese Abweichungen bei Pflanzenkläranlagen sind die durch die umgebungsoffene Bauweise auftretenden Verdunstungseffekte sowie die pflanzenbedingten Umsetzungsprozesse im Beet unter Bildung huminstoffähnlicher Abprodukte. Erkennbar wird dies auch an den hohen CSB-Ablaufwerten mit gleichzeitig sehr niedrigen, teilweise unter 10 mg/l BSB₅ vorliegenden Ablaufkonzentrationen. In weiteren Untersuchungen sind diese Einflüsse zu verifizieren.

Für die praktische Überprüfung vor Ort können Richtwerte zur Einhaltung der Grenzwerte von CSB und BSB₅ angegeben werden:

- 50 m⁻¹ bei technischen Anlagen,
- 100 m⁻¹ bei Pflanzenkläranlagen.

Eine Umrechnung sollte auch nur im Bereich der Richtwerte erfolgen, da mit zunehmenden Ablaufkonzentrationen aufgrund der steigenden Vielfalt nicht oder unvollständig umgesetzter Abwasserinhaltsstoffe auch deren Absorptionsfähigkeit stark differiert.

Die Konzentration des **gelösten Sauerstoffs** weist eine logarithmische Abhängigkeit von den grenzwertgebenden Parametern mit größeren Streuungen auf. Aufgrund des Messortes kann der Sauerstoffgehalt nur als Richtwert für die Einhaltung der Grenzwerte am Ablauf dienen. In Abhängigkeit der Überwachungshäufigkeit sind Sauerstoffgehalte von mindestens 2 mg/l bei mehrmaliger bzw. 3 mg/l bei einmaliger Messung in der kälteren Jahreszeit einzuhalten, da es sonst bei Temperaturänderungen zur Limitierung des biologischen Abbaus durch Sauerstoffmangel kommen kann. Diese Konzentrationen sollten auch eine Nitrifikation ermöglichen, wobei aber die Zulaufqualität des Abwassers aufgrund fehlender

hydraulischer und frachtbezogener Vergleichmäßigung den Ammoniumabbau bei Kleinkläranlagen mitbestimmt.

Bei Pflanzenkläranlagen ist ein Mindestwert von 1,5 mg/l O₂ im Ablauf vorteilhaft. Der Sauerstoffgehalt im Beet ist bei diesem Anlagentyp nicht direkt beeinflussbar. Möglichkeiten der Beeinflussung bestehen bei vorhandener Pumpentechnik zur Beaufschlagung des Beetes durch die Wahl des Beaufschlagungszeitpunkts und –zeitraums, durch eine Teilstromrezirkulation oder durch die Wahl der Pflanzenart sowie der Anzahl der Pflanzen.

Die **Trübung** weist einen weiten Vertrauensbereich auch unterhalb des Grenzwertes auf und ist daher weder für Einzelanlagen noch allgemein für die Umrechnung in Ablaufwerte geeignet. Als Richtwert mit einem 10-prozentigen Fehler kann eine Trübung von 22 NTU für alle Anlagentypen angenommen werden.

Allerdings traten bis zu 28 Prozent Fehlinterpretationen auf, bei denen die Ablaufwerte innerhalb der Grenzwerte, jedoch die Trübung höher als 22 NTU lagen.

Die Empfindlichkeit der **Redoxspannung** gegenüber dem im Abwasser befindlichen gelösten und gebundenen Sauerstoff führt zu einer Streubreite, die nur geringe Korrelationskoeffizienten zulässt. Für eine Umrechnung ist die Redoxspannung deshalb nicht geeignet. Sofern keine Sauerstoffmessungen durchgeführt werden, kann die Redoxspannung mit einem Minimalwert von 100 mV bei technischen Anlagen bzw. 150 mV bei Pflanzenkläranlagen als Anhaltspunkt für eine gute Ablaufqualität dienen.

Die **multivariate Regression** mit den verschiedenen Messmethoden führte nicht zum Erfolg, da nur geringfügige Verbesserungen des schon sehr hohen SAK₂₅₄-Einzelkorrelationskoeffizienten auftraten.

7.6.2 Bestimmung des NH₄-N

Der Ablaufwert des Ammonium-Stickstoffs lässt sich über keine untersuchte Messmethode sicher darstellen. Nur für SBR-Anlagen besteht eine Abhängigkeit des NH₄-N vom SAK₂₅₄ mit einem Richtwert von maximal 75 m⁻¹. Aufgrund der geringen Datendichte wurde als sicherer Richtwert in der Praxis 50 m⁻¹ vorgeschlagen.

Eine Abhängigkeit der Ablaufkonzentration vom **Sauerstoffgehalt** ist vorhanden, wird jedoch bei den technischen Anlagen durch andere Einflüsse noch überlagert. Pflanzenkläranlagen erreichen im Mittel ab einem Sauerstoffgehalt von 1,5 mg/l im Ablauf den Grenzwert für den Ammonium-Stickstoff. Partielle Überschreitungen deuten jedoch an, dass auch hier kein wegweisender Richtwert angegeben werden kann.

Bei **Redoxspannungen** über 145 mV wurde der Grenzwert eingehalten. Die Streuungen nehmen allerdings darunter stark zu. Eine Umrechnung in einen Ablaufwert ist daher nicht möglich. Die **multivariate Regression** mit der Redoxspannung und dem SAK_{254} ergab für die technischen Anlagen eine signifikante Verbesserung der Einzelkorrelationskoeffizienten um 0,18 Punkte. Aufgrund der geringen Datendichte ist die Regression mit weiteren Messungen zu bestätigen.

Die in der Literatur verbreitete Meinung, dass bei Einhaltung der NH_4-N -Ablaufwerte in technischen Anlagen auch der CSB sowie der BSB_5 eingehalten werden, kann hier nicht bestätigt werden. Im Rahmen der Untersuchungen zeigte sich, dass diese Abhängigkeit nur bei Sauerstoffgehalten über 1,5 mg/l besteht.

8 Möglichkeiten der kontinuierlichen Betriebskontrolle

Die kontinuierliche Betriebskontrolle dient der Erkennung von Änderungen im Ablauf. Eine Umrechnung der ermittelten Ersatzparameter in die chemischen Ablaufwerte wird hier als zweitrangig angesehen. Für den Einsatz zur Umrechnung ist nach vorherigen Ergebnissen nur die Messung des SAK_{254} mit hinreichender Genauigkeit geeignet. Trotzdem wurden die anderen Messmethoden ebenfalls untersucht, um eine Abschätzung des Potenzials der Messmethodik zur Erkennung von Anlagenveränderungen zu ermöglichen.

Die kontinuierliche Betriebsüberwachung fand mittels Online-Messtechnik über einen mehrwöchigen Beobachtungszeitraum statt. Die Speichersequenz der SAK_{254} - und Redoxspannungsmesswerte wies einen Abstand von 15 Minuten auf, die der Trübung einen zweiminütigen Abstand. Parallel wurden diese Parameter durch eine Laborelektrode vor Ort (Redoxspannung, gelöster Sauerstoff) und im Labor (SAK_{254} , Trübung, CSB, BSB_5) bestimmt. Eine Messung bzw. Umrechnung des $\text{NH}_4\text{-N}$ erfolgte aufgrund vorher festgestellter unzureichender Einzelabhängigkeiten nicht.

Im Verlauf der SAK_{254} - und Redoxspannungsmessung konnte der Einfluss unterschiedlicher Betriebszustände auf die Kleinkläranlage, wie die Auswirkung eines 24-stündigen Stromausfalls sowie der Frachtänderung durch Urlaubszeiten außerhalb und innerhalb des Wohnbereichs, untersucht werden. Während der Trübungsmessung zeigten sich keine besonderen betrieblichen oder betreiberabhängigen Veränderungen.

8.1 Überwachung durch die Messung des gelösten Sauerstoffs

Der Gehalt an gelöstem Sauerstoff wurde während der Probenahmen beim überstauten, belüfteten Festbett mitgemessen. Die Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken betrug immer mehr als die bei der einmaligen Wartung vorgeschlagenen 3 mg/l. Bild 8.1 zeigt, dass Sauerstoffgehalte über 2 mg/l in der Nachklärung mit Sauerstoffkonzentrationen über 6,5 mg/l im Belebungsbecken einhergehen. Die hohe Differenz des gelösten Sauerstoffs zwischen Belebungs- und Nachklärbecken weist auf Zehrungsprozesse im Absetzbecken hin. Hinsichtlich des Energieverbrauchs besteht bei diesen hohen Konzentrationen im belüfteten Becken ein Einsparpotenzial.

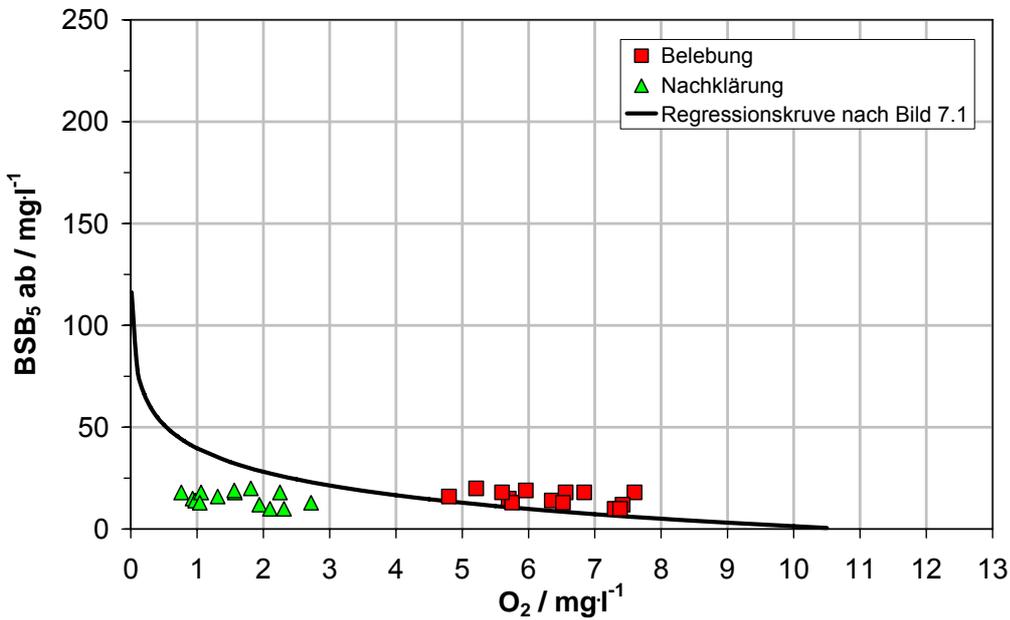


Bild 8.1 Einfluss der Sauerstoffkonzentration verschiedener Messstellen auf den BSB₅-Ablaufwert

Eine Online-Überwachung der Sauerstoffkonzentration könnte Veränderungen in der Belüftung nach Tabelle 8.1 anzeigen. Um Fehlmessungen zu vermeiden, sollten die Sensoren entfernt von Abwasserabsaug- und -zufuhrbereichen angebracht werden.

Tabelle 8.1 Gründe für überdurchschnittliche Veränderungen der Messwerte bei Online-Sauerstoffmessungen

	Sauerstoffanzeige steigt	Sauerstoffanzeige sinkt
Technische Gründe	<ul style="list-style-type: none"> • Kurzschlussströmung in der Nähe der Messstelle • Sauerstoffblase an Sensormembran (in Abhängigkeit des Messprinzips) 	<ul style="list-style-type: none"> • Belüfterausfall • Stromausfall, Ausfall der Steuerung • Leistungsabbruch der Belüfter • Bewuchs auf der Belüftermembran • Überstau
Biochemische/physikalische Gründe	<ul style="list-style-type: none"> • Absterben der Mikrobiologie • Abkühlung der Wassertemperatur 	<ul style="list-style-type: none"> • Erhöhung Atmungsaktivität • Zunahme der Wassertemperatur

Allerdings sind u. a. Ausfälle von Pumpen/Rücklauftechnik oder Schlammabsetzprobleme über den Sauerstoffgehalt allein nicht eindeutig einschätzbar. Sie gehen nur indirekt oder gar nicht mit einer Veränderung des O₂-Gehaltes einher, sofern die Belüftung nicht betroffen ist. Die Pumpentechnik lässt sich jedoch über die Stromabnahme überwachen.

Schleichende Veränderungen, wie die Verhärtung der Belüftermembran, sind nur über langfristige Vergleiche der Messwerte erkennbar. Diese Gegenüberstellung ermöglicht das Separieren der abwasserqualitäts- und temperaturbedingten von den technisch verursachten Schwankungen.

8.2 Bestimmung der Ablaufwerte durch Ermittlung des SAK₂₅₄

Die Online-Messung des SAK₂₅₄ fand am überstauten, belüfteten Festbett über einen Zeitraum von sechs Wochen statt. In Bild 8.2 sind die Messergebnisse grafisch dargestellt, wobei der gemessene SAK₂₅₄ schon mit Hilfe der vorn ermittelten Geradengleichung 7.1 in den CSB umgewandelt wurde.

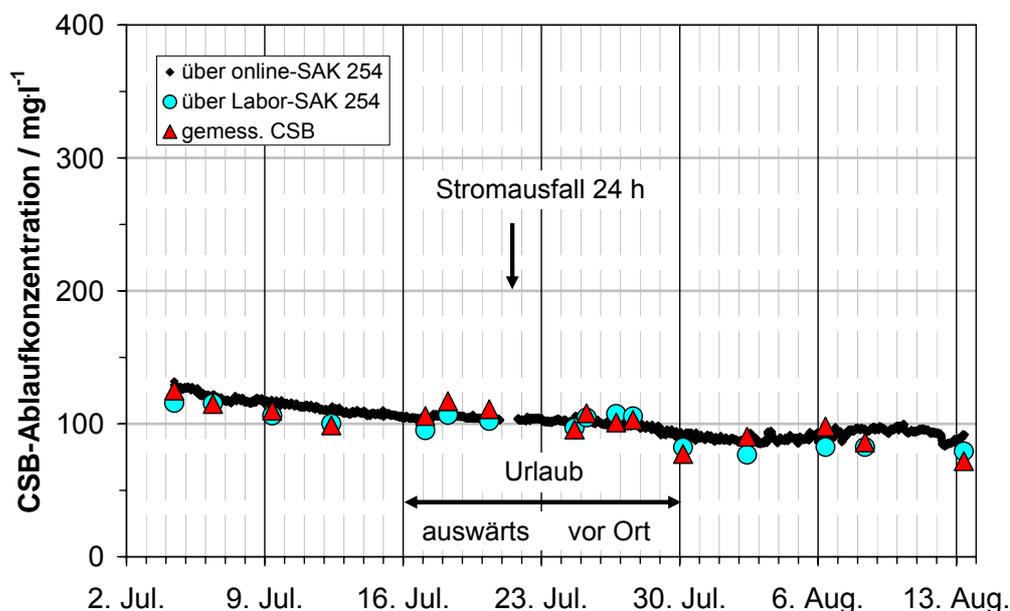


Bild 8.2 Bestimmung des Ablauf-CSB über den online gemessenen SAK₂₅₄

Der SAK_{254} erwies sich im Online-Messbereich als stabiler Parameter, der kaum Messschwankungen unterlag. Die Labormessungen des SAK_{254} und dessen Umrechnung sowie die bestimmten Ablaufwerte passten sich annähernd der Online-Kurve an.

Diskrepanzen zwischen den unterschiedlich ermittelten Ablaufwerten kann es besonders bei auftretendem Schwimmschlamm geben, der bei der Probenahme mit geschöpft und analysiert wird.

Eine Erhöhung der Zulaufmengen und –konzentrationen durch den Urlaub im Haushalt bzw. dem typischen Wäschewaschverhalten nach einem auswärtigen Urlaub führte zu keinem betriebsbedingten Abweichen vom sonst typischen Zustand. Das bestätigt die Aussagen aus Kapitel 4.1.1 zum Abbau von Tensiden aus Waschmitteln bei Sauerstoffgehalten über 1 bis 2 mg/l.

Ähnliche Ergebnisse wurden beim BSB_5 (Anhang 20) bei Umrechnung mittels Gleichung 7.2 festgestellt.

Damit kann die Aussage von LIENIG (1988) und KÖHNE ET AL. (1994) bestätigt werden, dass sich bei konstanter Einleitgemeinschaft eine Abhängigkeit der Parameter CSB und BSB_5 vom SAK_{254} herausbildet.

8.3 Trübungsabhängige Bestimmung der Ablaufwerte

Die Trübung wurde online an zwei Tropfkörperanlagen erfasst, da sich bei den vorangegangenen Untersuchungen zeigte, dass über die Trübungsmessung eine Beobachtung der Funktionsänderung möglich ist.

Die Messung der Trübung erfolgte zuerst an Tropfkörperanlage 1, die in ihren Ablaufwerten um die Grenzwerte schwankte. Die Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf war durchschnittlich 53 mg/l. Innerhalb kurzer Zeit kam es zu einer signifikanten Drift der Trübungswerte unabhängig vom eigentlichen Ablaufwert (Anhang 20). Sie wurde durch das Ansetzen von Schlammteilen am Sensorkopf hervorgerufen, wie Bild 8.3 zeigt. Aufgrund der Verschmutzung der Sonde erfolgte innerhalb von 14 Tagen mehrmals eine Reinigung per Hand. Die Messwerte vor Ort nach der Reinigung deckten sich mit den durchgeführten Untersuchungen im Labor. Die Zeit bis zur erneuten Drift betrug nach den Reinigungen etwa acht Stunden.



Bild 8.3 Anlagerungen am Sensor bei stark verschmutztem Ablauf nach drei Tagen (Tropfkörper 1)

Eine sinkende Verschmutzung, die durch die Abnahme des CSB außerhalb der Probenahme- und Reinigungszeiträume gekennzeichnet war, konnte nur auf große oder agglomerierende Schlammartikel am Sondenkopf zurückgeführt werden, die durch den Ultraschallreinigungsprozess entfernt wurden. Ähnlich ist die Bewegung der Sonde bei einer Probenahme zu sehen. Ein langfristiger Reinigungserfolg und sich auf die reale Trübung einstellender Messwert war nicht festzustellen.

Die Funktion der Trübungssonde wurde aufgrund der Erkenntnisse bei der Tropfkörperanlage 2 getestet, die Ablaufwerte unter 50 mg/l CSB und 10 mg/l BSB₅ aufwies. Der Ablauf war klar und wies kaum Schlamm auf. Die Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen lag durchschnittlich unter 15 mg/l.



Bild 8.4 Leichte Verschmutzungen nach fünf Tagen bei einer Anlage mit geringen Ablaufwerten und Schlammanteilen in der Nachklärung (Tropfkörper 2)

Der Anfangstrübungswert bei Inbetriebnahme betrug 0,78 NTU. Aufgrund der Erfahrungen aus der ersten Messung wurden die Reinigungszyklen auf zweimal pro Tag erhöht und nach vier Tagen zur weiteren Beobachtung der Verschmutzung des Sensorkopfes abgebrochen. Die durchgeführte Sensorreinigung hatte auf die Messwerte keinen Einfluss, da die Trübungswerte mit oder ohne Reinigung nur um 1 bis 2 NTU schwankten. Allerdings zeigten sich nach fünf Tagen ohne mechanische Reinigung erste Verschmutzungserscheinungen am Sensorkopf (Bild 8.4).

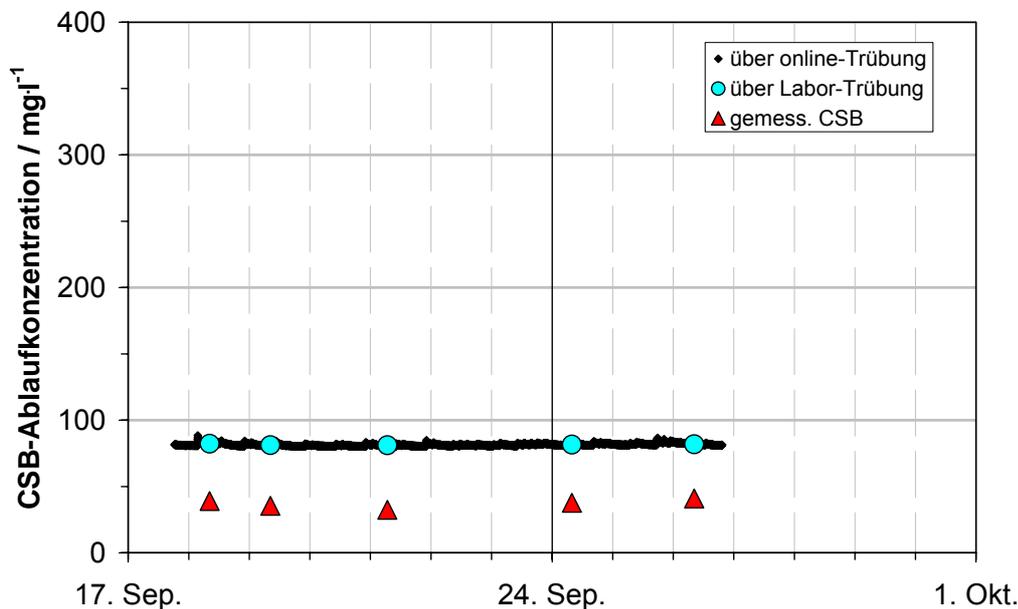


Bild 8.5 CSB-Bestimmung über die Trübung bei der sehr gut reinigenden Tropfkörperanlage 2

Beim Tropfkörper 2 mussten Unterschiede zwischen dem über die Analytik und den über die Trübung bestimmten CSB festgestellt werden. Bild 8.5 zeigt deutlich die Differenz von durchschnittlich 44 mg/l CSB, während alle BSB₅-Werte (Anhang 20) übereinstimmten. Die Umrechnung der Trübungen erfolgte nach Geradengleichung 8.1.

$$\text{CSB} = 2,73 \cdot \text{Trübung} + 77,26 \quad (8.1)$$

mit $\{\text{CSB}\} = \text{mg/l}$; $\{\text{Trübung}\} = \text{NTU}$

Aufgrund der unterschiedlichen CSB-Ergebnisse ist erkennbar, dass die ermittelte Gleichung nicht auf alle Anlagen allgemeingültig anwendbar ist. Da die Differenz der CSB-Werte relativ konstant blieb, wurde die auf diese Anlage angepasste Geradengleichung 8.2 ermittelt.

$$\text{CSB} = 8,22 \cdot \text{Trübung} + 30,91 \quad (8.2)$$

mit $\{\text{CSB}\} = \text{mg/l}$; $\{\text{Trübung}\} = \text{NTU}$

Das Messverfahren unterliegt mit steigendem Ablaufwert und damit auch erhöhter Sensorverschmutzung wachsenden Abweichungen bei einer Reinigung mittels Ultraschall. Dies führt besonders bei schwankenden Ablaufqualitäten zu Erkennungs- wie auch Bestimmungsproblemen. Eine notwendige, tägliche Reinigung ist jedoch in der Praxis nicht umsetzbar.

Die optimale Reinigung mittels Ultraschall setzt bewegte Medien voraus, die in den Nachklärbecken nicht gegeben sind. Es ist in weiterführenden Untersuchungen zu prüfen, ob die Trübungsmessung mit passender Reinigungstechnik zur Erkennung der Änderung eines Betriebszustandes erfolgreich einsetzbar ist.

8.4 Bestimmung über die Redoxspannung

Die Messung der Redoxspannung erfolgte zeitgleich mit der SAK_{254} -Messung am überstauten, belüfteten Festbett. Wie in Bild 8.6 erkennbar, trat während der Messung ähnlich wie bei der Trübungssonde eine Drift auf.

Während zur Einbauzeit die gemessene Redoxspannung der Online-Elektrode der der Laborelektrode entsprach, sank die Spannung an der Online-Elektrode im weiteren Betrieb. Trotz vorhandenen Sauerstoffs im Nachklärbecken der Anlage von über 1 mg/l übermittelte die Online-Redoxelektrode nach drei Tagen Messwerte für anaerobe Zustände. Das stete Absinken der Redoxspannung führte zu einem rechnerischen Anstieg der CSB- sowie BSB_5 -Konzentration (Anhang 20). Die Ablaufwerte, die aus dem Redoxmesswert ermittelt wurden, wiesen deshalb keinen Zusammenhang zu den analytisch und über die Labor-Redoxspannung ermittelten Ablaufwerten auf. LABER (2001) stellte bei seinen Messungen ebenfalls eine ständige Drift fest. Als Ursache vermutete er ein zu kleines Diaphragma, konnte jedoch auch mit einem größeren keine Verbesserung erzielen.

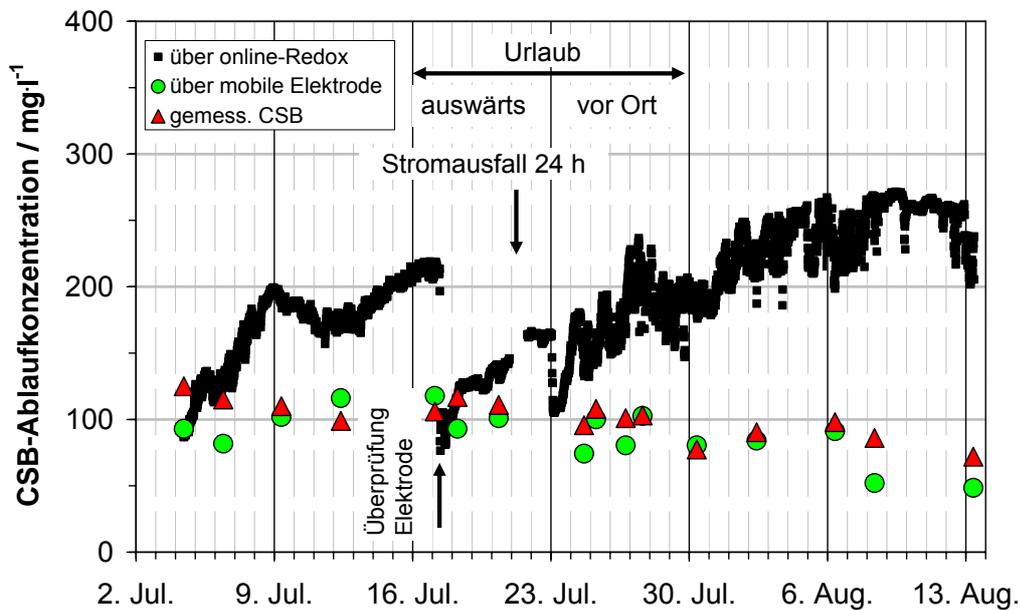


Bild 8.6 Online-Messung des CSB über die Redoxspannung (überstautes, belüftetes Festbett)

Um Messfehler durch eine defekte Elektrode auszuschließen, wurden die online- wie auch die mobile Elektrode gereinigt und mittels Prüflösung (+ 470 mV nach DIN 38404-C6) vor Ort überprüft. Die geforderte Redoxspannung erreichten beide Elektroden innerhalb von zehn Minuten und hielten sie konstant. Nach der Reinigung wurde etwa drei Stunden eine annähernd konstante Online-Redoxspannung angezeigt, um danach wieder verstärkt abzusinken. Das natürliche Redoxpotenzial stellt sich nach einer Überprüfung mit der stark oxidativ wirkenden Pufferlösung zeitlich verzögert ein.

Die Online-Redoxmessung erreicht aufgrund des dauernden Kontaktes mit dem Medium einen stationären Zustand. Deshalb sollte eine Überprüfung zeigen, ob die Labormessung diesen stationären Zustand widerspiegelt oder die Messung zu früh abgebrochen wurde.

Bei mehreren Redox-Langzeitmessungen des Ablaufwassers im Labor konnte der online ausgegebene Wert nicht erreicht werden. Während die Online-Elektrode negative Werte anzeigte, wurden im Labor nach vier Tagen noch positive Redoxspannungen gemessen (Tabelle 8.2). Die Abnahme des Laborwertes trat infolge natürlicher biochemischer und physikalischer Redoxvorgänge auf. Die Laborelektrode wies keine sichtbare Verschlämmung auf.

Im Gegensatz dazu war in diesem Zeitraum bei der Online-Elektrode eine Anlagerung von Schlamm an der Glasmembran erkennbar. Aufgrund der geringen Wasserbewegung in

Tabelle 8.2 Überprüfung des Langzeitverhaltens der Laborelektrode

Messort	Zeitpunkt	Redoxspannung in mV (Ag/AgCl)
Online	Tag 1 (3 Tage nach Inbetriebnahme)	-39
Vor Ort	Tag 1	138
Labor	Tag 1 (1 Stunde nach Probenahme)	129
	Tag 2	100
	Tag 3	94
	Tag 4	62

den Kleinkläranlagen hatte der biologisch aktive Schlamm die Möglichkeit, sich als Biofilm an die Elektrode anzulagern. Bild 8.7 zeigt diesen Biofilmbelag. Der Belag auf der Glasmembran führte zu einer Abnahme des Sauerstoffgehaltes ähnlich wie im Innern einer Belebtschlammflocke oder eines Biofilms. Besonders am Diaphragma der Referenzelektrode bildete sich ein Schleimpfropfen, der zu einer Drift der Messergebnisse führte. Unkontrollierbarer Schlamman- und -abtrieb durch Wasserspiegelschwankungen (Ab- und Zulauf, Rücklaufschlamm) im Nachklärbecken verstärkten die Messwertschwankungen zusätzlich. Allein durch die Bewegung der Redoxelektrode erhöhte sich der angezeigte Messwert um bis zu 60 mV. Durch die Bewegung wird festsitzender Schlamm von der



Bild 8.7 Verschmutztes Diaphragma (Pfeil)

Glasmembran entfernt. Der Anstieg der Turbulenz führt zu einer Erneuerung der Grenzschicht zwischen dem Elektrodenbiofilm und dem Abwasser. Beide Vorgänge ermöglichen einen verbesserten Transport von Sauerstoff in den Biofilm und somit zur Glaselektrode. Durch den Sauerstoff werden oxidative Vorgänge gefördert und die Redoxspannung steigt. Allerdings reichen diese Bewegungen nicht aus, die real vorliegende Redoxspannung einzustellen und auf Dauer zu halten.

Diese technischen Probleme und die Messergebnisse zeigen, dass die Messung der Redoxspannung nicht für den untersuchten Einsatzzweck geeignet ist.

8.5 Fazit zur kontinuierlichen Messung

Für die Messung der Ablaufwerte im Online-Betrieb hat sich der SAK₂₅₄ bewährt. Die deutliche Übereinstimmung der errechneten online- wie auch Laborwerte mit den Ablaufwerten sowie der stabile Betrieb des Systems ermöglichen zuverlässige Aussagen zur Funktion der Anlage.

Eine kontinuierliche Sauerstoffmessung im belüfteten Becken kann zusätzlich Informationen zum Zustand der biologischen Stufe liefern.

Im Hinblick auf die Ergebnisse der Kleinkläranlage mit geringer Ablaufverschmutzung ist der Einsatz der Trübungsmesstechnik für die Ermittlung von ablaufbedingten Änderungen möglich. Die ermittelten Abhängigkeiten zu den Ablaufwerten CSB bzw. BSB₅ können jedoch nicht für alle Kleinkläranlagen allgemeingültig genutzt werden. Für jede Anlage ist eine eigene Eichkurve über einen größeren Messbereich aufzunehmen, was in der Praxis einen erhöhten Aufwand verlangt.

Die Redoxmessung ist weder für einen Online-Einsatz zur Bestimmung der Ablaufwerte noch zum Erkennen von Betriebsänderungen geeignet.

Das Verhalten der Sensoren und die Anwendbarkeit der ermittelten Umrechnungsfunktionen konnten bei stark schwankenden Ablaufqualitäten nicht geklärt werden. Die beprobten Anlagen im Untersuchungszeitraum wiesen eine gleichbleibend gute Reinigungsleistung und damit relativ stabile Ablaufwerte auf. Es ist daher in weiteren Untersuchungen zu prüfen, wie die Systeme bei stark schwankenden Ablaufwerten reagieren.

9 Forderungen an Entwurf, Bau und Betrieb von Kleinkläranlagen zur Erhöhung der Betriebssicherheit und Funktionstüchtigkeit

Zur Verbesserung des Betriebs von Kleinkläranlagen werden in diesem Kapitel Vorschläge aus den Ergebnissen der vorausgegangenen statistischen und messtechnischen Betrachtungen erarbeitet. Auf eine Auflistung bekannter bzw. in der Fachliteratur ausführlich beschriebener Auslegungs-, Gestaltungs- sowie Handlungsmaßnahmen wird verzichtet, sofern sie für ein Verständnis der Gesamtproblematik nicht dienlich sind.

9.1 Planung und Konstruktion von Kleinkläranlagen

Die Planung und Konstruktion von Kleinkläranlagen obliegt aufgrund der Festlegung in Baugruppen hauptsächlich dem Hersteller. Die Empfehlungen beinhalten daher Aussagen zur Auslegung, zu konstruktiven Merkmalen sowie zum Online-Einsatz der betrachteten Messmethoden.

9.1.1 Allgemeine Forderungen an den Anlagenaufbau

Trotz der in den Regelwerken vorgegebenen Bemessungs- und Betriebsgrundlagen beanstandete DORGELOH (2004) den Aufbau bzw. die Auslegung von Kleinkläranlagen bei der praktischen Prüfung in Aachen. Er wies darauf hin, dass u. a. die Festbetten zu klein bemessen oder die Rohrdurchmesser zu gering ausgeführt wurden, kein Schlammstapelraum vorhanden oder die Steuerung zu kompliziert war. Zu hohe Wasserstände beeinträchtigten die Funktion der Anlage, die Beschickungspumpen verstopften nach unangemessen kurzer Zeit. Teilweise waren Schlauchklemmen im überstauten Bereich angebracht oder es wurde bei SBR-Anlagen Belebtschlamm beim Klarwasserabzug mitgerissen. Zu einzelnen Punkten lassen sich hier Vorschläge ableiten. Einige von DORGELOH (2004) genannte Problemfälle weisen auf einen Mangel bezüglich der Nutzung der Bemessungsgrundlagen hin. Auf diese wird hier nicht näher eingegangen, da erwartet wird, dass sie bei Herstellern von Kleinkläranlagen hinreichend bekannt sind.

Allerdings werden wegen der von DORGELOH ausgewiesenen Schwierigkeiten einige gestalterische Maßnahmen empfohlen.

Bemessungsvorschläge

Die Vorschläge hinsichtlich der Auslegung von Kleinkläranlagen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Der als Auslegungsgrundlage bekannte Abwasseranfall von $150 \text{ l}/(\text{E}\cdot\text{d})$ kann bei der Bemessung von Kleinkläranlagen beibehalten werden.
- Bei mehr als zehn Einwohnerwerten Anschlussgröße und bekanntem oder abschätzbarem Abwasseranfall ist eine individuelle Planung und Auswahl aus den Baureihen sinnvoll.
- Die aus Einkammerabsetzgruben ablaufende BSB_5 -Fracht kann auf $40 \text{ g}/(\text{E}\cdot\text{d})$ reduziert werden, sofern bei maximalem, stündlichem Zufluss Verweilzeiten größer oder gleich zwei Stunden nachgewiesen werden.

Im Rahmen der Arbeit konnte kein Einfluss des frachtbezogenen wie auch hydraulischen Unterlastzustandes auf die Einhaltung der Ablaufwerte festgestellt werden. Eine Absenkung der Auslegungsgrundlage von $150 \text{ l}/(\text{E}\cdot\text{d})$ auf $120 \text{ l}/(\text{E}\cdot\text{d})$ oder weniger ist daher nicht notwendig.

Die Kleinkläranlagen funktionieren in Unterlast deutlich besser als in Normal- bis Überlast. Die hydraulische Minderlast beeinflusst die Sedimentationsvorgänge im Vorklär- sowie Nachklärbecken und erhöht die Verweilzeit des Abwassers unter Absenkung hoher Zulaufkonzentrationen durch einen Teilabbau. Zudem steigt die organische Fracht zur biologischen Stufe nur selten mit sinkender Zulaufmenge. Im Allgemeinen ist eine frachtbezogene und hydraulische Überlastung nicht zu erwarten (siehe Bild 4.2 und Bild 4.5). Weiterhin werden mit einer Absenkung der Abwassermenge bei der deutschlandweiten Schwankungsbreite des Abwasseranfalls für die jeweiligen Verbrauchsgebiete Baureihen mit unterschiedlicher hydraulischer Bemessung notwendig. Diese führt betriebswirtschaftlich zu zusätzlichen Herstellungs- und Zertifizierungskosten, die der Käufer der Kleinkläranlagen zu tragen hätte.

Änderungen im verfahrenstechnischen Ablauf (siehe gestalterische Maßnahmen) und die Auslegung nach dem tatsächlichen Abwasseranfall sollten eine Anpassung der Anlage an den vorliegenden Lastzustand ermöglichen.

Einkammerabsetzgruben mit einem Gesamtvolumen mindestens von 2 m³ dienen nach DIN 4261 – T. 1 (2002) nur der Grobentschlammung, so dass nur eine Frachtminderung von 60 g/(E·d) BSB₅ im Rohabwasser auf 50 g/(E·d) BSB₅ zulässig ist [DIBT 2006]. Nach den Ergebnissen, die in Bild 4.6 dargestellt wurden, ist eine Frachterhöhung um 10 g/(E·d) BSB₅ bei Einkammergruben nicht gerechtfertigt. Ähnliches trifft auch auf die CSB-Fracht (Anhang 5) zu.

Entscheidend ist die richtige Bemessung der Absetzgrube. Bei maximaler, stündlicher Zulaufmenge ist eine Oberflächenbeschickung von kleiner oder gleich 0,8 m³/(m²·h) in der Klarwasserzone zu gewährleisten [BDZ-AK 2007]. Zu beachten sind bei der Bemessung der Primärschlammanfall, der vom Anlagentyp abhängige Sekundärschlammanfall sowie die Rücklaufwassermenge.

Gestalterische Maßnahmen

Im Bereich der Gestaltung der Anlagen lassen sich Punkte benennen, die eine Erhöhung der Langlebigkeit einzelner Anlagenteile, eine Vereinfachung der Wartung oder eine Verbesserung der Funktionstüchtigkeit mit sich bringen. Dabei ist die Kleinkläranlage grundsätzlich robust, wartungsarm und an die Entwicklung der Altersstruktur der Betreiber im ländlichen Bereich angepasst zu planen. Die Tabelle 9.1 beinhaltet Maßnahmen, die aufgrund der praktischen Untersuchungen und Erfahrungen entweder neu entwickelt wurden oder aber bekannt und wichtig für den ordnungsgemäßen Betrieb sind, jedoch oft nicht oder nur ungenügend umgesetzt werden.

DORGELOH (2004) nannte als Problembereich bei SBR-Anlagen das Mitreißen von Schlamm in den Ablauf. Eigene Untersuchungen an verschiedenen SBR-Anlagen unter Nachschaltung eines Absetzbeckens zeigten, dass sich trotz gewissenhafter Einstellung der Klarphase/des Abpumpbereiches innerhalb eines halben Jahres bis zu 250 l Bodenschlamm ansammelte. Diese Schlammmenge wird i. d. R. in die Versickerung gegeben und kann dort zu einer schnellen Kolmation führen. Zwischen den Wartungszyklen ändern sich die Schlammabsetzeigenschaften, so dass bei starr eingestelltem Klarwasserabzug die Phasengrenze schwankt. Eine Anpassung an diese Schwankungen bei einer maximal zweimaligen Wartung pro Jahr ist nicht möglich. Zur Verringerung/Verhinderung des Schlammmitreißens bieten sich daher die in Tabelle 9.1 genannten verfahrensgestalterischen Maßnahmen an. Der Eintrag von Feststoffen im Falle eines Notüberlaufs in die Versickerung wird durch die Nachschaltung eines Filters bzw. einer Nachklärung ebenfalls gemindert.

Tabelle 9.1 Forderungen zur Verbesserung der Funktionstüchtigkeit und der Arbeitsabläufe durch gestalterische Maßnahmen

Anlagenbereich/ -typ	Maßnahme
Allgemeine Forderungen	<ul style="list-style-type: none"> - Eigenüberwachung durch den Betreiber <ul style="list-style-type: none"> o Minimierung der Eigenüberwachung (siehe Kapitel 9.1.5) o Funktionskontrolle der Anlage, ohne diese zu öffnen - Anpassbarkeit der Anlagen an veränderte Parameter/Verfahrensabläufe/Anlagenzustände, wie z. B. <ul style="list-style-type: none"> o Einstellbarkeit der Abwasserhöhen in den Becken, o Anpassbarkeit der Steuervorgänge, o flexible Wahl des Reaktorbereiches, z. B. statt der Hälfte der Anlage nur ein Viertel, o Modulbauweise mit Möglichkeit der Zu-/Abschaltung von Teilbereichen - Kein Einstieg der Wartungsfirma zu allgemeinen Reparatur- und Wartungszwecken <ul style="list-style-type: none"> o Rahmenkonstruktion für nicht feste Einbauten, elektrische und mechanische Bauteile sowie Verschleißteile [BDZ-AK2, 2005] oder o leichte Zugänglichkeit aller mechanischen und elektrischen Bauteile - Mindestbetriebsdauer der implementierten Aggregate von fünf Jahren bei Neubau wie auch bei Ersatz - Typenschild mit den Kenngrößen der eingesetzten Aggregate im Schaltschrank für nachzubestellende Teile auch ohne Betriebsunterlagen - farbige Kennzeichnung der Aggregate und der zugehörigen Leitungen, Schläuche, Schwimmer zur Vermeidung von Fehlanschlüssen - Minimierung instandhaltungsintensiver Technik - Einsatz robuster, wartungs- sowie betreiberfreundlicher Anlagentechnik - Schutz der Leitungen, Schläuche und Schwimmer vor Zug- und Reibkräften sowie vor dem Abknicken innerhalb der Anlage, z. B. durch Einsatz von Leerrohren, Schubsicherungen, Zugentlastung - Bei Standort der Aggregate innerhalb der Anlage: Schutzklasse IP 65 bis IP 68 - Einsatz korrosionsgeschützten Materials innerhalb der Kleinkläranlage - Ersatzteilbeschaffung über die gesamte Laufzeit einer wasserrechtlichen Erlaubnis - Lärminderung durch schallmindernde Ausführung der Steuerschränke (weitere Möglichkeiten: siehe Kapitel 9.1.3) - Minimierung von Kurzschlussströmungen durch Lenkbleche

Tabelle 9.1 Forderungen zur Verbesserung der Funktionstüchtigkeit und der Arbeitsabläufe durch gestalterische Maßnahmen (Fortsetzung)

Anlagenbereich/ -typ	Maßnahme
Vorklärung/ Nachklärung	<ul style="list-style-type: none"> - Rückhalt von Schwimmschlamm über Schikanen - Schließen von Toträumen beim Einsatz von Schlammrutschen aus Kunststoff zur Vermeidung von Ablagerungen und einer Schlammfäulung [FRESENIUS 2005] - Schutz von Anlagenteilen vor Beschädigung bei einer externen Schlammentnahme mit entsprechenden Einbauten - Kennzeichnung der Becken zur Schlammentsorgung (Bild 4.13) - Vereinfachung der Schlammmessung und Einschätzung des Schlammentsorgungszeitpunktes durch <ul style="list-style-type: none"> o Einführung einer einheitlichen Übertrittshöhe des Überstandswassers aus der Vorklärung in den Reaktorraum mindestens bei den gleichen Anlagentypen, besser bei den meisten Anlagentypen oder o eine Angabe der maximalen Schlammhöhe mit eindeutiger Ortskennzeichnung auf der Trennwand oder im Schaltschrank
Anlagen mit am Boden befindlichen Belüfterelementen	<ul style="list-style-type: none"> - Erhöhte Anordnung der Belüfterelemente zur Vermeidung der Schlammanlagerung und Belagsbildung, empfehlenswert ≥ 10 cm
Festbett, überstaut, belüftet	<ul style="list-style-type: none"> - Einsatz einer geneigten Ebene inklusive eines Pumpensumpfes unterhalb des Festbettes zur Entfernung des Schlammes - Freispülung des Festbettes mindestens ein- bis zweimal pro Tag mit einem erhöhten Luftdurchsatz [BDZ-AK 2007] mittels <ul style="list-style-type: none"> o Einsatz von zwei Kompressoren mit unterschiedlichem Luftdurchsatz oder o automatischer Abschieberung einzelner Bereiche
Pflanzenklär- anlagen	<ul style="list-style-type: none"> - Frostschutz des Pflanzenbeetes durch <ul style="list-style-type: none"> o Absenkung des Wasserspiegels im Ablaufschacht [GELLER ET AL. 2002] o Verschließbarkeit der Lüftungsleitungen bzw. Belüftungsbohrungen o Minimierung der Auskühlung des Abwassers durch <ul style="list-style-type: none"> - Verringerung der Oberfläche der Vorklärung - Minimierung der Leitungslängen innerhalb der einzelnen Kläranlagenkomponenten [GELLER ET AL. 2002] - Überdeckung der Dränleitung o auf dem Beet verbleibende Mahd oder aufgebracht Stroh und Reisig

Tabelle 9.1 Forderungen zur Verbesserung der Funktionstüchtigkeit und der Arbeitsabläufe durch gestalterische Maßnahmen (Fortsetzung)

Anlagenbereich/ -typ	Maßnahme
Pflanzenklär- anlagen	<ul style="list-style-type: none"> - Reduzierung der Trockenfallzeit des Beetes aufgrund sommerlicher Verdunstung durch <ul style="list-style-type: none"> o Gewährleistung eines Minimalzuflusses von 20 mm/d [DWA-A 262, 2006], wobei dieser Zufluss nur bis zu einer Evapotranspirationsrate von etwa 10 mm/d ausreichend ist. Eine höhere Verdunstung führt zu einer Aufkonzentration bis hin zur Austrocknung des Beetes. o Anstau der Anlage - Reduzierung der Trockenfallzeit des Beetes aufgrund geringer Zuflussmengen (z. B. Urlaubszeit) durch Anstau der Anlage
Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern	<ul style="list-style-type: none"> - Schwebekörper sind in der biologischen Stufe zurückzuhalten
SBR-Anlage	<ul style="list-style-type: none"> - Minimierung des Mitreißens von Schlamm aus der Klarphase durch <ul style="list-style-type: none"> o Einstellung eines starren Abstandes zwischen der Phasengrenze und dem Klarwasserabzug von mindestens 30 cm [BDZ-AK 2007] mit seinen o.g. Nachteilen, o Trübungsmessung in Höhe der Abpumptchnik (Klarphase) mit Verlängerung der Verweilzeit bei ungünstigem Feststoffgehalt, o Nachschaltung einer Filteranlage (Kiesbett), welche in regelmäßigen Abständen bei der Wartung rückgespült wird, o Nachschaltung eines Absetzbeckens mit höherer Verweilzeit als im Reaktorraum, mit oder ohne Pumpe, wobei bei Letzterem bei jeder Wartung per Schmutzwasserpumpe der Schlamm in den Schlamm Speicher zu fördern ist, o Einsatz von während der Belüftungsphasen geschlossenen Klarwasserabzugseinrichtungen - Feststoff-/Trübungsmessung zur Ermittlung und Steuerung des Belebtschlammvolumens (siehe Kapitel 9.1.5)
Scheiben-/ Rotationstauch- körperanlagen	<ul style="list-style-type: none"> - Gewährleistung eines ungehinderten Luftaustausches - frostsichere Installation der Tauchkörper zur Minderung der Eisbildung
Tropfkörperanlage	<ul style="list-style-type: none"> - Gewährleistung eines ungehinderten Luftaustausches durch einen Luftraum von mindestens 15 cm zwischen Festbettunterkante und darunter liegendem, betriebsbedingt maximal auftretendem Wasserstand - Einsatz einer geeigneten Ebene inklusive eines Pumpensumpfes unterhalb des Festbettes zur Entfernung des Schlammes

Das Gewicht der Rahmenkonstruktion ist an das arbeitssicherheitsrechtlich zulässige Trage- und Hebegewicht von Lasten anzupassen, wobei hier für Männer maximal 25 kg und für Frauen maximal 10 kg festgelegt sind [BMA 1981].

Die bei einigen Verfahren vorgeschlagene Feststoff-/Trübungsmessung kann nur erfolgen, wenn eine wartungsarme Messtechnik mit entsprechender Reinigungsmethodik eingesetzt wird.

Weiterbildende Maßnahmen

Der Hersteller ist verpflichtet, Qualifikationslehrgänge für den Einbau und die Wartung ihrer Anlagentypen anzubieten und die Firmen zu schulen. Dabei werden neben theoretischen Ausführungen zum Aufbau und zur Funktion der Anlagen auch praktische Übungen an diesen verlangt. Problemdiskussionen und –hinweise sollen einen Erfahrungsaustausch und damit eine kurzfristige Fehlererkennung ermöglichen.

Diese Lehrgänge dienen der Weiterbildung, sind regelmäßig zu wiederholen und auch von den Wartungs- und Einbaufirmen wahrzunehmen. Ein qualitativ hochwertiges, zeitlich begrenztes Zertifikat vom Hersteller kann diese Firmen als kompetent für den Einbau und die Wartung der Anlagentypen ausweisen, sofern grundlegende Ausbildungslehrgänge, wie z. B. die der DWA oder des BDZ, positiv abgeschlossen wurden.

Der Hersteller hat die Möglichkeit, sein Vertrauen bei Nichteinhaltung bestimmter Verhaltensregeln den Firmen wieder zu entziehen, um Imageschäden zu minimieren. Die vertrauenswürdigen Firmen sollten öffentlich bekannt gegeben werden.

9.1.2 Minimierung von Druckveränderungen im System sowie des Membranfoulings bei Belüfterelementen

Die Situation hinsichtlich der Minimierung des Membranfoulings von Belüfterelementen oder Falschdimensionierungen/-ersatz können Hersteller, die Vertriebs-/Einbaufirma wie auch die Wartungsfirma verbessern. Insofern sind die hier vorgeschlagenen Hinweise mehreren Akteuren zuzuordnen.

Membranfouling der Belüfterelemente

Als Maßnahmen zur Minderung des Membranfoulings sind zu nennen:

- Einsatz von Membranmaterialien mit
 - weniger Weichmachern oder nicht verwertbaren Weichmachern, wie z. B. helles (weißes) Silikon oder
 - Additiven wie Ruß und naphthenische Öle [MONEKE 2004], die nicht das Mikrobewachstum unterstützen.
- Entspannung der Membran in Belüfterpausen mittels Magnetventil, damit sich durch die Entspannungsbewegung der Membran anhaftende Teilchen entfernen. Die beste Wirkung wird bei mineralischen Partikeln erzielt. Bei biologischem Bewuchs tritt nur eine untergeordnete Verbesserung auf [DOPPLER 2004].
- Verzicht auf eisenhaltige Fällmittel, sofern eine P-Elimination in der Kleinkläranlage durchgeführt und der Schlamm gemeinsam mit dem Primärschlamm gespeichert wird. Der anorganische Belag besteht vorzugsweise aus Phosphor-, Eisen- und Kalziumoxidverbindungen [FREY 2004, HOEßLE 2004, WAGNER 2004].
- Lage der Membranen außerhalb der Speicherzone des Belebtschlammes in den Belüfterpausen.

Im Betrieb von Kleinkläranlagen werden häufig bei Problemen mit Belägen die Belüfterelemente ausgebaut und mechanisch gereinigt. Allerdings weist diese Reinigung nur mäßigen Erfolg auf. Eine vollständige Entfernung der EPS ist dabei nicht möglich, da sich die Schichten aufgrund ihrer Festigkeit nur schwer mechanisch und sich die Verblockungen aus den Poren gar nicht entfernen lassen. Zudem ist der Verlust der Weichmacher irreversibel, so dass nur ein Austausch der Membran oder des gesamten Belüfterelements auf Dauer zu einem besseren Ergebnis führt.

Möglicherweise bringt eine Erhöhung der Umwälzenergie durch die Steigerung der Scherkräfte nach einer Reinigung eine längere Belagsvermeidung. Die regelungstechnische Anpassung der Luftzufuhr kann jedoch nur kurzfristig eine Lösung darstellen.

Eine Reinigung mit oxidierenden Agenzien wie Chlor, Ozon, Wasserstoffperoxid, mit Säuren oder Hochdruck, wie es bei Großkläranlagen üblich ist, ist bei Kleinkläranlagen nicht praktikabel.

Falschdimensionierungen bzw. –ersatz, Veränderungen im Betrieb

Maßnahmen gegen Falschdimensionierung oder nicht fachgerechtem Ersatz sind:

- umfangreiche Information der Hersteller bei der Bestellung der Kleinkläranlage über die bauseitigen Gegebenheiten durch den Planer/Vertrieb der Anlage,
- Aufnahme des Kompressordruckes als Kontrollwert bei Inbetriebnahme der Kläranlage durch die Einbaufirma und Eintragen des Wertes in die Betriebsunterlagen,
- regelmäßige Kontrolle des Kompressordruckes durch die Wartungsfirma bzw. durch Implementierung einer Messung in die Steuerung und Vergleich mit dem Anfangswert,
- ordnungsgemäße Wartung der Kompressoren mit regulärem Wechsel der Verschleißteile.

Tabelle 9.2 Druckverlust verschiedener Rohrbelüfter [EKR 2006, EMR 2006, IFU 2006, RIETSCHLE-THOMAS 2006]

Arbeitsdruck in mbar	Volumenstrom in m ³ /h	Druckverlust der Membranrohrbelüfter in mbar/m <small>Elementlänge</small>	Druckverlust der Keramikrohrbelüfter in mbar/m <small>Elementlänge</small>
160	5,4	44 ... 48	17
250	3,5	42 ... 46	14

Befindet sich der gemessene Druckverlust deutlich über dem bei Inbetriebnahme bestimmten oder dem Arbeitsdruckbereich des Kompressors und wird ein Fouling oder ein Defekt der Membran ausgeschlossen, muss entweder ein Kompressor mit entsprechender Leistung oder ein Belüfertyp mit geringerem Druckverlust, z. B. Keramikbelüfter (Tabelle 9.2), eingesetzt werden. Die Wahl der Sanierungsmethode sollte nach wirtschaftlichen Gesichtspunkten erfolgen.

9.1.3 Lärmschutz bei Kleinkläranlagen

Von Motoren, Kompressoren, Ventilatoren, die in Kleinkläranlagen im Einsatz sind, können Lärmbelästigungen ausgehen. Gleiches gilt für die Alarmgebung der Kleinkläranlagen bei Fehlfunktionen. Somit wird der Betrieb einer Kleinkläranlage (z. B. die Energiezufuhr) indirekt durch Lärmschutzmaßnahmen beeinflusst.

In der DIN 4109-10 (2000) wird für Geräusche von haustechnischen Anlagen in den eigenen Wohnräumen ein maximaler Schallpegel von 30 dB (A) festgelegt. Wird eine Kleinkläranlage in einem Gebiet mit Reihen- oder Doppelhäusern eingesetzt, sind 25 dB (A) einzuhalten. Dieser Schallpegel ist in der Raummitte des schutzbedürftigen Raumes zu prüfen. In Wohngebäuden werden Geräusche meist über eine Kombination von Luftschall – Körperschall – Luftschall oder Körperschall – Luftschall übertragen.

Obwohl ein Großteil der eingesetzten Kompressoren bis 8 EW laut Hersteller geringere Schallpegel als 45 dB (A) aufweisen, kommt es bei ungenügend gedämmter Aufstellung/Aufhängung in Wohngebäuden oder im angrenzenden Nebengebäude zu Lärmbelastigungen. Die Metallwände der Steuerschränke, wie in Bild 9.1 links dargestellt, verstärken den Körper- wie auch Luftschall beim Anfahren sowie im kontinuierlichen Betrieb der Aggregate um mehr als 30 dB (A) im Vergleich zum Messschallpegel laut Hersteller. Die Styroporunterlage unter dem links dargestellten Membranverdichter führt nicht zu einer Verringerung des Schallpegels.



Bild 9.1 Nicht isolierter Steuerschrank (links) und lärmgeminderter Steuerschrank (rechts)

Als weitere Ursache für eine Lärmbelastigung sind ungeminderte Schallübertragungen durch vorhandene bzw. nachträglich durchgeführte, bautechnische Veränderungen der Wände/Decken (z. B. durch Undichtigkeiten wie Durchbrüche, Verringerung der Wandstärke durch Kabeltrassen und Steckdosen) zu nennen.

Grundsätzlich sollten zur Vermeidung störender Belästigungen luftschallgedämpfte und körperschallgedämmte Schränke genutzt oder diese möglichst weit entfernt von der

Wohnbebauung aufgestellt bzw. angebracht werden. Ein effektives wie auch kostengünstiges Beispiel zeigt das rechte Bild 9.1.

In Tabelle 9.3 werden bekannte Schalldämm- und -dämpfungsmaßnahmen genannt und nach ihrer Eignung für den Einsatz bei Kleinkläranlagen bewertet. Dabei werden die Maßnahmen hinsichtlich

- der durchführenden Firma (Hersteller der Aggregate, Hersteller bzw. Planer der Kleinkläranlagen, Wartungsfirmen, Errichter der Kleinkläranlagen) und
- dem durchzuführenden Zeitpunkt (Planung des Hausbaus, nachträgliche Änderungen am Haus)

unterschieden. Die Auswahl der Lärminderungsmaßnahme erfolgt unter ökonomischen Gesichtspunkten wie auch unter dem Aspekt der Höhe der notwendigen Schallpegelabsenkung.

Lärmbelästigungen lassen sich auch nach dem Einbau kostengünstig minimieren. Elastische Stoffe (Fasern, Gummi, Kork) dämmen den Körperschall [KRIST 1997]. Bei Luftschall weisen Stoffe mit großer spezifischer Oberfläche (z. B. Mineralwolle, Basaltwolle (Filz), Glasfasern, Schaum, Aluminiumwolle, Holzwolle, Holzfasern) in Platten-, Kassetten-, Matten- oder Folienform ein hohes Schluckvermögen (Schalldämpfung) auf.

Laufgeräusche der Kompressoren sind durch eine fachgerechte Wartung mit einer

- regelmäßigen Kontrolle sowie einem gegebenenfalls notwendigen Wechsel der Verschleißteile sowie
- Befestigung und regelmäßigen Reinigung von beweglichen, mit Abwasser oder Luftstaub in Kontakt stehenden Teilen

zu minimieren und Schäden oder eine Abnutzung kurzfristig zu erkennen.

Auf die Möglichkeiten der Lärminderung bei der Alarmgebung wird im Kapitel 9.1.5 eingegangen.

Tabelle 9.3 Maßnahmen zur Lärminderung [nach DIN 4109-10, 2000; VDI 3731 BL. 1, 1982; VDI 3743 BL. 1, 2003, erweitert]

Maßnahmen	Zeitpunkt der Einflussmöglichkeiten zur Lärminderung				
	In der Planung Hausbau	Nachträglich Hausbau	Beim Aufbau der KKA (Hersteller bzw. Einbauer)	Bei der Wartung der KKA	Anforderung an Hersteller der Aggregate
Schwere Ausbildung der Bauteile (Wände)	●				
Über die gesamte Haustiefe verlaufende Trennfugen	●				
Trennung von Räumen mit starkem Lärm von Räumen mit niedrigem Pegel	●				
Vorsatzschalen, Dämmschichten bzw. Schichten mit Schall absorbierendem Material in Räumen	●	●			
Schwimmende Lagerung, elastische Zwischenlagen im Gebäude	●				
Verwendung von Baustoffen mit hoher innerer Dämpfung	●				
Nutzung der abschirmenden Wirkung von Gebäuden, Raumeinrichtungen	●	(●)	●		
Schallgedämmte Befestigung der Aggregate, Zwischenschaltung von Kompensatoren			●	●	●
Befestigen klappernder Teile, gute Schmierung			●	●	●
Austausch von abgenutzten Verschleißteilen				●	
Dämmstoffummantelung, Kapselung der Störquellen			●	●	●
Schwingungsfreie bzw. -isolierte Aufstellung (elastische Lagerung)			●	●	●
Entdröhnen von Blechen, Gehäusen			●	●	●
Vermeidung von Unwuchten			●	●	●
Minimierung des Lagerspiels				●	●
Schallisolierende Befestigung von Schutz- und Verkleidungsblechen			●	●	
Auskleidung von Umhausungen mit Schall dämpfenden Materialien			●	(●)	
Verwendung von Drosseleinrichtungen in lärmgeminderter Ausführung			●	(●)	
Strömungsgünstige Ausführung und Befestigung von Rohrleitungen innerhalb des Gebäudes sowie der Anlage	●	(●)	●	(●)	
Anordnung von Regelarmaturen entfernt vom Pumpenaustritt			●	(●)	
Verwendung von Werkstoffen mit hoher innerer Dämpfung					●
Einsatz elastischer Kupplungen und Treibriemen oder Reibradantriebe					●
Einsatz von Ansaugschalldämpfern (Luftfiltereinsatz meist nicht ausreichend)					●
Vermeidung hoher Drehzahlen					●

● ... möglich

(●) ... bedingt möglich

9.1.4 Verfahrensbeschreibung und Betriebstagebuch

Die Unterlagen der Hersteller sind so mit den Angaben zum Aufbau und Betrieb der Anlage aufzuteilen, dass aus den Überschriften der angesprochene Personenkreis entnehmbar wird und die darin enthaltenen Informationen entsprechend aufbereitet sind.

Es empfiehlt sich, die Fachunterlagen von der Betriebsanleitung für den Betreiber zu trennen und zwei unterschiedliche Unterlagen zu erarbeiten. Die Unterlagen dienen dazu, die vorhandene Anlagentechnik exakt zu beschreiben, um Baufehler zu minimieren, Fehlplanungen oder technische Veränderungen in der Anlagentechnik zu erkennen und Betriebshinweise für die Wartungsfirmen zu geben.

Die **Fachunterlagen** zur Anlage sollten enthalten:

- Verfahrensbeschreibung, Prozessbeschreibung, allgemeine Aussagen zu betrieblichen Einstellungen wie Einfahreinstellungen, übliche Einstellungen im Normalbetrieb oder in Unterlast,
- Angaben zu Volumen, Beckenwasserstände aller Becken in Abhängigkeit der Auslegungsgrößen bzw. der angeschlossenen Einwohnerwerte,
- Auslegungsgrundlagen, hydraulische Berechnungen, Bemessungsgrößen,
- Angaben zu Leistungsparametern der eingebauten, maschinellen Technik, z. B.
 - Pumpen-/Verdichterleistung zzgl. der Angaben zur Überprüfung der Leistung (z. B. maximaler Druck, maximaler Arbeitsdruck, hydraulische Leistung),
 - bei Scheiben-/Rotationstauchkörpern: Drehzahl, Abstand, Anzahl, Durchmesser der Drehscheiben, Motorleistung,
 - Anlagen mit Belüfterelementen: maximale Wassertiefe in Abhängigkeit der restlichen Druckverluste in der Anlage inkl. Schlauchlänge, Belüfbertyp, Druckverluste an den Belüfterelementen, Belüfterdurchsätze,
- Materialangaben für alle Komponenten, Einbauten,
- Angaben zu Leistungsparametern von Einbauten inkl. der Einbauhinweise, z. B.
 - Festbetтанlagen: getauchtes Volumen,
 - Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern: Bewuchsfläche, Volumen, Rückhalteinrichtungen für frei schwebende Bewuchsträger,

- Membranbelebungsanlagen: Filterangaben (u. a. Porengröße, Größe und Anzahl der Module, minimale Fluxleistung als untere Grenze, durchschnittliche Fluxleistung),
- Inbetriebnahmehinweise, Betriebshinweise,
- Inspektions- und Wartungshinweise, u. a. durchzuführende Tätigkeiten mit einer Häufigkeitsangabe der Durchführung,
- Beschreibung der Alarmgebung inkl. der Ursachen für Alarm und Behebung,
- Beschreibung der Steuerung einschließlich der Änderungsmöglichkeiten.

Meist erfolgt die Beschreibung für verschiedene Anlagengrößen in den Fachunterlagen gleichzeitig. Daher sollten vor Ort die oben aufgeführten Kenndaten sowie alle Aggregatebezeichnungen für die jeweilige Kleinkläranlage als **Anlagenstückliste** aufgenommen werden. Diese Anlagenstückliste ermöglicht im Falle einer Instandsetzungsarbeit eine schnelle Bestellung von Ersatzteilen, aber auch das Erkennen von Umbauten in der Anlage. Sie ist dem Einbauer als Vordruck auszuhändigen.

Das **Betriebstagebuch** hat alle Dokumente, die die Kleinkläranlage betreffen, aufzunehmen. Dazu gehören:

- alle Erlaubnisse (baurechtliche, wasserrechtliche und deren Verlängerung),
- die Zulassungsunterlagen,
- die Pläne des Grundstückes (Lage der Anschlussleitungen, die Entwässerung/ Versickerung, Lage der Kläranlage bezogen auf das Haus und die Grundstücksgrenzen zzgl. aller Entfernungen, markante Punkte),
- die Fachunterlagen der Hersteller,
- die Unterlagen der ausführenden Baufirma inkl. der Abnahmeprotokolle, des Dichtigkeitsnachweises, des Angebots und der Rechnungen,
- eine Stückliste aller in der jeweiligen Kläranlage eingesetzten Aggregate und Bauteile mit ihrer Bezeichnung, den wichtigsten Kenngrößen, Dimensionierungen,
- der Wartungsvertrag,
- die Scheine der Schlamm Entsorgung,
- die Wartungsprotokolle einschließlich der Analysen sowie
- die Betriebsanleitung für den Betreiber.

Die **Betriebsanleitung für den Betreiber** ist von Fachtermini zu entfrachten und muss den Aufbau sowie die Funktion der Anlage für einen technischen Laien verständlich darstellen.

Baureihentypische Fotos sollten die einzelnen Anlagenbereiche in ihrer Arbeit einprägsam beschreiben und zwischen dem Betreiber und seiner Anlage eine Bindung aufbauen.

Für einen Soll-Ist-Abgleich zeigen die Fotos den ordnungsgemäßen Zustand der Anlage sowie erkennbare Funktionsstörungen mit Hinweisen auf auszuführende Tätigkeiten zur Abstellung des Mangels. Das kann zum Beispiel die Benachrichtigung der Wartungsfirma, das Neubefüllen der Vorklärung mit Regen- oder Trinkwasser oder auch Informationen zur Vermeidung der Einleitung schädlicher Stoffe bedeuten.

Weiterhin sollte sie Checklisten mit den abzuarbeitenden Tätigkeiten im Rahmen der Eigenüberwachung enthalten. Die Betreiberüberwachung ist auf ein Minimum zu reduzieren.

9.1.5 Überwachung der Anlagenfunktion

Hersteller bieten heute verschiedene Funktionen zur Überwachung von Kleinkläranlagen an. Um die Eigenüberwachung der Eigentümer zu reduzieren, werden hier Empfehlungen zu weitergehenden Überwachungsfunktionen zusammengestellt. Eine wirtschaftliche und umsetzungstechnische Bewertung erfolgt im Anschluss für die einsetzbaren physikalischen Messmethoden.

9.1.5.1 Überwachungsfunktionen und empfehlenswerte Online-Analysesysteme

Die Steuereinheit mit ihrer Alarmgebung und Betriebsdatenaufnahme ermöglicht die Überprüfung der Funktionstüchtigkeit einer Kleinkläranlage und Archivierung relevanter Informationen.

Derzeitige Überwachungsfunktionen

Derzeit speichern Steuergeräte die Betriebsstunden Energie verbrauchender Bauteile und geben bei kritischen Betriebszuständen einen akustischen und/oder optischen Alarm, und zwar bei

- Netzausfall,
- unzulässigem Wasserstand (Hochalarm),
- fehlender oder zu hoher Stromabnahme von Pumpen, Kompressoren, Magnetventilen,
- unzureichendem Kompressorsolldruck,

- mangelhafter Funktion vorwiegend bei Schwimmerschaltern,
- Temperaturerhöhung im Schaltschrank durch defekte Ventilatoren.

Die Netzausfallsicherung ist für alle neuen Kleinkläranlagen zwingend vorgeschrieben. Die Bereitstellung zusätzlicher Alarmtechnik erfolgt abhängig vom Hersteller und vom Anlagentyp.

Bei einem Netzausfall findet zeitnah eine Alarmmeldung statt. Alle anderen Probleme führen nach mehrmalig erfolglosen Einschaltversuchen oder spätestens nach 24 bis 48 Stunden zu einer optischen und/oder akustischen Rückmeldung. Das Alarmsignal wird als stündlich wiederkehrender Piepton für eine Minute oder länger ausgegeben.

Besonders nachts ist auf ein rein optisches Signal zur Vermeidung von Lärm zurückzugreifen. Dieses kann tagsüber mit einem akustischen Signal gekoppelt werden. Aber auch tagsüber (8 bis 18 Uhr) sollte auf die durchgängig akustische Alarmgebung verzichtet und diese auf einen dreistündigen Rhythmus beschränkt werden. Die zeitliche Abfolge kann in der Steuerung fest hinterlegt werden. Sie ist so einzustellen, dass im Schichtsystem arbeitende Betreiber eine Rückmeldung zum Ausfall eines Anlagenteils erhalten. Wird innerhalb von 48 bis 72 Stunden der Alarm nicht quittiert, ist der akustische Alarm automatisch abzustellen, damit diese im Abwesenheitsfall nicht zur Belästigung der Nachbarn führt.

Weitergehende Überwachungsfunktionen

Nachfolgende Überwachungsfunktionen sind zukünftig aus verfahrenstechnischer und betriebssicherheitstechnischer Sicht zu implementieren:

- Ermittlung der Ablaufwerte durch einen verfahrenstechnisch sinnvollen Überwachungsparameter oder Einsatz von Messtechnik zur Erkennung von Ablaufveränderungen, wobei nähere Erläuterungen dazu im nächsten Abschnitt folgen,
- nachlassende UV-Entkeimung mittels Trübungsmessung bei Anlagen mit UV-Hygenisierungsstufe,
- Überwachung des Schlammvolumens in Belebtschlammanlagen (SBR-Anlagen) sowie in der Vorklärung mit einer Feststoffsonde/Trübungsmessung,
- Bestimmung des Permeatflusses bzw. des Druckverlustes bei Membranbelebungsanlagen.

Eine gesonderte Niedrigwassermeldung bei SBR-Anlagen ist nicht sinnvoll, da auftretendes Niedrigwasser durch die fehlende Stromabnahme der Förder- und Abzugseinrichtungen mit dem Alarm verbunden ist. Für andere Anlagen beispielsweise im Durchflussbetrieb ist eine Niedrigwasserstandsmeldung nicht notwendig.

Einsatz von Messmethoden zur Überwachung der Ablaufparameter

Im Rahmen der Überwachung der Anlagenfunktion ist die UV-Absorption bei 254 nm als einfache physikalische Messmethode zur Bestimmung der Ablaufqualität von BSB₅ und CSB attraktiv. Die kontinuierliche Überwachung ermöglicht, Fehlinterpretationen durch die sonst zufällig entnommenen Stichproben zu vermeiden. Die Rückmeldung der Ablaufqualität an die Wartungsfirma ist auf einen Messwert pro Monat zu begrenzen, um die zu verarbeitende Datenmenge gering zu halten. Dieser Monatswert ermittelt sich aus den Mittelwerten von drei täglich durchgeführten Messungen des Ablaufwertes. Diese Messhäufigkeit wird vorgeschlagen, um einen vergleichbaren Durchschnitt der Ablaufqualität pro Tag zu erhalten. Zudem ist vor jeder Messung das durchstrahlte Messfenster des Sensors zu reinigen, so dass das Biofilmwachstum auf dem Messfenster begrenzt wird.

Intern vergleicht das System die Ablaufschwankungen, so dass größere Änderungen im Anlagenzustand innerhalb kurzer Zeit im Protokoll gespeichert werden. Bei unverändert ungenügendem Ablaufwert ist ein Alarm nach 48 Stunden auszugeben.

Eine dauerhafte Verschmutzung der Messfenster mit schmierenden Stoffen wie Fetten oder eine Kratzerbildung führt zu einer Veränderung der Berechnungsgleichungen für die Parameter. Deshalb ist eine Kontrolle und ggf. eine Reinigung dieses Fensterbereiches einmal pro Jahr während der Wartung notwendig. Die ausgegebenen Ablaufwerte sind grundsätzlich auf Plausibilität und die Messtechnik sowie die Kleinkläranlage im Falle von Abweichungen auf deren Funktion zu prüfen.

Die Messung des gelösten Sauerstoffs im belüfteten Becken bzw. unterhalb des Festbettes bei natürlich belüfteten Anlagen ermöglicht eine Optimierung des Kohlenstoffabbaus und gegebenenfalls der Stickstoffentfernung. Eine Verschlechterung der Ablaufergebnisse geht meist mit einer Abnahme des Sauerstoffgehaltes einher (siehe Bild 7.1). In Tabelle 9.4 wird ein Betriebsbereich vorgegeben, der anlagenintern zu überprüfen ist. Bei Bedarf sind durch die Steuerungseinheit entsprechende Maßnahmen, wie z. B. eine Verlängerung der Belüftungszeit, einzuleiten.

Tabelle 9.4 Eignung der untersuchten Messmethoden zur Ermittlung von Ablaufwerten bei Kleinkläranlagen

	CSB	BSB ₅	NH ₄ -N	Anmerkung
O ₂	Mindestsauerstoffgehalt: 2 bis 3 mg/l O ₂			- Richtwert - Reinhaltung der Elektrode notwendig
SAK ₂₅₄	●	●		- Reinhaltung der Elektrode notwendig - Unterschiedliche Umrechnung technischer und naturnaher Verfahren
	50 bis 75 m ⁻¹		SBR: 50 ... 75 m ⁻¹	Alarmwert technische Anlagen
	100 bis 150 m ⁻¹			Alarmwert Pflanzenkläranlagen
Trübung	○	○		Reinhaltung der Elektrode notwendig
	22 NTU			Richtwert für alle Anlagentypen

- geeignet
- Nach derzeitigem Wissensstand ist Umrechnung nicht eindeutig möglich, jedoch existieren Richtwerte für Messwerte unterhalb des Grenzwertes.

Die Messhäufigkeit kann der des SAK₂₅₄ angepasst werden, ebenso die Alarmgebung bei dauerhafter Unterschreitung. Dieser Zeitraum ist ausreichend, da mit dieser Messung hauptsächlich die Sauerstoffzufuhr gesteuert wird. Gleichzeitig ist bei nachlassendem Sauerstoffgehalt unter sonst gleichen Bedingungen eine Veränderung der Durchlässigkeit der Belüftermodule oder eine schleichende Abnahme der Kompressorleistung erkennbar. Bei einem sofortigen Ausfall der Kompressortechnik wird Alarm über die fehlende Stromabnahme ausgelöst.

Die Trübung ist nach derzeitigem Stand als Parameter zur Ermittlung von Veränderungen im Anlagenablauf geeignet.

Die Messgeräte sind mit einer Reinigungstechnik auszustatten, die eine wartungsarme Langzeitmessung im stehenden Wasser der Absetzbecken gestattet.

Auslesen von Betriebszuständen und Fehlerdiagnostik

Eine PC-Schnittstelle an der Steuerungseinheit ermöglicht den Wartungsfirmen eine schnellere Aufnahme der Betriebsdaten, eine zügige Fehlerdiagnose und Programmierungsänderung im Bedarfsfall. Die Ausgabe der gespeicherten Daten kann in

ausführlicher Form für die Wartungsfirma erfolgen oder aber in zusammengefasster Form für den Betreiber oder die Behörde.

Änderungen der Parametrierung, Stromausfälle oder Fehlermeldungen dürfen im Protokoll der Steuereinheit nicht entfernbar sein, so dass immer eine Reproduzierbarkeit der Betriebszustände erhalten bleibt.

Datenfernüberwachung

Eine Datenfernüberwachung mittels SPS und Modem erlaubt ein schnelles Erkennen ungünstiger Betriebszustände und kurzfristige Reparaturen durch qualifiziertes Personal. Zudem gestattet sie, die fehlende bzw. mangelhafte Eigenüberwachung der Betreiber zu ersetzen.

Die Betriebsdaten und -zustände sind von der Steuereinheit täglich aufzunehmen und als Vergleichsgrundlage für die nächsten sieben Tage abzuspeichern. Sind keine besonderen Vorkommnisse, wie z. B. ein Alarm, aufgetreten, erfolgt einmal monatlich eine automatische Meldung des Betriebszustandes an die Wartungsfirma. Gleichzeitig werden diese Daten anlagenintern abgespeichert.

Eine Alarmmeldung ist kurzfristig weiterzuleiten, damit die Wartungsfirma entsprechende Maßnahmen einleiten kann. Eine optische sowie akustische Störfallmeldung beim Betreiber ist in diesem Fall nicht notwendig.

Die Investitionskosten für eine Datenfernüberwachung bei Kleinkläranlagen liegen zwischen 200 und 500 € zzgl. gesetzlicher Mehrwertsteuer. Als Betriebskosten fallen Telefongebühren an, die aber bei einer monatlich einmaligen Rückmeldung des Systems vernachlässigbar sind.

Bild 9.2 zeigt einen Ablaufplan für den Einsatz stationärer Messtechnik mit Datenfernübertragung und dem notwendigen Meldeweg zur Wartungsfirma. Die Zeitspanne bis zu einer weiteren Überprüfung hängt von der Funktionstüchtigkeit der Anlage ab. Bei einem Ausfall der Anlage ist diese kürzer als bei einer regulären Wartung.

Zur Vereinfachung der Wartungsabläufe ist das Ausgabeformat der Steuereinheit zum PC so zu wählen, dass eine herstellerunabhängige Kompatibilität zwischen diesem und dem Auswertungsprogramm der Wartungsfirma besteht. Das die Daten aufnehmende Programm sollte einen automatischen Vergleich der neu gemeldeten mit den bereits abgespeicherten Daten durchführen. Schleichende Veränderungen, z. B. Druckabnahmen, eine kontinuierlich

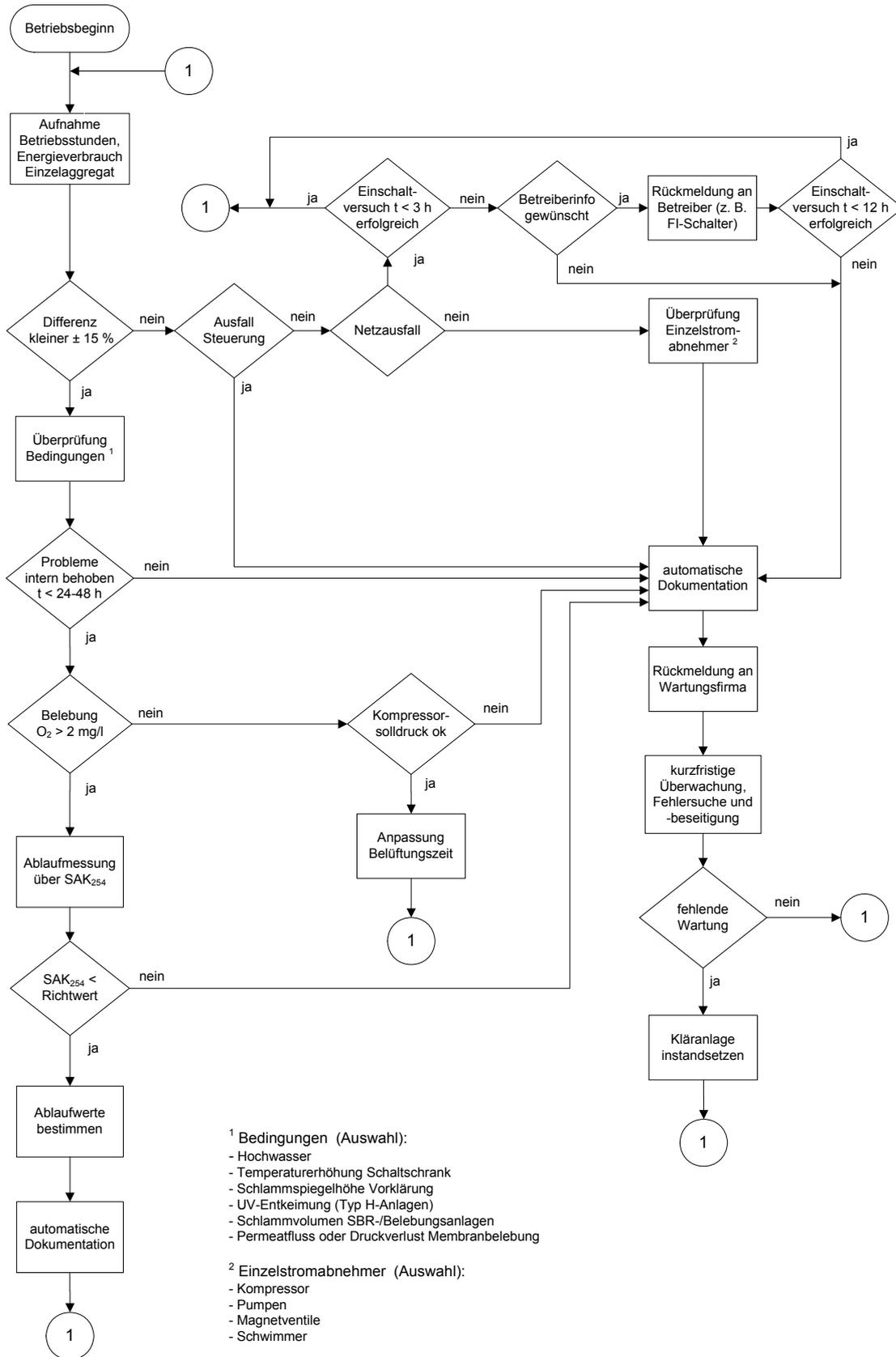


Bild 9.2 Ablaufplan der Aufnahme sowie Dokumentation von Messdaten mittels stationärer Messtechnik

sinkende Sauerstoffzufuhr oder steigende Schlammmenge, sind der Wartungsfirma anzuzeigen.

Als Ergebnis können die Wartungsintervalle und die Schlammabfuhr bedarfsgerecht organisiert sowie ein digitales Wartungsprotokoll an die Behörden oder deren Beauftragten mit allen relevanten Angaben verschickt werden. Mit der Möglichkeit einer automatisierten Übernahme dieser Protokolle bei den Behörden vereinfachen sich die Verwaltungsabläufe und freie Personalkapazitäten werden geschaffen. Bei Einführung stationärer Messtechnik mit Ermittlung der Ablaufwerte, der Aufnahme der Betriebsdaten und der Datenfernübertragung zu Wartungsfirmen ist es möglich, die derzeitige Wartungshäufigkeit von dreimaliger bzw. zweimaliger Wartung auf eine einmalige Wartung im Jahr herunterzusetzen.

Die Steuereinheit sollte eine Ausgabe verschiedener Protokollinhalte ermöglichen. Kataster- und andere Überwachungsprogramme der Behörden oder deren Beauftragte sind dann in der Lage, auf die Daten in der Steuereinheit zuzugreifen und die Ablaufwerte ohne größeren Aufwand automatisch zu überwachen.

Fernwirktechnik

Der Einsatz von Fernwirktechnik gestattet eine Einflussnahme auf die Funktion der Anlage ohne Anwesenheit einer Wartungsfirma. Besonders im Bereich künstlich belüfteter Anlagen ließen sich hier Einstellungen, z. B. bei Kompressoren- und Pumpenlaufzeiten, vornehmen. Dadurch wird eine Erhöhung der Zuverlässigkeit erreicht.

Defekte Bauteile und eine mangelhafte oder zu späte Schlamm Entsorgung rufen in der Praxis die meisten Ausfälle hervor (siehe Kapitel 4.3.4). Letztere lässt sich durch eine Datenfernübertragung minimieren. Sofern sich diese Bauteil ausfälle aufgrund des Einsatzes hochwertiger, langlebiger sowie wartungsfreier Produkte reduzieren, wird der Einsatz der Fernwirktechnik sinnvoll und bei Reduzierung der Wartungshäufigkeit wirtschaftlich.

Einführungschancen

Die Einführung der zusätzlichen Überwachungs- und Datenübertragungsfunktionen ist stark vom Kosten-Nutzen-Verhältnis, von der Marktsituation und der behördlichen Akzeptanz geprägt. Grundsätzlich sind alle neu zu implementierenden Funktionen bei Einführung wirtschaftlich zu bewerten. Das Angebot erweiterter Funktionen zur Erhöhung des Wohn- und Lebenskomforts der Betreiber verbessert die Marktposition. Betreiber von

Kleinkläranlagen in der Untersuchung „Dahler Feld“ bewerteten eine zentrale Überwachung der Betriebsparameter, eine unabhängige Bearbeitung der Störmeldungen sowie den Wegfall der Eigenüberwachung positiv [BECKER ET AL. 2006].

Zu beachten ist, dass besonders Pflanzenkläranlagen einen geringen Technikanteil im Aufbau der Anlage aufweisen. Dieser Vorteil kann durch den Einsatz maximaler Überwachungstechnik verloren gehen. Die praktische Bewertung der Anlagenfunktion zeigte, dass hier bei ordnungsgemäßem Einbau und einmaliger Wartung eine hohe Zuverlässigkeit erreicht wird (siehe Kapitel 4). Eine Reduktion der Wartungshäufigkeit ist somit nicht mehr möglich. Allerdings bringt eine Fernüberwachung mit den Überwachungsfunktionen Hochwassermeldung, Schlammspiegelhöhe im Speicher und Ablaufwert eine Erhöhung des Komforts für den Besitzer einer solchen Anlage.

9.1.5.2 Betriebshinweise und Kosten zu den vorgeschlagenen Online-Messverfahren

Bei einer Online-Messung mittels der empfehlenswerten Messverfahren sind nachstehende Baugruppen notwendig, die je nach Hersteller einzeln oder als Kompaktbauteil angeboten werden:

- Online-Sensoren inkl. Armaturen und 10 m Anschlusskabel für die zu messenden Parameter (O_2 , SAK₂₅₄, Temperatur, ggf. Trübung),
- Messumformer/Controller/Alarmgeber/SPS, Netzteil, Modem,
- Halterungen für die Sensorik in der Kläranlage sowie für Messumformer/Controller/Alarmgeber,
- Schutzdächer bei Aufstellung im Freien, sofern die Teile nicht in den Schaltschrank integrierbar sind,
- Anschlusstechnik für Betriebsstoffe (z. B. Druckluft zur Reinigung).

Wird nur ein Parameter (O_2 oder SAK₂₅₄ oder Trübung) gemessen, ist ein Controller mit maximal zwei Sensor-/Parameteranschlüssen ausreichend. Da der Sauerstoffsensoren gleichzeitig die Temperatur mit anzeigt, sind beide Anschlüsse in diesem Fall belegt. Bei Messungen von mehr als zwei Parametern sind entsprechend Controller mit einer größeren Anzahl von Anschlüssen vorzusehen.

Im stationären Betrieb wird die Messtechnik mit einer Anschlussspannung von 230 V versorgt. Die Leistungsaufnahme des Gesamtsystems kann je nach Hersteller, Größe des Controllers und Anzahl sowie Art des Sensors zwischen 15 W und 150 W schwanken.

Die Messtechnik sollte nach DIN EN 61326 (elektromagnetische Verträglichkeit) geprüft und störunanfällig sein, da Stromausfall und Überspannung mit zu den häufigsten Ausfällen im Bereich der Steuerung und sensibler Messtechnik führen.

Eine monatliche Wartung der Messtechnik, wie sie meist vom Hersteller empfohlen wird, ist aus Gründen der Wirtschaftlichkeit nicht akzeptabel. Notwendige Kalibrierungen sollten selbständig in festgelegten Abständen erfolgen.

Aufgrund der geringen Strömung in der Nachklärung sind mechanische Reinigungsabfolgen für die Mess-/Sensorbereiche zu bevorzugen. Innerhalb des sechs Wochen dauernden Einsatzes war hier keine externe Reinigungstätigkeit notwendig. Eine längere Zeitspanne ohne Reinigung ist noch zu prüfen.

Eine Ultraschallreinigung ist für Sensoren in stagnierenden Medien mit Schlammanteilen nicht geeignet. Die Wirksamkeit der Reinigung mit Druckluft konnte im Rahmen der Untersuchungen nicht kontrolliert werden.

Eine Änderungsmöglichkeit der gespeicherten Berechnungsgrundlagen (Geradengleichung) für die Umrechnung in die Ablaufwerte ist vom Hersteller vorzusehen.

Da die Hersteller meist mit dem Controller die Aufzeichnungs- und teils auch Umrechnungsfunktion der Ablaufqualität anbieten, sind die Integration eines Werteabgleichs sowie eine Alarmausgabe in diese Software sinnvoll.

In Tabelle 9.5 werden die bei Einsatz von Messtechnik zur Bestimmung von SAK_{254} , Trübung sowie gelöstem Sauerstoffgehalt notwendigen Investitions- sowie Betriebskosten zusammengetragen. Die Redoxspannung ist zur Abschätzung grenzwertgebender Parameter nicht geeignet und wird daher nicht weiter betrachtet.

Die Zusammenstellung der Betriebskosten erfolgt ohne Beachtung der Personalkosten. Die Kontrolle sowie Reinigung der Messtechnik sollte im Rahmen der eigentlichen Wartung stattfinden und beansprucht einen Zeitraum von etwa 15 bis 30 Minuten.

Tabelle 9.5 Wartungshinweise und Kosten für stationäre Messtechnik

	O₂	SAK₂₅₄	Trübung
Hinweis (hersteller- abhängig)	- Temperaturanzeige - anströmfrei	- Spaltbreite: 5 mm - Trübungskompensation bei 550 nm (lt. DIN) - Direktanzeige von CSB, TOC, BSB ₅ - pH-Arbeitsbereich: 4 .. 9 - Reinigung mittels Wischer, Ultraschall, Druckluft	- Reinigung mittels Wischer, Ultraschall, Druckluft
durchschnittliche Standzeit Sensor	0,5 bis 3 Jahre (sensortypabhängig)	1 bis 3 Jahre	
empfohlener Abschreibungszeitraum Messgerät	7 bis 10 Jahre		
Option (herstellerabhängig)	- serielle Schnittstelle, Modemanschluss - Automatisierung möglich (P-, PI-, PID-Regelung) - Speicherung von Messdaten		
	- kalibrierungs-, membran- und elektrolytfreie Sensorik	- kalibrierungsarm	- kalibrierungsarm
Wartungstätigkeiten (Herstellerangabe)	- Kalibrierung (1 ... 2x/Mon.) - Wechsel Membran (etwa 1x/a je nach Verschmutzung) - Wechsel Sensor-kappe (alle 2 a) - Regeneration - Reinigung (1x/Mon. ... 4x/a)	- Reinigung mit Essigsäure (1 ... 2x/Mon.) - Wechsel Wischer (1 ... 2x/a) - Wechsel Dichtungen (1x/a) - Reinigung der Druckluftleitung bei Bedarf	- Reinigung mit Essigsäure (1 ... 2x/Mon.) - Wechsel Wischer (1 ... 2x/a) - Wechsel Dichtungen (1 ... 2x/a) - Reinigung der Druckluftleitung bei Bedarf
Anschaffungskosten	2.000 ... 4.200 €	13.000 ... 18.000 €	2.500 ... 3.500 €
Betriebskosten (ohne Arbeitszeit)	Ca. 100 ... 200 €/a	Ca. 40 ... 170 €/a	Ca. 40 ... 170 €/a

Preise zzgl. gesetzl. MwSt. (Stand: 06/2008)

Der Gesamtstromverbrauch wird hauptsächlich durch den Controller bestimmt. Zu den weiteren Betriebskosten gehören je nach eingesetzter Messtechnik Ersatzteile oder Betriebsstoffe, wie Wischer, Dichtungen, Membranen oder Sensorkappen und die Produktion von Druckluft.

Die Standzeit der Sensorik bis zur nächsten Wartung ist sensortypabhängig. Sie wird von der Messhäufigkeit, der Aggressivität des Mediums und der eingesetzten Technik (z. B. empfindliche Membranen) bestimmt.

Beim Einsatz dieser Messtechnik und einer Datenfernübertragung ließen sich derzeit die Kosten um die Bestimmung der Ablaufwerte in Höhe von bis zu 80 € sowie eine einmalige Wartung in Höhe von durchschnittlich 90 bis 180 € reduzieren.

Für den Vergleich der oben genannten Kosteneinsparung mit den zusätzlichen Kosten der stationären Messtechnik wurde ein Abschreibungszeitraum von zehn Jahren bei den günstigsten Investitionskosten gewählt. Unter der Beachtung der maximal ausgewiesenen Betriebskosten sowie von 25 €/h Personalkosten errechnen sich Jahreskosten von etwa 500 € bei der Sauerstoff- bzw. Trübungsmessung oder 1.900 € bei der SAK₂₅₄-Messung zzgl. gesetzlicher MwSt. Die Wiederherstellung der Sensorfunktion nach Ablauf der Standzeit ist in den Betriebskosten enthalten.

Die Kosten für die stationäre Messtechnik sind also gegenwärtig noch um 70 bis 550 Prozent höher, als mit der Einsparung an Wartungs- sowie Analysekosten erzielt werden kann. Die Vorteile durch

- eine Verringerung der Umweltbelastungen der Gewässer durch
 - kurzfristiges Erkennen von Anlagenproblemen und deren Regulierung,
 - Minimierung des Chemikalieneinsatzes,
 - Minimierung des Kraftstoffverbrauches und Abgasausstoßes,
- die Erhöhung des Komforts für den Betreiber,
- eine vereinfachte Überwachung durch Behörden oder deren Beauftragte

lassen sich nicht wirtschaftlich abschätzen.

Bei den derzeit notwendigen Investitionskosten stellt die Online-Messtechnik keine Lösung für den alltäglichen Einsatz in der Kleinkläranlage dar. Für Wartungsfirmen fördert die Anschaffung allerdings die Spezialisierung und bringt einen Wettbewerbsvorteil.

Die UV-Spektrenmessung SAK₂₅₄ ist die kostenintensivste Messmethode, gleichzeitig aber bisher auch die einzig genaue zur Bestimmung der Ablaufwerte über ein physikalisches

Messprinzip. Soweit die Wartungszyklen auf einmal pro Jahr begrenzt und die Investitionskosten dieser Messtechnik durch Weiterentwicklungen sowie eine Produktion hoher Stückzahlen drastisch minimiert werden, könnte diese Messmethode wirtschaftlich einsetzbar werden.

9.2 Forderungen an Vertrieb und Einbau

Der kundenorientierte Vertrieb sowie der fachkompetente Einbau einer Kleinkläranlage verbessern das Image der ländlichen Abwasserentsorgung.

Der **Vertrieb** ist verbraucherseitig auszurichten. Grundsätzlich sollte eine umfangreiche Beratung im Vordergrund stehen. Der zukünftige Betreiber wünscht eine an seinem Standort funktionstüchtige Anlage. Daher sind alle Kosten inklusive Verbringung des gereinigten Abwassers zu nennen. Bei Auftragserteilung ist die sichere Einhaltung der festgelegten Ablaufwerte im Vertrag festzuhalten und im Anlagenbetrieb nachzuweisen.

Auf einen Verkauf von Kleinkläranlagen bei ungünstigen Bedingungen, wie minimale Abwasserzulaufmengen unter 200 l/d, ist zu verzichten. Hier bieten sich aus ökologischer Sicht abflusslose Sammelgruben an. Je nach Wohnsituation kann eine Dreikammergrube als Sammelgrube gebaut werden, die bei hydraulischen Veränderungen mit einer biologischen Stufe nachgerüstet wird.

Überdurchschnittlich hohe Entsorgungsgebühren für Abwasser aus den Gruben können dazu führen, dass trotz sehr geringer Abwasserzulaufmengen Kleinkläranlagen rein rechnerisch wirtschaftlich werden. Dies führt zu Fehlkäufen, da die volle Funktionstüchtigkeit der Anlage möglicherweise nicht gewährleistet ist. Diesen ökonomischen Überlegungen kann nur mit einer umfangreichen Aufklärung begegnet werden. Gleichzeitig hat die abwasserbeseitigungspflichtige Körperschaft die Pflicht, ihre Gebühren offen zu legen.

Der **betreiberspezifischen Planung** einer Kleinkläranlage hat eine Vor-Ort-Besichtigung voranzugehen. Hierbei sind alle grundstücksbezogenen Gegebenheiten, wie z. B. Grund-/Schichtenwasserhöhen, Standort der Kläranlage mit Leitungslängen sowie der Steuerung, Lage und Gefälle der Zulaufleitungen, Abflussmöglichkeiten, aufzunehmen bzw. abzuschätzen. Sie dienen dazu, die standardisierten Kleinkläranlagen mit Hilfe des Herstellers an die örtlichen Bedingungen anzupassen.

Bei der Planung einer Versickerung ist nach DIN 4261 – T. 1 (2002) ein Bodengrundgutachten zum Nachweis der Sickerfähigkeit zu erstellen.

Als **Serviceleistung** kann das Unternehmen die Antragstellung für die wasserrechtliche Erlaubnis beratend begleiten oder im Auftrag ganz übernehmen. Auch die Koordination des Einbaus und Anschlusses der Kläranlage sollte bei mangelnder Erfahrung nicht dem Betreiber überlassen bleiben.

Der **Einbau** sollte nur durch abwassertechnisch und klärtechnisch vorgebildete Fachfirmen nach Angaben der Hersteller erfolgen. Baufirmen haben aus Gewährleistungsansprüchen und der Haftung heraus zum Einbau von Kleinkläranlagen die Qualifikation ihrer Mitarbeiter sowie eine Zertifizierung nachzuweisen. Der Einbau umfasst alle Erdbau-/Tiefbauarbeiten, die Verlegung von Rohrleitungen, der Elektrik, den Einbau der Kleinkläranlage, ggf. eines Probenahmeschachtes sowie der Versickerung, die Montage der Maschinenteile und sonstigen Einbauten.

Die Einbaufirmen haben hinsichtlich der ermittelten Problembereiche in Kapitel 4.3.2 folgende Hinweise zu beachten:

- Arbeitsschutzrechtliche Belange, Normungen (VDE, VDI, DIN, DWA) und Unfallverhütungsvorschriften sind strikt einzuhalten.
- Zum Einsatz dürfen nur wasserdichte Fugendichtungen/Dichtschlämme kommen.
- Die Querlüftung über die gesamte Kläranlage muss gewährleistet sein, um Korrosion zu verhindern. Gegebenenfalls ist diese mittels Vernebelung oder Messung zu prüfen. Neben der hauseigenen Fall-/Lüftungsleitung ist auch kläranlagenseitig eine Be-/Entlüftung einzuplanen.
- Der Einbau darf grundsätzlich erst nach Verlegung der Zulaufleitungen erfolgen, um einen Einstau in die Zulaufleitungen zu verhindern. Alle Leitungen, wie die Energiekabel, Rücklaufwasser- oder Druckluftschläuche außerhalb der Kläranlage, sind in Leerrohre zu verlegen. Dies erleichtert notwendige Instandsetzungsarbeiten und vermindert die Gefahr des Abknickens. Die Verlegung erfolgt grundsätzlich mit einem Gefälle von 1 : DN, um Wasseransammlungen und die damit im Winter verbundene Frostgefahr zu vermeiden [DIN EN 752–4, 1997].
- Aggregategrößen (u. a. Belüfterleistung) sind beim Hersteller nachzufragen, sofern die Anlage vom Standard, zum Beispiel mit größeren Entfernungen zwischen Anlage und Belüfterstandort, abweicht.

- Verteileinrichtungen, wie z. B. bei Tropfkörpern, sind für eine gleichmäßige Beschickung präzise einzunivellieren.
- Natürliche Festbettmaterialien (z. B. Lava) sind vor Inbetriebnahme von Feinstanteilen zu befreien.
- Gestapelte Festbettmaterialien in überstauten, belüfteten Festbettanlagen müssen exakt übereinander ausgerichtet sein, um eine gleichmäßige Belüftung des gesamten Bettes zu erreichen.
- Tauchwände oder T-Stücke an allen überleitenden Stellen im Vorklärbecken sowie im Nachklärbecken zum Ablauf hin dienen als Schwimmschlamm Sperren.
- Beim Umbau vorhandener Gruben in biologische Kleinkläranlagen sind Totzonen zu vermeiden. Eckige Abmessungen neigen zu unerwünschten Absetzzonen, in denen nur eine unzureichende Belüftung stattfindet.
- Durchbrüche sind fachgerecht zu verschließen und möglichst gasdicht abzudichten (Explosionsschutz).
- Der Sickerbereich ist nicht mit Baufahrzeugen zu befahren.
- Steuerschränke in Wohngebäuden oder angrenzenden Nebengebäuden sind vollständig schallisoliert aufzustellen/aufzuhängen.
- Bei Pflanzenkläranlagen ist auf die Einhaltung der gewünschten Korngrößenverteilung (frei von Feinanteilen) zu achten. Inhomogenes Material führt zu schlechter Durchströmung und frühzeitiger Kolmation. Ungeeignet sind scharfkantige, spitze Filtermaterialien.
- Alle Anlagen sind so einzubauen, dass sie vor unerwünschtem Oberflächen- und Grundwasser geschützt sind.
- Zu- und Ablaufeinrichtungen sind so anzuordnen, dass sie jederzeit kontrolliert, durchlüftet und gereinigt werden können.
- Vom Betreiber ist ein vom hausinternen Stromkreis entkoppelter Anschluss inklusive FI-Schutzschalter für die Kleinkläranlage zu fordern. Somit ist ein Betrieb auch bei Teilausfällen gewährleistet.
- Besonders bei offener Bauweise, wie bei Pflanzenkläranlagen, ist ein Schutz vor unbefugtem Betreten einzurichten.

Die Bauabnahme der Rohrleitungen sowie der Anlage erfolgt im bauoffenen, unverfüllten Zustand [HILMER 2005]. Dem Bauherrn wird die Hinzunahme eines baufirmenunabhängigen Fachkundigen oder Sachverständigen empfohlen. Gleichzeitig muss eine Wasserdichtheitsprüfung in Anlehnung an die DIN EN 1610 (1997) bzw.

DIN EN 12566-1 (2004) durchgeführt und schriftlich dokumentiert werden. Die Endabnahme sollte jedoch erst nach der Einfahrphase und dem Nachweis der Funktionstüchtigkeit, z. B. über die Laboranalysen, erfolgen.

Nach Inbetriebnahme der Anlage kann die Einbaufirma dem technisch nicht versierten Betreiber in verständlicher Form die Funktion und die Aufgaben des Betreibers erklären. Sollten Einbau- und Wartungsfirma differieren, ist explizit darauf hinzuweisen, dass die Anlage im Einfahrbetrieb eingestellt ist und einer späteren Regulierung der Einstellungen bedarf.

9.3 Einflussnahme durch Instandhaltung

Die Instandhaltung technischer Systeme beinhaltet nach DIN 31051 (2003) drei grundlegende Maßnahmen, die

- Inspektion mit Feststellung und Beurteilung des Funktionszustandes,
- Wartung, mit der der Sollzustand vorbeugend bewahrt werden soll, und die
- Instandsetzung mit der Wiederherstellung des Sollzustandes.

Die durchzuführenden Maßnahmen finden sich u. a. in Tätigkeitslisten der Hersteller, der DIN 4261 – T. 4 (1984), den Zulassungsgrundsätzen des DIBT (2006), in FINKE (2001) sowie BOLLER ET AL. (2002).

Des Weiteren wird durch eine Schwachstellenbeseitigung im Rahmen der Wartung eine Verbesserung des Sollzustandes erreicht. Diese ist grundsätzlich dem Hersteller mitzuteilen, um ihm die Möglichkeit zu geben, diese Verbesserung nach Prüfung auch bei anderen Kläranlagen umzusetzen.

Grundlage für eine optimale Instandhaltung ist die Qualifikation der Wartungsunternehmen, der Einsatz funktionstüchtiger Messtechnik sowie auch die im Wartungsvertrag geregelten, durch den Betreiber freigegebenen Befugnisse.

9.3.1 Qualifikation der Wartungsunternehmen

Für die Instandhaltung, die im Allgemeinen als Wartung bezeichnet wird und gleichzeitig Inspektion sowie Instandsetzung beinhaltet, werden fachübergreifende Grundkenntnisse

verlangt. Verschiedene Institutionen ermöglichen eine Qualifikation zur Wartung von Kleinkläranlagen.

Folgende Kenntnisse sind dabei zu vermitteln [nach HILMER 2004]:

- Rechtsgrundlagen aus den für Kleinkläranlagen einschlägigen Gesetzen (Wasserhaushaltsgesetz, Landeswassergesetze) und Verordnungen (ABWV), Richtlinien, Erlasse,
- Umgang mit technischen Regelwerken (DIN, DWA),
- Arbeitsschutz (Unfallschutz, Hygiene),
- Möglichkeiten der Haus-/Grundstücksentwässerung und Ermittlung von Informationen dazu vor Ort,
- verfahrenstechnische sowie biochemisch-physikalische Kenntnisse der verschiedenen Verfahrensbereiche in Kleinkläranlagen,
- Aufbau und Funktion der Versickerung, Be- und Entlüftung,
- Einfluss ungünstiger Ablaufqualität auf die Gewässer,
- Umgang mit den notwendigen Messgeräten (Messprinzip, Bedienung, Eichung, Wartung, Fehlinterpretationen, Messorte, Ergebnisangabe, Genauigkeit der Messung, Qualitätssicherung),
- Beurteilung verfahrensspezifischer und chemisch-physikalischer Größen,
- Grundkenntnisse beim Umgang mit Proben (Transport, Lagerung, Zeitpunkt und Ort der Probenahme, Probenahmetechniken) und deren Analytik,
- Fähigkeit zur Instandhaltung der technischen Ausrüstung der Kleinkläranlagen (Zustandserfassung, Wartung, Dokumentation, Fehleranalyse, Störungsbeseitigung),
- Erfahrungen zur Einstellung optimaler Prozessabläufe und zur Erkennung sowie Beseitigung von Störungen,
- Umgang mit Kunden (Bürgermotivation, -information).

Diese Inhalte sollten um die Themen „Zusammenarbeit mit Behörden“ sowie „Vertragsgestaltung“ erweitert werden.

Von Vorteil ist der Einsatz von Elektrikern mit der entsprechenden Berechtigung, Elektro-Installationen vorzunehmen, da in diesem Bereich häufig eine Fehlersuche stattfinden muss.

Die fachliche Kompetenz ist durch eine behördlich anerkannte Weiterbildung mindestens einmal pro Jahr abzusichern. Dazu eignen sich Fachtagungen, Weiterbildungsmaßnahmen der zertifizierenden Institutionen, Workshops oder qualitativ hochwertige Lehrgänge der Hersteller, die auf die Instandhaltung der Kleinkläranlagen ausgerichtet sind, Problembereiche beleuchten und Diskussionsmöglichkeiten eröffnen.

9.3.2 Die Gestaltung des Wartungsvertrages und weitere Serviceleistungen

Der **Wartungsvertrag** ist ein rechtlich bindendes Werk, welches dem Kleinkläranlagenbetreiber die Wartungsinhalte, deren Umfang, weitere Randbedingungen sowie die Kosten näher bringen soll. Für eine optimale Zusammenarbeit ist der Aufbau eines Vertrauensverhältnisses zwischen Wartungsunternehmen und Betreiber notwendig.

Für den Wartungsvertrag werden folgende inhaltliche Schwerpunkte empfohlen:

- „allgemeine Angaben zu den Vertragspartnern,
- Bezeichnung der zu wartenden Anlage,
- Anzahl der Wartungstermine und Bestimmung der Monate, in welchen sie stattfinden,
- die Pflicht zur Erstellung eines Wartungsberichtes,
- eine Aufzählung aller Wartungstätigkeiten, ...
- die Zugänglichkeit (aller Teile der Anlage auch in Abwesenheit des Betreibers),
- die Sicherstellung der Einsicht in das Betriebstagebuch zur notwendigen Unterlagendurchsicht,
- die Kostenübernahme für Elektrizität und Wasser während der Wartung durch den Betreiber,
- den Hinweis darauf, dass eine Wartung nur dann die Nutzungsdauer der Anlage erhöht, wenn der Betreiber seine Pflichten erfüllt,
- die (vollständigen) Kosten der Wartung,
- den Betrag für Instandsetzungen, bis zu dem keine gesonderte Beauftragung durch den Betreiber erfolgen muss,
- das Inkrafttreten, die Gültigkeitsdauer, Kündigung, Verlängerung etc.,
- die Berechtigung zur Weitergabe des Wartungsberichtes (und der Analysewerte) durch den Wartungsbetrieb an die Gemeinde und die zuständige Wasserbehörde,
- die Anzeigen des Inkrafttretens und der Kündigung des Wartungsvertrages an die Gemeinde und die zuständige Wasserbehörde durch den Wartungsbetrieb“ [DWA-QUALI 2006].

Ein Verweis auf die Wartungstätigkeiten laut bauaufsichtlicher Zulassung ist nicht ausreichend, sofern diese bei Vertragsunterzeichnung dem Betreiber für den jeweiligen Anlagentyp nicht mitgeliefert werden.

Wünschenswert ist auch der Einbezug vorgeschalteter Anlagenbereiche, wie der Fettfang, in den Wartungsvertrag der Kleinkläranlage. Üblich ist derzeit oft eine Trennung beider Bereiche.

Der ausgewiesene Preis hat alle Kosten für eine Wartung einschließlich aller Nebenkosten (u. a. Anfahrt, Analytik) zu beinhalten.

Neben den Pflichten, die ein Unternehmen für die Wartung der Kleinkläranlage übernimmt, kann dieses auch weitere **Serviceleistungen** gegenüber dem Betreiber anbieten.

Die Antragstellung für die Verlängerung der wasserrechtlichen Erlaubnis mit dem von der Wartungsfirma zu erbringenden Nachweis der Funktionstüchtigkeit der Kleinkläranlage oder die Weiterleitung der Wartungs- und Analyseprotokolle durch die Wartungsfirma entlasten die Betreiber.

Eine Notrufbereitschaft gibt dem Betreiber das positive Gefühl, bei Problemen mit der Kleinkläranlage auch außerhalb der Geschäftszeiten einen kompetenten Ansprechpartner zu besitzen. Dieser kann ggf. erste Maßnahmen einleiten und den Betreiber beruhigen.

Eine weitere Servicemöglichkeit besteht in der Organisation der Schlammabfuhr. Das Wartungsunternehmen führt im Rahmen der Wartung eine Schlammhöhenmessung durch und kann auf Wunsch des Betreibers die Entleerung beim Schlammseparator anfordern. Des Weiteren sollte die Entleerung durch das Wartungsunternehmen überprüft und die Vorklärung wieder mit Wasser befüllt werden.

Die Übergabe dieser Befugnisse vom Betreiber an die Wartungsfirmen hätte den Vorteil, dass die Behörden und entsorgungspflichtigen Körperschaften einen für die jeweilige Kleinkläranlage kompetenten, aussagekräftigen Ansprechpartner haben.

Die Serviceprodukte sind ebenfalls per Vertrag, im günstigsten Fall mit dem Wartungsvertrag, zu regeln.

9.3.3 Notwendige Wartungs- und Kontrollaufgaben

Notwendige Wartungstätigkeiten werden auf den Anlagenbereich sowie Anlagentyp bezogen in Tabelle 9.6 dargestellt. Dieser Überblick zeigt die Vielzahl an durchzuführenden Kontrollaufgaben. Der Zeitaufwand für die Wartung einer Kleinkläranlage beträgt mindestens eine Stunde.

Tabelle 9.6 Notwendige Wartungs- und Kontrollaufgaben bei Kleinkläranlagen [erweitert nach ROSENWINKEL ET AL. 1998, BOLLER ET AL. 2002]

Anlagenbereich	Notwendige Wartungs- und Kontrollaufgaben
Allgemeines	<ul style="list-style-type: none"> - Kontrolle der Dichtigkeit der Anlage und auf defekte Bauteile (Risse) - Korrosion in der Anlage (Querlüftung der Anlage) - Kontrolle, Reinigung und ggf. Instandsetzung maschineller bzw. mechanischer Einrichtungen inkl. Schaltvorrichtungen - Kontrolle der Stromversorgung - Überprüfung Funktion Alarmgebung - Kontrolle organoleptischer Parameter (Geruch, Färbung, Trübung) - Messung physikalischer Parameter (Temperatur, O₂, ggf. pH-Wert, Leitfähigkeit, Sichttiefe) im belüfteten Becken oder unter dem Festbett, bei Pflanzenkläranlagen im Ablauf - ordnungsgemäße Probenahme für chemische Parameter und sachgerechter Transport - Entfernung von Ablagerungen in der gesamten Anlage, Prüfung der Herkunft (z. B. bei hohem Fettanteil) und Einleitung von Maßnahmen (Abscheiderbau)
Vorgeschaltete Anlagen (z. B. Fettfang)	<ul style="list-style-type: none"> - Füllstandskontrolle - Kontrolle der Abscheiderwirkung
Vorklärbecken	<ul style="list-style-type: none"> - Stapelschlamm, Schlammspiegelhöhe - funktionierende Schlammabtriebseinrichtungen
Nachklärbecken / Ablaufschacht	<ul style="list-style-type: none"> - Schwimmschlamm Entfernung aus Nachklärbecken - funktionierende Schlammabtriebseinrichtungen - Schlammrückführung - Prüfung vorhandener Rückstauklappen (bei Einleitung in Oberflächengewässer)
Versickerungsanlage	<ul style="list-style-type: none"> - Funktion der Verteilereinrichtung prüfen und ggf. reinigen - Abgrenzung (Zaun) prüfen - Sickerfähigkeit kontrollieren und ggf. wieder herstellen
Abwasserteiche	<ul style="list-style-type: none"> - Schlammspiegelhöhe - Bewuchs (viele Wasserpflanzen: O₂-Mangel), Böschungszustand - Kontrolle Zu- und Ablauf

Tabelle 9.6 Notwendige Wartungs- und Kontrollaufgaben bei Kleinkläranlagen [erweitert nach ROSENWINKEL ET AL. 1998, BOLLER ET AL. 2002] (Fortsetzung)

Anlagenbereich	Notwendige Wartungs- und Kontrollaufgaben
Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern	<ul style="list-style-type: none"> - O₂-Gehalt - Blasenbild, Homogenisierbarkeit des Bettes während der Belüftungsphase - Abtrieb Aufwuchskörper
Belebungsanlage, konventionell durchströmt	<ul style="list-style-type: none"> - Belüfter- und Pumpenfunktionskontrolle - Sicht- und Mengenkontrolle Schlammrückführung, Überschussschlammabzug - O₂-Gehalt, SV_{BB} (Richtwert: 30 ... 60 %)
Bodenkörperfilteranlage	<ul style="list-style-type: none"> - Funktion der Verteilereinrichtung prüfen und ggf. reinigen, nivellieren - Kontrolle auf Pfützenbildung und Schlammabtrieb
Festbett, überstaut, belüftet	<ul style="list-style-type: none"> - O₂-Gehalt im belüfteten Becken an verschiedenen Stellen - Kontrolle des Blasenbildes - Kontrolle der Belüfter-, Pumpen-, Schlammrückführungsfunktion - Verschammung Festbett und ggf. rückspülen - Anordnung der Belüfter (nur selten möglich)
Membranbelebungsanlage	<ul style="list-style-type: none"> - O₂-Gehalt, SV_{BB}, TS_{BB} - Trübung im Ablauf (Membrandurchbruch) - Filterdurchfluss oder Pumpendruck (Filterverstopfung) - Entnahme und Reinigung Filtermodul
Pflanzenkläranlage, horizontal oder vertikal durchströmt	<ul style="list-style-type: none"> - Pflanzenwuchs, -aussehen - Entfernung anlagenfremder oder kranker Pflanzen - Pfützenbildung, Rückstau - Funktion der Verteilereinrichtung prüfen und ggf. reinigen, Wurzeleinwuchs entfernen - Räumung des Beetes von faulenden Pflanzenresten - Ablauf der Drainageleitungen prüfen und ggf. spülen
SBR-Anlage	<ul style="list-style-type: none"> - O₂-Gehalt an verschiedenen Stellen, TS_{BB} - SV_{BB} (Richtwert: 30 ... 60 %) - Abzug Überschussschlamm
Scheibentauch-/Rotationstauchkörper	<ul style="list-style-type: none"> - Verschammung Tauchkörper - Sichtung/Kontrolle Unwucht des Tauchkörpers, ggf. reinigen, nivellieren - Antrieb des Tauchkörpers - Reinigung des Schöpfwerkes
Schwebebett/Belebung (Kombiverf.)	<ul style="list-style-type: none"> - Belüfter- und Pumpenfunktionskontrolle - Sicht- und Mengenkontrolle Schlammrückführung, Überschussschlammabzug - O₂-Gehalt, SV_{BB} (Richtwert: 30 ... 60 %) - Abtrieb Aufwuchskörper
Tropfkörperanlage	<ul style="list-style-type: none"> - Funktion der Verteilereinrichtung prüfen und ggf. reinigen, nivellieren - Überprüfung Rücklaufverhältnis - Kontrolle auf Pfützenbildung und Querlüftung - O₂-Gehalt unterhalb des Tropfkörpers

Vorgeschaltete Anlagenbereiche, wie der Fettfang, werden meist nicht gewartet. Dadurch erschwert sich die Ursachensuche, wenn der Ausfall der Anlage nicht eindeutig einem Bauteil zuzuordnen ist. Zudem sind bei einem Überlauf des Fettfanges keine Einstellungen an der Kleinkläranlage möglich, die zu einer Verbesserung der Ablaufleistung führen. Im Wartungsprotokoll ist daher auf ein Problem mit dem jeweiligen Anlagenbereich hinzuweisen.

Die Schlammspiegelmessung in der Vorklärung wird häufig an den Stellen durchgeführt, an denen die Schwimmschlammdicke minimal ist - in der Nähe des Kläranlagenzulaufs. Durch die Strömungsverhältnisse (Badewannenstoß) ist jedoch damit zu rechnen, dass der Schlamm Spiegel hier niedriger ist als im restlichen Becken. Es ist daher grundsätzlich die Schlammhöhe vor dem Zulauf zur biologischen Stufe zu messen, da ein Übertritt des Schlammes in diesen Bereich zu Anlagenausfällen führt.

Mit den Sichtkontrollen sowie Messungen lassen sich Problembereiche bei Kleinkläranlagen erkennen und Maßnahmen zur Wiederherstellung der Funktionstüchtigkeit einleiten. In Tabelle 9.7 werden beispielhaft Mess- und Beobachtungsparameter und deren Wirkung auf die Kläranlagenfunktion beschrieben sowie Maßnahmen zur Abänderung bei einer Störung genannt.

Tabelle 9.7 Problemerkennung bei Kleinkläranlagen (beispielhaft)

Mess-/Prüfbereich	Was ist erkennbar?	Wie bei Kleinkläranlage änderbar?	Anmerkung
technische Prüfungen			
Betriebsstunden	Betriebsausfall	Anlage in Betrieb nehmen, Instandsetzung	
Kompressor	Druckabfall, Druckaufbau, O ₂ -Mangel	<ul style="list-style-type: none"> • Wechsel Kompressor, • Wartung (z. B. Kohlelamellen) • Verminderung Druckverluste (Wechsel Belüftermaterial, Verkürzung der Leitungslänge) 	Messwert sofort verfügbar, Vergleichswert notwendig
Spannungsversorgung - Systemprüfung (FI-Schalter, Spannung) - Einzelprüfung (Spannung, Sicherungen)	Stromausfall	Wechsel Sicherung, Reparatur der Leitungen und Anschlüsse	

Tabelle 9.7 Problemerkennung bei Kleinkläranlagen (beispielhaft, Fortsetzung)

Mess-/Prüfbereich	Was ist erkennbar?	Wie bei Kleinkläranlage änderbar?	Anmerkung
physikalisch-chemische Prüfungen (Labor)			
Ablaufwerte CSB, BSB ₅ , NH ₄ -N	Allgemeine Funktionstüchtigkeit	Belüftung Rücklaufschlamm Rezirkulation	Messwerte liegen frühestens ein Tag nach Wartung vor (Labor)
Trockensubstanz, Schlammvolumenindex	Allgemeine Funktionstüchtigkeit	Rücklaufschlamm	Nur bei Anlagen mit suspendier- tem Beleb- schlamm, Messwerte liegen frühestens ein Tag nach Wartung vor (Labor)
physikalisch-chemische Prüfungen mit Messgeräten (vor Ort)			
Absetzbare Stoffe (Ablauf)	Kolmation der Versickerung	Verweilzeit verändern, Rücklaufschlamm- pumpe	Ergebnis nach 30 Minuten Absetzzeit
pH-Wert, Leitfähigkeit, Temperatur	Nitrifikation, Änderungen bei Kennwerten mehrerer Werte, Fehleinleitungen	Abwasserherkunft prüfen	Messwert sofort verfügbar, Gespräch mit Betreiber!!
Sauerstoff, gelöst im belüfteten Becken	Limitierung des Wachstumsfaktors Minimum: 2 ... 3 mg/l	Belüftung kontrollieren und ggf. einstellen	Messwert sofort verfügbar, verschiedene Messstellen und -höhen überprüfen
Schlamm Spiegel	Füllgrad Vorklärung ^{*)} Füllgrad Nachklärung	Schlammabfuhr Rücklaufschlamm	Messwert sofort verfügbar
Schlammvolumen (Belebungsbecken)	Absetzeigenschaften, Biomasseanteil ≥ 100 ml/l	Rezirkulation, Schlamm- pumpenlaufzeit verändern, Wasserstand absenken, Überschussschlammheber verkürzen	Ergebnis nach 30 Minuten Absetzzeit

^{*)} max. Höhe = Übertrittshöhe abzgl. (15 cm ... 20 cm), sofern die Übertrittshöhe je nach Vorklärung niedriger als 50 bzw. 70 Prozent der Wasserhöhe beträgt, ansonsten n. DIN 4261 – T.1 (2002)

Tabelle 9.7 Problemerkennung bei Kleinkläranlagen (beispielhaft, Fortsetzung)

Mess-/Prüfbereich	Was ist erkennbar?	Wie bei Kleinkläranlage änderbar?	Anmerkung
organoleptische Prüfungen (vor Ort)			
Dichte Belebtschlamm/Biofilm	<ul style="list-style-type: none"> • Belüftungsleistung • Fehleinleitungen 	<ul style="list-style-type: none"> • Festbett durch erhöhte Sauerstoffzufuhr oder Absperrung einzelner Belüfterelemente reinigen • Abwasserherkunft prüfen 	<ul style="list-style-type: none"> • Regelmäßige Reinigung notwendig • Gespräch mit Betreiber!!
Farbe Ablauf	Gelb: hoher Huminstoffanteil		
Farbe Belebtschlamm/Biofilm	<ul style="list-style-type: none"> • Lastzustand - Schwach: dunkelbraun bis rotbraun - Normal: beige mit dunklen Stellen - Überlast: grau • Schwarz: Sauerstoffmangel • Grün: Algen • Rot oder grün bei Lichteinfall: Schwefelbakterien 	<ul style="list-style-type: none"> • Minimierung Lichteinfall <p>} Belüftung Rücklaufschlamm Rezirkulation</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Überlast: Gespräch mit Betreiber!! • Abnahme der effektiven Abbaufläche • bei natürlich belüfteten Festbetten
Geruch	<p>O₂-Gehalt in der Anlage</p> <ul style="list-style-type: none"> - frisch: ausreichend - unangenehm: Überlast - stinkend (H₂S): O₂-Mangel 	Belüftung kontrollieren und ggf. einstellen, Rezirkulation verändern	
Pflanzenwuchs, -aussehen	Allgemeine Funktionstüchtigkeit, Fehleinleitungen, O ₂ -Anteil in der Anlage, Aufsatzung, Überstau	Abwasserherkunft prüfen Durchlässigkeit ändern Belüftung	Gespräch mit Betreiber!!

Tabelle 9.7 Problemerkennung bei Kleinkläranlagen (beispielhaft, Fortsetzung)

Mess-/Prüfbereich	Was ist erkennbar?	Wie bei Kleinkläranlage änderbar?	Anmerkung
organoleptische Prüfungen (vor Ort)			
Sichtprüfung	<ul style="list-style-type: none"> • Korrosion • Unwucht • Überstau • Durchlässigkeit Bodenfilter 	<ul style="list-style-type: none"> • Wiederherstellung der Querlüftung, ggf. Neubau Lüftungsauslass • Reinigung Tauchkörper • Entleeren, Reinigen, neu Anfahren • Reinigung/Austausch 	• Prüfung bei Einbau und Verdacht (Vernebelung)
Sichttiefe, Durchsichtigkeit	Funktion der Anlage bei ≥ 50 cm	Rezirkulation verändern	Kontrolle weiterer Parameter, Einstellungen notwendig, nicht allein aussagekräftig!
Trübung	Funktion der Anlage - klar: meist i. O. - stark milchig: weitere Kontrollen notwendig - Feinstpartikel	<ul style="list-style-type: none"> - Rezirkulation verändern - Flockungshilfsmittel, Zugabe Kalkmilch 	

Die organoleptischen Prüfverfahren sind die einfachsten und preiswertesten Verfahren zur ersten Einschätzung der Funktionstüchtigkeit. Sie sind subjektiv und sollten daher immer von derselben Person und unter ähnlichen Lichtverhältnissen aufgenommen werden. Die Ergebnisse sind grundsätzlich mit anderen Prüfmethode abzusichern bzw. zu bestätigen.

Die **Belüftung** besteht aus mehreren Systemkomponenten, wie dem Kompressor, die Belüfterelemente sowie den Zuleitungen mit den entsprechenden Absperrorganen. Sofern die Belüftung zu Funktionsstörungen führt, sind alle Komponenten einzeln auf ihre Funktion zu überprüfen.

Für einen Vergleich ist es sinnvoll, den Belüfterdruck und den Volumenstrom regelmäßig zu kontrollieren und zu dokumentieren, um Fehlfunktionen des Kompressors oder der Belüfterelemente (Membranfouling) rasch zu erkennen. Weitere Informationen finden sich in Kapitel 9.1.2. Bei Volumenströmen über $6 \text{ m}^3/\text{h}$ konnte FRESENIUS (2005) in 80 Prozent der Messungen beim CSB eine Grenzwerteinhaltung feststellen.

Der Sauerstoffgehalt ist nach den Vorschlägen aus Tabelle 9.4 einzustellen. Bei Verdacht auf ungleichmäßige Belüftung des Reaktorraumes sind möglichst mehrere O₂-Messungen an verschiedenen Stellen und in unterschiedlichen Höhen des Reaktors durchzuführen.

Tropfkörperanlagen neigen in der wärmeren Jahreszeit zur Massenentwicklung von Fliegenlarven. Als Gegenmaßnahmen wird die pH-Anhebung auf über 10 sowie die Erhöhung der hydraulischen Belastung empfohlen [DWA-TK-BETRIEB 2007]. Die pH-Anhebung mit chemischen Zusatzstoffen ist im Kleinkläranlagenbereich nicht durchführbar. Eine Erhöhung der Rezirkulation führt zu einer Steigerung der hydraulischen Last. Der Verschluss der Lüftungsöffnungen mit feinlöchriger Netzgaze kann ebenfalls zu einer Minderung beitragen.

Überstaute, belüftete Festbetten neigen zur Schaumbildung. Die Ursachen können im erhöhten Eintrag von Fetten, Ölen, Tensiden oder Eiweißen liegen. Abhilfe schaffen die Reduzierung der Einleitung von Tensiden, der Einsatz von Entschäumern oder das Besprühen der Oberfläche mit Wasser [DWA-TK-BETRIEB 2007]. Eine dauerhafte Reduzierung auf unter 10 mg/l MBAS (anionische Tenside), wie in DWA-TK-BETRIEB (2007) gefordert, wird in Kleinkläranlagen aufgrund fehlender Abwasservergleichmäßigung und -verdünnung nicht möglich sein. Im häuslichen Abwasser liegt dieser Wert im Mittel über 20 mg/l MBAS, wobei hier große Schwankungen bis auf über 120 mg/l auftreten können. Auch Festbetтанlagen mit über 20 mg/l MBAS arbeiteten in der Untersuchung, ohne zu schäumen. Dem Schäumen in Einzelanlagen konnte teilweise mit einer Reduktion der Belüftungszeiten entgegengewirkt werden.

Bei stark unterlastig arbeitenden **SBR-Anlagen** bildet sich nur begrenzt Belebtschlamm. Arbeitet die Anlage dauerhaft in Unterlast, sollte die Möglichkeit geschaffen werden, die Vorklärung zu übergehen und die Anlage als Kleinkläranlage mit aerober Schlammstabilisierung zu betreiben. Der Primärschlamm steht dann als veratembares Material zur Verfügung. Gleichzeitig steigt der Mineralisierungsgrad und der Entsorgungszeitraum wird länger.

Bei Beibehaltung der Teilung können die anderen Becken als Puffer oder als Nachklärung genutzt werden. Grobe Partikel und Schwimmstoffe sind über einen Rechen oder ein Sieb abzutrennen.

Maßnahmen zum Frostschutz bei **Pflanzenkläranlagen** sowie gegen das Austrocknen wurden in Tabelle 9.1 genannt.

Eine Begehung des Beets ist nicht ratsam, da die Pflanzensprossen trittempfindlich sind und sich der Filterkörper zusätzlich verdichtet.

9.3.4 Einsatz und Kosten mobiler Messtechnik

Mobile Sensormesstechnik unterstützt vor Ort die Aufnahme von Kenngrößen der Kleinkläranlage und die Problemerkennung während der Wartungsarbeiten. Vom DIBT (2006) werden zur Überprüfung Sauerstoffmessgeräte vor Ort gefordert. Diese geben gleichzeitig die Abwassertemperatur mit an. Der pH-Wert und die chemischen Parameter sind dagegen im Labor zu analysieren.

Während es bei Großkläranlagen heute Standard ist, den Sauerstoffgehalt online zu überwachen, findet man bei Wartungsfirmen, die Kleinkläranlagen betreuen, nur selten diese Messtechnik. Bei der Zertifizierung der Fachfirmen wird die Anschaffung dieser Messtechnik allerdings gefordert, da sie für die Bewertung der Anlagenfunktion bedeutend ist. Ohne diese Messsensorik ist eine Einstellung und Überprüfung des geforderten Mindestsauerstoffgehaltes nicht möglich. Die Kabellänge des Sensors sollte mindestens vier Meter betragen, um auch bei Anlagen größerer Bautiefe den gelösten Sauerstoff erfassen zu können. Galvanische Sensoren benötigen eine Anströmung während der Messung, die durch einen angeschlossenen Rührer oder durch die Bewegung des Sensors im Medium erreicht wird.

Eine Bestimmung der Ablaufwerte mittels Messung des SAK_{254} erleichtert die Bewertung der organoleptischen Prüfergebnisse. Als Richtwerte dienen für den jeweiligen Anlagentyp die Werte aus Tabelle 9.4. Gleichzeitig kann diese Bestimmung die Probenahme und Laboranalytik der chemischen Parameter ersetzen.

Die automatische Reinigungsmethodik spielt bei der mobilen Nutzung eine untergeordnete Rolle, solange sich die Messfenster von außen reinigen lassen.

Die mobile Trübungsmessung wird nicht empfohlen, da sie sich nach den bisherigen Erkenntnissen nur zur kontinuierlichen Überprüfung der Trübungsänderung eignet. Die Abstände der Wartungsintervalle sind zu groß, um Trends in der Funktionsänderung zu

erkennen. Zudem ist der ermittelte Richtwert von 22 NTU sehr niedrig und liegt nahe dem optisch klaren Wasser. Damit ist eine organoleptisch durchgeführte Prüfung ausreichend.

Die Messtechnik ist je nach Hersteller für den mobilen Einsatz mit einer 24V-Spannungsversorgung (SAK₂₅₄) bzw. Akku-/Batteriebetrieb (gelöster Sauerstoff, Temperatur) erhältlich. Während es sich bei den Messgeräten mit Akku-/Batteriebetrieb um Handgeräte handelt, ist die Messtechnik für die UV-Absorption im Fahrzeug stabil zu befestigen, da dieses Gerät derzeit nicht tragbar ist.

Die mobile Messtechnik hat den Vorteil, dass die Anschaffungskosten auf alle in der Wartung befindlichen Kleinkläranlagen umgelegt werden können. Damit steigen die Investitionskosten für den Betreiber von Kleinkläranlagen nicht. Allerdings verliert dieser den Vorteil der zentralen Überwachung der Betriebsparameter, einer unabhängigen Bearbeitung der Störmeldungen sowie der Minimierung der Eigenüberwachung.

Die Kosten für die mobile Messtechnik sind in Tabelle 9.8 zusammengefasst. Da die mobile SAK₂₅₄-Messtechnik gleich der bei Online-Messungen ist, finden sich im Investitionsbereich die gleichen Kosten wieder. Lediglich die Betriebskosten sinken aufgrund der geringeren Stromkosten.

Die Messtechnik ist regelmäßig auf ihre Funktionstüchtigkeit zu kontrollieren und ggf. zu reinigen, zu regenerieren und zu eichen. Dafür sind alle zwei Wochen 30 Minuten zu planen.

Unter Beachtung der Annahmen für die einzelnen Kostenpositionen, die schon im Kapitel 9.1.5.2 (Online-Messtechnik) beschrieben wurden, ergeben sich für den Sauerstoffsensoren Kosten in Höhe von etwa 500 €/a und für die SAK₂₅₄-Sonde von etwa 2.200 €/a zzgl. gesetzlicher MwSt. Legt man letztere Summe auf jährlich 300 gewartete Anlagen um, erhöhen sich die Wartungskosten lediglich um 10 € je Anlage. Die Anschaffung dieser mobilen Messtechnik ist wirtschaftlicher als der stationäre Einsatz.

Tabelle 9.8 Notwendige Apparatetechnik und Kosten für mobile Messtechnik

	O₂	SAK₂₅₄
Notwendige Apparatetechnik	- Messgerät, galvanischer oder Lumineszenz-Sensor mit 3 m Kabellänge	- wie Online-Messtechnik zzgl. 24V-Batterie und Stativ - Kunststoff- oder Glasbehälter
Hinweis (herstellerabhängig)	- Temperaturanzeige - anströmfrei - nicht anströmfrei: Rührer zusätzlich notwendig	- Trübungskompensation 550 nm (lt. DIN) - Direktanzeige CSB, BSB ₅ möglich - pH-Arbeitsbereich: 4 .. 9 - Einsatz nur ohne zusätzliche Betriebsstoffe (z. B. Druckluft)
Durchschnittliche Standzeit Sensor	0,5 bis 3 Jahre (sensortypabhängig)	1 bis 3 Jahre
Empfohlener Abschreibungszeitraum Messgerät	7 bis 10 Jahre	
Option	- Netzgerät, serielle Schnittstelle - kalibrierungs-, membran- und elektrolytfreie Sensorik	- kalibrierungsarm
Wartungstätigkeiten (herstellerabhängig)	- Kalibrierung (wöch.) - Wechsel Membran (etwa 1x/a je nach Lagerung und Verschmutzung) - Wechsel Sensorkappe (alle 2 a) - Regeneration, Reinigung mit speziellen Lösungen	- Reinigung mit Essigsäure (1 ... 2x/Mon.) - Wechsel Wischerblatt (1x/a ... 2x/a) - Wechsel Dichtungen (1x/a)
Anschaffungskosten	ab 500 €	13.000 ... 18.000 €
Betriebskosten (ohne Arbeitszeit)	ca. 25 ... 75 €/a	ca. 30 ... 70 €/a

Preise zzgl. gesetzl. MwSt. (Stand: 06/2008)

In Bild 9.3 ist ein Ablaufplan für die Wartung von Kleinkläranlagen mit mobiler Messtechnik dargestellt, der besonderes Augenmerk auf den Einsatz der hier vorgestellten Sauerstoff- und SAK₂₅₄-Sensorik legt. Der Punkt „allgemeine Wartungs- und Kontrollaufgaben“ enthält mindestens die in Tabelle 9.6 genannten Aufgaben. Der Ablaufplan bildet diese nicht ab, da bei Betriebsproblemen grundsätzlich – wie beim Sauerstoffgehalt – die Einstellung der Kläranlage geprüft und ggf. angepasst werden muss. Die Fehlersuche und –beseitigung kann in Anlehnung an Tabelle 9.7 erfolgen.

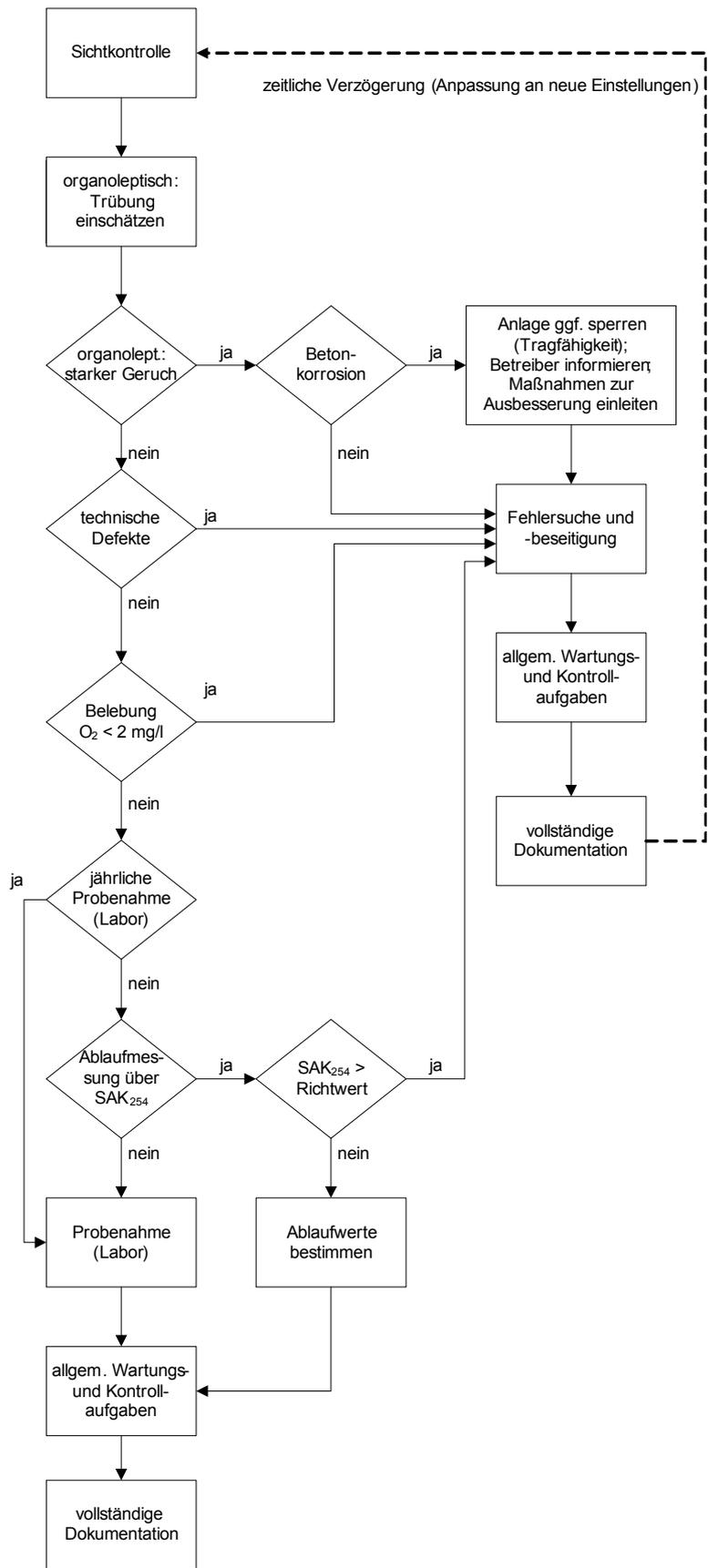


Bild 9.3 Ablaufplan einer Wartung von Kleinkläranlagen mit mobiler Messtechnik

Es wurde davon ausgegangen, dass eine einmalige Probenahme und –analyse der chemisch/biochemischen Parameter durch ein akkreditiertes Labor weiterhin notwendig ist. Diese Schleife entfällt, sofern die Analytik vollständig über den SAK₂₅₄ erfolgt.

Empfehlenswert ist die Anschaffung eines Druckmessgerätes, mit dessen Hilfe die Verdichterleistung überprüfen werden kann. Die Anschaffungskosten inklusive der Anschlussstutzen betragen ab 170 € zzgl. gesetzlicher Mehrwertsteuer.

Bei der Zertifizierung der Wartungsunternehmen wird das Vorhandensein eines pH- und Leitfähigkeitsmessgerätes sowie eines Mikroskops geprüft [DWA-ZERT 2006]. Die Investitionskosten liegen jeweils in der Größenordnung der eines Sauerstoffmessgerätes.

Immer wiederkehrende Messungen ermöglichen der Wartungsfirma, bei gewissenhafter Protokollführung ein Erkennen von Leistungseinbußen maschineller Technik. Ohne Mitarbeit des Betreibers bleibt jedoch die zeitnahe Rückmeldung von Betriebsproblemen, wie sie mit einer Online-Überprüfung und Datenfernübertragung möglich ist, zweifelhaft.

Nachteilig ist, dass die mobile Messtechnik nur zum Zeitpunkt der Wartung Erkenntnisse über die Ablaufqualität des Abwassers bringt. Eine kontinuierliche Kontrolle der Anlagenfunktion ist somit nicht möglich.

9.4 Empfehlungen für die Schlamm Entsorgung

Schlamm Entsorger haben ihre Kenntnis zum Aufbau und den zu entsorgenden Bereichen von Kleinkläranlagen nachzuweisen. Die entsorgungspflichtigen Körperschaften sollten bei Beauftragung einen **Fachkundenachweis** verlangen.

Der Fachkundelehrgang muss auf ff. Inhalte abgestimmt sein:

- Aufbau von biologischen Kleinkläranlagen,
- Ermittlung von Entsorgungsbereichen,
- Vermittlung der Entsorgungsmengen bei mehreren Speicherbereichen,
- Entsorgungsdurchführung,
- praktische Übung/Prüfung.

Jeder Fahrer, der Kleinkläranlagen entleert, sollte diesen absolvieren.

Die durchschnittlich anfallende Menge an Schlamm ist Tabelle 4.8 entnehmbar. Bei mehreren Schlamm Speicherbereichen nimmt der Schlammanteil von der ersten zur zweiten

Kammer im Durchschnitt im Verhältnis 2 zu 1 ab. Es ist nicht notwendig und wirtschaftlich, die zweite Kammer vollständig zu leeren, da hier meist abgesetztes Rohabwasser vorliegt. Bei Abweichungen von der typischen Anzahl der zu entleerenden Kammern hat die Wartungsfirma bzw. der Betreiber dem Entsorgungsunternehmen die reale Anzahl zur Entleerung mitzuteilen.

Der Saugrüssel ist mehrmals umzusetzen, um festen Bodenschlamm aufnehmen zu können. Dies wird besonders bei Anlagen mit langen Schlamm-speicherzeiten notwendig, da hier die Mineralisierung des Bodenschlammes fortgeschritten ist und eine Verdichtung vorliegt.

Nach der Entnahme des Schlammes bzw. Schlamm-Wasser-Gemisches händigt der Fahrer dem Betreiber einen Nachweis über die entsorgte Menge mit seiner Unterschrift sowie Datum und Zeit der Entnahme aus.

Des Weiteren muss der Fahrer die Wichtigkeit des **Auffüllens der Kleinkläranlage** mit Regen- bzw. Trinkwasser bei Anwesenheit des Betreibers betonen oder einen Hinweis auf dem Entnahmenachweis hinterlassen, um die weitere Funktionstüchtigkeit der Anlage zu gewährleisten. Als Service kann diese Auffüllung vom Schlamm-entsorger angeboten werden. Der Saugwagen muss dazu mit zwei Kammern ausgestattet sein, die am Boden eine Öffnung zum Ausgleich der Wasserstände haben. In die erste Kammer wird das Schlamm-Wasser-Gemisch eingefüllt, während aus der zweiten das Wasser aus der Klarphase in die Anlage zurückgepumpt wird.

Es ist noch zu prüfen, ob diese Möglichkeit technisch sowie zeitlich umsetzbar ist und wie sich dieser Service wirtschaftlich niederschlägt.

9.5 Vorschläge für den Betreiber

Der Betreiber einer Kleinkläranlage muss in seinem Bestreben, sein Abwasser bestmöglich zu reinigen und zu entsorgen, motiviert sowie unterstützt werden. Daher sollte bei Behörden, Vertriebs- und Wartungsfirmen sowie der Presse ein **positives Image zur Abwasserreinigung** aufgebaut werden. Es steht nicht die Arbeit mit der Kleinkläranlage im Vordergrund, sondern das Ziel – die Ableitung sauberen, gereinigten Abwassers zum raumnahen Auffüllen der Grundwasservorräte.

Eine **Beratung** von zukünftigen Betreibern beim Erwerb einer Kleinkläranlage durch unabhängige Sachverständige ist vorteilhaft, wenn es um eine Entscheidung hinsichtlich

verschiedener Verfahren der Abwasserentsorgung (abflusslose Sammelgrube, Kleinkläranlage), Kosten und Eignung für den Betreiber geht. Er kann gleichzeitig über die rechtlichen und technischen Konsequenzen bei Unterlassung oder nicht ordnungsgemäßen Betrieb aufklären und ggf. unterstützend beim Betrieb mitwirken.

Dem Betreiber können aus den praktischen Untersuchungen an den verschiedenen Kleinkläranlagen Empfehlungen zum Erhalt der Funktionstüchtigkeit seiner Kleinkläranlage unterbreitet werden.

Für technisch belüftete Kleinkläranlagen muss zwingend eine zweimalige **Wartungshäufigkeit** eingehalten werden. Dadurch wird eine Limitierung der Sauerstoffzufuhr unterbunden und bei bedarfsgerechter Einstellung Energie eingespart. Gleichzeitig wird die Funktion der Aggregate überprüft.

Die **Wartungsqualität** lässt sich nur durch die Wahl des Wartungsunternehmens beeinflussen. Kriterien bei der Wahl sollten Zertifizierung, vorhandene Messgeräte, Weiterbildungen sowie Referenzen sein. Eine zusammenhängende Wartung von Kleinkläranlage und vorhandenem Fettfang wird empfohlen.

Die Durchführung aller im Vertrag genannten Wartungstätigkeiten kann der Betreiber nur im Beisein der Wartung kontrollieren.

Fehleinleitungen sind grundsätzlich zu vermeiden. Dazu übergibt der Hersteller Listen mit Substanzen bzw. Substanzgruppen, die nicht eingeleitet werden dürfen. Neben Chemikalien wie Verdüner zählen auch Lebensmittelreste dazu.

Die Nutzung einer **Waschmaschine** sollte auf ein dreimaliges Waschen pro Tag bzw. maximal fünf Waschgänge pro Woche beschränkt bleiben. Mit einem Sauerstoffgehalt über 3 mg/l ist so der Abbau organischer Substanzen gewährleistet.

Im Rahmen der **Eigenüberwachung** hat der Betreiber täglich zu prüfen, ob die Anlage in Betrieb ist. Zusätzlich können unbekannte Geräusche der Aggregate oder Gerüche als Alarmsignal für einen ungünstigen Anlagenzustand gelten. Ein regelmäßiges Ablesen des Betriebsstundenzählers ist zwar wünschenswert, jedoch nicht zwingend notwendig. Totalausfälle von Belüfter- oder Pumpentechnik werden derzeit schon standardmäßig per akustischen und/oder optischen Alarm angezeigt. Teilausfälle ohne Alarm mit minimiertem Stromverbrauch sind selten anzutreffen. Sofern nicht umgehend die Wartungsfirma informiert wird, erkennt diese bei einem Blick in die Anlage selbst eine längere Störung.

Ein regelmäßiges Öffnen der Kläranlage zu deren Besichtigung und Bewertung wird sich in der Praxis nicht durchsetzen. Sofern der Betreiber nicht in der Lage ist, die Anlage allein zu öffnen und zu bewerten, fordert das DIBT (2006) eine monatliche Beauftragung einer sachkundigen Person zusätzlich zu den halbjährlichen Fremdwartungen. Hier ist die Notwendigkeit sowie Wirtschaftlichkeit dieser Forderung zu hinterfragen. Zu bevorzugen sind ereignisorientierte Kontrollen, wie die Kontrolle der Anlagenfunktion nach Frost, Starkregen oder Sturm.

Da KÄMPFER ET AL. (2005) sogar eine Entbindung der Überwachungsfunktion privater Betreiber vorschlagen, wäre hier eine **erweiterte Alarmgebung**, wie oben beschrieben, eine sinnvolle Alternative. Die Minimierung von Wartungsaufgaben im Rahmen der Eigenüberwachung ist eine praxisnahe Umsetzung der hier gewonnenen Erkenntnisse.

Die **Schlammentsorgung** sollte im Beisein des Betreibers oder eines Beauftragten erfolgen. Ist dies nicht möglich, ist die Entleerung der Schlamm Speicher zeitnah zu überprüfen, um bei Nichterfüllung des Auftrags Regressansprüche geltend zu machen. Nach der Leerung ist die Vorklärung mit Wasser wieder aufzufüllen. Eine Mitteilung an die **entsorgungspflichtige Körperschaft** bei Nichterfüllung des Auftrags ist ratsam. Die Körperschaft sollte im Falle von Beschwerden wegen Nichtleerung der Vorklärungen Konsequenzen für die nächste Ausschreibung ziehen und nur ausgebildeten, zuverlässigen Firmen den Zuschlag geben.

Grundsätzlich sind statt Einzelanlagen **Gruppenkläranlagen** mit einem Anschluss von mehr als zwei Haushalten zu bevorzugen. Diese weisen den Vorteil der Vergleichmäßigung des Abwasseranfalls sowie der Abwasserqualität, aber auch geringere Investitions- sowie Betriebskosten für die einzelnen Parteien auf. Bei diesen Anlagen werden eine kontinuierliche Beschickung und ein stabilerer Abbau der zulaufenden Frachten gewährleistet. Auf eine ausreichende rechtliche Regelung hinsichtlich der Kostenverteilung, Übernahme von Tätigkeiten im Rahmen der Eigenüberwachung und Verantwortlichkeiten ist hierbei zu achten.

9.6 Überwachung der Kleinkläranlagenfunktion

Kleinkläranlagen können seitens der **Behörden** nur durch eine kontinuierlich betriebene Katastererstellung, -fortführung sowie -aktualisierung überwacht werden. Die Aufgaben zur

Überwachung sind umfangreich. Sie erfordern von den Bearbeitern spezielles verfahrenstechnisches Wissen, um Bestands- und Bemessungsgrundlagen, den baulichen sowie funktionellen Zustand der Anlage sowie einzelner Anlagenteile qualitativ einzuschätzen, Plausibilitäts- und Vollständigkeitsprüfungen durchzuführen sowie Schlammmentsorgungsscheine, Wartungs- sowie Analyseberichte zu bewerten. Regelmäßige Weiterbildungsveranstaltungen im Abstand von maximal zwei Jahren frischen vorhandenes Wissen auf und können über neueste Entwicklungen informieren. Standardisierte Programme, die mit Programmen der Wartungsfirmen kompatibel sind, oder allgemein nutzbare Datenformate erleichtern das Überwachen und Einpflegen der Daten.

Eine fachlich kompetente Bauabnahme, ein konsequentes Vorgehen bei Nichteinhaltung der Ablaufwerte und regelmäßige Vor-Ort-Kontrollen verbessern langfristig die Funktionstüchtigkeit der Kläranlagen und somit die Qualität der Gewässer.

Neben der behördlichen Überwachung ist auch die **Forderung einer regelmäßigen Qualifikation der Wartungsfirmen** gesetzlich zu verankern. Für die Wartung von Kleinkläranlagen ist ein Qualifikationsnachweis mit festgeschriebenen Ausbildungsstandards zu fordern. Die wichtigsten Punkte wurden in Kapitel 9.3 genannt. Eine Aberkennung der Qualifikation bei groben Verstößen sollte möglich sein.

Um die Inhalte der Qualifikation in den gesetzlichen Bestimmungen zu verfassen, ist eine exakte Definition der Termini „Fachkundiger“ bzw. „einschlägige Qualifizierungsmaßnahmen“ einzuführen. Die Qualifizierungsmaßnahmen haben einen vorgeschriebenen Mindeststandard aufzuweisen und sollten inhaltlich mit den Behörden bzw. einer unabhängigen Institution (Handwerkskammer, BDZ, DWA) abgestimmt sein. Marketingveranstaltungen sind abzulehnen.

Einzelne Institutionen bieten **Zertifikate** an, die in regelmäßigen Abständen erneuert werden. Hier ist u. a. auf eine sach- und fachgerechte Nutzung der Arbeitsgeräte (z. B. Nutzung elektrischer Kühltaschen für mindestens sechs 1-Liter-Flaschen, kalibrierte und funktionstüchtige Messgeräte) zu achten.

Zweckmäßig sind Entwicklungen, die Kontrolle der Funktionstüchtigkeit und der ordnungsgemäßen Wartung der Kleinkläranlagen an behördlich zugelassene Dritte zu übertragen. In Tabelle 9.9 werden die Vor- und Nachteile verschiedener Überwachungsmodelle zusammengestellt. Ziel der Auslagerung der Überwachung sollte sein, kompetent, kosten- und zeiteffizient die **Überwachung** der Kläranlagenfunktion

durchzuführen. Der Einsatz privater Sachverständige führt aus behördlicher Sicht nicht zu einer Verringerung der Arbeit, so dass die anderen zwei Modelle zu bevorzugen sind.

Die Beauftragten sollten aus Gründen der Unabhängigkeit weder selbst Anlagen warten noch verkaufen. FELDE ET AL. (2001) empfehlen die Kontrollen in einem Abstand von vier bis sechs Jahren. In Bayern werden sie zum Beispiel im Rhythmus von zwei Jahren durchgeführt.

Für einen nachhaltigen Gewässerschutz ist es sinnvoll, die **Abwasserbeseitigungspflicht nicht an den Bürger** zu übergeben. Die Planung, der Einbau und Betrieb der Kleinkläranlagen sollte dem Zweckverband obliegen. Das hat folgende Vorteile:

- Der Zweckverband und damit Betreiber aller Anlagen
 - hat finanzielle Vorteile durch Einsparung von Fahrzeit und damit Personal-/ Fahrkosten oder durch den Kauf hoher Stückzahlen beim Bau der Kleinkläranlagen. Diese sollten an die Haushalte weitergereicht werden.
 - hat organisatorische Vorteile durch Bündelung der Wartungen und ggf. Schlammabfuhrungen.
 - besitzt Personal mit hoher Qualifikation und Betriebserfahrung in der Abwasserreinigung. Im Rahmen von Diskussionsrunden kann mit anderen Verbänden ein reger Gedankenaustausch aufgrund nicht vorhandener Konkurrenz gepflegt werden.
- Die Personen der in Kleinkläranlagen entsorgenden Haushalte
 - haben einen Ansprechpartner und jährlich kalkulierbare Ausgaben.
 - können den Bereitschaftsdienst außerhalb der Arbeitszeiten nutzen.

Wie bei den Haushalten, die an Zentralanlagen angeschlossen sind, wird in diesen Fällen ebenfalls eine Abwassergebühr eingezogen.

Bei **Einführung stationärer Messtechnik** zur Ermittlung der Ablaufwerte, zu der Aufnahme der Betriebsdaten sowie der Datenübermittlung an eine Wartungsfirma und/oder Behörde wird die Herabsetzung der Wartungshäufigkeit auf eine Wartung im Jahr vorgeschlagen. Hier ist die behördliche Anerkennung der SAK₂₅₄-Bestimmungsmethode zur Ermittlung der Ablaufwerte notwendig.

Tabelle 9.9 Vor- und Nachteile verschiedener Überwachungsmodelle zur Kontrolle der Anlagenfunktion und ordnungsgemäßen Wartung [nach KÄMPFER ET AL. 2005B]

Beauftragte	Vorteil	Nachteil
Private Sachverständige	<ul style="list-style-type: none"> - Auswahl des Sachverständigen durch Betreiber 	<ul style="list-style-type: none"> - Sachverständige stehen im Wettbewerb, daher Möglichkeit einer Abhängigkeit zum Betreiber - Betreiber muss sich selbst um Beauftragung sowie Übermittlung des Ergebnisses an die Behörde kümmern - Behörde hat weiterhin Aufwand zum Einpflegen der Daten - mehrere Ansprechpartner (Wartung, Schlamm Entsorgung Zweckverband, Behörde, Sachverständiger)
Sachverständige mit festen Einzugsgebieten „Schornsteinfegerprinzip“	<ul style="list-style-type: none"> - kein Wettbewerb, Unabhängigkeit und Objektivität gewährleistet - Überprüfung im festgelegten Rhythmus, keine Betreiber-Aktivität notwendig - Kontinuität der Beobachtung 	<ul style="list-style-type: none"> - erhöhter regulatorischer Aufwand durch Erlass einer Gebührenordnung und Festlegung des Einzugsgebietes - mehrere Ansprechpartner (Wartung, Schlamm Entsorgung, Zweckverband, Sachverständiger)
Kommunalmodell (Abwasserbeseitigungspflichtiger)	<ul style="list-style-type: none"> - gleichzeitige Kontrolle der Schlamm Entsorgung und der Anlagenfunktion - wenige Ansprechpartner (Wartung, Schlamm Entsorgung, Zweckverband) - Überprüfung im festgelegten Rhythmus, keine Betreiberaktivität notwendig - Kontinuität der Beobachtung 	<ul style="list-style-type: none"> - Anlagen dürfen nicht von den Zweckverbänden selbst betrieben werden (Gefahr der Selbstüberwachung)

Sollte sich in weiteren Untersuchungen bestätigen, dass der **Rest-CSB bei den Pflanzenkläranlagen** aufgrund von Verdunstung oder Huminstoffbildung deutlich höher ausfällt als bei technischen Anlagen, ist der Grenzwert für diesen Parameter neu zu überdenken bzw. diese Erkenntnis in den Bewertungsprozess der Ablaufergebnisse mit einzubeziehen.

9.7 Bewertung der vorgeschlagenen Maßnahmen

Die verschiedenen Maßnahmen werden hinsichtlich ihres Potenzials zur Verbesserung bzw. zum Erhalt der Umwelt im Sinne der EU-WRRL (2000) bzw. des WHG (2002) sowie zur Betreiber- und Wartungsfreundlichkeit in Tabelle 9.10 bewertet. Die Auswirkungen sind nicht nur auf den Betrieb einer Kleinkläranlage bezogen, sondern auch auf die angrenzenden Bereiche wie Herstellung oder Vertrieb. So kann zum Beispiel unter Energie-/Kosteneffizienz auch die Einsparung von Hilfs- und Betriebsstoffen durch die Herstellung langlebiger, abwassergeeigneter Produkte verstanden werden.

Das Ziel der Maßnahmen ist, eine Verbesserung des Gewässerschutzes durch die Erhöhung der Funktionstüchtigkeit zu erreichen. Die baulichen Maßnahmen wirken sich zudem positiv auf die Arbeitssicherheit und –erleichterung im Rahmen der Wartung, aber auch auf den Lebenskomfort der Betreiber aus. Durch eine hervorragende Qualifikation der Firmen, die Wartung, Vertrieb, Einbau und Schlamm Entsorgung durchführen, ist eine positive Auswirkung auf die Gewässerqualität zu erwarten.

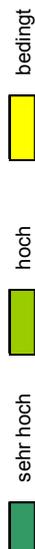
Tabelle 9.10 Verbesserungspotenzial der vorgeschlagenen Maßnahmen

vorgeslagene Maßnahmen	Verbesserungspotenzial und erwartete Auswirkungen													
	Umweltschutz allgemein	Gewässerschutz	Funktionsstüchtigkeit	Leistungsfähigkeit	Energieeffizienz	Kosteneffizienz	Sicherung der Marktstellung	Betriebschutz/-freundlichkeit	Wohnqualität/Lebenskomfort	Nachbarschaftsschutz/-freundlichkeit	Arbeitsbedingungen/Qualifikation Einbaufrüme	Arbeitsbedingungen/Qualifikation Wartungsfrüme	Arbeitsbedingungen/Qualifikation Schlammensortger	Verfeinerung behördlicher Überwachung
bauliche Maßnahmen														
flexible Anpassbarkeit an unterschiedliche Abwassermengen														
modularer Aufbau der Kläranlagen														
Vermeidung Fehleinleitungen														
Langlebigkeit der Bauteile und Aggregate														
Korrosionsbeständigkeit aller Bauteile und Aggregate														
Funktionskontrolle der Anlagen ohne Öffnung dieser														
kein Einstieg zu Reparatur-/Wartungszwecken (Rahmenkonstruktion)														
Zugänglichkeit der mechanischen/elektrischen Bauteile														
Typenschild mit Bauteil-/Aggregatdaten														
farbige Kennzeichnung von Aggregaten und zugehörigen Leitungen, Schläuchen etc.														
schallmindernde Ausführung der Aggregate sowie Steuerstränke														
Leitungsverlegung in Leerrohren														
Kennzeichnung der Schlammspeicher im Behälter														
Kennzeichnung maximaler Schlammhöhe im Behälter/Steuerstränk														
Einsatz foulingreduzierter Membranmaterialien														
Verminderung der Kolimation bei Versickerungen														
sinnfällige Alarmgebung mit Minimierung sensibler Alarmtechnik														
Weitergehende Überwachungsfunktionen														
Bestimmung der Ablaufparameter mittels physikalischer Messmethoden														
Reproduzierbarkeit von Steuerzuständen														
PC-Schnittstelle der Steuerung														
Datenfernüberwachung														
Datenfernwerktechnik														



Tabelle 9.10 Verbesserungspotenzial der vorgeschlagenen Maßnahmen (Fortsetzung)

vorgeschlagene Maßnahmen	Verbesserungspotenzial und erwartete Auswirkungen													
	Umweltschutz allgemein	Gewässerschutz	Funktionsfähigkeit	Leistungsfähigkeit	Energieeffizienz	Kosteneffizienz	Sicherung der Marktstellung	Betriebschutz/-freundlichkeit	Wohnqualität/Lebenskomfort	Nachbarschaftsschutz/-freundlichkeit	Arbeitsbedingungen/Qualifikation Einbaufrümmen	Arbeitsbedingungen/Qualifikation Wartungsfrümmen	Arbeitsbedingungen/Qualifikation Schlammensortierer	Verfeinerung behördlicher Überwachung
anlagentypbezogene bauliche Vorschläge														
Feststoffmessung vor Klwanwasserabzug bei SBR-Anlage														
Reinigung der Festbetten ohne Ausbau des Festbettes														
Verminderung der Kolmation bei Pflanzenkläranlagen														
Anstau Pflanzenkläranlagen im Sommer														
Frostschutz Pflanzenkläranlagen im Winter														
Sicherung Luftraum von mindestens 15 cm bei Tropfkörperanlagen														
planerische Maßnahmen														
individuelle Planung nach bekannter Abwassermenge (ab 10 EW)														
Verminderung der Fracht bei Einkammerabsetzgruben														
Belüfteranordnung oberhalb der Schlammzone in der Belebung														
Entfrachtete und verständliche Unterlagen für Betreiber														
verständliche Einbau- und Wartungshinweise														
Erstellung einer Stückliste für die jeweilige Kläranlage														
wartungsspezifische Maßnahmen														
Schlammspiegelmessung im Nahe Übertritt														
Befüllung Vorklärbecken nach Schlammmentnahme														
im Wartungsvertrag festgelegte Mitteilungspflicht gegenüber den Behörden														
integrierte Wartung des Fettfanges														
Notrufbereitschaft														
qualitative bzw. behördliche Maßnahmen														
qualitativ hochwertige (Weiter-)Bildungslehrgänge														
Weiterbildungsverpflichtung für Wartungsfirmen, Einbauer und Planer														
Anerkennung von Einbau-/Wartungsfirmen, Schlammensortierern nur mit qualifizierendem Zertifikat														
Kontrolle zweimaliger Wartung inklusive der Konsequenzen durch Behörden														



10 Zusammenfassung und Ausblick

Kleinkläranlagen werden in der ländlichen Region zur Abwasserentsorgung eingesetzt. Die Einflussfaktoren auf die Funktionstüchtigkeit der Kleinkläranlagen sind vielfältig. Eine Verbesserung der Gewässerqualität erfordert jedoch eine sehr gute Ablaufqualität der Kleinkläranlagen. Vor diesem Hintergrund waren in der Dissertation, auf der Grundlage des aktuellen Kenntnisstandes, verschiedene Einflussfaktoren sowie die Defizite bei Kleinkläranlagen zu spezifizieren und zu belegen. Weiterhin sollte die Eignung einfacher physikalischer Messmethoden zur Abbildung des Anlagenzustandes, insbesondere hinsichtlich der Bestimmung der Ablaufqualität, geprüft sowie Möglichkeiten zur Erhöhung der Funktionstüchtigkeit der Kleinkläranlagen erarbeitet werden. Hierzu wurden vorliegende Praxisdaten sowie Wartungsprotokolle umfassend bewertet und detaillierte Messungen in einem Zeitraum von 18 Monaten durchgeführt. Die Bestimmung der Abwasserqualität erfolgte ergänzend zur systematischen Untersuchung der physikalischen Messmethoden.

Der **Abwasseranfall** in der ländlichen Region schwankt je nach Betreiberverhalten zwischen 40 l/(E·d) und 160 l/(E·d). Er beträgt im Mittel 85 l/(E·d) und liegt damit deutlich unter dem bundesdeutschen Durchschnitt. Eine Verringerung der hydraulischen Bemessungsgröße bei Kleinkläranlagen von 150 l/(E·d), entsprechend der DIN EN 12566-3 (2005), ist aufgrund dieser Schwankungsbreite nicht sinnvoll. Um Faulprozesse in den Absetzbecken zu unterbinden, sind Anlagentypen zu entwickeln, die hinsichtlich ihrer Verfahrenstechnik oder ihres Betriebsablaufs variabel an den jeweils vorliegenden Abwasseranfall anpassbar sind. Ab einer Anschlussgröße von zehn Einwohnern und bekanntem Schmutzwasseranfall sollte eine an die Wassermenge angegliche, individuelle Planung erfolgen. Gruppenkläranlagen mit einem Anschluss von mehr als zwei Haushalten sind bevorzugt einzusetzen. Bei ihnen wird eine Vergleichmäßigung des Abwasseranfalls sowie der Abwasserqualität erreicht.

Die **Qualität** des der biologischen Stufe zulaufenden Abwassers schwankt stärker als bei kommunalen Kläranlagen. Im Mittel werden die Bemessungskonzentrationen nach ATV-A 131 (2000) bzw. DIN EN 12566-3 (2005) für den CSB, BSB₅ sowie für NH₄-N unterschritten. Die Durchschnittskonzentrationen für den N_{GES} und P_{GES} entsprechen denen der Bemessungskonzentration.

Konzentrationen bis 500 mg/l BSB₅, 1.000 mg/l CSB und 100 mg/l NH₄-N treten unabhängig von der Zulaufwassermenge auf. Es bestätigt sich somit nicht, dass bei einem geringen

spezifischen Abwasseranfall zwangsläufig die Zulaufkonzentration steigen muss, wie es aufgrund der Annahme einer gleichbleibenden Zulauffracht erwartet wird. Hohe Konzentrationen über 1.000 mg/l CSB oder 500 mg/l BSB₅ treten selten auf. Bei ausreichender Belüftung sowie regelmäßiger Wartung sind diese Konzentrationen auch in Kleinkläranlagen unter die Grenzwerte abbaubar.

Die Tensidkonzentrationen sind um das Fünffache höher als in kommunalen Anlagen und zeugen von einem hohen Grauwasseranteil. Eine negative Beeinflussung der Funktion der Anlage (z. B. durch Schaumbildung) oder des Abbaus organischer Substanzen durch Tenside bzw. durch ausgeschiedene Medikamentenmetabolite (Diabetika, Epileptika, Herzmedikamente) war in der Untersuchung nicht nachweisbar. Der Abbau der anionischen Tenside aus den üblichen Haushaltschemikalien ist bei einem Gehalt an gelöstem Sauerstoff größer 2 mg/l bis zu 99 Prozent möglich.

Die Höhe der **Zulauffracht** zur biologischen Stufe ist unabhängig von der Anzahl vorgeschalteter Absetzkammern. Sie schwankte bei den untersuchten Anlagen zwischen 5 und 30 g/(E·d) BSB₅. Damit ist sie deutlich kleiner als die für die Bemessung vorgegebene Größe nach DIN 4261 – T. 1 (2002). Durch die geringen Abwassermengen erhöht sich die Verweilzeit in den Absetzbecken. Eine dadurch verlängerte Sedimentationsphase der Feststoffe und anaerobe Teilabbauvorgänge in der Vorklä rung führen zu dieser signifikanten Abnahme.

Die Fracht-Bemessungsgröße ist daher an die realen Vorgänge anzupassen. Die aus Einkammerabsetzgruben ablaufende Fracht kann somit von derzeit 50 g/(E·d) BSB₅ [DIBT 2006] auf 40 g/(E·d) BSB₅ herabgesetzt werden, wenn bei maximal stündlichem Zufluss eine Verweilzeit von mehr als zwei Stunden und eine Oberflächenbeschickung von 0,8 m³/(m²·h) in der Klarwasserzone [BDZ-AK 2007] eingehalten wird.

Kleinkläranlagen sind unter Beachtung einer regelmäßigen Instandhaltung und Eigenüberwachung durch den Betreiber in der Lage, die derzeit geforderten Grenzwerte der Größenklasse 1 und Ammonium-Stickstoffwerte (NH₄-N) der Größenklasse 3 nach ABwV (2004) im Mittel einzuhalten. Eine sehr gute **Ablaufqualität** zeigen vor allem Pflanzenkläranlagen, Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern sowie Tropfkörperanlagen. Konventionell durchströmte Belebungsanlagen sind für Anlagengrößen unter acht Einwohnerwerten nicht geeignet. Die höchste Abbaurate beim NH₄-N weisen SBR-Anlagen und vertikal durchströmte Pflanzenkläranlagen auf.

Ein Einfluss der Abwassertemperatur auf den Abbau organischer Substanzen war bis unter 6 °C nicht erkennbar. Die Adaption an die kältere **Temperatur** erfolgt innerhalb weniger Tage, sofern genügend organisches Material und gelöster Sauerstoff zur Verfügung stehen. Die Nitrifikationsleistung wird dagegen von der Temperatur beeinflusst und nimmt mit steigender Temperatur, hier ab 18 °C, zu.

Bei den **Pflanzenkläranlagen** konnte während der Sommerbeprobung gezeigt werden, dass sich besonders Verdunstungs- und damit **Aufkonzentrierungseffekte**, aber auch Umsetzungsprozesse kurzlebiger Pflanzenteile in UV-absorbierende, inerte Abbauprodukte auf die Ablaufqualität auswirken. Mit sinkender Zulaufabwassermenge ist bei gleichbleibender Verdunstung eine Konzentrationsänderung um bis zu 50 Prozent nachweisbar. Daher werden oft Ablaufwerte von über 180 mg/l CSB erreicht, während sich die BSB₅-Ablaufkonzentration im Bereich der Bestimmungsgrenze der Messmethode befindet.

Die häufigsten **Ausfälle bei Kleinkläranlagen** sind technischer Natur oder werden durch den Schlammübertritt in die biologische Stufe hervorgerufen. Diese Mängel wirken sich bei unzureichender Betreiberaktivität und einer geringen Wartungshäufigkeit gravierend auf die Betriebssicherheit der Kleinkläranlagen aus. Die **Wartungshäufigkeit** beeinflusst besonders die technisch belüfteten Systeme. Mit zunehmender Wartungsanzahl (mindestens zweimal jährlich) steigt die Funktionstüchtigkeit der Anlagen deutlich. Naturnahe und natürlich belüftete, technische Anlagen sowie Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern weisen schon bei einer einmaligen Wartung pro Jahr Ablaufwerte unterhalb der Grenzwerte auf.

Die Bewertung der **Funktionstüchtigkeit** der Kleinkläranlagen bei der Wartung wird mit der Überprüfung betriebsrelevanter Parameter sowie der Messung der Ablaufkonzentrationen erleichtert, wobei die Bestimmung der chemisch/biochemischen Parameter vor Ort aufwendig und bisher unpraktikabel ist. Daher wurden **einfache physikalische Messmethoden**, wie die Messung des Gehalts an gelöstem Sauerstoff, der Trübung, der Redoxspannung sowie des spektralen Absorptionskoeffizienten SAK₂₅₄, auf ihre Eignung als Ersatzparameter für den CSB, BSB₅ sowie NH₄-N untersucht.

Die Messung des gelösten Sauerstoffs, der Trübung oder der Redoxspannung eignet sich aufgrund der großen Streubreite der Messdaten nicht zur wertegenauen Umrechnung in den CSB, BSB₅ oder NH₄-N. Allerdings lassen sich hier Richtwerte zu einer ersten Abschätzung angeben. In Abhängigkeit der Überwachungshäufigkeit der technischen Anlagen sind **Sauerstoffgehalte** von mindestens 2 mg/l bei mehrmaliger bzw. 3 mg/l bei einmaliger

Messung in der kälteren Jahreszeit für die biologische Stufe einzuhalten, um Sauerstoffmangel in der wärmeren Jahreszeit auszuschließen. Pflanzenkläranlagen zeigen sehr gute Ablaufwerte bei Sauerstoffkonzentrationen von mindestens 1,5 mg/l im Ablauf. Bei natürlich belüfteten Anlagen lässt sich der Sauerstoffeintrag durch die Rezirkulationshäufigkeit und –dauer sowie ggf. durch die Wahl der Pflanzenart und Pflanzenanzahl positiv beeinflussen.

Für die **Trübung** kann zur Einhaltung von 150 mg/l CSB und 40 mg/l BSB₅ ein Richtwert von 22 NTU im Ablauf angegeben werden. Anlagen mit **Redoxspannungen** über 100 mV (technische Anlagen) bzw. 150 mV (Pflanzenkläranlagen) im Ablauf halten größtenteils ebenfalls diese Grenzwerte ein. Für den NH₄-N-Grenzwert von 10 mg/l wurde bei den technischen Anlagen ein Richtwert von 145 mV gefunden.

Der **spektrale Absorptionskoeffizient SAK₂₅₄** zeigte sich als stabiler und zuverlässiger Parameter zur Bestimmung der Ablaufwerte CSB und BSB₅. Aufgrund der oben genannten Einflüsse auf Pflanzenkläranlagen ergaben sich für die technischen Anlagen und die Pflanzenkläranlagen unterschiedliche Umrechnungsgleichungen.

Als Richtwerte wurden für eine Vor-Ort-Überprüfung der technischen Anlagen ein SAK₂₅₄ von 50 m⁻¹ und der Pflanzenkläranlagen ein SAK₂₅₄ von 100 m⁻¹ (Sommer) ermittelt. Die Umrechnung in den Ablaufwert sollte nur im Bereich der Richtwerte erfolgen, da bei hohen Ablaufkonzentrationen die Absorptionsfähigkeit der Abwasserinhaltsstoffe stark differiert.

Hinsichtlich des NH₄-N lässt sich für SBR-Anlagen ein Zusammenhang zum SAK₂₅₄ mit dem Richtwert 50 m⁻¹ feststellen. Eine allgemeingültige Aussage für alle Anlagentypen ist aus den Messwerten nicht ableitbar. Derzeit ist der Einsatz der SAK₂₅₄-Messtechnik kostenintensiv und daher noch nicht wirtschaftlich.

Bei der **Online-Messung** zeigte sich neben der SAK₂₅₄-Bestimmung auch die Messung der Trübung als geeignet, Änderungen der Ablaufqualität anzuzeigen. Die Trübungsmessung ist hinsichtlich der Wirtschaftlichkeit deutlich preisgünstiger als die des SAK₂₅₄. Eine Bestimmung der Ablaufkonzentrationen ist allerdings nicht möglich. Allgemein ist bei der Sensorik besonders auf den Reinigungsmechanismus der Messfenster zu achten, da sie in einem Bereich stehenden Wassers eingesetzt wird.

Bei Einführung **stationärer Messtechnik** mit einer quantitativen Ermittlung der Ablaufwerte, der Aufnahme der Betriebsdaten und einer Datenfernübertragung zu den Wartungsfirmen wird es möglich, die derzeitige Wartungshäufigkeit von einer mehrmaligen auf eine einmalige Wartung pro Jahr herunterzusetzen. Die Anerkennung des Messverfahrens durch die

Behörden ist dazu notwendig. Ist der SAK₂₅₄ als Ersatzparameter kostengünstig einsetzbar, kann der Betreiber von seiner Eigenüberwachung entlastet werden.

Die Betriebsdaten sind an die Wartungsfirma über Internet oder Telefon zu übermitteln. Noch zu entwickelnde Programme sollen die Auswertung der Anlageninformationen bei den Wartungsfirmen unterstützen, die aktuellen mit früheren Daten abgleichen und Problemfälle anzeigen.

Die Funktionstüchtigkeit von Kleinkläranlagen kann ebenso durch eine hohe Wartungsqualität verbessert werden. Zur optimalen Instandsetzung sind dem Betreiber sowie der Instandhaltungsfirma vom Hersteller ausführliche **Betriebs- und Bedienungsunterlagen** zur Verfügung zu stellen. Die darin enthaltene **Stückliste** hat alle in der jeweiligen Anlage verwendeten Aggregate mit ihren Bezeichnungen sowie technischen Kenndaten zu beinhalten. Sie ist vom Lieferer bzw. von der Einbaufirma auszufüllen und im Steuerschrank zu hinterlegen. Die Wartungsfirma kann so jederzeit fachgerecht die Aggregate instand setzen oder wechseln. Zudem ist wird gefordert, die Anlage in ihrer Gesamtheit zu warten, also den Fettfang sowie die Versickerung bzw. den Ablauf in die Beurteilung der Anlage mit einzubeziehen.

Weiterhin wird ein Nachweis einer **behördlich anerkannten Qualifikation** von Wartungsfirmen, Einbaufirmen und Schlammentsorgern gefordert. Die Behörde hat diesen Qualifikationsnachweis mit einem Mindestausbildungsstandard in den gesetzlichen Bestimmungen zu verankern. Eine **jährliche, qualitativ angemessene Fortbildung** für Wartungsfirmen und Behörden ist zusätzlich zu verlangen, welche von auf diesem Fachgebiet ausbildenden Institutionen oder Kleinkläranlagenherstellern durchzuführen ist.

Zweckmäßig ist die Kontrolle der Funktionstüchtigkeit und ordnungsgemäßen Wartung durch behördlich zugelassen Dritte. Diese **Überwachungsfunktion** sollte die abwasserbeseitigungspflichtige Körperschaft in Abständen von zwei bis vier Jahren wahrnehmen, da ihr auch die Kontrolle der Schlammabfuhr obliegt.

Zukünftig sollte die Abwasserbeseitigungspflicht bei einem Einsatz von Kleinkläranlagen nicht an den Bürger abgegeben werden. Ein nachhaltiger Gewässerschutz wird mit der Übernahme der **Planung, des Einbaus und Betriebs der Kleinkläranlage durch die abwasserbeseitigungspflichtige Körperschaft** erreicht, da hier die Kompetenzen für den Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen schon vorliegen und der Betreiber nur einer Institution verpflichtet ist.

Auf der Grundlage der analysierten Zusammenhänge konnten praktikable Konzepte zur Vorgehensweise der Ablaufkontrolle vor Ort einerseits und zur Online-Betriebskontrolle andererseits aufgezeigt werden. Wichtige Wartungsmaßnahmen und Lösungsvorschläge für Problembereiche wurden aus den Erfahrungen des Betriebs von Kleinkläranlagen heraus zusammengestellt, um den Einsatz von Kleinkläranlagen zuverlässiger zu gestalten.

Zukünftiger Forschungsbedarf besteht nach den in der Arbeit gewonnenen Erkenntnissen hinsichtlich der qualitativen sowie quantitativen Erfassung der huminstoffähnlichen Abbauprodukte bei Pflanzenkläranlagen. Die Abhängigkeit des spektralen Absorptionskoeffizienten von den chemisch/biochemischen Parametern ist durch Messungen in der kälteren Jahreszeit unter Berücksichtigung der Verdunstung zu bestimmen und mit der ermittelten Regressionsgleichung abzugleichen. Des Weiteren ist die Online-Trübungsmessung auf ihre Einsatzfähigkeit bei stark wechselnden Abwasserqualitäten zu prüfen.

Die Zulaufqualität des Abwassers zu den Kleinkläranlagen sowie zur biologischen Stufe ist in weiteren Untersuchungen näher zu spezifizieren und die Frachten aus den Rohabwasserzuläufen zu bestimmen. Anhand dieser können angepasste Bemessungswerte für die Auslegung von Kleinkläranlagen festgelegt werden. Gleichzeitig ist die chronische Wirkung von Medikamenten auf die Mikrobiologie durch eine Anreicherung im Schlamm oder auf Feststoffoberflächen zu prüfen. Die Analysen sollten im Hinblick auf die Entsorgungszyklen des Schlammes aus Kleinkläranlagen mindestens über einen Zeitraum von fünf Jahren durchgeführt werden.

Literaturverzeichnis

- ABWV** (2004): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung – AbwV), vom 17.06.2004
- ADUNKA, F.** (1998): Messunsicherheiten – Theorie und Praxis. Vulkan-Verlag Essen; 1998
- ALEXY, R.** (2003): Antibiotika in der aquatischen Umwelt: Eintrag, Elimination und Wirkung auf Bakterien. Diss. an der Fakultät für Chemie, Pharmazie und Geowissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, 2003
- ALEXY, R.; KÜMMERER, K.** (2005): Antibiotika in der Umwelt. KA 52 (2005) 5, 563-571
- AL JIROUDI, D.** (2005): Vor-Ort-Vergleich von technischen und naturnahen Kleinkläranlagen bei gleichen Untersuchungsbedingungen. Diss. an der Universität Rostock, Institut für Umweltingenieurwesen, 2005
- AL-SA'ED, R. M. Y.** (1987): Investigations in nitrification process of ammonium-rich wastewater in single stage activated sludge systems. Diss. am Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig
- AMEND, J.; BUMILLER, W.; KUSCHE, I.; DONNERT, D.** (2000): Effiziente Abwasserreinigung durch einfache Prozessmodifikation und Nutzung von Küchenabfällen. Wissenschaftliche Berichte FZKA 6483 des Forschungszentrums Karlsruhe, 2000
- ATV-A 122** (1991): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von kleinen Kläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe für Anschlusswerte zwischen 50 und 500 Einwohnerwerten. DWA Arbeitsblatt, Hennef, Juni 1991
- ATV-A 131** (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. DWA Arbeitsblatt, Hennef, Mai 2000
- ATV-A 281** (2001): Tauch- und Tropfkörper. DWA Arbeitsblatt, Hennef, September 2001
- ATV-HANDBUCH** (1997): Biologische und weitergehende Abwasserreinigung. Ernst & Sohn Verlag Berlin, 4. Aufl. 1997
- ATV-TENSID** (1992): Synthetische Tenside – Gefährliche Stoffe in kommunalen Kläranlagen. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe, KA 39 (1992) 8, 1168 ff.
- BAHLO, K.** (1997): Reinigungsleistung und Bemessung von vertikal durchströmten Bodenfiltern mit Abwasserrezirkulation, 4. Auflage, Ernst & Sohn Verlag, Berlin
- BARJENBRUCH, M., AL JIROUDI, D.** (2004): Vergleich von Kleinkläranlagen – Ergebnisse vom Demonstrationsfeld in Dorf Mecklenburg. In Eckstädt, H. (Hrsg.): Tagungsband zur 5. Rostocker Abwassertagung „Dezentrale Abwasserentsorgung“ der Universität Rostock, 133–147
- BARJENBRUCH, M., AL JIROUDI, D.** (2004B): Direkter Vergleich von Kleinkläranlagensystemen. Vortrag auf der 16. Norddeutschen Tagung für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz Lübeck, 31.3. - 01.04.2004
- BARJENBRUCH, M., BROCKHAUS, S.** (1999): Prozessstabilität und Betriebsoptimierung von Kläranlagen im ländlichen Raum. Tagungsband der 12. Norddeutschen Tagung für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz Lübeck, 15.11. - 16.11.1999
- BARJENBRUCH, M.; BROCKHAUS, S.; ERLER, C.** (2001): Reinigungsleistung und Prozessstabilität von Abwasserteichen. 14. Norddeutsche Tagung für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz Lübeck, 19.-20.11.2001, 105-120
- BARJENBRUCH, M.; ERLER, C.; STEINKE, M.** (2003): Untersuchungen an Abwasserteichen in Sachsen-Anhalt 2003. Abschlussbericht, <http://www.mu.sachsen-anhalt.de/start/fachbereich02/abwasserbeseitigung/kommunalabwasser/files/tka03.pdf>, Zugriff am 06.06.2008
- BATTENBERG, S.** (2000): Mikrobiologische Untersuchungen zum verbesserten Abbau von Schlamm aus Abwasserreinigungsanlagen durch Aufschluss. Diss. an der naturwissenschaftlichen Fakultät der TU Braunschweig, 2000

- BAUER, M. (2007): Tenside. Vorlesungsunterlagen, Zugriff am 22. Febr. 2007, <http://www-1.tu-cottbus.de/BTU/Fak1/Polymer/downloads/Oc2teil14.pdf>
- BAUMANN, P.; KRAUTH, K.; SCHWENTNER, G. (1992): Zweckentsprechender Einsatz von Monitoren zur kontinuierlichen Bestimmung von $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ auf kommunalen Kläranlagen. KA 39 (1992) 8, 1134-1150
- BAUMANN, P.; SCHMITZ, S. (1994): Erfassung der organischen Belastung im Abwasser durch Bestimmung der UV-Absorption, Möglichkeiten und Grenzen. Entsorgungspraxis 1-2 (1994), 60-66
- BB-KKA (2003): Richtlinie über den Einsatz von Kleinkläranlagen. Bekanntmachung des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung Brandenburg vom 28.03.2003
- BDZ-AK (2007): Merkblatt zur Bemessung von Kleinkläranlagen. Arbeitspapier des BDZ-Arbeitskreises „Bemessung von Kleinkläranlagen“, 2007
- BDZ-AK2 (2005): Produktanforderungen für Kleinkläranlagen. Arbeitspapier des BDZ-Arbeitskreises „Betriebssicherheit von Kleinkläranlagen“, 2005
- BDZ-AK2 (2007): Anlagenstammblatt. Arbeitspapier des BDZ-Arbeitskreises „Betriebssicherheit von Kleinkläranlagen“, 2007
- BECKER, M.; FREUND, M.; GEISLER, S.; HETSCHEL, M. (2006): Zentrale Überwachung des Betriebes von Kleinkläranlagen mit Membrantechnik – Projekt AKWA-Dahlemer Feld. Tagungsband des 1. Aachener Kongresses "Dezentrale Infrastruktur, Wasser - Energie - Abfall", Aachen 2006
- BERGMANN, A. (2005): Arzneimittelrückstände in kommunalen Kläranlagen und deren Verbreitung in Gewässern. Tagungsmaterial der IWU – Fachtagung F051107B; November 2005
- BEUTH, P. (1991): Redox-Regelung – kostengünstige Alternative zur Nitratsteuerung. Abwassertechnik (1991) 6, 26-27
- BISCHOFBERGER, W.; WEBER, J. (1977): Kleine Kläranlagen mit Abwasserbelüftung – eine statistische Ermittlung ihrer Reinigungsleistung. KA 24 (1977) 10, 289-294
- BLANK, A.; HOFFMANN, E.; HAHN, H. H. (2007): Integration von schwimmenden Aufwuchskörpern in Belebungsanlagen zur Erhöhung der Sedimentationsleistung von Nachklärbecken. KA 54 (2007) 5, 484-487
- BLW (2001): Moderne Wasch- und Reinigungsmittel - Umweltwirkungen und Entwicklungstendenzen. Oldenbourg Industrieverlag München, 2001 (Hrsg.: Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft: Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie; 54)
- BMA (1981): Gesundheitsgefährdung beim Heben und Tragen von Lasten. Schreiben an die Minister und Senatoren für Arbeit der Länder vom 1. Oktober 1981 - IIIb - 3708, Bundesarbeitsblatt 11(1981), 96 ff.
- BMBF-FV (2002): Entwicklung eines Verfahrens zur Beeinflussung der Nährstoffgehalte bei der weitergehenden Behandlung von stabilisierten Klärschlämmen – AAN-Verfahren. Abschlussbericht der Bauhaus-Universität Weimar, BMBF-Forschungsvorhaben Nr. 02 WS 9890/2, 2002
- BÖRNER, T. (1992): Einflussfaktoren auf die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen. Diss. an der TH Darmstadt, Schriftenreihe WAR 58
- BOLLER, M. (1995): Abwasserentsorgung im ländlichen Raum. gwa 75 (1995) 7, 522-532
- BOLLER, R. (2002): Der sichere Betrieb von Kleinkläranlagen. wwt (2002) 2, 35-36
- BOLLER, R. (2004): Betriebsstörungen von marktüblichen Kleinkläranlagen. Tagungsband der 5. Rostocker Abwassertagung vom 04./05.10.2004, 201-213
- BOLLER, R.; STRUNKHEIDE, J.; WITTE, H. (2002): Betrieb und Wartung von Kleinkläranlagen. F. Hirthammer Verlag München, 2002
- BROEKE, J. V. D.; WEINGARTNER, A.; HOFSTÄDTER, F. (2006): Überwachung industrieller Kläranlagen. Industrie + Wasser Special der wwt (2006) 9, 31-34

- BRONSTEIN, I. N.; SEMENDJAJEW, K. A. (1985): Taschenbuch der Mathematik. Teubner Verlag Leipzig, 22. Aufl. 1985
- CALLEJA, M. C.; PERSONNE, G.; GELADI, P. (1993): The predictive potential of a battery of ecotoxicological tests for human acute toxicity. ALTA – Alternatives to Laboratory Animals
- CHARPENTIER, J.; GODART, H.; MARTIN, G.; MONGO, Y. (1989): Oxidation-reduction potential (ORP) Regulation as a way to optimize aeration and C, N and P removal: Experimental basis and various full-scale examples. Wat. Sci. Tech. 21 (1989), 1209-1223
- CIBA, W.; GORENFLO, H.; HENß, D.; RUTH, W. (1992): Fremdwörterbuch naturwissenschaftlicher und mathematischer Begriffe. Weltbild Verlag Augsburg, 4. überarbeitete und stark erweiterte Aufl. 1992
- COATS, J. R.; METCALF, R. L.; LU, P-Y, BROWN, D. D.; WILLIAMS, J. F.; HANSEN, L. G. (1976): Model ecosystem evaluation of the environmental impacts of the veterinary drugs Phenothiazine, Sulfamethazine, Clopidol and Diethylstilbestrol. Envir. Health Perspect. 18 (1976), 167-179. Zitiert in RÖMBKE ET AL. (1996)
- CYPIONKA, H. (2006): Grundlagen der Mikrobiologie. Springer Verlag, 3. Aufl. 2006
- DEBUS, O. (2007): Diamanten unter Strom. Chemie Technik (2007) 8, 70-72
- DETTNER, A.; ROTT, U.; SOMMER, J. (1996): Zum Einsatz der UV-Absorption zur Erfassung der organischen Belastung von Deponiesickerwässern. KA 43 (1996) 7, 1271-1277
- DIBT (2006): Zulassungsgrundsätze für allgemeine bauaufsichtliche Zulassungen für die Anwendung von Kleinkläranlagen nach DIN EN 12566-3 des DIBt. Deutsches Institut für Bautechnik Berlin, 2006
- DIBT (2007): Verzeichnis der allgemeinen bauaufsichtlichen Zulassungen. In DWA-Jahrbuch Kleinkläranlagen, Dresden 2007
- DIN 4109 (1989): Schallschutz im Hochbau – Anforderungen und Nachweise. Nov. 1989, Beuth Verlag
- DIN 4109-10 (2000): Schallschutz im Hochbau – Vorschläge für einen erhöhten Schallschutz von Wohnungen. Entwurf Juni 2000, Beuth Verlag
- DIN 4109, BEIBL. 1, (1989): Schallschutz im Hochbau – Ausführungsbeispiele und Rechenverfahren. Nov. 1989, Beuth Verlag
- DIN 4261: Kleinkläranlagen. Beuth Verlag
- T. 1 (2002): Anlagen zur Abwasservorbehandlung
 - T. 2 (1984): Anlagen mit Abwasserbelüftung – Anwendung, Bemessung, Ausführung und Prüfung (zurückgezogen)
 - T. 3 (1990): Anlagen ohne Abwasserbelüftung – Betrieb und Wartung (zurückgezogen)
 - T. 4 (1984): Anlagen mit Abwasserbelüftung - Betrieb und Wartung (zurückgezogen)
- DIN 31051 (2003): Grundlagen der Instandhaltung. Beuth Verlag Berlin, 2003
- DIN 38402-A51 (1986): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung - Allgemeine Angaben (Gruppe A) – Teil 51: Kalibrierung von Analyseverfahren, Auswertung von Analyseergebnissen und lineare Kalibrierfunktionen für die Bestimmung von Verfahrenskenngrößen (A 51). Beuth Verlag Berlin, 1986
- DIN 38404-C3 (2005): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C) – Teil 3: Bestimmung der Absorption im Bereich der UV-Strahlung, Spektraler Absorptionskoeffizient (C 3). Beuth Verlag Berlin, 2005
- DIN 38404-C5 (1984): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C) – Teil 5: Bestimmung des pH-Wertes (C 5). Beuth Verlag Berlin, 1984

- DIN 38404-C6 (1984): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C) – Teil 6: Bestimmung der Redox-Spannung (C 6). Beuth Verlag Berlin, 1984
- DIN 38409-H2 (1987): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H) - Teil 2: Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H 2). Beuth Verlag Berlin, 1987
- DIN 38412-H41 (1980): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H) – Teil 41: Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) im Bereich über 15 mg/l (H 41). Beuth Verlag Berlin, 1980
- DIN EN 752-4 (1997): Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden – Teil 4: Hydraulische Berechnung und Umweltschutzaspekte. Beuth Verlag Berlin, 1997
- DIN EN 1610 (1997): Verlegung und Prüfung von Abwasserleitungen und –kanälen. Beuth Verlag Berlin, 1997
- DIN EN 1899-1 (1998): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs nach n Tagen (BSBn) – Teil 1: Verdünnungs- und Impfverfahren nach Zugabe von Allylthioharnstoff (ISO 5815:1989, modifiziert). Beuth Verlag Berlin, 1998
- DIN EN 12566-1 (2004): Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW – Teil 1: Werkmäßig hergestellte Faulgruben. Beuth Verlag Berlin, 2004
- DIN EN 12566-3 (2005): Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW – Teil 2: Vorgefertigte und/oder vor Ort montierte Anlagen zur Behandlung von häuslichem Schmutzwasser. Beuth Verlag Berlin, 2005
- DIN EN 12599 (2000): Lüftung von Gebäuden - Prüf- und Messverfahren für die Übergabe eingebauter raumluftechnischer Anlagen. Beuth Verlag Berlin, 2000
- DIN EN 25814 (1992): Wasserbeschaffenheit: Bestimmung des gelösten Sauerstoffs – Elektrochemisches Verfahren. Beuth Verlag Berlin, 1992
- DIN EN 27888 (1993): Wasserbeschaffenheit: Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit. Beuth Verlag Berlin, 1993
- DIN EN 61326 (2006): Elektrische Betriebsmittel für Leittechnik und Laboreinsatz — EMV-Anforderungen. Ebenfalls VDE 0843-20, Beuth Verlag Berlin, 2006
- DIN EN ISO 3744 (2006): Akustik - Bestimmung der Schallleistungs- und der Schallenergiepegel von Geräuschquellen aus Schalldruckmessungen - Hüllflächenverfahren der Genauigkeitsklasse 2 für ein im Wesentlichen freies Schallfeld über einer reflektierenden Ebene. Beuth Verlag Berlin, 2006
- DIN EN ISO 5667-16 (1999): Wasserbeschaffenheit - Probenahme - Teil 16: Anleitung zur Probenahme und Durchführung biologischer Testverfahren. Beuth Verlag Berlin, 1999
- DIN EN ISO 7027 (2000): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der Trübung. Beuth Verlag Berlin, 2000
- DIN ISO 15705 (2003): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs (ST-CSB) – Küvettentest. Beuth Verlag Berlin, 2003
- DOPPLER, R. (2004): Belagsbildung auf Membranbelüftern und Maßnahmen zur Druckreduzierung. Vortrag auf dem 2. WAR-Infotag „Belagsbildung auf Membranen von Belüfterelementen“ vom 22. April 2004, Darmstadt
- DORGELOH, E. (2004): Erfahrungen mit der praktischen Prüfung von Kleinkläranlagen auf dem Prüffeld in Aachen. Mündliche Mitteilung beim Vortrag auf der 5. Abwassertagung am 04./05.10.2004 in Rostock
- DORGELOH, E.; FINKE, G.; HEISE, B.; HILMER, R.; OTTO, U. (2005): Qualitätskriterien für den Einsatz von Kleinkläranlagen. KA 52 (2005) 2, 170-179

- DVGW WASSER (1986): Die Redoxspannung als Messgröße für eine ausreichende Trinkwasserdesinfektion. DVGW-Schriftenreihe Wasser, Bd. 49, 1986
- DVGW WASSER (1999): Rückstände von Arzneimitteln in Wasserproben – Befunde und deren Bewertung aus Sicht der Trinkwasserversorgung. DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 94, 1999
- DWA-A 138 (2002): Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. DWA Arbeitsblatt, Hennef, April 2005
- DWA-A 201 (2005): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichanlagen. DWA Arbeitsblatt, Hennef, August 2005
- DWA-A 262 (2006): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers. DWA Arbeitsblatt, Hennef, März 2006
- DWA-A 280 (2006): Behandlung von Schlamm aus Kleinkläranlagen in kommunalen Kläranlagen. DWA Arbeitsblatt, Hennef, März 2006
- DWA-QUALI (2006): Qualitätskriterien für den Einsatz von Kleinkläranlagen. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA 10-2 „Kleinkläranlagen“, Hennef, Sept. 2006
- DWA-TK-BETRIEB (2007): Leitfaden zur Erkennung und Behebung von Betriebsproblemen bei Tropfkörpern, Rotationstauchkörpern und getauchten Festbetten. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA 6.3 „Tropf- und Tauchkörper“, Hennef, Juli 2007
- DWA-ZERT (2006): Prüfbogen zur Zertifizierung von Fachunternehmen für die Wartung von Kleinkläranlagen. Anlage 1 zur Geschäftsordnung Zertifizierung von Fachunternehmen für die Wartung von Kleinkläranlagen der Landesverbände Nord, Nord-Ost, Sachsen/Thüringen, <http://www.dwa-st.de/kka/dok/kka-pruef.pdf>, Zugriff am 03.03.2008
- EBERS, T.; BISCHOFBERGER, W. (1992): Leistungssteigerung von Kleinkläranlagen. Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft der TU München Heft 98, 1992
- EKR (2006): Datenblatt Envicon Keramikrohrbelüfter Typ EKR. www.envicon.net/Luwa/DatasheetsDiffusergerman/EKR.pdf; Zugriff am 30.10.06
- ELSÄBER, W.; GILBERT, E.; EBERLE, S. H. (1992): Beitrag zur Charakterisierung und Identifizierung organischer Stoffe niederer molarer Massen in biologischen Kläranlagenabläufen. Acta hydrochim. Hydrobiol. 20 (1992) 2, 82-91
- EMR (2006): Datenblatt Envicon Membranrohrbelüfter Typ EMR. www.envicon.net/Luwa/DatasheetsDiffusergerman/EMR.pdf, Zugriff am 30.10.06
- EU-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (EU-Wasserrahmenrichtlinie)
- FALBE, J. (Hrsg.) (1987): Surfactants in Consumer Products. Berlin/Heidelberg/New York, Springer Verlag 1987
- FELDE, K. V.; BURMESTER, M.; VOLLMER (2000): Wartung von Kleinkläranlagen. KA 47 (2000) 12, 1807-1812
- FELDE, K. V.; BURMESTER, M. (2001): Betrieb und Überwachung von Kleinkläranlagen. Schriftenreihe U.A., N. Heft 42, 2001
- FINKE, G. (2001): Kleinkläranlagen – Technik, Recht, Planung, Ausführung, Wartung. ATV-DVWK Landesverband Nord Hildesheim, 2001
- FINKE, G.; HILMER, R. (2002): Gütesicherung für die Wartung von Kleinkläranlagen. KA 49 (2002) 11, 1513-1516
- FLASCHE, K. (2002): Einsatzmöglichkeiten und Leistungsfähigkeit von Kleinkläranlagen. Veröffentlichung der ISAH Hannover, Heft 120, 2002
- FLASCHE, K. (2004): Fäkalschlamm Entsorgung – Leitfaden zur Umstellung von der Regelauf die Bedarfsentleerung. Schrift der U.A.N. Hannover, 2004
- FLEISCHER, J. (1994): Vergleichende Untersuchungen zur Bestimmung von Gesamtkohlenstoffgehalt in Kultivierungsmedien und Abwässern. Diplomarbeit Universität Hannover, 1994

- FRAHM, E. (2007): Bestimmung der realen Evapotranspiration für Weide (*Salix* spp.) und Schilf (*Phragmites australis*) in einem nordostdeutschen Flusstalmoor. Diss. an der Universität Rostock, Institut für Umweltingenieurwesen, 2007
- FRESENIUS (2005): Optimierung der Inbetriebnahmephase sowie der gesetzlich geregelten Überwachung von Kleinkläranlagen im Kreis Minden-Lübecke. Zusammenfassung der wichtigsten Projektergebnisse. Studie der Fresenius Umwelttechnik GmbH, Herten 2005, unveröff.
- FREY, W. (2004): Mechanische Reinigung feinblasiger Druckbelüfterelemente. KA Betriebsinfo April 2004, Folge 2, 1210-1214
- FRIMMEL, F. H. (1995): Interpretierbarkeit des SAK (254 nm) bei Gewässeruntersuchungen und Trinkwasseraufbereitung. Wiener Mitteilungen Bd. 127 (1995), G-1 - G-17
- FRÖSE, G.; KÖHLER, S. (1995): Verwendung von Summenparametern zur Regelung von Belebungsanlagen. Wiener Mitteilungen Bd. 127 (1995), N-1 - N-15
- FRÖSE, G.; SIEMERS, C.; TEISER, B. (1996): Einsatz der Redoxregelung auf dem Klärwerk Braunschweig. gwf Abwasser Special I 137 (1996) 13, S13 – S18
- GALSTER, H. (1979): Natur, Messung und Anwendung der Redoxspannung. Chemie für Labor und Betrieb 30 (1979) 9, 377-380
- GAUGLITZ, G. (1983): Praktische Spektroskopie. Attempto Verlag Tübingen 1983
- GELLER, G.; NETTER, R.; KLEYN, K.; LENZ, A. (2002): Bewachsene Bodenfilter zur Reinigung von Wässern – Ergebnisse und Empfehlungen aus einem 5jährigen BMFT-Forschungsvorhaben. ATV-DVWK-Infopaket Pflanzenkläranlagen, Hennef Mai 2002, 24-37
- GEOGR (2002): Lexikon der Geographie auf CD-ROM. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg-Berlin 2002
- GOLDBERG, B. (2006): Kleinkläranlagen heute. Huss-Medien GmbH Berlin, 2. überarbeitete und erweiterte Aufl. 2006
- GRÄNICHER, H. (1996): Messung beendet – was nun? Teubner Verlag Stuttgart, 2. überarb. Aufl. 1996
- GREIFENHAGEN, G. (2000): Untersuchungen zur Hydrogeologie des Stadtgebietes Darmstadt mit Hilfe eines Grundwasserinformationssystems - unter Verwendung von einer Datenbank, Datenmodellierung und ausgewählten statistischen Methoden. Diss. an der TU Darmstadt, 2000
- GRÜNING, H.; HÄCK, M. (2000): Online-Messungen zur Bestimmung der Abwasserbelastung. Wwt (2000) 2, 27-31
- GRUM, M.; MOENS, M.; AALDERINK, R. H. (2000): Using turbidity to measure COD and suspended solids in combined sewers. In „Online-Messung in Kanalisationsnetzen – Erfahrungen und Möglichkeiten zur Abfluss- und Parametermessung“. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Bd. 38, 135-141
- HÄCK, M. (2000): Realisierung von kontinuierlichen Qualitätsmessungen im Bereich der Kanalisation. In „Online-Messung in Kanalisationsnetzen – Erfahrungen und Möglichkeiten zur Abfluss- und Parametermessung“. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Bd. 38, 69-79
- HÄCK, M.; NOWAK, G.; UEBERBACH, O. (1998): Der spektrale Absorptionskoeffizient. wwt (1998) 5
- HÄCK, M.; NOWAK, G.; UEBERBACH, O. (1999): UV-Extinktionsmessung zur Überwachung und Optimierung von Abwasserableitung und Abwasserreinigung. Wiener Mitteilungen Bd. 156 (1999), 25-48
- HÄCK, M.; RAHRBACH, B.; KÖHNE, M. (1996): Schätzung wichtiger Prozessgrößen der Abwasserreinigung mit Hilfe neuronaler Netze. KA 43 (1996) 3, 368-378
- HÄNEL, K. (1986): Biologische Abwasserreinigung mit Belebtschlamm. Gustav Fischer Verlag Jena, 1986
- HALICKI, W. (2004): Stickstoffentfernung in naturnahen zweistufigen Klärverfahren. Oldenbourg Industrieverlag, München 2004

- HANSEN, T. (2005): Variantenuntersuchung zur Schmutzwasserentsorgung in Elsterheide OT Klein-Partwitz. Diplomarbeit, Fachhochschule Lausitz Cottbus, Versorgungstechnik, Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft
- HANSEN, J.; BURDE, M.; JACOBITZ, K. (1992): Vergleichende Bewertung von Regelungs- und Steuerungsstrategien für eine gezielte Integration der Denitrifikation am Beispiel der kommunalen Kläranlage Miesau. awt (1992) 3, 60–66
- HARTMANN, L. (1992): Biologische Abwasserreinigung. Springer-Lehrbuch Berlin Heidelberg, New York, 3. Aufl.
- HARTMANN, L.; LAUBENBERGER, G. (1968): Influence of turbulence on the activity of activated sludge flocs. JWPCF 39 (1968) 6, 670-676
- HEGEMANN, W.; TESCHNER, K. (2004): Untersuchungen über Prozesse der Kolmation von vertikal durchströmten Pflanzenkläranlagen. DFG-Forschungsbericht der TU Berlin, 2004
- HENN, H.; SINAMBARI, G. R.; FALLEN, M. (2001): Ingenieurakustik. Vieweg Verlag, 3. Auflage, Braunschweig 2001
- HILMER, R. (2004): Qualitätskriterien für Einbau, Montage, Wartung und Betrieb von Kleinkläranlagen. Tagungsband der 5. Rostocker Abwassertagung vom 04./05.10.2004, 185-195
- HILMER, R. (2005): Qualitätskriterien für den Einsatz von Kleinkläranlagen. DWA Landesverbandstagung Sachsen/Thüringen, Erfurt 2005, 133-154
- HÖLTING, B.; COLDEWEY, W. C. (2005): Hydrogeologie. Elsevier Verlag München, 6. Aufl. 2005
- HOEßLE, R. V. (2004): Mikrobiologische Aspekte der Belagsbildung. Vortrag auf dem 2. WAR-Infotag „Belagsbildung auf Membranen von Belüfterelementen“ vom 22. April 2004, Darmstadt
- HOHEISEL, K. (2000): Erfahrungen einer Behörde bei der Überwachung von Kleinkläranlagen mit biologischer Stufe. KA 47 (2000) 10, 1506-1513
- HUBER, L. (1985): Stand der Kenntnisse über das ökologische Verhalten von Tensiden. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fisch-, Flussbiologie 39 (1985), 189-208
- IFU (2006): Druckverlust bei verschiedenen Luftdurchsatzmengen – Membranbelüfter IFU Typ RS. www.ifu-diffuser.de/html/body_druckverlust_r.html, Zugriff am 30.10.06
- IMHOFF, K.; IMHOFF, K. R. (1999): Taschenbuch der Stadtentwässerung. R. Oldenbourg Verlag München Wien, 29. Aufl. 1999
- ISO 8466-1 (1990): Wasserbeschaffenheit; Kalibrierung und Auswertung analytischer Verfahren und Bewertung von Verfahrenskenngrößen – Teil 1: Statistische Auswertung der linearen Kalibrierfunktion. Beuth Verlag Berlin, 1990
- JAKOBICK, T. (2005): Trinkwasserverbrauch im ländlichen Bereich. Diplomarbeit an der FH Lausitz, FG Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft, 2005
- KÄMPFER, W.; ENGLERT, R. (2005): Zustandserfassung von Kleinkläranlagen in Thüringen – Ergebnisse einer Studie. Vortrag auf der DWA Landesverbandstagung Sachsen/Thüringen 14. Juni 2005 in Erfurt
- KÄMPFER, W.; BERNDT, M.; LONDONG, J.; KAUB, J.-M. (2005B): Zustandserfassung von Kleinkläranlagen in Thüringen und Vorschläge für die technische Umsetzung der Anforderungen der Abwasserverordnung. Studie im Auftrag des TMLNU, Weimar 2005
- KANN-DEHN, T. (1995): Anwendung neuer Analyseverfahren aus ökologischer und ökonomischer Sicht am Beispiel der UV-Extinktionsmessung. Wiener Mitteilungen Bd. 127 (1995), L-1 - L-17
- KANN-DEHN, T. (1999): Die Bedeutung der UV-Extinktionsmessung in der Überwachung von Oberflächen-, Grund- und Schmutzwasser. Wiener Mitteilungen Bd. 156 (1999), 49-67
- KAYSER, K. (2003): Nitrifikation in Teich-Bodenfilteranlagen. ISAH Heft 121, Hannover 2003

- KAYSER, K.; KUNST, S.; FEHR, G.; VOERMANEK, H. (2001): Optimierung unbelüfteter Abwasserteichanlagen durch Kombination mit vertikal durchströmten Bodenfiltern. 14. Norddeutsche Tagung für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz Lübeck-Travemünde 19.-20.11.2001, 93-101
- KLOPP, R. (1987): Entwicklung der Tensid-Belastung der unteren Ruhr. Gwf-Wasser – Abwasser 128 (1987) 2, 117–122
- KÖHNE, M. (1994): Kontinuierliche on-line-Messungen in der Abwassertechnik. awt (1994) 6, 10-14
- KÖHNE, M.; HÄCK, M. (1994): Lassen sich nitrifizierende Belebungsanlagen durch Sauerstoffbegasung ohne Erweiterung der Beckenvolumina auf intermittierende Denitrifikation umstellen? APM Nr. 11, „Die transparente Kläranlage“, Herbstseminar 1996, Eigenverlag Dr. B. Lange GmbH, Düsseldorf, 1994
- KOLLATSCH, D. (1992): Die dezentrale private Abwasserbehandlung im ländlichen Raum. KA 39 (1992) 6, 832-844
- KOPF, W. (1995): Wirkung endokriner Stoffe in Biotests mit Wasserorganismen. Vortrag bei der 50. Fachtagung des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft: Stoffe mit endokriner Wirkung im Wasser. Zitiert in RÖMBKE ET AL. (1996)
- KOPPE, P. (1988): Herkunft der organischen Schadstoffe im kommunalen Abwasser. Berichte der Abwassertechnischen Vereinigung e. V. Nr. 39 ATV Bundestag Münster 1988; 91–115
- KOPPE, P.; STOZEK, A. (1998): Kommunales Abwasser. Vulkan-Verlag, 4. Aufl. 1998
- KRAFT, A.; WÜNSCHE, M.; STADELMANN, M.; BLASCHKE, M. (2006): Desinfektion belasteter Wässer. wwt Special Industrie + Wasser (2006) 9, 36-40
- KRAUTH, K. H.; BAUMANN, P. (1994): Vergleichende Untersuchung zur Bestimmung der organischen Belastung im Abwasser (CSB und Extinktion bei 254 nm). Projekt im Auftrag der Dr. Lange GmbH, Stuttgart 1994
- KRÜCKELS, W.; WEYL, R.; BUCHHOLZ, H. (1976): Untersuchung der Adsorption organischer Reststoffe an Aktivkohle unter den Bedingungen der weitergehenden Abwasserreinigung. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Bd. 58, 1976
- KRW-/ABFG (1994): Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und der Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen - Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz –. BGBl. I vom 27. September 1994, 2705 ff.
- KUHBIER, S.; LORCH, H.-J.; OTTOW, J. C. G. (2000): Charakterisierung der Stickstoffumsetzungen in den Gewässersedimenten der Horloff (Vogelsberg) im Verlauf einer Selbstreinigungsstrecke. Tagungsband der Deutschen Gesellschaft für Limnologie - Teil 1999, Bd. II, (2000) 2, 579-583
- KUNST, S.; FLASCHE, K. (1995): Untersuchungen zur Betriebssicherheit und Reinigungsleistung von Kleinkläranlagen mit besonderer Berücksichtigung der bewachsenen Bodenfilter. Untersuchung im Auftrag des Niedersächsischen Umweltministeriums, Hannover
- KUSCHE, I. (2002): Effiziente Abwasserreinigung durch nachhaltige Entsorgungsstrategien. Tagungsband zum 1. Würzburger Abwassersymposium „Automatisierungs- und Regelungstechnik für die Abwasserreinigung“, Würzburg, 2002
- LABER, J. (2001): Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen. Wiener Mitteilungen Bd. 167
- LAMPERT, W.; SOMMER, U. (1999): Limnoökologie. Thieme Verlag, 2. Aufl. 1999
- LANGHALS, H.; ABBT-BRAUN, G.; FRIMMEL, F. H. (2000): Association of Humic Substances: Verification of Lambert-Beer Law. Acta hydrochim. hydrobiol. 28 (2000) 6, 329-332
- LARCHER, W. (2001): Ökophysiologie der Pflanzen. Ulmer Verlag Stuttgart, 6. Neubearb. Aufl. 2001
- LEFEVRE, F.; AUDIC, J.-M.; PHILLIPPE, J.-P.; KUNTZ, D. (1996): Optimierung der Stickstoffelimination durch rechnergestützte Belüftungssteuerung. KA 43 (1996) 11, 1961-1969

- LEHN, J.; MÜLLER-GRONBACH, T.; RETTIG, S. (2000): Einführung in die deskriptive Statistik. Teubner Verlag Stuttgart – Leipzig. 2000
- LEHN, J.; WEGMANN, H. (2004): Einführung in die Statistik. Teubner Verlag Stuttgart – Leipzig. 4. durchgesehene Aufl. 2004
- LEMMER, H. (1996): Mikrobiologie und Ökologie – Was haben sie der Abwassertechnik zu bieten? In Lemmer, H.; Griebe, T.; Flemming, H.-C.: Ökologie der Abwasserorganismen. Springer Verlag Berlin Heidelberg 1996
- LIENIG, D. (1988): UV-Adsorption, Photometrische Messungen. In „Ausgewählte Methoden zur Wasseruntersuchung“, Gustav Fischer Verlag Jena, 1988, 55 ff.
- LILIUS, H.; HÄSTBACKA, T.; ISOMAA, B. (1995): A comparison of toxicity of 30 reference chemicals to *Daphnia magna* and *Daphnia pulex*. *Envir. Toxicol. Chem.* 14 (1995), 2085-2088. Zitiert in RÖMBKE ET AL. (1996)
- LINK, J.; GILBERT, E.; EBERLE, S. H. (1989): Untersuchungen über die Art und Menge der Reststoffe in den Abläufen biologischer Kläranlagen. *Vom Wasser* 72 (1989), 349-370
- LKT (2007): Einbau-, Betriebs- und Wartungsanleitung Tropfkörperanlage Bio-Clear®, Luckau-Duben
- LORCH, H.-J. (1996): Stoffumsetzungen und Bakterienpopulationen in belüfteten Abwasserteichanlagen. In Lemmer, H.; Griebe, T.; Flemming, H.-C.: Ökologie der Abwasserorganismen. Springer Verlag Berlin Heidelberg 1996
- LORENZ, U. (2000): Einsatz von SAK-Messungen zur Indirekteinleiterüberwachung. In „Online-Messung in Kanalisationsnetzen – Erfahrungen und Möglichkeiten zur Abfluss- und Parametermessung“. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Bd. 38, 109-125
- LÜTZNER, K.; KÜHN, V.; MÜLLER, V. (1998): Pflanzenkläranlagen im Freistaat Sachsen – Leistungsfähigkeit, Betriebssicherheit und langfristige Entwicklung. Forschungsbericht des ISI im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Geologie, TU Dresden, zit. in SCHMIDT ET AL. (2005)
- LÜTZNER, K.; MÜLLER, V. (2000): Ursachen der Verstopfung von Pflanzenbeeten und Möglichkeiten zur Erhöhung der Betriebssicherheit dieser Anlagen. Schriftenreihe WAR 123 der TU Darmstadt, 2000
- LUNESTAD, B. T.; GOKSÖYR, J. (1990): Reduction in the antibacterial effect of oxyteracycline in sea water by complex formation with magnesium and calcium. *Diseases of aquatic organisms* 9 (1980) 67-72. Zitiert in RÖMBKE ET AL. (1996)
- MALZ, F. (1991): Grenzwerte für Abwässer – Ein Diskussionsbeitrag aus analytischer Sicht. *Abwassertechnik* 2 (1991), 7 ff.
- MATSCHÉ, N.; CHRISTIADI-MANGKUSEPUTRO, A.; STUMWÖHRER, K. (1995): Anwendungsmöglichkeiten von UV-Messungen zur Erfassung von Abwasserinhaltsstoffen. *Wiener Mitteilungen* Bd. 127, I-1 - I-24
- MATSCHÉ, N.; RUIDER, E. (1982): UV-Absorption, ein aussagekräftiger Parameter zur Erfassung der Restverschmutzung von biologisch gereinigtem Abwasser. *Wiener Mitteilungen* Bd. 49, 241–260
- MATTHEß, G. (1994): Die Beschaffenheit des Grundwassers. Berlin - Stuttgart.
- MENZEL, U.; NICOLET-MIßLBECK, L.; ROTT, U. (2000): Untersuchungen zum Einsatz der kontinuierlichen UV-Absorptionsmessung für die Überwachung und Regelung der belüfteten Phase in SBR-Anlagen. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) Nr. 12087, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart, Dezember 2000
- MERKEL, B. J.; PLANER-FRIEDRICH, B. (2002): Grundwasserchemie. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, 1. Aufl. 2002
- MITTNACHT, S. (2006): Optimierte Schalldämmung. Gebäudeabschlussstrennwände in Holzbauweise. www.knauf.at/holz_schall-gebabschluss.shtml, Zugriff 10. Mai 2006

- MLUV BRANDENBURG (2005): Kommunale Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg – Lagebericht 2005
- MOELANTS, N.; SMETS, I.; DEKORT, B.; BROECK, R. v. D.; IMPE, J. v. (2006): Towards an optimal and sustainable performance of small scale wastewater treatment systems. Vortrag bei der Conference "Biofilms Systems VI" in Amsterdam (NL), 25.9.-27.09.2006.
- MONEKE, M. (2004): Zusammensetzung und physikalische Eigenschaften von EPDM-, PU- und Silikonmembranen. Vortrag auf dem 2. WAR-Infotag „Belagsbildung auf Membranen von Belüfterelementen“ vom 22. April 2004, Darmstadt
- MOSER, D.; KREUZINGER, N. (1995): Summenparameter in der Abwassertechnik – eine kritische Betrachtung. Wiener Mitteilungen Bd. 127 (1995), B-1 - B-45
- MUDRACK, K.; KUNST, S. (2003): Biologie der Abwasserreinigung. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Berlin, 5. überarbeitete Aufl. 2003
- MÜLLER, M. (2005): Bewertung der Einflussfaktoren auf die Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit von Kleinkläranlagen. Diplomarbeit. BTU Cottbus
- MÜLLER, M.; STRAUB, A.; HEINE, A. (2007): Die Kleinkläranlage als Dauerlösung. wwt Special Abwasser dezentral (2007) 6, 10-18
- NEEMANN, G. (2002): Bedarfsorientierte Fäkalschlammabfuhr bei Kleinkläranlagen. Schriftenreihe der Kommunalen Umwelt-Aktion U.A.N, Heft 43
- NIEßLBECK, P.; BOLTZ, C.; RAUSCH, W.-D. (2002): Wartung, Pflege und Gewährleistung bei Pflanzenkläranlagen unter Berücksichtigung der Lebensdauer. ATV-DVWK-Infopaket Pflanzenkläranlagen, Hennef Mai 2002, 6-9
- NOWAK, G.; UEBERBACH, O. (1995): Die kontinuierliche SAK-Messung – Aussagekraft, statistische Sicherheit und Anwendungen. Wiener Mitteilungen Bd. 127 (1995), F-1 – F-31
- NOWAK, G.; UEBERBACH, O. (1995A): Die kontinuierliche SAK-Messung – Aussagekraft, Statistik und Anwendungen. KA 42 (1995) 11, 2020-2030
- NICOLET, L.; OBENAU, F.; ROTT, U.; ROSENWINKEL, K.-H. (1999): UV-Extinktionsmessung zur Online-Erfassung der organischen Belastung in Abwässern. Wasser und Abfall 10 (1999), 54-60
- OBENAU, F. (2001): Online-Anwendung von deterministischen Prozessmodellen zur Unterstützung des Betriebes biologischer Kläranlagen. Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 111, 2001
- OTTERPOHL, R. (2002): Möglichkeiten der Abwasserentsorgung im Wilhelmsburger Osten. Bericht an die OtterWasser GmbH Lübeck, Hamburg 2002
- OTTO, U. (2000): Entwicklungen beim Einsatz von Kleinkläranlagen. gwa Heft 175, 2000
- PAULY, D.; DIETZ, W. (2005): Vermeidung von Biofilmbildung in Stoff- und Wassersystemen durch optimierte Prozessführung in Altpapier verarbeitenden Produktionsanlagen. PTS-Forschungsbericht, 2005
- PETALA, M.; TSIRIDIS, V.; SAMARAS, P.; ZOUBOULIS, A.; SAKELLAROPOULOS, G. P. (2006): Wastewater reclamation by advanced treatment of secondary effluents. Desalination 195 (2006), 109-118
- PEUKERT, V. (2001): Weitergehende Abwasserreinigung in Haus- und Kleinkläranlagen. KA 48 (2001) 12, 1751-1757
- PINNEKAMP, J.; DORGELOH, E. (2005): Temperaturuntersuchungen in Kleinkläranlagen. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben für das Ministerium für Umwelt, Naturschutz Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Aachen 2005
- PÖPEL, H. J.; BÖRNER, T. (1991): Wurzelraum-Modellanlage Hofgeismar-Beberbeck - Pilotprojekt des Landes Hessen. Gutachten für das Hess. Ministerium für Umwelt und Reaktorsicherheit. TH Darmstadt, 1991, Schriftenreihe WAR 52

- PÜTZ, P.; RUDDE, H. (1997): Der BSB₅-Küvettest in der Praxis. Anwendungsbericht - Ergebnisvergleich verschiedener Methoden-. Ch. No. 49 der Dr. Lange GmbH, Mai 1997
- REDDY, K. R.; D'ANGELO, E. M. (1997): Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 35 (1997) 5, 1-10
- REHMANN, W. (1993): Stickstoffelimination – Betriebserfahrungen mit der Regelung nach dem Redoxverfahren. *KA – Betriebs-Info* 23 (1993) 3, 495-497
- RESCH, H. (1995): Betrieb und Wartung von Kleinkläranlagen. *WAP* 6 (1995), 32-38
- RIETSCHLE-THOMAS (2006): Datenblatt der Linearmembranpumpen LP-80 HN der Fa. Rietschle Thomas Memmingen GmbH, Stand: 10/2004
- RÖMBKE, J.; KNACKER, T.; STAHLSCHEMIDT-ALLNER, P. (1996): Umweltprobleme durch Arzneimittel. *Texte 60/96 des Umweltbundesamtes*
- RÖSKE, I.; UHLMANN, D. (2005): *Biologie der Wasser- und Abwasserbehandlung*. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, 2005
- ROESKE, W. (1999): Betriebsmessgeräte zur Kontrolle der Wassergüte – Teil I. *BBR. Wasser und Rohrbau* 50 (1999) 12, 28-32
- ROLFS, T.; BORNEMANN, G.; KOLISCH, G.; LONDONG, J. (2001): Provision of data for on-line simulation. *Wat. Sc. Techn.* 43 (2001) 11, 215-222
- ROSENWINKEL, K.-H. (2002): Kleine Kläranlagen – bewährte und neue Verfahren und ihre Bedeutung für den ländlichen Raum (Membran-, SBR-Anlage-, Biofilmverfahren). *ATV-DVWK-Fortbildungskurs K/6 für Wassergütewirtschaft und Abwassertechnik*, Oktober 2002 in Kassel, 6.1–6.40
- ROSENWINKEL, K.-H.; FELDE, K. v.; OBENAU, F. (1998): Bewertung technischer Verfahren zur Abwasserreinigung bei kleinen Anschlussgrößen. *Dresdner Berichte* Bd. 12, 1998, 163-182
- R-SCHUTZ (2005): Verordnung des Landratsamtes Regensburg über das Wasserschutzgebiet in den Gemarkungen Mausheim (Markt Beratzhausen - Landkreis Regensburg), Willenhofen (Stadt Parsberg - Landkreis Neumarkt i. d. OPf.) und See (Markt Lupburg - Landkreis Neumarkt i. d. OPf) für die öffentliche Wasserversorgung des Zweckverbandes zur Wasserversorgung der Eichlberger Gruppe vom 28.12.2004. *Amtsblatt des Landkreises Neumarkt i. d. OPf.* (2005) 1, 4-17
- RUCK, C. (2000): Besondere Anforderungen an Kleinkläranlagen in Hamburg – Betriebsergebnisse. 13. Fachtagung Weitergehende Abwasserreinigung als Beitrag zum Schutz von Nord- und Ostsee, Lübeck-Travemünde, 31 (2000), 271-287
- RUDDE, H. (2001): Der BSB₅-Küvettest als Routineinstrument für die (Ab-)Wasseranalytik. *Anwendungsbericht Ch. No. 70 der Dr. Lange GmbH*
- SCHALK, T.; KÜHN, V. (2006): Praxis der Nachprüfung von Kleinkläranlagen. *Jahrbuch Kleinkläranlagen 2006 des DWA-Landesverbandes Sachsen-Thüringen*, 119-126
- SCHARF, S.; GANS, O.; SATTELBERGER, R. (2002): Arzneimittelwirkstoffe im Zu- und Ablauf von Kleinkläranlagen. *Bericht BE-201 vom Bundesumweltamt*
- SCHEER, H. (1999): Erfahrungen mit dem Betrieb, der Überwachung und der Leistungsfähigkeit von Kleinkläranlagen. *Schriftenreihe Gewässerschutz Wasser Abwasser (GWA)* Bd. 172, 1999, 15/1–15/7
- SCHEER, H. (2005): Erfahrungen in Wartung und Betrieb von Kleinkläranlagen verschiedener Typen. *Wasser und Abfall* (2005) 6, 20-23
- SCHEUFLER, O.; RÄMISCH, W. (2003): Entwicklung eines Verfahrens zur effizienten Bekämpfung fadenbildender Bakterien in biologischen Kläranlagen mit Hilfe eines gentechnischen Schnellscreenings. *Abschlussbericht des IFB Halle GmbH*
- SCHLEYPEN, P. (2001): Private Einzel-/Gruppenlösungen oder gemeindliche Lösungen – aus der Sicht des Gewässerschutzes. *Abwasserentsorgung im ländlichen Raum*. Kolloquium am 14.02.2001, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft

- SCHMAGER, C.; HEINE, A. (2000): Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen – eine statistische Analyse. *gwf Wasser – Abwasser* 141 (2000) 5, 315-326
- SCHMIDT, R.; GROTTKER, M. (2005): Leistungsfähigkeit der Untergrundverrieselung bei der biologischen Behandlung von Abwasser in Kleinkläranlagen. Forschungsbericht der FH Lübeck, Bauwesen im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein
- SCHMITT, T. G.; RAMMACHER, J. (2002): Entwicklung und Optimierung von Regelstrategien zur Nährstoffelimination für kleine kommunale Kläranlagen mit einfachen Messgrößen. *KA* 49 (2002) 9, 1228-1233
- SCHÖPKE, R. (2005): Vielkomponentensysteme in der Wasserbehandlung – Erfassung und Anwendung bei der Bemessung von Aufbereitungsanlagen. Habilitationsschrift BTU Cottbus, 2005
- SCHREFF, D. (2001): Abwasserreinigung im Hochgebirge als typisches Beispiel für dezentrale Abwasserreinigung. *Berichte aus der Wassergüte- und Abfallwirtschaft der TU München*, Bd. 161. 2001, 43-64
- SCHREY, P.; WILHELM, M. (1999): Rückstände von Arzneimitteln in Wasserproben – Befunde und deren Bewertung aus Sicht der Trinkwasserverordnung. *Arzneimittel-Literaturstudie Teil 1; DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 94*, 1999
- SCHÜTTE, H. (2000): Betriebserfahrungen mit Kleinkläranlagen. *KA* 47 (2000) 10, 1499-1505
- SCHULZ-MENNINGMANN, J. (2008): Kleinkläranlagen mit getauchtem Festbett – Auswertung mehrjähriger Wartungsdaten. *wwt Klärtechnik Special* (2008) 4, 17-22
- SCHWISTER, K.; ACHTERATH, J. (1995): Statistische Betrachtung zur Analytik von ausgewählten Abwasserinhaltsstoffen. *Wiener Mitteilungen* Bd. 127 (1995), E-1 – E-19
- SEEBURGER, I.; KÄSS, W. (1989): Redoxpotenzial-Messungen im Grundwasser. *DVWK-Schriften Heft 84*, Parey Verlag 1989
- SEYFRIED, C. F.; WIEBUSCH, B. (1995): Vergleichende Untersuchungen des SAK zum CSB auf der Versuchsanlage Hannover-Gümmerswald. *Wiener Mitteilungen* Bd. 127 (1995), J-1 – J-19
- SIGG, L.; STUMM, W. (1996): *Aquatische Chemie*. Teubner Verlag, 4. Aufl. 1996
- SIGRIST (2007): Kalibrierung (Trübung). Zugriff am 29.10.2007, [http://www.sigrist.biz/de/abc/show.html?q=Kalibrierung%20\(Tr%C3%BCbung\)](http://www.sigrist.biz/de/abc/show.html?q=Kalibrierung%20(Tr%C3%BCbung))
- SINGER, J. (2005): Warum ein geringer Pipettierfehler zu einem großen Messfehler führen kann. *KA-Betriebs-Info* 35 (2005) 3, 1316-1317
- SI-SALAH, A.; GEISSEN, S.-U.; VOGELPOHL, A. (1991): Einflussparameter auf die biologische Nitrifikation in Festbettreaktoren. *wlb Wasser, Luft und Boden*, Heft 9, 60-64
- SI-SALAH, A.; GEISSEN, S.-U.; VOGELPOHL, A. (1993): Nitrifikation mit strukturierten Packungen. *KA* 40 (1993) 2, 196-199
- SPATZIERER, G. (1998): Betriebserfahrungen und –ergebnisse von Klein- und kleinen Kläranlagen in Österreich. *Dresdener Berichte der TU Dresden* Bd. 12 (1998)
- SPATZIERER, G. (2001): Betrieb, Wartung und Überwachung von Kleinkläranlagen. *Berichte aus der Wassergüte- und Abfallwirtschaft TU München*, Heft 161, 2001
- SPERLING, F. (1999): Konzept zur Erhöhung der Wirksamkeit der Mischwasserbehandlung. *Wiener Mitteilungen* Bd. 156 (1999), 99-109
- STANISLAWSKA, J. (1979): Communities of organisms during treatment of sewage containing antibiotics. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 26 (1979) 221-229. Zitiert in RÖMBKE ET AL. (1996)
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2002): *Statistisches Jahrbuch Deutschland*. Wiesbaden 2002
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2006A): Wasserverbrauch weiter leicht rückläufig. *Pressemitteilung Nr. 031 vom 20. Jan. 2006*
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2006B): *Statistisches Jahrbuch 2006 – Kap. 12: Umwelt*. Wiesbaden
- STEBER, J. (2000): Umweltverträglichkeit der Tenside in Wasch-, Spül- und Reinigungsmitteln. *Schriftenreihe „Henkel informiert“*, Düsseldorf

- STEINKE, M., BARJENBRUCH, M. (2006): Bewertung der organischen Restbelastung aus Kläranlagen. Tagungsband der 18. Norddeutschen Tagung für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz, Lübeck, 19.4. - 20.04. 2006
- STEINMETZ, H. (1996): Einfluss von Abwasserinhaltsstoffen, Stoffwechselprozessen und Betriebsparametern von Belebungsanlagen auf den Sauerstoffeintrag in Abwasser-Belebtschlamm-Gemische. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Kaiserslautern, Heft 9, 1996
- STOTTMEISTER, U. (2003): Biotechnologie zur Umweltentlastung. Teubner Verlag Wiesbaden, 2003
- STRANGFELD, A. (1997): Ein Waschmittel auf Seifenbasis im Vergleich zur konventionellen Konkurrenz. Diplomarbeit Bereich Wirtschaftswissenschaften der Universität Hannover, 1997
- STRAUB, A. (2007): Praxisvergleich von biologischen Kleinkläranlagen – derzeitiger Stand in Deutschland. Jahrbuch Kleinkläranlagen 2007 des DWA-Landesverbandes Sachsen/Thüringen, 81-94
- STUMPF, M.; TERNES, T. A. (1999): Rückstände von Arzneimitteln in Wasserproben – Befunde und deren Bewertung aus Sicht der Trinkwasserverordnung. Arzneimittel-Literaturstudie Teil 2; DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 94; 1999
- STUMWÖHRER, K.; MATSCHÉ, N. (1999): Einsatz der SAK-Messung zur Beurteilung unterschiedlicher Abwasserbehandlungsverfahren. Wiener Mitteilungen Bd. 156 (1999), 111-129
- TA LÄRM (1998): Technische Anleitung zum Schutz vor Lärm (TA Lärm). GMBI. Nr. 26, 1998, 503 ff.
- TAYLOR, J. R. (1988): Fehleranalyse – Eine Einführung in die Untersuchung von Unsicherheiten in physikalische Messungen. VCH Weinheim, 1988
- TERNES, T. (2000): Arzneimittelrückstände in deutschen Abwässern und Gewässern. WAP 1/2000, 12-18
- THALER, S. (2007): Anthropogene Spurenstoffe im Wasser. KA 54 (2007) 3, 231-238
- THOMULKA, K. W.; MCGEE, D. J.; LANGE, J. H. (1993): Detection of biohazardous materials in water by measuring bioluminescence reduction with the marine organism *Vibrio harveyi*. Environ. Sci. Health A 28, pp. 2153-2166. Zitiert in KÜMMERER (2001)
- TOMME, I. V.; PIETERS, J.; VERSTRAETE, W. (2001): Individual wastewater treatment in Flanders (Belgium). Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft der TU München, Heft 161, 307-329
- TRÄNCKNER, J.; WRICKE, B.; GROßE, D. (2006): Exportorientierte F&E auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung Teil I: Trinkwasser, Band 2: Leitfaden. Abschlussbericht des Projektes 02 WT 0276 des BMBF, Dresden
- TRILLER, W. (2002): Optimierung und Wartung von Kleinkläranlagen am Beispiel der Baureihe "Bergmann-clean". Vortrag auf dem ATV-DVWK-Seminar "Wartung und Betrieb von Kleinkläranlagen" beim Landesverband Nord-Ost, Magdeburg 2002
- TRILLER, W. (2002A): Auswertung Schlamm Bilanz WSB®-Verfahren. Berlin, Penig, unveröffentlicht
- TRILLER, W. (2008): Mündliche Mitteilung
- TRINKWV (2003): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV) vom 25.11.2003
- UFB (2007): Fachtechnische Grundsätze zur Versickerung von gereinigtem häuslichem Abwasser aus Kleinkläranlagen gemäß DIN 4261 in den Untergrund. Arbeitsblätter zum Umweltschutz Nr. 1004 des Regierungspräsidiums Leipzig, Umweltfachbereich, Leipzig 2007
- UPONOR (2005): Wartungsprotokoll 3K PLUS® der Firma Uponor Klärtechnik GmbH Marl
- VOLLMER, G.; FRANZ, M. (1985): Chemische Produkte im Alltag. Stuttgart/New-York, Thieme Verlag 1985

- VON PRÜSSING, M. (1994): Erprobung und Verifizierung der UV-Extinktionsmessung als Summenparameter für Wasserinhaltsstoffe. Diplomarbeit FH Ostfriesland, Emden, 1994
- VDI 2714 (1988): Schallausbreitung im Freien. Januar 1988
- VDI 3731 BL. 1 (1982): Emissionskennwerte technischer Schallquellen – Kompressoren. Dez. 1982
- VDI 3743 BL. 1 (2003): Emissionskennwerte technischer Schallquellen – Pumpen – Kreiselpumpen. Sept. 2003
- VOIGT, H.-J. (1999): Hydrogeochemie. Springer Verlag Berlin 1999
- WAGNER, M. (2004): Probleme mit Belagsbildung auf Membranen von Belüfterelementen – eine Übersicht. Vortrag auf dem 2. WAR-Infotag „Belagsbildung auf Membranen von Belüfterelementen“ vom 22. April 2004, Darmstadt
- WHG (2002): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushaltes (Wasserhaushaltsgesetz – WHG). BGBl. I Nr. 59 vom 23.8.2002, 3245 ff.
- WICHMANN, K.; MARSCHKE, M.; SCHLINKE, C. (2005): Uferfiltration – Teil I: Trinkwasser; Teilprojekt B5: Einfluss von Randbedingungen auf die nutzbare Reinigungsleistung einer optimierten Uferfiltration. Abschlussbericht unter Förderung des BMBF, Förderkennzeichen 02WT0275
- WISSING, F.; HOFMANN, K. (2002): Wasserreinigung mit Pflanzen. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, 2. Aufl. 2002
- WORRINGEN, W. (1991): Trübung – aussagekräftig, aber wenig genutzt. awt (1991) 4, 38-40
- WTW (2001): Gesamtkatalog Wasser. Weilheim
- WÜNSCHE (2007): Vollbiologische Kleinkläranlagen mit überstautem Festbett. KA 54 (2007) 5, 478-483
- ZAPF (2003): Betriebsbuch der SBR-Kleinkläranlage Zapf Klaro der Firma Zapf GmbH Bayreuth
- ZIECHMANN, W. (1996): Huminstoffe und ihre Wirkungen. Spektrum Verlag Heidelberg, Berlin, Oxford, 1996

Abbildungsverzeichnis

Bild 3.1	Anteil der Anlagentypen mit einer bauaufsichtlichen Zulassung	5
Bild 3.2	Typische Querlüftung über das Dach.....	9
Bild 3.3	Aufteilung der Anlagentypen zur Reinigung von Abwässern	11
Bild 3.4	Einflussfaktoren auf den Betrieb von Kleinkläranlagen	23
Bild 4.1	Anteil der Daten nach Informationsquellen	26
Bild 4.2	Absolute Häufigkeits- und Summenverteilung der Trinkwasserverbräuche im ländlichen Bereich eines Versorgungsgebietes	30
Bild 4.3	Einfluss des Abwasseranfalls auf die Überschreitungshäufigkeit der grenzwertrelevanten Parameter am Ablauf der Kleinkläranlagen bis 8 EW Anschlussgröße.....	31
Bild 4.4	Verteilungssumme sowie absolute Häufigkeit der CSB- und BSB ₅ - Zulaufwerte zur biologischen Stufe	34
Bild 4.5	Veränderung der Zulaufkonzentration zur biologischen Stufe durch Minimierung des Abwasseranfalls.....	37
Bild 4.6	Absolute Häufigkeit der BSB ₅ -Zulaufmengen zur biologischen Stufe sowie relative Summenhäufigkeit (Verteilungssumme) der Frachtbereiche	38
Bild 4.7	Abhängigkeit der Abbaurate anionischer Tenside vom Sauerstoffgehalt ..	41
Bild 4.8	Fettablagerungen durch Schlachtabwässer in der Vorklärung	44
Bild 4.9	CSB- sowie BSB ₅ -Ablaufwerte für ausgewählte Anlagentypen	47
Bild 4.10	Jährliche Wartungshäufigkeit der untersuchten Anlagen	50
Bild 4.11	Einfluss der Wartungshäufigkeit auf den CSB-Ablaufwert ausgewählter Anlagentypen	52
Bild 4.12	Einbaumängel wie fehlende Querlüftung (links oben, Betonkorrosion), zu tief liegende Zulaufleitungen (rechts oben), Undichtigkeiten (links unten) und offene Elektrik (rechts unten).....	58
Bild 4.13	Durch Schlammstaus entleertes Vorklärbecken nach zwei Wochen erneuter Zuleitung (links, Übertritt mit Pfeil gekennzeichnet) und Kennzeichnung der zu entleerenden Schlammspeicher	61
Bild 4.14	Ausfallhäufigkeit ausgewählter Anlagentypen.....	64
Bild 4.15	Anteil der einzelnen Betriebskosten an den Gesamtjahreskosten bei verschiedenen Anlagentypen (4 EW).....	69
Bild 4.16	Einfluss der Abwassertemperatur auf den CSB-Ablaufwert.....	72
Bild 4.17	Abhängigkeit der Ablaufkonzentration von der Abwassertemperatur	73
Bild 4.18	Verteilung der Ammoniumablaufwerte in Abhängigkeit der Temperatur....	74
Bild 4.19	Vergleich der gemessenen mit den theoretisch ohne Verdunstung vorliegenden CSB-Ablaufwerten	75
Bild 4.20	Änderung der Ablaufkonzentrationen im Sommer durch Verdunstung in Abhängigkeit der Abwasserzulaufmenge (Anlagengröße 16 m ²).....	76
Bild 5.1	Lage des UV/vis-Spektrums.....	85
Bild 6.1	In die Nachklärung eingebaute Redoxelektrode (1) und SAK ₂₅₄ - Messtechnik (2) beim überstauten, belüfteten Festbett	102
Bild 7.1	Abhängigkeit des CSB- sowie BSB ₅ -Ablaufwertes vom gelösten Sauerstoffgehalt im biologischen Bereich	106
Bild 7.2	Zugewachsener Membranrohrbelüfter (links) und verschlammter Probenahmebehälter (rechts)	107
Bild 7.3	Einfluss des Sauerstoffgehaltes auf die CSB- und BSB ₅ -Ablaufwerte in Abhängigkeit der Abwassertemperatur	109

Bild 7.4	Einfluss des Sauerstoffgehaltes auf den Ammonium-Stickstoff-Ablaufwert für Temperaturen ≥ 12 °C, AFS < 50 mg/l	111
Bild 7.5	Ablaufkonzentrationen von Pflanzenkläranlagen bei Sommerbeprobung	113
Bild 7.6	Verschiebung der CSB-Regressionskurve durch Verdunstung bei Pflanzenkläranlagen	114
Bild 7.7	Sauerstoffeinfluss auf die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte bei Pflanzenkläranlagen..	115
Bild 7.8	Abhängigkeit zwischen CSB sowie BSB_5 im Ablauf technischer Anlagen und dem SAK_{254} ($n = 232$)	117
Bild 7.9	Literaturvergleich der ermittelten Abhängigkeiten bei der UV-Absorption.....	118
Bild 7.10	Streuung der Messwerte innerhalb des ermittelten Vertrauensbereiches für Kleinkläranlagen mit Ablaufwerten von ≤ 50 mg/l AFS	119
Bild 7.11	SAK_{254} -Korrelation zum CSB bei Einzelanlagen	120
Bild 7.12	SAK_{254} -Korrelation zum BSB_5 bei Einzelanlagen	120
Bild 7.13	Vergleich der mittels SAK_{254} -Messung errechneten Ablaufwerte mit den chemisch bestimmten CSB-Werten (technische Anlagen)	121
Bild 7.14	Vergleich der mittels SAK_{254} -Messung errechneten Ablaufwerte mit den nach der Verdünnungsmethode bestimmten BSB_5 -Werten (technische Anlagen)	121
Bild 7.15	Abhängigkeit vom $\text{NH}_4\text{-N}$ vom SAK_{254} bei technischen Anlagen über 12 °C	122
Bild 7.16	Ablaufwerte für Ammoniumstickstoff in Abhängigkeit der UV-Absorption bei SBR-Anlagen über 12 °C Abwassertemperatur.....	123
Bild 7.17	CSB- SAK_{254} -Korrelationen bei Pflanzenkläranlagen	124
Bild 7.18	Abhängigkeit des BSB_5 von der UV-Absorption bei Pflanzenkläranlagen	124
Bild 7.19	Überprüfung der Eignung der CSB-Bestimmung über den SAK_{254} bei Pflanzenkläranlagen	128
Bild 7.20	Vergleich der über den SAK_{254} ermittelten Konzentration mit den nach der Verdünnungsmethode bestimmten BSB_5 -Werten (Pflanzenkläranlagen)	128
Bild 7.21	Messung des $\text{NH}_4\text{-N}$ über den SAK_{254} bei Pflanzenkläranlagen.....	129
Bild 7.22	Korrelation zwischen CSB und Trübung im Ablauf	131
Bild 7.23	Abhängigkeit des BSB_5 von der Trübung am Ablauf der Kleinkläranlage	131
Bild 7.24	Zusammenhang zwischen Trübung und CSB bzw. BSB_5 in einer SBR-Anlage	132
Bild 7.25	Vergleich der Trübungen im Ablauf bei Pflanzenkläranlagen	134
Bild 7.26	BSB_5 -Trübungskorrelation bei Pflanzenkläranlagen	134
Bild 7.27	Abhängigkeit des CSB von der Redoxspannung	136
Bild 7.28	Abhängigkeit des BSB_5 von der Redoxspannung.....	136
Bild 7.29	Einfluss der Sauerstoffkonzentration auf die Redoxspannung	137
Bild 7.30	Einzelanlagenvergleich von Redoxspannung zum CSB-Ablaufwert.....	138
Bild 7.31	Vergleich des mittels Redoxspannung ermittelten CSB mit dem chemisch bestimmten Ablaufwert	139
Bild 7.32	Korrelation von $\text{NH}_4\text{-N}$ und Redoxspannung bei technischen Anlagen ...	139
Bild 7.33	Abhängigkeit des CSB von der Redoxspannung bei Pflanzenkläranlagen	141
Bild 7.34	Abhängigkeiten zwischen Redoxspannung und BSB_5 bei Pflanzenkläranlagen	141
Bild 7.35	Zusammenhang von $\text{NH}_4\text{-N}$ und Redoxspannung bei Pflanzenkläranlagen	142

Bild 7.36	Beispielsergebnisse der multivariaten Regression für den CSB (oben) und den $\text{NH}_4\text{-N}$ (unten) bei technischen Anlagen	145
Bild 8.1	Einfluss der Sauerstoffkonzentration verschiedener Messstellen auf den BSB_5 -Ablaufwert.....	150
Bild 8.2	Bestimmung des Ablauf-CSB über den online gemessenen SAK_{254}	151
Bild 8.3	Anlagerungen am Sensor bei stark verschmutztem Ablauf nach drei Tagen (Tropfkörper 1)	153
Bild 8.4	Leichte Verschmutzungen nach fünf Tagen bei einer Anlage mit geringen Ablaufwerten und Schlammanteilen in der Nachklärung (Tropfkörper 2).	153
Bild 8.5	CSB-Bestimmung über die Trübung bei der sehr gut reinigenden Tropfkörperanlage 2.....	154
Bild 8.6	Online-Messung des CSB über die Redoxspannung (überstautes, belüftetes Festbett)	156
Bild 8.7	Verschmutztes Diaphragma (Pfeil)	157
Bild 9.1	Nicht isolierter Schaltschrank (links) und lärmgedämmter Schaltschrank (rechts).....	168
Bild 9.2	Ablaufplan der Aufnahme sowie Dokumentation von Messdaten mittels stationärer Messtechnik	178
Bild 9.3	Ablaufplan einer Wartung von Kleinkläranlagen mit mobiler Messtechnik	201
Bild A.0.1	Veränderung der CSB-Zulaufkonzentration zur biologischen Stufe durch Minimierung des Abwasseranfalls und Vergleich mit Messungen bei Kleinkläranlagen.....	A-13
Bild A.0.2	Verteilungssumme sowie absolute Häufigkeit der CSB-Zulaufmengen zur biologischen Stufe	A-13
Bild A.0.3	Abhängigkeit der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufkonzentration zur biologischen Stufe von der Abwassermenge	A-14
Bild A.0.4	Verteilungssumme sowie absolute Häufigkeiten der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufmengen zur biologischen Stufe	A-14
Bild A.0.5	Veränderungen der Abbaurate nichtionischer Tenside durch den Einfluss des Sauerstoffgehalts	A-15
Bild A.0.6	Abhängigkeit der Abbaurate kationischer Tenside vom Sauerstoffgehalt	A-15
Bild A.0.7	Einfluss der Temperatur auf die Abbaurate verschiedener Tensidgruppen	A-16
Bild A.0.8	Verteilungssumme der CSB- sowie BSB_5 -Ablaufwerte ausgewählter Kleinkläranlagentypen.....	A-20
Bild A.0.9	Einfluss der Abwassertemperatur auf die BSB_5 -Ablaufkonzentration	A-21
Bild A.0.10	Einfluss der Abwassertemperatur auf die CSB-Ablaufkonzentration von funktionierenden Kleinkläranlagen unterschiedlichen Typs	A-22
Bild A.0.11	Durchschnittliche monatliche Verdunstungsmenge zwischen 1997 – 2007 für das Gebiet Cottbus, bestimmt nach SCHENDEL	A-25
Bild A.0.12	Einfluss der Verdunstung auf die BSB_5 -Ablaufkonzentration.....	A-25
Bild A.0.13	CSB- und BSB_5 -Ablaufwerte in Abhängigkeit des Sauerstoffgehaltes bei verschiedenen technischen Anlagen und einer Abwassertemperatur von 12 °C bis 18 °C.....	A-26
Bild A.0.14	Abhängigkeit des CSB- und BSB_5 -Ablaufwertes vom Sauerstoffgehalt und von der Abwassertemperatur	A-27
Bild A.0.15	UV-Absorption bei Tropfkörperanlagen und überstautem, belüftetem Festbett über 12 °C Abwassertemperatur.....	A-29
Bild A.0.16	Trübungsmessung an einem überstauten, belüfteten Festbett.....	A-30
Bild A.0.17	Trübungsmessung an einer Tropfkörperanlage	A-30

Bild A.0.18	Abhängigkeit des BSB_5 von der Redoxspannung bei einer Tropfkörperanlage und einem überstauten, belüfteten Festbett.....	A-31
Bild A.0.19	Korrelation von Redoxspannung und CSB sowie BSB_5 bei einer SBR-Anlage	A-31
Bild A.0.20	Vergleich der Ablaufwerte mit Verdunstung und ohne Verdunstung	A-32
Bild A.0.21	Vergleich der mittels Trübungsmessung errechneten und analytisch bestimmten CSB-Ablaufwerte	A-33
Bild A.0.22	Online-Messung über den SAK_{254} mit analytisch bestimmtem BSB_5 (überstautes, belüftetes Festbett)	A-34
Bild A.0.23	BSB_5 -Ermittlung über die Redoxspannung (überstautes, belüftetes Festbett).....	A-34
Bild A.0.24	Bestimmung des BSB_5 über die Trübung (Tropfkörperanlage 1).....	A-35
Bild A.0.25	Vergleich der BSB_5 -Ablaufwerte mit denen über die Trübung errechneten (Tropfkörperanlage 2).....	A-35

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1.1	Prozentualer Anteil der Fracht aus Kleinkläranlagen an den Gesamtemissionen aus der Abwasserreinigung	2
Tabelle 3.1	Anforderungen an die Ablaufqualität des gereinigten Abwassers bei der Prüfung zur bauaufsichtlichen Zulassung	7
Tabelle 3.2	Vorgaben zur mechanischen Vorreinigung	8
Tabelle 3.3	Netto-Flächen- und -volumenbedarf der biologischen Stufe sowie Verweilzeit in dieser für verschiedene Anlagentypen.....	13
Tabelle 3.4	Vor- und Nachteile verschiedener Anlagentypen.....	15
Tabelle 3.5	Vom Betreiber im Rahmen der Eigenüberwachung durchzuführende Tätigkeiten.....	18
Tabelle 3.6	Für Kleinkläranlagen festgelegte Wartungszyklen in Abhängigkeit ihrer Reinigungsstufe	19
Tabelle 3.7	Tätigkeiten bei der Wartung durch Fremdfirmen.....	20
Tabelle 4.1	Anlagen- und Messwertanzahl der statistisch untersuchten Kleinkläranlagentypen bis 50 EW	27
Tabelle 4.2	Für abgesetztes Rohabwasser festgelegte Konzentrationen.....	32
Tabelle 4.3	Zulaufwerte zur biologischen Stufe in der Praxis	33
Tabelle 4.4	Zulaufkonzentrationen zu Kleinkläranlagen (Anschlussgröße maximal 8 EW) mit bekanntem Trinkwasserverbrauch und deren Frachten.....	36
Tabelle 4.5	Zulauf- sowie Ablaufkonzentrationen für die verschiedenen Tensidgruppen	40
Tabelle 4.6	Abbauraten der verschiedenen Tensidgruppen	41
Tabelle 4.7	Durchschnittliche Ablaufwerte bis 8 EW Anschlussgröße.....	46
Tabelle 4.8	Aus Wartungsdaten (jährlich einmalige Messung) und Beprobungsdaten (monatliche Messung) errechneter Schlammfall und die typische Entsorgungshäufigkeit.....	60
Tabelle 4.9	Systemkomponenten in Abhängigkeit vom Anlagentyp	63
Tabelle 4.10	Mittlerer Energieverbrauch für funktionstüchtige Kleinkläranlagen bis 8 EW in kWh/(E·a).....	68
Tabelle 5.1	Limitierender Schritt in Abhängigkeit der Temperatur bei der Abwasserreinigung bei sonst gleichen Bedingungen.....	84
Tabelle 5.2	Sauerstoffwerte im belüfteten Becken, bei denen der CSB-Grenzwert eingehalten wird	84
Tabelle 5.3	Zusammensetzung biologisch gereinigten Abwassers	89
Tabelle 5.4	Gemittelte Trübung im Ablauf von Kleinkläranlagen, bei der der CSB-Grenzwert eingehalten wurde	93
Tabelle 5.5	Redoxspannungen in Abhängigkeit des abgelaufenen Prozesses	97
Tabelle 5.6	Abhängigkeit der Redoxspannung von den Stickstoffparametern eines bewachsenen Bodenfilters	98
Tabelle 6.1	Anlagentypen in der eigenen Untersuchung	101
Tabelle 6.2	Analysevorschriften sowie Probenahmestellen der untersuchten Parameter	103
Tabelle 7.1	Ursachen für erhöhte Ablaufwerte trotz ausreichenden Sauerstoffgehaltes	108
Tabelle 7.2	Beispiele für die multivariate Korrelation.....	143
Tabelle 8.1	Gründe für überdurchschnittliche Veränderungen der Messwerte bei Online-Sauerstoffmessungen.....	150
Tabelle 8.2	Überprüfung des Langzeitverhaltens der Laborelektrode	157

Tabelle 9.1	Forderungen zur Verbesserung der Funktionstüchtigkeit und der Arbeitsabläufe durch gestalterische Maßnahmen.....	162
Tabelle 9.2	Druckverlust verschiedener Rohrbelüfter.....	167
Tabelle 9.3	Maßnahmen zur Lärminderung.....	170
Tabelle 9.4	Eignung der untersuchten Messmethoden zur Ermittlung von Ablaufwerten bei Kleinkläranlagen.....	176
Tabelle 9.5	Wartungshinweise und Kosten für stationäre Messtechnik	182
Tabelle 9.6	Notwendige Wartungs- und Kontrollaufgaben bei Kleinkläranlagen.....	191
Tabelle 9.7	Problemerkennung bei Kleinkläranlagen (beispielhaft).....	193
Tabelle 9.8	Notwendige Apparatetechnik und Kosten für mobile Messtechnik	200
Tabelle 9.9	Vor- und Nachteile verschiedener Überwachungsmodelle zur Kontrolle der Anlagenfunktion und ordnungsgemäßen Wartung	208
Tabelle 9.10	Verbesserungspotenzial der vorgeschlagenen Maßnahmen.....	210
Tabelle A.0.1	Entwicklungstendenzen in der Anzahl dezentral und zentral angeschlossener Einwohner in Brandenburg	A-2
Tabelle A.0.2	Jahresfrachten in t/a im Ablauf der Kleinkläranlagen (KKA) und kommunalen Kläranlagen	A-3
Tabelle A.0.3	Mittlere Einwohnerspezifische Jahresfrachten in kg/(E·a)	A-3
Tabelle A.0.4	Absorptionsbereiche der Komponenten abwasserrelevanter Verbindungen.....	A-4
Tabelle A.0.5	Wirkgruppen typischer Wasch- und Reinigungsmittel und deren Inhaltsstoffe sowie Zuordnung der entsprechenden UV-absorbierenden Komponente (Auszug)	A-5
Tabelle A.0.6	Abhängigkeit des spezifischen Absorptionskoeffizienten SAK_{254} sowie der Trübung vom CSB bei kleinen sowie Großkläranlagen.....	A-10
Tabelle A.0.7	Einfluss von Bevölkerungsdichte, Arbeitslosenquote und Wasserpreis auf den Trinkwasserverbrauch für 2001	A-12
Tabelle A.0.8	Zu- und Ablaufkonzentrationen von Anlagen, die die geforderten Grenzwerte für CSB, BSB_5 und NH_4-N einhalten, in mg/l.....	A-17
Tabelle A.0.9	Auf Mikroorganismen wirksame Akutkonzentrationen von Medikamenten	A-18
Tabelle A.0.10	Datenanzahl zur Mittlung der CSB-/ BSB_5 -Zulaufkonzentration	A-21
Tabelle A.0.11	Regressionskoeffizienten sowie Korrelationskoeffizienten für die Temperaturabhängigkeit.....	A-28
Tabelle A.0.12	Ausgewählte, Teilprozesse der Nitrifikation hemmende Verbindungen..	A-28
Tabelle A.0.13	Messbereiche sowie Genauigkeitsgrenzen der Messgeräte	A-36
Tabelle A.0.14	Messbereiche sowie Genauigkeitsgrenzen der Küvettentests	A-37
Tabelle A.0.15	Messbereiche sowie Genauigkeitsgrenzen der Hilfsmittel.....	A-38
Tabelle A.0.16	Statistische Daten der Pflanzenkläranlagen	A-40
Tabelle A.0.17	Statistische Daten der technischen Anlagen	A-41
Tabelle A.0.18	Multivariate lineare Regression Vor-Ort-messbarer Parameter der technischen Anlagen.....	A-42
Tabelle A.0.19	Multivariate lineare Regression Vor-Ort-messbarer Parameter der Pflanzenkläranlagen	A-43

Anhang

A	Erläuterungen und Diagramme.....	A-1
B	Glossar.....	B-1

A Erläuterungen und Diagramme

Anhang 1	Eingleitete Frachten durch Kleinkläranlagen in Gewässer	A-2
Anhang 2	Absorptionsbereiche abwasserrelevanter Verbindungen	A-4
Anhang 3	Abhängigkeiten des SAK ₂₅₄ , des SSK ₂₅₄ und der Trübung von chemischen Parametern	A-10
Anhang 4	Trinkwasserverbrauch und Einflussfaktoren auf diesen	A-12
Anhang 5	Summenverteilung, Zulauffrachten, Abhängigkeiten vom Abwasseranfall.....	A-13
Anhang 6	Abhängigkeit des Tensidabbaus vom Sauerstoffgehalt und von der Temperatur	A-15
Anhang 7	Zu- und Ablaufkonzentrationen verschiedener Parameter in Abhängigkeit vom Anlagentyp	A-17
Anhang 8	Medikamenteneinfluss auf die Mikroorganismen.....	A-18
Anhang 9	Ablaufqualitäten ausgewählter Anlagentypen.....	A-20
Anhang 10	Abhängigkeit der Ablaufkonzentration von der Abwassertemperatur	A-21
Anhang 11	Grundlagen zur Abschätzung der Evapotranspiration	A-23
Anhang 12	Einfluss des Sauerstoffgehaltes auf die Ablaufwerte unterschiedlicher Anlagentypen bei 12 bis 18 °C	A-26
Anhang 13	Einfluss des Sauerstoffgehaltes und der Abwassertemperatur auf die Ablaufwerte	A-27
Anhang 14	Die Nitrifikation hemmenden Verbindungen	A-28
Anhang 15	Abhängigkeit des NH ₄ -N-Ablaufwertes vom SAK ₂₅₄	A-29
Anhang 16	Weitere Beispiele für die Trübungsmessung an einzelnen Anlagen.....	A-30
Anhang 17	Abhängigkeit der Ablaufwerte von der Redoxspannung bei technischen Anlagen.....	A-31
Anhang 18	Einfluss der Verdunstung auf den BSB ₅ -Ablaufwert bei Pflanzenkläranlagen	A-32
Anhang 19	Vergleich der über die Trübung bestimmten CSB-Konzentrationen mit den analytisch ermittelten Werten.....	A-33
Anhang 20	Weitere Ergebnisse der Online-Messung	A-34
Anhang 21	Messgeräte sowie die Genauigkeit der eingesetzten Verfahren.....	A-36
Anhang 22	Statistische Bewertung der Versuchsergebnisse.....	A-39

Anhang 1 Eingeleitete Frachten durch Kleinkläranlagen in Gewässer

Die Abschätzung der Frachten, welche aus den Kleinkläranlagen abgeleitet werden, errechnet sich wie folgt:

$$B_{d\ ab} = EZ \cdot C_{ab\ i} \cdot q_E \cdot 10^{-6} \quad (\text{A-0.1})$$

mit	{B _{d ab} } = t/d	...	tägliche Ablauffracht
	{EZ} = E	...	Einwohnerzahl
	{C _{ab i} } = mg/l	...	Ablaufkonzentration mit i = CSB, BSB ₅ , NH ₄ -N, N _{GES} , P _{GES}
	{q _E } = l/(E·d)	...	spezifischer Abwasseranfall

Tabelle A.0.1 Entwicklungstendenzen in der Anzahl dezentral und zentral angeschlossener Einwohner in Brandenburg [nach MLUV BRANDENBURG 2005]

Bundesland	Brandenburg		Niedersachsen [FLASCHE 2002]
	2003	Prognose	
An Kleinkläranlagen angeschlossene Einwohner	99.008 **)	417.750	757.388
An Sammelgruben angeschlossene Einwohner	423.180	104.438 *)	
Ans zentrale Abwassernetz angeschlossene Einwohner	2.050.877	2.050.877	7.780.422
Durchschnittliche Ablaufkonzentration der Kleinkläranlagen in mg/l	CSB	109	95
	BSB ₅	19	25
	NH ₄ -N	29	25
	N _{GES}	79	40
	P _{GES}	13	7

*) Annahme: 20 % der derzeitigen Sammelgruben und Kleinkläranlagen verbleiben als abflusslose Sammelgrube

**) Anlagen nach DIN 4261 Teil 1 und Teil 2

Die Konzentrationen wurden aus den Daten brandenburgischer Kleinkläranlagen sowie den eigenen Untersuchungen ermittelt.

Tabelle A.0.2 Jahresfrachten in t/a im Ablauf der Kleinkläranlagen (KKA) und kommunalen Kläranlagen [nach MLUV BRANDENBURG 2005]

Anlagentyp	CSB	BSB ₅	NH ₄ -N	N _{GES}	P _{GES}
Kommunale Kläranlagen	6.711	1.357		1.596	175
KKA	1.413	246	376	1.024	169

Tabelle A.0.3 Mittlere Einwohnerspezifische Jahresfrachten in kg/(E·a)

Betrachtetes Gebiet	Niedersachsen		Brandenburg		Mecklenburg-Vorpommern	
Abwassermenge in l/(E·d)	120		85 *)			
Anlagentyp	KKA	Komm. KA	KKA	Komm. KA	KKA	Komm. KA
CSB	4,16	2,29	3,4	2,71		
BSB ₅	1,1	0,32	0,6	0,55		
NH ₄ -N	1,1	0,45	0,9			
N _{GES}	1,75	0,83	2,4	0,64	2,64	0,63
P _{GES}	0,31 **)	0,07 **)	0,4	0,07	0,37	0,06
Quelle	FLASCHE (2002)		nach MLUV BRANDENBURG (2005)		BARJENBRUCH ET AL. (2004B)	

*) ländlicher Bereich

**) bestimmt als PO₄-P

Somit werden von einem brandenburgischen Grundstück mit vier Einwohnerwerten (EW) durchschnittlich

- eine CSB-Fracht von 14 kg/a,
- eine BSB₅-Fracht von 2,5 kg/a,
- eine NH₄-N-Fracht von 4 kg/a,
- eine N_{GES}-Fracht von 10 kg/a sowie
- eine P_{GES}-Fracht von 2 kg/a

in das Gewässer abgeleitet.

Anhang 2 Absorptionsbereiche abwasserrelevanter Verbindungen

Tabelle A.0.4 Absorptionsbereiche der Komponenten abwasserrelevanter Verbindungen
[nach NOWAK ET AL. 1995]

Baustein bzw. Substanz	Absorptionen in nm
Benzol	268,261, 254, 249, 243, 239, 234
Anthracen	250, 220, 218, andere langwellige Banden
Pyridin	262, 256, 250
Benzolsulfonat	270, 264, 260, 253, 248
Phenol	277, 270, 264
Hydrozimtaldehyd	285, 268, 264, 261, 258, 253, 248, 242, 208
Benzaldehyd	288, 279, 241, 215, andere langwellige Banden
Zimtsäure	272
aromatische Carboxylgruppe	228
aromatische Hydroxylgruppe	278
Isolierte π - Bindungen (-C=C-)	180 ... 260
konjugierte π - Bindungen (-C=C- C=C-)	210 ...
Diene	210 ... 290
Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)	240 ... 310
konjugierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=C- C=O)	250 ...

$n \rightarrow \pi^*$ elektronische Anregung notwendig

Tabelle A.0.5 Wirkgruppen typischer Wasch- und Reinigungsmittel und deren Inhaltsstoffe sowie Zuordnung der entsprechenden UV-absorbierenden Komponente (Auszug) [BAUER 2007, BLW 2001, FALBE 1987, STEBER 2000, VOLLMER ET AL. 1985]

Wirkgruppe	Stoff(-gruppe)	Einsatzbereich	Zuzuordnende absorbierende Komponente
Alkalien	Ammoniak	Reinigungsmittel	
	Hydroxide (KOH, NaOH)		
	Phosphate (Natriumtriphosphat)		
	Silikate (Natriumsilikat)		
	Soda (Natriumcarbonat)		
Aufheller, optische	Bis-(benzoxazol-2-yl) (BO)	Waschmittel	Arom. Verbindung
	4,4'-Bis-(triazinylamino)-stilben-2,2'-disulfonsäure (DASC)		
	1,3-Diphenylpyrazolin (PYZ)		
Bleichmittel	Diperoxododecandisäure (DPDDA)	Waschmittel	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Diperoxoazelaensäure (DPAA)	Waschmittel	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Natriumhypochlorit	Sanitärreiniger	
	Perborat	Waschmittel	
	Percarbonat	Waschmittel	
	Peroxoessigsäure	Waschmittel	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Trichlorisocyanursäure		Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O) oder konjugierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=C- C=O) oder Benzol
	Wasserstoffperoxid	Sanitärreiniger, Waschmittel	
Bleichmittel-aktivator	Tetraacetylenylendiamin (TAED)	Waschmittel	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Tetraacetylglykoloril (TAGU)	Waschmittel	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
Desinfektionsmittel, Konservierungsmittel	Ätherische Öle (Geraniol, Minzöl)		konjugierte π - Bindung (-C=C- C=C-)
	Aldehyde <ul style="list-style-type: none"> • Formaldehyd • Glyoxal • Glutar-di-aldehyd 	Reinigungsmittel	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Benzol-Derivate (o-Benzyl-Chlorphenol)		
	2-Brom-2-nitro-1,3-propandiol		
	Diphenylether-Derivate (Triclosan)		Arom. Verbindungen
	Dodecylpyrimidiniumchlorid	Reinigungsmittel	Arom. Verbindung
	Formiate (Salze der Ameisensäure)		
	Imidazolin-Derivate	Reinigungsmittel	
	Isothiazol-Derivate	Kosmetika	Arom. Verbindung
	Phenol-Derivate <ul style="list-style-type: none"> • o-Phenylphenol • p-Chlorkresol 	Reinigungsmittel	Arom. Verbindung sowie arom. Hydroxylgruppe
	Tetraacetylenylendiamin (TAED)		Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Trimethylstearylammoniumchlorid	Reinigungsmittel	

Tabelle A.0.5 Wirkgruppe typischer Wasch- und Reinigungsmittel und deren Inhaltsstoffe sowie Zuordnung der entsprechenden UV-absorbierenden Komponente (Fortsetzung)

Wirkgruppe	Stoff(-gruppe)	Einsatzbereich	Zuzuordnende absorbierende Komponente
Enthärter, Komplexbildner	Acetate • Ethylendiamintetraacetat (EDTA) • Nitrilotriacetat (NTA)	Waschmittel	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Bernsteinsäuren (Ethylendiamin-N,N'-dibernsteinsäure, Iminodibernsteinsäure, Polyaspartat)		Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Essigsäuren Methylglycindiessigsäure (MGDA), Diethylentriaminpentaessigsäure (DTPA, Papierind.), Propylendiamintetraessigsäure (PDTA, Fotoind.), Alanindiessigsäure (ADA, Fotoind.)		Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Gluconat		Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Phosphate (Pentanatriumtriphosphat)	Waschmittel	
	Phosphonat	Waschmittel	
	2-Phosphonobutan-1,2,4-tricarbonsäure (PBTC)		Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Phosphonsäuren • Aminotrimethylenphosphonsäure (ATMP) • Ethylendiamintetra(methylenphosphonsäure) (EDTMP), Diethylentriaminpenta(methylenphosphonsäure) (DTPMP) • 1-Hydroxyethan-1,1-diphosphonsäure (HEDP) • Hexamethylendiamintetra(methylenphosphonsäure) (HDTMP)		
	Polycarboxylate (PCA)	Waschmittel	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Zeolith A (Sasil) (Natriumaluminiumsilikat)	Waschmittel	
	Zitronensäure	Entkalker, Reinigungsmittel	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Enzyme	Amylase	Waschmittel, Reinigungsmittel
Cellulase			
Lipase			
Protease (Alkalase)			
Farbschutz, -übertragungsinhibitor	Polyvinylpyrrolidon (PVP)		Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)

Tabelle A.0.5 Wirkgruppe typischer Wasch- und Reinigungsmittel und deren Inhaltsstoffe sowie Zuordnung der entsprechenden UV-absorbierenden Komponente (Fortsetzung)

Wirkgruppe	Stoff(-gruppe)	Einsatzbereich	Zuzuordnende absorbierende Komponente
Hydrotropika (Verbesserung der Löslichkeit)	Alkohole		
	Alkylarylsulfonsäuren Toluolsulfonsäure, Xylolsulfonsäure, Cumolsulfonsäure	Flüssigreiniger, Waschmittel	Benzolsulfonat
	Harnstoff	Flüssigreiniger, Waschmittel	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Säureamide		Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
Korrosionsinhibitoren	Organische Salze		Alle Komponenten möglich
	Silikate Wasserglas ($\text{Na}_2\text{H}_2\text{SiO}_4$), Metasilikat	Waschmittel	
Lösemittel	Alkane (Benzin [Octan])		
	Alkenole (Isopropanol)	Reiniger	
	Alkohol (Ethanol)		
	Arene (Toluol)		Arom. Verbindung
	Halogenkohlenwasserstoffe wie Trichlorethan (Tri), Perchlorethylen (Per), Chloroform (Trichlormethan)	Reinigungsmittel, Fleckenentferner	
	Ketone (Aceton [Propanon])	Fleckenentferner	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Terpen (Dipenten)		konjugierte π - Bindungen (-C=C- C=C-)
	Wasser	Flüssigwaschmittel, Reinigungsmittel	
Metalle	Aluminiumgranulat	Rohrreiniger	
	Stahlwolle	Spezialreiniger	
Parfümöle	Aldehyde Cyclamenaldehyd, α -Amyl- cinnamaldehyd, Anisaldehyd	Waschmittel, Reinigungsmittel	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Alkohole Citronellol, Linalool, Terpineol, Isoeugenol)		konjugierte π - Bindungen (-C=C- C=C-)
	Ester Ocimenylacetat, Benzylsalicylat, Benzylacetat		Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Ketone (Ionon, Allylon)		Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Polycyclische Moschusverbindungen • Galaxolid (HHCB) • Tonalide (AHTN)		Arom. Verbindung
Säuren	Anorg. Säure • Schwefelsäure • Salzsäure • Phosphorsäure • Amidosulfonsäure	Sanitärreiniger	
	Org. Säure (Milchsäure, Zitronensäure, Essigsäure, Ameisensäure)	Sanitärreiniger, Reinigungsmittel	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
Saure Salze anorg. Säuren	Kaliumdihydrogenphosphat		
	Natriumhydrogensulfat		

Tabelle A.0.5 Wirkgruppe typischer Wasch- und Reinigungsmittel und deren Inhaltsstoffe sowie Zuordnung der entsprechenden UV-absorbierenden Komponente (Fortsetzung)

Wirkgruppe	Stoff(-gruppe)	Einsatzbereich	Zuzuordnende absorbierende Komponente
Schaumregulatoren	Kalkseifen	Waschmittel	
	Silikonöl	Waschmittel	
Scheuerkörper	Bimssteinmehl	Scheuermittel	
	Marmormehl (Kreide)		
	Quarzmehl		
Stabilisatoren	Ethylendiamintetraacetat (EDTA)	Waschmittel	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Nitrilotriacetat (NTA)	Waschmittel	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
Stellmittel, Füllstoffe	Cellulose-Ether		
	Polyacrylate		Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Polyglykole, Polyethylenglykol		
Tenside	<i>Anionische Tenside</i>		
	Alkylbenzolsulfonat, lineares (LAS)	Waschmittel, Geschirrspülmittel, Haushaltsreiniger	Benzolsulfonat
	Alkylsulfonat, sekundäres (SAS)		
	Dialkylsulfosuccinate	Shampoos, Badezusätze	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Fettalkoholsulfat (FAS)	Feinwaschmittel, Waschmittel	
	Fettalkoholpolyglycolsulfat	Feinwaschmittel, Schaumbäder, Shampoos, Geschirrspülmittel	
	Polyglycoethersulfat (Nonylphenolpolyglycoethersulfat)	Geschirrspülmittel, Reinigungstücher	Arom. Verbindung
	Sulcofettsäure-Methylester		Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	<i>Nichtionische Tenside</i>		
	Alkylphenoethoxylate (APEO)	(Wasch-, Reinigungsmittel)	Arom. Verbindung
	Alkylpolyglycoside (APG)		
	Fettalkohol-Ethoxylate (FAE)		
	Fettalkoholpolyglycoether (AEO)	Wasch-, Reinigungsmittel	
	Saccharosefettsäureester	Emulgator	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	<i>Kationische Tenside</i>		
	Benzalkoniumchlorid (Alkylbenzyl-dimethylammoniumchlorid)	Weichspüler	Arom. Verbindung
	Distearyldimethylammoniumchlorid (DSDMAC)	(Weichspüler)	
	Dodecyldimethylbenzylammoniumchlorid	Desinfizierender Reiniger	Arom. Verbindung

Tabelle A.0.5 Wirkgruppe typischer Wasch- und Reinigungsmittel und deren Inhaltsstoffe sowie Zuordnung der entsprechenden UV-absorbierenden Komponente (Fortsetzung)

Wirkgruppe	Stoff(-gruppe)	Einsatzbereich	Zuzuordnende absorbierende Komponente
Tenside	<u>Amphotere Tenside</u>		
	Alkylbetaine	Shampoos, Badezusätze	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	N-Alkylamido-propyl-N-dimethylaminoxid	Shampoos, Badezusätze	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	N-Carboxyethyl-N-alkylamidoethyl-glycinat	Shampoos, Badezusätze	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
Vergrauungs-inhibitoren	Carboxymethylcellulose (CMC)	Waschmittel	Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
	Polycarbonsäuren		Isolierte $n \rightarrow \pi^*$ (-C=O)
Weitere Substanzen	Methylenchlorid	Pinselfreiniger	
	Paradichlorbenzol	Reinigungsmittel	Arom. Verbindung (Benzol)
	Trichlorethylen	Fleckentferner	Isolierte π - Bindungen (-C=C-)

Anhang 3 Abhängigkeiten des SAK_{254} , des SSK_{254} und der Trübung von chemischen Parametern

Tabelle A.0.6 Abhängigkeit des spezifischen Absorptionskoeffizienten SAK_{254} sowie der Trübung vom CSB bei kleinen sowie Großkläranlagen [erweitert nach OBENAUS 2001]

Medium	Ort der Probenahme	Korrelationskoeffizient R	Bemerkungen	Quelle
SAK_{254}				
Kommunales Abwasser	Ablauf VK	0,939 – 0,975	CSB-Messung bei einer Kläranlage	KRAUTH ET AL. (1994)
Kommunales Abwasser	Ablauf NK	0,84 – 0,91	Messung bei einer Kläranlage > 5.000 EW, CSB	MATSCHÉ ET AL. (1995)
Kommunales Abwasser	Ablauf NK	0,956	20 Messwerte, Mischproben CSB = 12 ... 30 mg/l CSB = 4,55 · SAK_{254} – 14,68	MATSCHÉ ET AL. (1995)
Kommunales Abwasser	Ablauf NK	0,88	135 Messwerte, < 1.000 EW CSB = 7 ... 251 mg/l CSB = 1,47 · SAK_{254} + 13,6	MATSCHÉ ET AL. (1995)
Synthetisches Abwasser	Ablauf NK	0,988 – 0,993	Mit Benzoesäure aufgestockt, CSB	MATSCHÉ ET AL. (1995)
Kommunales Abwasser	Ablauf VK (Zulauf Belebung)	0,967	30 Messwerte einer Anlage größere KA, DIN-CSB CSB _{ab VK} = 400 ... 900 mg/l CSB = 10,2 · SAK_{254} – 267,96	SEYFRIED ET AL. (1995)
Kommunales Abwasser	Ablauf NK	0,257	20 Messwerte einer Anlage größere KA, DIN-CSB CSB _{ab} = 29 ... 33 mg/l CSB = 2,86 · SAK_{254} – 47,83	SEYFRIED ET AL. (1995)
Flusswasser		0,81 – 0,99	CSB	Verschiedene Quellen zit. in NOWACK ET AL. (1995a)
Kommunales Abwasser	Ablauf VK Ablauf NK	0,72 – 0,98 0,74 – 0,98	CSB CSB	
Kommunales Abwasser	Ablauf VK	0,94 (SAK_{254}) 0,94 (SAK_{260})	18 Messwerte einer Anlage größere KA, DIN-CSB CSB _{ab VK} = 400 ... 1.200 mg/l CSB = 500 · SAK_{254} – 520 CSB = 500 · SAK_{260} – 510	KANN-DEHN (1995)
Kommunales Abwasser	Ablauf NK	0,89 (SAK_{254}) 0,9 (SAK_{260})	Ablauf mehrerer KA, DIN-CSB, CSB _{ab} = 20 ... 150 mg/l CSB = 200 · SAK_{254} – 50 CSB = 200 · SAK_{260} – 44	KANN-DEHN (1995)
KA Möding	Ablauf NK	Linearer Zusammenhang	kontinuierliche SAK -CSB-Messung CSB = 20 ... 70 mg/l	NOWAK ET AL. (1995)
Kommunales Abwasser	Ablauf NK	0,98 (SAK_{254}) 0,98 (SAK_{260})	18 Messwerte einer Anlage CSB _{ab} = 30 ... 200 mg/l DIN-CSB CSB = 250 · SAK_{254} – 55 CSB = 250 · SAK_{260} – 52,5	KANN-DEHN (1995)

{ SAK_x } = m^{-1}

{CSB} = mg/l

Tabelle A.0.6 Abhängigkeit des spezifischen Absorptionskoeffizienten SAK_{254} sowie der Trübung vom CSB bei kleinen sowie Großkläranlagen (Fortsetzung)

Medium	Ort der Probe- nahme	Korrela- tionskoef- fizient R	Bemerkungen	Quelle
SAK₂₅₄				
Kommunales Abwasser		0,8 + 0,95	Belastungsstöße bei kontinuierlichen Messungen: Tagesganglinien der Abläufe der Vorklärbecken fast identisch wiedergegeben, CSB	VON PRÜSSING (1994)
Kommunales Abwasser	Kanal	0,89	Mischwasserbehandlung 66 Messwerte CSB = 1,12·SAK ₂₅₄ – 27,71	SPERLING (1999)
Kommunales Abwasser	Kanal	0,87	Mischwasserbehandlung CSB = 150 ... 1.100 mg/l CSB = 14,22·SAK ₂₅₄ – 490,73	GRÜNING ET AL. (2000)
Tiernahrungs- industrie, In- direkteinleiter	Ablauf Sedi- mentation	0,0141	43 Messwerte, CSB	KANN-DEHN (1999)
Ölhaltiges Abwasser aus Glasindustrie		0,95	CSB = 6,11·SAK ₂₅₄ + 10,97	DETTNER ET AL. (1996)
Abwasser aus Zuckerind.	Ablauf NK	Kein Zusam- menhang	CSB	MATSCHÉ ET AL. (1995)
Industriell geprägtes Abwasser	Biologi- scher Reaktor	0,74 – 0,97	membranfiltrierte Probe, CSB	NICOLET ET AL. (1999)
Deponie- sickerwasser	Ablauf Biologie Ablauf Anlage	0,99 0,99	+ UF nachgeschaltet, CSB Ablauf Aktivkohleadsorber, CSB	DETTNER ET AL. (1996)
SSK₂₅₄				
Molkerei	Kanal	0,9832	52 Messwerte CSB = 2,86·SSK ₂₅₄ – 31,07	KANN-DEHN (1999)
Tiernahrungs- industrie, In- direkteinleiter	Ablauf Sedi- mentation	0,9335	43 Messwerte CSB = 1,22·SSK ₂₅₄ – 69	KANN-DEHN (1999)
Deponie		0,932 0,937	76 Messwerte CSB = 0,88·SSK ₂₅₄ – 16,14 DOC = 0,31·SSK ₂₅₄ – 5,95	KANN-DEHN (1999)
Oberflächen- wasser	versch. Stellen	0,8559 0,8925	TOC = 5,92·SSK ₂₅₄ – 36,79 TOC = 4,98·SSK ₂₅₄ – 29,4	KANN-DEHN (1999)
Kommunales Abwasser	Zulauf	0,8442	Ca. 180.000 EW CSB = 5,62·SSK ₂₅₄ – 108,55	KANN-DEHN (1999)
Feigenverar- beitung	Zulauf	0,9529	CSB _{zu} = 2.000 ... 51.000 mg/l CSB = 90,91·SSK ₂₅₄ – 990,45	KANN-DEHN (1999)
Trübung				
Molkerei	Kanal	0,9647	52 Messwerte CSB = 1,66·Trübung + 214,57	KANN-DEHN (1999)

{SAK_x, SSK_x} = m⁻¹

{CSB, DOC, TOC} = mg/l

{Trübung} = NTU

Anhang 4 Trinkwasserverbrauch und Einflussfaktoren auf diesen

Tabelle A.0.7 Einfluss von Bevölkerungsdichte, Arbeitslosenquote und Wasserpreis auf den Trinkwasserverbrauch für 2001 [STATISTISCHES BUNDESAMT 2002]

Bundesland	Fläche in km ²	Einwohneranzahl in E	Einwohnerdichte in E/km ²	Arbeitslosenquote in %	gewichteter Wasserpreis in €/m ³	Wasserverbrauch in l/(E·d)
SH	15.763	2.804.249	178	9,4	1,28	152
HH	755	1.726.363	2.286	9,3	1,61	150
NW	34.083	18.052.092	530	9,6	1,77	141
HB	404	659.651	1.632	13,5	1,88	138
BY	70.549	12.329.714	175	6,0	1,32	134
NI	47.618	7.956.416	167	10,0	1,26	131
HE	21.115	6.077.826	288	7,4	2,08	128
RP	19.847	4.049.066	204	7,6	1,63	125
BE	892	3.388.434	3.800	17,9	1,89	124
BW	35.752	10.600.906	297	5,5	1,83	124
SL	2.569	1.066.470	415	9,8	1,77	121
BB	29.477	2.593.040	88	18,8	1,71	102
MV	23.173	1.759.877	76	19,6	1,72	101
SA	20.445	2.580.626	126	20,9	1,96	95
SN	18.413	4.384.192	238	19,0	2,32	90
TH	16.172	2.411.387	149	16,5	2,36	87
BRD	357.027	82.440.309	231	10,4	1,70	127

BB ... Brandenburg

BE ... Berlin

BW ... Baden-Württemberg

BY ... Bayern

HB ... Hansestadt Bremen

HE ... Hessen

HH ... Hansestadt Hamburg

MV ... Mecklenburg-Vorpommern

NI ... Niedersachsen

NW ... Nordrhein-Westfalen

RP ... Rheinland-Pfalz

SA ... Sachsen-Anhalt

SH ... Schleswig-Holstein

SL ... Saarland

SN ... Sachsen

TH ... Thüringen

Anhang 5 Summenverteilung, Zulauffrachten, Abhängigkeiten vom Abwasseranfall

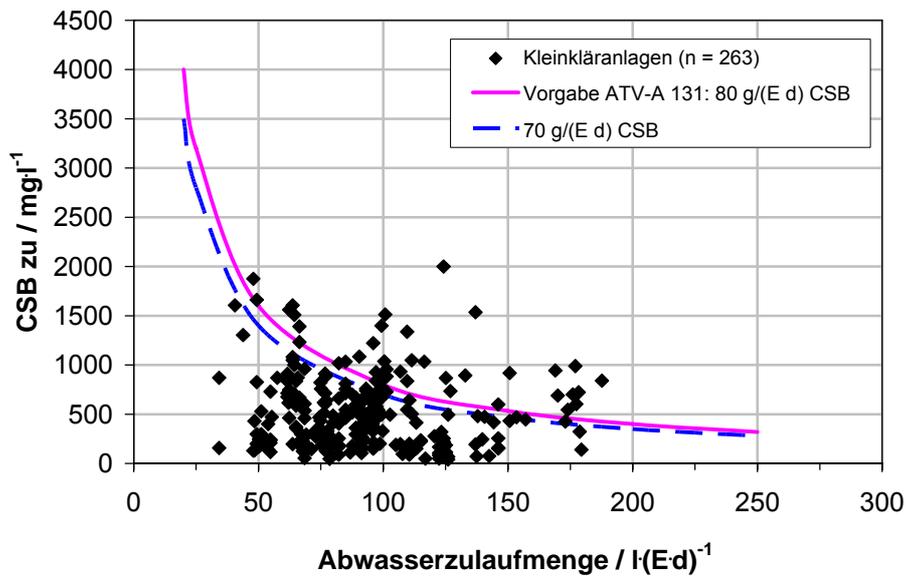


Bild A.0.1 Veränderung der CSB-Zulaufkonzentration zur biologischen Stufe durch Minimierung des Abwasseranfalls und Vergleich mit Messungen bei Kleinkläranlagen

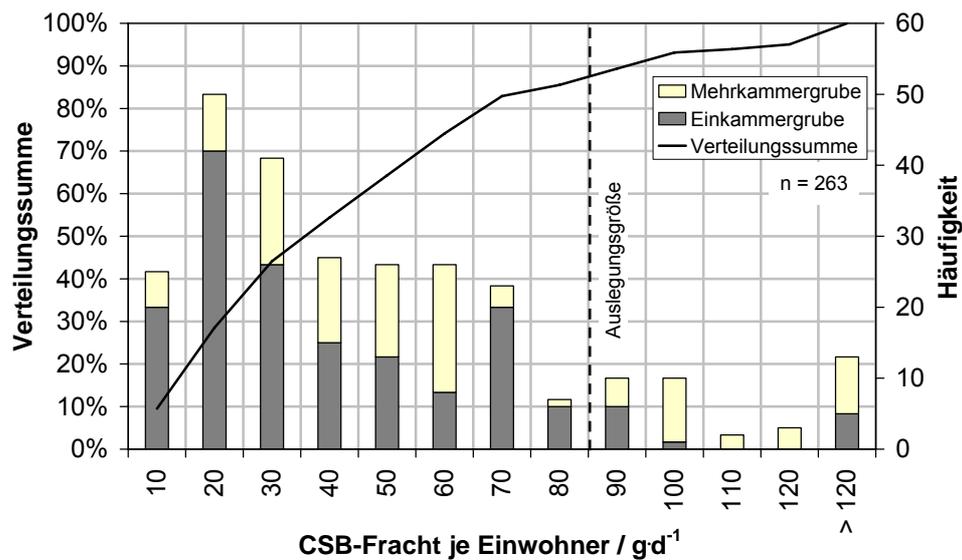


Bild A.0.2 Verteilungssumme sowie absolute Häufigkeit der CSB-Zulauffrachten zur biologischen Stufe

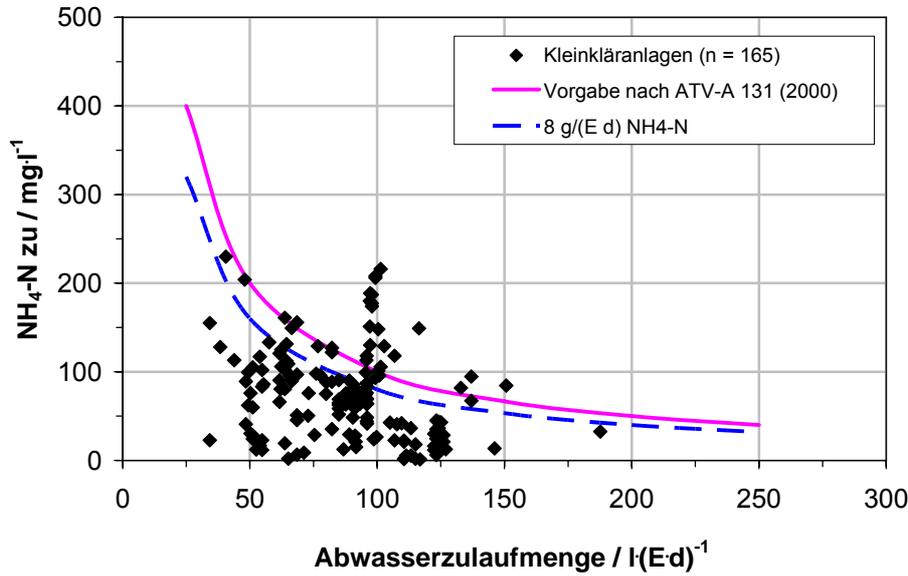


Bild A.0.3 Abhängigkeit der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufkonzentration zur biologischen Stufe von der Abwassermenge

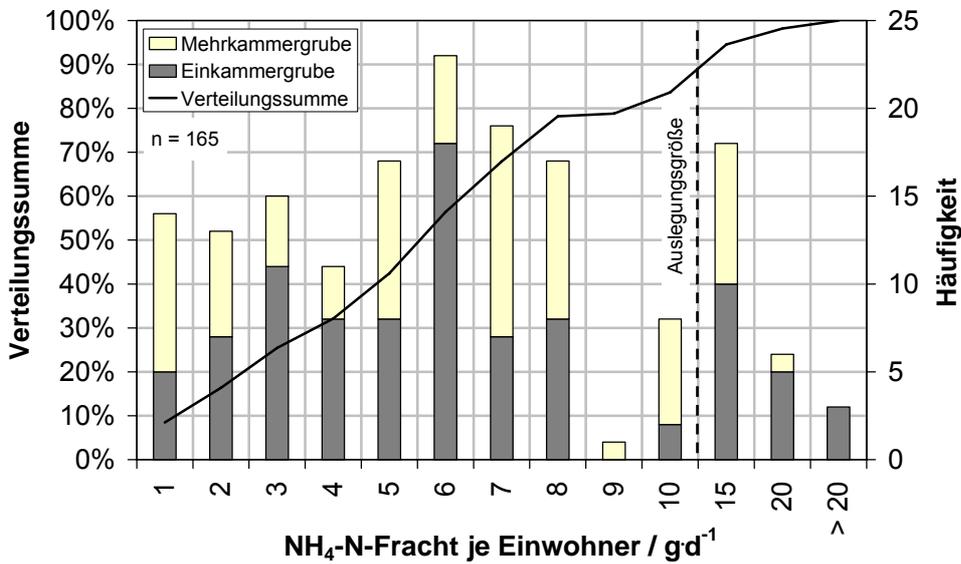


Bild A.0.4 Verteilungssumme sowie absolute Häufigkeiten der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufmengen zur biologischen Stufe

Anhang 6 Abhängigkeit des Tensidabbaus vom Sauerstoffgehalt und von der Temperatur

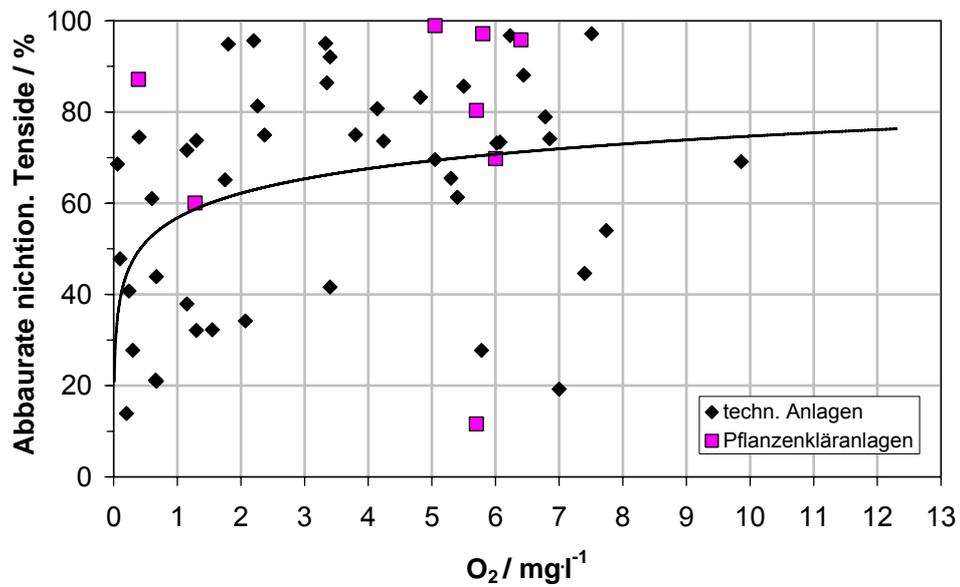


Bild A.0.5 Veränderungen der Abbaurrate nichtionischer Tenside durch den Einfluss des Sauerstoffgehalts

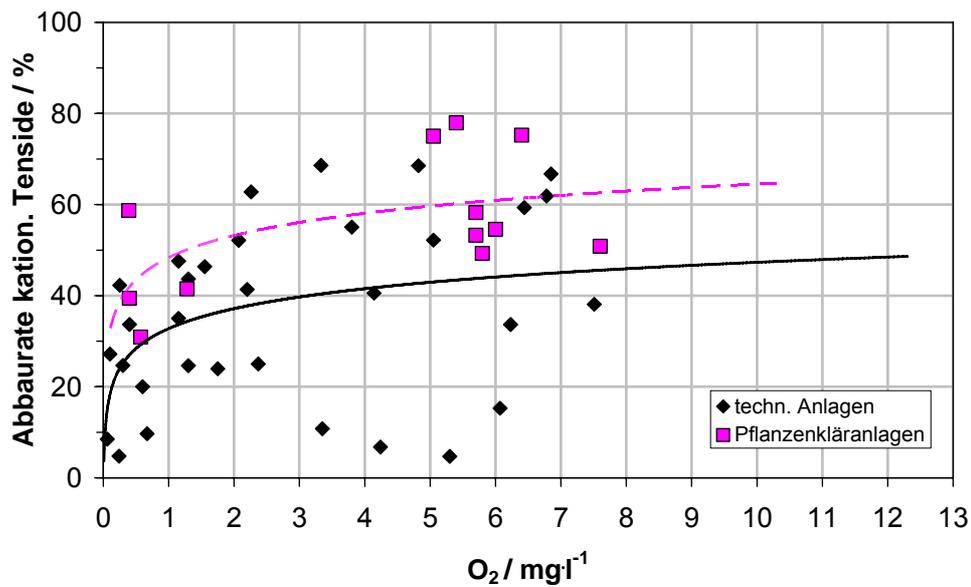


Bild A.0.6 Abhängigkeit der Abbaurrate kationischer Tenside vom Sauerstoffgehalt

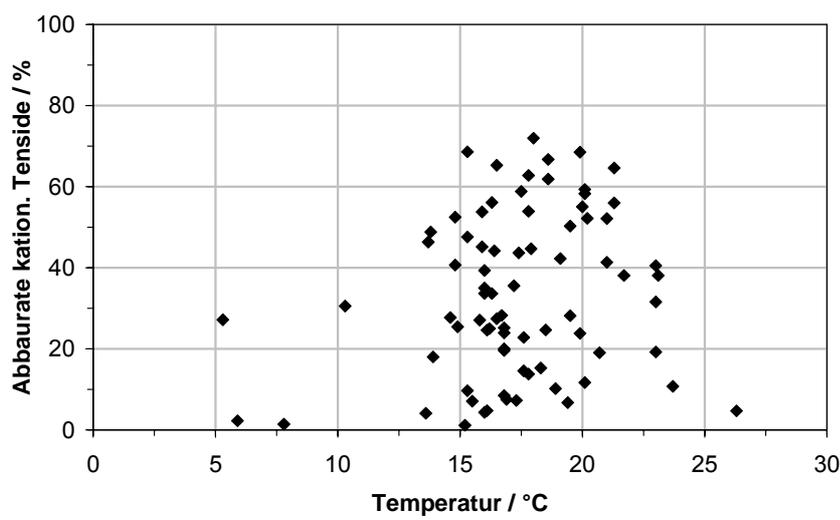
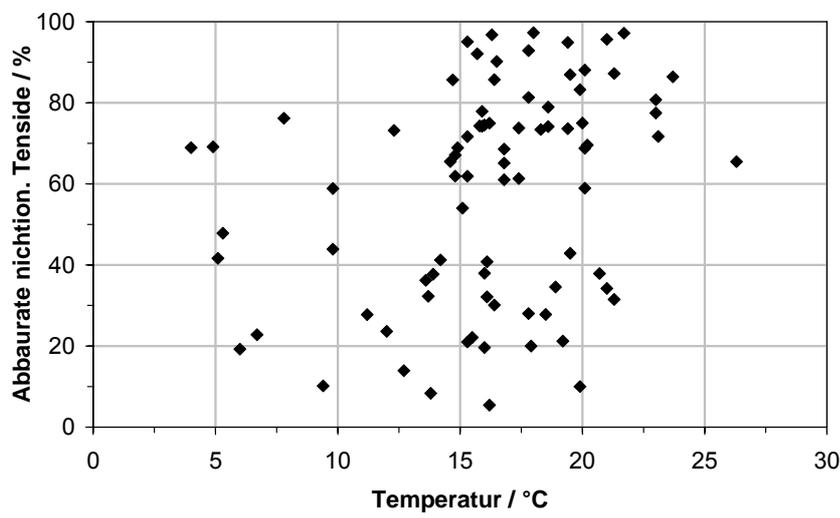
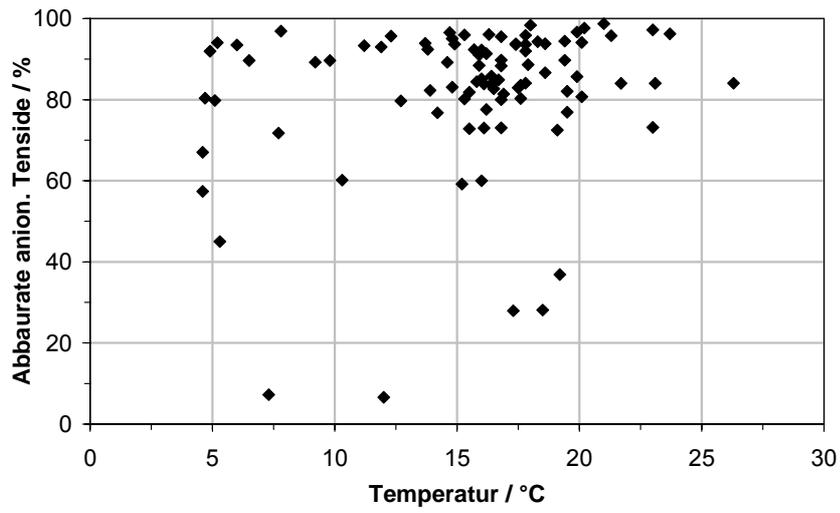


Bild A.0.7 Einfluss der Temperatur auf die Abbaureate verschiedener Tensidgruppen

Anhang 7 Zu- und Ablaufkonzentrationen verschiedener Parameter in Abhängigkeit vom Anlagentyp

Tabelle A.0.8 Zu- und Ablaufkonzentrationen von Anlagen, die die geforderten Grenzwerte für CSB, BSB₅ und NH₄-N einhalten, in mg/l

Anlagen- typ	Tropfkörperanlagen		SBR-Anlagen		Überstaute Festbetten	
Anzahl Werte	44		40		21	
	Zulauf	Ablauf	Zulauf	Ablauf	Zulauf	Ablauf
CSB	50 ... 2.000	< 150	180 ... 1.222	< 150	106 ... 530	< 150
BSB ₅	16 ... 205	< 40	26 ... 580	< 40	25 ... 218	< 40
NH ₄ -N	1,1 ... 24 (... 43)	< 10	29 ... 113	< 10	15 ... 28	< 10
P _{GES}	11 ... 22	10 ... 21	13 ... 38	9 ... 18	12 ... 14	10 ... 14
Anion. Tenside	1 ... 12,3	0,5 ... 3,8	1,3 ... 71	0,9 ... 2,6	0,4 ... 5,5	0,25 ... 16
Nichtion. Tenside	0,4 ... 2	0,3 ... 1	1 ... 16	0,3 ... 2,1	1,4 ... 17	0,2 ... 1,6
Kation. Tenside	0,4 ... 1,5	0,2 ... 1	0,7 ... 1,8	0,2 ... 1,4	0,6 ... 1	0,3 ... 0,7
Abwas- seranfall in l/(E·d)	55 ... 146		68 ... 100		82 ... 110	

In Klammern gefasste Werte sind Einzelwerte.

Anhang 8 Medikamenteneinfluss auf die Mikroorganismen

Tabelle A.0.9 Auf Mikroorganismen wirksame Akutkonzentrationen von Medikamenten

Substanz	Testkonzentration in mg/l	Wirkttest auf	Wirkung	Quelle
Analeptika				
Coffein	161,2	Daphnien-Akutttest [EC ₅₀]		LILIUS ET AL. (1995)
Analgetika				
Acetylsalicylsäure	167,5	Daphnien-Akutttest [EC ₅₀]		LILIUS ET AL. (1995)
Ibuprofen	9,06 ... 11,5	Daphnien-Akutttest [EC ₅₀]		in STUMPF ET AL. (1999)
Antibiotika				
Tetracyclin	38	Photobacterium phosphoreum	Nachweisbare Wirkungen, nicht standardisierter Test	LUNESTAD ET AL. (1990)
Streptomycin	10 ... 15	Belebtschlammbiozönose	Deutliche Veränderung bei Ciliaten	STANISLAWSKA (1979)
Ampillicin Chloramphenicol Nalidixinsäure Novobiocin Streptomycin Tetracyclin	> 100	Vibrio harveyi (Biolumineszenz [EC ₅₀])	Unterschiedliche Wachstumshemmungen, wobei Novobiocin, Chloramphenicol, Tetracyclin größte Hemmung	THOMULKA ET AL. (1993)
Metabolit N ₄ -Methyl-Sulfamethazin	> 1	Daphnia magna [LC ₅₀]		COATS ET AL. (1976)
Sulfamethazin	> 10	Daphnia magna [LC ₅₀]	Metabolit N ₄ -Methyl-Sulfamethazin > 1	COATS ET AL. (1976)
Antiepileptika				
Phenobarbital	1400,3	Daphnien-Akutttest [EC ₅₀]		LILIUS ET AL. (1995)
Broncholytika				
Theophyllin	473,8	Daphnien-Akutttest [EC ₅₀]	Herzwirksame Pharmaka	LILIUS ET AL. (1995)
Entwöhnungsmittel				
Nicotin	3,7	Daphnien-Akutttest [EC ₅₀]		LILIUS ET AL. (1995)
Estrogene				
17a-Ethinylestradiol (EE2)	0,84 5,7 0,105	Algenwachstum [EC ₅₀] akute Tox., D. [LC ₅₀] Reproduktion, D. [LC ₅₀]		KOPF (1995)
Kardiakum				
Digoxin	780,8	Daphnien-Akutttest [EC ₅₀]		LILIUS ET AL. (1995)

Tabelle A.0.9 Auf Mikroorganismen wirksame Akutkonzentrationen von Medikamenten (Fortsetzung)

Substanz	Testkonzentration in mg/l	Wirkttest auf	Wirkung	Quelle
Lipidsenker				
Clofibrinsäure	106 175 100	Daphnien [EC ₅₀] Ciliaten [EC ₅₀] Lumineszenz [EC ₅₀]		STUMPF ET AL. (1999)
Clofibrat	12 28,2 0,106	Algenwachstum [EC ₅₀] Daphnia magna [LC ₅₀] Reproduktion, Daphnien [LC ₅₀]		KOPF (1995)
Clofibrinsäure-ethylester	40,3 0,106 28,2	Leuchtbakterien [EC ₅₀] Daphnien-Reproduktionstest [EC ₅₀] Daphnien-Akutttest [EC ₅₀]		KOPF (1995)
Kardiakum				
Digoxin	780,8	Daphnien-Akutttest [EC ₅₀]		LILIUS ET AL. (1995)
Psychopharmaka				
Amfetaminsulfat	265,3	Daphnien-Akutttest [EC ₅₀]		LILIUS ET AL. (1995)
Amitriptylin	5	Daphnien-Akutttest [EC ₅₀]		LILIUS ET AL. (1995)
Diazepam	4,3	Daphnia magna [LC ₅₀]		CALLEJA ET AL. (1993)
	13,9	Daphnien-Akutttest [EC ₅₀]		LILIUS ET AL. (1995)
Relaxantium				
Orphenadrin HCl	10,4	Daphnien-Akutttest [EC ₅₀]		LILIUS ET AL. (1995)
β-Rezeptorblocker				
Propranolol HCl	17,7	Daphnien-Akutttest [EC ₅₀]	Herzwirksame Pharmaka	LILIUS ET AL. (1995)
Propranolol	3,1	Daphnien-Akutttest [EC ₅₀]		CALLEJA ET AL. (1993)
Verapamil HCl	50,9	Daphnien-Akutttest [EC ₅₀]	Herzwirksame Pharmaka	LILIUS ET AL. (1995)
Spasmolytika				
Atropinsulfat	354,4	Daphnien-Akutttest [EC ₅₀]		LILIUS ET AL. (1995)

Einschätzung der Toxizität:

- EC₅₀ < 1 mg/l → sehr giftig
 1 mg/l < EC₅₀ < 10 mg/l → giftig
 10 mg/l < EC₅₀ < 100 mg/l → schädlich
 EC₅₀ > 100 mg/l → gering toxisch

Anhang 9 Ablaufqualitäten ausgewählter Anlagentypen

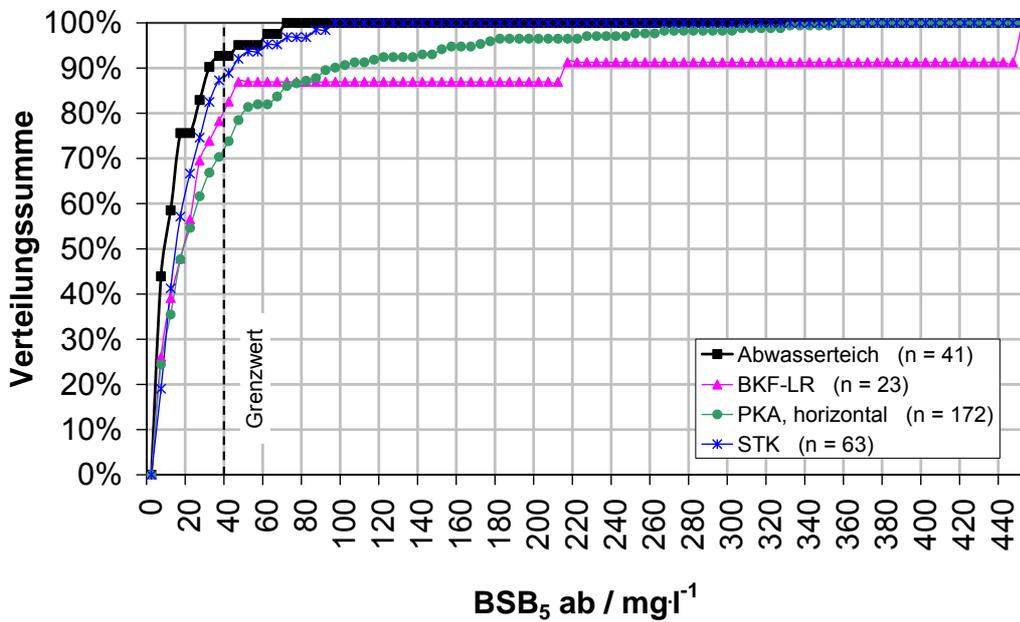
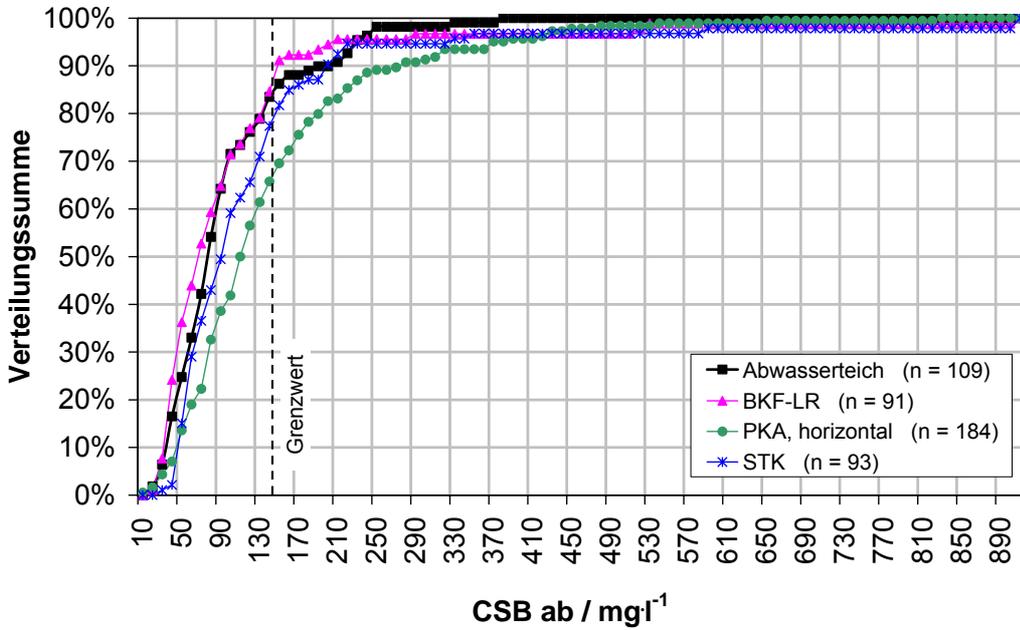


Bild A.0.8 Verteilungssumme der CSB- sowie BSB₅-Ablaufwerte ausgewählter Kleinkläranlagentypen

Anhang 10 Abhängigkeit der Ablaufkonzentration von der Abwassertemperatur

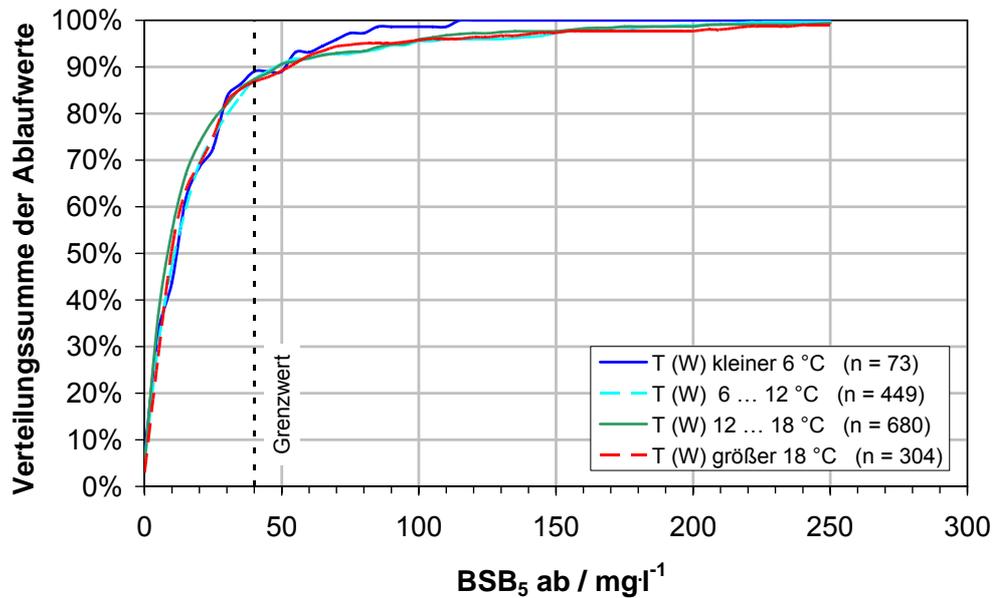


Bild A.0.9 Einfluss der Abwassertemperatur auf die BSB₅-Ablaufkonzentration

Tabelle A.0.10 Datenanzahl zur Mittlung der CSB-/BSB₅-Zulaufkonzentration (Bild 4.17)

Temperaturbereich in °C	Anzahl der Messwerte	Temperaturbereich in °C	Anzahl der Messwerte	Temperaturbereich in °C	Anzahl der Messwerte
≤ 4	1	10 ... ≤ 11	2	17 ... ≤ 18	5
4 ... ≤ 5	3	11 ... ≤ 12	2	18 ... ≤ 19	7
5 ... ≤ 6	3	12 ... ≤ 13	3	19 ... ≤ 20	6
6 ... ≤ 7	2	13 ... ≤ 14	3	20 ... ≤ 21	7
7 ... ≤ 8	5	14 ... ≤ 15	5	21 ... ≤ 22	2
8 ... ≤ 9	2	15 ... ≤ 16	2	> 22	2
9 ... ≤ 10	3	16 ... ≤ 17	3		

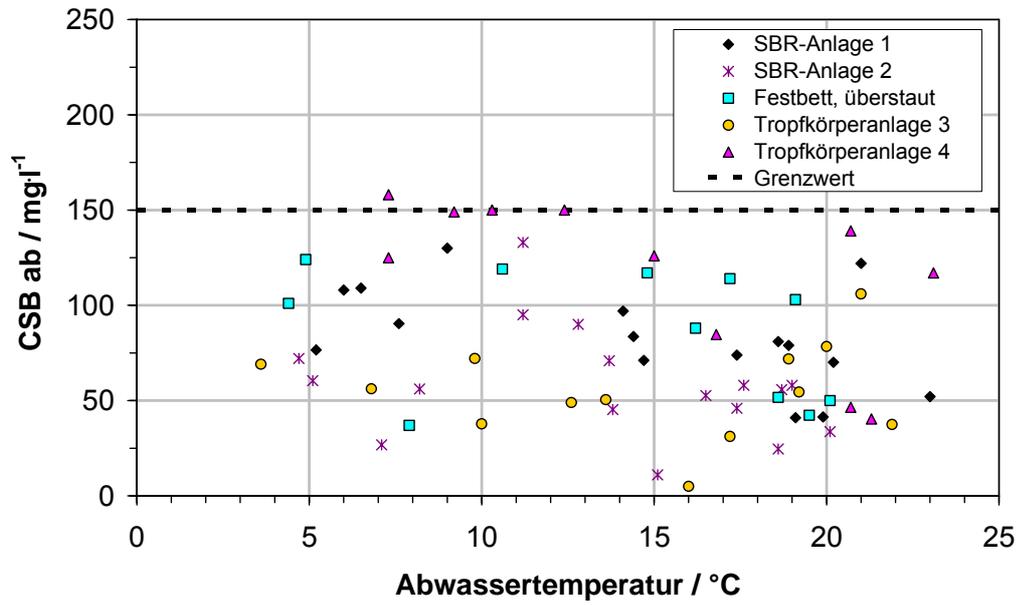


Bild A.0.10 Einfluss der Abwassertemperatur auf die CSB-Ablaufkonzentration von funktionierenden Kleinkläranlagen unterschiedlichen Typs

Anhang 11 Grundlagen zur Abschätzung der Evapotranspiration

Die Verdunstung bewachsener Flächen, Evapotranspiration genannt, setzt sich aus der Bodenverdunstung (Evaporation) und der Verdunstung von Vegetationsoberflächen aufgrund biologischer Vorgänge (Transpiration) zusammen. Man unterscheidet die aus Klimadaten errechnete potenzielle Evapotranspiration, bei der das tatsächliche Wasserangebot unberücksichtigt bleibt, und die tatsächliche Evapotranspiration, bei der das zeitweise verminderte Wasserangebot, z. B. durch ausbleibenden Regen und dadurch aufgebrauchte Wasservorräte, mit beachtet wird.

Zum Zeitpunkt der Probenahme bei den untersuchten Pflanzenkläranlagen waren die Betreiber der Anlagen vor Ort, so dass man von einer kontinuierlich zufließenden Abwassermenge ausgehen kann. Demzufolge kann die Annahme getroffen werden, dass die potenzielle Evapotranspiration der tatsächlichen entspricht.

Zur Abschätzung der potenziellen Evapotranspiration wurde die vereinfachte Formel nach SCHENDEL angewendet [HÖLTING ET AL. 2005]. Sie stellt eine empirische Formel dar und beinhaltet als Klimafaktoren das Monatsmittel der Lufttemperatur ϑ sowie die dazugehörige relative Luftfeuchte φ . Andere Faktoren, wie z. B. die Windgeschwindigkeit, Bewuchs (Pflanzenart, -menge), die Sonneneinstrahlung, die Bodenart sowie Geländebeschaffenheit, werden nicht monatstypisch, sondern über den konstanten Schendel-Korrekturfaktor f_{Sch} mit einem Wert von $4,8 \text{ mm}/(^{\circ}\text{C} \cdot \text{Monat})$ erfasst. Bei diesem Faktor wird ersichtlich, dass diese Abschätzungsmethode nur für längere Zeiträume und nicht taggenau angesetzt werden kann.

$$\dot{h}_{ETp} = f_{Sch} \cdot \frac{\vartheta}{\varphi} \quad (\text{A-0.2})$$

mit	\dot{h}_{ETp}	= mm/Monat	...	Potenzielle Evapotranspiration
	$\{\vartheta\}$	= $^{\circ}\text{C}$...	Monatsmittel der Lufttemperatur
	$\{\varphi\}$	= 1	...	Monatsmittel der relativen Luftfeuchte
	$\{f_{Sch}\}$	= $4,8 \text{ mm}/(^{\circ}\text{C} \cdot \text{Monat})$...	Schendel-Korrekturfaktor

Die sich ergebenden Verdunstungsmengen für das Gebiet Cottbus sind in Bild A.0.11 grafisch dargestellt.

Die erforderlichen Grundlagendaten für die Berechnung der Verdunstung lagen durch die Wetterstation an der FH Lausitz Cottbus vor. Somit war es möglich, die Abwassermenge am Ablauf der Anlage aus der Trinkwassermenge abzüglich der Verdunstungsmenge zu ermitteln.

$$Q_{ab} = Q_{TW} - \frac{\overset{\bullet}{h}_{ETp}}{n_d} \cdot A_{PKA} \quad (A-0.3)$$

mit	$\{Q_{ab}\} = l/d$...	abfließende Abwassermenge am Ablauf
	$\{Q_{TW}\} = l/d$...	Trinkwasserverbrauchsmenge
	$\{n_d\} = d/\text{Monat}$...	Anzahl der Tage des betrachteten Monats
	$\{A_{PKA}\} = m^2$...	Verdunstungsfläche, Beetfläche der Pflanzenkläranlage

Anhand der vorliegenden Ablaufkonzentrationen und der errechneten Ablaufwassermenge wurde die BSB₅- und CSB-Fracht B_{di} ermittelt, welche als Grundlage diente, die Ablaufkonzentration ohne Verdunstung zu bestimmen.

$$B_{di} = c_i \cdot Q_{ab} \quad (A-0.4)$$

mit	$\{B_{di}\} = g/d$...	tägliche Schmutzfracht
	$\{c_i\} = g/l$...	gemessene Ablaufkonzentration
			mit $i = \text{BSB}_5$ oder CSB

Da die Fracht gleich bleibt, lässt sich mit der zulaufenden Trinkwassermenge durch Umstellen der Gleichung A-0.4 die Ablaufkonzentrationen für den CSB und BSB₅ ohne Verdunstung bestimmen. Bild A.0.12 zeigt die Erhöhung der BSB₅-Ablaufkonzentration durch die Verdunstung.

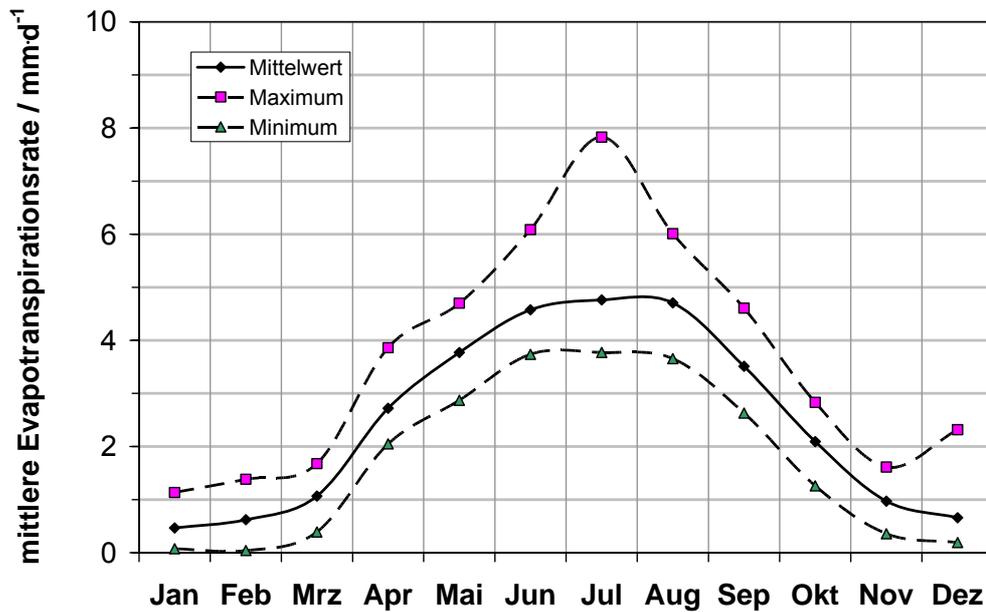


Bild A.0.11 Durchschnittliche monatliche Verdunstungsmenge zwischen 1997 – 2007 für das Gebiet Cottbus, bestimmt nach SCHENDEL

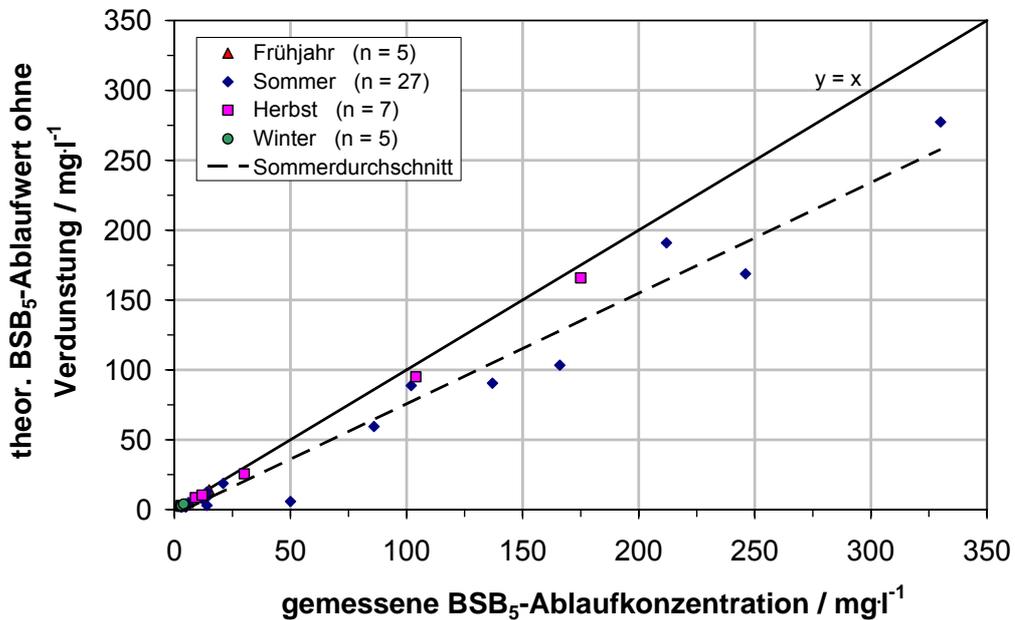


Bild A.0.12 Einfluss der Verdunstung auf die BSB₅-Ablaufkonzentration

Anhang 12 Einfluss des Sauerstoffgehaltes auf die Ablaufwerte unterschiedlicher Anlagentypen bei 12 bis 18 °C

„Festbett“ entspricht einem überstauten, belüfteten Festbett

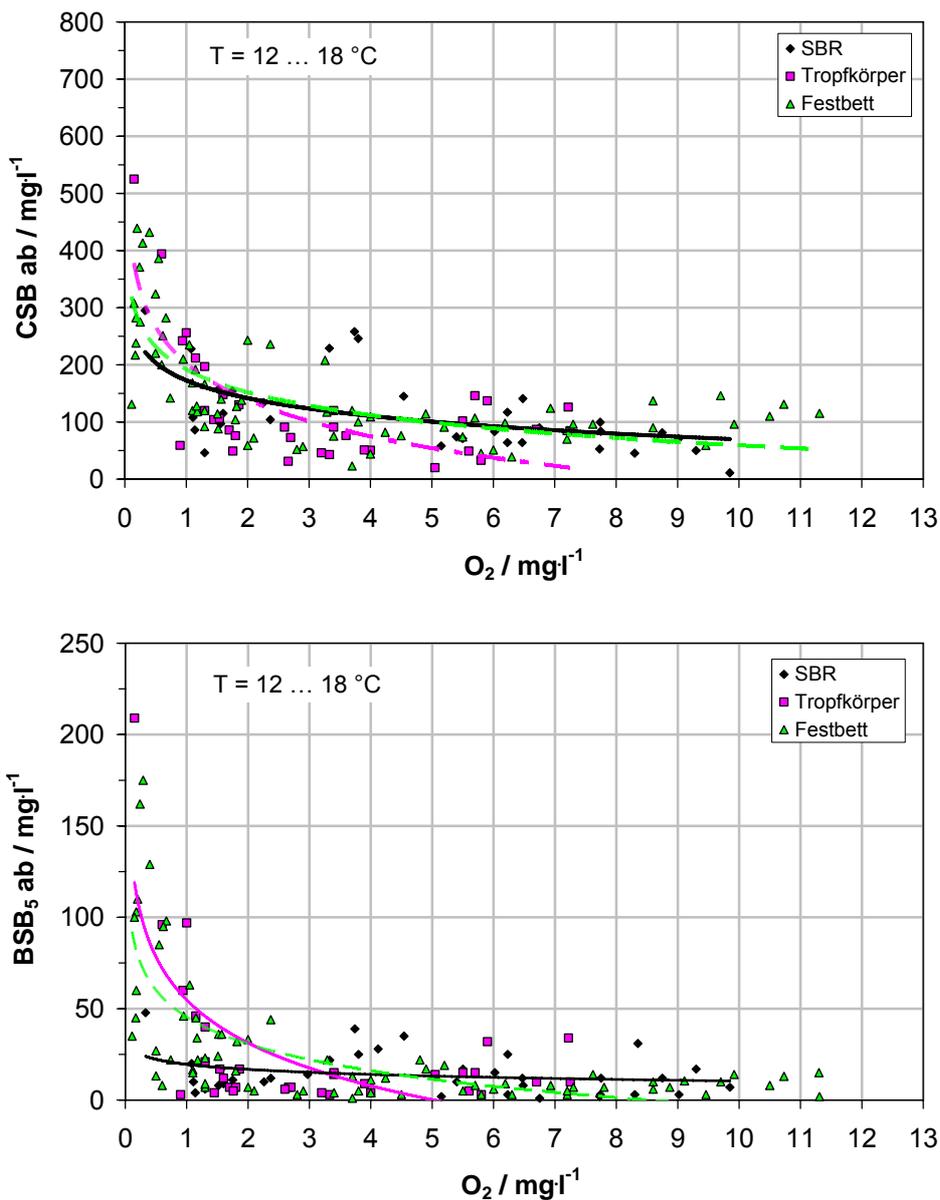


Bild A.0.13 CSB- und BSB_5 -Ablaufwerte in Abhängigkeit des Sauerstoffgehaltes bei verschiedenen technischen Anlagen und einer Abwassertemperatur von 12 °C bis 18 °C

Anhang 13 Einfluss des Sauerstoffgehaltes und der Abwassertemperatur auf die Ablaufwerte

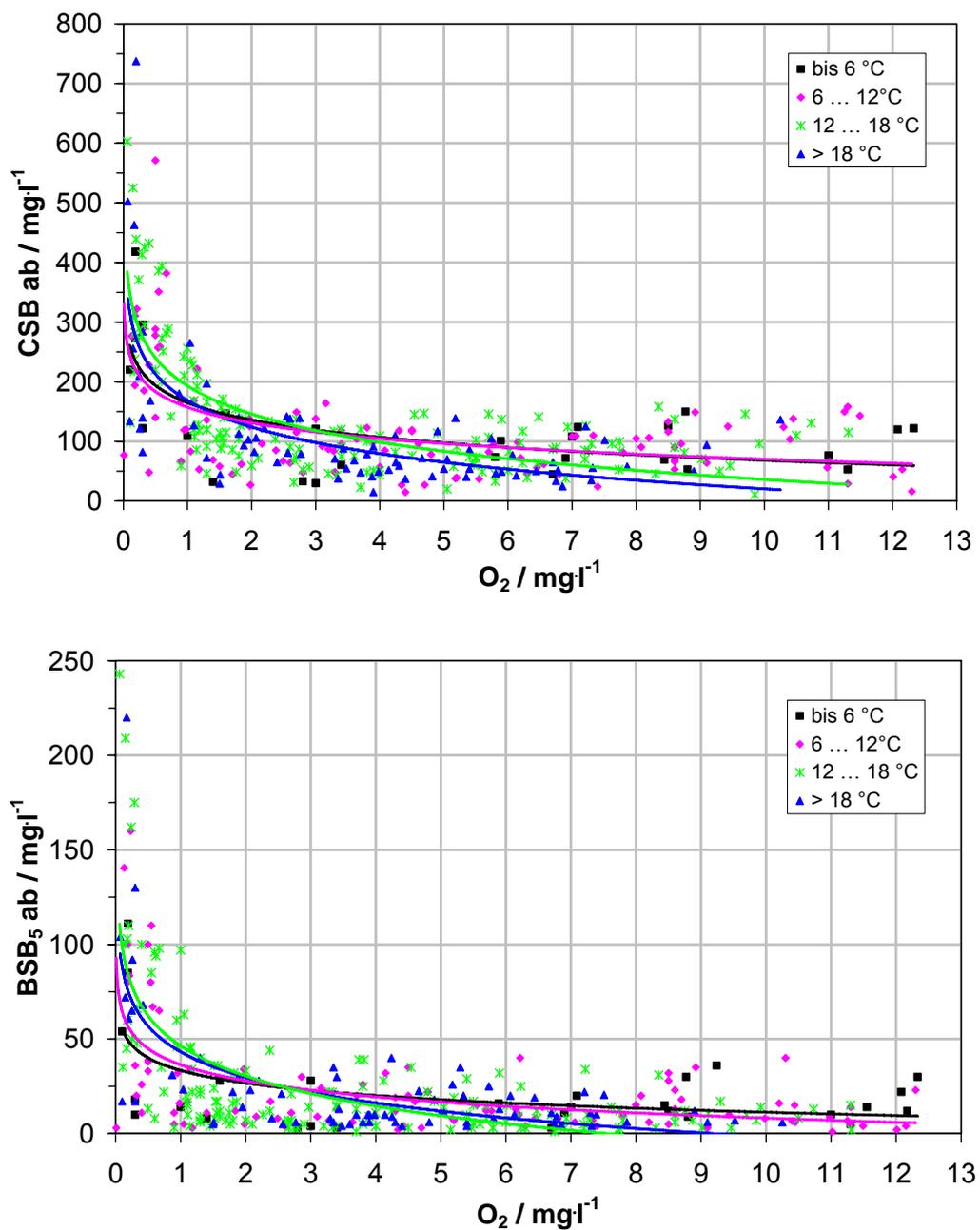


Bild A.0.14 Abhängigkeit des CSB_{ab} - und BSB_5 -Ablaufwertes vom Sauerstoffgehalt und von der Abwassertemperatur

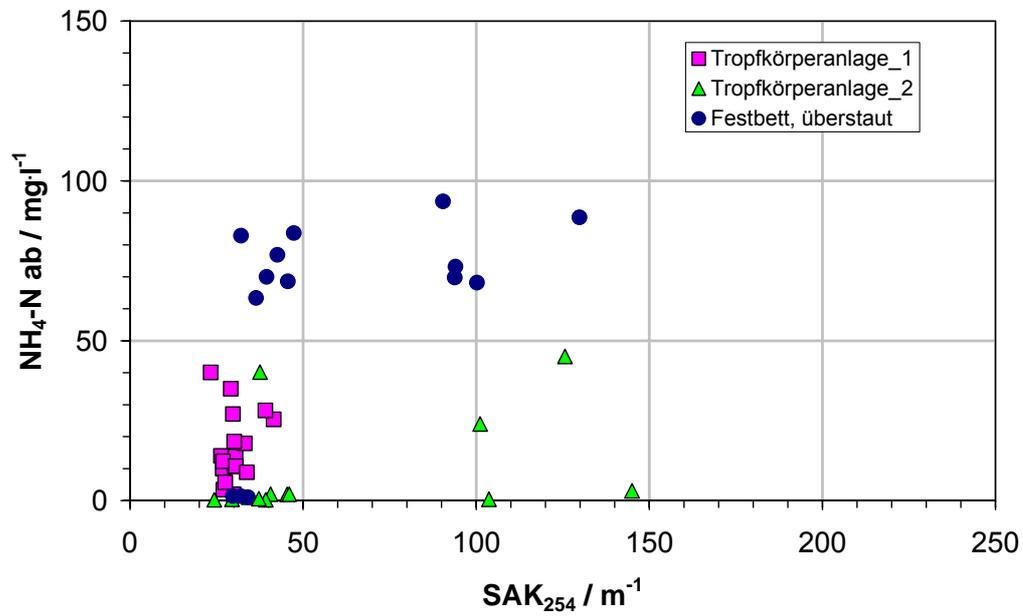
Anhang 15 Abhängigkeit des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwertes vom SAK_{254} 

Bild A.0.15 UV-Absorption bei Tropfkörperanlagen und überstautem, belüftetem Festbett über 12 °C Abwassertemperatur

Anhang 16 Weitere Beispiele für die Trübungsmessung an einzelnen Anlagen

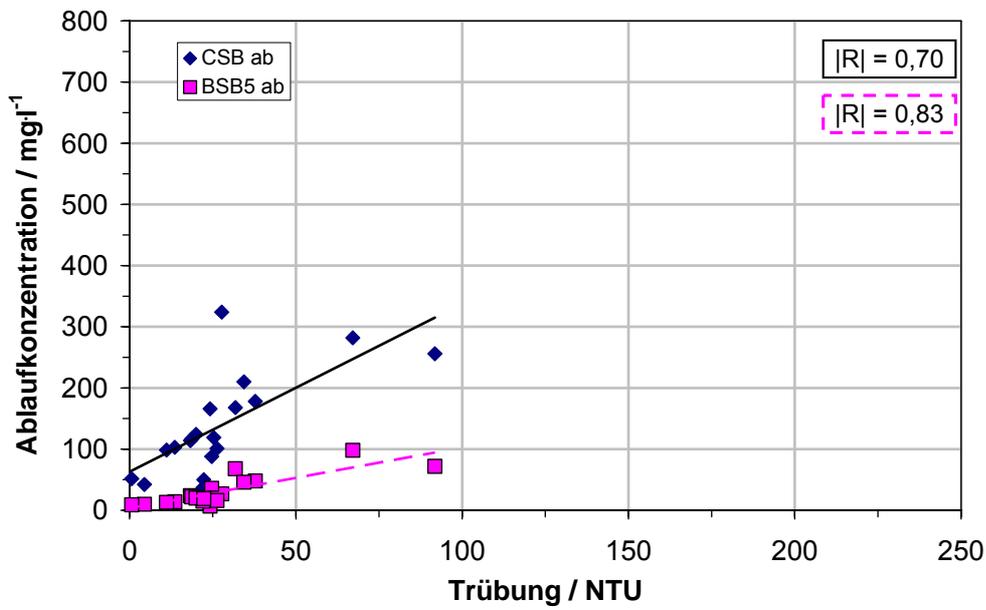


Bild A.0.16 Trübungsmessung an einem überstauten, belüfteten Festbett

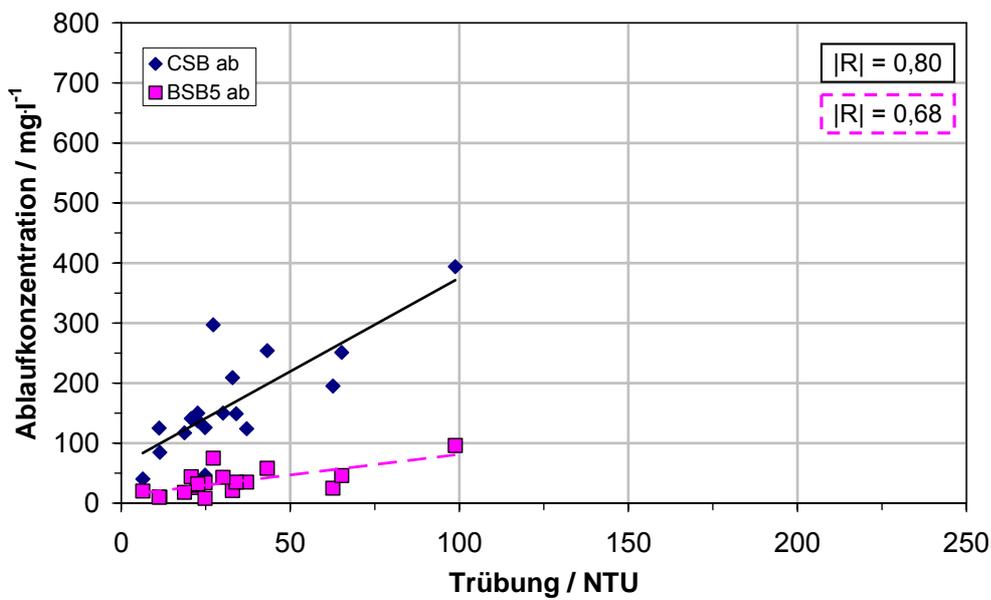


Bild A.0.17 Trübungsmessung an einer Tropfkörperanlage

Anhang 17 Abhängigkeit der Ablaufwerte von der Redoxspannung bei technischen Anlagen

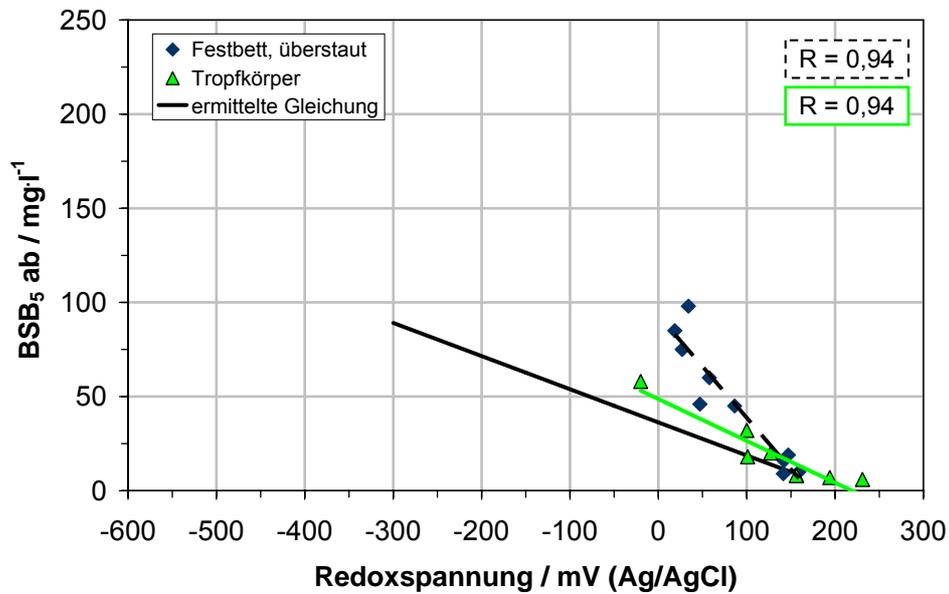


Bild A.0.18 Abhängigkeit des BSB₅ von der Redoxspannung bei einer Tropfkörperanlage und einem überstauten, belüfteten Festbett

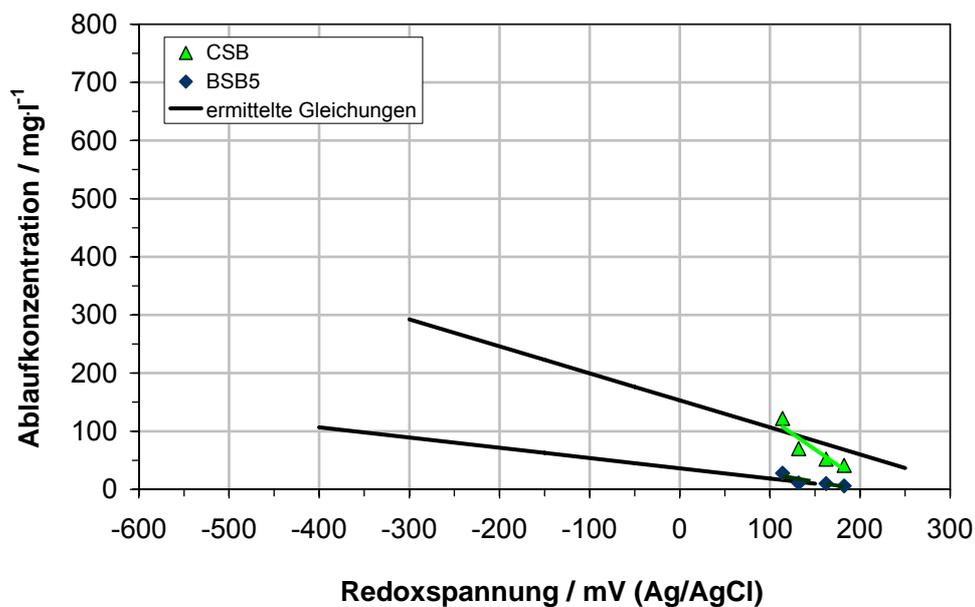


Bild A.0.19 Korrelation von Redoxspannung und CSB sowie BSB₅ bei einer SBR-Anlage

Anhang 18 Einfluss der Verdunstung auf den BSB₅-Ablaufwert bei Pflanzenkläranlagen

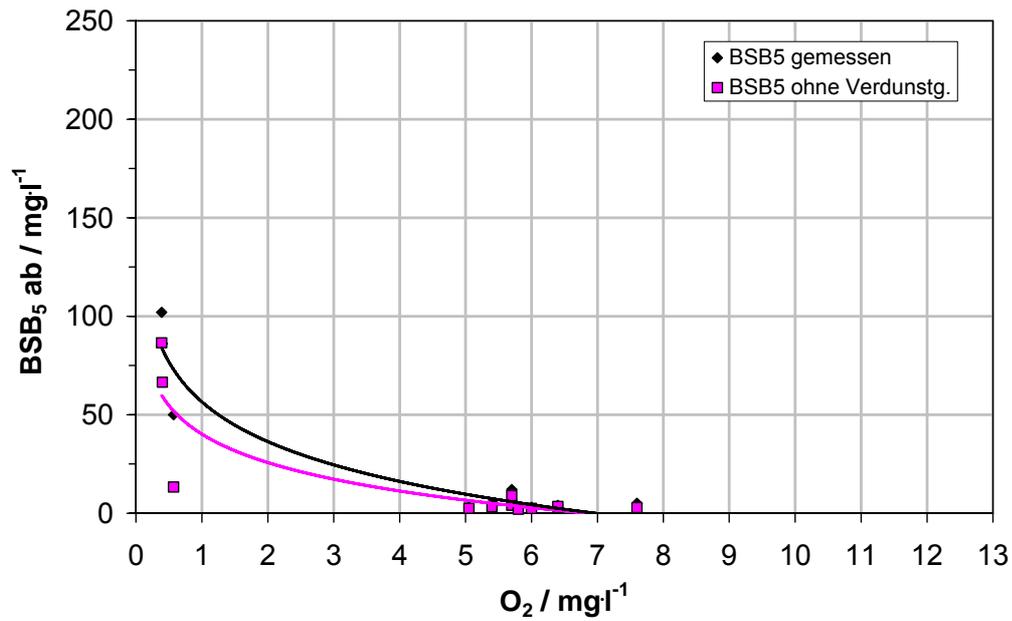


Bild A.0.20 Vergleich der Ablaufwerte mit Verdunstung und ohne Verdunstung

Anhang 19 Vergleich der über die Trübung bestimmten CSB-Konzentrationen mit den analytisch ermittelten Werten

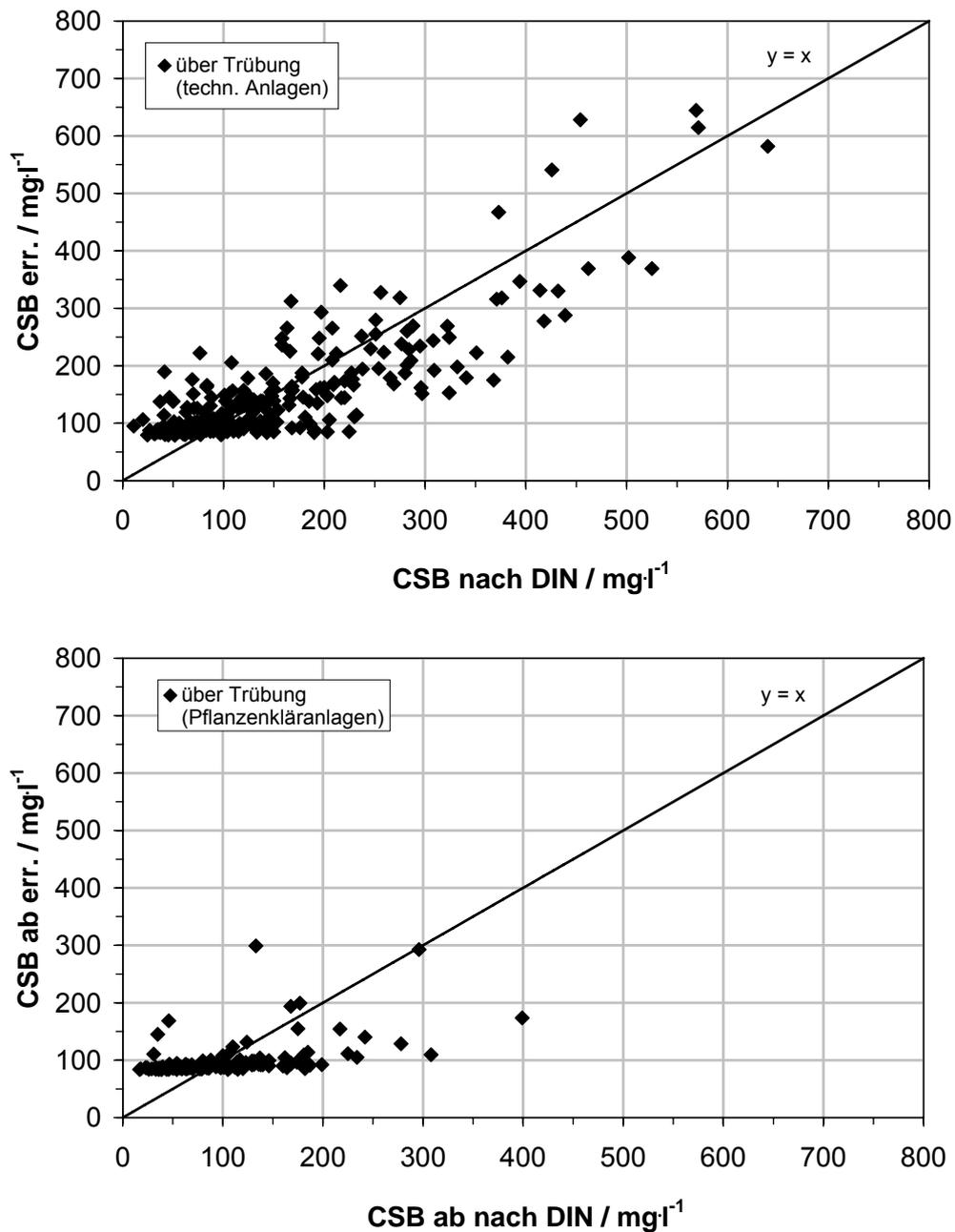


Bild A.0.21 Vergleich der mittels Trübungsmessung errechneten und analytisch bestimmten CSB-Ablaufwerte

Anhang 20 Weitere Ergebnisse der Online-Messung

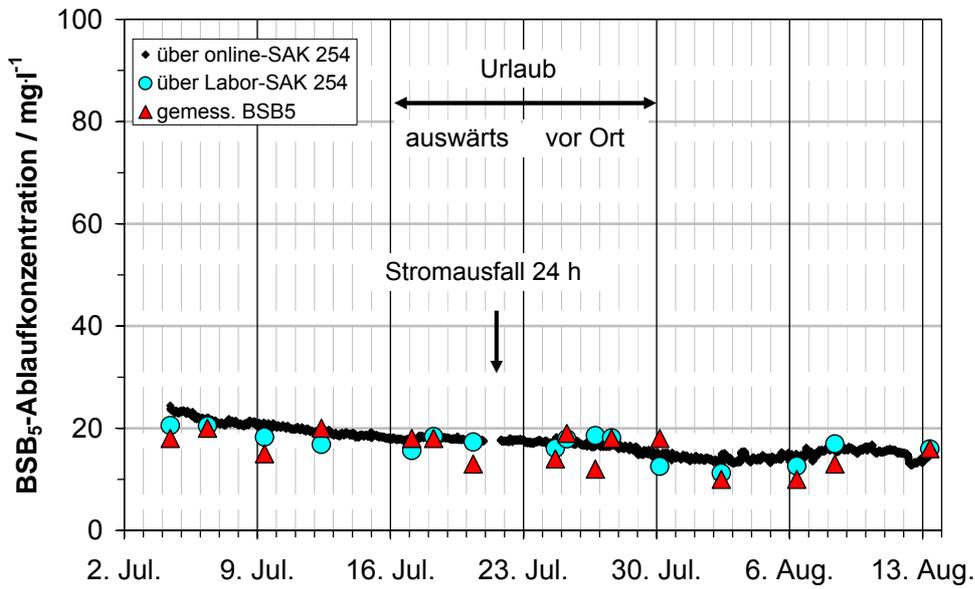


Bild A.0.22 Online-Messung über den SAK₂₅₄ mit analytisch bestimmtem BSB₅ (überstautes, belüftetes Festbett)

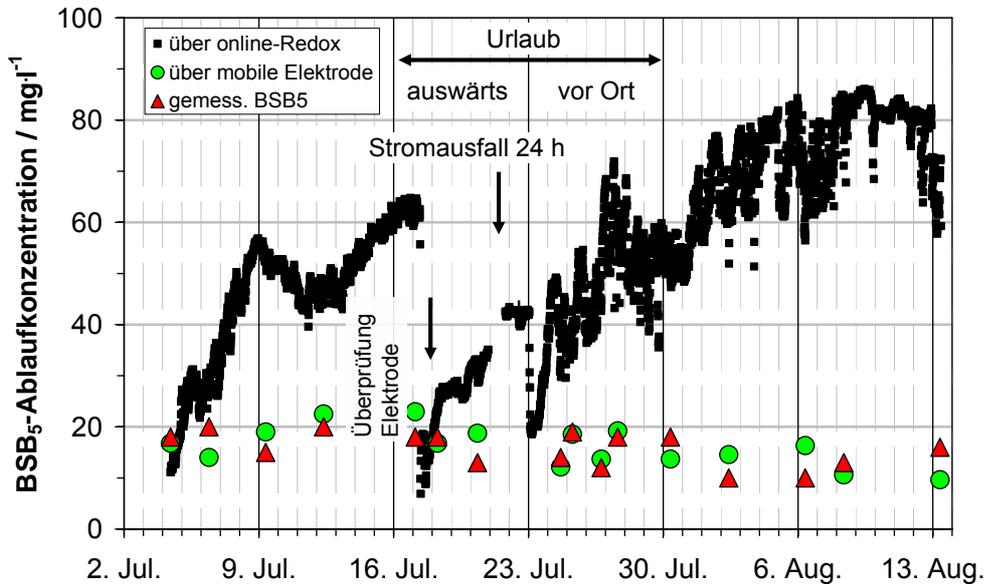
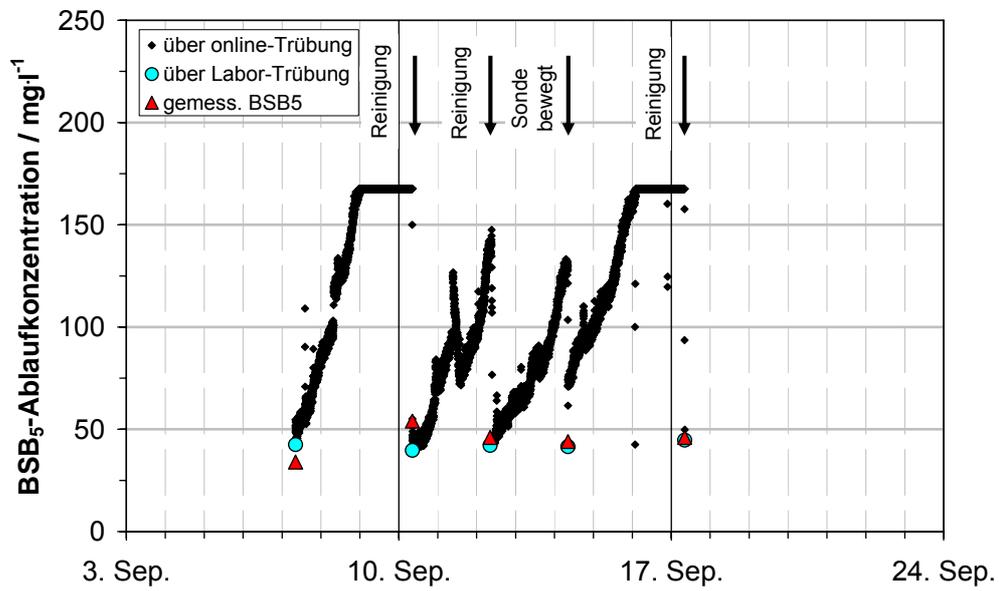
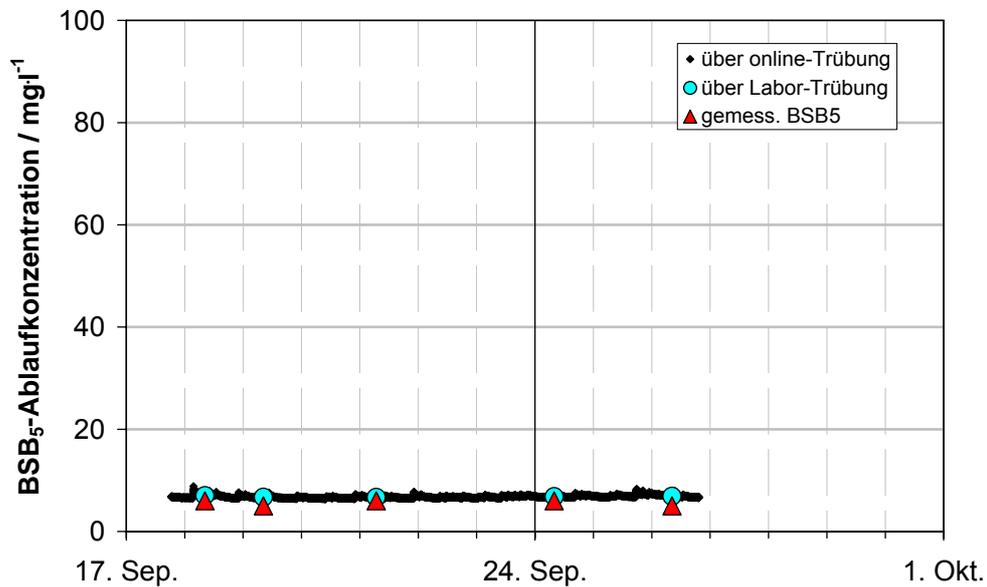


Bild A.0.23 BSB₅-Ermittlung über die Redoxspannung (überstautes, belüftetes Festbett)

Bild A.0.24 Bestimmung des BSB₅ über die Trübung (Tropfkörperanlage 1)Bild A.0.25 Vergleich der BSB₅-Ablaufwerte mit denen über die Trübung errechneten (Tropfkörperanlage 2)

Anhang 21 Messgeräte sowie die Genauigkeit der eingesetzten Verfahren

Tabelle A.0.13 Messbereiche sowie Genauigkeitsgrenzen der Messgeräte

Parameter	Messgerät	Messbereich	Genauigkeit	Reproduzierbarkeit ^{**)}
Chemische Analysen	Hach-Lange ISIS 6000 Photometer		± 1 % bei E = 1,0	± 0,001 E bei E = 1,0
Leitfähigkeit	WTW LF 197	0 ... 19,99 mS/cm	± 0,5 % vom Messwert	
Luftfeuchte, relative	Kapazitiver Sensor	0 ... 100 %	± 1 %	
Temperatur	PT 100	- 40,0 °C ... + 120,0 °C	± 0,1 K	
pH-Wert	WTW pH 197	- 2,0 ... 16,0	± 0,01 pH-Einheiten	
Redox- spannung	WTW pH 197 + SenTix ® ORP ^{*)}	- 1.250 mV ... + 1.250 mV	± 1 mV (bei + 15 ... + 35 °C)	± 2 mV
SAK ₂₅₄	Hach-Lange CADAS 200 Photometer	- 3 E ... + 3 E	± 0,2 % bei E = 1,0	± 0,001 E bei E = 1,0
Sauerstoff	WTW Oxi 197	0 ... 19,99 mg/l O ₂	± 0,5 % vom Messwert	< 0,05 mg/l
		- 5,0 ... + 50,0 °C	± 0,1 K	
Schallpegel	Brüel & Kjær Investigator 2260	25 ... 150 dB(A)	± 1,5 dB	
Schlammhöhe, Stapel- schlammhöhe	Messstab	0,02 ... 2,0 m	± 0,01 m	
Trübung	Hach-Lange 2100 AN	0.001 NTU ... 4.000 NTU	± 2 % vom Messwert	± 1 % vom Messwert
Waage	Sartorius BP 210 S	210 g	± 0,0005 g	± 0,0001 g

^{*)} Bezugssystem 3 mol/l KCl - Ag/AgCl-gesättigt

^{**)} Die Reproduzierbarkeit wurde durch 50 Messungen unter konstanten Bedingungen (gleiche Messperson, gleiche Probe, gleiches Messprinzip) ermittelt.

Tabelle A.0.14 Messbereiche sowie Genauigkeitsgrenzen der Küvettentests

Küvettentests	Messbereich in mg/l	Genauigkeit (95 %) in mg/l	Verfahrens- standard- abweichung in mg/l	Bestimmungs- grenze in mg/l
BSB₅				
LCK 555 ^{*)}	4 ... 65	± 17		
LCK 555 ^{*)}	65 ... 130	± 27		
CSB				
LCK 314	15 ... 150	± 1,5	0,6	7,3
LCK 614	50 ... 300	± 3,9	1,6	19,3
LCK 414	6 ... 60	± 0,70	0,3	3,7
LCK 514	100 ... 2.000	± 8,7	3,6	44
NH₄ ^{**)}				
LCK 302	60 ... 167	± 3,7	1,5	18,6
LCK 303	2,5 ... 60	± 0,8	0,3	0,5
LCK 304	0,02 ... 2,5	± 0,012	0,005	0,015
P_{GES}				
LCK 350	2 ... 20	± 0,163	0,067	0,810
Tenside, anionische				
LCK 332	0,2 ... 2,0	± 0,056	0,023	0,144
Tenside, kationische				
LCK 331	0,2 ... 2,0	± 0,089	0,037	0,129
Tenside, nichtionische				
LCK 333	0,2 ... 6,0	± 0,243	0,1	0,06

^{*)} RUDDE (2001)

^{**)} Ergebnisse vom Hersteller als NH₄ angegeben

Die Kenndaten für die Küvettentests wurden außer für den BSB₅ gemäß ISO 8466-1 (1990) und DIN 38402-A51 (1986) durch Hach Lange GmbH ermittelt.

Eine Streubreite von ± 19 Prozent tritt bei **BSB₅-Messungen** (Verdünnungsverfahren) erfahrungsgemäß in der Praxis auf [PÜTZ ET AL. 1997]. Ursachen dafür könnten in der Qualität des Verdünnungswassers liegen oder Pipettierfehler sein [SINGER 2005]. Im Bereich

und unterhalb des Grenzwertes von 40 mg/l BSB₅ liegen damit die Ergebnisse des Küvetten-BSB₅ in der allgemein bekannten Streubreite der DIN-Messwerte.

Geringe Konzentrationen sind analytisch mit größeren Fehlern behaftet. MALZ (1991) geht zum Beispiel bei der **CSB-Bestimmung** in Abläufen von Kläranlagen von einer Unschärfe von 15 mg/l aus, was bei 40 mg/l eine Abweichung von ± 38 Prozent bedeutet.

NOWAK & UEBERBACH (1995) legten dar, dass im unteren Messbereich der klassischen Summenparameter hohe Fehler auftreten. Die DIN 38409-H41 (1980) geben für die Kontrollproben einen Fehler von (200 ± 8) mg/l an. Bei einer linearen Rückrechnung auf 50 mg/l läge der Fehler schon bei 16 Prozent. Tatsächlich konnten von ihnen bei diesen geringen CSB-Konzentrationen Fehler zwischen 7,8 und 22,2 Prozent ermittelt werden.

Tabelle A.0.15 Messbereiche sowie Genauigkeitsgrenzen der Hilfsmittel

Verbrauchsmaterial	Messbereich	Genauigkeit
Pipetten	1 ... 5 ml	$\pm 0,3$ %
Pipetten	0,1 ... 1 ml	$\pm 0,45$ %
Messkolben	10 ml	$\pm 0,04$ ml
Messzylinder	50 ml	$\pm 0,5$ ml
	100 ml	$\pm 0,5$ ml
	250 ml	± 1 ml

Anhang 22 Statistische Bewertung der Versuchsergebnisse

Die statistischen Methoden zur Bewertung der Versuchsreihen werden im Folgenden näher beschrieben. Auf die Herleitung und Darstellung der theoretischen Grundlagen und Berechnungsalgorithmen zur Bestimmung der verwendeten statistischen Kennzahlen, Schätzmethoden und der Fehlerrechnung wird aus Gründen der Übersichtlichkeit verzichtet. Sie können der Literatur von ADUNKA (1998), BRONSTEIN ET AL. (1985), GRÄNICHER (1996), LEHN ET AL. (2004), LEHN ET AL. (2000) und TAYLOR (1988) entnommen werden.

Lineare und nichtlineare Regression

Die Ermittlung der Geraden bei der **linearen Regression** erfolgt nach der Methode der kleinsten Quadrate. Es wird die Funktion $y = a \cdot x + b$ mit dem Anstieg a und dem Ordinatenschnittpunkt b ermittelt. Die Berechnung basiert auf der Extremforderung, bei der die Summe der Abstandskquadrate der einzelnen Differenzen zwischen dem Funktions- und Messwert minimal wird.

Die Güte der Abhängigkeit zweidimensionaler Wertereihen wird über den Pearsonschen Korrelationskoeffizient R ermittelt. Dessen Wert liegt zwischen 0 (kein Zusammenhang) und $|1|$ (gesetzmäßiger Zusammenhang).

Trotz der hohen Genauigkeit der Messgeräte und chemischen Tests (Anhang 21) treten bei der Bestimmung einer Größe unvermeidbare Messabweichungen auf. Ihre Angabe erfolgt durch die Standardabweichung und als Vertrauensbereich in den Diagrammen.

Die **Standardabweichung** des Geradenanstiegs $s(a)$ und des Ordinatenschnittpunktes $s(b)$ ermöglicht, die Qualität der ermittelten Gleichung einzuschätzen. Sie gibt den Bereich an, in dem Geradenanstieg und Ordinatenschnittpunkt schwanken. Über die Standardabweichung der y -Werte lässt sich ein **Vertrauensbereich** U (Konfidenzintervall, erweiterte Messunsicherheit, Schwankungsbreite) ermitteln. Er gibt den Bereich an, in dem die neuen Einzelwerte mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 Prozent auftreten. Er wird auf der Grundlage von Gleichung A-0.5 bestimmt.

Datenpaare, die **nichtlinear** miteinander verknüpft sind, werden mathematisch so transformiert, dass die grundlegenden Berechnungsprinzipien der linearen Regression nutzbar sind. Zum Beispiel wird für die logarithmische Regression der x -Wert mit $X = \ln(x)$ neu definiert.

$$\hat{y} \pm U = \hat{y} \pm t \cdot s(y) \cdot \sqrt{1 + \frac{1}{n} + \frac{(x - \bar{x})^2}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}} \quad (\text{A-0.5})$$

mit	{ \hat{y} }	...	Schätzwert für y
	{U}	...	Erweiterte Messunsicherheit
	{t}	...	Studentfaktor in Abhängigkeit der Messwertanzahl
	{s(y)}	...	Standardabweichung von y
	{n}	...	Anzahl der Messwerte
	{x}	...	unterster Messwert x
	{ x_i }	...	Messwert x
	{ \bar{x} }	...	Mittelwert der x-Werte

Tabelle A.0.16 und Tabelle A.0.17 geben die ermittelten statistischen Größen wieder.

Tabelle A.0.16 Statistische Daten der Pflanzenkläranlagen

Bild-Nr.		Regressionsgleichung $y = a \cdot x + b$ bzw. $y = a \cdot \ln x + b$	Korrelationskoeffizient $ R $	Standardabweichung $s(y)$ in mg/l	Standardabweichung Anstieg $s(a)$ in mg/(l-Einheit x)	Standardabweichung Ordinatenmittelpunkt $s(b)$ in mg/l
Bild 7.5	Allgem.	$CSB = -34,08 \cdot \ln O_2 + 143,01$	0,47	56,06	6,5	11
Bild 7.5	Allgem.	$BSB_5 = -10,13 \cdot \ln O_2 + 22,39$	0,60	12,04	1,4	2,36
Bild 7.7	Allgem.	$NH_4-N = -21,83 \cdot \ln O_2 + 49,14$	0,70	21,32	3,03	5,11
Bild 7.17	Allgem.	$CSB = 1,29 \cdot SAK_{254} - 6,18$	0,87	29,17	0,06	5,41
Bild 7.18	Allgem.	$BSB_5 = 0,25 \cdot SAK_{254} - 9,72$	0,69	9,96	0,02	1,89
Bild 7.21	Allgem.	$NH_4-N = 0,34 \cdot SAK_{254} - 11,56$	0,56	23,13	0,07	6,67
Bild 7.25	Allgem.	$CSB = 1,59 \cdot \text{Trübung} + 83,01$	0,49	55,39	0,24	5,26
Bild 7.26	Allgem.	$BSB_5 = 0,58 \cdot \text{Trübung} + 7,44$	0,59	15,88	0,07	1,53
Bild 7.33	Allgem.	$CSB = -0,42 \cdot \text{Redoxspg.} + 175,59$	0,61	47,71	0,05	10,53
Bild 7.34	Allgem.	$BSB_5 = -0,10 \cdot \text{Redoxspg.} + 29,83$	0,60	11,93	0,01	2,63
Bild 7.35	Allgem.	$NH_4-N = -0,17 \cdot \text{Redoxspg.} + 46,16$	0,62	20,45	0,03	5,67

Tabelle A.0.17 Statistische Daten der technischen Anlagen

Bild-Nr.		Regressionsgleichung $y = a \cdot x + b$ bzw. $y = a \cdot \ln x + b$	Korrelationskoeffizient $ R $	Standardabweichung $s(y)$ in mg/l	Standardabweichung Anstieg $s(a)$ in mg/(l-Einheit x)	Standardabweichung Ordinatensteigung $s(b)$ in mg/l
Bild 7.1	Allgem.	$CSB = -53,89 \cdot \ln O_2 + 170,69$	0,65	75,65	3,7	5,53
Bild 7.1	Allgem.	$BSB_5 = -16,62 \cdot \ln O_2 + 39,67$	0,61	26,03	1,28	1,97
Bild 7.4	Allgem.	$NH_4-N = -23,42 \cdot \ln O_2 + 62,49$	0,62	34,96	2,7	4,16
Bild 7.8	Allgem.	$CSB = 2,39 \cdot SAK_{254} - 19$	0,93	31,26	0,06	4,12
Bild 7.8	Allgem.	$BSB_5 = 0,86 \cdot SAK_{254} - 26,42$	0,89	14,88	0,03	2,02
Bild 7.15	Allgem.	$NH_4-N = 0,61 \cdot SAK_{254} - 7,56$	0,59	28,33	0,11	6,91
Bild 7.22	Allgem.	$CSB = 2,73 \cdot \text{Trübung} + 77,26$	0,84	60,91	0,11	4,7
Bild 7.23	Allgem.	$BSB_5 = 0,78 \cdot \text{Trübung} + 6,58$	0,82	18,42	0,03	1,42
Bild 7.24	SBR (Einzel)	$CSB = 2,05 \cdot \text{Trübung} + 41,17$	0,83			
Bild 7.24	SBR (Einzel)	$BSB_5 = 0,61 \cdot \text{Trübung} - 2,82$	0,90			
Bild 7.27	Allgem.	$CSB = -0,47 \cdot \text{Redoxspg.} + 153,11$	0,75	57,87	0,03	4,74
Bild 7.28	Allgem.	$BSB_5 = -0,18 \cdot \text{Redoxspg.} + 36,31$	0,74	21,78	0,01	1,86
Bild 7.30	Festbett (Einzel)	$CSB = -1,94 \cdot \text{Redoxspg.} + 347,52$	0,98			
Bild 7.30	TKA (Einzel)	$CSB = -0,89 \cdot \text{Redoxspg.} + 209,46$	0,90			
Bild 7.32	Allgem.	$NH_4-N = -0,20 \cdot \text{Redoxspg.} + 44,99$	0,67	20,35	0,03	4,83
Bild A.0.16	Festbett (Einzel)	$CSB = 2,75 \cdot \text{Trübung} + 62,89$	0,70			
Bild A.0.16	Festbett (Einzel)	$BSB_5 = 0,99 \cdot \text{Trübung} + 3,51$	0,83			
Bild A.0.17	TKA (Einzel)	$CSB = 3,12 \cdot \text{Trübung} + 63,56$	0,80			
Bild A.0.17	TKA (Einzel)	$BSB_5 = 0,69 \cdot \text{Trübung} + 12,81$	0,68			
Bild A.0.18	Festbett (Einzel)	$BSB_5 = -0,55 \cdot \text{Redoxspg.} + 93,22$	0,94			
Bild A.0.18	TKA (Einzel)	$BSB_5 = -0,22 \cdot \text{Redoxspg.} + 48,69$	0,94			

Multivariate Regression

Die multivariate Regression wird dort eingesetzt, wo eine lineare Überlagerung von mehr als zwei unabhängigen Parametern überprüft werden soll. Die zu ermittelnde Regressionsgerade nimmt die Form von $\hat{y} = b + a_1 \cdot x_1 + a_2 \cdot x_2 + \dots + a_n \cdot x_n$ an. Die Grundlagen für die multivariate Regression entsprechen denen der linearen/nichtlinearen Regression genannten. Zur Berechnung ist die Erstellung einer Matrix mit den unabhängigen, jedoch korrelierten Parametern notwendig. Unter Nutzung der „Methode der kleinsten Quadrate“ werden anschließend die Koeffizienten a_i mit $i = 1 \dots n$ und b sowie der Korrelationskoeffizient R_M bestimmt.

Tabelle A.0.18 Multivariate lineare Regression vor-Ort-messbarer Parameter der technischen Anlagen

Parameter	Einzelkorrelationskoeff. R	Multivariater Korrelationskoeffizient R _M		
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)				
		O ₂	SAK ₂₅₄	Trübung
O ₂ ^{*)}	0,65	-	0,92	0,93
SAK ₂₅₄	0,93	0,92	-	
Trübung	0,84	0,83	0,92	-
Redoxspannung	0,75	0,73	0,95	
AFS				0,80
Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅)				
		O ₂	SAK ₂₅₄	Trübung
O ₂ ^{*)}	0,61	-	0,88	0,9
SAK ₂₅₄	0,89	0,88	-	
Trübung	0,82	0,84	0,89	-
Redoxspannung	0,74	0,86	0,91	
AFS				0,82
Ammonium-Stickstoff (NH₄-N)				
		O ₂	SAK ₂₅₄	Trübung
O ₂ ^{*)}	0,62	-	0,68	-
SAK ₂₅₄	0,59	0,68	-	-
Redoxspannung	0,67	0,72	0,85	-

^{*)} nichtlineare Abhängigkeit

Tabelle A.0.19 Multivariate lineare Regression vor-Ort-messbarer Parameter der Pflanzenkläranlagen

Parameter	Einzelkorrelationskoeff. R	Multivariater Korrelationskoeffizient R _M		
		O ₂	SAK ₂₅₄	Trübung
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)				
		O ₂	SAK ₂₅₄	Trübung
O ₂ ^{*)}	0,47	-	0,89	0,92
SAK ₂₅₄	0,87	0,89	-	
Trübung	0,64	0,45	0,91	-
Redoxspannung	0,77	0,77	0,91	
Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅)				
		O ₂	SAK ₂₅₄	Trübung
O ₂ ^{*)}	0,60	-	0,67	0,68
SAK ₂₅₄	0,68	0,67	-	
Trübung	0,74	0,51	0,67	-
Redoxspannung	0,74	0,74	0,72	
Ammonium-Stickstoff (NH₄-N)				
		O ₂	SAK ₂₅₄	Trübung
O ₂ ^{*)}	0,7	-	0,72	-
SAK ₂₅₄	0,56	0,72	-	-
Redoxspannung	0,75	0,78	0,65	-

^{*)} nichtlineare Abhängigkeit

B Glossar

Begriff	Erläuterung
Alkylbenzolsulfonate, lineare	Anionische Tensidverbindungen (MBAS), stellen etwa $\frac{2}{3}$ der MBAS im Zulauf einer Kläranlage dar [ATV-TENSID 1992]
chromophore Gruppen	sind „Atomgruppen, die in organischen Molekülen für die Lichtabsorption verantwortlich sind“ [CIBA ET AL. 1992]
Detergentien	Tenside aus Wasch-, Geschirrspülmitteln und Haushaltsreinigern, je nach Struktur mit einem Einfluss auf den SAK ₂₅₄
endogene Atmung	Veratmung zelleigener Substanzen, auch Grundatmung genannt
Evapotranspiration	Summe aus der Bodenverdunstung (Evaporation) und der Verdunstung von Vegetationsoberflächen aufgrund biologischer Vorgänge (Transpiration)
Evapotranspiration, potenzielle	aus Klimadaten errechnete Evapotranspiration, bei der das tatsächliche Wasserangebot unberücksichtigt bleibt
Fachkundiger	„Betreiberunabhängige Betriebe (Fachbetriebe), deren Mitarbeiter ... aufgrund ihrer Berufsausbildung und der Teilnahme an einschlägigen Qualifizierungsmaßnahmen über die notwendige Qualifikation für Betrieb und Wartung von Kleinkläranlagen verfügen“ [BB-KKA 2003]
Formazin	wässrige, wasserunlösliche Polymersuspension
Grundatmung	siehe endogene Atmung
Helophyten	stark rhizombildende Sumpf-/Röhrichtpflanzen, die unter Wasser im Boden wurzeln und ihre Blätter zumindest teilweise über dem Wasser entwickeln. Bei Pflanzenkläranlagen meist Schilf (Phragmites), aber auch Seggen (Carex spec.), Schwertlilie (Iris pseudacorus)
Huminstoffe	zusammenfassender Begriff eines uneinheitlichen Gemisches aus schwer abbaubaren Huminen, Huminsäuren und Fulvinsäuren. Die Färbung ist von der Stoffart abhängig [ZIECHMANN 1996]: <ul style="list-style-type: none"> • Melanine: grau bis hellbraun, aber auch in anderen Farben, • Lignine: grau bis hellbraun, • Huminstoffe: braun. Huminstoffe und deren Hydrolysate („Building Blocks“, Zusammenschluss einzelner Molekülbausteine) sind der UV-Messung zugänglich.

Begriff	Erläuterung
Indirekteinleiter	Abwasserproduzent, der sein Abwasser über die Kanalisation in eine öffentliche Kläranlage einleitet und nicht selbst reinigt
Koaleszenz	Zusammenschluss von kleinen Blasen zu größeren
Kohlenhydrate	Sammelbegriff für Mono-, Di- sowie Polysaccharide wie Zucker, Mehl, Stärke, nur eingeschränkt der UV-Messung zugänglich - oft ohne ausgeprägte Absorption bei 254 nm
Kolmation	Verstopfung durch Ablagerung von Schwebstoffen
Lethalkonzentration, mittlere akute (LC ₅₀)	ist die statistisch errechnete Konzentration einer Substanz, die bei 50 % der Organismen innerhalb des Untersuchungszeitraums zum Tode führt [DIN EN ISO 5667-16, 1999]
Lignin	phenolisches Makromolekül, Holzbestandteil und Oxidationsprodukt beim Stoffwechsel. Eintrag über die wasserlöslichen Bestandteile des Toilettenpapiers in das Abwasser ohne absorptiven Beitrag
organoleptische Prüfung	hilfsmittelfreie Bewertung/Einschätzung von Proben über menschliche Organe, wie Prüfung auf Geruch, Trübung, Färbung
Photolyse	Zersetzung von Stoffen durch Einwirkung von Licht
Proteine	Eiweiße unterschiedlich langer Peptidketten, deren Grundbausteine Amino-/Carbonsäuren sind, nur eingeschränkt der UV-Messung zugänglich
Sachkundiger	„Personen des Betreibers oder beauftragte Dritte ..., die aufgrund ihrer Ausbildung, ihrer Kenntnis und ihrer durch (eine) praktische Tätigkeit gewonnenen Erfahrungen gewährleisten, dass sie Eigenkontrollen an Kleinkläranlagen sachgerecht durchführen“ [BB-KKA 2003]
Schalldämmung	Hinderung der Schallausbreitung durch Trennflächen mit hohem Flächengewicht und hoher Steifigkeit bzw. bei doppelwandigen Konstruktionen mit dem Schallschluckstoff im Zwischenraum
Schalldämpfung	Absorption der Schallenergie an porösen Oberflächen
Siliziumdioxid-Methode	veraltete Messmethode zur Bestimmung der Trübung mit der Einheit mg/l SiO ₂ . Die Umrechnung der Ergebnisse in NTU-Einheiten ist nicht ganz exakt, da die Siliziumdioxid-Methode aufgrund fehlender Normierung der Korngrößenverteilung nicht immer reproduzierbar ist, stellt aber eine gute Näherung dar. 1 NTU ~ 3,25 mg/l SiO ₂ [SIGRIST 2007]
Substratatmung	Veratmung zellfremder Substanzen

Begriff	Erläuterung
Tannin	Derivat der Gallussäure (3.4.5-Trihydroxybenzoesäure), absorptiv messbar. Auftreten in Gerb- und Konservierungsstoffen, Tees und Rotweinen
Urochrom	im Urin vorkommende Stoffwechselprodukte aus z. B. dem Abbau von Hämoglobin (Gelbfärbung)
Wirkkonzentration, mittlere, akute effektive (EC ₅₀)	ist die statistisch errechnete Konzentration einer Substanz, bei der unter bestimmten Testbedingungen eine festgelegte Wirkung, welche näher zu bezeichnen ist, bei 50 % der Organismen auftritt [DIN EN ISO 5667-16, 1999]