



„Untersuchungen an Abwasserteichanlagen
in Sachsen-Anhalt im Jahr 2004“

Projektleiter

Dr.-Ing. Matthias Barjenbruch

Projektbearbeiter

Dipl.-Ing. Claudia Erler

Rostock, im Dezember 2004

Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung	4
2	Abwasserteichanlagen in Sachsen-Anhalt.....	5
	2.1. Entwicklungsstand des Einsatzes von Abwasserteichanlagen.....	5
	2.2. Entwicklung der Betriebsergebnisse aus den behördlichen Überwachungen	5
3	Betriebliche Einflüsse auf die Reinigungsleistung von Abwasserteichen.....	9
	3.1. Übersicht zu den Einflüssen	9
	3.2. Durchflusszeit und Flächenbelastung	9
	3.3. Zulaufkonzentration.....	11
	3.4. Vorreinigung.....	14
	3.5. Entwässerungsnetz und Verdünnung.....	15
	3.6. Leitdämme und -wände in Abwasserteichen.....	16
	3.7. Abwasserteichdichtungen	17
	3.8. Belüfterleistungen	18
	3.9. Untersuchungen zur Reinigungsleistung im Winter.....	19
	3.10. Wartung.....	22
4	Ergebnisse der Untersuchungen zum schwer abbaubaren CSB	23
	4.1. Literaturzusammenfassung zum schwer abbaubaren CSB.....	23
	4.2. Rest-CSB der untersuchten Teiche in Sachsen-Anhalt.....	24
	4.3. Gelchromatographische Analyse	26
	4.4. Zusammenfassung und Ausblick zum schwer abbaubaren CSB.....	29
5	Bemessung von Abwasserteichanlagen	31
	5.1. Anwendungsmöglichkeiten von DENIKAplus	31
	5.2. Vergleich der Bemessungs- und Modellierungsansätze	40
	5.3. Bewertung der Bemessungsrichtlinie des ATV-A 201 mit Praxisdaten ..	43
6	Tiefenuntersuchungen an ausgewählten Abwasserteichanlagen.....	47
	6.1. Kläranlage Eickendorf	47
	6.2. Kläranlage Böddensell	56
	6.3. Kläranlage Mahlsdorf.....	66
	6.4. Kläranlage Wallstawe	74

6.5. Kläranlage Dambeck.....	84
6.6. Kläranlage Tangeln.....	92
6.7. Kläranlage Rietzel.....	103
6.8. Kläranlage Holdenstedt.....	113
7 Zusammenfassung.....	124
8 Literaturverzeichnis.....	130
9 Anhang.....	134
9.1. Teichdichtung.....	134
9.2. Abwasserteichanlage Eickendorf.....	135
9.3. Abwasserteichanlage Böddensell.....	140
9.4. Abwasserteichanlage Mahlsdorf.....	144
9.5. Abwasserteichanlage Wallstawe.....	147
9.6. Abwasserteichanlage Dambeck.....	152
9.7. Abwasserteichanlage Tangeln.....	155
9.8. Abwasserteichanlage Rietzel.....	158
9.9. Abwasserteichanlage Holdenstedt.....	162
9.10. CSB-Abbautests.....	165
9.11. Ergänzende Ergebnisdarstellungen der Bemessungsuntersuchungen mit DENIKApus.....	175

1 Veranlassung

Abwasserteichanlagen sind allgemein betriebssichere und stabile Abwasserreinigungsverfahren, mit denen bei sachgemäßer Bewirtschaftung sowie minimalem technischen und personellen Aufwand die gesetzlichen Anforderungen eingehalten werden können. Nach eigener Erhebung sind in Deutschland ca. 2.000 Abwasserteichanlagen im Betrieb, was ungefähr 20% aller Kläranlagen ausmacht. Hinsichtlich der Ausbaugröße spielen sie jedoch eine deutlich geringere Rolle. In letzter Zeit traten häufig Überschreitungen bei der Einhaltung der gesetzlichen Ablaufanforderungen, vor allem bei Abwasserteichen im nordostdeutschen Raum auf.

In Sachsen-Anhalt werden derzeit 77 Abwasserteichanlagen (laut behördlicher Statistik 12/2003) mit Bemessungsgrößen zwischen 60 E und 4.900 E als Zwischenlösung und langfristig betrieben. Die Kapazitäten liegen zwischen 12 m³/d und 1.060 m³/d. Im Vergleich zum Stand Mai 2002 ist eine Anlage hinzugekommen.

Seit nunmehr drei Jahren werden Untersuchungen an Abwasserteichanlagen in Sachsen-Anhalt durchgeführt, um für die aufgetretenen Probleme hinsichtlich der Einhaltung der Anforderungen gemäß Abwasserverordnung angepasste Lösungen zu finden.

Die bisherigen Untersuchungen an Abwasserteichanlagen in Sachsen-Anhalt zeigten, dass Ursachen für mangelnde Reinigungsleistungen zum Teil auch „hausgemacht“ sein können, z.B. bei unzureichendem Betrieb von Belüftern in technisch belüfteten Anlagen. Weiterhin stellten sich saisonale, jahreszeitliche Abhängigkeiten der Reinigungsleistungen gerade der natürlich belüfteten Anlagen heraus. Die Untersuchungen dieses Projektes sollen

- die 2003 begonnenen Untersuchungen zur Entstehung von schwerabbaubaren CSB in Abwasserteichanlagen quantifizieren sowie möglichen Ursachen für einen geringen CSB-Abbau aufzeigen;
- über das ATV-A 201 hinausgehende Hinweise für die Bemessung, Bau, Betrieb und Optimierung geben, Diskussion und Bewertung von Bemessungsansätzen unter Einbeziehung der Software DENIKAplus,
- sowie Optimierungsmöglichkeiten für die Abwasserteichanlagen Eickendorf, Böddensell, Wallstawe, Tangeln, Mahlsdorf, Rietzel, Dambeck und Holdenstedt ermitteln.

In diesem Abschlußbericht werden Ergebnisse aus den Untersuchungen der Jahre 2002, 2003 und 2004 miteinander verglichen und ausgewertet. Weiterhin werden die Ergebnisse der Untersuchungen einzelner Anlagen zu betrieblichen Einflüssen auf die Reinigungsleistung und die Ergebnisse zur Schlamm Spiegeluntersuchung vorgestellt sowie die Ergebnisse aus der behördlichen und Eigenüberwachung der untersuchten Anlagen statistisch ausgewertet.

2 Abwasserteichanlagen in Sachsen-Anhalt

2.1. Entwicklungsstand des Einsatzes von Abwasserteichanlagen

In Sachsen-Anhalt existieren 381 Kläranlagen mit einer Kapazität von 4.140.000 Einwohnerwerten (Stand 2002). An diese Kläranlagen sind 2.649.000 Einwohner aus 1.299 Gemeinden angeschlossen (Stand 2002).

Die Abwasserteichanlagen Sachsens-Anhalts werden bis zu einer Größe von ≤ 5.000 E eingesetzt. Die derzeit 77 Abwasserteichanlagen (laut behördlicher Statistik 12/2003) mit Bemessungsgrößen zwischen 60 E und 4.900 E haben Kapazitäten zwischen 12 m³/d und 1.060 m³/d. Die Abwasserteichanlagen machen damit 20,2% aller Kläranlagen aus, an die 1,5% der angeschlossenen Einwohner Sachsens-Anhalts angeschlossen sind.

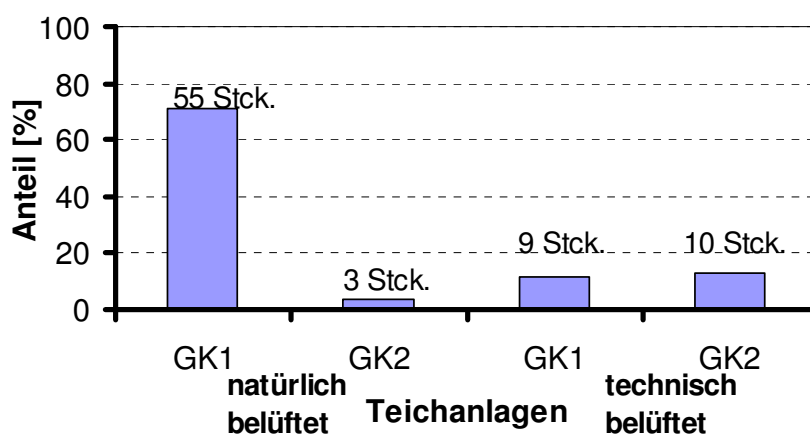


Bild 1: Abwasserteichanlagen in Sachsen-Anhalt (Stand 12/2003), Einteilung nach Größenklassen

Im Vergleich zum Stand Mai 2002 ist eine Anlage hinzugekommen. Die Anzahl der Anlagen der Größenklasse 2 sind sowohl bei den natürlich als auch bei den technisch belüfteten Teichanlagen konstant geblieben. Zwei technisch belüftete Teichanlagen der Größenklasse 1 sind außer Betrieb genommen worden, dafür sind drei natürlich belüftete Anlagen dieser Größenklasse hinzugekommen.

2.2. Entwicklung der Betriebsergebnisse aus den behördlichen Überwachungen

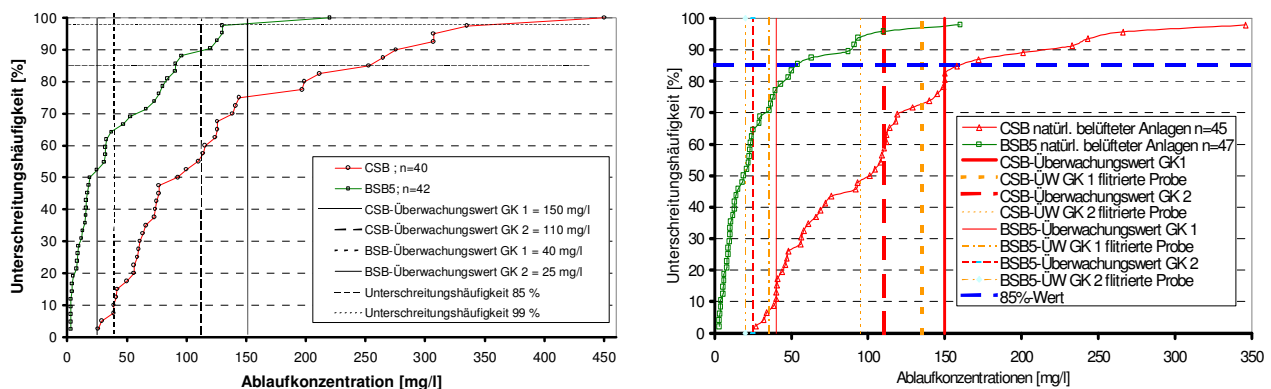
Die Auswertungen der mittleren Ablaufwerte aus der behördlichen Überwachungen von 2001 und 2003 zeigen, dass sich bei den technisch belüfteten Abwasserteichanlagen der GK 2 bessere BSB₅- und CSB-Ablaufwerte ergeben als bei der GK 1 und auch bei den natürlich belüfteten Anlagen (Tab. 1). Eine Differenzierung hinsichtlich Filtration der Proben konnte nicht vorgenommen werden, da Angaben dazu in der Statistik nicht enthalten sind. Die Ablaufmittelwerte in der Tab. 1 setzen sich demzufolge aus filtrierten und unfiltrierten Probenwerten zusammen, was sich in den Werten widerspiegelt (höher als bei Untersuchungen, in denen nur filtrierte Proben verwendet wurden).

Tab. 1: Mittlere Ablaufwerte von Abwasserteichanlagen aus der behördlichen Überwachung Sachsen-Anhalt, 2001 und 2003 (aus filtrierten und unfiltrierten Proben)

		Natürlich belüftete Anlagen				Technisch belüftete Anlagen			
		BSB ₅ [mg/l]		CSB [mg/l]		BSB ₅ [mg/l]		CSB [mg/l]	
		Mittel	Max.	Mittel	Max.	Mittel	Max.	Mittel	Max.
2001	GK 1	45	220	129	492	44	210	174	320
	bis 1.000 E	(n=39)	(n=39)	(n=37)	(n=36)	(n=10)	(n=10)	(n=9)	(n=9)
2001	GK 2	40	150	147	471	34	100	147	300
	bis 5.000 E	(n=3)	(n=2)	(n=3)	(n=2)	(n=9)	(n=9)	(n=9)	(n=9)
2003	GK 1	29	160	106	346	25	48	97	171
	bis 1.000 E	(n=46)	(n=46)	(n=44)	(n=44)	(n=9)	(n=9)	(n=9)	(n=9)
2003	GK 2	36	36	111	111	17	54	105	209
	bis 5.000 E	(n=1)	(n=1)	(n=1)	(n=1)	(n=10)	(n=10)	(n=10)	(n=10)

Bemerkung: n = Anzahl

Auffallend sind die durchweg niedrigeren Ablaufergebnisse 2003. Nicht nur die mittleren Ablaufkonzentrationen haben sich verbessert, sondern auch die Spitzenwerte fallen deutlich geringer aus als 2001. Deutliche Verbesserungen sind bei der Größenklasse 1 aufgetreten. Mögliche Gründe hierfür sind in umgesetzten Optimierungsmaßnahmen zu sehen. Zeigen 2001 sowohl die natürlich als auch die technisch belüfteten Anlagen der GK 1 weniger Probleme bei der Einhaltung der Überwachungswerte als die Anlagen der GK 2, wobei die natürlich belüfteten Anlagen im Mittel besser abschnitten, halten 2003 die Abwasserteichanlagen der Größenklasse 1 im Mittel die Überwachungswerte ein, aber beim Vergleich der 85-Perzentile schneiden die technisch belüfteten Teichanlagen besser ab. Das gleiche Ergebnis wird von den technisch belüfteten Anlagen der Größenklasse 2 erreicht. Von den natürlich belüfteten Abwasserteichanlagen der Größenklasse 2 stehen nur die Ergebnisse einer Anlage zur Verfügung, der BSB₅-Überwachungswert wird überschritten und der CSB-Ablaufwert liegt leicht über dem Überwachungswert. Die maximalen Werte der behördliche Überwachung überschreiten sowohl 2001 als auch 2003 unabhängig von Größenklasse und Teichverfahren die Überwachungsparameter, was vor allem mit ortsspezifischen Ursachen begründet werden kann.


 Bild 2: Unterschreitungshäufigkeit von BSB₅ und CSB der **natürlich belüfteten** Teichanlagen Sachsens-Anhalts im Vergleich 2001 (links) und 2003 (rechts) (Mittelwerte der behördlichen Überwachung)

Bei der Auswertung zur Unterschreitungshäufigkeit der Ablaufwerte der natürlich belüfteten Anlagen 2001 zeigt sich, dass 35% der BSB₅-Ablaufwerte den Überwachungswert von 40 mg/l und 25% der CSB-Ablaufwerte den Überwachungswert von 150 mg/l überschreiten (Bild 2). Die 85-Perzentile (als Maß für die Einhaltung der 4-aus-5-Regel) liegen bei den natürlich belüfteten Teichanlagen für den BSB₅ bei 90 mg/l und für den CSB bei 250 mg/l, für die technisch belüfteten Anlagen für den BSB₅ bei 80 mg/l und für den CSB bei 260 mg/l. 2003 fielen die Ergebnisse, wie auch die Statistik in Tab. 1 zeigt, besser aus. Zudem werden Ergebnisse der filtrierten Proben ausgewertet, da behördliche Analysen nur noch von der filtrierten Probe erfolgen. 2003 liegen nur noch 20% der Anlagenablaufmittelwerte der natürlich belüfteten Teichanlagen über dem BSB₅-Überwachungswert von 40 mg/l (30% bei filtrierten Proben), beim CSB (150 mg/l) sind es nur noch 15% (25% bei filtrierten Proben). Bei den technisch belüfteten Anlagen liegen 2001 ca. 50% der CSB-Ablaufmittelwerte unter dem Überwachungswert von 150 mg/l und ca. 30% der BSB₅-Ablaufmittelwerte über dem Überwachungswert von 40 mg/l (Bild 3). 2003 zeigt sich bei den technisch belüfteten Abwasserteichanlagen eine deutliche Verbesserung bei der Einhaltung des CSB-Überwachungswertes von 150 mg/l. Die Unterschreitungshäufigkeit liegt bei 80% (75% bei filtrierten Proben). Bei der Einhaltung des BSB₅-Überwachungswertes von 40 mg/l ist eine leichte Verbesserung der Unterschreitungshäufigkeit um 10% eingetreten. Die 85-Perzentile liegen bei den natürlichbelüfteten Teichanlagen für den BSB₅ bei 50 mg/l und für den CSB bei 160 mg/l, für die technisch belüfteten Anlagen für den BSB₅ bei 45 mg/l und für den CSB bei 170 mg/l, eine deutliche Verbesserung gegenüber 2001.

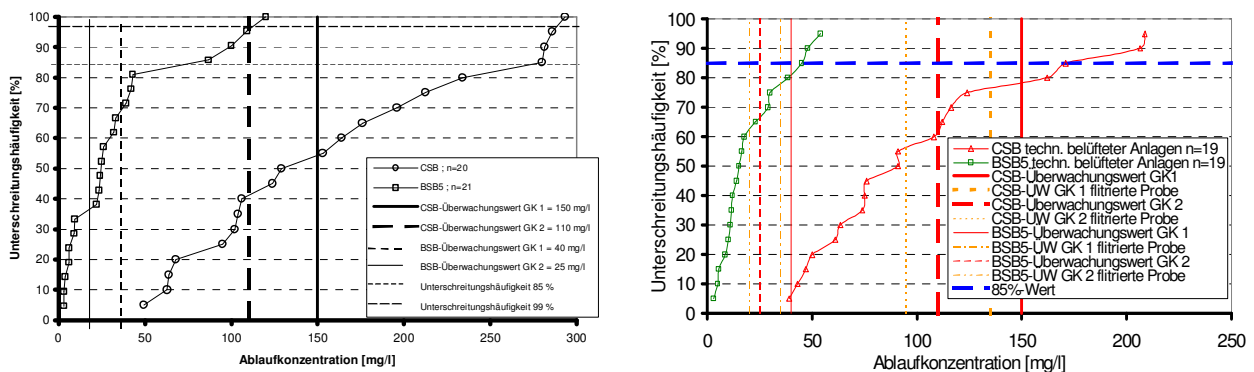


Bild 3: Unterschreitungshäufigkeit von BSB₅ und CSB der **technisch belüfteten** Teichanlagen Sachsen-Anhalts 2001 (links) und 2003 (rechts) (Mittelwerte der behördlichen Überwachung)

Die Ergebnisse 2001 zeigen, dass technisch belüftete Anlagen ein verstärktes Problem bei der Einhaltung der CSB-Überwachungswerte sowie die natürlich belüfteten Anlagen bei der Einhaltung des BSB₅-Überwachungswertes haben, 2003 sind von beiden Anlagentypen gleich gute Ergebnisse erzielt worden.

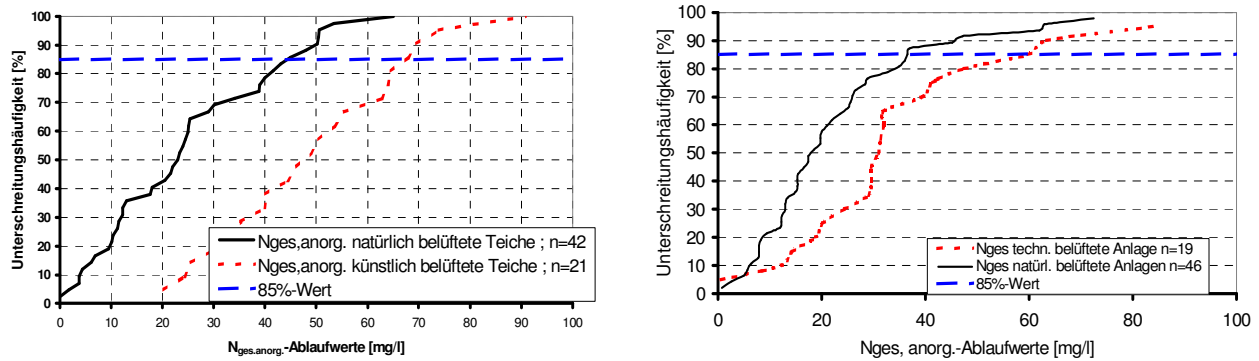


Bild 4: Unterschreitungshäufigkeit von N_{ges} der natürlich und technisch belüfteten Teichanlagen Sachsen-Anhalts 2001 (links) und 2003 (rechts) (Mittelwerte der behördlichen Überwachung)

Bild 4 zeigt, dass natürlich belüftete Anlagen bessere N_{ges} -Ablaufmittelwerte haben. In diesen Anlagen können sich Zonen ausbilden, die eine Denitrifikation begünstigen. 2003 wurden sowohl bei technisch belüfteten als auch bei natürlich belüfteten Abwasserteichanlagen bessere Ergebnisse erzielt als 2001, was auch die 85%-Werte belegten.

Auch die P_{ges} -Ablaufmittelwerte der natürlich belüfteten Anlagen fallen besser aus als die der technisch belüfteten Anlagen. Die 85%-Perzentile der P_{ges} -Ablaufwerte 2003 haben sich gegenüber 2001 jeweils um rund 0,5 mg/l verbessert.

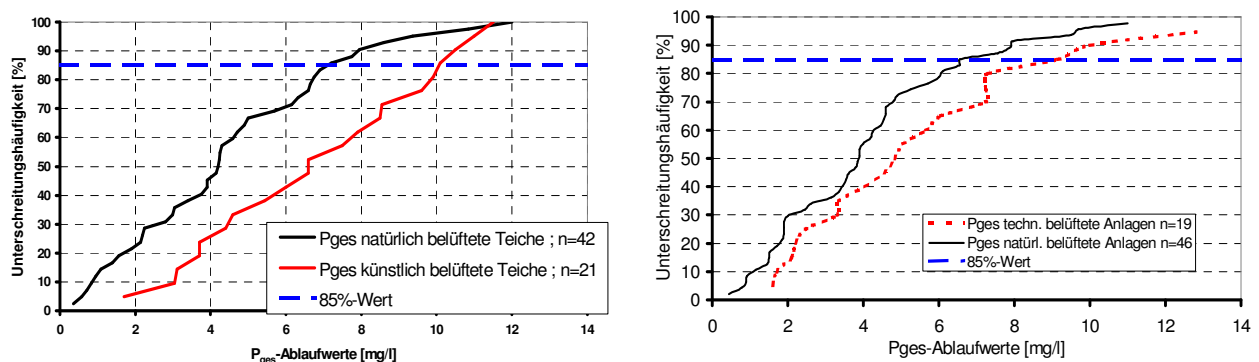


Bild 5: Unterschreitungshäufigkeit von P_{ges} der natürlich und technisch belüfteten Teichanlagen Sachsen-Anhalts 2001 (links) und 2003 (rechts) (Mittelwerte der behördlichen Überwachung)

3 Betriebliche Einflüsse auf die Reinigungsleistung von Abwasserteichen

3.1. Übersicht zu den Einflüssen

Untersuchungen und Auswertungen zum Betrieb von natürlich belüfteten und technischen Abwasserteichanlagen und deren Reinigungsleistungen zeigten, dass verschiedene Einflüsse auf die Reinigungsergebnisse einwirken. Zu diesen Einflüssen zählen:

- Durchflusszeit und Flächenbelastung
- Zulaufkonzentration
- Vorreinigung
- Entwässerungsnetz und Verdünnung
- Strömungsformen, Anlagenkonstruktion, Bemessung
- Belüfterleistung
- Einfluss der Jahreszeit (Temperatur)
- Betrieb und Wartung
- Schwer abbaubarer CSB

3.2. Durchflusszeit und Flächenbelastung

Hydraulische Unzulänglichkeiten, wie ungünstige Durchströmungsverhalten der Abwasserteiche, höhere Zuflussmengen als bemessen und Infiltration von Grundwasser bei unzureichend abgedichteten Teichen, werden in den Untersuchungen von *Marecos do Monte & Mara, 1987; Frederick & Lloyd, 1996; Herrera & Castillo, 2000; Pena et al., 2000; Salter et al., 2000; Shilton et al., 2000; Vorkas & Lloyd, 2000; Lloyd et al., 2002a* für Abweichungen der tatsächlichen Verweilzeit von der theoretischen als weitere Einflussfaktoren genannt. Ausgewählte Ergebnisse dazu sind in der Tab. 2 zu sehen.

Tab. 2: Berechnete Aufenthaltszeiten und Dispersionszahl eines fakultativen (*Marecos do Monte & Mara, 1987*) und eines belüfteten Abwasserteiches (*Borchardt & Menhadj, 2001*)

Parameter	Fakultativer Teich Portugal	Belüfteter Teich Hessen
theoretische Aufenthaltszeit t_R [d]	78,9	2,63
tatsächliche Aufenthaltszeit t_A [d]	27,7	1,64
Dispersionszahl d [-]	0,523	k.A.

Unter der Dispersionszahl ist das Verhältnis zwischen Dispersionskoeffizienten und dem Produkt aus der theoretischen mittleren Durchflussgeschwindigkeit und der Durchflusslänge zu verstehen. Diese lässt sich bei einem Tracerversuch nach Ermittlung der Abflusszeit t_p , bei der die Tracer-

konzentration ihr Maximum erreicht, unter Bildung des Zeitverhältnisses t_p/t_0 (t_0 - theoretische Verweilzeit) aus einem Nomogramm ablesen (Braha, 1988).

Die Untersuchungsergebnisse von Mendes et al. (1995) in Portugal, Racault et al. (1995) in Frankreich, Garcia et al. (2000) in Spanien sowie Abis & Mara (2002) für eine Pilotanlage in Großbritannien zum Einfluss der organischen Zulaufbelastungen zeigten verbesserte BSB₅- bzw. CSB-Werte mit Abnahme der BSB₅-Flächenbelastung. Friedrich (2002) untersuchte zusätzlich die Wirkung hoher Zulaufbelastungen auf die Mikroorganismen und der Folgeerscheinungen (zusätzliche Belastungen durch abgestorbene Bakterien).

Die eigenen Untersuchungen ergaben zum Teil starke Diskrepanzen zwischen den Bemessungsgrößen der Anlagen und den tatsächlichen Anschlusszahlen und hydraulischen Auslastungen. Die meisten der untersuchten Anlagen sind hydraulisch stark unterlastet, teilweise haben sie eine Auslastung von nur 25%. Das führt zu entsprechend längeren Verweilzeiten in den Teichanlagen, aber nicht gleichzeitig zu besseren Ablaufwerten (Bild 6). Sowohl kürzere als auch längere Verweilzeiten führten zu erhöhten CSB-Ablaufwerten.

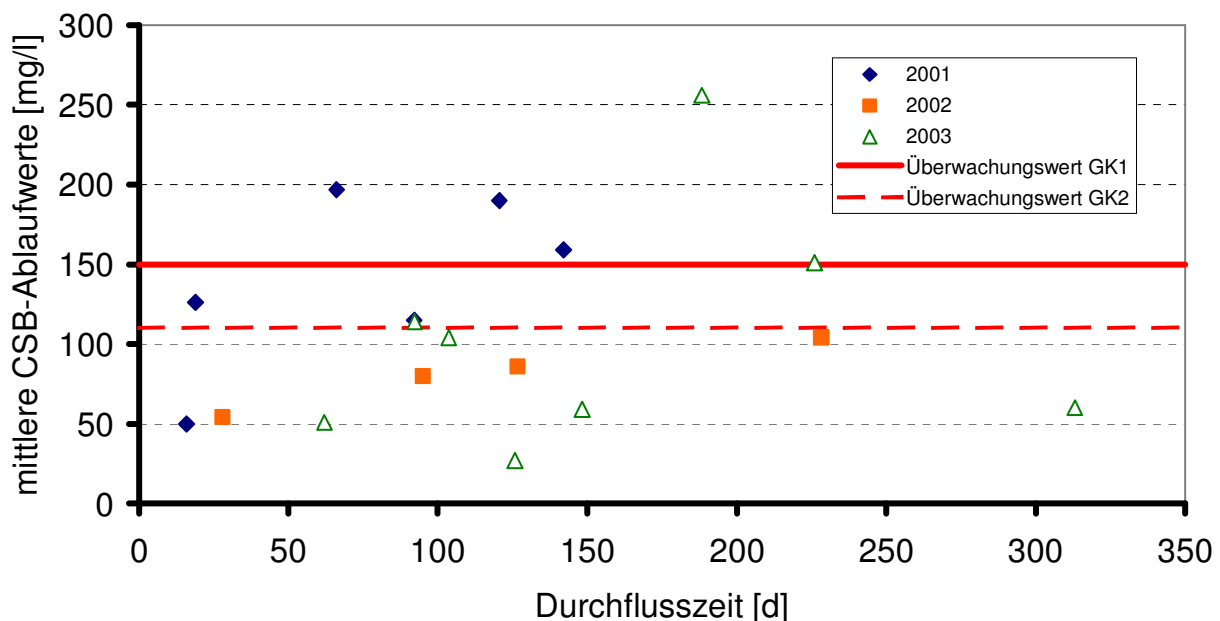


Bild 6: Darstellung des Verhältnisses der CSB-Ablaufwerte zur Durchflusszeit in den untersuchten Abwasserteichanlagen Sachsen-Anhalt (2001 bis 2003)

Auch die Auswertungen bezüglich der CSB- und BSB₅-Ablaufwerte in Abhängigkeit von der mittleren einwohnerspezifischen Flächenbelastung bzw. der mittleren spezifischen Raumbelastung lassen erkennen, dass auch bei Flächen $>10 \text{ m}^2/\text{E}$ (Bild 7) bzw. Raumbelastungen unter dem empfohlenen Wert von $25 \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ erhöhte CSB- und BSB₅-Werte auftreten.

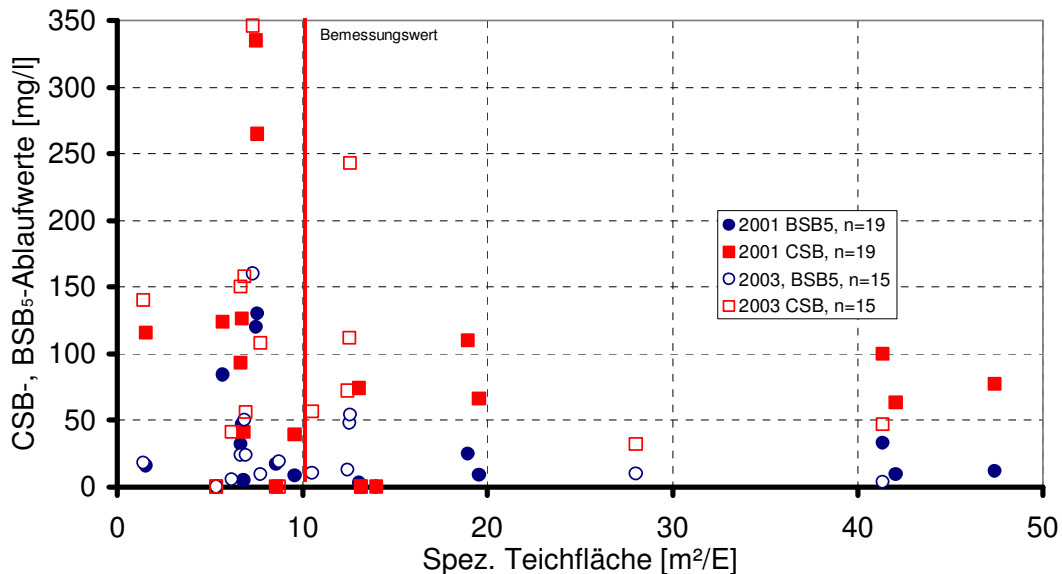


Bild 7: CSB- und BSB₅-Abflusswerte ausgewählter unbelüfteter Abwasserteiche Sachsen-Anhalts in Abhängigkeit von der einwohnerspezifischen Flächenbelastung, Vergleich zwischen 2001 und 2003 (bezogen auf die ersten zwei Teiche jeder Anlage)

3.3. Zulaufkonzentration

Im Vergleich mit verschiedenen Literaturquellen wird deutlich, dass die Zulaufkonzentrationen für untersuchten Abwasserteichanlagen in Sachsen-Anhalt zum großen Teil ein sehr hohes Niveau aufweisen.

Kayser & Fröse (1986) geben für drei Abwasserteichanlagen im Raum Bremervörde / Stade, die zwischen 1982 und 1984 untersucht wurden, mittlere BSB₅-Zulaufwerte zwischen 208 mg/l und 285 mg/l an (vgl. z.B. Anlage Eickendorf: 340 mg/l bis 1.200 mg/l) sowie mittlere CSB-Zulaufwerte zwischen 540 und 875 mg/l (vgl. z.B. Anlage Eickendorf: 532 mg/l bis 3.049 mg/l). Die drei Abwasserteichanlagen im Raum Bremervörde / Stade sind, wie auch die Anlage Eickendorf, an Trennkanalisationen angeschlossen.

Aus Auswertungen von Betriebsdaten, die *Griehl (1998)* für 7 Abwasserteichanlagen im Raum Rostock vorgenommen hat, wird deutlich, dass die Konzentrationen im Zulauf in jüngerer Zeit stark gestiegen sind. So konnte im Zeitraum zwischen 1993 und 1997, von zwei Ausnahmen abgesehen, bei allen von ihm untersuchten Anlagen eine Zunahme der BSB₅-, CSB-, NH₄-N- und P_{ges}-Werte festgestellt werden. Zurückzuführen sind die deutlichen Konzentrationszunahmen auf den Rückgang des Wasserverbrauches, die Betriebsweise und die Auslastung.

Im „trockenen“ Jahr 2003 lagen die CSB-Abläufe bei vergleichbaren Zuläufen tendenziell höher. Der mittlere Wirkungsgrad der untersuchten Anlagen hat durch diese Belastungszunahme von 82% im Jahr 2001 um 10% bis 2003 abgenommen.

Die eigenen Untersuchungsergebnisse belegen die Aussagen von *Griehl (1998)*. Für die untersuchten Anlagen waren ausreichend Daten vom Zu- und Ablauf aus den Jahren 2001 bis 2004 vorhanden.

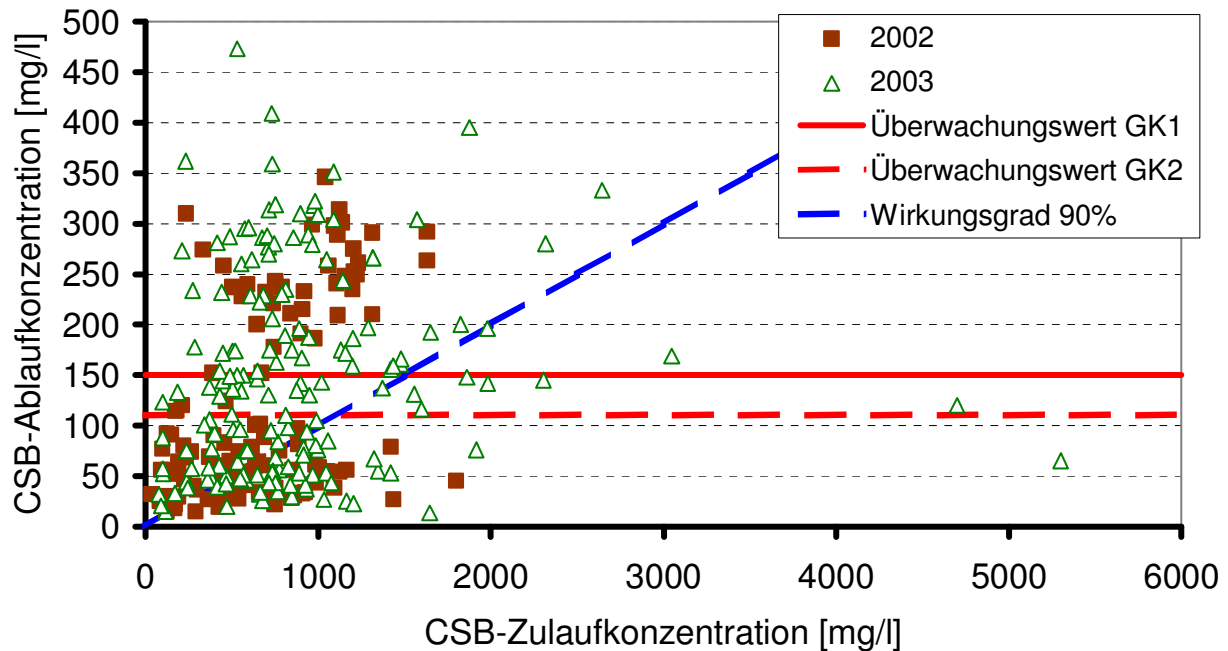


Bild 8: Gegenüberstellung der CSB-Zulauf- und -Ablaufkonzentrationen von untersuchten Abwasserteichanlagen Sachsen-Anhalts (Daten der Eigenüberwachung 2001 bis 2004)

Die Auswertung der CSB-Zulaufwerte der untersuchten Anlagen ergab für das Jahr 2002 einen Gesamtmittelwert von 661 mg/l und für 2003 892 mg/l, das entspricht einer Steigerung von 35%. Zudem liegen die Zulaufkonzentrationen deutlich über den von *Kayser & Fröse (1986)* ermittelten Werten. Zum Teil spiegelt sich das auch in der Gegenüberstellung von Zulaufkonzentrationen zu Ablaufkonzentrationen in Bild 8 wider. Zum Beispiel hatten die Anlagen Böddensell und Eickendorf in den Jahren Zulaufspitzenkonzentrationen über 1.200 mg/l zu verkraften.

Auch beim Vergleich der Zulaufbeschaffenheit (Tab. 3) wird deutlich, dass die Zulaufkonzentrationen der Abwasserteiche aus Sachsen-Anhalt (Daten 2001 aus Statistik 2002) höher sind als die Standardannahmen der ATV für Rohabwasser. Die Werte sind vergleichbar mit der Situation in Mecklenburg-Vorpommern. Die Zulaufkonzentrationen der beiden Bundesländern Sachsen-Anhalt und Mecklenburg-Vorpommern sind im Vergleich den Zulaufkonzentrationen anderer Bundesländern, wie Baden-Württemberg, Bayern, Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland, deutlich höher. In Nordrhein-Westfalen ähneln die CSB-Zulaufkonzentrationen denen von Sachsen-Anhalt, der BSB₅-Zulauf ist aber deutlich niedriger. Die Zulaufkonzentrationen in Sachsen/Thüringen bewegen sich in oberen Bereichen der Standardannahmen der ATV für Rohabwasser. Damit sind die Ausgangsbedingungen für die Reinigungsleistungen der Abwasserteichanlagen zum Teil enorm unterschiedlich.

Tab. 3: Vergleich der Zulaufbeschaffenheit

Parameter [mg/l]	BSB ₅	CSB	TS ₀	N _{ges}	P _{ges}
Rohabwasser (ATV-DVWK-Standard)	400	800	466	73	12,0
Erhebung ATV-DVWK Nord-Ost ¹⁾	564	1.130	n.b.	108	18,0
Baden-Württemberg ¹⁾	n.b.	455	n.b.	50	8,0
Bayern ¹⁾	306	560	n.b.	58	9,8
Hessen, Rheinland-Pfalz, Saarland ¹⁾	238	469	n.b.	58	7,7
Nordrhein-Westfalen ¹⁾	237	892	n.b.	55	7,9
Sachsen, Thüringen ¹⁾	392	798	n.b.	78	11,9
Abwasserteiche Sachsen-Anhalt 2001 ²⁾	427	934	n.b.	66	12
Abwasserteiche Sachsen-Anhalt 2003 ³⁾	337	892	n.b.	83	9
Abwasserteiche Mecklenburg-Vorpommern ⁴⁾	460	904	n.b.	101	13

¹⁾ Quelle: KA 10/2004, S. 1078

²⁾ Mittlere Zulaufkonzentrationen 2001 aus behördlicher Statistik Stand 2002

³⁾ Mittlere Zulaufkonzentrationen 2003 von 9 untersuchten Abwasserteichen (Eigenüberwachungsdaten)

⁴⁾ Mittlere Zulaufkonzentrationen 2003 von 7 Abwasserteichen

Die höheren Zulaufkonzentrationen führen auch verstärkt zu höheren Ablaufkonzentrationen, können aber nicht als alleiniger Grund angesehen werden, wie auch *Drebes & Grottker (1997)* für Anlagen in Schleswig-Holstein herausfanden. Sie führten eine Studie zum Einfluss der Zulauf- auf die Ablaufkonzentration auf 16 Anlagen durch. *Drebes & Grottker (1997)* stellten einen Anstieg der CSB-Ablaufwerte mit Abnahme des Verdünnungsfaktors Q_{RW}/Q_{SW} (Q_{RW} - Regenwasserabfluss, Q_{SW} - Schmutzwasserabfluss) fest und bestimmten einen Korrelationskoeffizienten der linearen Regression $r = -0,61$. Somit ist ein Zusammenhang angedeutet, der allerdings auch von anderen Einflussfaktoren überlagert wird.

Theoretische Betrachtungen zur zulässigen Zulaufkonzentration liefert Bild 9. Wie schon der Vergleich der Zulaufbeschaffenheit (Tab. 3) zeigt, sind die Zulaufkonzentrationen der Abwasserteiche aus Sachsen-Anhalt und Mecklenburg-Vorpommern höher. In Bild 9 wurden die Ergebnisse, die sich aus einer notwendigen Abbaurate von 85% sowie die Ergebnisse, die sich aus der Abbaurate von 71% (im Mittel) für die in Mecklenburg-Vorpommern untersuchten natürlich belüfteten Abwasserteichen bzw. 81% (im Mittel) für die technisch belüfteten Teiche aufgetragen.

Ausgehend von einer CSB-Zulaufkonzentration von 1.130 mg/l, wie aus der KA 10/2004 für alle Kläranlagen des Verbandes Nord-Ost ermittelt wurde, können die Grenzwerte für die Größenklasse 1 und auch für die Größenklasse 2 nicht eingehalten werden.

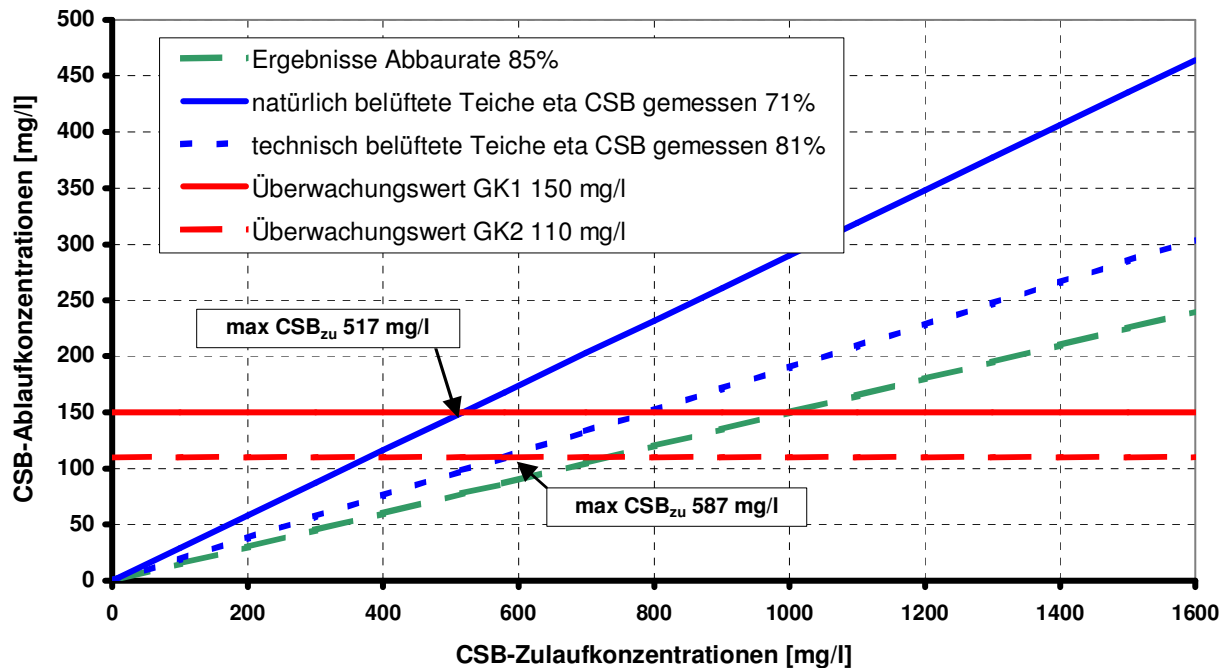


Bild 9: CSB-Ablauf in Abhängigkeit vom Wirkungsgrad der natürlich und technisch belüfteten Abwasserteiche Mecklenburg-Vorpommerns

Aus Bild 9 wird ersichtlich, dass die technischen Abwasserteichanlagen bei dem jetzigen Abbaugrad von 81% (Mittel der untersuchten Anlagen Mecklenburg-Vorpommerns und auch Sachsen-Anhalts) nur eine maximale CSB-Zulaufkonzentration von 587 mg/l – entsprechend der Situation in Bayern bzw. Baden-Württemberg - haben dürften, um den geforderten Überwachungswert für die Größenklasse 2 von 110 mg/l einhalten zu können. Die natürlich belüfteten Abwasserteichanlagen mit einem derzeitigen Wirkungsgrad von 71% (Mittel der untersuchten Anlagen Mecklenburg-Vorpommerns) dürften zur Einhaltung des für die Größenklasse 1 geforderten Überwachungswertes von 150 mg/l nur eine maximale CSB-Zulaufkonzentration von 517 mg/l haben. Die natürlich belüfteten Abwasserteichanlagen Sachsen-Anhalts haben dagegen mit 85% einen höheren Wirkungsgrad. Dieser würde theoretisch zur Einhaltung des Überwachungswertes von 150 mg/l ausreichen.

3.4. Vorreinigung

Auffällig sind die deutlich besseren Ablaufwerte 2003 im Vergleich zu 2001 in Sachsen-Anhalt, besonders bei Abwasserteichanlagen mit Emscherbrunnen und mit Absetzbecken/ Absetzteich. Auch bei Anlagen mit Rechen sind die CSB-Ablaufwerte und bei Anlagen mit Schlammtasche die BSB₅-Ablaufwerte besser geworden. Bei den Anlagen mit Schlammtaschen muss allerdings eine Verschlechterung der CSB-Ablaufwerte registriert werden. Die Auswertung der mittleren Ablaufwerte in Abhängigkeit der Vorreinigung hat ergeben, dass die Ablaufwerte von Anlagen, die zur Vorreinigung einen Rechen besitzen, etwas besser ausfallen. Laut *Seyfried et al. (1985)* werden durch vorgeschaltete Rechen bis zu 10% des CSB reduziert. Die Anlagen in Sachsen-Anhalt mit einer Schlammtasche erzielen 2001 im Vergleich zu den mittleren Ablaufwerten der Anlagen mit Absetzbecken/ Absetzteich ebenfalls bessere Ablaufwerte, 2003 sind die Anlagen mit Emscherbrunnen deutlich am besten. In Mecklenburg-Vorpommern weisen hingegen Anlagen mit Absetzteich die besten Ablaufwerte vor. Bei Anlagen mit Emscherbrunnen sind erhöhte BSB₅-

Ablaufwerte und in Mecklenburg-Vorpommern sogar erhöhte CSB-Ablaufwerte festzustellen (Tab. 4). Aufgrund der Art der Probenahme, auch des unbekanntem Wartungszustandes der Vorstufen und der zahlreichen anderen Einflüsse können allerdings keine hinreichend genauen Aussagen getroffen werden.

Tab. 4: Vergleich mittlerer Ablaufwerte aus der behördlichen Überwachung Sachsen-Anhalts und Mecklenburg-Vorpommerns in Abhängigkeit von der Art des Vorklärungs (aus filtrierten und unfiltrierten Proben)

	Rechen		Absetzteich/ Absetzbecken		Schlamm- tasche		Emscher- brunnen		Mehrkam- mergrube	
	BSB ₅	CSB	BSB ₅	CSB	BSB ₅	CSB	BSB ₅	CSB	BSB ₅	CSB
Sachsen-Anhalt (2001)	18 (n=5)	104 (n=5)	48 (n=35)	148 (n=33)	22 (n=7)	119 (n=7)	34 (n=3)	120 (n=3)	k.A.	k.A.
Sachsen-Anhalt (2003)	19 (n=5)	96 (n=5)	27 (n=34)	98 (n=33)	20 (n=4)	127 (n=4)	6 (n=3)	57 (n=3)	k.A.	k.A.
Mecklenburg- Vorpommern (2003)	34 (n=8)	160 (n=8)	29 (n=25)	144 (n=25)	41 (n=7)	176 (n=7)	55 (n=2)	210 (n=2)	41 (n=4)	215 (n=4)

Konzentrationen in [mg/l], Zusammensetzung der mittleren Ablaufwerte aus filtrierten und unfiltrierten Proben

Bemerkung: n = Anzahl

3.5. Entwässerungsnetz und Verdünnung

Einen weiteren Einfluss auf die Betriebsergebnisse von Abwasserteichanlagen wird in der Art des vorgeschalteten Entwässerungsverfahrens, Trenn- bzw. Mischsystem, gesehen; da beim Trennsystem in der Regel höhere Zulaufwerte auftreten.

Vergleichende Untersuchungen zum Einfluss der anfallenden Abwassermenge in Abhängigkeit vom Entwässerungsverfahren auf die Reinigungsergebnisse sind auch an unbelüfteten Abwasserteichen in Schleswig-Holstein durch *Jürgens (1982)* und in Niedersachsen durch *Neumann (1983)* durchgeführt worden. Die Ergebnisse bei diesen Untersuchungen wiesen aber keine Unterschiede infolge verschiedener Entwässerungssysteme auf, auch wurden alle Überwachungswerte eingehalten. *Drebes & Grottker (1997)* stellten hingegen bei Untersuchungen an zwei Teichanlagen in Schleswig-Holstein Unterschiede fest.

Beim Vergleich der mittleren CSB- und BSB₅-Ablaufwerte von Abwasserteichanlagen aus Sachsen-Anhalt und Mecklenburg-Vorpommern in Abhängigkeit von der Art des Entwässerungssystems zeigt sich, dass die Ablaufwerte der an Mischsysteme angeschlossenen Anlagen im Mittel deutlich besser ausfallen als die an Trenn- bzw. modifizierten Systemen angeschlossenen Anlagen (Tab. 5).

Festzustellen ist, dass sich die Ablaufwerte in Sachsen-Anhalt 2003, im Vergleich zu 2001, deutlich verbessert haben.

Tab. 5: Vergleich mittlerer Ablaufwerte verschiedener Regionen in Abhängigkeit von der Art des Entwässerungssystems (aus filtrierten und unfiltrierten Proben)

	Trennsystem (TS)		Mischsystem (MS)		TS / MS Modifiz. System	
	BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]
Sachsen-Anhalt (2001)	44 (n=19)	163 (n=17)	36 (n=14)	107 (n=13)	38 (n=23)	115 (n=23)
Sachsen-Anhalt (2003)	32 (n=17)	134 (n=16)	21 (n=12)	70 (n=12)	23 (n=24)	89 (n=24)
Mecklenburg- Vorpommern (2003)	32 (n=22)	153 (n=22)	19 (n=2)	78 (n=2)	k.A.	k.A.
Schleswig-Holstein (1974-1979) ¹⁾	8 (n=45)	70 (n=45)	8 (n=33)	71 (n=32)	k.A.	k.A.
Niedersachsen (1980-1983) ¹⁾	10 (n=25)	58 (n=25)	13 ²⁾ (n=350)	67 ²⁾ (n=350)	k.A.	k.A.

Bemerkung: n = Anzahl, Zusammensetzung der mittleren Ablaufwerte aus filtrierten und unfiltrierten Proben

¹⁾ aus Vogel (2002), ²⁾ Werte bezogen auf Gesamtheit aller Abwasserteichanlagen

3.6. Leitdämme und -wände in Abwasserteichen

Shilton (2000) simulierte die Geschwindigkeit im stationären Zustand und die Verteilung des Tracers innerhalb eines Teiches ohne Leitdamm und mit Leitdamm. Die Ergebnisse zeigen die Unterschiedlichkeit der Verteilung in den Teichen. In dem Teich mit Leitdamm wird ein viel größeres Volumen in die Durchströmung eingebunden und durchmischt. In dem Teich ohne Leitwand wird für die Durchmischung des Volumens mehr Zeit benötigt und die Durchmischung erfolgt weniger effizient.

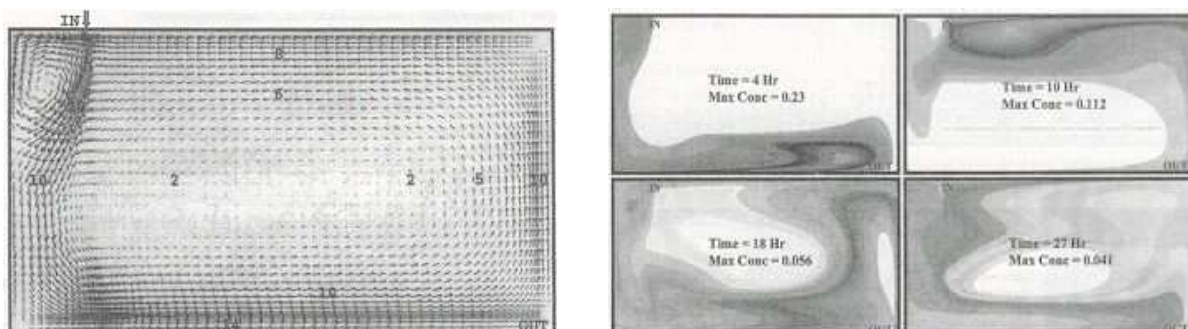


Bild 10: Simuliertes Geschwindigkeitsfeld im stationären Zustand (links) sowie Bewegung und Verteilung des Tracers (rechts) innerhalb des Teiches ohne Leitdamm (Shilton, 2000)

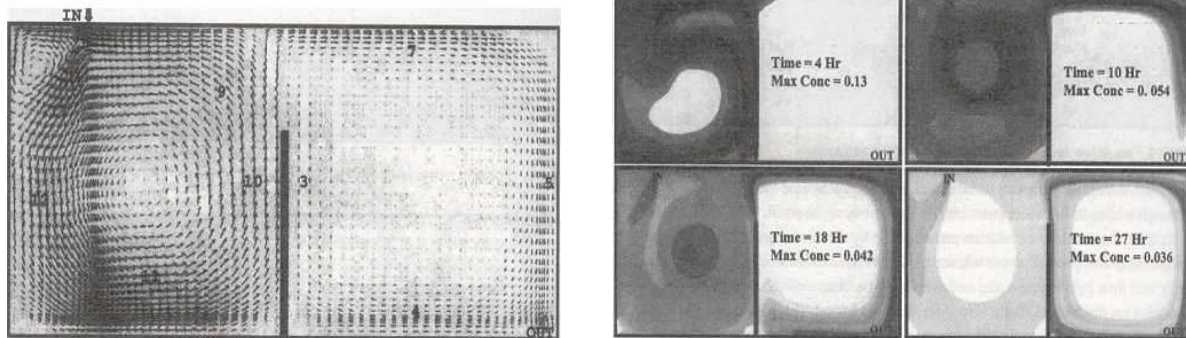


Bild 11: Simuliertes Geschwindigkeitsfeld im Stationären Zustand (links) sowie Bewegung und Verteilung des Tracers (rechts) innerhalb des Teiches mit Leitdamm (Shilton, 2000)

Mit dem Einbau von Leitwänden erzielten Shilton & Harrison (2004) eine Optimierung der Reinigungsleistung in Abwasserteichen bezüglich der Keimzahlreduzierung um eine Potenzstelle (Anfangswert $8,7 \cdot 10^{-5}$ cfu/100ml).

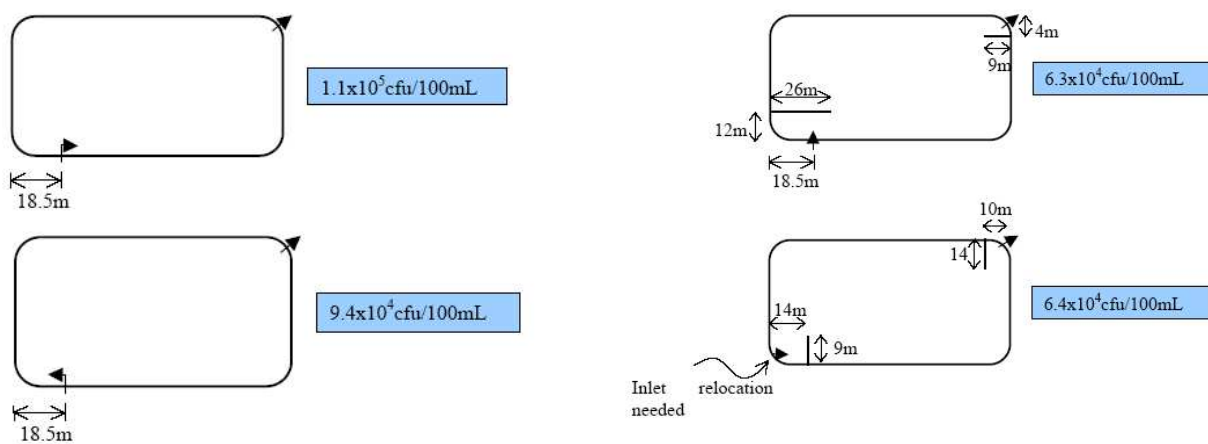


Bild 12: Abwasserteich ohne Leitwände (links) und mit Leitwänden (rechts) (Shilton & Harrison, 2004)

3.7. Abwasserteichdichtungen

Bei hohem Grundwasserstand und schlechter Teichdichtung steht zu erwarten, dass niedrige Ablaufwerte durch Verdünnung erzielt werden. In Tab. 74 sind von ausgewählten, selber untersuchten Anlagen Art der Teichdichtung, Zulauf- und Ablaufwert sowie der jeweilige Wirkungsgrad gegenübergestellt. Ein Zusammenhang kann daraus nicht festgestellt werden. Es fällt jedoch auf, dass mit zusätzlicher Foliendichtung deutlich schlechtere Ablaufwerte erzielt werden (Bild 13). Vermutet wird, dass bei Foliendichtungen mögliche Aufwuchsflächen für die Biologie fehlen. Allein die Teichdichtung kann für die Ablaufdifferenzen nicht verantwortlich gemacht werden. Hinzu kommen noch andere, unter Kap. 3.1 genannte Einflüsse.

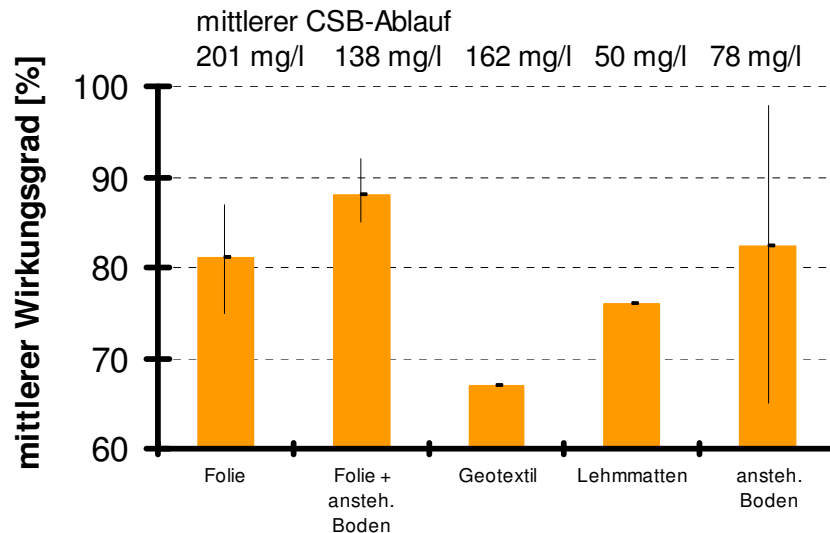


Bild 13: Wirkungsgrad der Abwasserteichanlagen in Abhängigkeit von der Teichdichtung

3.8. Belüfterleistungen

Bei belüfteten Abwasserteichanlagen kam *Stump (2002)* zu dem Ergebnis, dass durch die eingesetzte Belüftertechnik keine vollständige Durchmischung und mit einhergehenden ungünstigen Durchströmungsverhältnissen (*Borchardt & Menhadj, 2001*) nur eine ungleichmäßige Sauerstoffverteilung erreicht wird. Zudem wird auch von einer negativen Wirkung durch eine zu hohe Belastung der Nachklär- bzw. Schönungsstufe berichtet (*Stump, 2002; Borchardt & Menhadj, 2001*).

Laut ATV-A 201 wird eine erforderliche Leistungsdichte zwischen 1 bis 3 W/m³ als ausreichend angesehen. Konstruktiv wird das auch bei belüfteten Abwasserteichanlagen umgesetzt (Tab. 6). Aufgrund der eigenen Untersuchungsergebnisse scheint die Leistung zumindest zeitweise nicht ausreichend zu sein, was z.B. im Vergleich zum mittleren Sauerstoffbedarf der niedrigere Sauerstoffeintrag der Anlagen Heiligenthal, Walbeck und Warnstedt belegen. Bei diesen Anlagen müssten entweder die Laufzeiten der Belüfter erhöht werden oder zusätzlich Belüfter eingebracht werden.

Tab. 6: Kennzahlen der Belüftung untersuchter Abwasserteichanlagen Sachsen-Anhalts

Teichanlage	Vorhandene Leistungsdichte [W/m ³]	Mittlerer O ₂ -Bedarf [kgO ₂ /h]	O ₂ -Eintrag [kgO ₂ /h]	Belüfterlaufzeit [h/d]
Söllichau	2,0	1,7	2,0	11
Heiligenthal	2,0	13,0	10,8	18
Walbeck	0,9	9,0	1,8	12
Warnstedt	2,0	9,5	8,1	18
Barneberg	1,5	0,6	1,4	11
Tangeln	3,0	0,6	1,0	8,5
Holdenstedt	1,4	0,4	2,3	12

Ein Beispiel für hydraulische Unzulänglichkeiten ist in Bild 14 zu sehen. Die installierten Belüfter (Typ Wiesel Fabrikat Phönix) schaffen eine Umwälzung des Wasserkörpers nur bis in eine Tiefe von 50 cm. Tiefere Bereiche und auch Randzonen werden nicht in die Umwälzung einbezogen.

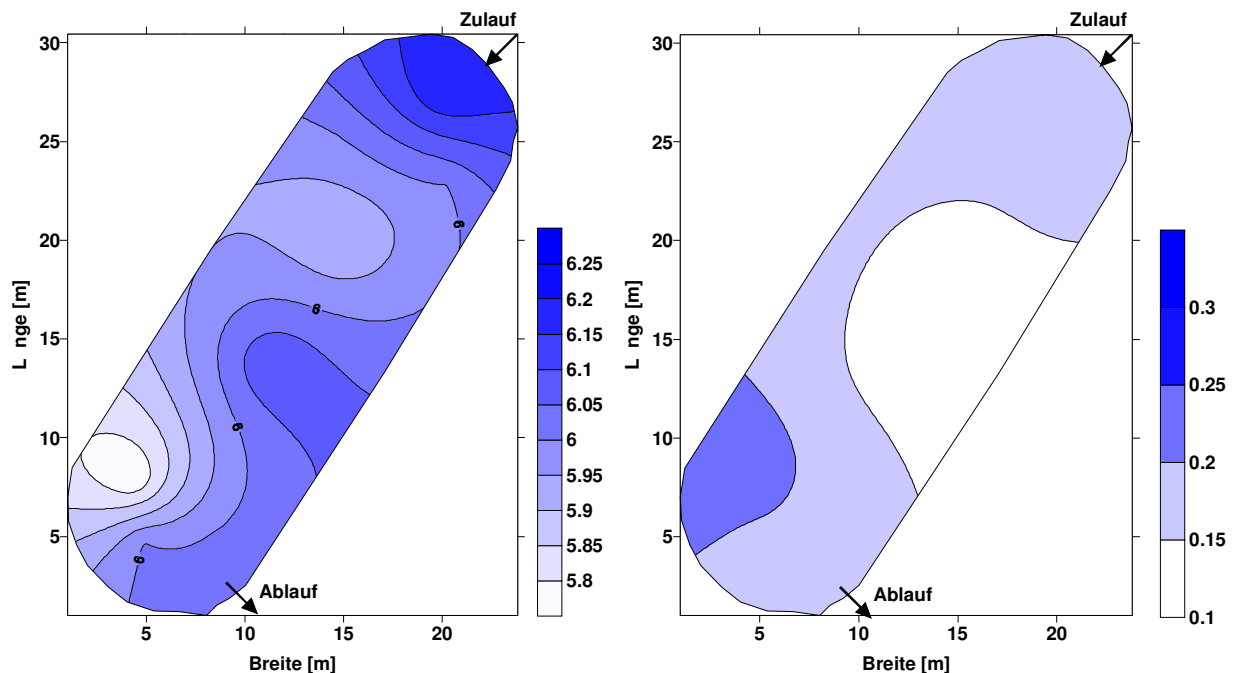


Bild 14: Sauerstoffverteilung [mg O₂/l] in 50 cm (links) und in 100 cm (rechts) Tiefe

3.9. Untersuchungen zur Reinigungsleistung im Winter

Vogel (2002) stellte aus ausgewählten Untersuchungen die mittleren BSB₅- und CSB-Ablaufwerte in Abhängigkeit von der Jahreszeit (Tab. 7) zusammen.

Tab. 7: Darstellung der Abhängigkeit der mittleren BSB₅- und CSB-Ablaufwerte von der Jahreszeit (Vogel, 2002, verändert)

Bundesland	Jahreszeit	Unbelüftete AT		Belüftete AT		Bemerkungen
		BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]	
Schleswig-Holstein (1980) <i>Jürgensen (1982)</i>	Sommer	19 (n = 41)	49 (n = 32)			Werte aus abgesetzten, unfiltrierten Proben bestimmt
	Winter	5 (n = 47)	64 (n = 38)			
Schleswig-Holstein (1995-1996) <i>Drebes & Grottker (1997)</i>	Sommer	9 (n = 48)	81 (n = 48)			keine Angaben
	Winter	7 (n = 30)	52 (n = 29)			
Niedersachsen (1980-1983) <i>Brauch & Neumann (1986)</i>	Sommer	12 (n = 264)	65 (n = 264)	13 (n = 80)	83 (n = 80)	Werte aus abgesetzten und ggf. zentrifugierten Proben bestimmt; belüftete AT: nur kommunale AT untersucht
	Winter	17 (n = 86)	72 (n = 86)	12 (n = 52)	85 (n = 52)	
STAUN Neubrandenburg (M-V) (2000) <i>Vogel (2002)</i>	Sommer	17 (n = 44)	134 (n = 45)	11 (n = 7)	134 (n = 7)	Werte aus filtrierten und unfiltrierten Proben bestimmt;
	Winter	34 (n = 44)	156 (n = 45)	28 (n = 7)	161 (n = 7)	

Erläuterungen: AT - Abwasserteich; n - Anzahl der Ablaufuntersuchungen

Demnach traten im Winter erhöhte CSB- und BSB₅-Werte auf. *Drebes & Grottker (1997)* stellten bei ihren Untersuchungen fest, dass es während der Schneeschmelze zu erhöhten CSB-Ablaufwerten kam. Für Anlagen in Bayern verzeichneten *Schleypen & Wolf (ATV-Handbuch, 1997)* bei Eisbedeckung bessere CSB-Ablaufwerte. Sie führten dieses darauf zurück, dass durch die Eisoberfläche die Sauerstoffzufuhr in den Teich stark reduziert, dadurch das Wachstum der Mikroorganismen vermindert und deshalb eine zusätzliche Belastung unterbunden wird. Ohne Schneedecke kann es auch in den Wintermonaten zu einem Algenwachstum kommen, was einen zusätzlichen Sauerstoffeintrag in den Teich bewirkt. Bei den Untersuchungen von *Brauch & Neumann (1986)* an belüfteten Anlagen in Niedersachsen sind zwischen den Sommer- und den Winterwerten keine Unterschiede feststellbar.

Die eigenen Untersuchungen in Mecklenburg-Vorpommern zeigten bei natürlich belüfteten Abwasserteichanlagen deutliche Unterschiede zwischen den Sommer- und den Wintermessungen. Im Winter 2002 / 2003 waren die Teichanlagen rund acht Wochen zugefroren. Die extrem lange Frostperiode hatte eine Limitation von Sauerstoff zur Folge. Wie sich bei den Messungen im März 2003 zeigte, waren in den Teichen unter den bis zu 30 cm dicken Eisdecken kaum noch gelöster Sauerstoff vorhanden. Die CSB-Eliminationsleistung ging um rund 10% zurück. Eine direkte Korrelation zwischen Temperatur und CSB-Ablauf ist nicht nachweisbar (Bild 15), aber leichte Trends sind sichtbar. Die CSB-Ablaufwerte der homogenisierten Proben nehmen mit steigender Temperatur (>15°C) augenscheinlich zu, was mit der Algenentwicklung in den Teichen begründbar ist. Ebenso ist mit höheren CSB-Ablaufwerten bei Temperaturen <5°C aufgrund der geringeren Reinigungsleistung zu rechnen. Bei homogenisierten Proben werden mit steigender Temperatur bessere Ergebnisse erzielt.

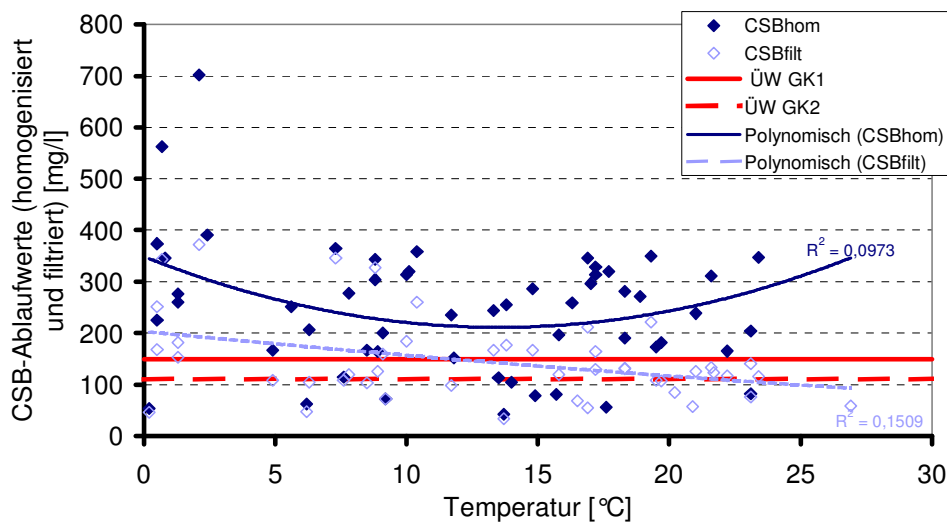


Bild 15: CSB-Ablaufwerte in Abhängigkeit der Temperatur (Daten von in Mecklenburg-Vorpommern untersuchten Anlagen)

Die Abbauleistungen der technisch belüfteten Abwasserteichanlagen bei der organischen Belastung waren übers Jahr nahezu gleichbleibend. Die Belüfter gewährleisteten, dass der Sauerstoff im Winter nicht zum limitierten Faktor wurde.

Deutlicher wird der Unterschied bei der Darstellung der Unterschreitungshäufigkeiten im Sommer- und im Winterbetrieb. Die Unterschreitungshäufigkeit ist im Sommerbetrieb bei den natürlich

belüfteten Teichanlagen 2,5mal so hoch wie im Winterbetrieb. Die Unterschiede zwischen Sommer- und Winterbetrieb bei den technisch belüfteten Teichanlagen fallen nicht so extrem aus.

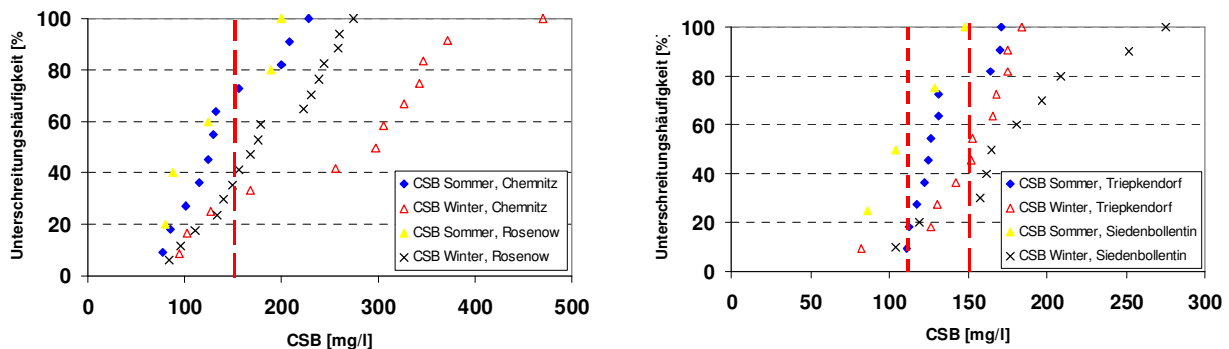


Bild 16: Vergleich der Unterschreitungshäufigkeiten im Sommer- und im Winterbetrieb von natürlich belüfteten (links) und technisch belüfteten Abwasserteichanlagen (rechts) (Mecklenburg-Vorpommern) (nach *Briese, 2004*)

Bei den Abbauraten für den CSB zeigt sich, dass erst ab $<5^{\circ}\text{C}$ mit niedrigeren Raten zu rechnen ist (Bild 17). Vor allem bei den filtrierten Proben ist bei Temperaturen zwischen 10°C und 25°C mit nahezu gleichbleibenden Abbauraten zu rechnen. Die Abbauraten bei den homogenisierten Proben unterliegen bedingt durch den Feststoffeinfluss (Algen) größeren Schwankungen. Bei einem Vergleich mit dem Bemessungsansatz auf Basis des Umsatzes bei 20°C mit der Van't Hoff-Arrhenius-Gleichung:

$$\text{mit } DB_{R,(T)} = DB_{R,(20)} \cdot \Theta^{(T-20)}$$

$DB_{R,(T)}$: Umsatzleistung in Abhängigkeit der Temperatur

$DB_{R,(20)}$: Umsatzleistung bei 20°C

Θ : Temperaturterm i.allg. 1,072

T : Temperatur [$^{\circ}\text{C}$]

wird der reale Abbau bei $<15^{\circ}\text{C}$ mit dem Bemessungsansatz deutlich unterschätzt und über 20°C erheblich überschätzt.

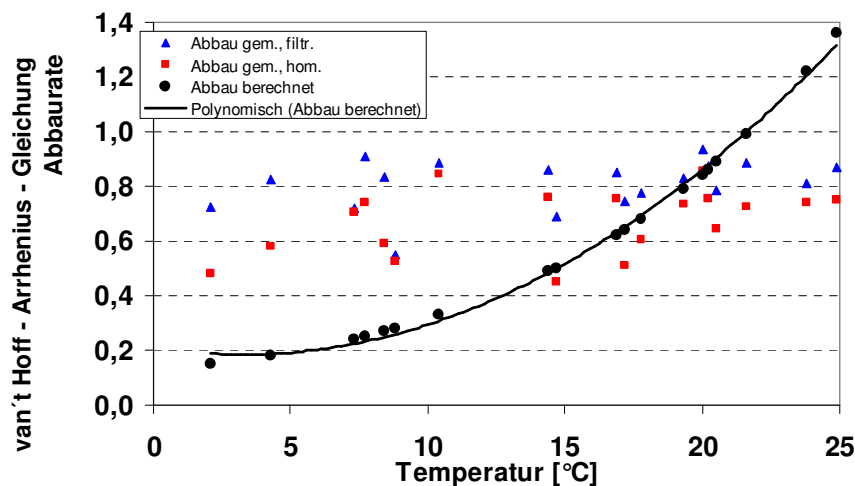


Bild 17: Vergleich der Abbaurate in Abhängigkeit der Temperatur von gemessenen und nach der Van't Hoff-Arrhenius-Gleichung berechneten Werten (nach *Briese, 2004*)

3.10. Wartung

Die Bedeutung von Wartung und Betrieb wird von zahlreichen Untersuchungen hervorgehoben (z.B. *Vuillot et al., 1995; Hoffmann, 1999; Garcia et al., 2000*). Betriebsprobleme, die im Zusammenhang mit einer unzureichenden Wartung stehen, wurden in der Vergangenheit auch an Teichanlagen in Spanien und Mexiko beobachtet (*Escalante et al., 2000; Garcia et al., 2000; Lloyd et al., 2002b*). Aber auch *Hoffmann (1999)* vermutet, dass ungenügende Reinigungsleistungen von Abwasserteichanlagen in Deutschland unter anderem auf diese Ursache zurückzuführen sind. Zu den festgestellten Mängeln nach *Escalante et al. (2000), Garcia et al. (2000)* und *Lloyd et al. (2002b)* zählen:

- unzureichende Schlammräumungen (untersucht von *Bryant (1995)* und *Pahl (1997)*),
- inadäquate und schlecht betriebene Vorbehandlungsstufen,
- unzureichende Vegetationspflege,
- schadhafte Teichböschungen und Untergrunddichtungen sowie
- Wartung der Belüfter



Bild 18: Beispiel für ein zerstörtes Ablaufbauwerk und unzureichende Vegetationspflege

4 Ergebnisse der Untersuchungen zum schwer abbaubaren CSB

4.1. Literaturzusammenfassung zum schwer abbaubaren CSB

Die Literaturrecherche aus dem Bericht 2003 zeigte, dass verhältnismäßig wenige Untersuchungen zur Fraktionierung organischer Reststoffe in Abläufen kommunaler Kläranlagen vorliegen. Besonders für Abwasserteiche gibt es bisher kaum Angaben über die Zusammensetzung der organischen Verbindungen im Ablauf. Aufgrund der Vielzahl der Einzelkomponenten und der heterogenen Zusammensetzung des Abwassers wird die organische Belastung überwiegend mit Summenparametern wie dem CSB eingeschätzt.

Klopp & Koppe (1991) haben in ihren Abbauversuchen (Batch-Versuche) zur Bestimmung des minimalsten gelösten Rest-CSB einen Mittelwert von rund 40 mg/l bestimmt. In einer späteren Untersuchung geben *Koppe & Stozek (1999)* für biologisch gereinigtes häusliches Schmutzwasser ebenfalls einen hohen Anteil für Huminstoffe an. Der CSB im Ablauf einer untersuchten Anlage setzt sich folgendermaßen zusammen:

15 mg/l	Huminsäure, Fulvinsäure (Huminstoffe)	50%
5 mg/l	Metabolite synthetischer Tenside	16,7%
5 mg/l	Anabolite der Bakterien	16,7%
5 mg/l	nicht identifiziert	16,7%
<hr/>		
30 mg/l	Gesamt-CSB	100%

Die Untersuchungen zeigen, dass Huminstoffe einen großen Anteil der organischen Substanz in Kläranlagenabläufen bilden.

Zusammenfassend lassen sich Huminstoffe durch folgende Kriterien charakterisieren (*Fent, 2003*):

- biologisch resistent
- hochmolekular
- uneinheitlich komplexe Struktur
- gebildet durch mikrobiellen Abbau pflanzlichen und tierischen Materials
- Bildung auch teilweise durch Neusynthese

Es stellt sich die Frage, ob diese sogenannten Huminstoffe in Abläufen technischer Kläranlagen und in Teichabläufen gleich zu bewerten sind. In den vorangegangenen Untersuchungen waren die Huminstoffe mit bis zu 31% nicht die stärkste Fraktion. Die Polysaccharide hingegen erwiesen sich als stärkste Fraktion mit einem Anteil von bis zu 50% in Abwasserteichanlagenabläufen.

4.2. Rest-CSB der untersuchten Teiche in Sachsen-Anhalt

Bisherige Untersuchungen zum Rest-CSB wiesen Polysaccharide als stärkste Fraktion (50%) in Abläufen von Abwasserteichen aus. Der Anteil der Huminstoffe lag bei maximal 31%. Das lässt vermuten, dass sich zum einen schwer abbaubare Verbindungen im Teich bilden und zum anderen der Abbau unvollständig ist (siehe hoher Anteil an Polysacchariden) (*Barjenbruch, Erler & Steinke, 2004*).

Bisher wurde nur ein Kläranlagenzulauf mit dem LC-OCD-Verfahren untersucht. Die Probenahme erfolgte für den Zu- und Ablauf einer Abwasserteichanlage in Mecklenburg-Vorpommern am selben Tag. Auch unter Beachtung der Verweilzeit des Abwassers im Teich ist ein direkter Vergleich der untersuchten Zu- und Ablaufprobe nur eingeschränkt möglich. Zu beachten sind weiterhin Schwankungen in der Zusammensetzung des Rohabwassers. Für gezielte Aussagen zum Abbau- und Umbau der einzelnen Fraktionen im Abwasserteich wurden im Rahmen des diesjährigen Projektes weitere chromatographische Untersuchungen durchgeführt.

Die Untersuchungen zur CSB-Abbaubarkeit und zum Rest-CSB erfolgten mittels Zahn-Wellens-Test. Der Zahn-Wellens-Test als ein diskontinuierliches Testverfahren dient der Bestimmung der aeroben, biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe im wässrigen Medium (*DIN EN ISO 9888*). Die Eliminierbarkeit der organischen Stoffe wird über die Abnahme des CSB bzw. des DOC bestimmt. Die in der Norm festgelegten Bedingungen entsprechen üblicherweise den optimalen Bedingungen für den maximalen Abbau bei dem gewählten Inokulum und der Testdauer.

Um den schwer abbaubaren Rest-CSB einer Kläranlage zu ermitteln, wird der Test mit dem Ablauf der Anlage durchgeführt. Die jetzigen Untersuchungen wurden auch auf die Abbaubarkeit von Anlagenzulaufen ausgeweitet. Durch die am Ende des Tests erreichte Eliminierung organischer Substanz lässt sich der Anteil des schwer abbaubaren CSB ermitteln. Parallel erfolgte die Bestimmung des BSB₅.

Im Rahmen dieses Projektes wurden Untersuchungen zum schwer abbaubaren CSB für die Abwasserteichanlagen Böddensell, Eickendorf und Holdenstedt durchgeführt. Die Analysen umfassten Abbaubarkeitstests für die Zu- und Abläufe der genannten Anlagen sowie eine chromatographische Charakterisierung des Rest-CSB der Zu- und Abläufe der Teichanlagen Böddensell und Eickendorf. Allen Testproben wurde zu Beginn des Zahn-Wellenstests ATH (Allylthioharnstoff) zur Hemmung der Nitrifikanten zugegeben, um starke Schwankungen des pH-Wertes zu unterbinden.

Als wichtige Beurteilungsgröße für die Abwasserqualität gilt das CSB/BSB₅-Verhältnis als Kenngröße für die biologische Abbaubarkeit der organischen Inhaltsstoffe des Abwassers.

Ist der BSB nur wenig kleiner als der CSB (bis zu ca. 50% CSB), dann handelt es sich um biologisch gut abbaubare Stoffe. Ist der CSB jedoch wesentlich größer, so sind die enthaltenen Stoffe entweder persistent, d.h. lange in der Umwelt verbleibend, oder für die Mikroorganismen des Systems toxisch. In der Regel ist der CSB bei häuslichem Rohabwasser etwa zweimal höher als der BSB₅. Höhere CSB/BSB-Verhältnisse geben einen Hinweis auf schwer abbaubare organische Stoffe im Abwasser.

Der Zulauf der Abwasserteichanlage **Böddensell** wies am Probenahmetag einen hohen Feststoffanteil auf, was sich in dem verhältnismäßig geringen Anteil an löslichem CSB widerspiegelt. Im Ablauf hingegen wurde ein hoher Anteil an gelöstem CSB ermittelt (Tab. 33). Das CSB_{hom}/BSB_5 -Verhältnis für den Zulauf beträgt 2,3, Hinweis für eine relativ günstige Abbaubarkeit. Das CSB_{hom}/BSB_5 -Verhältnis für den Ablauf beträgt 10,5 und gibt damit den Hinweis auf einen guten biologischen Abbau aber auch auf einen hohen Anteil schwer abbaubarer Stoffe.

Im Zahn-Wellens-Test war nach 15 Tagen der CSB-Abbau im Zulauf weitestgehend erfolgt. Insgesamt wurde während des Testverlaufes eine CSB-Elimination von 96% erreicht. Es blieb ein Rest-CSB-Gehalt von 13 mg/l (filtrierte Probe) übrig.

Für den Ablauf der Abwasserteichanlage Böddensell betrug die CSB-Eliminationsrate im Zahn-Wellens-Test nach 28 Tagen 76%. Es blieb ein Rest-CSB-Gehalt von 24 mg/l (filtrierte Probe) übrig.

Die Proben vom Zulauf und Ablauf der Abwasserteichanlage **Eickendorf** weisen am Probenahmetag einen hohen Anteil an löslichem CSB auf (Tab. 21). Das CSB_{hom}/BSB_5 -Verhältnis für den Zulauf beträgt 2,3, Hinweis für eine relativ günstige biologische Abbaubarkeit. Das CSB_{hom}/BSB_5 -Verhältnis für den Ablauf ist mit 4,8 verhältnismäßig niedrig und gibt damit einen Hinweis auf einen unvollständigen Abbau.

Der CSB-Abbau im Labor bei der Zulaufprobe verlief nicht optimal und war offensichtlich gestört. Die Testergebnisse mussten daher verworfen werden, bei Testwiederholung können ähnliche Abbauergebnisse wie bei den anderen Zuläufen erwartet werden.

Für den Ablauf der Abwasserteichanlage Eickendorf betrug die CSB-Eliminationsrate im Zahn-Wellens-Test nach 28 Tagen 75%. Es blieb ein Rest-CSB-Gehalt von 48 mg/l (filtrierte Probe) übrig.

Der Zulauf der Abwasserteichanlage **Holdenstedt** wies am Probenahmetag einen sehr niedrigen CSB und eine ebenfalls niedrige AFS-Konzentration auf. Der Anteil an gelösten CSB beträgt sowohl beim Zulauf als auch beim Ablauf rund 50%. Damit ist ein relativ hoher Anteil an Feststoffen vor allem im Ablauf vorhanden (Tab. 71). Das CSB_{hom}/BSB_5 -Verhältnis für den Zulauf beträgt 1,3, damit könnte es Schwierigkeiten beim Abbau geben. Das CSB_{hom}/BSB_5 -Verhältnis für den Ablauf beträgt 6,7 und gibt damit den Hinweis auf einen guten Abbau bei einem hohen Anteil schwer abbaubarer Stoffe.

Im Zahn-Wellens-Test war nach 8 Tagen der CSB-Abbau im Zulauf weitestgehend erfolgt. Insgesamt wurde während des Testverlaufes eine CSB-Elimination von 95% erreicht. Es blieb ein Rest-CSB-Gehalt von 7 mg/l (filtrierte Probe) übrig.

Für den Ablauf der Abwasserteichanlage Holdenstedt betrug die CSB-Eliminationsrate im Zahn-Wellens-Test nach 28 Tagen 80,5%. Nach 8 Tage war der CSB-Abbau weitestgehend erfolgt, ab dem 20.Tag erfolgte nochmals ein Abbau. Es blieb ein Rest-CSB-Gehalt von 10 mg/l (filtrierte Probe) übrig.

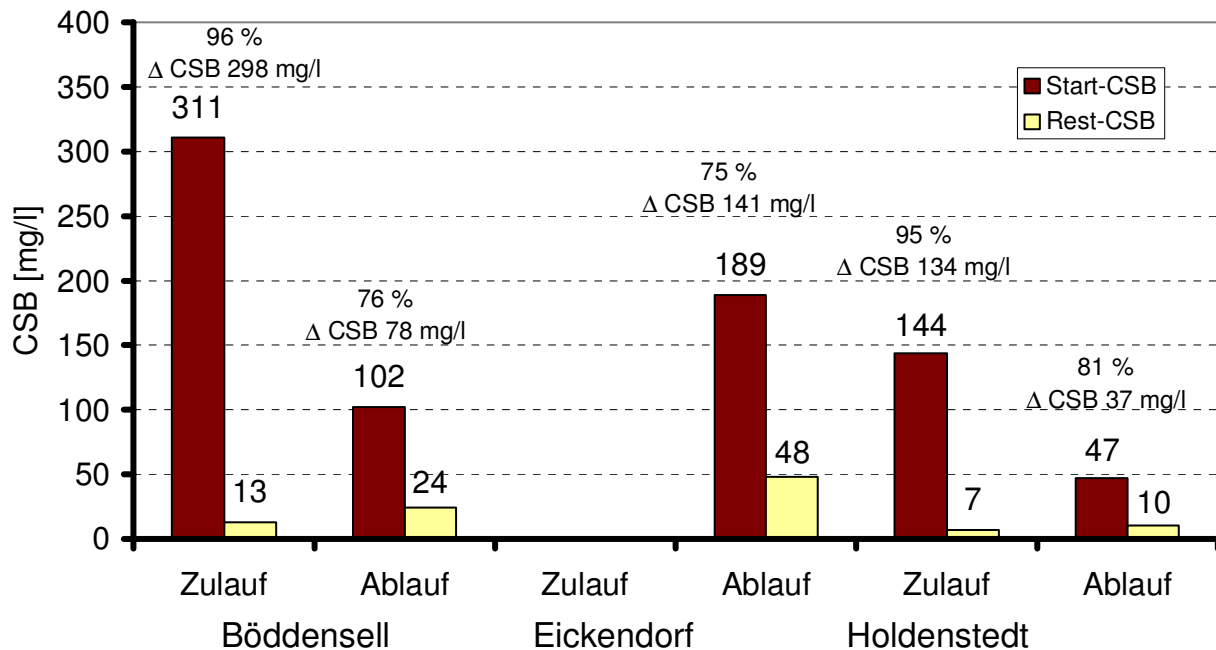


Bild 19: CSB-Konzentrationen vor und nach dem Abbauversuch, Zu- und Abläufe der Teichanlagen Böddensell, Eickendorf und Holdenstedt

4.3. Gelchromatographische Analyse

Die Zu- und Ablaufproben der Anlagen Böddensell und Eickendorf wurden zusätzlich gelchromatographisch analysiert, um die organischen Stoffgruppen zu bestimmen und den summarisch bestimmten organischen Kohlenstoff weiter zu differenzieren.

Das LC-OCD-Verfahren (Liquid Chromatography – Organic Carbon Detection) ist ein Chromatographie-System, das neben einem UV-Detektor einen Kohlenstoff-Selektiven Detektor (OCD) enthält (Huber & Frimmel, 1996). Besonders im Hinblick auf die Quantifizierung und Charakterisierung von Huminstoffen gilt dieses Verfahren als besonders geeignet.

Das Stoffgemisch wird nach dem Prinzip der Gelchromatographie getrennt. Die Klassifizierung der organischen Verbindungen erfolgt nach der Molekülgröße. So ist eine Einteilung organischer Wasserinhaltsstoffe in eine Anzahl von Molekülmassen-Fractionen möglich (Hütter, 1994). Die Massendetektion erfolgt auf Basis des organisch gebundenen Kohlenstoffs. Zur Quantifizierung der einzelnen Fractionen werden die Flächen des Chromatogrammes ausgewertet.

Bild 20 und Bild 21 zeigen die Chromatogramme der Zu- und Ablaufproben der Abwasserteichanlagen Böddensell und Eickendorf. Bei beiden Zulauf-Chromatogrammen sind die leicht abbaubaren organischen Säuren als stärkste Fraction vorhanden, Polysaccharide und Huminstoffe spielen eine untergeordnete Rolle. Bei den Ablauf-Chromatogrammen ist deutlich die Polysaccharid-Fraction als stärkste Fraction zu erkennen. Die Fraction der organischen Säuren hat deutlich abgenommen.

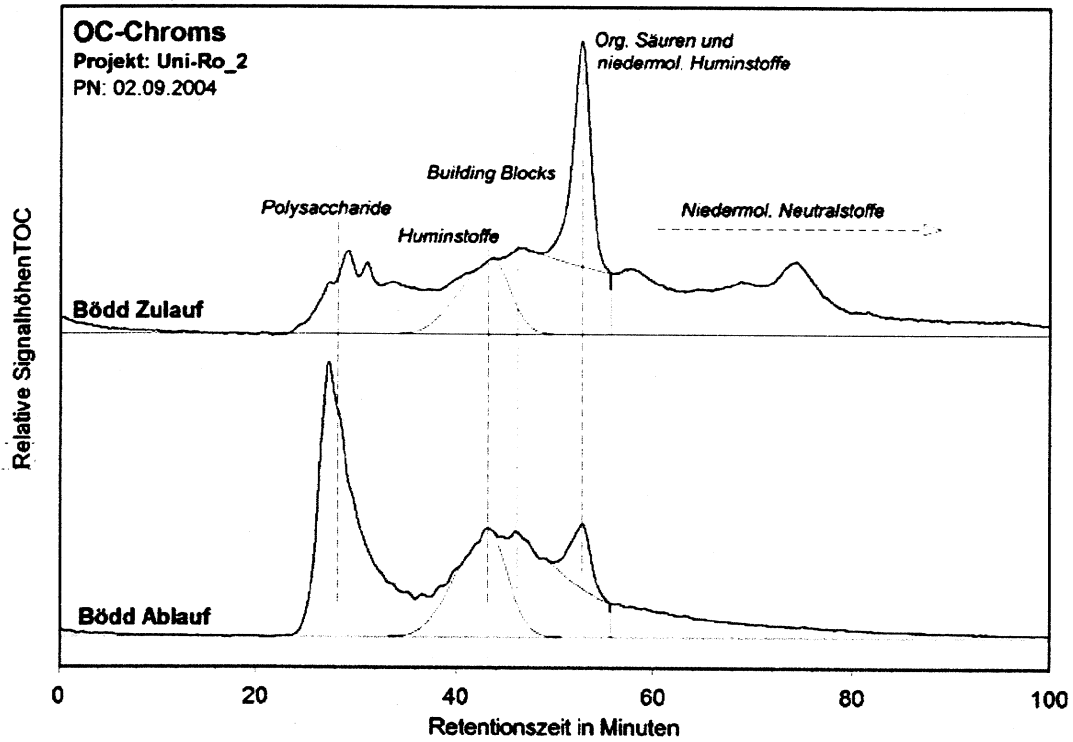


Bild 20: Chromatogramme Zu- und Ablauf der Abwasserteichanlage Böddensell (Bericht DOC-Labor Dr. Huber, 08.09.2004)

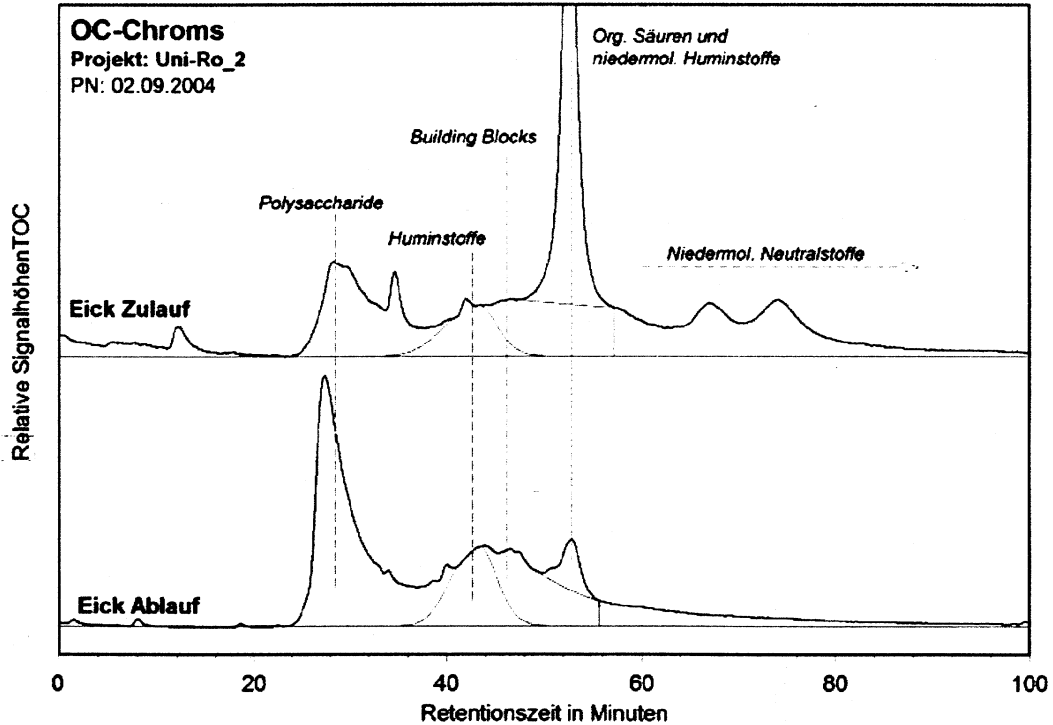


Bild 21: Chromatogramme Zu- und Ablauf der Abwasserteichanlage Eickendorf (Bericht DOC-Labor Dr. Huber, 08.09.2004)

Die Fraktionen der Buildingblocks, der Huminstoffe sowie der Polysaccharide nehmen bei beiden Anlagen vom Zulauf zum Ablauf zu. Das spricht für eine Zunahme des Anteils an resistenten Stoffen (eine zunehmende Humifizierung), was auch durch die prozentual geringere Abbaumöglichkeit der Ablaufproben (im Vergleich zu den Zulaufproben) im Zahn-Wellens-Test belegt wird. *Klopp (1999)* beobachtete zuvor bei Laboruntersuchungen ebenfalls einen Anstieg von inerten CSB mit fortschreitender biologischer Behandlung. Aber auch der Anteil an als abbaubar geltenden Stoffen (Polysaccharide) nimmt zu. Diese Tendenzen bestätigen die Ergebnisse der zuvor einmaligen Messung an einer Abwasserteichanlage in Mecklenburg-Vorpommern. Wobei die Zunahme der Polysaccharide anhand der wenigen Untersuchungen noch nicht geklärt werden konnte. Aus dem Dr. Huber Bericht vom 08.09.2004 (*DOC Labor Dr. Huber*) geht hervor, dass diese Zunahme der Polysaccharide im Wesentlichen im Bereich der chromatographischen Ausschlussgrenzen der Säulen festzustellen ist, also im Bereichen besonders hoher Molekularität. Neu hinzugekommenes Material für die Polysaccharid-Fraktion hat augenscheinlich Molmassen zwischen 500.000 und 2 Mio. Dalton hat. Zwischen POC und Polysacchariden scheint es eine Kontinuität zu geben. Polysaccharide sind Bestandteile der Algenzellwände (Algen stets in den untersuchten Teichabläufen vorhanden). Diese Bestandteile aus den Pflanzen können laut dem Dr. Huber Bericht bei Größen $>1\mu\text{m}$ als POC und $<1\mu\text{m}$ den Polysacchariden zugeordnet werden.

Huminstoffe sind in jedem aquatischen System vorhanden (*Frimmel et al., 2002*). Sie entstehen durch Abbau- bzw. Umbauprozesse des organischen Materials. Im Vergleich zu natürlichen Gewässern besitzen Abwasserteiche eine wesentlich höhere organischen Belastung. Die Bildung von Huminstoffen im Abwasserreinigungsprozess ist somit als ein natürlicher Prozess zu sehen.

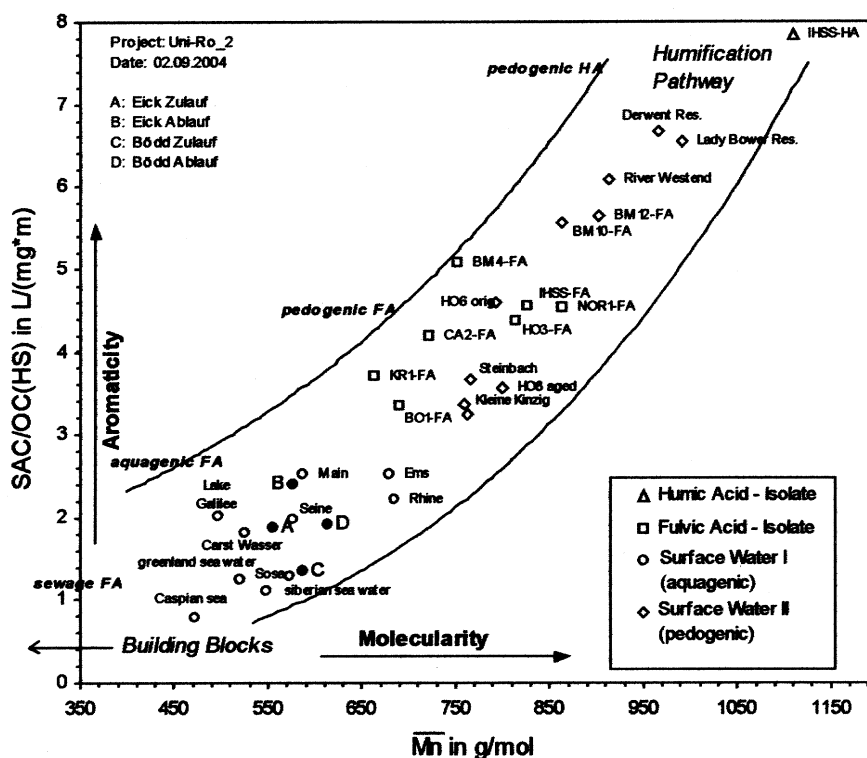


Bild 22: Einordnung der Zu- und Ablaufproben der Abwasserteichanlagen Böödensell und Eickendorf in das Huminstoff-Diagramm (Bericht DOC-Labor Dr. Huber, 08.09.2004)

Durch die Bestimmung der spezifischen Absorption (Aromazität) und der Molekularität der Huminstoffe ist eine Einordnung in das Huminstoff-Diagramm möglich. Bei Proben aus dem Grundwasser und aus dem Moor wird eine sehr hohe Reife erwartet. Die Einordnung im Huminstoff-Diagramm erfolgt dann im Bereich der pedogenen Huminsäuren. Aquagene Fulvinsäuren sind im Wasser selbst entstanden und weisen auf Grund ihres geringen Alters relativ kleine Molmassen und einen niedrigen Ungesättigtheitsgrad auf (Huber & Frimmel, 1996).

Proben aus Kläranlagenabläufen werden wegen der geringen Molmasse und Aromazität als stärker reaktiv eingeschätzt. Die Huminstoffe aus Kläranlagenabläufen befinden sich folglich am Anfangstadium der Humifizierung (Frimmel *et al.*, 2002). Diese Aussage wird auch durch die hier gefundenen Ergebnisse bestätigt.

4.4. Zusammenfassung und Ausblick zum schwer abbaubaren CSB

Die aktuellen Untersuchungsergebnisse entsprechen den bisherigen, im Forschungsbericht 2003 enthaltenen Ergebnissen bei anderen Abwasserteichen. Die Untersuchungen zur biologischen Abbaubarkeit zeigen, dass bei allen Kläranlagenzuläufen und -abläufen eine weitere Reduktion der organischen Substanz erreicht werden kann. Im Zahn-Wellens-Test wurden für die Zuläufe der aktuell untersuchten Abwasserteichanlagen Sachsen-Anhalts Eliminationsraten von 95% ermittelt. Für die Anlagenabläufe der aktuell untersuchten Abwasserteichanlagen Sachsen-Anhalts wurden CSB-Eliminationsraten bis zu 81% erreicht. Bei Zusammenfassung aller Untersuchungsergebnisse (Abwasserteichanlagen aus Sachsen-Anhalt und Mecklenburg-Vorpommern) ergibt sich für die Zuläufe eine mittlere prozentuale CSB-Abbaubarkeit ebenfalls von 95% und für die Abläufe 63%, wobei die Abbaubarkeit bei den technisch belüfteten Teichanlagenabläufen mit im Mittel 65% etwas höher ist als bei den unbelüfteten Teichanlagenabläufen (61%) (Bild 23).

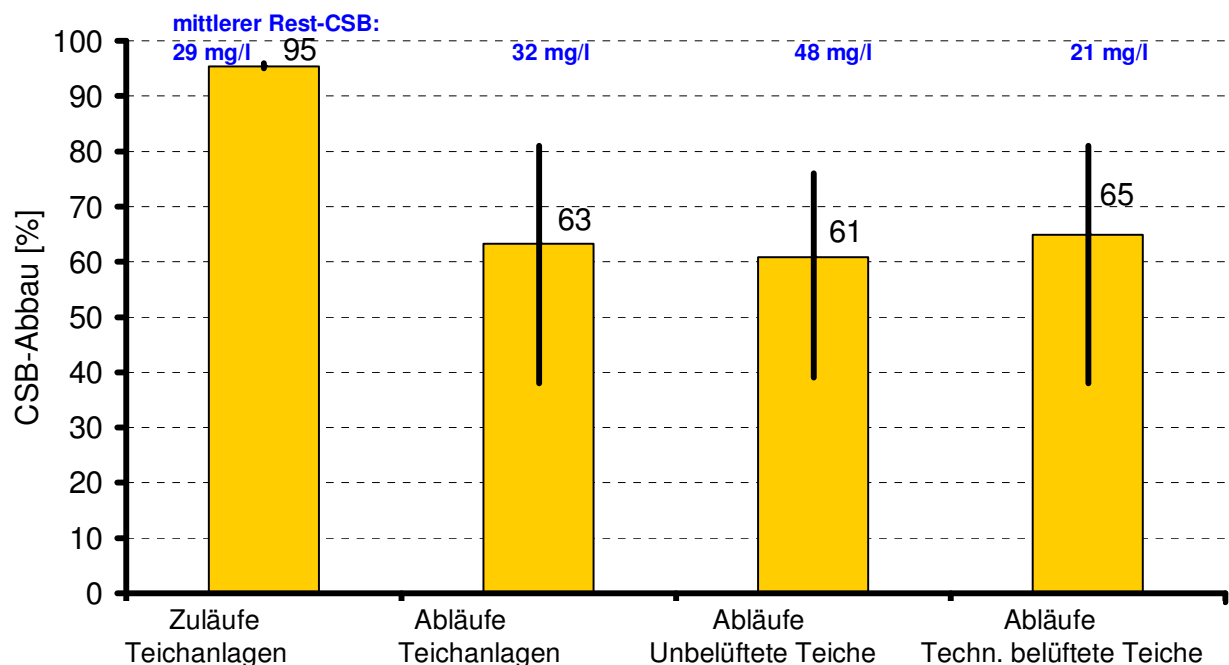


Bild 23: CSB-Abbau (filtrierte Proben) aller untersuchten Abwasserteichanlagen (Teichanlagen aus Sachsen-Anhalt und Mecklenburg-Vorpommern)

Die Zuläufe der Abwasserteichanlagen enthalten im Mittel bereits einen Huminstoffanteil von 6% (Bild 24) des Gesamt-DOC. Für die Abläufe bilden die Huminstoffe im Mittel 16% des Gesamt-

DOC. Im Ablauf der kombinierten bzw. technischen Kläranlagen beträgt der Huminstoffgehalt 29% des Gesamt-DOC. Hier zeigt sich mit zunehmender Technisierung ein höherer Abbaugrad im Anlagenablauf anhand des größeren Huminstoffanteils und des geringeren Polysaccharidanteils. Die Probe aus dem Moor weist mit 53% des Gesamt-DOC im Vergleich zu den Kläranlagenabläufen einen wesentlich höheren Gehalt an Huminstoffen auf.

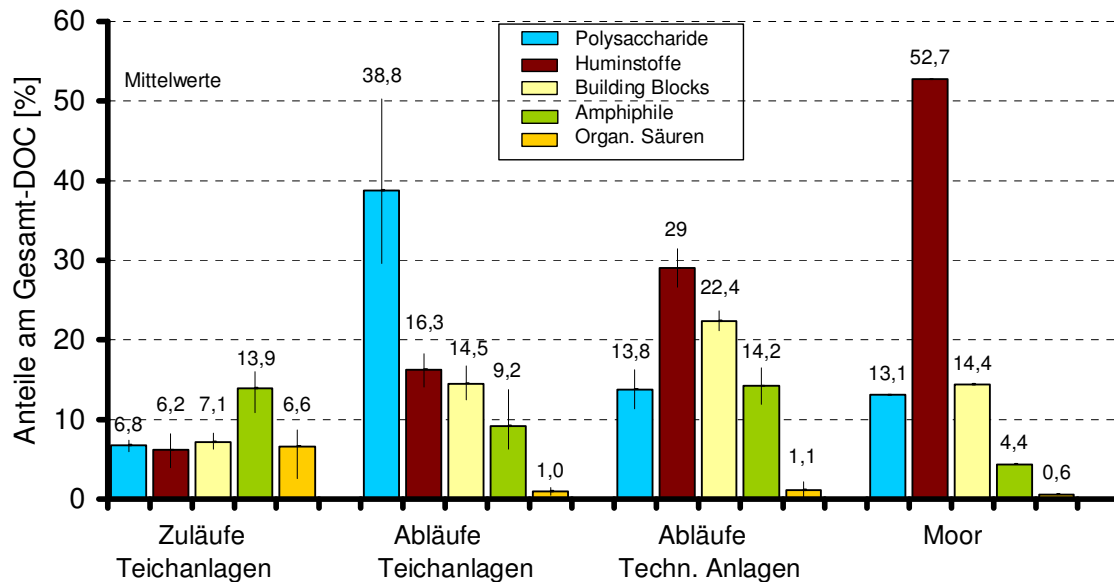


Bild 24: Übersicht bisheriger Ergebnisse zur chromatographischen Fraktionierung des DOC

Schlussfolgernd lässt sich feststellen, dass in allen untersuchten Abwasserteichabläufen Polysaccharide den größten Anteil der organischen Reststoffe mit bis zu 50% des Rest-DOC bilden. Bei der Untersuchung der Zu- und Abläufe ergab sich eine Erhöhung des Polysaccharidanteils und der Konzentrationen. Ein Teil des hinzugekommenen Polysaccharid-Materials kann Pflanzenteilen zuordnen werden. Algen oder deren Abbauprodukte, die in allen Abläufen vorhanden waren, können deshalb zum Teil für diese Zunahme verantwortlich gemacht werden. Untersuchungsergebnisse (Barjenbruch, Eler & Steinke 2004) zeigen, dass ganzjährig mit Algen in Abwasserteichabläufen zu rechnen ist.

Durch Optimierung der Abbaubedingungen, durch die Kombination der Abwasserteichanlagen mit technischen Systemen oder in technischen Kläranlagen lassen sich CSB-Ablaufergebnisse erreichen, die einen hohen Abbaugrad aufweisen, der prozentuale Huminstoffanteil wird größer und der prozentuale Polysaccharidanteil kleiner.

Zur genaueren Quantifizierung der Ergebnisse sind weitergehende Untersuchungen zur Problematik des schwer abbaubaren CSB in Abwasserteichen hilfreich. Dabei sollte die biologische Abbaubarkeit von einzelnen Teichstufen mit Fraktionierung der organischen Substanz untersucht werden.

5 Bemessung von Abwasserteichanlagen

5.1. Anwendungsmöglichkeiten von DENIKAplus

5.1.1. Allgemeine Betrachtungen zu DENIKAplus

Das kommerziell erhältliche DENIKAplus-Programms (Upgrade Programmversion 2002), entwickelt am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, wird im Umweltministerium Sachsen-Anhalt u.a. als Prüfprogramm genutzt. Das Programm dient der Bemessung, Optimierung und Erweiterung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen. Mit Vorgaben aus dem ATV-A131, dem CSB-Bemessungsansatz und Hochschulbemessungsansätzen können acht Anlagentypen des Belebungsverfahrens in Verbindung mit Nachklärbecken bemessen, nachgerechnet und optimiert werden.

Ein neuer Bauteil des DENIKAplus (kinetischer Modellansatz) dient zur Berechnung von unbelüfteten und belüfteten Teichanlagen. Berechnet werden können erforderliche Teichvolumen und Oberflächen bei vorgegebenem Reinigungsziel sowie erreichbare Ablaufwerte bei Eingabe vorhandener Parameter (Wassertemperatur, Beckengröße usw.). Im Programm kann zwischen voll-durchmischten Anlagen, fakultativen und unbelüfteten Lagunen gewählt werden. Die für die Bemessung erforderlichen bzw. berechenbaren Parameter können in allgemeine Angaben (z.B. Zulaufdaten), erforderliche Lagunenparameter und zusätzliche Parameter unterschieden werden (Tab. 8). Die Parameter gehen in die in Tab. 9 aufgeführten Formeln, basierend auf Überlegungen von Eckenfelder und Metcalf & Eddy, mit den in Tab. 10 Werten ein.

Tab. 8: Erforderliche Eingabeparameter bei Lagunenbaustein in DENIKAplus

	Parameter	Bemerkung
Allgemeine Angaben	<ul style="list-style-type: none"> - Einwohnerwert EW - entweder spez. Q₀ oder Q₀ - Anlagenbelastung Belastung 	<ul style="list-style-type: none"> - frei wählbar (individuelle Eingabe der Zulaufkonzentration) - oder gemäß A131 (2000)
Erforderliche Lagunenparameter (Verfahrensweise, Lagunensystem)	<ul style="list-style-type: none"> - Teichfläche A, Teichtiefe h - absetzbare Stoffe im Zulauf X_{H,0} - Ertragsrate (heterotrophe Biomasse) Y - Lufttemperatur T_{Luft}, Zulauftemperatur T_{Ref}, Korrekturfaktor f (KF in den Formeln) - oder alternativ Lagunentemperatur T_{Lagune} - Wachstumsrate μ, Referenztemperatur T_{Ref} und Temperaturkoeffizient (für μ) Theta - wahlweise (Ablauf-) Bemessung BSB_{gelöst} 	<ul style="list-style-type: none"> - muss eingegeben werden - empfohlene Vorgabe: 0,5 (üblicher Praxiswert 0,6 (A131;HSG)) - Berechnung erfolgt über: $T_{Lagune} = \frac{(t \cdot f \cdot T_L + h \cdot T_0)}{(t \cdot f + h)}$ (t=Aufenthaltszeit, f=Korrekturfaktor, T_L=Lufttemperatur, h=Lagunentiefe, T₀=Zulauftemperatur) - muss eingegeben werden, auch wenn keine Vorgaben vorhanden, Werte je nach Verfahren verschieden - frei wählbar

	Parameter	Bemerkung
Zusätzliche Parameter	- absetzbare Stoffe im Ablauf $X_{H,e}$ - Korrekturf. - Sterberate b_{Ref} , Referenztemperatur T_{bRef} und Temperaturkoeffizient (für b) Θ_{b} - Parameter für Belüfterbemessung	- nur bei fakultativen Lagunen - nur bei fakultativen Lagunen (für Sommer- und Winterwerte) - bei fakultativen und volldurchmischten Lagunen erforderlich - bei fakultativen und volldurchmischten Lagunen erforderlich

Es muss bemerkt werden, dass die Parameterbezeichnungen in der Programmbeschreibung nicht immer mit denen im Berechnungsmodul verwendeten Bezeichnungen übereinstimmen (z.B. Korrekturfaktor f entspricht Formelzeichen KF). Korrekturfaktoren für Sommer- bzw. Winterwerte werden zwar empfohlen, aber nicht automatisch übernommen und müssen eingegeben werden.

Die berechnete Lagunentemperatur T_{Lagune} geht als Wert in die weitere Berechnung sowohl der Wachstumsrate der Lagune μ_{Lagune} (Formelzeichen μ) als auch der Sterberate der Lagune b_{Lagune} (Formelzeichen b) ein. Zudem wird in allen Berechnungsformeln (Tab. 9) die Verweilzeit t , berechnet aus Volumen V und Zuflussmenge Q_0 bzw. bei der unbelüfteten Lagune über die Wachstumsrate ermittelt, und die Zulaufkonzentration S_0 benötigt. Bei der Formel 2 der volldurchmischten Lagune wird davon ausgegangen, dass S_0 ebenfalls mit einfließt, nur nicht in der Formel aufgeführt ist. Die Belüfterbemessung bei den fakultativen und volldurchmischten Lagunen ist nur für Belüfterleistung relevant, geht aber nicht in die Ablaufwerte ein (siehe Tab. 9).

Aus der Programmbeschreibung zur Lagunenbemessung geht für unbelüfteten Lagunen nicht hervor, dass dieser Berechnungsansatz nur für anaerobe Teiche gültig ist, ableitbar aus der Berechnungsformel, und für die natürlich belüfteten (unbelüfteten) Teiche in unserem Klimabereich daher nicht anwendbar ist. Für die natürlich belüfteten Teiche unserer Region sind die Formeln für die fakultativen Lagunen relevant, da sie je nach Belastung anaeroben oder aeroben Zustand haben können. In die zweite Berechnungsformel für die fakultative Lagune fließt noch der gewünschte AFS-Ablaufwert $X_{H,e}$ ein.

Tab. 9: Formeln zur Lagunenberechnung mit DENIKAplus (Greven et al., 2002)

Teichsystem	unbelüftet	fakultativ	volldurchmisch
Formel Abbauleistung $S_e = BSB_{gel.}$			
1. Formel, unbelüftet μ, b : temperaturabh. $\mu =$ Basiswert	$S_e = \frac{S_0}{(1 + \mu \cdot t) \cdot n}$		
1. Formel μ, b : temperaturabh. $\mu =$ Basiswert		$S_e = \frac{KF \cdot S_0}{(1 + \mu \cdot t)}$	$S_e = \frac{KF \cdot S_0}{(1 + \mu \cdot t)}$
2. Formel, fakultativ $\mu =$ Basiswert $\mu \cdot X_{H,e}$		$S_e = \frac{KF \cdot S_0}{(1 + \mu \cdot X_{H,e} \cdot t)}$	
2. Formel, volldurchm. μ - Bezug zu Y b - temperaturabh.			$S_e = \frac{1 + b \cdot t}{(Y \cdot \mu \cdot t)}$
3. Formel μ - Bezug zu Y b - temperaturabh.			$S_e = \frac{1 + b \cdot t}{(Y \cdot \mu \cdot t)} \cdot S_0$

Tab. 10: Vorgeschlagene kinetische Parameter in DENIKApus (Greven et al., 2002)

Parameter	Y	f	μ	T_{Ref}	Theta (μ)		b_{Ref}	T_{bRef}	Theta _b	Korrekturf.	
					So.	Wi.				So.	Wi.
Unbelüftet	0,5	1,0-2,0	k. V.	k. V.	k. V.		-	-	-	-	
Fakultativ, 1. Formel	0,5	1,0-2,0	1,44	20	1,056	1,135	0,06	20	1,03	1,2	1,05
Fakultativ, 2. Formel	0,5	1,0-2,0	0,01	20	1,05		0,0825	k. V.	k. V.	1,2	1,05
Durchmischt, 1. Formel	0,5	1,0-2,0	1,44	20	1,056	1,135	0,06	20	1,03	-	
Durchmischt, 2. Formel	0,5	1,0-2,0	0,01	20	1,05		0,0825	k. V.	k. V.	-	
Durchmischt, 3. Formel	0,5	1,0-2,0	6,3	20	1,035		0,2	k. V.	k. V.	-	

Bemerkung: k.V. keine Vorgabe, muss aber angegeben werden; - Parameter nicht erforderlich

Im Rahmen des Projektes wurden Simulationen mit DENIKApus zur Berechnung und Nachbemessung von Teichanlagen durchgeführt, um die Anwendbarkeit der Ergebnisse in der Praxis zu prüfen. Zunächst wurden Variationsrechnungen zu den einzelnen Parametern sowie eine Verifizierung des Einflusses durchgeführt.

Die praktische Anwendbarkeit des Teichbausteines wird durch fehlende Vorgaben verschiedener biokinetischen Parameter erschwert. Parameter, z.B. bei der unbelüfteten Lagune die Referenzwachstumsrate μ sowie Theta sowie bei der volldurchmischten Lagune die Referenztemperatur und Theta für die Sterberate, müssen aber unbedingt eingegeben werden.

Nachfolgend werden ausgewählte Ergebnisse vorgestellt. Zudem ist eine Auswahl von Ergebnissen im Anhang des Berichtes enthalten. Die restlichen, zum Teil sehr umfangreichen Ergebnisdarstellungen sind bei Bedarf beim Institut für Umweltingenieurwesen, Universität Rostock, abrufbar. Im folgenden wird in den Übersichten die DENIKA-Bezeichnung gewählt.

5.1.2. DENIKApus-Ergebnisse bei Vorgabe einer definiert bemessenen Teichanlage

Für den Vergleich von Ergebnissen aus dem Bemessungsansatz von DENIKApus werden

1. Variationsrechnungen mit den gegebenen 5 Formeln
 - Variation von $S_0 = 0 - 5.000 \text{ E}$
 - Verwendung der empfohlenen Werte Y, μ_{Ref} , Theta So /Wi, b_{Ref}
 - Ergebnisse für V und A bzw. S_e für bei Vorgabe von V und A (nach ATV-A 201)
2. Berechnungen am Standardfall
 - Bemessungsgröße 900 E, spezifischer Abwasseranfall 90 l/(E•d), 5°C Lufttemperatur, BSB₅-Ablauf 40 mg/l (Überwachungswert Größenklasse 1) (bei natürlich belüfteter Anlage 3 Teiche mit 1 m Tiefe, bei technisch belüfteter Anlage 2 Teiche mit 2 m Tiefe)
 - Variation der Parameter Y (0 – 1) (Empfehlung 0,5), μ_{Ref} (0 – 2) (lt. Empfehlung) und b_{Ref} (0 – 0,1) (lt. Empfehlung)
 - Ergebnisse S_e oder V bzw. A

3. Nachberechnung von 2 natürlich belüfteten und 2 technisch belüfteten Teichanlagen mit empfohlenen „Bereichen“

- Vergleich von S_e
- Messung bzw. Anpassung und Berechnung

Für die Simulationen / Variationen ausgewählter Parameter wurden folgende Ausgangsparameter gewählt:

- Angeschlossene Einwohner 900 E, spez. Abwasseranfall 90 l/(E·d)
- Belastung nach A131 (60 g BSB₅/(E·d) etc.)
- Absetzbare Stoffe im Zulauf 260 mg/l (rund 40% der BSB-Fracht)
- für Berechnung Fakultativer Teich Formel 2 absetzbare Stoffe im Ablauf 10 mg/l
- für Berechnung der Unbelüfteten Lagune $\mu=0,01$ und $\Theta=1,072$
- restliche Parameter wurden nach Vorgabe (Tab. 10) gewählt (Winterparameter)
- für fakultative und volldurchmischte Lagunen Teichfläche 1.080 m², Teichtiefe 2 m (bezogen auf 25 g BSB₅/(m³·d) nach ATV-DVWK)
- für unbelüftete Lagunen Teichfläche 9.000 m², Teichtiefe 1 m, 3 Becken (bezogen auf 10 m²/(E·d) nach ATV-DVWK)

Bild 25 zeigt die Ablaufwerte für den gelösten BSB, die sich in Abhängigkeit der Lagunentemperatur nach den in Tab. 9 angegebenen Formeln für die einzelnen Verfahren ergeben. Dabei fällt der starke Einfluss bei der Variationsberechnung für unbelüftete sowie für fakultative Lagunen auf. Dieses ist insbesondere für die klimatischen Verhältnisse in Deutschland von Bedeutung. Die Temperatur hat bei den restlichen Verfahren nicht so hohe Einflüsse auf die Ablaufergebnisse.

Die Darstellung der Abhängigkeit des gelösten BSB-Ablaufes von der Lagunentemperatur wurde gewählt, da für die unbelüftete Lagune nur dieser Wert angegeben wird. Im Anhang sind zudem die Ergebnisse zur Abhängigkeit des ungelösten BSB-Ablaufes und des gesamten BSB-Ablaufes für die volldurchmischten und die fakultativen Teiche dargestellt. Bei diesen Darstellungen fällt der Knick beim ungelösten BSB-Ablauf der volldurchmischten Lagune (Formel 1) und der fakultativen Lagune (Formel 1) zwischen 10 °C und 15 °C auf. Dieser spiegelt sich auch in den Ergebnissen der gesamten BSB-Ablaufwerten wider.

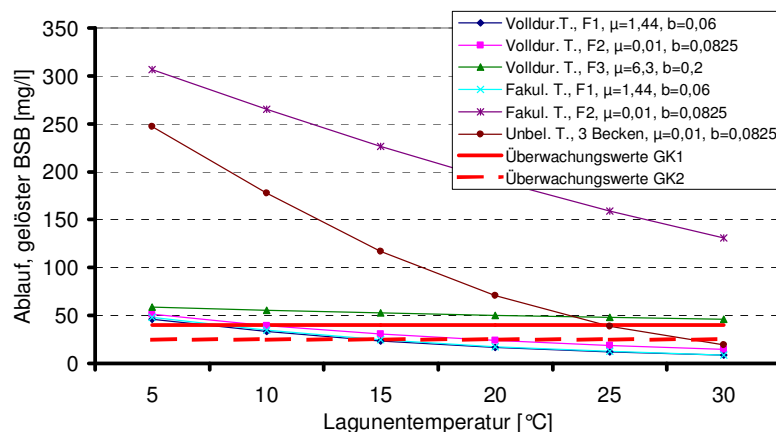


Bild 25: Ablaufergebnisse (gelöster BSB [mg/l]) in Abhängigkeit von der Lagunentemperatur (Parameterwerte aus Tab. 10 (Winterwerte) gewählt, für unbelüftete Lagune $\mu=0,01$ und $\Theta=1,072$)

Die kleinsten prozentualen BSB-Ablauf-Änderungen (Betrachtung der Differenz zwischen 10°C und 15°C) treten bei der Berechnung der volldurchmischten Lagune Formel 3 (5%) sowie der fakultativen Lagune Formel 2 (14%) auf, bei den anderen Berechnungsansätzen betraten die Änderungen zwischen 22% und 34%.

In Bild 26 ist die Abhängigkeit des gelösten BSB-Ablaufwertes von der Referenzwachstumsrate für alle Verfahren und Berechnungsmöglichkeiten dargestellt. Es zeigt sich, dass die in Tab. 10 vorgeschlagenen Werte für die Referenzwachstumsrate für die Berechnungen gewählt werden sollten, da ansonsten mit erheblichen Ergebnisabweichungen gerechnet werden muss. Weitere Unterschiede werden bei der unbelüfteten Lagune deutlich, bei der die Wahl der Beckenanzahl bei $\mu < 0,3$ einen erheblichen Einfluss auf das BSB-Ablaufergebnis hat. In dem Bereich zwischen 0,8 bis 1,44 für die Referenz-Wachstumsrate spielen die Unterschiede beim BSB-Ablauf keine Rolle mehr (bis auf volldurchmischte Lagune Formel 3).

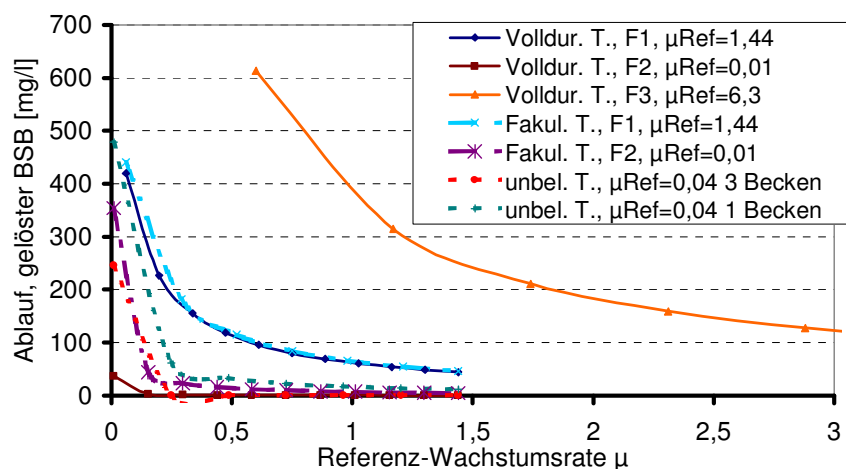


Bild 26: Ablaufergebnisse (gelöster BSB [mg/l]) in Abhängigkeit von der Referenzwachstumsrate μ (Parameterwerte aus Tab. 10 (Winterwerte) gewählt, für unbelüftete Lagune Theta=1,072)

Bei der Variationsrechnung zur Abhängigkeit der BSB-Ablaufwerte zu den angeschlossenen Einwohnerwerten kamen bei der unbelüfteten Lagune absolut unplausible Ergebnisse (gelöster BSB-Ablauf nahe Null) heraus. Für die fakultativen und volldurchmischten Lagunen ließen sich Variationen berechnen (Bild 27). Bei den Berechnungsansätzen für die fakultativen und durchmischten Lagunen kann noch zwischen zwei verschiedenen Belüfterformeln gewählt werden, diese haben aber keine Auswirkungen auf die Ablaufergebnisse. Auffällig sind die Knicke für die fakultative Lagune Formel 1 und die volldurchmischte Lagune Formel 1 ab einem Einwohnerwert >3.000 E. In den Berechnungen ist ein Sprung beim berechneten TS-Gehalt und beim berechneten Schlammalter sichtbar. Gesicherte Ergebnisse lassen sich für fast alle Verfahren und Berechnungsmöglichkeiten (Ausnahmen: fakultative Lagune Formel 2, volldurchmischte Lagune Formel 3) um einen Einwohnerwert von 1.000 E erhalten. Die Ergebnisse für den gelösten und den ungelösten BSB-Ablauf sind im Anhang enthalten.

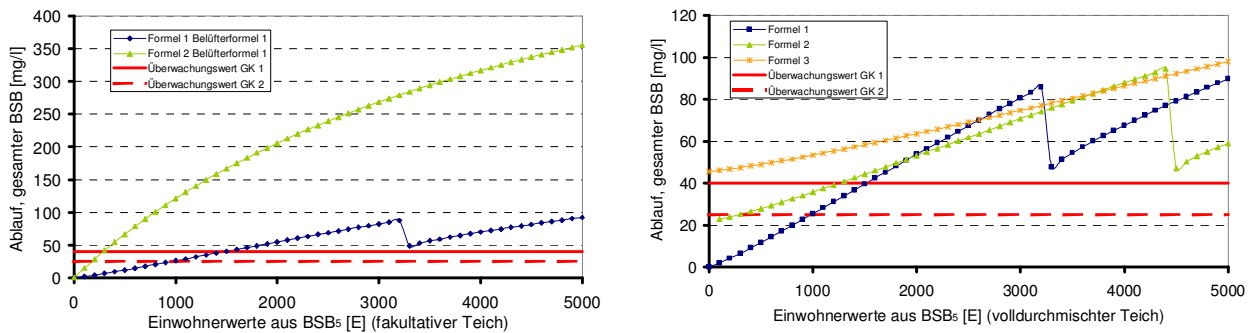


Bild 27: Gesamter BSB [mg/l] in Abhängigkeit von den Einwohnerwerten für **fakultative Lagune** (links) und die **volldurchmischte Lagune** (rechts) (Lufttemperatur 8 °C, Zulauftemperatur 5 °C, $f=1$, Parameterwerte aus Tab. 10 (Winterwerte) gewählt)

In einer weiteren Simulation wurde die Abhängigkeit der Lagunengröße von den angeschlossenen Einwohnerwerten bei Vorgabe des Bemessungs-BSB-Ablaufes von 40 mg/l vorgenommen. Für die fakultativen Lagunen und die volldurchmischten Lagunen ist eine Variationsberechnung nicht möglich (Fehlermeldung bzw. Berechnungsabbruch). Hier können nur mit Einzelberechnungen Näherungen an den gewünschten BSB-Ablaufwert erfolgen. Hierbei wurde die Teichfläche bei einer konstanten Teichtiefe von 2 m so variiert, dass näherungsweise ein BSB-Ablaufwert von 40 mg/l herauskam. Die in Bild 28 enthaltenen Ergebnisse zeigen, dass laut den Nachberechnungen mit DENIKApplus zum Teil höhere Flächen / Volumen zur Erlangung des Bemessungsablaufzieles benötigt werden, als das Bemessungsvolumen nach ATV-DVWK (25 g BSB / (m³·d)) verlangt, wobei zwischen den DENIKA-Bemessungsansätzen noch deutliche Unterschiede vorliegen. Der Berechnungsansatz für die Fakultative Lagune, Formel 2, kommt näherungsweise mit einer Abweichung von 10% an die Bemessung nach ATV-DVWK (25 g BSB / (m³·d)) heran. Die Abweichungen zur Bemessung nach ATV-DVWK 10 m²/E sind mit rund 74% höher.

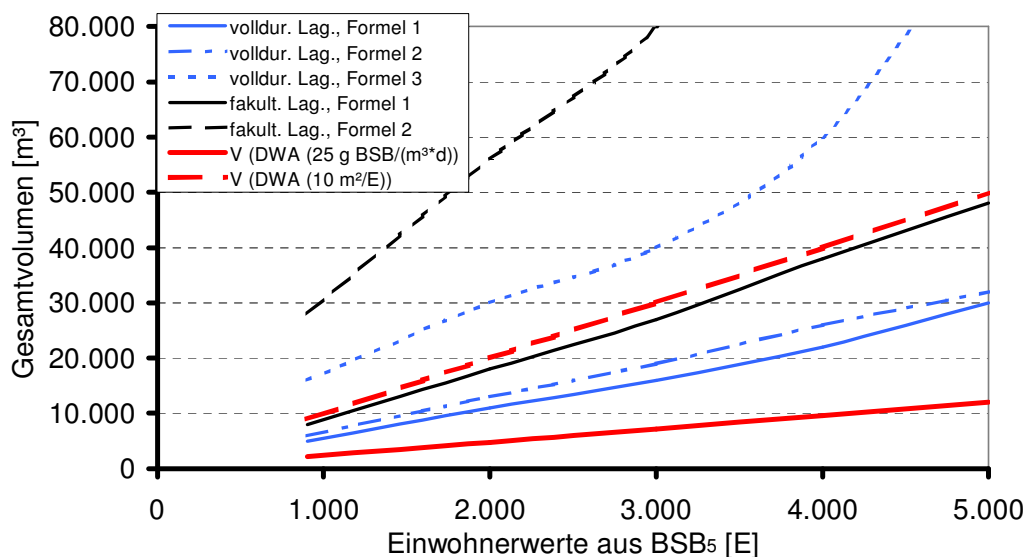


Bild 28: Erforderliches Gesamtteichvolumen in Abhängigkeit Ausbaugröße

5.1.3. DENIKApplus-Ergebnisse im Vergleich mit Messungen in der Praxis

Die Ergebnisse der Vor-Ort-Untersuchungen an den ausgewählten Abwasserteichanlagen wurden für die Simulation mit DENIKApplus als Vorgabe verwendet.

Die vorhandenen Ist-Flächen entsprechen den nach ATV berechneten Soll-Flächen ($10 \text{ m}^2/\text{E}$) und weisen teilweise sogar erhebliche Kapazitätsreserven auf (Bemerkung: zur besseren Vergleichbarkeit wurde auch von den belüfteten Anlagen die spezifische Fläche berechnet). In Tab. 90 (Anhang) sind zur Übersicht die für die Berechnung benötigten Ausgangsparameter der untersuchten Teichanlagen aufgeführt. Für die Berechnung der DENIKA-Flächen wurden zum einen die vorgefundenen Zu- und Ablaufwerte und zum anderen Standardwerte ($90\text{l}/(\text{E}\cdot\text{d})$, Zulauffrachten gemäß A131, BSB-Ablauf 40 mg/l) vorausgesetzt.

Beim Vergleich mit den mit DENIKApplus ermittelten Flächen sind teilweise erhebliche Abweichungen vorhanden. Bei Berechnungen zu unbelüfteten Abwasserteichanlagen mit DENIKApplus für fakultative Lagunen fällt der Flächenbedarf nach Formel 1 sowohl für die Berechnungen mit real gemessenen Werten als auch mit Standardwerten stets kleiner aus (Bild 29). Der Flächenbedarf nach Formel 2 mit Standardwerten und einem Ablauf-AFS-Wert von 10 mg/l liegt näherungsweise im Bereich der Soll-Fläche nach DWA, aber stets darüber. Bei Verwendung real gemessener Werte ist der Flächenbedarf (bis auf KA Eickendorf mit dem höchsten Ablaufwert) deutlich höher.

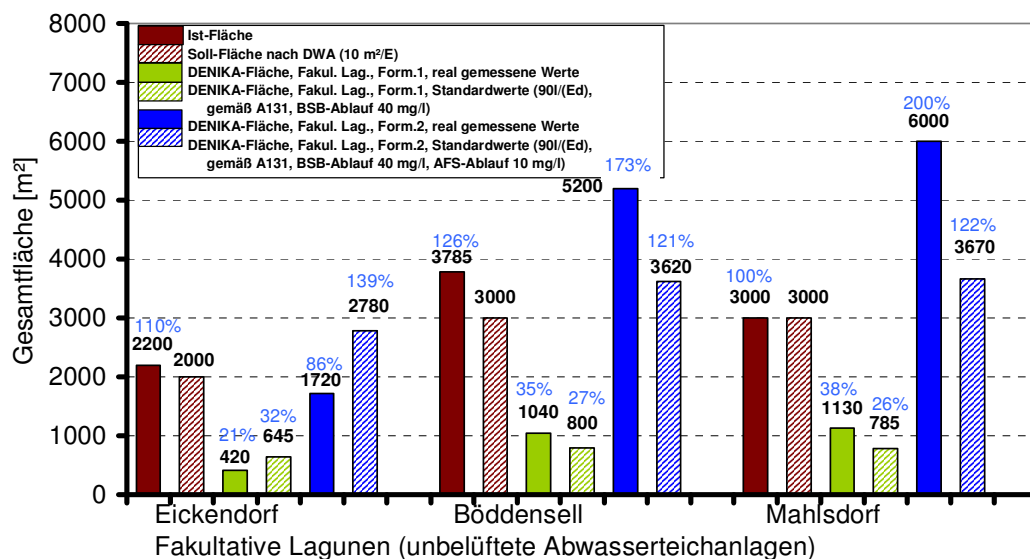


Bild 29: Vergleich von Ist- und Soll-Flächen (Bemessung nach $10 \text{ m}^2/\text{E}$) mit berechneten DENIKA-Flächen für fakultative Lagunen anhand der unbelüfteten Teichanlagen Eickendorf, Böddensell und Mahlsdorf

Bei Berechnungen zu technisch belüfteten Abwasserteichanlagen mit DENIKApplus mit den Bemessungsansätzen für vordurchmischte Lagunen fällt der Flächenbedarf bei allen drei Formeln für die Berechnungen sowohl mit real gemessenen Werten als auch mit Standardwerten stets größer aus (Bild 30). Bei den Berechnungen mit Standardwerten werden für die Formeln 1 und 2 nahezu gleiche Ergebnisse erreicht. Die mit Formel 3 berechneten Ergebnisse fallen niedriger aus. Um die real gemessenen Ablaufwerte zu erreichen, werden nach den Berechnungen mit DENIKA deutlich höhere Flächen benötigt. Gerade die Ergebnisse mit Formel 2 müssen angezweifelt werden.

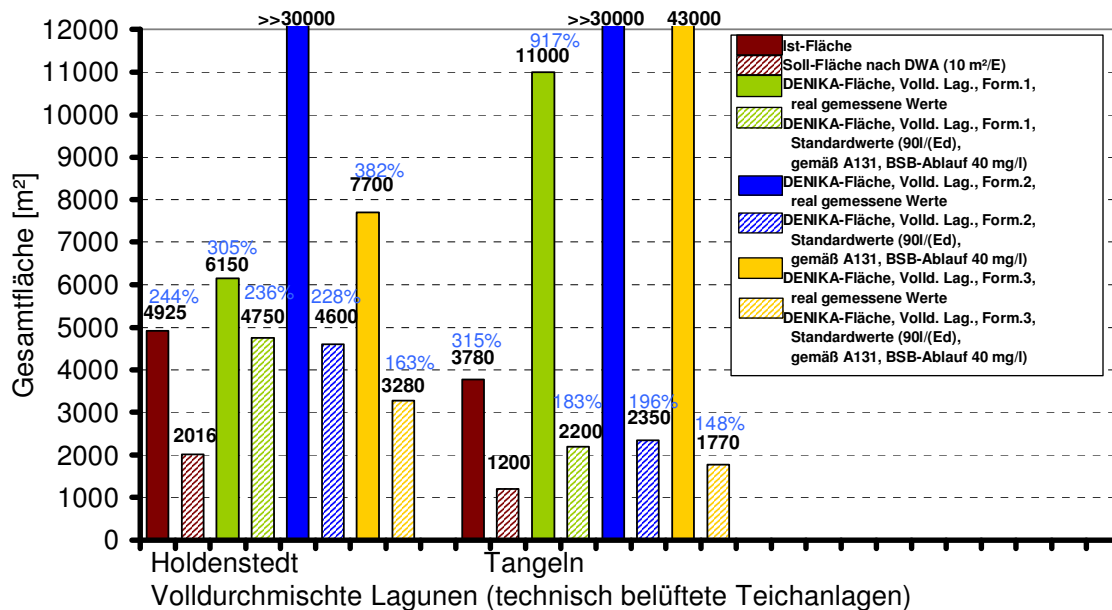


Bild 30: Vergleich von Ist- und Soll-Flächen (Bemessung nach DWA 25 g BSB₅/(m³·d)) mit berechneten DENIKA-Flächen für volldurchmischte Lagunen anhand der belüfteten Teichanlagen Holdenstedt und Tangeln

Nachberechnungen der Ablaufwerte einzelner unbelüfteter Teichanlagen mit der angepassten Kurve ($\mu=0,04$ und $\Theta=1,072$ aus Bild 143 (Anhang)) sowie mit den Bemessungsansätzen für die fakultative Lagune weisen bis auf die Ergebnisse der Formel 2 deutlich bessere, berechnete BSB-Ablaufwerte auf, als in der Wirklichkeit gemessen wurde. Bis auf das Ergebnis für die Teichanlage Rietzel werden die gemessenen Werte annähernd durch die Formel 2 (fakultative Lagune) beschrieben. Die Ergebnisse der Berechnung mit dem Bemessungsansatz für unbelüftete Lagunen spiegeln die Unbrauchbarkeit des Bemessungsansatzes für Abwasserteichanlagen in unseren Klimabereichen wider. Die Ergebnisse sowie die Darstellung der Abweichung vom gemessenen BSB-Ablaufwert sind in Bild 31 zu sehen.

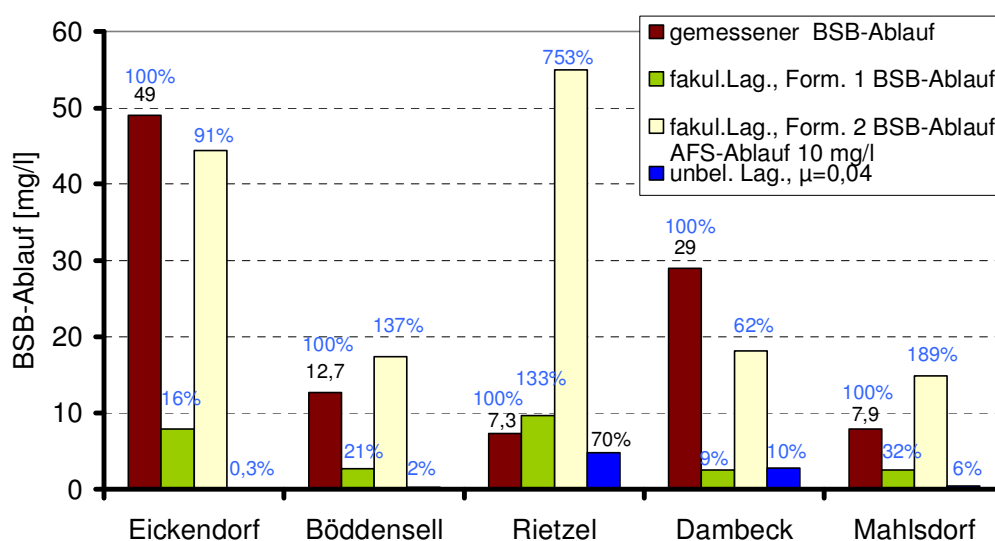


Bild 31: Gemessene sowie nachberechnete Ablaufwerte einzelner unbelüfteter Teichanlagen mit den Bemessungsansätzen der fakultativen Lagune sowie mit der angepassten Kurve ($\mu=0,04$ und $\Theta=1,072$) für unbelüftete Lagunen

Mit einer Anpassung der Referenzwachstumsrate μ bei konstanten $\Theta=1,072$ und den gemessenen Teichtemperaturen konnten mit DENIKApus ähnliche, der Realität entsprechende Ablaufwerte erhalten werden. Das zeigt aber auch, dass die natürlichen Wachstumsraten teilweise weit unter den idealisierten Wachstumswerten liegen (Bild 32).

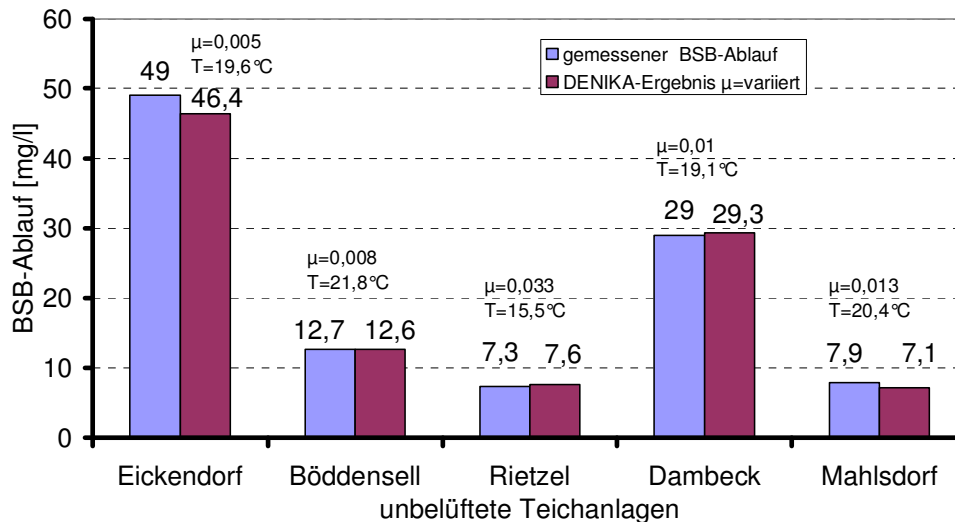


Bild 32: Nachberechnete Ablaufwerte unbelüfteter Teichanlagen mit Bemessungsansatz der unbelüfteten Lagune durch Variation von μ ($\Theta=1,072$; gemess. Teichtemperatur)

Bei dem Versuch für die Nachbemessung der Teichanlagen einheitliche Parameter zu finden, wurden zusätzlich noch Variationen von μ bei einer konstanten Lagumentemperatur von 20°C durchgeführt. Die Ergebnisse weichen zum Teil aber erheblich von den Messergebnissen ab, so dass eine Vereinheitlichung nicht erfolgreich ist. Daraus folgt, dass der Bemessungsansatz für unbelüftete Lagunen definitiv nicht für unbelüftete Abwasserteiche unserer Klimaverhältnisse geeignet ist.

5.1.4. Bewertung und Leistungsmöglichkeiten von DENIKApus

Mit DENIKApus können erforderliche Teichvolumen und Oberflächen bei vorgegebenem Reinigungsziel sowie erreichbare Ablaufwerte bei Eingabe vorhandener Parameter (Wassertemperatur, Beckengröße usw.) berechnet werden. Dabei kann im Programm zwischen volldurchmischten Anlagen, fakultativen und unbelüfteten Lagunen gewählt werden. Für die Berechnungen sind allgemeine Angaben (z.B. Zulaufdaten), Lagunenparameter und zusätzliche Parameter erforderlich (Tab. 8). Die Parameter gehen in die Tab. 9 aufgeführten Formeln mit den in Tab. 10 Werten ein.

Eine Schwierigkeit wird darin gesehen, dass nicht zu allen Parametern Empfehlungswerte vorgegeben werden. Gerade hier wären Erfahrungswerte hilfreich.

Variationsberechnungen erwiesen sich zum Teil als nicht stabil, da teilweise keine oder negative Ablaufwerte angezeigt wurden, zum Beispiel keine Ablaufwerte bei der Variation von μ . Erst nach direkter Anwahl des Variationslaufes und wiederholter Eingabe der Berechnungsoption erfolgte eine Ergebnisausgabe. Bei den fakultativen und volldurchmischten Teichen müssen die Vorgabewerte verwendet werden, da sonst Fehlermeldungen auftreten. Auch bei der Volumenberechnung bei Vorgabe des Bemessungsablaufziels zeigten sich Schwierigkeiten, da bei den volldurchmischten Lagunen die Berechnungen unendlich waren und abgebrochen werden mussten.

Zusammenfassend lassen sich folgende Ergebnisse formulieren:

- Generell niedrigere Ablaufergebnisse bei Teichanlagen mit DENIKAplus (Bild 31)
- Je nach verwendeter Berechnungsformel ergeben sich für gleiches Reinigungsziel sowohl niedrigerer als auch erheblich höherer Flächen-/Volumenbedarf (Bild 29 und Bild 30).
- Belüfterformeln bei fakultativen und volldurchmischten Lagunen haben keinen Einfluss auf Ablaufergebnisse.
- Ablaufergebnisse unbelüfteter Teichanlagen werden näherungsweise mit der Bemessungsformel für fakultative Lagunen Formel 2 beschrieben.
- Aus den Variationsergebnissen zu μ bestätigt sich, dass der Berechnungsansatz für die unbelüftete Lagune nur für aerobe Teiche und nicht für unsere Teiche anwendbar ist, da kein einheitlicher Wert als Ergebnis gewonnen werden konnte.
- Referenzwachstumsraten müssen auf Referenzsterberaten abgestimmt werden, gegebenenfalls nur Vorgaben verwendbar, da sonst Fehlermeldungen bei den fakultativen und volldurchmischten Lagunen auftreten.
- Erhöhung von Y führt sowohl bei der volldurchmischten als auch bei der fakultativen Lagune zu höheren ungelösten BSB-Ablaufwerten.
- Erhöhung von f führt bei fakultativen Lagunen zur leicht höheren Lagumentemperaturen, zeigt aber bei volldurchmischten Lagunen keine Auswirkungen.

Für die Anwendung von DENIKAplus in der Praxis zeigen sich damit Lücken auf, die erst noch kompensiert werden müssten.

5.2. Vergleich der Bemessungs- und Modellierungsansätze

Die Bemessung von Abwasserteichanlagen ist generell auf die Verringerung einzelner oder mehrerer Parameter angelegt, wie:

- Reduktion von organischen Stoffen (CSB, BSB₅),
- Reduktion von partikulären Stoffen (AFS),
- Reduktion von Nährstoffen sowie
- Reduktion von pathogenen Keimen.

In Deutschland sind die Anforderungen der Ablaufqualität an die Anlagengröße gekoppelt (Tab. 11).

Tab. 11: Mindestanforderungen für Kläranlagen der Größenklasse GK1 und GK2 (*Abwasserverordnung, Anhang 1, 2002*)

Größenklasse	BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]
GK 1 (<60 kg BSB ₅ /d bzw. bis 1000 E)	40 (35) ¹	150 (135) ¹
GK 2 (60 bis <300 kg BSB ₅ /d bzw. bis 5000 E)	25 (20) ¹	110 (95) ¹

¹Grenzwerte, falls Analyse von algenfreien Proben erfolgt (nur bei Abwasserteichen erlaubt)

Je nach Auflage vor Ort können noch weitergehende Anforderungen an die Einhaltung von CSB- und BSB₅-Werten sowie der Parameter NH₄-N, N_{ges.} und P_{ges.} gestellt werden.

Für die Bemessung von Abwasserteichanlagen sind empirische und kinetische Bemessungsansätze aufgestellt worden. In Deutschland bilden empirischen Ansätze die Grundlage (Tab. 12). Dabei findet die Temperatur keinen Eingang in die Bemessung. Die Zulaufkonzentration wird nur begrenzt über die Zulauffracht berücksichtigt.

Tab. 12: Bemessungsparameter für Abwasserteichanlagen nach *ATV-A 201 (2004)*

Kenngröße	Bemessungsparameter	Wassertiefe	Anzahl d. Teiche
Absetzteich	Einwohnerspezifisches Volumen: $V_E \geq 0,5 \text{ m}^3/\text{E}$	$\geq 1,5 \text{ m}$	
unbelüfteter Teich	Flächenbelastung: CSB-Abbau: $8 - 10^1 \text{ m}^2/\text{E}$ teil. Nitrifikation: $\geq 15 \text{ m}^2/\text{E}$ MW-Mitbehandlung + $5 \text{ m}^2/\text{E}$	$\approx 1,0 \text{ m}$	Mind. 3 ¹⁾ bzw. 2
belüfteter Teich	BSB ₅ -Raumbelastung: $B_R \leq 25 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ Sauerstofflast: $1,5 \text{ kg O}_2/\text{kg BSB}_5$ Leistungsdichte: $1 - 3 \text{ W/m}^3$	1,5 - 2,5 m	Mind. 3 ¹⁾ bzw. 2
Nachklär- u. Schönungsteich	Durchflußzeit bei Trockenwetter: 1 - 5 d	1 - 2 m	

1) Ohne vorgeschalteten Absetzteich

Weitere empirische Bemessungsformeln für die Dimensionierung von unbelüfteten Teichen (Fakultativteichen) wurden unter anderem von der Amerikanischen Umweltbehörde *US-EPA (1983)*, der Weltgesundheitsorganisation *WHO (Mara, 1987)*, von *Mara (1987)* und von *Gloyna (WPCF, 1990)* aufgestellt. Die ersten drei Ansätze beruhen auf der Bestimmung der Flächenbelastung als Funktion der Lufttemperatur des kältesten Monats. Im Ansatz von *Gloyna (1990)* sind die Parameter Abwassertemperatur, BSB₅-Zulaufwert, Hemmstoffe und Sulfatgehalt enthalten.

Tab. 13: Übersicht über empirische Bemessungsansätze (*Vogel, 2002*)

Ansatz nach	Kenngröße	Einheit	Bemessungsparameter bzw. -gleichung		
US-EPA	Temperatur T	[°C]	<0	0-15	>15
	Flächenbelastung B_F	[g _{BSB5} /m ² ·d]	1,1 - 2,2	2,2 - 4,5	4,5-9
WHO	Flächenbelastung B_F	[kg _{BSB5} /ha·d]	$B_F = 10 \cdot T$		
Mara	Flächenbelastung B_F	[kg _{BSB5} /ha·d]	$B_F = 350 \cdot (1,107 - 0,002 \cdot T)^{T-25}$		
Gloyna	Volumen V	[m ³]	$V = 3,5 \cdot 10^{-2} \cdot Q \cdot L_a \cdot \theta^{(35-T_m)} \cdot f \cdot f'$ Q Abwasseranfall [m ³ /d] L _a Gesamt-BSB des Abwassers [mg/l] θ Temperaturkonstante (=1,085) T _m mittl. Wassertemp [°C] f Korrekturwert für Hemmstoffe (=1) f' Korrekturwert für Sulfatgehalt (f' =1 für SO ₄ <500 mg/l)		

Kinetische Durchströmungsmodelle sind z.B. Complete Mix Flow für die vollständige Durchströmung, Plug Flow für die Pfropfenströmung sowie Dispersed Flow für die Dispersionsströmung. In die Bemessungsansätze fließen Parameter, wie Aufenthaltszeit, Anzahl der Teiche, BSB₅-Zulaufwert, angestrebten BSB₅-Ablaufwert und Reaktionsgleichungen für den Abbau organischer Stoffe ein.

Laut TGL 28722/01 (1982) der ehemaligen DDR erfolgte die Bemessung von unbelüfteten Abwasserteichen mittels eines komplexen, auf kinetischen Parameter beruhenden Ansatzes. Grundlage bildeten die genannten Parameter. Für die Temperaturen von 5°C (Winter), 10°C (Frühjahr und Herbst) bzw. 20°C (Sommer) sind in der Vorschrift „Geschwindigkeitsbeiwerte des biochemischen Abbaus“ angegeben. Zudem ist die Einhaltung der Mindestanforderung an den BSB₅-Ablaufwert an die Jahreszeit gekoppelt.

Bei den verschiedenen kinetischen Bemessungsansätzen erfolgt die Bemessung prinzipiell in folgenden Schritten:

- Vorgabe einer zu erreichenden Konzentrationsdifferenz zwischen der Zulaufkonzentration S_0 und der Ablaufkonzentration S ,
- Bestimmung von gleichungsspezifischen Parametern (Abbaubeiwert),
- Berechnung der benötigten Verweilzeit,
- Berechnung des Teichvolumens aus dem Produkt des mittleren Durchflusses und der Aufenthaltszeit.

Tab. 14: Übersicht kinetische Bemessungsansätze (Vogel, 2002)

hydraulisches Modell	Abbaugleichung	gleichungsspezifische Parameter	
"Vollständige Durchmischung" (WPCF, 1990)	$\frac{S}{S_0} = \frac{1}{1 + k_T \cdot t}$	$k_T = k_{35} \cdot 1,085^{(T-35)}$ $k_{35} = 1,2d^{-1}$	S_0 Zulaufkonz. [mg/l] S Ablaufkonz. [mg/l] k_T Abbaubeiwert t Verweilzeit [d]
"Pfropfenströmung" (WPCF, 1990)	$\frac{S}{S_0} = e^{-k_T \cdot t}$	$k_T = k_{20} \cdot 1,09^{(T-20)}$ $k_{20} = f(B_F)$ im Bereich: $0,045 < k_{20} / d^{-1} < 0,129$	T Temperatur [°C] B_F Flächenbelastung
"Dispersionsströmung" (WPCF, 1990)	$\frac{S}{S_0} = \frac{4 \cdot a \cdot e^{1/2 \cdot D}}{(1+a)^2 \cdot e^{a/2D} - (1-a)^2 \cdot e^{-a/2D}}$	$a = (1 + 4 \cdot k_T \cdot t \cdot D)^{0,5}$ $0 \leq D \leq \infty$ $k_T = k_{20} \cdot 1,09^{(T-20)}$ $k_{20} = 0,15d^{-1}$	S_0 Zulaufkonz. [mg/l] S Ablaufkonz. [mg/l] D Dispersionszahl k_T Abbaubeiwert t Verweilzeit [d]
TGL 28722 (1982)	$\frac{S}{S_0} = \left[1 + \frac{k \cdot t}{n} \right]^n$	$k=f(T)$ - Nomogramm	S_0 Zulaufkonz. [mg/l] S Ablaufkonz. [mg/l] n Anzahl der Teiche k Abbaubeiwert t Verweilzeit [d]

Die Übersicht (Bild 33) zeigt die Ergebnisse eines Vergleiches der aus den verschiedenen Bemessungsansätzen resultierenden BSB₅-Flächenbelastungen (Annahmen: Anschlussgröße 900 E, spezifischer Abwasseranfall 90 l/(E·d) ohne Fremdwasser, spezifische Zulaufkraft (ohne Vorklämung) 60 g BSB₅/(E·d), zu erreichender BSB₅-Ablaufwert 40 mg/l, Luft-/ Lagunentemperatur 5°C) für eine unbelüftete Abwasserteichanlage.

Ein spezifischer Abwasseranfall von 90 l/(E·d) wurde gewählt, da nach eigenen Untersuchungsergebnissen zum Abwasseranfall bei den untersuchten, im Trennsystem betriebenen Teichanlagen der übliche Bemessungswert von 150 l/(E·d) viel zu hoch ist sowie ein zusätzlicher Fremdwasseranteil entfallen kann. Der gewählte BSB₅-Ablaufwert von 40 mg/l entspricht dem Überwachungswert für Kläranlagen der Größenklasse 1.

Die höchsten BSB-Flächenbelastungen, einhergehend mit einem niedrigeren Flächenbedarf, sind dem Vergleich zufolge nach den Bemessungsansätzen Dispersion und ATV-A 201 zulässig (Bild 33). Dementsprechend niedrig wird in Deutschland der Flächenbedarf eingestuft, was womöglich eine negative Auswirkung auf die Reinigungsleistung haben könnte (Barjenbruch & Brockhaus, 2002). Abis & Mara (2002) kommen zu ähnlichen Ergebnissen.

Sobald die Temperatur und/oder kinetische Parameter in die Bemessungsansätze einfließen, so auch bei den Bemessungen mit DENIKApplus, werden größere Flächen bei entsprechend niedrigeren Flächenbelastungen benötigt.

Bei den Bemessungen mit DENIKApplus sind wie bei den vorangegangenen Ergebnissen (Kap. 5.1) deutliche Unterschiede auszumachen, welche die Unzulänglichkeiten widerspiegeln. Die Ergebnisabweichungen zur ATV-Bemessung entsprechen den bereits erhaltenen (Bild 28).

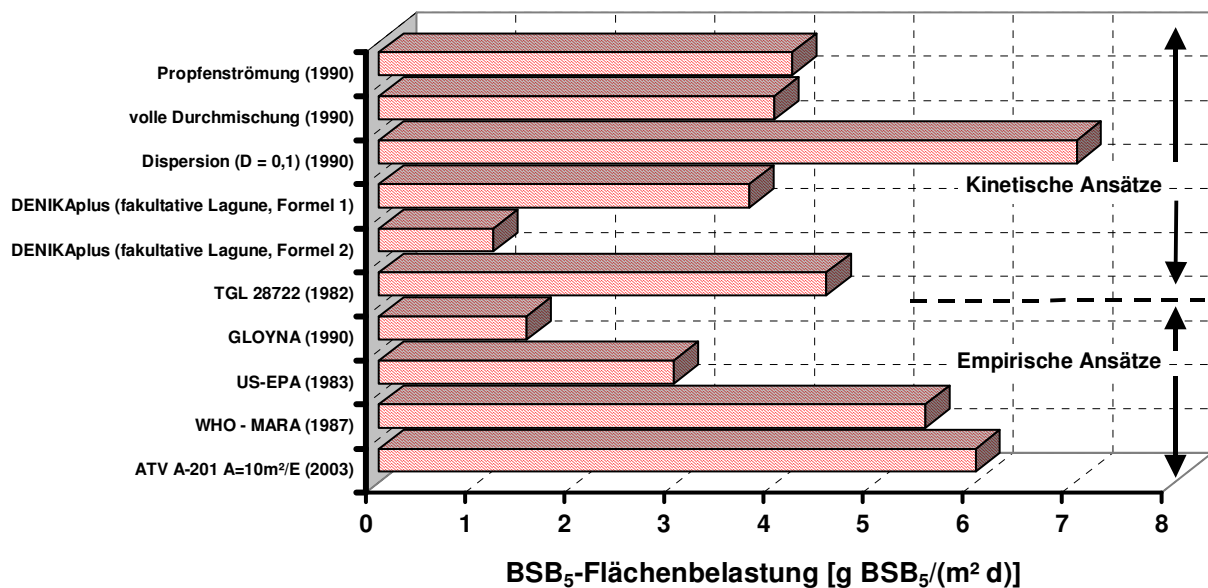


Bild 33: Vergleich der zulässigen BSB₅-Flächenbelastung bei verschiedenen Berechnungsansätzen (T= 5 °C; spez. BSB₅=60 g/(E·d); spez. Q= 90 l/(E·d), 900 E, ohne Fremdwasser) (nach Barjenbruch & Brockhaus, 2002, geändert)

5.3. Bewertung der Bemessungsrichtlinie des ATV-A 201 mit Praxisdaten

Nach dem neuesten ATV-A 201 (2004) wird für die Klimaverhältnisse in Deutschland die Bemessung nach der einwohnerspezifischen Flächenbelastung als ausreichend angesehen. Ein Vergleich der CSB- und BSB₅-Ablaufwerte in Abhängigkeit von der mittleren einwohnerspezifischen Flächenbelastung lässt erkennen, dass auch bei Flächen >10 m²/E erhöhte CSB- und BSB₅-Werte auftreten. Wie aus Bild 35 hervorgeht, unterliegt dabei der CSB-Wert einer höheren

Schwankung. Im Vergleich mit Ergebnissen aus Mecklenburg-Vorpommern ist die Streuung der Ablaufwerte in Sachsen-Anhalt nicht so hoch, die Ablaufwerte der Anlagen in Sachsen-Anhalt halten die geforderten Überwachungswerte zum überwiegenden Teil ein. In Mecklenburg-Vorpommern zeigten auch Anlagen mit einer deutlich größeren spezifischen Fläche zum Teil erhebliche Überschreitungen der Überwachungswerte. Die in die Auswertung einbezogenen Abwasserteichanlagen sind nach ATV-A 201 bemessen.

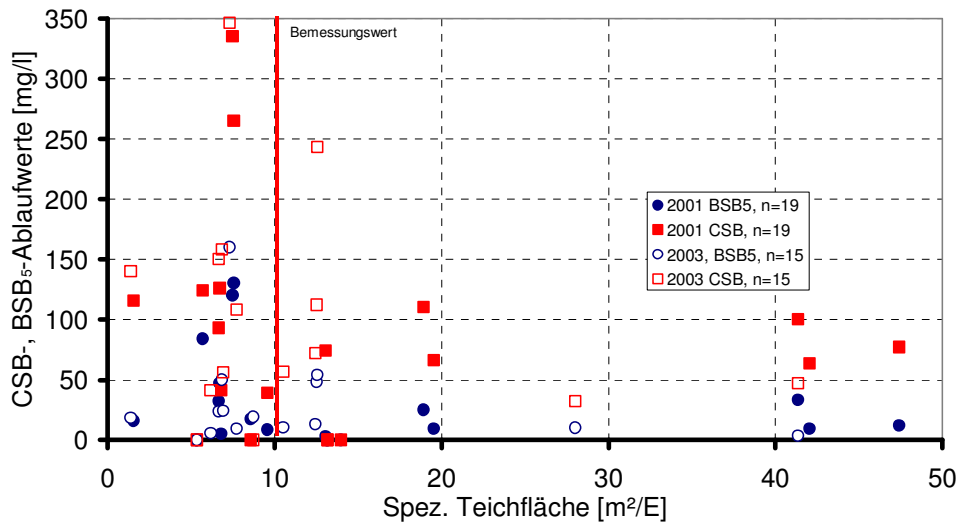


Bild 34: CSB- und BSB₅-Ablaufwerte ausgewählter unbelüfteter Abwasserteiche Sachsens-Anhalts in Abhängigkeit von der einwohnerspezifischen Flächenbelastung, Vergleich zwischen 2001 und 2003 (bezogen auf die ersten zwei Teiche jeder Anlage)

Bei der Auswertung der Ablaufwerte technisch belüfteter Anlagen in Abhängigkeit von der BSB₅-Raumbelastung ist deutlich zu erkennen, dass trotz einer Bemessung unter dem Bemessungswert von ≤ 25 g BSB₅/(m³·d) sowohl bei den CSB- als auch bei den BSB₅-Ablaufwerten erhöhte Werte vorliegen (Bild 35).

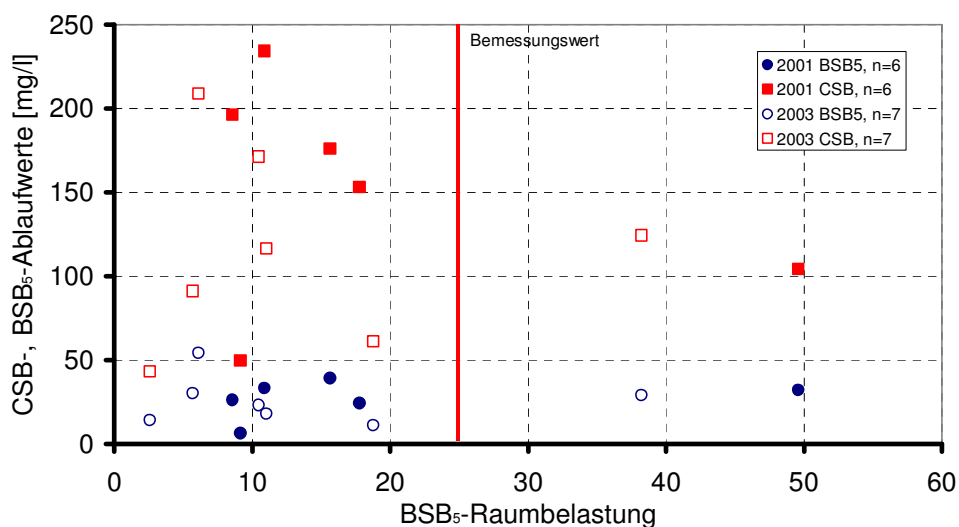


Bild 35: CSB- und BSB₅-Ablaufwerte ausgewählter technisch belüfteter Abwasserteiche Sachsens-Anhalts in Abhängigkeit von der BSB₅-Raumbelastung, Vergleich zwischen 2001 und 2003

Neben der einwohnerspezifischen Flächenbelastung müssen demnach weitere Faktoren, wie Gestaltungskriterien (Anordnung von Zu- und Ablauf, Längen-Breiten-Verhältnis usw.) sowie Zeitpunkt der Probenahme, Betrieb und Wartung u.ä. eine Rolle spielen. Spitzenbelastungen müssen bei der Bemessung berücksichtigt werden. Für eine ausreichende Abpufferung gegenüber Spitzenbelastungen sollte eine 80%ige Anlagenauslastung, bezogen auf den CSB als Richtgröße, genommen werden, da eine im Mittel 100% ausgelastete Anlage nicht in der Lage ist, Spitzen abzufangen. Ein solcher Passus fehlt aber in dem Arbeitsblatt.

Im ATV-A 201 (2004) wird ein Längen / Breiten-Verhältnis $\geq 3:1$ empfohlen. Die Abwasserteichanlagen der eigenen Untersuchungen haben im Vergleich zu den Ergebnissen *Pearsons (1996)* zum Teil auch zur ATV-Empfehlung mit Längen/Breiten - Verhältnissen von im Mittel 2 : 1 weitestgehend sehr ungünstige Verhältnisse (Tab. 15). Bei einigen Anlagen werden ungünstige Längen/ Breiten – Verhältnisse durch eingebaute Leitdämme kompensiert, was offensichtlich zu deutlich besseren Ablaufwerten führt, wie bei den Anlagen Mahlsdorf, Dambeck und Rietzel. Die Anlage Eickendorf weist mit Längen / Breiten-Verhältnisse bis zu 7 : 1 sehr günstige Verhältnisse auf, was aber durch andere Randbedingungen (Foliendichtung, extreme Spitzenzuläufe u.a.) nicht zu den gewünschten Ablaufergebnissen führt.

Tab. 15: Längen / Breiten – Verhältnis der untersuchter Abwasserteichanlagen in Sachsen-Anhalt

Teichanlage		Mittlere CSB-Ablaufwerte [mg/l] (2003)	Längen / Breiten - Verhältnis			
			Teich 1	Teich 2	Teich 3	Teich 4
Empfehlung ATV A 201			$\geq 3 : 1$			
Söllichau	A _b	50 ¹⁾	1 : 1	2 : 1	1 : 1	1 : 1
Heiligenthal	A _b	253 ²⁾	1 : 1	1,5 : 1		
Walbeck	A _b	159 ¹⁾	2,5 : 1	1,5 : 1	2 : 1	1,5 : 1
Warnstedt (mit Leitdämmen)	A _b	126 ²⁾	1 : 1	2,5 : 1		
Barneberg	A _b	86 ²⁾	2 : 1	2 : 1	2 : 1	2 : 1
Eickendorf	A	256	7 : 1	6 : 1	5 : 1	5 : 1
Böddensell	A	151	2,5 : 1	1 : 1	1 : 1	
Mahlsdorf (mit Leitdämmen)	A	59	2,5 : 1	2 : 1	2,5 : 1	
Wallstawe	A _b	101	3 : 1	1,5 : 1	1,5 : 1	1,5 : 1
Dambeck (mit Leitdämmen)	A	60	2 : 1	1 : 1		
Tangeln	A _b	114	2 : 1	1 : 1		
Rietzel (mit Leitdämmen)	A	27	1 : 1	1,5 : 1	1,5 : 1	
Holdenstedt	A _b	51	1,5 : 1	1,5 : 1		

1) Mittelwert Eigenüberwachung 2001, 2) Mittelwert Eigenüberwachung 2002,

A = natürlich belüftete Abwasserteichanlage, A_b = technisch belüftete Abwasserteichanlage

Was in den eigenen Untersuchungen sowohl in Mecklenburg-Vorpommern als auch in Sachsen-Anhalt aufgefallen ist, dass der Wasserverbrauch und damit die anfallende Schmutzwassermenge deutlich unter den Bemessungsansätzen liegt. Mit Abnahme der Schmutzwassermenge wurde weitgehend eine Zunahme der Zulaufkonzentrationen beobachtet. Auch die Temperaturabhängigkeit verschiedener Abbauprozesse spielt für die Reinigungsleistungen der Abwasserteiche ein wesentliche Rolle, welche bei den ATV-Empfehlungen nicht berücksichtigt wird.

Für künftig gebaute Abwasserteichanlagen sollten neben den in dem ATV-A 201 gegebenen Empfehlungen folgende Punkte zusätzlich beachtet werden:

- Die Anlagenauslastung sollte 80% (als Richtgröße bezogen auf CSB) betragen. Bei Angaben der Auslastung handelt es sich meist um Jahresmittelwerte der jeweiligen Parameter bezogen auf die Auslegungsbelastung. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass für eine sichere Auslegung einer Anlage Spitzenbelastungen z.B. bei Kampagnenbetrieb (als Wochen- oder Monatsmittel) bei der Bemessung mit einfließen. Somit ist eine im Mittel 100% ausgelastete Anlage nicht in der Lage Spitzen abzufangen.
- Der Bemessungszulauf sollte auf 90 l/(E·d) bei Trennsystemen und auf 130 l/(E·d) bei Mischsystemen reduziert werden (Fremdwasserzuschlag nach eigenen Untersuchungen nicht erforderlich). Der mittlere Trinkwasserverbrauch in Deutschland liegt derzeit bei 128 l/(E·d) mit sinkender Tendenz (KA 12/2004).
- Abwasserteichanlagen sollten generell mit einer Vorklärung ausgestattet werden, um die Anlagen zu entlasten und eine einfachere, kostengünstigere Räumung zu gewährleisten (anbieten tun sich Sieb / Rechen, Absetzbecken / -teich)
- Die Vorklärung sollte maximal zu 80% ausgelastet werden, um bei Zulaufspitzen eine zusätzliche Belastung der nachgeschalteten Teiche zu unterbinden (Rechtzeitige Räumung der Vorklärung erforderlich!)
- Teichböschungen sollten generell zum Schutz gegen Abrutsch befestigt werden (z.B. Rasengitter, Geotextilien, Lehmatten). Bei belüfteten Teichen sollten zusätzliche Befestigungen der Teichsohle im Bereich der Belüfter erfolgen, um Materialverlagerungen zu unterbinden (siehe Kap. 6.6).
- Zur Dichtung von Teichen sollten natürliche (z.B. Lehmatten) oder naturnahe (z.B. Geotextilien) Stoffe verwendet werden (dienen gleichzeitig als Aufwuchsfläche von Mikroorganismen), da bei mit Folien gedichteten Teichen offensichtlich Aufwuchsflächen für Mikroorganismen fehlen und somit die Reinigungsleistung nicht optimal ist (siehe Kap. 3.7 bzw. Ergebnisse in Kap. 6.1 und Kap. 6.2).
- Bei ungünstigen Längen-Breiten-Verhältnissen der Teiche ($< 3 : 1$) sowie bei sehr geringen Zulaufmengen (im Verhältnis zur Bemessung) sollten Leitwände / -dämme zur besseren Durchströmung und besseren Durchmischung des Teichvolumens eingebaut werden. Prallwände bieten sich zur Verhinderung von Temperaturschichtungen im Zulaufbereich und zur Vermeidung von Algenabtrieb im Ablaufbereich in den Teichen an.
- Bei unbelüfteten Teichanlagen mit einer geringen hydraulischen Auslastung sollte die Teichtiefe ≤ 1 m betragen, da dadurch die Durchmischung des Wasserkörpers begünstigt wird.
- Bei hohen Zulaufkonzentrationen bietet sich der Einbau eines Rücklaufsystems als kostengünstige Optimierung an.
- Da Teichanlagen nicht für eine gezielte Nitrifikation ausgelegt sind, sollte bei entsprechenden Anforderungen die Kombination mit technischen Verfahren bzw. vertikale Pflanzenkläranlagen gewählt werden.

6 Tiefenuntersuchungen an ausgewählten Abwasserteichanlagen

6.1. Kläranlage Eickendorf

Die Abwasserteichanlage Eickendorf ist erst 2003 in Betrieb gegangen. Die Anlage besteht aus 4 Teichen, wobei der erste Teich gleichzeitig als Absetzteich fungiert. Alle Teiche sind mit Folie gedichtet. Die Gesamtfläche beträgt knapp 2.200 m², das Gesamtvolumen ~2.510 m³. Eine schematische Darstellung ist Bild 36 zu entnehmen.

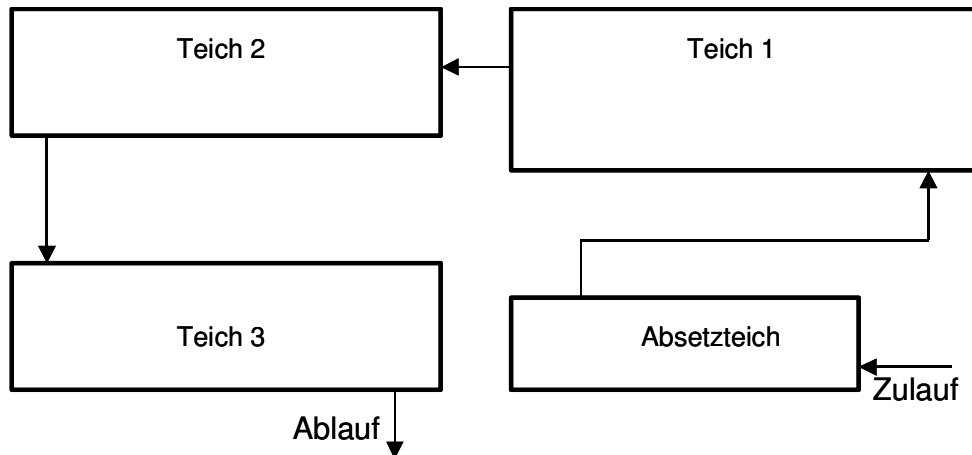


Bild 36: Schematische Darstellung der Abwasserteichanlage Eickendorf

Die Bemessungsgröße liegt bei 200 E für eine Jahresschmutzwassermenge von 9.900 m³/a. Die Einleitung des gereinigten Abwassers in den Vorfluter (Röthegraben 1) ist auf 1 l/s bzw. 27,1 m³/d begrenzt. Angeschlossen sind derzeit 180 E im Trennsystem. Als **Datengrundlagen** liegen zur Auswertung die Daten der Eigenkontrolle 2003 bis Juni 2004 mit Daten einer zusätzlichen, umfangreichen Messkampagne im Frühjahr 2003 sowie die Daten der behördlichen Überwachung aus den Jahren 2003 und 2004 vor.

Zulaufbelastungen

Die Trinkwassermenge wird für die Abwasserteichanlage Eickendorf für 2003 mit 4.866 m³/a angegeben. Die mittlere hydraulische Auslastung liegt dementsprechend bei 49%. Umgerechnet auf die angeschlossenen Einwohner ergibt sich ein Wasserverbrauch von 74 l/(E·d). Die theoretische Durchflusszeit liegt mit 188 Tagen über der bemessenen Durchflusszeit von 93 Tagen.

Die Tab. 16 zeigt die mittlere Zulaufkonzentration und –fracht für das Jahr 2003 sowie die Zulaufkonzentrationen aus den Eigenüberwachungen bis Juni 2004. Auffällig sind die extremen Schwankungen bei den BSB₅- und CSB-Zulaufwerten. 2003 wurden für den BSB₅ Zulaufwerte zwischen 340 mg/l und 1.200 mg/l und bis Juni 2004 Zulaufwerte zwischen 30 mg/l und 2.450 mg/l gemessen. Für den CSB-Zulauf wurden 2003 Werte zwischen 532 mg/l und 3.049 mg/l und bis Juni 2004 zwischen 77 mg/l und 4.135 mg/l ermittelt. Die sehr niedrigen Werte traten hauptsächlich im Anfang 2004 auf und hängen wahrscheinlich mit Regen-/ Schneereignissen zusammen. Da die extrem hohen Zulaufbelastungen nicht kontinuierlich auftreten, lassen sich Fremdeinleiter vermuten.

Tab. 16: Mittlere Zulaufkonzentration und –fracht der Anlage Eickendorf (Daten aus der Eigenüberwachung 2003 sowie 2004)

Parameter	Zulaufkonzentration [mg/l]	Zulauffrachten [kg/d]	Zulaufkonzentration [mg/l]
	2003	2003	bis Juni 2004
BSB ₅	641 (n=8)	8,5	543 (n=17)
CSB	1227 (n=37)	16,4	813 (n=20)
NH ₄ -N	105 (n=22)	1,4	-

Bemerkung: n = Anzahl der Stichproben

Die mit den Frachten aus Tab. 16 berechneten Einwohnerwerte sind in Bild 37 dargestellt.

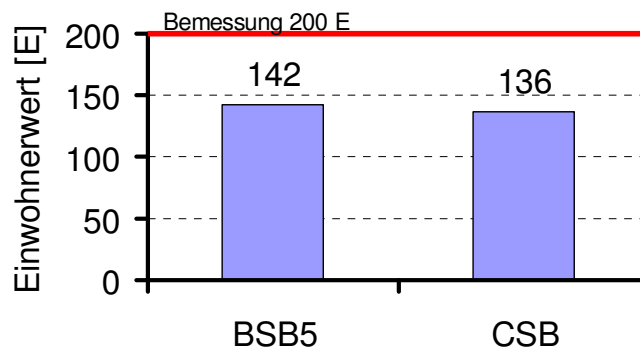


Bild 37: Mittlere Anlagenbelastung (Einwohnerwerte) der Abwasserteichanlage Eickendorf, 2003

Tab. 17: Durchschnittlicher Auslastungsgrad der Abwasserteichanlage Eickendorf (Daten aus der Eigenüberwachung 2003)

Parameter	Auslastungsgrad [%]
	2003
BSB ₅	71
CSB	68
Mittelwert	70

Bei der Auslastung handelt es sich um einen Jahresmittelwert der jeweiligen Parameter bezogen auf die Auslegungsbelastung. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass für eine sichere Auslegung einer Anlage Spitzenbelastungen z.B. bei Kampagnenbetrieb (als Wochen- oder Monatsmittel) bei der Bemessung mit einfließen. Somit ist eine im Mittel 100% ausgelastete Anlage nicht in der Lage Spitzen abzufangen. Die Anlage Eickendorf hat demnach (Tab. 17) noch Kapazitätsreserven. Diese Feststellungen sind auf die nur 49-prozentige hydraulische Auslastung der Anlage bei einem Anschlussgrad von 90% zurückführbar.

Das CSB/BSB₅-Verhältnis liegt in einem für kommunales Abwasser üblichen Bereich und hat bis Juni 2004 geringfügig abgenommen. Damit kann mit einer guten biologischen Abbaubarkeit gerechnet werden. Die Schwankungsbreite hat sich im Vergleich zum Vorjahr leicht nach unten verschoben (Tab. 18).

Tab. 18: Durchschnittliche CSB/BSB₅-Verhältnisse im Zulauf der Anlage Eickendorf, 2003 bis Juni 2004

	2003	2004
CSB/BSB ₅ (Schwankungsbreite)	2 (1,5 – 2,9)	1,7 (1,2 – 2,6)

Die pH-Werte des zufließenden Abwassers liegen in beiden Jahren zwischen 7,3 und 8,6 (bzw. 8,7 für 2004). Mit einem Mittelwert von 8,1 bzw. 8,2 (Tab. 19) liegen sie über dem für Rohwasser üblichen Bereich von 6,5 bis 7,5.

Tab. 19: Durchschnittliche pH-Werte im Zulauf der Anlage Eickendorf, 2003 bis Juni 2004

	2003	2004
pH (Schwankungsbreite)	8,1 (7,3 – 8,6)	8,2 (7,3 – 8,7)

Ablaufwerte und Reinigungsleistung

In Tab. 20 sind die mittleren Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Eickendorf für die Jahre 2003 und 2004 aus den Daten der Eigenüberwachung angegeben. Die Anlage Eickendorf hat für den BSB₅-Ablaufwert 40 mg/l als Überwachungswert, 150 mg/l für den CSB-Ablaufwert und zusätzlich für N_{ges} 70 mg/l sowie für P_{ges} 15 mg/l einzuhalten. Die mittleren BSB₅- und CSB-Ablaufwerte 2003 und 2004 liegen über den Überwachungswerten, wobei im ersten Halbjahr 2004 eine deutliche Besserung (Konzentrationsabnahme) zu erkennen ist. Die mittleren N_{ges}- und P_{ges}-Ablaufwerte halten die vorgegebenen Überwachungswerte von 70 mg/l bzw. 15 mg/l ein. Auch hier ist eine Konzentrationsabnahme erkennbar.

Tab. 20: Mittlere Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Eickendorf, 2003 bis Juni 2004 (aus Proben der Eigenüberwachung)

Parameter	Ablaufkonzentrationen [mg/l]		Überwachungswert [mg/l]
	2003	2004	
BSB ₅	129 (n=19)	64 (n=17)	40
CSB	256 (n=47)	164 (n=20)	150
NH ₄ -N	28 (n=33)	16 (n=20)	
NO ₃	0,8 (n=1)	0,7 (n=9)	
N _{anorg ges}	48 (n=20)	22 (n=19)	70
P _{ges}	7,6 (n=20)	3,8 (n=20)	15

Bemerkung: Daten bis Juni 2004

Trotz niedrigerer Abbaugrade für die organische Verschmutzung haben sich die Ablaufkonzentrationen 2004, im Vergleich zu 2003 (Bild 38), den Überwachungswerten genähert. Der mittlere BSB₅-Ablaufwerte hat sich nahezu halbiert und der mittlere CSB-Ablaufwert hat sich um ein Drittel verbessert.

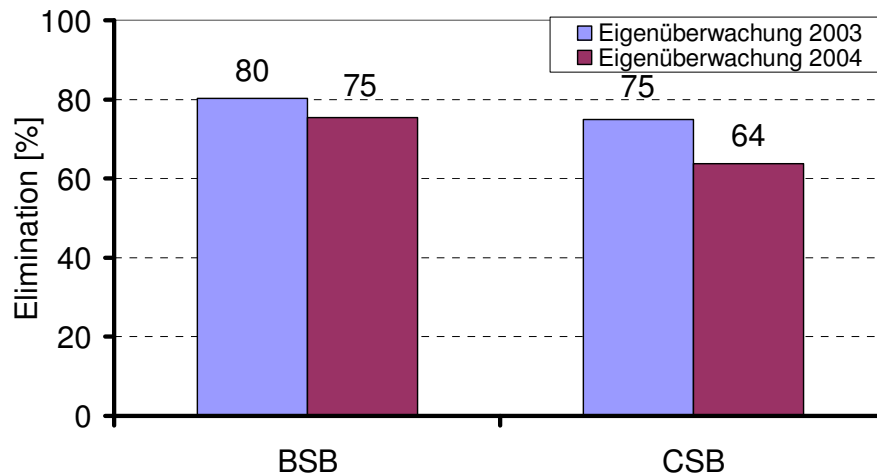


Bild 38: Eliminationsleistungen der Anlage Eickendorf in den Jahren 2003 bis Juni 2004

Vom April bis Juni 2003 wurden durch den Betreiber zusätzlich die Abbauleistung der einzelnen Teiche in Bezug auf die Parameter CSB und NH₄-N untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass hauptsächlich in den ersten beiden Teichen CSB reduziert wird (Teich 1 im Mittel 42%, Teich 2 im Mittel 32%). In den letzten beiden Teichen findet nur noch eine minimale Reduktion im Mittel von jeweils 9% statt. NH₄-N wird hauptsächlich im ersten Teich reduziert (im Mittel 39%). Im zweiten Teich findet so gut wie keine Reduktion statt, erst wieder in den letzten beiden Teichen mit jeweils 16% im Mittel.

- BSB₅

In Hinblick auf die BSB₅-Ablaufwerte war die Reinigungsleistung der Anlage nicht ausreichend. Bei einer Eliminationsleistung von 80% bzw. 75% hielten keine der 19 Stichproben der Eigenüberwachung 2003 und 2004 (bis Juni) 5 von 17 Stichproben (knapp 30%) den Überwachungswert von 40 mg/l ein. Das 85-Perzentil lag für 2003 bei 180 mg/l und 2004 bei 85 mg/l. Für die anderthalb Jahre Betrieb ergab sich ein Wert von 170 mg/l. Die Proben der behördlichen Überwachung lagen im Dezember 2003 und Februar 2004 ebenfalls mit 54 mg/l bzw. 52 mg/l über dem Überwachungswert. Ab September 2003 zeigte sich tendenziell eine Besserung der Ablaufwerte.

- CSB

Die Reinigungsleistung der Anlage war in Bezug auf die CSB-Ablaufwerte ebenfalls nicht ausreichend. Bei einer Eliminationsleistung von 75% hielten nur 3 von 47 Stichproben der Eigenüberwachung 2003 (7%) den Überwachungswert von 150 mg/l ein. 2004 (bis Juni) waren es bei einer niedrigeren Reinigungsleistung (64%) schon 14 von 20 Stichproben der Eigenüberwachung

(67%). Das 85-Perzentil lag für 2003 bei 318 mg/l und für 2004 bei 280 mg/l. Für die anderthalb Jahre Betrieb ergab sich ein Wert von 314 mg/l. Die drei Stichproben der behördlichen Überwachung lagen ebenfalls über dem Überwachungswert. Niedrigere CSB-Ablaufwerte wurden im Frühjahr 2004 ermittelt.

- CSB/BSB₅-Verhältnis

Das CSB/BSB₅-Verhältnis der Ablaufwerte schwankte 2003 zwischen 0,9 und 8,8 bzw. 2004 (bis Juni) zwischen 1,8 und 6,3, wobei die Mittelwerte jeweils bei 3 lagen. Die niedrigsten Werte wurden jeweils im ersten Quartal ermittelt. Niedrige Werte deuten einen unvollständigen Abbau an.

- TOC

In der behördlichen Überwachung sowie in der Eigenüberwachung ist die Bestimmung des TOC-Gehaltes des Ablaufes nicht vorgesehen.

- AFS

In der behördlichen Überwachung sowie in der Eigenüberwachung ist die Bestimmung des AFS-Gehaltes des Ablaufes nicht vorgesehen.

- Stickstoffparameter

Für den N_{ges.}-Ablaufwert ist für die Anlage Eickendorf ein Überwachungswert von 70 mg/l festgelegt. Dieser Wert wurde 2003 in allen Stichproben der Eigenüberwachung eingehalten. 2004 lagen zwei Werte (von 19) der Eigenüberwachung über dem Überwachungswert. Diese Werte wurden im Januar registriert. Der Jahresmittelwert der N_{ges.}-Ablaufwerte hat von 48 mg/l im Jahr 2003 auf 22 mg/l bis Juni 2004 abgenommen. Das 85-Perzentil lag für 2003 bei 64 mg/l und für 2004 bei 25 mg/l. Für die anderthalb Jahre Betrieb ergab sich ein Wert von 62 mg/l.

Die NH₄-N-Ablaufwerte sind im Jahresmittel von 28 mg/l 2003 auf 16 mg/l bis Juni 2004 gefallen, wobei höhere NH₄-N-Ablaufwerte in den Wintermonaten gemessen wurden.

Die Nitratlaufwerte der Eigenüberwachung, die nur im ersten Quartal 2004 gemessen wurden, liegen in einem Bereich zwischen 0,3 mg/l und 2 mg/l.

Nitritlaufwerte werden in der Eigenüberwachung nicht bestimmt. Die behördliche Stichprobe vom Dezember ermittelte einen Wert von 0,03 mg/l.

- P_{ges.}

In allen Fällen der behördlichen und der Eigenüberwachung wurde der Überwachungswert von 15 mg/l eingehalten. Maximal wurden in den anderthalb Jahren Betriebszeit 10,2 mg/l P_{ges.} im Ablauf ermittelt. Das 85-Perzentil lag für 2003 bei 9,5 mg/l und für 2004 (bis Juni) bei 6,4 mg/l. Für die anderthalb Jahre Betrieb ergab sich ein Wert von 9,4 mg/l. Die jahresdurchschnittliche P_{ges.}-Ablaufkonzentration hat von 7,6 mg/l im Jahr 2003 auf 3,8 mg/l bis Juni 2004 abgenommen. Da keine Zulaufwerte vorliegen, können Ursachen nicht abgeleitet werden.

- pH-Wert

Der Jahresmittelwert hat sich von 7,8 im Jahr 2003 auf 8,0 bis Juni 2004 bei gleichzeitiger Zunahme der Schwankungsbreite (2003 zwischen 7,2 und 9,0; bis Juni 2004 zwischen 6,9 und 9,4) erhöht. Die Werte liegen damit teilweise unter, aber der überwiegende Teil über dem für Ablauf üblichen Bereich von 7,5 bis 8,5. Niedrige Werte sind jeweils im Februar und März feststellbar.

Ergebnisse der Vor-Ort-Untersuchungen am 02.09.2004

Am Untersuchungstag war es sonnig und windstill. Die Lufttemperatur betrug ca. 20 °C.

In den Untersuchungen sind im Rahmen des Projektes Zu- und Ablaufparameter von der gesamten Anlage bestimmt wurden. Von jedem Zu- bzw. Ablauf wurden zusätzlich die Temperatur, die Sauerstoffkonzentration, der pH-Wert und der AFS-Gehalt gemessen.

Es ist ein guter Abbau des CSB und sehr guter Abbau beim BSB₅ (Tab. 21) sowie auch beim NH₄-N-Abbau zu verzeichnen. Der P_{ges}-Abbau ist nicht so hoch, ist aber hinsichtlich der Einhaltung des Überwachungswertes ausreichend.

Tab. 21: Messergebnisse vom Zu- und Ablauf (Stichprobe Eickendorf, 02.09.2004)

Messstelle	CSB _{unfilt.}	CSB _{filt.}	BSB ₅	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	P _{ges}
Zulauf [mg/l]	1456	846	625	47,9	0,4	0,2	12,6
Ablauf [mg/l]	237	189	49	0,5	0,5	0,1	7,2
Wirkungsgrad [%]	84	78	92	99	-	-	43

Bemerkung: Filtration mit GF6

Im ersten Teich wird hauptsächlich partikulärer CSB zurückgehalten, der größte CSB-Abbau findet im zweiten Teich statt. Ammonium wird ebenfalls hauptsächlich im zweiten Teich und weiterhin im vierten Teich abgebaut. Der größte Phosphor-Abbau findet im dritten Teich und noch leicht im letzten Teich statt (Tab. 75).

Bewertung der Sauerstoffverteilung

Die Verteilung der Sauerstoffkonzentration wurde am 02.09.2004 in der Fläche und im Profil in allen vier Teichen gemessen. Zusätzlich wurde die Sauerstoffkonzentration in allen Zu- und Abläufen gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 75 erkennbar, die graphischen Darstellungen sind im Anhang enthalten.

Im Teich 1 wurden in 50 cm Tiefe ein Sauerstoffgehalt von 2,6 mg/l gemessen. Im Bereich des Zulaufes war der Sauerstoffgehalt mit 3,5 mg/l etwas höher.

Im Teich 2 bewegten sich die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen zwischen 2,3 mg/l und 3,9 mg/l in 15 cm Tiefe und in 50 cm Tiefe zwischen 1,8 mg/l und 2,2 mg/l, wobei die höheren Konzentrationen im Zulaufbereich bestimmt wurden.

Im Teich 3 wurden in 15 cm Tiefe Sauerstoffkonzentrationen zwischen 1,8 mg/l und 2,6 mg/l und in 50 cm Tiefe im Mittel von 1,7 mg/l gemessen. Die höheren Konzentrationen in der oberen Schicht wurden in der Mitte des Teiches ermittelt.

Im Teich 4 lagen die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen im 15 cm Tiefe zwischen 1,6 mg/l und 2,1 mg/l und in der Tiefe von 50 cm zwischen 1,2 mg/l und 1,6 mg/l, wobei zum Ablauf hin die Konzentrationen leicht zunahmen. Die etwas niedrigeren Sauerstoffkonzentrationen im Ver-

gleich zu den anderen Teichen kommen aufgrund der kompletten Bedeckung des Teiches mit Teichlinsen zustande, die einen Sauerstoffeintrag über die Wasseroberfläche behindern.

In allen vier Teichen sind mit Sauerstoffkonzentrationen ≥ 2 mg/l gute Bedingungen für biologische Aktivitäten vorhanden. Selbst im ersten Teich, der gleichzeitig als Absetzteich fungiert, sind entsprechend Sauerstoffkonzentrationen gemessen wurden.

Durchströmungsverhalten

Die Fließgeschwindigkeiten in den vier Teichen waren kleiner 0,01 m/s und konnten somit mit der vorhandenen Messtechnik nicht nachgewiesen werden. Es wurden aber der Zu- und der Ablauf der Anlage gegen 14 Uhr ausgelitert.

Tab. 22: Messung der Durchflussmenge der Anlage Eickendorf (02.09.2004, 14 Uhr)

	Zulauf	Ablauf
Zeit [s]	9,675	5,35
Menge [l]	0,875	0,44
Durchflussmenge [l/s]	0,09	0,08

Es handelt sich dabei nur um eine Stichprobe. Die kleinen Differenzen können auf den Tagesgang und die Pufferwirkung des Teichsystems sowie auch eventuelle Verdunstungserscheinungen zurückgeführt werden. Hochgerechnet auf den Tag ergibt die Stichprobenmessung eine Durchflussmenge von 7,8 m³/d, diese liegt damit unter der durchschnittlichen Tagesmenge von 13,3 m³/d, was auf die Schwankungen im Tagesgang zurückführbar ist.

Bewertung der Temperaturverteilung

Die Verteilung der Temperatur wurde am 02.09.2004 in der Fläche und im Profil in allen vier Teichen gemessen. Zusätzlich wurde die Temperatur in allen Zu- und Abläufen gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 75 erkennbar.

Im Teich 1 wurden in 50 cm Tiefe eine vom Zulauf zum Ablauf abnehmende Temperatur (15,2°C im Zulaufbereich, 14,1°C im Ablaufbereich) gemessen.

Im Teich 2 bewegten sich die gemessenen Temperaturen zwischen 14,8°C und 16,2°C in 15 cm Tiefe und in 50 cm Tiefe zwischen 14,7°C und 15,0°C, wobei die höheren Temperaturen im Zulaufbereich bestimmt wurden. In diesem Bereich trat auch eine Temperaturschichtung auf, die sich zum Ablauf des Teiches aufhob.

Im Teich 3 wurden in 15 cm Tiefe Temperaturen zwischen 14,9°C und 16,3°C und in 50 cm Tiefe im Mittel von 14,8°C gemessen. Die höheren Konzentrationen in der oberen Schicht wurden im Ablaufbereich des Teiches ermittelt.

Im Teich 4 lagen die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen im 15 cm Tiefe zwischen 15,4°C und 18,4°C und in der Tiefe von 50 cm zwischen 15,3°C und 15,8°C, wobei zum Ablauf hin die Temperaturen leicht abnahmen.

In allen vier Teichen wurden keine ausgeprägten Temperaturschichtungen nachgewiesen.

Bewertung der pH-Wert-Verteilung

Die Verteilung des pH-Wertes wurde am 02.09.2004 in der Fläche und im Profil in allen vier Teichen gemessen. Zusätzlich wurde der pH-Wert vom Zulauf und von den Abläufen bestimmt. Der Verlauf ist in Tab. 75 erkennbar.

Im Teich 1 nimmt der pH-Wert vom Zulauf (7,3) zum Ablauf (7,1) leicht ab. Der Zulaufwert liegt in dem für frisches Abwasser üblichen Bereich von 6,5 bis 7,5.

Im zweiten Teich sind ebenfalls vom Zu- zum Ablauf abnehmende pH-Werte in der oberen Wasserschicht gemessen worden, 8,0 im Zulaufbereich und 7,6 im Ablaufbereich. In 50 cm Tiefe wurden konstant 7,5 gemessen.

Im dritten Teich wurden sowohl in der oberen Wasserschicht als auch in 50 cm Tiefe Werte von 7,5 gemessen. In der unteren Wasserschicht bleibt dieser Wert bis zum Ablauf hin konstant. In der oberen Wasserschicht nimmt der pH-Wert bis zum Ablauf auf 8,5 zu, was auf die anwesenden Algen zurückführbar ist.

Im vierten Teich ist in den verschiedenen Tiefen und in der Fläche ein konstanter pH-Wert von 7,3 gemessen worden. Der gemessene Ablaufwert von 7,4 liegt leicht unter dem für den Ablauf üblichen Bereich von 7,5 bis 8,5.

Bewertung der Schlammverteilung

In allen vier Teichen wurde am 02.09.2004 die Schlammhöhe ermittelt. Die Darstellungen der Schlammhöhen der Teiche 2, 3 und 4 sind im Anhang enthalten.

Im Teich 1 hat sich im ersten Viertel des Teiches ein Schlammberg ausgebildet. Dieser ist im Zulaufbereich rund 50 cm hoch bei einer Teichtiefe in diesem Bereich von 150 cm. In 12 m Entfernung von Zulauf wurden dann noch 5 cm Schlamm gemessen (Bild 39) bei einer Teichtiefe von 145 cm.

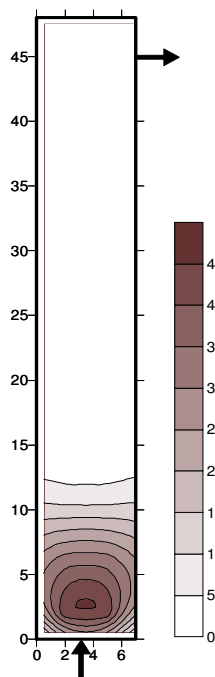


Bild 39: Darstellung der Schlammhöhe [cm] im ersten Teich der Abwasserteichanlage Eickendorf (02.09.2004)

Im Teich 2 wurden bei einer Teichtiefe von 110 cm eine durchschnittliche Schlammhöhe von durchschnittlich 14 cm ermittelt.

Im Teich 3 wurden bei einer durchschnittlichen Teichtiefe von 107 cm eine Schlammhöhe von durchschnittlich 12 cm ermittelt.

Im Teich 4 wurden bei einer Teichtiefe von 100 cm eine durchschnittliche Schlammhöhe von 8 cm ermittelt.

Im ersten Teich wird der Hauptteil der absetzbaren Stoffe zurückgehalten.

Zusammenfassung und Optimierungsvorschläge

Die Abwasserteichanlage Eickendorf ist noch eine sehr junge Anlage. Sie wurde nach den Empfehlungen des ATV-A 201 gebaut. Bemessen wurde sie mit knapp 11 m²/E. Die Längen-Breiten-Verhältnisse aller vier Teiche ist größer 3:1. Hydraulisch gesehen ist die Anlage zu 49% (2003) ausgelastet.

Es zeigt sich, dass die Anlage eine sehr lange Einfahrzeit (ca. 9 Monate) benötigte, um relativ stabile Ablaufwerte zu erreichen, welche derzeit aber immer noch zum größten Teil über dem Überwachungswert liegen. Der 85%-Wert für den BSB₅ liegt bei 180 mg/l und für den CSB bei 318 mg/l. Ein Grund hierfür kann in der foliengedichteten Teichausführung gesehen werden, so dass die Teiche fast wie offene Gerinne wirken, eine geeignete Aufwuchsfläche für die Organismen fehlt. Der unvollständige Abbau, Abbaugrade für BSB₅ 80% und für CSB 75%, spiegelt sich auch in den teils niedrigen CSB/BSB₅-Ablaufverhältnissen wider, welche 2004 sogar Werte kleiner 1 ergaben. Zudem ergab der CSB-Abbautest unter optimierten Bedingungen im Labor, dass noch rund 75% des CSB im Ablauf abbaubar sind. Ein anderer Grund muss auch in den extrem hohen, diskontinuierlich auftretenden Zulaufwerten, BSB₅-Zulaufwerte bis 2.450 mg/l und CSB-Zulaufwerte bis 4.135 mg/l, gesehen werden, die eine Fremdeinleitung nicht ausschließen lassen.

Folgende Optimierungsvorschläge werden unterbreitet:

- Zulauf auf Fremdeinleiter prüfen, aufgrund der vorhandenen Extremzulaufwerte für BSB₅ und CSB
- Einbringen von „Aufwuchsmatten“ in die Teiche 2 bis 4
- „Schlammberg“ aus dem ersten Teich entfernen
- Wasserspiegel der Teiche so einpegeln, dass Rückfluss/-stau in den vorigen Teich unterbunden wird
- Teichlinsen zeitweise entfernen
- Einbau eines Rücklaufsystems
- Umbau zu einer technisch belüfteten Abwasserteichanlage, zweiten Teich belüften (Mehraufwand und zusätzliche Kosten beachten!)

6.2. Kläranlage Böddensell

Die Abwasserteichanlage Böddensell ist seit 2001 in Betrieb. Die Anlage besteht aus 3 Teichen, wobei im ersten Teich ein Schlammfang sowie eine Schwimmschlamm Sperre integriert sind. Die ersten beiden Teiche sind mit Folie gedichtet, der dritte Teich ist natürlich gedichtet. Die Gesamtfläche beträgt 3.785 m^2 , das Gesamtvolumen bei $\sim 4.150 \text{ m}^3$. Eine schematische Darstellung ist Bild 40 zu entnehmen. Mit dem Teich 2 und 3 wurden bereits vorhandene Teiche in die Anlage integriert.

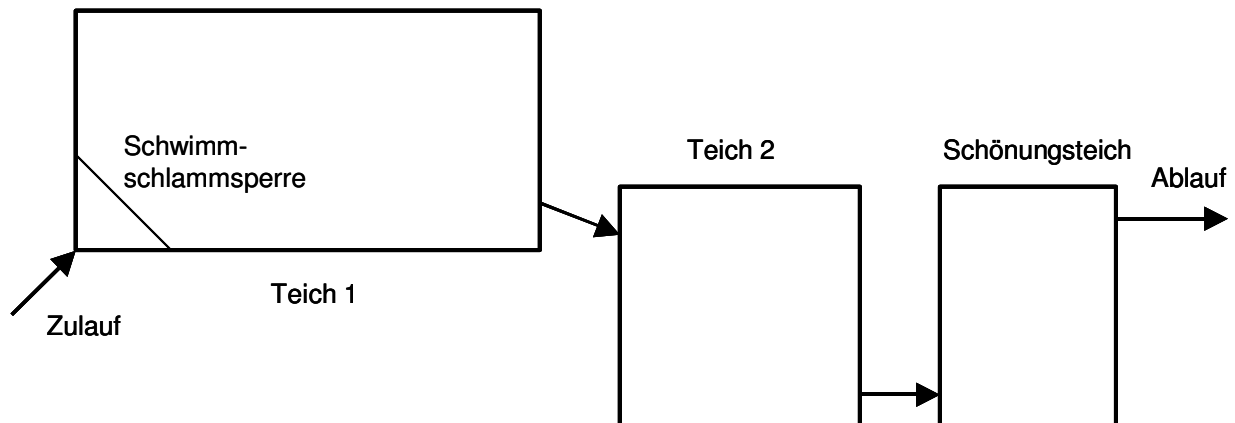


Bild 40: Schematische Darstellung der Abwasserteichanlage Böddensell

Die Bemessungsgröße liegt bei 300 E für eine Jahresschmutzwassermenge von $12.592 \text{ m}^3/\text{a}$. Die Einleitung des gereinigten Abwassers in den Vorfluter (Lohwiesengraben) ist auf 1 l/s bzw. $34,5 \text{ m}^3/\text{d}$ (Regenwetterabfluss $70,4 \text{ l/s}$) begrenzt. Angeschlossen sind derzeit 249 E. Die Entwässerung erfolgt hauptsächlich im Trennsystem, ein prozentual geringer Teil aber auch im Mischsystem. Als **Datengrundlagen** liegen zur Auswertung die Daten der Eigenkontrolle 2002 bis August 2004 sowie die Daten der behördlichen Überwachung aus den Jahren 2002 bis Juni 2004 vor.

Während der Einfahrphase kam es wiederholt zu Beeinträchtigungen durch anstehendes Grundwasser bedingt durch den Einstau des nachbarlichen Grabensystems für einen Fischzuchtbetrieb. Das führte z.B. zu Ablösungen der Dichtungsfolie im ersten Teich sowie deren Deformierung an einigen Stelle. Um diesen Erscheinungen entgegenzuwirken, wurde nachträglich eine 30 cm hohe Kiesschicht in den Teich vollbracht. Diese wurde bei den Messungen zur Schlammhöhe aber nicht in der angegebenen Höhe vorgefunden (siehe Ausführungen zu Ergebnissen der Vor-Ort-Untersuchungen). Inzwischen ist der Einstau des nachbarlichen Grabensystems reguliert wurden, so dass weitere Beeinträchtigungen vorerst ausblieben.

Zulaufbelastungen

Die Trinkwassermenge wird für die Abwasserteichanlage Böddensell für 2002 mit $6.632 \text{ m}^3/\text{a}$ und 2003 mit $6.708 \text{ m}^3/\text{a}$ angegeben. Die mittlere hydraulische Auslastung liegt demnach bei 53%. Umgerechnet auf die angeschlossenen Einwohner ergibt sich ein Wasserverbrauch von $73 \text{ l}/(\text{E}\cdot\text{d})$ bzw. $74 \text{ l}/(\text{E}\cdot\text{d})$. Die theoretische Durchflusszeit von 228 Tagen im Jahr 2002 bzw. 226 Tage im Jahr 2003 liegt deutlich über der bemessenen Durchflusszeit von 120 Tagen.

Die Tab. 23 zeigt die mittlere Zulaufkonzentrationen und -frachten für die Jahre 2002 und 2003 sowie die mittleren Zulaufkonzentrationen aus den Eigenüberwachungen bis August 2004. Für

2002 sind leider nur zwei Stichproben und 2003 nur eine Stichprobe vom Zulauf analysiert wurden, welche aber eine Tendenz bis zum August 2004 aufzeigen. Auffällig sind die Schwankungen bei den BSB₅- und CSB-Zulaufwerten, welche durch das Mischsystem bedingt sein können. Trotz Mischsystem sind auch die mittleren Zulaufwerte hoch. Von 2002 bis August 2004 wurden für den BSB₅ Zulaufwerte zwischen 100 mg/l und 800 mg/l und für den CSB-Zulauf Werte zwischen 263 mg/l und 1.266 mg/l ermittelt. Die sehr niedrigen Werte im August 2002 hängen wahrscheinlich mit einem Regenereignis zusammen.

Tab. 23: Mittlere Zulaufkonzentrationen und –frachten der Anlage Böddensell (Daten aus der Eigenüberwachung 2002 bis August 2004)

Parameter	Zulaufkonzentration [mg/l]			Zulauffrachten [kg/d]	
	2002	2003	bis Aug. 2004	2002	2003
BSB ₅	450 (n=2)	760 (n=1)	470 (n=2)	8,2	14,0
CSB	736 (n=2)	1132 (n=1)	883 (n=4)	13,4	20,8

Bemerkung: n = Anzahl der Stichproben

Die mit den Frachten aus Tab. 23 berechneten Einwohnerwerte sind in Bild 41 dargestellt.

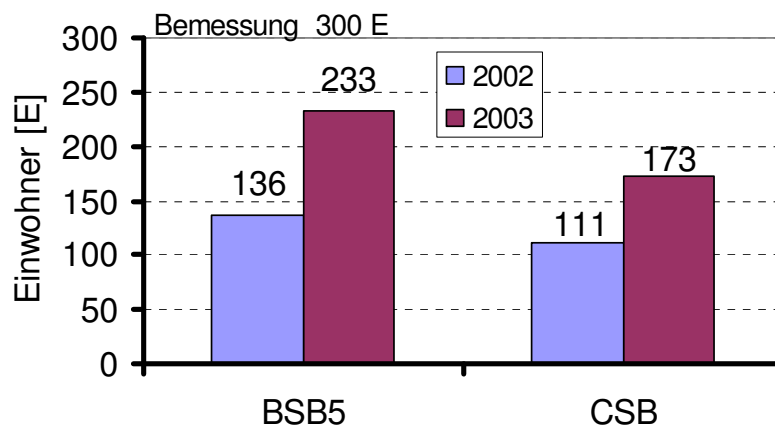


Bild 41: Mittlere Anlagenbelastung (Einwohnerwerte) der Abwasserteichanlage Böddensell, 2002 und 2003

Tab. 24: Durchschnittlicher Auslastungsgrad der Abwasserteichanlage Böddensell (Daten aus der Eigenüberwachung 2002 und 2003)

Parameter	Auslastungsgrad [%]	
	2002	2003
BSB ₅	45	78
CSB	37	58
Mittelwert	41	68

Bei der Auslastung handelt es sich um einen Jahresmittelwert der jeweiligen Parameter bezogen auf die Auslegungslastung. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass für eine sichere Ausle-

gung einer Anlage Spitzenbelastungen z.B. bei Kampagnenbetrieb (als Wochen- oder Monatsmittel) bei der Bemessung mit einfließen. Somit ist eine im Mittel 100% ausgelastete Anlage nicht in der Lage Spitzen abzufangen. Die Anlage Böddensell hat demnach (Tab. 23) noch Kapazitätsreserven. Zurückzuführen sind diese Feststellungen auch auf die nur 53-prozentige hydraulische Auslastung der Anlage bei einem Anschlussgrad von 83%.

Das CSB/BSB₅-Verhältnis liegt in einem für kommunales Abwasser üblichen Bereich. Damit kann mit einer guten biologischen Abbaubarkeit gerechnet werden.

Tab. 25: Durchschnittliche CSB/BSB₅-Verhältnisse im Zulauf der Anlage Böddensell, 2002 bis August 2004

	2002	2003	2004
CSB/BSB ₅ (Schwankungsbreite)	2,1 (1,5 – 2,6)	1,5	1,7 (1,5 – 1,9)

Die pH-Werte des zufließenden Abwassers liegen 2002 und 2004 zwischen 7,2 und 8,6 (bzw. 7,1 bis 9,1 für 2003). Mit einem Mittelwert von 8,0 bzw. 8,3 (Tab. 26) liegen sie über dem für Rohwasser üblichen Bereich von 6,5 bis 7,5. Die niedrigen Werte wurden hauptsächlich in den Winter- und Frühjahrsmonaten gemessen.

Tab. 26: Durchschnittliche pH-Werte im Zulauf der Anlage Böddensell, 2002 bis August 2004

	2002	2003	2004
pH (Schwankungsbreite)	8,0 (n=17) (7,2 – 8,6)	8,3 (n=32) (7,1 – 9,1)	8,2 (n=4) (7,3 – 8,6)

Bemerkung: n = Anzahl der Stichproben

Ablaufwerte und Reinigungsleistung

In Tab. 27 sind die mittleren Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Böddensell für die Jahre 2002 bis August 2004 aus den Daten der Eigenüberwachung angegeben. Die Anlage Böddensell hat für den BSB₅-Ablaufwert 40 mg/l als Überwachungswert, 150 mg/l für den CSB-Ablaufwert und zusätzlich für N_{ges} 70 mg/l sowie für P_{ges} 15 mg/l einzuhalten. Wurden 2002 noch alle Überwachungswerte eingehalten, sind die Ablaufwerte ab 2003 schlechter geworden. Die mittleren BSB₅- und CSB-Ablaufwerte 2003 und 2004 liegen über den Überwachungswerten, wobei die Verschlechterung (Konzentrationszunahme) offensichtlich durch winterliche Witterungsbedingungen ausgelöst wurden. Die mittleren N_{ges}- und P_{ges}-Ablaufwerte halten die vorgegebenen Überwachungswerte von 70 mg/l bzw. 15 mg/l ein. Auch hier ist eine Konzentrationszunahme erkennbar.

Tab. 27: Mittlere Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Böddensell, 2002 bis August 2004 (aus Proben der Eigenüberwachung)

Parameter	Ablaufkonzentrationen [mg/l]			Überwachungswert [mg/l]
	2002	2003	2004	
BSB ₅	39 (n=21)	78 (n=9)	75 (n=4)	40
CSB	104 (n=25)	151 (n=11)	180 (n=6)	150
NH ₄ -N	15,7 (n=24)	15,9 (n=11)	24,3 (n=6)	
NO ₃	1,2 (n=3)	0,5 (n=4)	0,9 (n=4)	
N _{anorg ges}	24,6 (n=24)	27,3 (n=10)	38,6 (n=6)	70
P _{ges}	3,8 (n=24)	5,8 (n=11)	6,5 (n=6)	15

Bemerkung: Daten bis August 2004

Da 2003 nur eine Zulaufstichprobe vorliegt, kann von einem prozentual gleichbleibenden Abbau für die organische Verschmutzung ausgegangen werden (Bild 42).

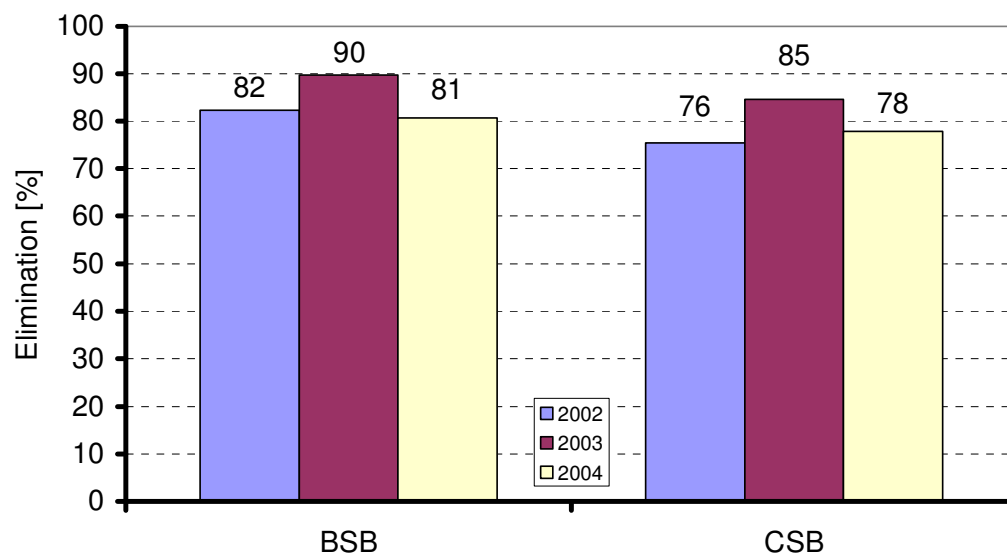


Bild 42: Eliminationsleistungen der Anlage Böddensell in den Jahren 2002 bis August 2004

- BSB₅

Bei einer Eliminationsleistung über 80% hielten 2002 von 21 Stichproben der Eigenüberwachung noch 15 (rund 70%) den Überwachungswert von 40 mg/l ein. 2003 waren es nur noch 2 von 9 Stichproben (20%) und 2004 (bis August) keine der beiden Stichproben. Das 85-Perzentil lag für 2002 bei 68 mg/l und 2003 bei 150 mg/l. Für die zweieinhalb Jahre Betrieb ergab sich ein Wert von 100 mg/l. Von den Proben der behördlichen Überwachung hielten nur die Stichproben 2002 den Überwachungswert ein. Auch hier zeichnet sich ab 2003 tendenziell eine Verschlechterung der Ablaufwerte ab.

- CSB

Bei einer Eliminationsleistung von knapp 80% hielten 2002 22 von 25 Stichproben der Eigenüberwachung (85%) den Überwachungswert von 150 mg/l ein. 2003 waren es nur noch 5 von 11 Stichproben (42%) und bis August 2004 3 von 20 Stichproben der Eigenüberwachung (50%). Das 85-Perzentil lag für 2002 bei 135 mg/l, also noch unter dem Überwachungswert, und für 2003 bei 206 mg/l. Für die zweieinhalb Jahre Betrieb ergab sich ein Wert von 200 mg/l. Die Stichprobe vom Februar 2004 der behördlichen Überwachung lag über dem Überwachungswert, ansonsten hielten die CSB-Ablaufwerte der behördlichen Überwachung 2002 bis Juni 2004 den Überwachungswert ein. Wie schon bei den BSB₅-Ablaufwerten zeichnet sich eine tendenzielle Verschlechterung ab.

- CSB/BSB₅-Verhältnis

Das CSB/BSB₅-Verhältnis der Ablaufwerte schwankte 2002 zwischen 1,5 und 5,5, 2003 zwischen 1,3 und 4,5 bzw. 2004 (bis August) zwischen 2,0 und 3,4. Die niedrigen Werte deuten einen unvollständigen Abbau an.

- TOC

In der behördlichen Überwachung wurde von 2002 bis Juni 2004 ein mittlerer TOC-Gehalt von 43 mg/l (25 mg/l bis 71 mg/l) bestimmt.

- AFS

Die in der behördlichen Überwachung bestimmten AFS-Gehalte sind mit einem Mittelwert von 93 mg/l (2002 bis Juni 2004, Schwankungsbreite 32 mg/l bis 190 mg/l) hoch.

- Stickstoffparameter

Für den N_{ges.}-Ablaufwert ist für die Anlage Böddensell ein Überwachungswert von 70 mg/l festgelegt. Dieser Wert wurde bis Juni 2004 in allen Stichproben der Eigenüberwachung eingehalten. Der Jahresmittelwert der N_{ges.}-Ablaufwerte hat sich von 25 mg/l im Jahr 2002 auf 39 mg/l bis Juni 2004 erhöht. Das 85-Perzentil lag für 2002 bei 47 mg/l und für 2003 bei 37 mg/l. Für die zweieinhalb Jahre Betrieb ergab sich ein Wert von 47 mg/l.

Die NH₄-N-Ablaufwerte lagen 2002 und 2003 im Jahresmittel bei 16 mg/l. Mit 24 mg/l war das Mittel bis August 2004 etwas höher als die Vorjahresmittel. Höhere NH₄-N-Ablaufwerte wurden in den Wintermonaten gemessen.

Die Nitratlaufwerte wurden in der Eigenüberwachung nur vereinzelt mitbestimmt. Die Werte lagen in dem Zeitraum 2002 bis August 2004 zwischen 0,2 mg/l und 1,6 mg/l. Der im Juni 2004 bestimmte Nitratwert lag mit 0,5 mg/l im Bereich der Eigenüberwachungswerte.

Die wenigen Nitritlaufwerte aus der Eigenüberwachung liegen in dem Zeitraum zwischen 0,1 mg/l und 0,7 mg/l. Die behördliche Stichprobenwerte integrieren sich in den Bereich der Eigenüberwachung.

- P_{ges.}

In allen Fällen der behördlichen und der Eigenüberwachung wurde der Überwachungswert von 15 mg/l eingehalten. Maximal wurden in den zweieinhalb Jahren Betriebszeit 8,2 mg/l P_{ges.} im Ablauf ermittelt. Das 85-Perzentil lag für 2002 bei 6,5 mg/l und für 2003 bei 7,8 mg/l. Für die zwei-

einhalb Jahre Betrieb ergab sich ein Wert von 7,1 mg/l. Die jahresdurchschnittliche P_{ges} -Ablaufkonzentration hat von 3,8 mg/l im Jahr 2002 auf 6,5 mg/l bis August 2004 zugenommen.

- pH-Wert

Der Jahresmittelwert hat sich von 7,5 im Jahr 2002 auf 8,1 bis August 2004 bei gleichzeitiger Verschiebung der Schwankungsbreite (2002 zwischen 6,8 und 8,4; bis August 2004 zwischen 7,5 und 8,7) erhöht. Die Werte liegen damit überwiegend in dem für Ablauf üblichen Bereich von 7,5 bis 8,5. Höhere Werte traten vor allem im Frühjahr und Sommer auf.

Ergebnisse der Vor-Ort-Untersuchungen am 01.09.2004

Am Untersuchungstag war es sonnig und windstill. Die Lufttemperatur betrug ca. 20°C. Die Probenahme am Zu- und Ablauf der Anlage erfolgte am 02.09.2004.

In den Untersuchungen sind im Rahmen des Projektes Zu- und Ablaufparameter von der gesamten Anlage bestimmt wurden. Von jedem Zu- bzw. Ablauf wurden zusätzlich die Temperatur, die Sauerstoffkonzentration, der pH-Wert und der AFS-Gehalt gemessen.

Der erste Teich war am Untersuchungstag rot mit grünen Schlieren, was auf die Anwesenheit von Schwefelbakterien und Algen zurückzuführen ist. Die beiden anderen Teiche waren tiefgrün. Die photosynthetischen Aktivitäten der Algen spiegelt sich auch in den sehr hohen Sauerstoffkonzentrationen sowie in den hohen pH-Werten wider.

Auffällig war der sehr hohe pH-Wert sowie der hohe Sauerstoffgehalt des Zulaufes, welche für frisches kommunales Abwasser ungewöhnlich sind.

Es ist ein guter Abbau des CSB und ein sehr guter BSB_5 - und NH_4 -N-Abbau (Tab. 28) zu verzeichnen. Der P_{ges} -Abbau ist nicht so hoch, ist aber hinsichtlich der Einhaltung des Überwachungswertes ausreichend.

Tab. 28: Messergebnisse vom Zu- und Ablauf (Stichprobe Böddensell, 02.09.2004)

Messstelle	CSB _{unfilt.}	CSB _{filt.}	BSB ₅	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	P _{ges}
Zulauf [mg/l]	811	311	357	48,7	0,4	0,2	9,4
Ablauf [mg/l]	133	102	12,7	3,3	0,8	0,4	4,8
Wirkungsgrad [%]	84	67	96	93	-	-	49

Bemerkung: Filtration mit GF6

Der CSB-Abbau erfolgt hauptsächlich im dritten Teich. Ammonium wird in allen Teichen stetig reduziert. Phosphor wird im zweiten Teich reduziert sowie nochmals im dritten Teich (Tab. 76).

Bewertung der Sauerstoffverteilung

Die Verteilung der Sauerstoffkonzentration wurde am 01.09.2004 in der Fläche und im Profil in allen drei Teichen gemessen. Am 02.09.2004 wurde im Zusammenhang mit der Probenahme die Sauerstoffkonzentration in allen Zu- und Abläufen gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 76 erkennbar, die Darstellungen sind im Anhang enthalten.

Im Teich 1 wurde in der oberen Wasserschicht ein Sauerstoffgehalt von durchschnittlich 8,8 mg/l gemessen. In 50 cm Tiefe lag der mittlere Sauerstoffgehalt bei 2,3 mg/l. Im Bereich des Zulaufes war der Sauerstoffgehalt mit 2 mg/l niedriger.

Im Teich 2 wurden in der oberen Wasserschicht Sauerstoffkonzentrationen zwischen 17,7 mg/l und 34 mg/l gemessenen. Die mittlere Sauerstoffkonzentration in 50 cm Tiefe 2,7 mg/l.

Im Teich 3 wurden in der oberen Wasserschicht Sauerstoffkonzentrationen zwischen 24 mg/l und 36 mg/l gemessen. Die mittlere Sauerstoffkonzentration in 50 cm Tiefe lag bei 5,4 mg/l mit einer Schwankungsbreite zwischen 4,4 mg/l und 6,5 mg/l.

In allen drei Teichen sind extreme Unterschiede der Sauerstoffkonzentration zwischen der oberen Wasserschicht und den Messungen in 50 cm Tiefe auszumachen. Die hohen Sauerstoffkonzentrationen sind auf ausgeprägte Photosyntheseaktivitäten der Algen zurückzuführen. In allen drei Teichen ist eine Sauerstoffschichtung vorhanden, welche ein Indiz für eine unvollständige Durchmischung ist.

Mit Sauerstoffkonzentrationen ≥ 2 mg/l sind gute Bedingungen für biologische Aktivitäten vorhanden. Selbst im ersten Teich, der gleichzeitig als Absetzteich fungiert, sind entsprechend Sauerstoffkonzentrationen gemessen wurden.

Durchströmungsverhalten

Die Fließgeschwindigkeiten in den drei Teichen waren kleiner 0,01 m/s und konnten somit mit der vorhandenen Messtechnik nicht nachgewiesen werden. Es wurden aber der Zu- und der Ablauf der Anlage am 02.09.2004 gegen 13.30 Uhr ausgelitert.

Tab. 29: Messung der Durchflussmenge der Anlage Böddensell (02.09.2004, 13.30 Uhr)

	Zulauf	Ablauf
Zeit [s]	4,5	2,85
Menge [l]	0,6	0,69
Durchflussmenge [l/s]	0,13	0,24

Es handelt sich dabei nur um eine Stichprobe. Die Differenzen zwischen Zu- und Ablauf können auf den Tagesgang und die Pufferwirkung des Teichsystems zurückgeführt werden. Hochgerechnet auf den Tag ergibt die Stichprobenmessung eine Durchflussmenge von 11,2 m³/d, diese liegt damit unter der durchschnittlichen Tagesmenge von 18,4 m³/d, was auf die Schwankungen im Tagesgang zurückführbar ist.

Bewertung der Temperaturverteilung

Die Verteilung der Temperatur wurde am 01.09.2004 in der Fläche und im Profil in allen drei Teichen gemessen. Zusätzlich wurde im Zusammenhang mit der Probenahme am 02.09.2004 die Temperatur in allen Zu- und Abläufen gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 76 erkennbar.

Im Teich 1 wurden in der oberen Wasserschicht Temperaturen zwischen 17,2°C und 18,1°C gemessen. In 50 cm Tiefe war vom Zulauf zum Ablauf eine leichte Temperaturabnahme (17,8°C im Zulaufbereich, 15,1°C im Ablaufbereich) zu messen. An den Randbereichen ist eine Temperatur-

schichtung auszumachen, welche ein Hinweis auf eine unvollständige Durchmischung in diesen Zonen ist.

Im Teich 2 bewegten sich die gemessenen Temperaturen in der oberen Wasserschicht zwischen 17,7°C und 19,7°C. In 50 cm Tiefe wurden Temperaturen zwischen 15,4°C und 16,1°C bestimmt. In gesamten Teich war eine Temperaturschichtung auszumachen.

Das gleiche Ergebnis wurde beim dritten Teich erhalten. Im Teich 3 wurden in der oberen Wasserschicht Temperaturen zwischen 18,8°C und 19,6°C und in 50 cm Tiefe zwischen 15,7°C und 16,6°C gemessen. Es wurde eine ausgeprägte Temperaturschichtung vorgefunden.

In allen drei Teichen wurden teilweise (Teich 1) bzw. komplette Temperaturschichtungen nachgewiesen. Diese sind Hinweise für unvollständige Durchmischungen der Teichvolumen.

Bewertung der pH-Wert-Verteilung

Die Verteilung des pH-Wertes wurde am 01.09.2004 in der Fläche und im Profil in allen drei Teichen gemessen. Zusätzlich wurde im Zusammenhang mit der Probenahme am 02.09.2004 der pH-Wert vom Zulauf und von den Abläufen bestimmt. Der Verlauf ist in Tab. 76 erkennbar. Auffallend war am Probenahmetag der auffallend hohe pH-Wert (9,5) des Zulaufes, der damit deutlich über dem für frisches kommunales Abwasser üblichen Bereich von 6,5 bis 7,5 liegt. Ebenso lag der pH-Ablaufwert mit 10,1, aufgrund der Algenaktivitäten, deutlich über dem für Abläufe üblichen Bereich zwischen 7,5 und 8,5.

Im Teich 1 nimmt der pH-Wert in den verschiedenen Tiefen vom Zulauf (7,7) zum Ablauf (7,4) leicht ab.

Im zweiten Teich sind deutliche Unterschiede zwischen der oberen Wasserschicht und der Wasserschicht in 50 cm Tiefe gemessen worden. In der oberen Wasserschicht lag der pH-Wert zwischen 8,5 und 8,7 und in 50 cm Tiefe zwischen 7,3 und 7,4.

Im dritten Teich wurden ähnliche Verhältnis wie im zweiten Teich vorgefunden. In der oberen Wasserschicht lag der pH-Wert zwischen 8,8 und 9,1 und in 50 cm Tiefe zwischen 7,6 und 7,8.

Die hohen pH-Werte in der oberen Wasserschicht und die deutliche Unterschiede zwischen der oberen Wasserschicht und der Wasserschicht in 50 cm Tiefe im zweiten und im dritten Teich hängen mit den ausgeprägten photosynthetischen Aktivitäten der Algen zusammen.

Bewertung der Schlammverteilung

In allen drei Teichen wurden am 01.09.2004 die Schlammhöhen ermittelt.

Im ersten Teich wurde nachträglich eine Kiesschicht von 30 cm aufgebracht. Bei der Messung der Schlammhöhe zeigten sich bei einer durchschnittlichen Teichtiefe von 125 cm aber nur Ablagerungen in der Höhe zwischen 4 cm und 24 cm, welche einen mineralischen Charakter aufwiesen.

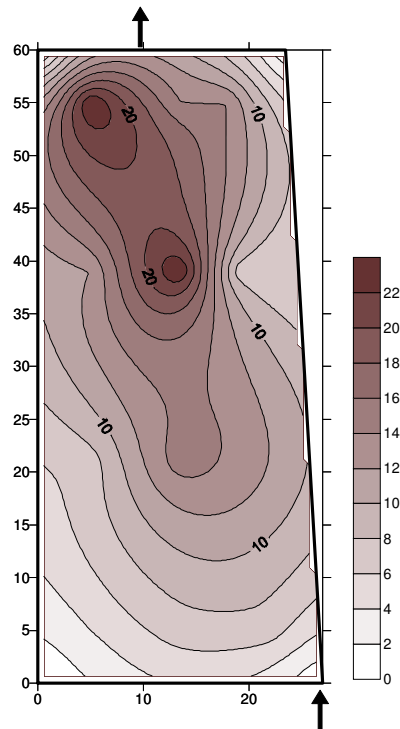


Bild 43: Darstellung der Schlammhöhe [cm] des ersten Teiches der Abwasserteichanlage Böddensell (01.09.2004)

Im Teich 2 wurde nur im Zulaufbereich eine geringe Schlammhöhe von 6 cm gemessen. Ansonsten waren keine Ablagerungen messbar. Die Teichtiefe betrug durchschnittlich 109 cm.

Im Teich 3 wurden bei einer durchschnittlichen Teichtiefe von 74 cm eine Schlammhöhe von durchschnittlich 7 cm ermittelt, wobei in der Teichmitte mit 14 cm die größte Schlammhöhe gemessen wurde.

Die Ergebnisse zeigen, dass im ersten Teich die absetzbaren Stoffe erfolgreich zurückgehalten werden.

Zusammenfassung und Optimierungsvorschläge

Die Abwasserteichanlage Böddensell ist eine noch junge Anlage. Sie wurden nach den Empfehlungen des ATV-A 201 gebaut. Die spezifische Fläche liegt mit $12,6 \text{ m}^2/\text{E}$ über dem empfohlenen Wert von $10 \text{ m}^2/\text{E}$. Das im ATV-A 201 empfohlene Längen-Breiten-Verhältnis von $\geq 3:1$ wurden allerdings nicht umgesetzt, da bereits vorhandene Teiche in die Anlage integriert wurden. Der erste Teich der Anlage hat ein Längen-Breiten-Verhältnis von $2:1$ und die beiden anderen Teiche von $1:1$. Diese Längen-Breiten-Verhältnisse sind nicht optimal, was sich auch in den vorgefundenen Ergebnissen widerspiegelt. Der anhaltende Trend zu schlechteren Ablauferegebnissen ist neben der ungünstigen Teichgestaltung auch auf die fehlende Vorreinigung zurückzuführen. So liegt der 85%-Wert 2003 für den BSB_5 bei 180 mg/l und für den CSB bei 206 mg/l . Es wurden bei der Vor-Ort-Untersuchung am 01.09.2004 neben den Sauerstoffschichtungen auch deutliche Temperaturschichtungen, teilweise nur am Rand (Teich 1) ansonsten komplett (Teich 2 und 3) ausgeprägt, vorgefunden. Diese Phänomene sind Indizien für eine unvollständige Durchmischung der Teiche.

Der unvollständige Abbau der organischen Inhaltsstoffe, Abbaugrade für $BSB_5 > 80\%$ und für $CSB > 70\%$, spiegelt sich auch in den teils niedrigen CSB/BSB_5 -Ablaufverhältnissen (im Mittel maximal 3,0) wider. Zudem ergab der CSB -Abbauteil unter optimierten Bedingungen im Labor, dass noch rund 76% des CSB im Ablauf abbaubar sind.

Folgende Optimierungsvorschläge werden unterbreitet:

- Teilentschlammung des ersten Teiches
- Regelmäßige Zulaufanalyse, um eventuelle Fremdeinleitungen festzustellen
- Nachrüstung der Anlage mit einer separaten Vorreinigung zur Grobschlammferrnung durch Sieb / Rechen bzw. Absetzteich/-becken, führt zur Entlastung der gesamten Teichanlage und eine leichtere Räumbarkeit, zukünftige Schlammräumungen im ersten Teich werden durch die zusätzlich eingebrachte Kiesschicht erschwert,
- Einbau von Leitwänden zur besseren Volumenausnutzung (Bild 44), Ausführung in den ersten beiden Teichen gleichzeitig als zusätzliche Aufwuchsfläche für Mikroorganismen

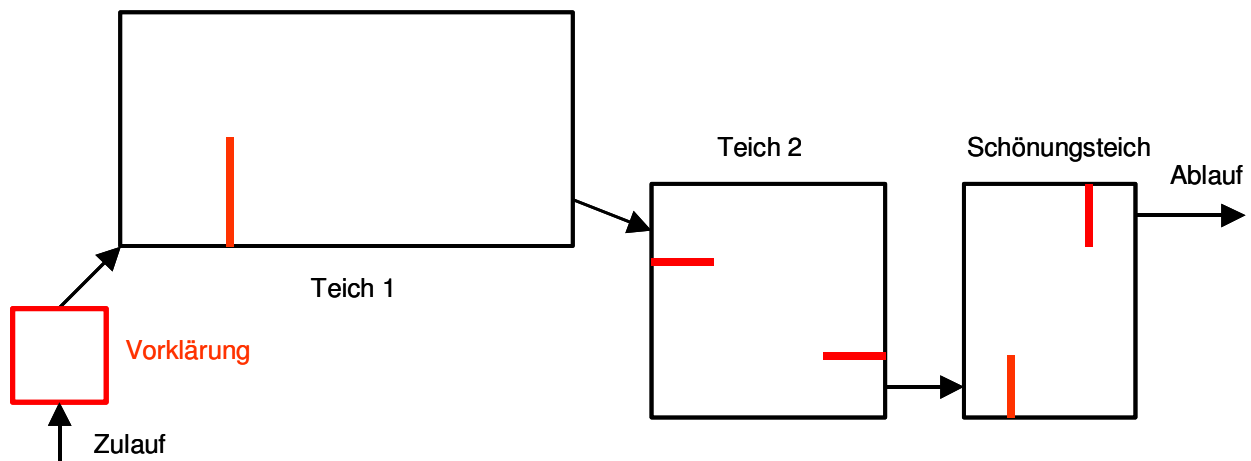


Bild 44: Vorschlag für Optimierung durch Einbau einer Vorklämung und von Leitwänden, Anlage Böddensell

- Alternativ:
 - Einbringen von „Aufwuchsmatten“ für Mikroorganismen in Teich 1 und Teich 2
 - Einbau eines Rücklaufsystems (Mehraufwand und zusätzliche Kosten Beachten!)
 - Umbau zu einer technisch belüfteten Anlage (Mehraufwand und zusätzliche Kosten Beachten!)

6.3. Kläranlage Mahlsdorf

Die Abwasserteichanlage Mahlsdorf ist schon vor 1990 in Betrieb gewesen. Die Anlage besteht aus zwei Absetzbecken mit je rund 70 m³ Fassungsvermögen, welche abwechselnd betrieben werden, und 3 Teichen mit einer Gesamtfläche von ca. 3.000 m², das Gesamtvolumen ~4.185 m³. Die Teiche sind natürlich gedichtet. Eine schematische Darstellung ist Bild 45 zu entnehmen.

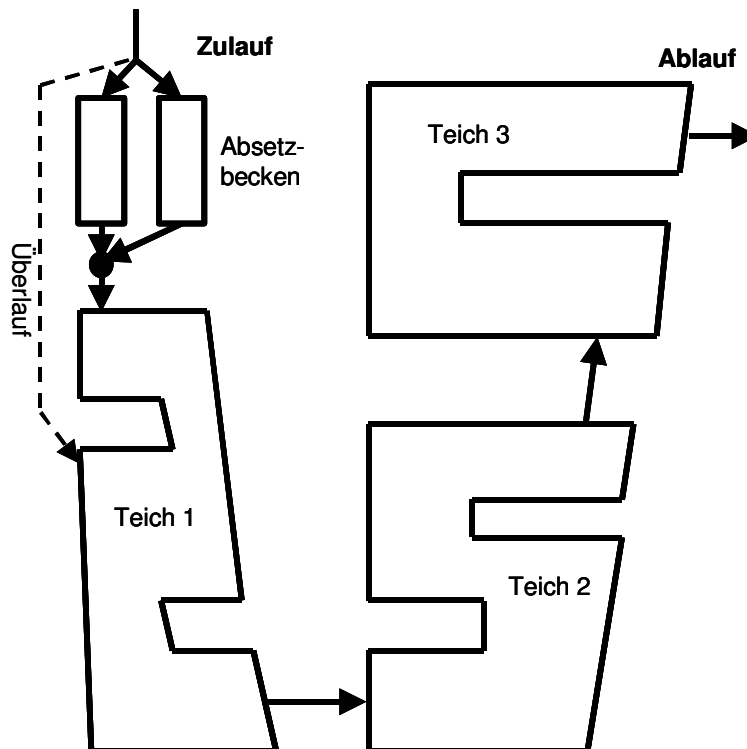


Bild 45: Schematische Darstellung der Abwasserteichanlage Mahlsdorf

Die Bemessungsgröße liegt bei 300 E. Die Kapazität der Anlage ist auf 45 m³/d begrenzt. Die Einleitung des gereinigten Abwassers erfolgt in den Mahlsdorfer Graben. Die Bestückung der Anlage erfolgt im Mischsystem. Als **Datengrundlagen** liegen zur Auswertung die Daten der Eigenkontrolle 2002 bis Juni 2004 sowie die Daten der behördlichen Überwachung aus den Jahren 2001 bis 2003 vor.

Zulaufbelastungen

Die Jahresschmutzwassermenge 2003 wird für die Abwasserteichanlage Mahlsdorf mit 10.300 m³/a angegeben. Die mittlere hydraulische Auslastung beträgt danach rund 63%. Umgerechnet auf die angeschlossenen Einwohner ergibt sich ein Wasseranfall von 94 l/(E·d). Die theoretische Durchflusszeit liegt mit 148 Tagen über der bemessenen Durchflusszeit von 93 Tagen.

Die Tab. 30 zeigt die mittleren Zulaufkonzentrationen für die Jahre 2002 bis Juni 2004 sowie die mittlere Zulauffracht für 2003 aus den Eigenüberwachungen 2003. Die Anlage Mahlsdorf wird nur quartalsweise beprobt, so dass für den genannten Zeitraum insgesamt nur 10 Stichproben zur Verfügung stehen. Zudem wird vom Zulauf neben dem pH-Wert nur der BSB₅ bestimmt. Die Zulaufkonzentrationen sind bedingt durch das Mischwassersystem nicht sehr hoch. Die BSB₅-Zulaufwerte schwanken zwischen 80 mg/l und 320 mg/l.

Tab. 30: Mittlere Zulaufkonzentrationen und –frachten der Anlage Mahlsdorf (Daten aus der Eigenüberwachung 2002 bis Juni 2004)

Parameter	Zulaufkonzentration [mg/l]			Zulauffracht [kg/d]
	2002	2003	bis Juni 2004	2003
BSB ₅	187 (n=4)	165 (n=4)	270 (n=2)	4,7

Bemerkung: n = Anzahl der Stichproben

Die mittlere Anlagenbelastung der Abwasserteichanlage Mahlsdorf beträgt, bedingt auch durch die niedrige Fracht, 77 Einwohnerwerte, was einer Auslastung von 26% entspricht. Es sind Kapazitätsreserven vorhanden. Bei der Auslastung handelt es sich um einen Jahresmittelwert der jeweiligen Parameter bezogen auf die Auslegungsbelastung. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass für eine sichere Auslegung einer Anlage Spitzenbelastungen z.B. bei Kampagnenbetrieb (als Wochen- oder Monatsmittel) bei der Bemessung mit einfließen. Somit ist eine im Mittel 100% ausgelastete Anlage nicht in der Lage Spitzen abzufangen.

Zum CSB/BSB₅-Verhältnis kann aufgrund fehlender Daten keine Aussage getroffen werden.

Die pH-Werte des zufließenden Abwassers liegen zeitweise über dem für Rohwasser üblichen Bereich von 6,5 bis 7,5 (Tab. 31).

Tab. 31: Durchschnittliche pH-Werte im Zulauf der Anlage Mahlsdorf, 2002 bis Juni 2004

	2002	2003	2004
pH	7,9 (n=4)	7,8 (n=4)	7,2 (n=2)
(Schwankungsbreite)	(7,4 – 8,5)	(7,4 – 8,2)	(7,1 – 8,3)

Bemerkung: n = Anzahl der Stichproben

Ablaufwerte und Reinigungsleistung

In Tab. 32 sind die mittleren Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Mahlsdorf für die Jahre 2002 und Juni 2004 aus den Daten der Eigenüberwachung angegeben. Die Anlage Mahlsdorf hat für den BSB₅-Ablaufwert 40 mg/l als Überwachungswert und 150 mg/l für den CSB-Ablaufwert einzuhalten. Alle Stichproben der Eigenüberwachung sowie der behördlichen Überwachung hielten die Überwachungswerte ein.

Tab. 32: Mittlere Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Mahlsdorf, 2002 bis Juni 2004 (aus Proben der Eigenüberwachung)

Parameter	Ablaufkonzentrationen [mg/l]			Überwachungswert [mg/l]
	2002	2003	2004	
BSB ₅	12 (n=4)	4 (n=4)	12 (n=2)	40
CSB	49 (n=4)	59 (n=4)	87 (n=2)	150
NH ₄ -N	10,3 (n=4)	10,8 (n=4)	20,0 (n=2)	
N _{anorg ges}	11,6 (n=4)	12,7 (n=4)	20,4 (n=2)	
P _{ges}	3,3 (n=4)	4,1 (n=4)	4,3 (n=2)	

Bemerkung: Daten bis Juni 2004

Der Abbau für die organische Verschmutzung kann aufgrund fehlender Daten nur für den BSB₅ vorgenommen werden (Bild 46).

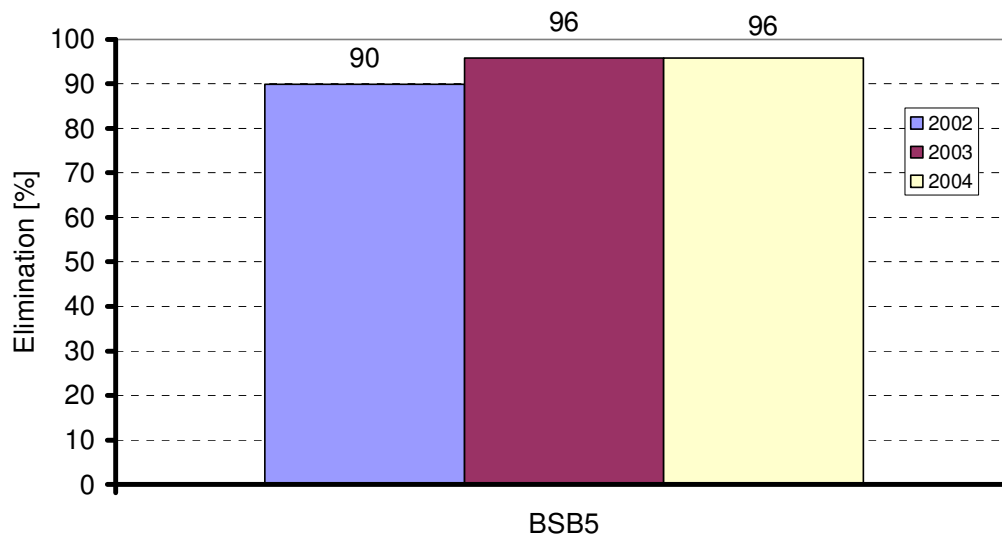


Bild 46: Eliminationsleistungen der Anlage Mahlsdorf in den Jahren 2002 bis Juni 2004

- BSB₅

Bei einer sehr hohen Eliminationsleistung über 90% hielten alle Stichproben der Eigenüberwachung in dem Zeitraum 2002 bis Juni 2004 den Überwachungswert von 40 mg/l ein. Bisher wurde ein maximaler BSB₅-Ablaufwert von 21 mg/l bestimmt. Für die 10 Stichproben der Eigenüberwachung ergibt sich für den Zeitraum ein 85-Perzentil-Wert von 20 mg/l. In der behördlichen Überwachung wird der BSB₅-Ablaufwert nicht bestimmt.

- CSB

Alle Stichproben der Eigenüberwachung und der behördlichen Überwachung 2002 bis Juni 2004 hielten den Überwachungswert von 150 mg/l ein. Bis Juni 2004 ist eine leicht Erhöhung der mittleren CSB-Ablaufwerte zu erkennen. Bisher wurden ein maximaler CSB-Ablaufwert von 112 mg/l bestimmt. Für die 10 Stichproben der Eigenüberwachung ergibt sich für den Zeitraum ein 85-Perzentil-Wert von 80 mg/l.

- CSB/BSB₅-Verhältnis

Das CSB/BSB₅-Verhältnis der Ablaufwerte schwankte in dem Zeitraum 2002 bis Juni 2004 zwischen 2,4 und 23,3, was insgesamt auf einen guten Abbau deutet.

- TOC

In der behördlichen Überwachung 2001 wurde von einer Stichprobe der TOC-Gehalt mit 13 mg/l bestimmt.

- AFS

Die AFS-Gehalte werden weder in der behördlichen Überwachung noch in der Eigenüberwachung mit bestimmt.

- Stickstoffparameter

Mit einer Schwankungsbreite zwischen 5,6 mg/l und 23,3 mg/l in den Jahren 2002 bis Juni 2004 sind die $N_{ges.}$ -Ablaufwerte der Anlage Mahlsdorf sehr niedrig. Bei den mittleren $N_{ges.}$ -Ablaufwerten aus diesem Zeitraum ist eine leichte Erhöhung erkennbar.

Entsprechend niedrig fallen auch die NH_4-N -Ablaufwerte in diesem Zeitraum aus. Bei den NH_4-N -Ablaufwerte beträgt die Schwankungsbreite 8 mg/l bis 23 mg/l.

Die Nitrat- und Nitritablaufwerte wurden in der Eigenüberwachung nicht bestimmt. Aus den 6 behördlichen Stichproben der Jahre 2001 bis 2003 sind für Nitrat Ablaufwerte zwischen 0,2 mg/l und 2,8 mg/l sowie für Nitrit Ablaufwerte zwischen 0,01 mg/l und 1,3 mg/l festzustellen.

- $P_{ges.}$

Mit einer Schwankungsbreite zwischen 2,4 mg/l und 5,5 mg/l in den Jahren 2002 bis Juni 2004 sind die $P_{ges.}$ -Ablaufwerte der Anlage Mahlsdorf sehr niedrig.

- pH-Wert

Der Jahresmittelwert hat sich von 8,0 im Jahr 2002 und 2003 auf 7,7 bis Juni 2004 leichtgesenkt. Die Schwankungsbreite liegt in diesem Zeitraum zwischen 7,6 und 8,9. Die Werte liegen damit überwiegend in dem für Ablauf üblichen Bereich von 7,5 bis 8,5. Höhere Werte traten vor allem im Frühjahr auf.

Ergebnisse der Vor-Ort-Untersuchungen am 07.09.2004

Am Untersuchungstag war es sonnig und windstill. Die Lufttemperatur betrug ca. 18°C. Die Probenahme am Zu- und Ablauf der Anlage erfolgte am 09.09.2004.

In den Untersuchungen sind im Rahmen des Projektes Zu- und Ablaufparameter von der gesamten Anlage bestimmt wurden. Von jedem Zu- bzw. Ablauf wurden zusätzlich die Temperatur, die Sauerstoffkonzentration, der pH-Wert und der AFS-Gehalt gemessen.

Der erste Teich war am Untersuchungstag grün, was auf die Anwesenheit von Algen zurückzuführen ist. Die photosynthetischen Aktivitäten der Algen spiegelt sich auch in den sehr hohen Sauerstoffkonzentrationen sowie in den hohen pH-Werten wider. In den beiden anderen Teiche waren massenhaft Wasserflöhe vorhanden.

Es ist ein guter Abbau des CSB und ein sehr guter BSB_5 -Abbau (Tab. 33) zu verzeichnen. Der $P_{ges.}$ - und NH_4-N -Abbau ist nicht so hoch, aber die Ablaufergebnisse sind trotz höherer Werte als bei der behördlichen oder Eigenüberwachung ausreichend niedrig.

Tab. 33: Messergebnisse vom Zu- und Ablauf (Stichprobe Mahlsdorf, 09.09.2004)

Messstelle	CSB _{unfilt.}	CSB _{filt.}	BSB ₅	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	P _{ges}
Zulauf [mg/l]	397	156	189	57,9	0,32	0,02	10,1
Ablauf [mg/l]	73	70	7,9	27,7	0,04	0,03	5,9
Wirkungsgrad [%]	82	55	96	52	-	-	41

Bemerkung: Filtration mit GF6

Die CSB-Abbau findet hauptsächlich im Teich 2 statt. Ammonium wird im ersten Teich hauptsächlich reduziert. Phosphor wird im Teich 1 und 2 abgebaut (Tab. 77).

Bewertung der Sauerstoffverteilung

Die Verteilung der Sauerstoffkonzentration wurde am 07.09.2004 in der Fläche und im Profil in allen drei Teichen gemessen. Zusätzlich wurde im Zusammenhang mit der Probenahme am 09.09.2004 die Sauerstoffkonzentration in allen Zu- und Abläufen gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 77 erkennbar, die Darstellungen sind im Anhang enthalten.

Im Teich 1 wurde in der oberen Wasserschicht ein Sauerstoffgehalt zwischen 2,2 mg/l im Zulaufbereich und 30 mg/l im Bereich des Ablaufes gemessen. In 50 cm Tiefe lag der mittlere Sauerstoffgehalt zwischen 1,6 mg/l und 2,8 mg/l. Die hohen Sauerstoffkonzentrationen kamen aufgrund der Photosyntheseaktivitäten von Algen zustande.

Im Teich 2 wurden in der oberen Wasserschicht Sauerstoffkonzentrationen zwischen 1,8 mg/l und 8,6 mg/l gemessen. Die Sauerstoffkonzentrationen in 50 cm Tiefe erreichten Werte zwischen 1,4 mg/l und 5,7 mg/l. Die niedrigeren Sauerstoffkonzentrationen wurden jeweils im Ablaufbereich, die höheren Sauerstoffkonzentrationen jeweils im Zulaufbereich gemessen.

Im Teich 3 wurden in der oberen Wasserschicht Sauerstoffkonzentrationen zwischen 2,5 mg/l und 4,1 mg/l gemessen. Die mittlere Sauerstoffkonzentration in 50 cm Tiefe lag bei 2,9 mg/l mit einer Schwankungsbreite zwischen 2 mg/l und 3,9 mg/l.

In allen drei Teichen sind Unterschiede der Sauerstoffkonzentration zwischen der oberen Wasserschicht und der Sauerstoffkonzentration in 50 cm Tiefe auszumachen. Aber nur im ersten Teich sind die Unterschiede derart deutlich, dass von einer Sauerstoffschichtung gesprochen werden kann, welche ein Indiz für eine unvollständige Durchmischung ist. Die hohen Sauerstoffkonzentrationen sind auf ausgeprägte Photosyntheseaktivitäten der Algen zurückzuführen.

Mit Sauerstoffkonzentrationen ≥ 2 mg/l sind gute Bedingungen für biologische Aktivitäten vorhanden, was durch das massenhafte Auftreten von Wasserflöhen belegt wird.

Durchströmungsverhalten

Die Fließgeschwindigkeiten in den drei Teichen waren kleiner 0,01 m/s und konnten somit mit der vorhandenen Messtechnik nicht nachgewiesen werden. Der Zulauf der Anlage wurde mit einem Durchflussmessgerät ermittelt. Der Ablauf der Anlage wurde am 07.09.2004 gegen 16.30 Uhr ausgelitert.

Tab. 34: Messung der Durchflussmenge der Anlage Mahlsdorf (07.09.2004, 16.30 Uhr)

	Zulauf		Ablauf
Fließgeschwindigkeit [m/s]	0,6	Zeit [s]	10,85
DN150, Füllhöhe [mm]	80	Menge [l]	1
Durchflussmenge [l/s]	0,05	Durchflussmenge [l/s]	0,09

Es handelt sich dabei nur um eine Stichprobe. Die Differenzen zwischen Zu- und Ablauf können auf den Tagesgang und die Pufferwirkung des Teichsystems zurückgeführt werden. Hochgerechnet auf den Tag ergibt die Stichprobenmessung eine Durchflussmenge von 4,3 m³/d, diese liegt damit deutlich unter der durchschnittlichen Tagesmenge von 28,2 m³/d, was auf die Schwankungen im Tagesgang zurückführbar ist.

Bewertung der Temperaturverteilung

Die Verteilung der Temperatur wurde am 07.09.2004 in der Fläche und im Profil in allen drei Teichen gemessen. Zusätzlich wurde im Zusammenhang mit der Probenahme am 09.09.2004 die Temperatur in allen Zu- und Abläufen gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 77 erkennbar.

Im Teich 1 wurden in der oberen Wasserschicht Temperaturen zwischen 21,1 °C und 25 °C gemessen. In 50 cm Tiefe lagen die Temperaturen bei 18,8 °C. Vom Zulauf zum Ablauf war eine leichte Temperaturzunahme (17,8 °C im Zulaufbereich, 15,1 °C im Ablaufbereich) zu erkennen. Im gesamten Teich war eine Temperaturschichtung auszumachen.

Im Teich 2 lag die mittlere Temperatur in der oberen Wasserschicht bei 23,4 °C. In 50 cm Tiefe wurden eine mittlere Temperatur von 20,6 °C bestimmt. In gesamten Teich war eine Temperaturschichtung auszumachen.

Das gleiche Ergebnis wurde beim dritte Teich erhalten. Im Teich 3 wurden in der oberen Wasserschicht im Mittel eine Temperaturen von 22,7 °C und in 50 cm Tiefe eine mittlere Temperatur von 20,4 °C gemessen. Es liegt damit eine Temperaturschichtung vor.

In allen drei Teichen wurden Temperaturschichtungen nachgewiesen. Diese sind Hinweise für unvollständige Durchmischungen der Teichvolumen.

Bewertung der pH-Wert-Verteilung

Die Verteilung des pH-Wertes wurde am 07.09.2004 in der Fläche und im Profil in allen drei Teichen gemessen. Zusätzlich wurde im Zusammenhang mit der Probenahme am 09.09.2004 der pH-Wert vom Zulauf und von den Abläufen bestimmt. Der Verlauf ist in Tab. 77 erkennbar.

Im Teich 1 sind deutliche Unterschiede zwischen der oberen Wasserschicht und der Wasserschicht in 50 cm Tiefe gemessen worden. In der oberen Wasserschicht lag der pH-Wert zwischen 8,2 in Zulaufbereich und 8,7 im Ablaufbereich und in 50 cm Tiefe zwischen 7,3 und 7,5. Der Zulaufwert liegt damit über dem für frisches Abwasser üblichen Bereich von 6,5 bis 7,5. Die hohen pH-Werte in der oberen Wasserschicht und die deutliche Unterschiede zwischen der oberen Wasserschicht und der Wasserschicht in 50 cm Tiefe im ersten Teich hängen mit den ausgeprägten photosynthetischen Aktivitäten der Algen zusammen.

Im zweiten Teich wurden sowohl in der oberen Wasserschicht als auch in der Wasserschicht in 50 cm Tiefe pH-Werte zwischen 7,4 und 7,7 gemessen.

Im dritten Teich wurde ein konstanter pH-Wert von 7,5 in den unterschiedlichen Wassertiefen gemessen. Der Ablaufwert liegt in dem üblichen pH-Wert-Bereich von 7,5 bis 8,5.

Bewertung der Schlammverteilung

Der Abwasserteichanlage Mahlsdorf sind zwei Absetzbecken zur Vorklärung vorgeschaltet, welche im Wechsel betrieben werden. Der Wechsel und die Schlammräumung findet ungefähr jährlich statt.

In allen drei Teichen wurden am 07.09.2004 die Schlammhöhen ermittelt. Die Darstellungen der Schlammhöhe der Teiche 2 und 3 sind im Anhang enthalten.

Im ersten Segment von Teich 1 wurde im Zulaufbereich ein Schlammberg bis zu 77 cm Höhe bei eine Teichtiefe von 102 cm vorgefunden. Ein zweiter Schlammberg wurde im Bereich des Über-

laufes mit einer Höhe bis zu 70 cm festgestellt. Im Bereich des Ablaufes betrug die Schlamm noch 23 cm.

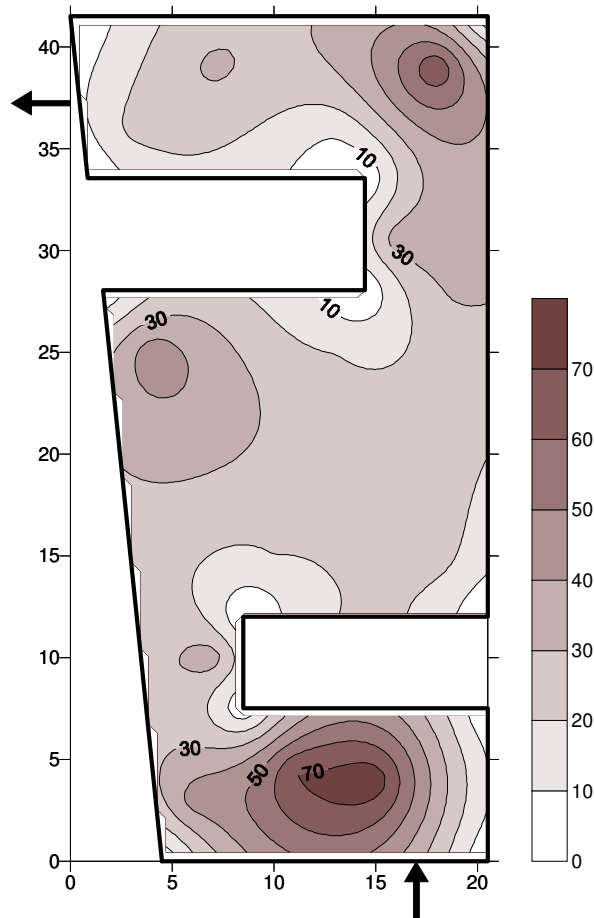


Bild 47: Darstellung der Schlammhöhe [cm] vom ersten Teich der Abwasserteichanlage Mahlsdorf (07.09.2004)

Im Teich 2 wurden im Zulaufbereich Schlammhöhen bis zu 58 cm bei einer Teichtiefe in diesem Bereich von 110 cm gemessen. In den Ecken am Ende des ersten Teichsegmentes wurden nochmals Schlammanhäufungen bis zu 50 cm bei einer Teichtiefe von durchschnittlich 120 cm vorgefunden. Die durchschnittliche Schlammhöhe in dem Teich beträgt ansonsten rund 20 cm.

Im Teich 3 wurden bei einer durchschnittlichen Teichtiefe von 128 cm Schlammhöhen zwischen 5 cm und 30 cm ermittelt, wobei in den Teichecken die größten Schlammhöhen gemessen wurden.

Die absetzbaren Stoffe werden hauptsächlich in den Absetzbecken zurückgehalten. Die vorgefundenen Schlammberge im ersten Teich, aber auch im Zulaufbereich des zweiten Teiches, sind auf außerordentliche Zuflussereignisse zurückzuführen, bei denen die Pufferwirkung des Absetzbeckens nicht mehr ausreichte.

Zusammenfassung und Optimierungsvorschläge

Die Abwasserteichanlage Mahlsdorf ist schon vor 1990 in Betrieb genommen wurden. Die Anlage wird im Mischsystem beschickt, was im Vergleich zu im Trennsystem bestückten Abwasserteichanlagen zu deutlich niedrigen Zulaufkonzentrationen führt und die Einhaltung von Überwachungswerten begünstigt.

Mit einer spezifischen Fläche von 10 m²/E wird der derzeit im ATV-A 201 empfohlenen Wert von 10 m²/E eingehalten. Die günstige bauliche Aufführung der Anlage (Absetzbecken, Leitdämme in den Teichen) tragen zu der sehr guten biologischen Reinigungsleistung bei, was auch durch die Anwesenheit von Wasserflöhen und vor allem durch die guten Ablaufwerte (alle Stichproben hielten die Überwachungswerte von 40 mg/l für den BSB₅ bzw. 150 mg/l für den CSB ein) bestätigt wird. Das 85-Perzentil liegt für den BSB₅ bei 20 mg/l und für den CSB bei 80 mg/l.

Die bei der Vor-Ort-Untersuchung am 07.09.2004 vorgefundene Sauerstoffschichtung im ersten Teich sowie die Temperaturschichtungen in allen drei Teichen werden durch den geringen Durchfluss bedingt. Diese Phänomene sind Indizien für eine zeitweise unvollständige Durchmischung der Teiche. Die vorgefundenen Sauerstoffkonzentrationen ≥ 2 mg/l bieten aber gute Bedingungen für biologische Aktivitäten, was durch das massenhafte Auftreten von Wasserflöhen belegt wird. Zudem wurden im ersten Teich Schlammberge vorgefunden, die darauf hinweisen, dass die Absetzbecken nicht immer rechtzeitig geräumt wurden.

Folgende Optimierungsvorschläge werden unterbreitet:

- Auf rechtzeitige Räumung der Absetzbecken achten!
- Vollständige Entschlammung des ersten Teiches
- Entschlammung des ersten Segmentes von Teich 2
- Beobachtung der Nitritwerte wird empfohlen

6.4. Kläranlage Wallstawe

Die Abwasserteichanlage Wallstawe ist in der vorgefundenen Verfahrensweise seit 1999 in Betrieb. Die Anlage besteht aus einem Absetzteich, einem belüftetem Teich und zwei natürlich belüfteten Teichen. Das Volumen des Absetzteiches beträgt rund 200 m³. Das belüftete Volumen umfasst rund 670 m³. Die beiden natürlich belüfteten Teiche haben eine Gesamtfläche von 3.535 m² bei einem Volumen von 4.125 m³. Der Absetzteich und der technisch belüftete Teich sind zusätzlich mit Folie gedichtet. Die beiden natürlich belüfteten Teiche sind natürlich gedichtet. In dem technisch belüfteten Teich ist zur Verbesserung der mechanisch-biologischen Behandlung des Abwassers ein Biofilterplattentrommelsystem (Fa. Repair Service Rostock GmbH) mit pneumatischen Luftantrieb eingebaut. Eine schematische Darstellung ist Bild 48 zu entnehmen.

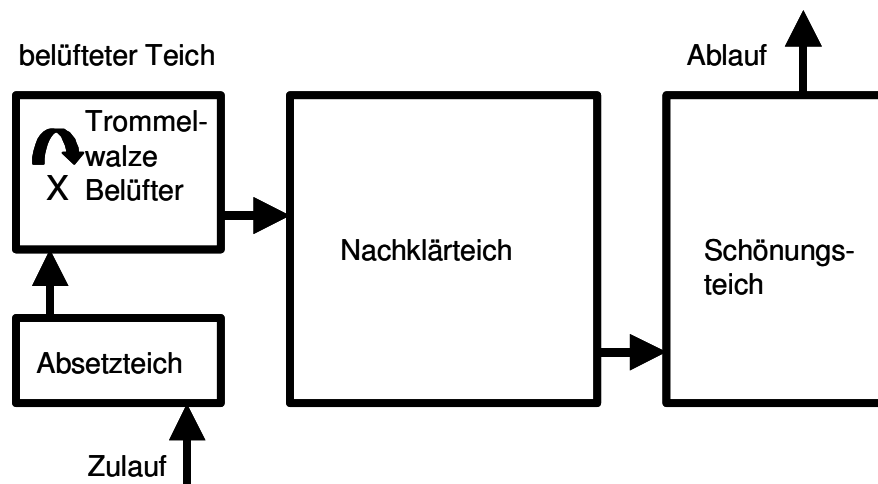


Bild 48: Schematische Darstellung der Abwasserteichanlage Wallstawe

Die Bemessungsgröße liegt bei 1.000 E und einen Trockenwetterzufluss von 5,9 l/s (21,3 m³/h). Derzeit sind 579 Einwohner im Trennsystem angeschlossen. Auch das Abwasser einer im Ort ansässigen Wäscherei wird in der Abwasserteichanlage mitbehandelt, was zu zeitweilig extrem hohen pH-Werten im Zulauf der Anlage führt (laut Aussage der Betreiber). Der Anschluss soll mittelfristig auf 608 E und langfristig auf 952 E erweitert werden. Die Einleitung des gereinigten Abwassers erfolgt in den Grenzgraben Tylsen-Wallstawe. Als **Datengrundlagen** liegen zur Auswertung die Daten der Eigenkontrolle 2002 bis August 2004 sowie die Daten der behördlichen Überwachung aus den Jahren 2001 bis 2003 vor.

Zulaufbelastungen

Die Jahresschmutzwassermenge 2003 wird für die Abwasserteichanlage Wallstawe mit 17.611 m³/a angegeben. Die mittlere hydraulische Auslastung beträgt demnach nur 10%. Umgerechnet auf die angeschlossenen Einwohner ergibt sich ein Wasseranfall von 84 l/(E·d). Bis Juli 2004 betrug die Schmutzwassermenge 10.312 m³, was ebenfalls einen Wasseranfall von 84 l/(E·d) ergibt. Die theoretische Durchflusszeit liegt mit 104 Tagen deutlich über der bemessenen Durchflusszeit von 10 Tagen.

Die Tab. 35 zeigt die mittleren Zulaufkonzentrationen für die Jahre 2002 bis Juni 2004 sowie die mittleren Zulauffrachten für 2003 bis August 2004 aus den Eigenüberwachungen. Die Anlage Wallstawe wird nur quartalsweise (mit zwei zusätzlichen Stichproben) beprobt, so dass für den

genannten Zeitraum insgesamt nur 13 Stichproben zur Verfügung stehen, bei denen nicht immer alle Parameter untersucht wurden. Die Zulaufkonzentrationen bewegen sich in einem für kommunales Rohabwasser üblichen Bereich. Die BSB_5 -Zulaufwerte schwanken zwischen 300 mg/l und 666 mg/l sowie zwischen 590 mg/l und 914 mg/l bei den CSB-Zulaufwerten. Die P_{ges} -Zulaufwerte sind im Vergleich zu anderen Anlagen relativ hoch.

Tab. 35: Mittlere Zulaufkonzentrationen und –frachten der Anlage Wallstawe (Daten aus der Eigenüberwachung 2002 bis August 2004)

Parameter	Zulaufkonzentration [mg/l]			Zulauffrachten [kg/d]	
	2002	2003	2004	2003	2004
BSB_5	537 (n=5)	530 (n=4)	440 (n=3)	25,6	21,4
CSB	762 (n=5)	789 (n=4)	658 (n=2)	38,1	32,0
N_{ges}	64,4 (n=4)	91 (n=2)	-	4,4	-
P_{ges}	22,8 (n=5)	27 (n=2)	-	1,3	-

Bemerkung: n = Anzahl der Stichproben, Daten bis August 2004

Die mit den Frachten aus Tab. 35 berechneten Einwohnerwerte sind in Bild 49 dargestellt.

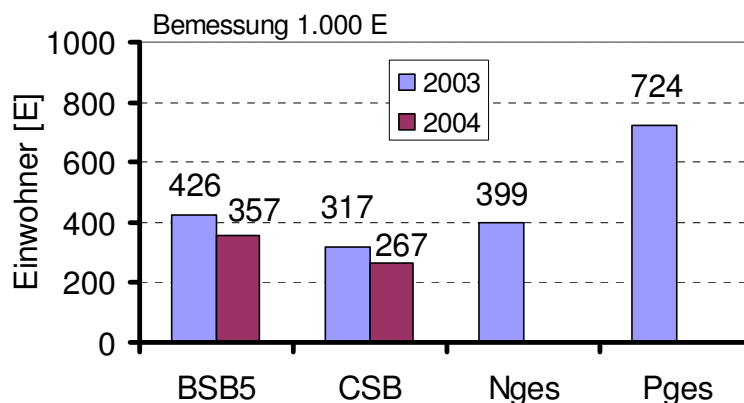


Bild 49: Mittlere Anlagenbelastung (Einwohnerwerte) der Abwasserteichanlage Wallstawe, 2003 bis August 2004

Tab. 36: Durchschnittlicher Auslastungsgrad der Abwasserteichanlage Wallstawe (Daten aus der Eigenüberwachung 2003 bis August 2004)

Parameter	Auslastungsgrad [%]	
	2003	bis August 2004
BSB_5	43	36
CSB	32	27
N_{ges}	40	-
P_{ges}	72	-
Mittelwert	47	32

Bei der Auslastung handelt es sich um einen Jahresmittelwert der jeweiligen Parameter bezogen auf die Auslegungsbelastung. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass für eine sichere Auslegung einer Anlage Spitzenbelastungen z.B. bei Kampagnenbetrieb (als Wochen- oder Monatsmittel) bei der Bemessung mit einfließen. Somit ist eine im Mittel 100% ausgelastete Anlage nicht in der Lage Spitzen abzufangen. Die Anlage Wallstawe hat demnach (Tab. 36) noch Kapazitätsreserven. Die höchste Auslastung ist bei P_{ges} zu verzeichnen. Zurückzuführen sind diese Feststellungen auch auf den derzeitigen Anschlussgrad von 58%. Die zeitweise Belastung durch die angeschlossene Wäscherei macht sich in der Zulaufstatistik, bis auf höhere pH- und P_{ges} -Zulaufwerte (Tab. 35 bzw. Tab. 38), nicht bemerkbar.

Das CSB/BSB₅-Verhältnis liegt unter dem für kommunales Abwasser üblichen Bereich, was nicht optimal für die biologische Abbaubarkeit ist.

Tab. 37: Durchschnittliche CSB/BSB₅-Verhältnisse im Zulauf der Anlage Wallstawe, 2002 bis August 2004

	2002	2003	2004
CSB/BSB ₅ (Schwankungsbreite)	1,4 (1,3 – 1,6)	1,5 (1,2 – 1,7)	1,3 (1,3)

Die pH-Werte des zufließenden Abwassers liegen 2002 bis August 2004 zwischen 7,2 und 8,6. Mit einem Mittelwert von 8,0 bzw. 7,8 (Tab. 38) liegen sie über dem für Rohwasser üblichen Bereich von 6,5 bis 7,5. Zeitweise wurden laut Aussagen der Betreiber sogar pH-Werte bis 14 gemessen. Diese Probenergebnisse sind in den Auswertungsdaten aber nicht enthalten.

Tab. 38: Durchschnittliche pH-Werte im Zulauf der Anlage Wallstawe, 2002 bis August 2004

	2002	2003	2004
pH (Schwankungsbreite)	8,0 (7,2 – 8,6)	7,8 (7,5 – 8,0)	7,8 (7,6 – 8,3)

Ablaufwerte und Reinigungsleistung

In Tab. 39 sind die mittleren Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Wallstawe für die Jahre 2002 und August 2004 aus den Daten der Eigenüberwachung angegeben. Die Anlage Wallstawe hat für den BSB₅-Ablaufwert 40 mg/l als Überwachungswert, 150 mg/l für den CSB-Ablaufwert und zusätzlich für N_{ges} 40 mg/l sowie für P_{ges} 20 mg/l einzuhalten. Zeitweilig gab es Probleme bei der Einhaltung der BSB₅- und CSB-Überwachungswerte. Die Überwachungswerte für N_{ges} und P_{ges} wurden in allen Stichproben eingehalten.

Tab. 39: Mittlere Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Wallstawe, 2002 bis Juni 2004 (aus Proben der Eigenüberwachung)

Parameter	Ablaufkonzentrationen [mg/l]			Überwachungswert [mg/l]
	2002	2003	2004	
BSB ₅	38 (n=5)	35 (n=5)	21 (n=3)	40
CSB	117 (n=5)	104 (n=5)	101 (n=2)	150
NH ₄ -N	8,8 (n=5)	14,8 (n=4)	20,5 (n=2)	
N _{anorg ges}	10,4 (n=5)	16,2 (n=4)	20,9 (n=2)	40
P _{ges}	4,0 (n=5)	6,1 (n=4)	5,0 (n=2)	20

Bemerkung: Daten bis August 2004

Mit den hohen Abbaugraden für die organische Verschmutzung wird im Mittel die Einhaltung der Überwachungswerte erreicht. Der Abbau für N_{ges} und P_{ges} ist ebenfalls hoch, so dass auch hier die Überwachungswerte eingehalten werden (Bild 50).

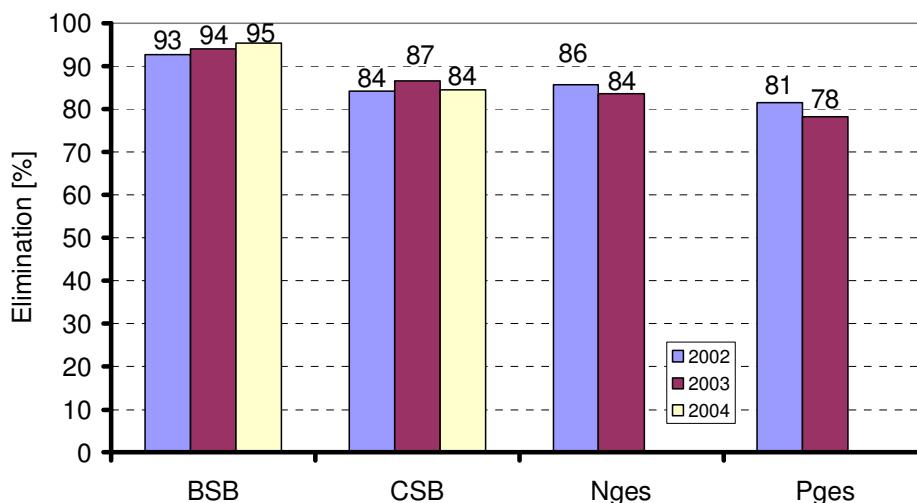


Bild 50: Eliminationsleistungen der Anlage Wallstawe in den Jahren 2002 bis August 2004

- BSB₅

Bei einer sehr hohen Eliminationsleistung über 90% hielten 2002 3 von 5 Stichproben und 2003 2 von 5 Stichproben der Eigenüberwachung den Überwachungswert von 40 mg/l nicht ein. Bis August 2004 lagen alle Stichprobenwerte unter dem Überwachungswert. Für die 13 Stichproben der Eigenüberwachung ergibt sich für den betrachteten Zeitraum ein 85-Perzentil-Wert von 56 mg/l. In der behördlichen Überwachung wird der BSB₅-Ablaufwert nicht geprüft.

- CSB

2002 hielten 2 von 5 Stichproben der Eigenüberwachung den Überwachungswert von 150 mg/l nicht ein. Im Zeitraum 2003 bis August 2004 lagen die CSB-Ablaufwerte unter den Überwa-

chungswert. Für die 13 Stichproben der Eigenüberwachung ergibt sich für den betrachteten Zeitraum ein 85-Perzentil-Wert von 152 mg/l. Nur in einer behördlichen Überwachung im Zeitraum 2001 bis 2003 wurde der CSB-Ablaufwert geprüft. Diese Stichprobe hielt den Überwachungswert ein.

- CSB/BSB₅-Verhältnis

Das CSB/BSB₅-Verhältnis der Ablaufwerte schwankte in dem Zeitraum 2002 bis August 2004 zwischen 1,4 und 16,3. Insgesamt kann der Abbau als gut eingestuft werden. Die zeitweise niedrigen CSB/BSB₅-Verhältnisse sind Indizien für einen temporär unvollständigen Abbau.

- TOC

In der behördlichen Überwachung 2001 bis 2003 wurde im Mittel ein TOC-Gehalt von 31 mg/l bestimmt.

- AFS

Die AFS-Gehalte werden weder in der behördlichen Überwachung noch in der Eigenüberwachung mit bestimmt.

- Stickstoffparameter

Für den N_{ges.}-Ablaufwert ist für die Anlage Wallstawe ein Überwachungswert von 40 mg/l festgelegt. Dieser Wert wurde von 2002 bis August 2004 in allen Stichproben der Eigenüberwachung eingehalten. Mit einer Schwankungsbreite zwischen 4,7 mg/l und 25,3 mg/l sind die N_{ges.}-Ablaufwerte der Anlage Wallstawe sehr niedrig. Der Jahresmittelwert der N_{ges.}-Ablaufwerte hat sich aber von 10,4 mg/l im Jahr 2002 auf 20,9 mg/l bis August 2004 erhöht. Für die 11 Stichproben der Eigenüberwachung ergibt sich für den betrachteten Zeitraum ein 85-Perzentil-Wert von 25 mg/l.

Entsprechend niedrig fallen auch die NH₄-N-Ablaufwerte in diesem Zeitraum aus. Bei den NH₄-N-Ablaufwerten beträgt die Schwankungsbreite 4 mg/l bis 25 mg/l.

Die Nitrat- und Nitritablaufwerte wurden in der Eigenüberwachung nicht bestimmt. Aus den insgesamt 11 behördlichen Stichproben der Jahre 2001 bis 2003 sind für Nitrat Ablaufwerte zwischen 0,3 mg/l und 2,5 mg/l sowie für Nitrit Ablaufwerte zwischen 0,01 mg/l und 1,1 mg/l (4 Stichproben) festzustellen.

- P_{ges.}

In allen Fällen der behördlichen und der Eigenüberwachung wurde der Überwachungswert von 20 mg/l eingehalten. Maximal wurden im betrachteten Zeitraum 7,8 mg/l P_{ges.} im Ablauf ermittelt. Für die 11 Stichproben der Eigenüberwachung ergibt sich ein 85-Perzentil-Wert von 7,3 mg/l.

- pH-Wert

Der Jahresmittelwert hat sich von 8,2 im Jahr 2002 bzw. 8,3 2003 auf 7,7 bis August 2004 gesenkt. Die Schwankungsbreite liegt in diesem Zeitraum zwischen 7,5 und 8,5. Die Werte liegen damit in dem für Ablauf üblichen Bereich von 7,5 bis 8,5.

Ergebnisse der Vor-Ort-Untersuchungen am 08.09.2004

Am Untersuchungstag war es sonnig und windstill. Die Lufttemperatur betrug ca. 18 °C. Die Probenahme am Zu- und Ablauf der Anlage erfolgte am 09.09.2004.

In den Untersuchungen sind im Rahmen des Projektes Zu- und Ablaufparameter von der gesamten Anlage bestimmt wurden. Von jedem Zu- bzw. Ablauf wurden zusätzlich die Temperatur, die Sauerstoffkonzentration, der pH-Wert und der AFS-Gehalt gemessen.

Der Absetzteich war am Untersuchungstag grün. Auch die beiden natürlich belüfteten Teiche wiesen eine leichte Grünfärbung auf. Gleichzeitig waren in beiden Teichen Wasserflöhe zu finden. Die photosynthetischen Aktivitäten der Algen waren nur im Nachklärteich anhand der hohen Sauerstoffkonzentrationen sowie hohen pH-Werten nachweisbar.

Im und am Schönungsteich wurden am Untersuchungstag Bismarratten gesichtet. An den Böschungen des Teiches wurden Grabspuren der Tiere gefunden. Der Ablauf war mit Pflanzenteilen durch Aktivitäten der Bismarratten verbaut.

Tab. 40: Messergebnisse vom Zu- und Ablauf (Stichprobe Wallstawe, 09.09.2004)

Messstelle	CSB _{unfilt.}	CSB _{filt.}	BSB ₅	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	P _{ges}
Zulauf [mg/l]	821	468	518	76	0,33	0,07	13,2
Ablauf [mg/l]	78	74	21,1	21,7	0,04	0,07	1,0
Wirkungsgrad [%]	90	84	96	71	-	-	92

Bemerkung: Filtration mit GF6

Durch die sehr guten Abbaugrade (Tab. 40) werden entsprechende Ablaufergebnisse erhalten. Der hauptsächliche Ammoniumumsatz findet laut Tab. 78 entgegen der Theorie im Nachklärteich statt. Die größte Phosphoreliminationsleistung wird im Schönungsteich erbracht. Die organische Fracht wird hauptsächlich im belüfteten Teich aber auch im Schönungsteich reduziert.

Bewertung der Sauerstoffverteilung

Die Verteilung der Sauerstoffkonzentration wurde am 07.09.2004 in der Fläche und im Profil im technisch belüfteten sowie im Nachklär- und im Schönungsteich. Zusätzlich wurde im Zusammenhang mit der Probenahme am 09.09.2004 die Sauerstoffkonzentration in allen Zu- und Abläufen gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 78 erkennbar, die Darstellungen sind im Anhang enthalten.

Im technisch belüfteten Teich ist ein pneumatischer Luftantrieb installiert, der rund um die Uhr eine optimale Sauerstoffkonzentration garantieren soll. Am Untersuchungstag wurde in der oberen Wasserschicht ein Sauerstoffgehalt von 2,5 mg/l im Mittel und in 50 cm Tiefe im Mittel von 2,4 mg/l gemessen. Es war eine annähernd homogene und vor allem optimale Sauerstoffverteilung in dem Teich vorhanden.

Im Nachklärteich wurden in der oberen Wasserschicht Sauerstoffkonzentrationen zwischen 12,6 mg/l und 18,7 mg/l gemessen. Die Sauerstoffkonzentrationen in 50 cm Tiefe erreichten Werte zwischen 1,9 mg/l und 5 mg/l. Die niedrigeren Sauerstoffkonzentrationen wurden jeweils im Schatten, die höheren Sauerstoffkonzentrationen jeweils im besonnten Bereich gemessen.

Im Schönungsteich wurden in der oberen Wasserschicht Sauerstoffkonzentrationen im Mittel 2,9 mg/l und in 50 cm Tiefe im Mittel 2,6 mg/l gemessen. Die höchste Sauerstoffkonzentration mit 10,1 mg/l war im Zulaufbereich vorhanden. Die Sauerstoffverteilung war im Teich annähernd homogen.

Nur im Nachklärteich waren die deutliche Unterschiede bei den Sauerstoffkonzentrationen zwischen oberer Wasserschicht und in 50 cm Tiefe nachweisbar, so dass von einer Sauerstoffschichtung gesprochen werden kann, welche ein Indiz für eine unvollständige Durchmischung ist. Die hohen Sauerstoffkonzentrationen sind auf ausgeprägte Photosyntheseaktivitäten der Algen zurückzuführen.

Mit Sauerstoffkonzentrationen ≥ 2 mg/l sind gute Bedingungen für biologische Aktivitäten vorhanden, was auch durch das Auftreten von Wasserflöhen im Nachklär- und im Schönungsteich belegt wird.

Durchströmungsverhalten

Messungen zur Fließgeschwindigkeit wurden im belüfteten Teich durchgeführt. Die Ergebnisse sind Bild 51 zu entnehmen. Die Drehwirkung der Biofiltertrommel und die Verteilung durch den pneumatischen Lufteintrag reichen aber nicht aus, das gesamte Teichvolumen umzuwälzen.

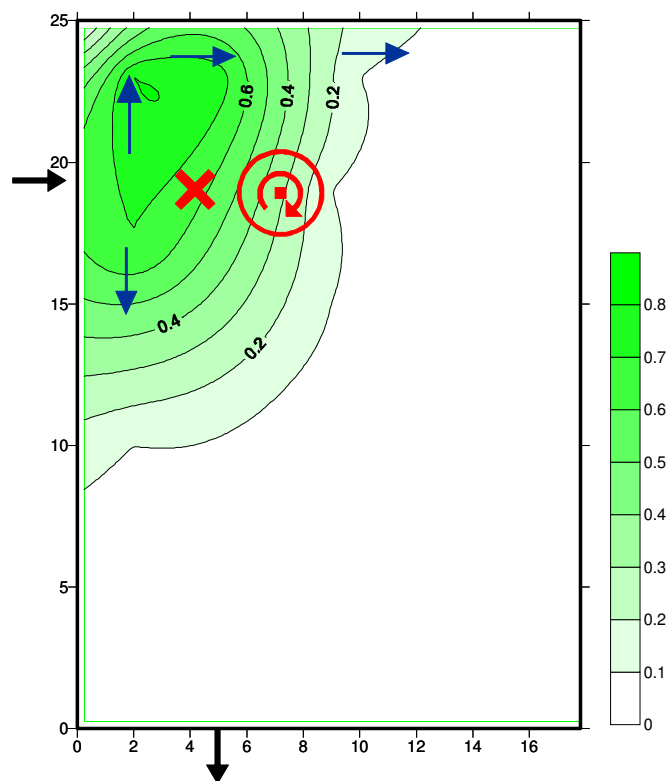


Bild 51: Darstellung der Fließgeschwindigkeit [m/s] im belüfteten Teich der Abwasserteichanlage Wallstawe in 50 cm Tiefe (08.09.2004)

In den beiden natürlich belüfteten Teichen waren die Fließgeschwindigkeiten kleiner 0,01 m/s und konnten somit mit der vorhandenen Messtechnik nicht nachgewiesen werden.

Der Zulauf der Anlage konnte nicht gemessen werden, da der Zulauf gepumpt wird. Die Fließgeschwindigkeit des Ablaufes der Anlage war 0 m/s, da durch den Verbau mit Pflanzenteilen (Aktivitäten der Bismarratten) ein Ablauf verhindert wurde.

Zur Orientierung wurde der Ablauf des belüfteten Teiches am 08.09.2004 gegen 18 Uhr ausgelitert.

Tab. 41: Messung der Durchflussmenge der Anlage Wallstawe (08.09.2004, 18 Uhr)

	Ablauf belüfteter Teich
Zeit [s]	2,14
Menge [l]	0,85
Durchflussmenge [l/s]	0,4

Es handelt sich dabei nur um eine Stichprobe. Hochgerechnet auf den Tag ergibt die Stichprobenmessung eine Durchflussmenge von 34,6 m³/d, diese liegt damit unter der durchschnittlichen Tagesmenge von 48,2 m³/d, was auf die Schwankungen im Tagesgang zurückführbar ist.

Bewertung der Temperaturverteilung

Die Verteilung der Temperatur wurde am 08.09.2004 in der Fläche und im Profil in allen drei Teichen gemessen. Zusätzlich wurde im Zusammenhang mit der Probenahme am 09.09.2004 die Temperatur in allen Zu- und Abläufen gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 78 erkennbar.

Im belüfteten Teich wurden eine homogene Temperaturverteilung vorgefunden. In der Fläche und im Profil wurden eine Temperatur von 22,1 °C gemessen.

Im Nachklärteich lag die mittlere Temperatur in der oberen Wasserschicht bei 23,4 °C. In 50 cm Tiefe wurden eine mittlere Temperatur von 20,6 °C bestimmt. In gesamten Teich war eine Temperaturschichtung auszumachen.

Das gleiche Ergebnis wurde beim dritte Teich erhalten. Im Schönungsteich wurden in der oberen Wasserschicht im Mittel eine Temperaturen von 22,7 °C und in 50 cm Tiefe eine mittlere Temperatur von 20,4 °C gemessen. Es lag damit eine Temperaturschichtung vor. Diese sind Hinweise für unvollständige Durchmischungen des Teichvolumens.

Bewertung der pH-Wert-Verteilung

Die Verteilung des pH-Wertes wurde am 08.09.2004 in der Fläche und im Profil in allen drei Teichen gemessen. Zusätzlich wurde im Zusammenhang mit der Probenahme am 09.09.2004 der pH-Wert vom Zulauf und von den Abläufen bestimmt. Der Verlauf ist in Tab. 78 erkennbar.

Im belüfteten Teich wurde ein konstanter pH-Wert von 7,7 in den unterschiedlichen Wassertiefen gemessen. Der pH-Zulaufwert liegt über dem für frisches Abwasser üblichen Wert von 6,5 bis 7,5, was auf längere Pausen zwischen den Pumpzeiten deutet.

Im Nachklärteich sind leichte Unterschiede zwischen der oberen Wasserschicht und der Wasserschicht in 50 cm Tiefe gemessen worden. In der oberen Wasserschicht lag der pH-Wert bei 8,3 und in 50 cm Tiefe bei 8,0. Die höheren pH-werte können auf die Algenaktivitäten zurückgeführt werden.

Im Schönungsteich wurde ein konstanter pH-Wert von 7,7 in den unterschiedlichen Wassertiefen gemessen. Der Ablaufwert liegt in dem üblichen Bereich von 7,5 bis 8,5.

Bewertung der Schlammverteilung

Der Abwasserteichanlage Wallstawe ist ein Absetzteich zur Vorklärung vorgeschaltet, welcher regelmäßig geräumt wird.

In dem technisch belüfteten Teich sowie im Nachklär- und im Schönungsteich wurden am 08.09.2004 die Schlammhöhen ermittelt. Die Darstellung der Schlammhöhe im Schönungsteich ist im Anhang enthalten.

Im belüfteten Teich wurde im Mittel eine Schlammhöhe von 12 cm vorgefunden. Die Schlammablagerungen bis 25 cm Höhe sind in den beruhigten Zonen des Teiches zu finden. Im Bereich des Belüfters sind keine Schlammablagerungen vorhanden. Die Teichtiefe beträgt 155 cm.

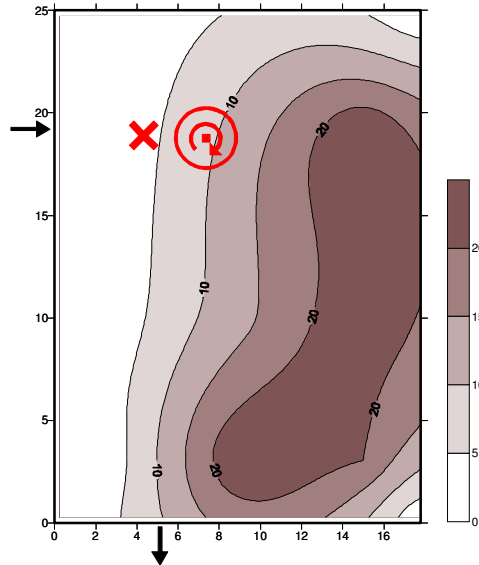


Bild 52: Darstellung der Schlammhöhe [cm] im belüfteten Teich der Abwasserteichanlage Wallstawe (08.09.2004)

Im Nachklärteich sind Schlammablagerungen bis zu 15 cm hauptsächlich in der Mitte des Teiches gemessen wurden. Die Teichtiefe beträgt im Mittel 115 cm. Darstellungen sind Bild 53 zu entnehmen.

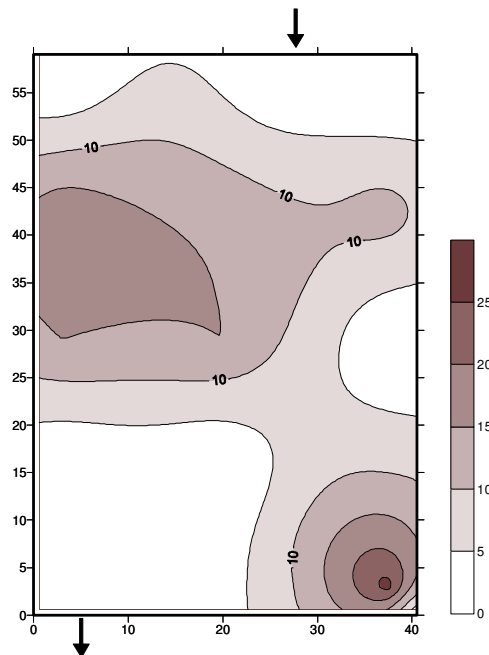


Bild 53: Darstellung der Schlammhöhe [cm] im Nachklärteich der Abwasserteichanlage Wallstawe (08.09.2004)

Im Schönungsteich hat sich bei einer Teichtiefe von im Mittel 120 cm hauptsächlich in den Ecken des Teiches Schlamm bis zu einer Höhe von 17 cm abgelagert.

Die absetzbaren Stoffe werden hauptsächlich in dem Absetzteich zurückgehalten. Die derzeit vorgefundenen Ablagerungen sind im Vergleich zu den Teichtiefen noch gering, zeigt aber den nicht optimalen Stoffrückhalt im Absetzteich.

Zusammenfassung und Optimierungsvorschläge

Die Abwasserteichanlage Wallstawe ist in dieser Verfahrensweise seit 1999 in Betrieb. Die Anlage wird im Trennsystem beschickt. Die Anlage wird durch das diskontinuierliche Pumpen stoßweise belastet. Eine zusätzlich Belastung erfolgt durch die angeschlossene Wäscherei, welche laut Anlagenbetreiber sehr hohe pH-Werte des Zulaufes bedingt. Hydraulisch ist die Anlage nur zu 10% ausgelastet. Der Zulauf weist im Vergleich zu anderen Abwasserteichanlagen erhöhte P_{ges} -Werte auf.

In 2 von 5 Stichproben wurden die Überwachungswerte für den BSB_5 (40 mg/l) und den CSB (150 mg/l) bei sehr guten Abbauleistungen der Anlage von >90% für den BSB_5 und 87% für den CSB eingehalten. Das 85-Perzentil liegt für den BSB_5 bei 56 mg/l und für den CSB bei 156 mg/l.

Mit einer BSB_5 -Raumbelastung von 38 g $\text{BSB}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ im Jahr 2003 sowie 32 g $\text{BSB}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ bis August 2004 wird der derzeit im ATV-A 201 empfohlenen Wert von ≤ 25 g $\text{BSB}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ überschritten. Weitere Anschlüsse an die Anlage ohne zusätzliche Maßnahmen können nicht empfohlen werden. Deshalb werden folgende Optimierungsvorschläge unterbreitet:

- Erweiterung des belüfteten Volumens (für geplante 952 E auf mindestens 2.300 m³), zusätzliche Belüfterleistung erforderlich
- Einbau von Prall- und Leitwänden im Nachklärteich und im Schönungsteich
- Anbringen von Gittern am Kläranlagenablauf, um Verbau des Ablaufes durch die Bisamratten zu unterbinden (Gittereinbau z.B. im direkten Schönungsteichablauf und im Grabenzulauf)

6.5. Kläranlage Dambeck

Die Abwasserteichanlage Dambeck ist schon vor 1990 in Betrieb gewesen. Die Anlage besteht aus zwei Absetzbecken mit je rund 250 m³ Fassungsvermögen, welche abwechselnd betrieben werden, und 2 Teichen mit einer Gesamtfläche von ca. 7.340 m² bei einem Volumen von 8.070 m³. Die Teiche sind natürlich gedichtet. Eine schematische Darstellung ist Bild 45 zu entnehmen.

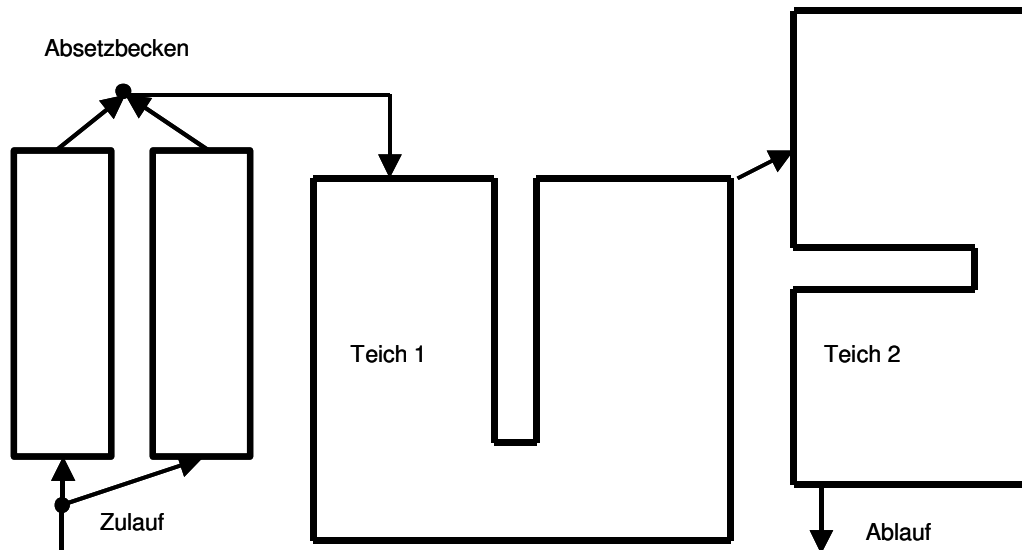


Bild 54: Schematische Darstellung der Abwasserteichanlage Dambeck

Die Bemessungsgröße liegt bei 200 E. Die Kapazität ist auf 50 m³/d festgelegt. Die Einleitung des gereinigten Abwassers erfolgt in den Graben zur Jeetze. Die Bestückung der Anlage erfolgt im Mischsystem. Als **Datengrundlagen** liegen zur Auswertung die Daten der Eigenkontrolle 2002 bis Juni 2004 sowie die Daten der behördlichen Überwachung aus den Jahren 2001 bis 2003 vor.

Zulaufbelastungen

Die Jahresschmutzwassermenge 2003 wird für die Abwasserteichanlage Dambeck mit 9.700 m³/a angegeben. Die mittlere hydraulische Auslastung liegt demnach bei rund 53%. Umgerechnet auf die angeschlossenen Einwohner ergibt sich ein Wasseranfall von ca. 135 l/(E·d) und liegt damit deutlich höher als bei anderen Anlagen. Die theoretische Durchflusszeit liegt mit 313 Tagen deutlich über der bemessenen Durchflusszeit von 166 Tagen.

Die Tab. 30 zeigt die mittlere Zulaufkonzentrationen für die Jahre 2002 bis Juni 2004 sowie die mittlere Zulaufkraft für 2003 aus den Eigenüberwachungen. Die Anlage Dambeck wird nur quartalsweise beprobt, so dass für den genannten Zeitraum insgesamt nur 10 Stichproben zur Verfügung stehen. Zudem wird vom Zulauf neben dem pH-Wert nur der BSB₅ bestimmt. Die Zulaufkonzentrationen sind bedingt durch das Mischwassersystem nicht sehr hoch. Die BSB₅-Zulaufwerte schwanken zwischen 60 mg/l und 420 mg/l.

Tab. 42: Mittlere Zulaufkonzentrationen und –frachten der Anlage Dambeck (Daten aus der Eigenüberwachung 2002 bis Juni 2004)

Parameter	Zulaufkonzentration [mg/l]			Zulauffracht [kg/d]
	2002	2003	bis Juni 2004	2003
BSB ₅	173 (n=4)	195 (n=4)	290 (n=2)	5,2

Bemerkung: n = Anzahl der Stichproben

Die mittlere Anlagenbelastung der Abwasserteichanlage Dambeck beträgt, bedingt auch durch die niedrige Fracht, 87 Einwohnerwerte, was einer Auslastung von 43% entspricht. Bei der Auslastung handelt es sich um einen Jahresmittelwert der jeweiligen Parameter bezogen auf die Auslegungsbelastung. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass für eine sichere Auslegung einer Anlage Spitzenbelastungen z.B. bei Kampagnenbetrieb (als Wochen- oder Monatsmittel) bei der Bemessung mit einfließen. Somit ist eine im Mittel 100% ausgelastete Anlage nicht in der Lage Spitzen abzufangen.

Zum CSB/BSB₅-Verhältnis kann aufgrund fehlender Daten keine Aussage getroffen werden.

Die pH-Werte des zufließenden Abwassers liegen zeitweise über dem für Rohwasser üblichen Bereich von 6,5 bis 7,5 (Tab. 31).

Tab. 43: Durchschnittliche pH-Werte im Zulauf der Anlage Dambeck, 2002 bis Juni 2004

	2002	2003	2004
pH (Schwankungsbreite)	7,9 (n=4) (7,5 – 8,3)	7,6 (n=4) (7,4 – 7,8)	7,5 (n=2) (7,4 – 7,6)

Bemerkung: n = Anzahl der Stichproben

Ablaufwerte und Reinigungsleistung

In Tab. 32 sind die mittleren Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Dambeck für die Jahre 2002 bis Juni 2004 aus den Daten der Eigenüberwachung angegeben. Die Anlage Dambeck hat für den BSB₅-Ablaufwert 40 mg/l als Überwachungswert und 150 mg/l für den CSB-Ablaufwert einzuhalten. Alle Stichproben der Eigenüberwachung sowie der behördlichen Überwachung hielten die Überwachungswerte ein. Auffällig sind die extrem niedrigen N_{ges}- und P_{ges}-Ablaufwerte.

Tab. 44: Mittlere Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Dambeck, 2002 bis Juni 2004 (aus Proben der Eigenüberwachung)

Parameter	Ablaufkonzentrationen [mg/l]			Überwachungswert [mg/l]
	2002	2003	2004	
BSB ₅	12 (n=4)	14 (n=4)	7 (n=2)	40
CSB	42 (n=4)	60 (n=4)	37 (n=2)	150
NH ₄ -N	4,3 (n=4)	4,0 (n=4)	6,5 (n=2)	
N _{anorg ges}	4,9 (n=4)	4,3 (n=4)	6,9 (n=2)	
P _{ges}	0,5 (n=4)	1,2 (n=4)	2,0 (n=2)	

Bemerkung: Daten bis Juni 2004

Die Darstellungen zum Abbau für die organische Verschmutzung kann aufgrund fehlender Daten nur für den BSB₅ vorgenommen werden (Bild 55).

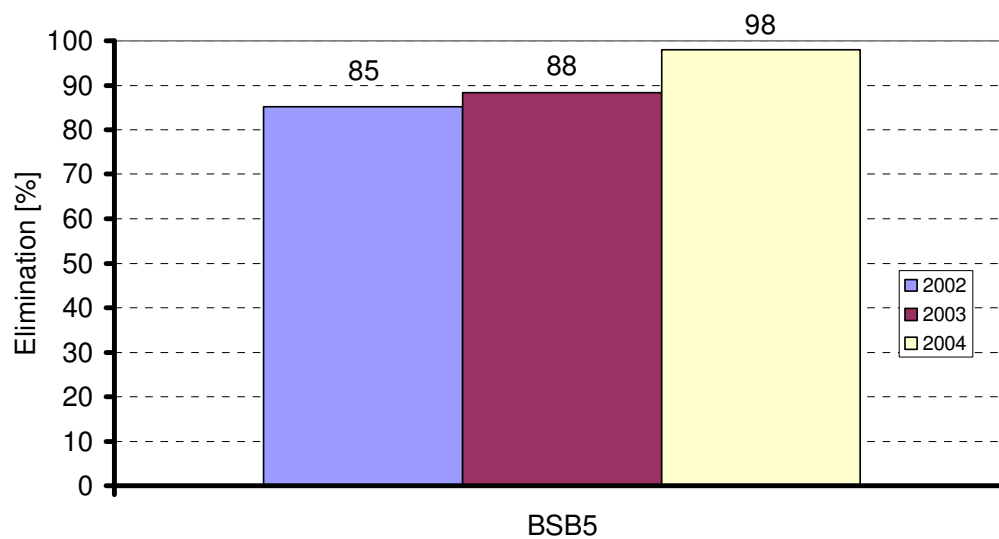


Bild 55: Eliminationsleistungen der Anlage Dambeck in den Jahren 2002 bis Juni 2004

- BSB₅

Bei zum großen Teil sehr hohen Eliminationsleistungen über 90% hielten alle Stichproben der Eigenüberwachung in dem Zeitraum 2002 bis Juni 2004 den Überwachungswert von 40 mg/l ein. Bisher wurde ein maximaler BSB₅-Ablaufwert von 27 mg/l bestimmt. Für die 10 Stichproben der Eigenüberwachung ergibt sich für den Zeitraum ein 85-Perzentil-Wert von 21 mg/l. In der behördlichen Überwachung wird der BSB₅-Ablauf nicht bestimmt.

- CSB

Alle Stichproben der Eigenüberwachung und der behördlichen Überwachung 2002 bis Juni 2004 hielten den Überwachungswert von 150 mg/l ein. Bisher wurden ein maximaler CSB-Ablaufwert von 126 mg/l im September 2003 bestimmt. Für die 10 Stichproben der Eigenüberwachung ergibt sich für den Zeitraum ein 85-Perzentil-Wert von 82 mg/l.

- CSB/BSB₅-Verhältnis

Das CSB/BSB₅-Verhältnis der Ablaufwerte schwankte in dem Zeitraum 2002 bis Juni 2004 zwischen 2,2 und 26,0, was insgesamt auf einen guten Abbau deutet.

- TOC

In der behördlichen Überwachung 2001 wurde von einer Stichprobe der TOC-Gehalt mit 8 mg/l bestimmt.

- AFS

Die AFS-Gehalte werden weder in der behördlichen Überwachung noch in der Eigenüberwachung mit bestimmt.

- Stickstoffparameter

Mit einer Schwankungsbreite zwischen 1,3 mg/l und 10,4 mg/l in den Jahren 2002 bis Juni 2004 sind die N_{ges} -Ablaufwerte der Anlage Dambeck sehr niedrig. Bei den mittleren N_{ges} -Ablaufwerten aus diesem Zeitraum ist eine minimale Erhöhung erkennbar.

Entsprechend niedrig fallen auch die NH_4 -N-Ablaufwerte in diesem Zeitraum aus. Bei den NH_4 -N-Ablaufwerte beträgt die Schwankungsbreite 1 mg/l bis 10 mg/l.

Die Nitrat- und Nitritablaufwerte wurden in der Eigenüberwachung nicht bestimmt. Aus den 6 behördlichen Stichproben der Jahre 2001 bis 2003 sind für Nitrat Ablaufwerte zwischen 0,3 mg/l und 1,6 mg/l sowie für Nitrit Ablaufwerte zwischen 0,02 mg/l und 0,12 mg/l festzustellen.

- P_{ges} .

Mit einer Schwankungsbreite zwischen 0,1 mg/l und 2,4 mg/l in den Jahren 2002 bis Juni 2004 sind die P_{ges} -Ablaufwerte der Anlage Dambeck extrem niedrig. Phosphor könnte damit temporär zum limitierenden Faktor bei biochemischen Prozessen werden.

- pH-Wert

Der Jahresmittelwert hat sich von 8,5 bzw. 8,4 in den Jahren 2002 und 2003 auf 7,9 bis Juni 2004 gesenkt. Die Schwankungsbreite liegt in diesem Zeitraum zwischen 7,5 und 9,3. Die Werte liegen damit überwiegend in dem für Ablauf üblichen Bereich von 7,5 bis 8,5. Höhere Werte traten vor allem im Sommer auf.

Ergebnisse der Vor-Ort-Untersuchungen am 08.09.2004

Am Untersuchungstag war es sonnig und windstill. Die Lufttemperatur betrug ca. 18°C. Die Probenahme am Zu- und Ablauf der Anlage erfolgte am 09.09.2004.

In den Untersuchungen sind im Rahmen des Projektes Zu- und Ablaufparameter von der gesamten Anlage bestimmt wurden. Von jedem Zu- bzw. Ablauf wurden zusätzlich die Temperatur, die Sauerstoffkonzentration, der pH-Wert und der AFS-Gehalt gemessen.

Der erste Teich hatte am Untersuchungstag im ersten Segment eine Sichttiefe von 70 cm und war leicht milchig, im zweiten Segment betrug die Sichttiefe bei 100 cm bei einer Teichtiefe von 120 cm, Wasserflöhe waren vorhanden. Im zweiten Teich waren Algen vorhanden und es wurden Fische und Bismarratten gesichtet.

Es ist ein guter Abbau des CSB und ein sehr guter BSB_5 -Abbau (Tab. 45) zu verzeichnen. Der P_{ges} - und NH_4 -N-Abbau ist ebenso gut bei sehr niedrigen Ablaufergebnissen.

Tab. 45: Messergebnisse vom Zu- und Ablauf (Stichprobe Dambeck, 09.09.2004)

Messstelle	CSB _{unfilt.}	CSB _{filt.}	BSB ₅	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	P _{ges}
Zulauf [mg/l]	622	325	445	66,4	0,15	0,1	10,3
Ablauf [mg/l]	74	37	29	1,9	0,31	0,2	2,0
Wirkungsgrad [%]	88	89	93	97	-	-	81

Bemerkung: Filtration mit GF6

Im ersten Teich wird der CSB abgebaut. Im zweiten Teich nehmen sowohl abfiltrierbare Stoffe als auch der CSB zu, was auf die Anwesenheit von Algen zurückzuführen ist. Ammonium wird vom Zulauf zum Ablauf in allen Teichen abgebaut. Phosphor wird mit den partikulären Stoffen im Absetzbecken zurückgehalten, eine weitere Reduzierung erfolgt im ersten Teich (Tab. 79).

Bewertung der Sauerstoffverteilung

Die Verteilung der Sauerstoffkonzentration wurde am 08.09.2004 in der Fläche und im Profil in allen drei Teichen gemessen. Zusätzlich wurde im Zusammenhang mit der Probenahme am 09.09.2004 die Sauerstoffkonzentration in allen Zu- und Abläufen gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 79 erkennbar, die Darstellungen sind im Anhang enthalten.

Im Teich 1 wurde in der oberen Wasserschicht ein Sauerstoffgehalt im Mittel von 2,5 mg/l mit Werten zwischen 1,7 mg/l im Zulaufbereich und 3,4 mg/l im Bereich des Ablaufes gemessen. In 50 cm Tiefe lag der mittlere Sauerstoffgehalt im Mittel bei 2,2 mg/l mit Werten zwischen 1,7 mg/l und 2,5 mg/l.

Im Teich 2 wurden in der oberen Wasserschicht Sauerstoffkonzentrationen Sauerstoffwerte zwischen 6,4 mg/l und 17,3 mg/l gemessen. Die Sauerstoffkonzentrationen in 50 cm Tiefe erreichten Werte zwischen 2,1 mg/l im Zulaufbereich und bis 8,4 mg/l im restlichen Teich. Die hohen Sauerstoffkonzentrationen in der oberen Wasserschicht sind auf die photosynthetischen Aktivitäten der Algen zurückzuführen.

Im ersten Teich sind zwischen der oberen Wasserschicht und der Wasserschicht in 50 cm nur geringe Unterschiede bei den Sauerstoffkonzentrationen auszumachen. Im zweiten Teich sind deutliche Unterschiede bei der Sauerstoffkonzentration zwischen der oberen Wasserschicht und der Wasserschicht in 50 cm Tiefe vorhanden, dass von einer Sauerstoffschichtung gesprochen werden kann, welche ein Indiz für eine unvollständige Durchmischung ist. Die hohen Sauerstoffkonzentrationen sind auf ausgeprägte Photosyntheseaktivitäten der Algen zurückzuführen.

Mit Sauerstoffkonzentrationen ≥ 2 mg/l sind gute Bedingungen für biologische Aktivitäten vorhanden, was durch das massenhafte Auftreten von Wasserflöhen und die Anwesenheit von Fischen belegt wird.

Durchströmungsverhalten

Die Fließgeschwindigkeiten in den zwei Teichen waren kleiner 0,01 m/s und konnten somit mit der vorhandenen Messtechnik nicht nachgewiesen werden. Der Zulauf der Anlage wurde mit einem Durchflussmessgerät ermittelt. Der Ablauf der Anlage wurde am 08.09.2004 gegen 15 Uhr ausgelitert.

Tab. 46: Messung der Durchflussmenge der Anlage Dambeck (08.09.2004, 15 Uhr)

	Zulauf		Ablauf
Fließgeschwindigkeit [m/s]	0,66	Zeit [s]	0,69
DN200, Füllhöhe [mm]	45	Menge [l]	0,825
Durchflussmenge [l/s]	3,3	Durchflussmenge [l/s]	1,2

Es handelt sich dabei nur um eine Stichprobe. Die Differenzen zwischen Zu- und Ablauf können auf den Tagesgang und die Pufferwirkung des Teichsystems sowie auch eventuelle Verduns-

tungserscheinungen zurückgeführt werden. Hochgerechnet auf den Tag ergibt die Stichprobenmessung eine Durchflussmenge von 103,7 m³/d, diese liegt damit über der durchschnittlichen Tagesmenge von 26,6 m³/d, was auf die Schwankungen im Tagesgang zurückführbar ist.

Bewertung der Temperaturverteilung

Die Verteilung der Temperatur wurde am 08.09.2004 in der Fläche und im Profil in allen drei Teichen gemessen. Zusätzlich wurde im Zusammenhang mit der Probenahme am 09.09.2004 die Temperatur in allen Zu- und Abläufen gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 79 erkennbar.

Im Teich 1 wurden in der oberen Wasserschicht Temperaturen zwischen 20,9°C und 21,9°C gemessen. In 50 cm Tiefe lagen die Temperaturen bei 19,6°C. Im gesamten Teich war eine Temperaturschichtung auszumachen.

Im Teich 2 lag die mittlere Temperatur in der oberen Wasserschicht bei 19,5°C. In 50 cm Tiefe wurden eine mittlere Temperatur von 18,9°C bestimmt. Nur in einige Randzonen war eine Temperaturschichtung auszumachen.

Die vorgefundenen Temperaturschichtungen sind Hinweise für unvollständige Durchmischungen der Teichvolumen.

Bewertung der pH-Wert-Verteilung

Die Verteilung des pH-Wertes wurde am 08.09.2004 in der Fläche und im Profil in den zwei Teichen gemessen. Zusätzlich wurde der pH-Wert vom Zulauf und von den Abläufen bestimmt. Der Verlauf ist in Tab. 79 erkennbar. Sowohl der pH-Zulauf- als auch der pH-Ablaufwert liegen in den üblichen Bereichen (Zulauf 6,5 bis 7,5, Ablauf 7,5 bis 8,5).

Im ersten Teich wurde ein konstanter pH-Wert von 7,4 in den unterschiedlichen Wassertiefen gemessen.

Im zweiten Teich sind Unterschiede zwischen der oberen Wasserschicht und der Wasserschicht in 50 cm Tiefe gemessen worden. In der oberen Wasserschicht lag der pH-Wert zwischen 8,3 und 8,7 und in 50 cm Tiefe zwischen 7,9 und 8,3. Die hohen pH-Werte sind auf die photosynthetischen Aktivitäten der Algen zurückzuführen.

Bewertung der Schlammverteilung

Der Abwasserteichanlage Dambeck sind zwei Absetzbecken zur Vorklärung vorgeschaltet, welche im Wechsel betrieben werden. Der Wechsel und die Schlammräumung findet ungefähr jährlich statt.

In den zwei Teichen wurden am 08.09.2004 die Schlammhöhen ermittelt.

Im Teich 1 wurde im Mittel 24 cm Schlamm bei eine Teichtiefe von 120 cm vorgefunden. Die Schlammhöhe war im Zulaufbereich bis 35 cm hoch, im Ablaufbereich annähernd 0 cm.

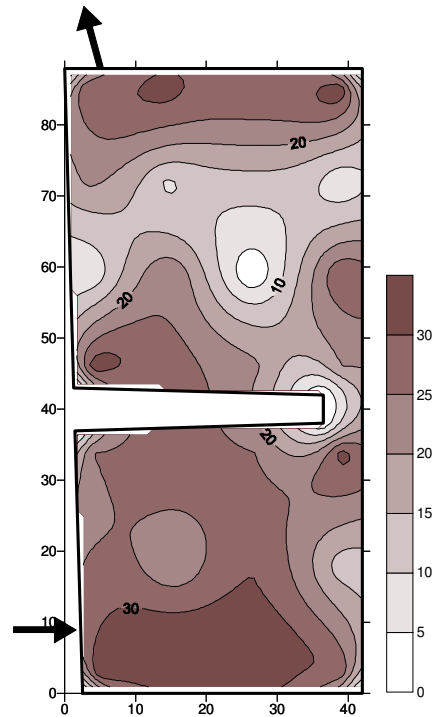


Bild 56: Darstellung der Schlammhöhe [cm] im ersten Teich der Abwasserteichanlage Dambeck (08.09.2004)

Im Teich 2 wurden Schlammhöhen bis 30 cm bei einer Teichtiefe von 100 cm gemessen, dabei sind die Schlammablagerungen hauptsächlich in den Ecken und in den Randbereichen zu finden.

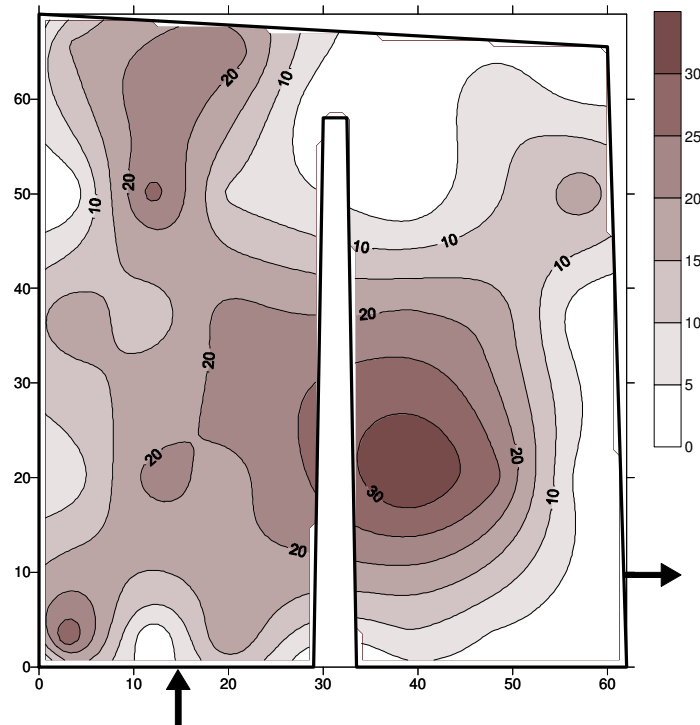


Bild 57: Darstellung der Schlammhöhe [cm] im zweiten Teich der Abwasserteichanlage Dambeck (08.09.2004)

Die absetzbaren Stoffe werden in den Absetzbecken zurückgehalten. Entsprechend niedrig sind die Schlammhöhen in den beiden Teichen.

Zusammenfassung und Optimierungsvorschläge

Die Abwasserteichanlage Dambeck ist schon vor 1990 in Betrieb genommen worden. Die Anlage wird im Mischsystem beschickt, was im Vergleich zu im Trennsystem bestückten Abwasserteichanlagen zu deutlich niedrigen Zulaufkonzentrationen führt und die Einhaltung von Überwachungswerten begünstigt. Die Anlage ist zu 53% hydraulisch ausgelastet (2003).

Mit einer spezifischen Fläche von 84,4 m²/E (Bemessung 36,7 m²/E) wird der derzeit im ATV-A 201 empfohlenen Wert von 8 m²/E eingehalten. Die günstige bauliche Aufführung der Anlage (Absetzbecken, Leitdämme in den Teichen) tragen zu der sehr guten biologischen Reinigungsleistung bei, was auch durch die Anwesenheit von Wasserflöhen und Fischen bestätigt wird und sich in den Ablaufergebnissen widerspiegelt (in allen Stichproben wurden die Überwachungswerte, 150 mg/l für den CSB und 40 mg/l für den BSB₅, eingehalten, Abbaugrad für den BSB₅ >90%). Das 85-Perzentil für den BSB₅ beträgt 21 mg/l und für den CSB 82 mg/l.

Die bei der Vor-Ort-Untersuchung am 08.09.2004 vorgefundene Temperaturschichtung im ersten Teich wird durch den geringen Durchfluss bedingt. Die Sauerstoffschichtung im zweiten Teich wird durch die photosynthetischen Aktivitäten der Algen hervorgerufen. Diese Phänomene sind Indizien für eine zeitweise unvollständige Durchmischung der Teiche. Die vorgefundenen Sauerstoffkonzentrationen ≥ 2 mg/l bieten aber gute Bedingungen für biologische Aktivitäten.

Auf der Anlage wurden Bisamratten am Untersuchungstag gesehen. Die Grabaktivitäten sind an den Böschungsrändern vor allem im zweiten Teich zu sehen. Hier kam es schon zu einem leichten Böschungsabbruch.



Bild 58: Grablöcher der Bisamratten, Abwasserteichanlage Dambeck (08.09.2004)

Folgende Optimierungsvorschläge werden unterbreitet:

- Zusätzliche Befestigung der Böschungen
- Einbau einer Prallwand vor dem Teichanlagenablauf (u.a. wird dadurch der Algenabtrieb unterbunden)

6.6. Kläranlage Tangeln

Die Abwasserteichanlage Tangeln ist schon vor 1990 in Betrieb gewesen. Die Anlage besteht aus zwei Absetzbecken (Ausführung als Betonbecken) mit je rund 80 m³ Fassungsvermögen, welche abwechselnd betrieben werden, sowie einem belüftetem Teich und einem Nachklärteich. Der belüftete Teich hat ein Volumen von rund 1.650 m³ (gemessen). Die technische Belüftung erfolgt durch zwei Fuchsbelüfter Typ WBL II. Der Nachklärteich hat eine Fläche von rund 1.500 m² (gemessen) bei einem Volumen von 1.275 m³. Eine schematische Darstellung ist Bild 45 zu entnehmen.

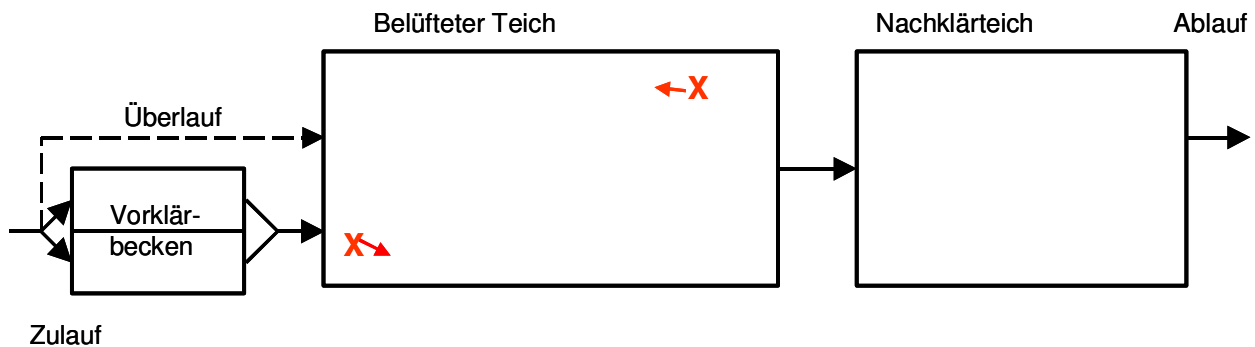


Bild 59: Schematische Darstellung der Abwasserteichanlage Tangeln

Die Teiche sind natürlich gedichtet. In 1,1 m (bis 2,5 m) Tiefe ist eine Sperrschicht vorhanden, Grundwasser ist erst in ca. 6,5 m Tiefe zu finden.

In der Anlagenbeschreibung aus dem Jahr 1991 wird eine Bemessungsgröße von 1.000 E sowie Teichvolumen für den belüfteten Teich von 2.400 m³ und für den Nachklärteich von 1.500 m³ bei jeweils 1 m Teichtiefe angegeben. Die aktuelle behördliche Statistik (Stand 12/2003) weist als Bemessungsgröße 500 E aus. Die Kapazität ist auf 192 m³/d festgelegt. Die Einleitung des gereinigten Abwassers erfolgt in den Tangelnschen Bach. Das zufließende Abwasser wird mittels 4 Pumpwerken der Abwasserteichkläranlage zugeführt. Von den 393 angeschlossenen Einwohnern sind derzeit 186 Einwohner im Mischsystem angeschlossen, der Rest im Trennsystem. Als **Datengrundlagen** liegen zur Auswertung die Daten der Eigenkontrolle sowie die Daten der behördlichen Überwachung aus den Jahren 2001 bis 2003 vor.

Zulaufbelastungen

Die Jahresschmutzwassermenge 2003 wird für die Abwasserteichanlage Tangeln mit 11.901 m³/a angegeben. Die mittlere hydraulische Auslastung liegt demnach bei rund 17%. Umgerechnet auf die angeschlossenen Einwohner ergibt sich ein Wasseranfall von ca. 83 l/(E·d). Die theoretische Durchflusszeit liegt mit 92 Tagen deutlich über der bemessenen Durchflusszeit von 16 Tagen.

Die Tab. 47 zeigt die mittlere Zulaufkonzentrationen und -frachten für die Jahre 2001 bis 2003. Ist für den BSB₅-Zulauf sowohl für die Konzentration als auch für die Fracht eine Erhöhung in den Jahren 2001 bis 2003 festzustellen, so verringert sich der CSB-Zulauf (sowohl Konzentration als auch Fracht) im genannten Zeitraum. In den Jahren wurden überwiegend niedrige BSB₅- und CSB-Zulaufwerte gemessen. Für den BSB₅-Zulauf wurden Werte zwischen 20 mg/l und 1.120 mg/l und für den CSB-Zulauf Werte zwischen 100 mg/l und 1.423 mg/l bestimmt. Die

Schwankungen bei den BSB₅- und CSB-Zulaufwerten können durch das Mischsystem bedingt sein. Die deutlichen Unterschiede der mittleren P_{ges}-Zulaufwerte sind bedingt durch die extreme Schwankungsbreite bei den gemessenen Werten (zwischen 8,1 mg/l und 41 mg/l).

Tab. 47: Mittlere Zulaufkonzentrationen und –frachten der Anlage Tangeln (Daten aus der Eigenüberwachung 2001 bis 2003)

Parameter	Zulaufkonzentration [mg/l]			Zulauffrachten [kg/d]		
	2001	2002	2003	2001	2002	2003
BSB ₅	139 (n=9)	267 (n=12)	288 (n=12)	4,5	8,4	9,4
CSB	714 (n=11)	552 (n=12)	376 (n=12)	23,3	17,4	12,3
NH ₄ -N	58 (n=11)	78 (n=12)	70 (n=11)	1,9	2,5	2,3
P _{ges}	9,9 (n=2)	25,5 (n=2)	15,8 (n=2)	0,3	0,8	0,5

Bemerkung: n = Anzahl der Stichproben

Die mit den Frachten aus Tab. 47 berechneten Einwohnerwerte sind in Bild 60 dargestellt.

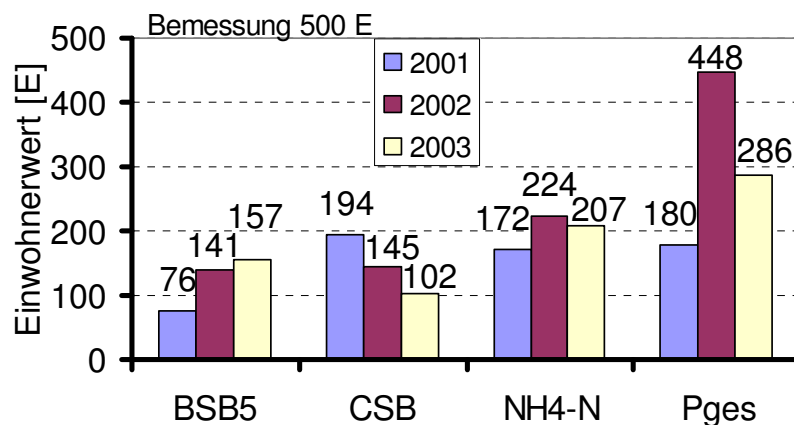


Bild 60: Mittlere Anlagenbelastung (Einwohnerwerte) der Abwasserteichanlage Tangeln, 2001 bis 2003

Tab. 48: Durchschnittlicher Auslastungsgrad der Abwasserteichanlage Tangeln (Daten aus der Eigenüberwachung 2001 bis 2003)

Parameter	Auslastungsgrad [%]		
	2001	2002	2003
BSB ₅	15	28	31
CSB	39	29	20
NH ₄ -N	34	45	41
P _{ges}	36	90	57
Mittelwert	31	48	38

Bei der Auslastung handelt es sich um einen Jahresmittelwert der jeweiligen Parameter bezogen auf die Auslegungsbelastung. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass für eine sichere Auslegung einer Anlage Spitzenbelastungen z.B. bei Kampagnenbetrieb (als Wochen- oder Monatsmittel) bei der Bemessung mit einfließen. Somit ist eine im Mittel 100% ausgelastete Anlage nicht in der Lage Spitzen abzufangen. Die Anlage Tangeln hat demnach (Tab. 48) noch Kapazitätsreserven. Die hohe Auslastung bei P_{ges} in 2002 ist auf den gemessenen Zulaufspitzenwert von 41 mg/l zurückzuführen. Diese Feststellungen basieren auch auf der nur 17-prozentigen hydraulischen Auslastung der Anlage bei einem Anschlussgrad von 79%.

Das CSB/BSB₅-Verhältnis weicht in den Jahren 2001 und 2002 teilweise extrem von einem für kommunales Abwasser üblichen Bereich ab. Im Jahr 2003 hat die Schwankungsbreite deutlich abgenommen, der Mittelwert liegt im Gegensatz zu den anderen beiden Jahren unter dem für kommunales Abwasser üblichen Bereich von 2. Damit muss mit Problemen bei der biologischen Abbaubarkeit gerechnet werden.

Tab. 49: Durchschnittliche CSB/BSB₅-Verhältnisse im Zulauf der Anlage Tangeln, 2001 bis 2003

	2001	2002	2003
CSB/BSB ₅ (Schwankungsbreite)	11,1 (1,0 – 38,4)	5,5 (1,1 – 22,9)	1,5 (1,1 – 2,5)

Die pH-Werte des zufließenden Abwassers liegen 2001 bis 2003 zwischen 6,8 und 8,6. Mit einem Mittelwert von 7,6 bis 8,1 (Tab. 50) liegen sie über dem für Rohwasser üblichen Bereich von 6,5 bis 7,5. Niedrigen Werte wurden hauptsächlich in den Sommermonaten gemessen.

Tab. 50: Durchschnittliche pH-Werte im Zulauf der Anlage Tangeln, 2001 bis 2003

	2001	2002	2003
pH (Schwankungsbreite)	7,6 (7,2 – 8,2)	8,1 (7,6 – 8,6)	7,9 (6,8 – 8,3)

Ablaufwerte und Reinigungsleistung

In Tab. 51 sind die mittleren Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Tangeln für die Jahre 2001 bis 2003 aus den Daten der Eigenüberwachung angegeben. Die Anlage Tangeln hat für den BSB₅-Ablaufwert 40 mg/l als Überwachungswert und 150 mg/l für den CSB-Ablaufwert einzuhalten. Die mittleren Ablaufwerte der Stichproben der Eigenüberwachung hielten die Überwachungswerte ein. Auffällig sind die extrem niedrigen N_{ges} - und P_{ges} -Ablaufwerte.

Tab. 51: Mittlere Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Tangeln, 2001 bis 2003 (aus Proben der Eigenüberwachung)

Parameter	Ablaufkonzentrationen [mg/l]			Überwachungswert [mg/l]
	2001	2002	2003	
BSB ₅	15 (n=9)	12 (n=6)	29 (n=12)	40
CSB	115 (n=13)	80 (n=12)	114 (n=12)	150
NH ₄ -N	29 (n=13)	21 (n=12)	23 (n=11)	
NO ₃ -N	1,4 (n=13)	1,4 (n=12)	1,4 (n=11)	
NO ₂ -N	0,2 (n=13)	0,1 (n=12)	0,2 (n=11)	
N _{anorg ges}	30,1 (n=13)	22,8 (n=12)	24,6 (n=11)	
P _{ges}	3,5 (n=13)	3,6 (n=12)	4,7 (n=11)	

Der Abbau für die organische Verschmutzung hat in den Jahren abgenommen (Bild 61). Der Ammoniumabbau und die Phosphorelimination schwanken von Jahr zu Jahr, im Rahmen der nicht gezielten Reinigungsleistungen von Teichen auf diese Parameter.

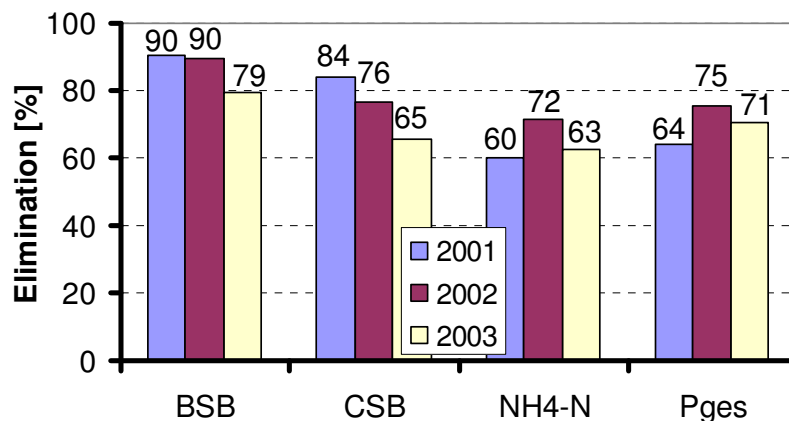


Bild 61: Eliminationsleistungen der Anlage Tangeln in den Jahren 2001 bis 2003

- BSB₅

Bei zum großen Teil hohen Eliminationsleistungen von 90%, welche 2003 aber abnahm, hielten alle Stichproben der Eigenüberwachung in dem Zeitraum 2001 bis 2003 den Überwachungswert von 40 mg/l ein. Bisher wurde ein maximaler BSB₅-Ablaufwert von 40 mg/l bestimmt. Für die 27 Stichproben der Eigenüberwachung ergibt sich für den Zeitraum ein 85-Perzentil-Wert von 37 mg/l. In der behördlichen Überwachung wird der BSB₅-Ablauf nicht bestimmt.

- CSB

Alle Stichproben der Eigenüberwachung und der behördlichen Überwachung 2001 bis 2003 hielten den Überwachungswert von 150 mg/l ein. Bisher wurden ein maximaler CSB-Ablaufwert von 150 mg/l im April 2003 bestimmt. Für die 37 Stichproben der Eigenüberwachung ergibt sich für den Zeitraum ein 85-Perzentil-Wert von 137 mg/l.

- CSB/BSB₅-Verhältnis

Wie auch schon bei dem CSB/BSB₅-Zulauf-Verhältnis unterliegt das CSB/BSB₅-Ablauf-Verhältnis extremen Schwankungen. Im Jahr 2003 hat die Schwankungsbreite und auch der Mittelwert deutlich abgenommen (Tab. 52). Der biologische Abbau ist nicht immer vollständig, was auch die Abnahme der Eliminationsleistung bestätigt.

Tab. 52: Durchschnittliche CSB/BSB₅- Ablaufverhältnisse der Anlage Tangeln, 2001 bis 2003

	2001	2002	2003
CSB/BSB ₅ (Schwankungsbreite)	28,0 (2,7 – 74,0)	15,5 (2,9 – 62,0)	5,1 (2,2 – 13,4)

- TOC

Der TOC-Gehalt wird weder in der behördlichen noch in der Eigenüberwachung bestimmt.

- AFS

AFS-Gehalte wurden 2003 in der Eigenüberwachung mit bestimmt. Die Maximalwerte betragen 30 mg/l.

- Stickstoffparameter

Mit einer Schwankungsbreite zwischen 11,0 mg/l und 44,4 mg/l in den Jahren 2001 bis 2003 sind die N_{ges.}-Ablaufwerte der Anlage Tangeln niedrig. Die mittleren N_{ges.}-Ablaufwerte aus diesem Zeitraum sind leicht schwankend.

Entsprechend niedrig fallen auch die NH₄-N-Ablaufwerte in diesem Zeitraum aus. Bei den NH₄-N-Ablaufwerte beträgt die Schwankungsbreite 10 mg/l bis 44 mg/l.

Die in der Eigenüberwachung bestimmten Nitratblaufwerte erreichten in den Jahren 2001 bis 2003 Werte zwischen 0,3 mg/l und 3,1 mg/l. Bei den Nitritblaufwerte wurden Werte bis 0,5 mg/l bestimmt. Aus den 5 behördlichen Stichproben der Jahre 2001 bis 2003 sind für Nitrat Ablaufwerte zwischen 0,2 mg/l und 1,1 mg/l sowie für Nitrit Ablaufwerte bis 0,3 mg/l festzustellen.

- P_{ges.}

Mit einer Schwankungsbreite zwischen 2,9 mg/l und 5,7 mg/l in den Jahren 2001 bis 2003 sind die P_{ges.}-Ablaufwerte der Anlage Tangeln sehr niedrig.

- pH-Wert

Der Jahresmittelwert hat sich in den Jahren 2001 bis 2003 kaum geändert und beläuft sich auf 7,8. Die Schwankungsbreite hat 2003 zugenommen und liegt zeitweise außerhalb des für Ablauf üblichen Bereiches von 7,5 bis 8,5 (Tab. 53). Höhere Werte traten vor allem im Sommer auf.

Tab. 53: Durchschnittliche pH-Werte im Ablauf der Anlage Tangeln, 2001 bis 2003

	2001	2002	2003
pH (Schwankungsbreite)	7,8 (7,6 – 8,2)	7,7 (7,4 – 8,0)	7,8 (7,1 – 8,8)

Ergebnisse der Vor-Ort-Untersuchungen am 16.09.2004

Am Untersuchungstag war es sonnig und windstill. Die Lufttemperatur betrug ca. 15 °C. Die Probenahme am Zu- und Ablauf der Anlage erfolgte ebenfalls am 16.09.2004.

In den Untersuchungen sind im Rahmen des Projektes Zu- und Ablaufparameter von der gesamten Anlage bestimmt wurden. Von jedem Zu- bzw. Ablauf wurden zusätzlich die Temperatur, die Sauerstoffkonzentration, der pH-Wert und der AFS-Gehalt gemessen.

Es ist ein guter Abbau des CSB und ein sehr guter BSB₅-Abbau (Tab. 54) zu verzeichnen. Der P_{ges}- und NH₄-N-Abbau ist ebenso gut bei sehr niedrigen Ablaufergebnissen. Ungewöhnlich hoch ist der Nitritablaufwert mit 2,17 mg/l, dieser zeigt, dass die Denitrifikation unvollständig ist.

Tab. 54: Messergebnisse vom Zu- und Ablauf (Stichprobe Tangeln, 16.09.2004)

Messstelle	CSB _{unfilt.}	CSB _{filt.}	BSB ₅	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	P _{ges}
Zulauf [mg/l]	812	502	473	65,9	0,71	0,04	10,8
Ablauf [mg/l]	64	54	4	15,8	1,83	2,17	2,7
Wirkungsgrad [%]	92	89	99	76	-	-	75

Bemerkung: Filtration mit GF6

Mit dem Rückhalt der Feststoffe im Absetzbecken wird auch gleichzeitig die organische Belastung reduziert, der überwiegende CSB-Abbau findet im belüfteten Teich statt. Ebenso wird Ammonium und Phosphor hauptsächlich im belüfteten Teich abgebaut (Tab. 80).

Bewertung der Sauerstoffverteilung

Die Verteilung der Sauerstoffkonzentration wurde am 16.09.2004 in der Fläche und im Profil in den zwei Teichen gemessen. Zusätzlich wurde die Sauerstoffkonzentration in allen Zu- und Abläufen gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 80 erkennbar, die Darstellung der Sauerstoffverteilung im Nachklärteich ist im Anhang enthalten.

Im belüfteten Teich sind zwei Fuchs-Belüfter Typ WBL II installiert. In dem Teich wurden Sauerstoffgehalte aufgrund der niedrigen Wassertiefe nur in 15 cm Tiefe gemessen. Direkt vor den Belüftern wurden Sauerstoffwerte von 12 mg/l gemessen. Im Bereich vor dem Schilfgürtel lagen die Sauerstoffkonzentrationen bei 8 mg/l. Im restlichen Teichbereich wurden zwischen 10,6 mg/l und 11,5 mg/l gemessen. Die Belüfterleistung ist für die vorhandenen Frachten ausreichend (Tab. 55).

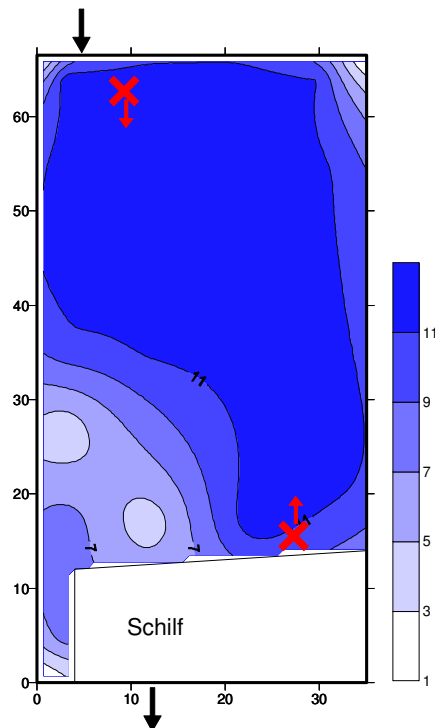


Bild 62: Darstellung der Sauerstoffverteilung [mg/l] im belüfteten Teich der Abwasserteichanlage Tangeln (16.09.2004)

Tab. 55: Kennzahlen der Belüfter, Abwasserteichanlage Tangeln

	Einheit	Teich 1
Vorh. Leistungsdichte	[W/m ³]	3,0
Erford. Leistungsdichte ¹⁾	[W/m ³]	1 - 3
Mittlerer O ₂ -Bedarf [1,5 kg O ₂ / kg BSB ₅]	[kg O ₂ /h]	0,6
O ₂ -Eintrag ²⁾	[kg O ₂ /h]	1,0
¹⁾ nach ATV-A 201, bezogen auf BSB ₅ -Zulauftracht von 2003 ²⁾ O ₂ -Eintrag der Belüfter 0,9 kgO ₂ /kWh (Herstellerangaben), Belüfterlaufzeiten: Teich 1 8,5 h		

Im Nachklärteich wurden in der oberen Wasserschicht Sauerstoffkonzentrationen Sauerstoffwerte zwischen 18,0 mg/l und 20,1 mg/l gemessen. Die Sauerstoffkonzentrationen in 50 cm Tiefe erreichten Werte zwischen 18,2 mg/l und 20,4 mg/l. Die hohen Sauerstoffkonzentrationen in der oberen Wasserschicht sind auf die photosynthetischen Aktivitäten der Algen zurückzuführen.

Mit Sauerstoffkonzentrationen weit über 2 mg/l sind gute Bedingungen für biologische Aktivitäten vorhanden. Es kann sogar von einer Übersättigung gesprochen werden.

Durchströmungsverhalten

Die Fließgeschwindigkeiten wurden in dem belüfteten Teich gemessen. Im Nachklärteich waren kleiner 0,01 m/s und konnten somit mit der vorhandenen Messtechnik nicht nachgewiesen werden.

Im Umkreis der Belüfter wurden Fließgeschwindigkeiten von 0,12 m/s bis 0,14 m/s gemessen.

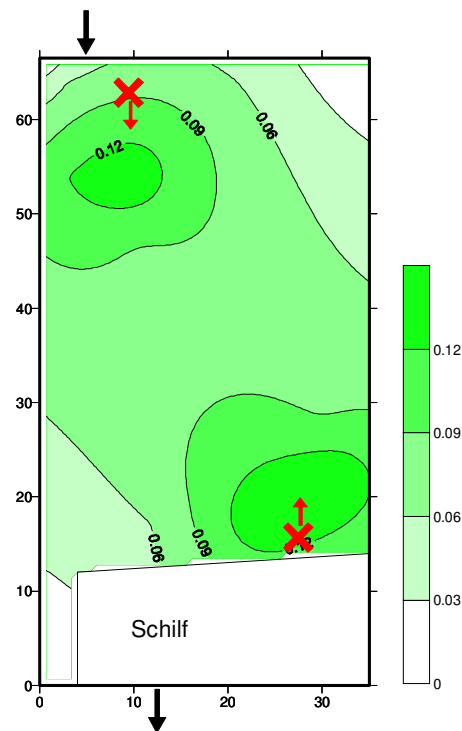


Bild 63: Darstellung der Fließgeschwindigkeiten [m/s] im belüfteten Teich der Abwasser-
teichanlage Tangeln (16.09.2004)

Zulauf- und Ablaufmenge der Anlage sind nicht direkt messbar, da das zufließende Abwasser gepumpt wird und der Ablauf als Mönchbauwerk ausgeführt ist. Die Ablaufmengenmessung erfolgt im Zulauf des Vorfluters am 16.09.2004 gegen 12 Uhr.

Tab. 56: Messung der Durchflussmenge der Anlage Tangeln (16.09.2004, 12 Uhr)

	Ablauf
Fließgeschwindigkeit [m/s]	0,04
DN200, Füllhöhe [mm]	18
Durchflussmenge [l/s]	0,09

Es handelt sich dabei nur um eine Stichprobe. Hochgerechnet auf den Tag ergibt die Stichprobenmessung eine Durchflussmenge von 7,8 m³/d, diese liegt damit über der durchschnittlichen Tagesmenge von 32,6 m³/d, was auf die Schwankungen im Tagesgang zurückführbar ist sowie auf die Pufferwirkung des Teichsystems.

Bewertung der Temperaturverteilung

Die Verteilung der Temperatur wurde am 16.09.2004 in der Fläche und im Profil in den zwei Teichen gemessen. Zusätzlich wurde die Temperatur in allen Zu- und Abläufen gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 80 erkennbar.

Im belüfteten Teich wurden in 15 cm Tiefe Temperaturen von 15,1 °C gemessen. Im Bereich des Schilfgürtels lagen die Temperaturen bei 14,6 °C.

Im Nachklärteich lagen die Temperaturen in der oberen Wasserschicht zwischen 15,6°C und 16,0°C. In 50 cm Tiefe wurden Temperaturen zwischen 15,4°C und 15,9°C bestimmt. Der Temperaturunterschied betrug maximal 0,3 K.

Bewertung der pH-Wert-Verteilung

Die Verteilung des pH-Wertes wurde am 16.09.2004 in der Fläche und im Profil in den zwei Teichen gemessen. Zusätzlich wurde der pH-Wert vom Zulauf und von den Abläufen bestimmt. Der Verlauf ist in Tab. 80 erkennbar. Der pH-Zulaufwert liegt mit 8,1 über dem für frisches Abwasser üblichen Bereich von 6,5 bis 7,5.

Im belüfteten Teich wurde in 15 cm Tiefe ein konstanter pH-Wert von 7,6 gemessen.

Im Nachklärteich wurden sowohl in der oberen Wasserschicht und der Wasserschicht in 50 cm Tiefe pH-Werte bei 8,6 gemessen. Die hohen pH-Werte sind auf die photosynthetischen Aktivitäten der Algen zurückzuführen. Der pH-Ablaufwert liegt mit 8,4 in dem üblichen Bereich von 7,5 bis 8,5.

Bewertung der Schlammverteilung

Der Abwasserteichanlage Tangeln sind zwei Absetzbecken zur Vorklärung vorgeschaltet, welche im Wechsel betrieben werden. Der Wechsel und die Schlammräumung findet jährlich statt, aber aufgrund der Schlammansammlung im belüfteten Teich augenscheinlich nicht immer rechtzeitig.

In den zwei Teichen wurden am 16.09.2004 die Schlammhöhen ermittelt. Im belüfteten Teich wurde Schlammhöhen bis 53 cm bei einer Teichtiefe von durchschnittlich 70 cm vorgefunden. Vor den und seitlich der Belüfter waren kaum Schlammablagerungen vorhanden. Aufgrund der fehlenden Befestigung des Untergrundes hat sich Material des anstehenden Bodens verlagert, vor den Belüftern hat sich in ca. 10 m Entfernung ein Wall aufgetürmt. Hier wurden nur noch Wassertiefen von 30 cm gemessen. In den ruhigen Zonen (Schilfgürtel) haben sich Schlammhöhe bis 60 cm entwickelt.

Im Nachklärteich wurden Schlammhöhen zwischen 8 cm und 32 cm, im Mittel 18 cm, bei einer Teichtiefe von rund 80 cm gemessen, dabei sind die Schlammablagerungen hauptsächlich in den Ecken und in den Randbereichen zu finden.

Die absetzbaren Stoffe werden zum größten Teil in den Absetzbecken zurückgehalten. Über die Jahre hat sich im belüfteten Teich gerade in den beruhigten Zonen Schlamm angesammelt, was darauf hinweist, dass die Schlammräumung der Absetzbecken nicht immer rechtzeitig erfolgte. Durch das Pumpsystem sollten Zulaufspitzen unterbunden sein, so dass ein Schlammeintrag aus dem Grunde eher unwahrscheinlich ist.

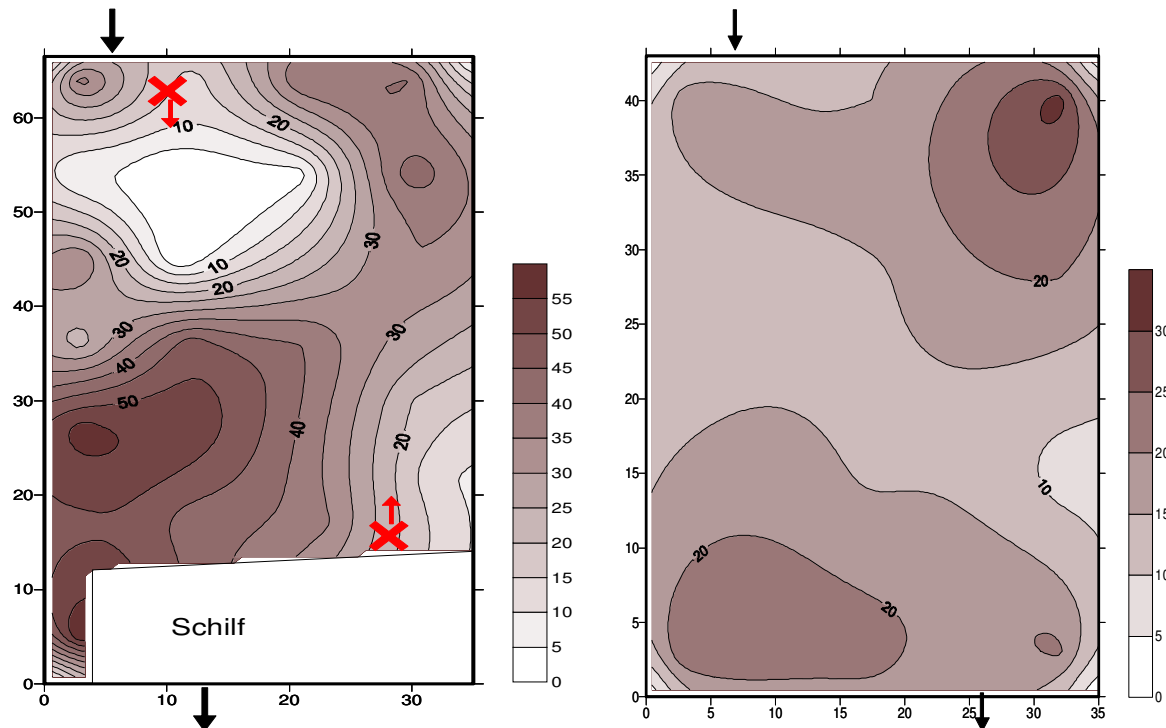


Bild 64: Darstellung der Schlammhöhe [cm] im belüfteten Teich (links) und im Nachklärteich (rechts) der Abwasserteichanlage Tangeln (16.09.2004)

Zusammenfassung und Optimierungsvorschläge

Die Abwasserteichanlage Tangeln ist schon vor 1990 in Betrieb genommen worden. Die Anlage wird teilweise im Mischsystem und teilweise im Trennsystem bestückt. Das Abwasser wird zur Anlage gepumpt. Die Anlage ist nur zu 17% hydraulisch ausgelastet.

In der Anlagenbeschreibung aus dem Jahr 1991 werden viel größere Teichvolumen für den belüfteten Teich (2.400 m^3) und für den Nachklärteich (1.500 m^3) angegeben. Zudem ist der technischen Zeichnung für beide Teiche eine Teichtiefe von jeweils 1 m zu entnehmen. Diese Werte stimmen mit den vorgefundenen Verhältnissen nicht überein. Die Teichtiefe im belüfteten Teich ist mit 70 cm und im Nachklärteich mit 80 cm geringer als beschrieben, die Volumina sind demzufolge kleiner (belüfteter Teich 1.650 m^3 , Nachklärteich 1.200 m^3). Entsprechend höher fällt auch die spezifische BSB_5 -Raumbelastung mit $5,7 \text{ g}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ (2003) aus.

Auffällig sind die hohen Zulaufschwankungen beim BSB_5 und CSB, welche sich auch in den sehr unterschiedlichen CSB/ BSB_5 -Verhältnissen (2001 und 2002 teilweise extreme Abweichungen von einem für kommunales Abwasser üblichen Bereich von 2) sowie in den pH-Zulaufwerten wieder spiegeln. Die biologische Abbaubarkeit hat entsprechend bis 2003 auch abgenommen. Die Schwankungen hängen wahrscheinlich mit dem Pumpen des Abwassers zur Teichkläranlage, der geringen hydraulischen Auslastung und der Probenahme zu unterschiedlichen Bedingungen (erzeugt unterschiedliche Qualitäten des Abwassers) zusammen.

Aufgrund der geringen Raumbelastung ($5,7 \text{ g BSB}_5 /(\text{m}^3\cdot\text{d})$) trotz niedriger Abbauleistungen (79% für den BSB_5 und 65% für den CSB) werden in allen Stichproben die Überwachungswert von 150 mg/l für den CSB und 40 mg/l für den BSB_5 eingehalten. Das 85-Perzentil 2003 für den BSB_5 liegt bei 37 mg/l und für den CSB bei 137 mg/l .

Im ersten Teich wurden im Bereich der Belüfter Verlagerungen des Untergrundmaterials festgestellt. An der rechten Böschung (vom Zulauf aus gesehen) ist ein Böschungsabbruch vorhanden. Der anstehende Boden hat einen hohen Sandanteil. Der Schilfgürtel in diesem Teich ist so groß, dass ca. ein Fünftel der Teichfläche bedeckt ist und der zweite Belüfter fast eingewachsen ist.

Ein Einfluss von Grundwasser ist bei der Abwasserteichanlage auszuschließen, da laut Auskunft der Betreiber in 1,1 m (bis 2,5 m) Tiefe eine Sperrschicht vorhanden ist und erst in ca. 6,50 m Tiefe mit Grundwasser zu rechnen ist.

Die Probenahmestelle für den Ablauf der Anlage ist, wie im Bild 65 zu sehen, sehr eingewachsen, was zu einer negativen Beeinflussung der Probenqualität führen kann, z.B. durch abgestorbene Pflanzenteile in der Probe.



Bild 65: Probenahmestelle für den Ablauf, Anlage Tangeln

Folgende Optimierungsvorschläge werden unterbreitet:

Allgemeines

- Probenahme / Probenahmebedingungen und Probenanalyse, vor allem beim Zulauf, prüfen
- Jährliche Mahd des Teichklärungsanlagen Geländes (möglichst im Herbst), darauf achten, dass das Mahdgut nicht in den Teich gelangt

Belüfteter Teich

- Schlammräumung des belüfteten Teiches
- zusätzliche Befestigungen der Teichsohle im Bereich der Belüfter (z.B. durch Rasengittersteine)
- zusätzliche Befestigung der Böschungen
- Reduzierung des Schilfgürtels

Nachklärteich

- Einbau einer Prallwand nach dem Zulauf des Nachklärteiches (zur besseren Durchströmung des Teichvolumens)

Ablauf

- Bewuchs um die Probenahmestelle am Ablauf dauerhaft beseitigen (z.B. durch Kiesschüttung auf Flies, mindestens 50 cm breit um den Schacht)

6.7. Kläranlage Rietzel

Die Abwasserteichanlage Rietzel ist seit 1990 in Betrieb. Die Anlage besteht aus zwei Absetzbecken mit je rund 30 m³ Fassungsvermögen, welche abwechselnd betrieben werden, sowie drei natürlich belüfteten Teichen mit einer Gesamtfläche von rund 4.100 m² (gemessen) bei einem Volumen von 2.555 m³. Die Teiche sind natürlich gedichtet. Zur Anlage gehört noch ein Graben, an dessen Ende (Zulauf zum Graben zum Elbe-Havel-Kanal) erst die Probenahme für den Ablauf erfolgt. Eine schematische Darstellung ist Bild 66 zu entnehmen.

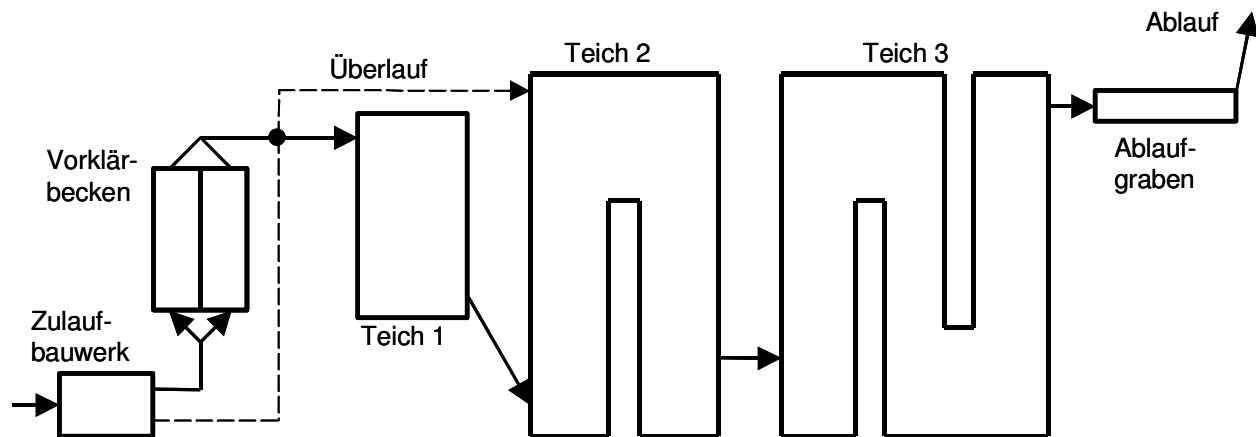


Bild 66: Schematische Darstellung der Abwasserteichanlage Rietzel

Die Bemessungsgröße wird mit 200 E angegeben. Die derzeit 160 angeschlossenen Einwohnern sind im Mischsystem angeschlossen. Die Kapazität ist auf 57 m³/d ($Q_{\max, trocken}$ 81 m³/d, Q_{Regen} 61,2 l/s) festgelegt. Die Einleitung des gereinigten Abwassers erfolgt in den Lehmkuhlengraben. Als **Datengrundlagen** liegen zur Auswertung die Daten der Eigenkontrolle von Oktober 2002 bis August 2004 sowie die Daten der behördlichen Überwachung aus den Jahren 2001 bis 2003 vor.

Zulaufbelastungen

Die Jahresschmutzwassermenge 2003 wird für die Abwasserteichanlage Rietzel mit 7.500 m³/a angegeben. Die mittlere hydraulische Auslastung liegt demnach bei rund 36%. Umgerechnet auf die angeschlossenen Einwohner ergibt sich ein Wasseranfall von ca. 128 l/(E·d), welcher im Vergleich zu anderen Anlagen deutlich höher ist. Die theoretische Durchflusszeit liegt mit 126 Tagen über der bemessenen Durchflusszeit von 45 Tagen.

Die Tab. 57 zeigt die mittlere Zulaufkonzentrationen für den Zeitraum Oktober 2002 bis August 2004 sowie die Zulaufkraft für 2003. So schwankend wie die BSB₅- und CSB-Zulaufkonzentrationen sind (BSB₅ zwischen 11 mg/l und 1.077 mg/l, CSB zwischen 90 mg/l und 1.646 mg/l), so unterschiedlich fallen auch die Mittelwerte für die Jahre 2002 bis 2004 aus (beachtet werden muss die geringe Probenanzahl für 2002 und 2004). Die Schwankungen bei den BSB₅- und CSB-Zulaufwerten können durch das Mischsystem bedingt sein. Auch bei den Parametern N_{ges} und P_{ges} sind die Unterschiede der mittleren Zulaufwerte durch die extreme Schwankungsbreite bei den gemessenen Werten bedingt (N_{ges} zwischen 17 mg/l und 131 mg/l, P_{ges} zwischen 2,8 mg/l und 25,1 mg/l).

Tab. 57: Mittlere Zulaufkonzentrationen und –frachten der Anlage Rietzel (Daten aus der Eigenüberwachung Oktober 2002 bis August 2004)

Parameter	Zulaufkonzentration [mg/l]			Zulauffracht [kg/d]
	2002	2003	2004	2003
BSB ₅	65 (n=3)	334 (n=11)	194 (n=6)	6,9
CSB	246 (n=3)	773 (n=11)	523 (n=7)	14,7
NH ₄ -N	11 (n=3)	49 (n=11)	39 (n=7)	1,0
N _{ges}	27 (n=3)	80 (n=11)	59 (n=7)	1,6
P _{ges}	4,6 (n=3)	11,5 (n=11)	8,9 (n=7)	0,2

Bemerkung: n = Anzahl der Stichproben

Die mit den Frachten aus Tab. 57 berechneten Einwohnerwerte sind in Bild 67 dargestellt.

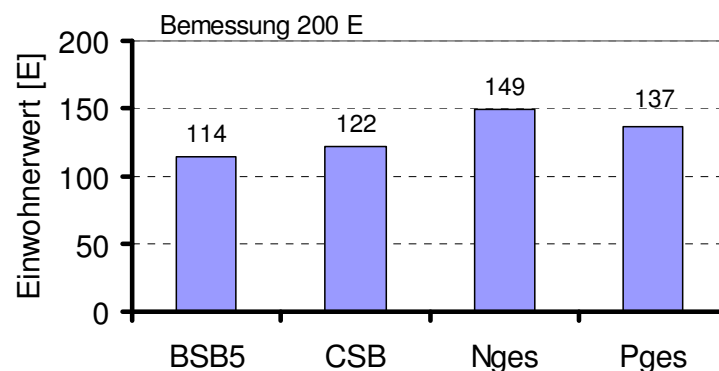


Bild 67: Mittlere Anlagenbelastung (Einwohnerwerte) der Abwasserteichanlage Rietzel für 2003

Tab. 58: Durchschnittlicher Auslastungsgrad der Abwasserteichanlage Rietzel (Daten aus der Eigenüberwachung 2003)

Parameter	Auslastungsgrad [%] 2003
BSB ₅	57
CSB	61
N _{ges}	75
P _{ges}	69
Mittelwert	66

Bei der Auslastung handelt es sich um einen Jahresmittelwert der jeweiligen Parameter bezogen auf die Auslegungsbelastung. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass für eine sichere Auslegung einer Anlage Spitzenbelastungen z.B. bei Kampagnenbetrieb (als Wochen- oder Monatsmittel) bei der Bemessung mit einfließen. Somit ist eine im Mittel 100% ausgelastete Anlage nicht in der Lage Spitzen abzufangen. Die Anlage Rietzel hat demnach (Tab. 58) noch Kapazitätsreser-

ven. Die höchste Auslastung liegt bei N_{ges} vor. Zurückzuführen sind diese Feststellungen auch auf die nur 36-prozentige hydraulische Auslastung der Anlage bei einem Anschlussgrad von 80%.

Das CSB/BSB₅-Verhältnis weicht in den Jahren 2002 und 2003 teilweise extrem von einem für kommunales Abwasser üblichen Bereich ab. Im Jahr 2004 (bis August) hat die Schwankungsbreite deutlich abgenommen und sich dem für kommunales Abwasser üblichen Bereich von 2 angenähert. Damit muss mit Problemen bei der biologischen Abbaubarkeit gerechnet werden.

Tab. 59: Durchschnittliche CSB/BSB₅-Verhältnisse im Zulauf der Anlage Rietzel, Oktober 2002 bis August 2004

	2002	2003	2004
CSB/BSB ₅ (Schwankungsbreite)	10,3 (2,4 – 24,6)	5,0 (1,0 – 22,1)	2,9 (2,0 – 4,3)

Die pH-Werte des zufließenden Abwassers werden in der Eigenüberwachung nicht mitbestimmt.

Ablaufwerte und Reinigungsleistung

In Tab. 60 sind die mittleren Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Rietzel für die Jahre 2002 bis 2004 aus den Daten der Eigenüberwachung angegeben. Für die Anlage Rietzel gelten noch die Einleiterbedingungen aus der Wasserrechtlichen Nutzungsgenehmigung von 1990 mit den Überwachungswerten für den BSB₅-Ablauf von 30 mg/l im Sommer (>10 °C) und 50 mg/l im Winter (<10 °C), außerdem für AFS 30 mg/l, pH-Wert 6 bis 8 und maximale Ablauftemperatur von 30 °C. Neben Ablaufkonzentrationen wurden entsprechende Frachten festgelegt (BSB₅ >10 °C 2,43 kg/d, BSB₅ <10 °C 4,05 kg/d, AFS 2,43 kg/d). Mit einer Überschreitung der vorgegebenen Frachten muss sowohl aufgrund der geringen hydraulischen Auslastung und der geringen Frachtbelastung der Anlage als auch der niedrigen Ablaufkonzentrationen (Tab. 60) nicht gerechnet werden. Die Einhaltung der AFS-Werte wird in der aktuellen Eigenüberwachung nicht überprüft. Die mittleren Ablaufwerte der Stichproben der Eigenüberwachung hielten die Überwachungswerte ein. Auffällig sind die extrem niedrigen N_{ges} - und P_{ges} -Ablaufwerte.

Tab. 60: Mittlere Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Rietzel, 2001 bis 2003 (aus Proben der Eigenüberwachung)

Parameter	Ablaufkonzentrationen [mg/l]			Überwachungswert [mg/l]
	2002 ¹⁾	2003	2004 ²⁾	
BSB ₅	2 (n=3)	4 (n=11)	6 (n=6)	30/50 (40)
CSB	26 (n=3)	27 (n=11)	66 (n=7)	(150)
NH ₄ -N	4,6 (n=3)	3,0 (n=11)	4,6 (n=7)	
NO ₃ -N	1,3 (n=3)	0,5 (n=11)	0,1 (n=7)	
$N_{anorg\ ges}$	9,5 (n=3)	7,1 (n=11)	9,4 (n=7)	
P_{ges}	2,5 (n=3)	1,8 (n=11)	3,2 (n=7)	

¹⁾ Daten der Eigenüberwachung Oktober bis Dezember 2002; ²⁾ Daten der Eigenüberwachung Januar bis August 2004; () Überwachungswerte für Anlagen der Größenklasse 1 (in Klammer)

Der Abbau für die organische Verschmutzung hat für den BSB₅ 2004 leicht zugenommen, beim CSB hat sich wieder das Niveau von 2002 eingestellt (Bild 68). Der N_{ges}-Abbau ist im Vergleich zu 2003 leicht zurückgegangen, ist aber deutlich höher als 2002. Die Phosphorelimination hat 2004 ebenfalls wieder das Niveau von 2002 eingenommen.

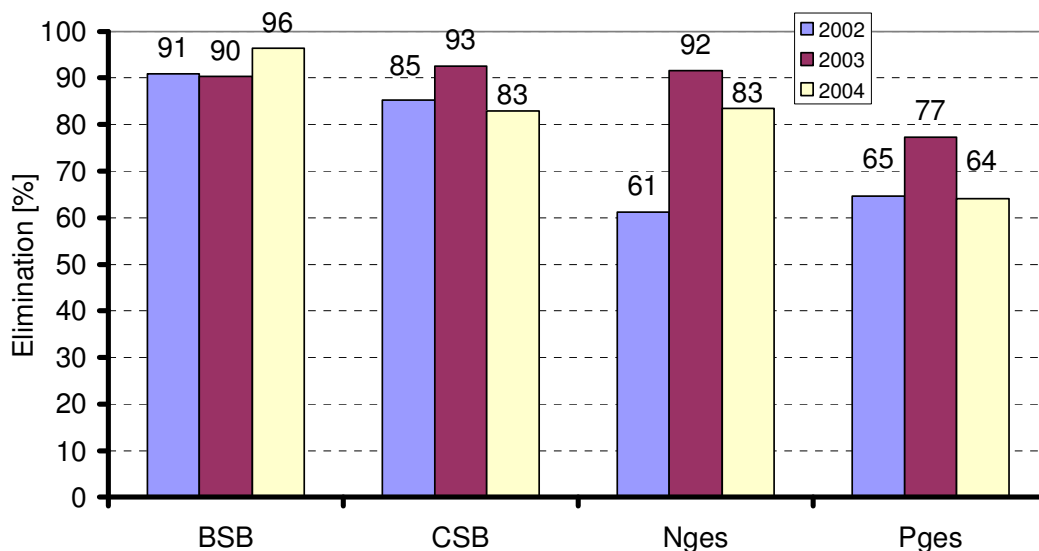


Bild 68: Eliminationsleistungen der Anlage Rietzel, Oktober 2002 bis August 2003

- BSB₅

Bei hohen Eliminationsleistungen von zum großen Teil über 90% hielten alle Stichproben der Eigenüberwachung in dem Zeitraum Oktober 2002 bis August 2004 sogar den Sommerüberwachungswert von 30 mg/l ein. Bisher wurde ein maximaler BSB₅-Ablaufwert von 15 mg/l bestimmt. Für die 20 Stichproben der Eigenüberwachung ergibt sich für den Zeitraum ein 85-Perzentil-Wert von 9 mg/l. In der behördlichen Überwachung wird der BSB₅-Ablauf nicht bestimmt.

- CSB

Bis auf eine Stichprobe im März 2004 (Eigenüberwachung) hielten alle Stichproben der Eigenüberwachung Oktober 2002 bis August 2004 und der behördlichen Überwachung 2001 bis 2003 den heute gültigen Überwachungswert für Anlagen der Größenklasse 1 von 150 mg/l ein. Für die 21 Stichproben der Eigenüberwachung ergibt sich für den Zeitraum ein 85-Perzentil-Wert von 55 mg/l.

- CSB/BSB₅-Verhältnis

Wie auch schon bei dem CSB/BSB₅-Zulauf-Verhältnis unterliegt das CSB/BSB₅-Ablauf-Verhältnis extremen Schwankungen (Tab. 61), was auch schon durch die schwankenden Eliminationsleistungen gezeigt wurde.

Tab. 61: Durchschnittliche CSB/BSB₅-Verhältnisse im Ablauf der Anlage Rietzel, Oktober 2002 bis August 2004

	2002	2003	2004
CSB/BSB ₅ (Schwankungsbreite)	17,3 (4,9 – 29,7)	8,9 (3,3 – 16,3)	12,5 (6,9 – 15,4)

- TOC

Der TOC-Gehalt wird noch in der Eigenüberwachung nicht bestimmt. Stichproben von drei behördlichen Überwachungen wiesen Werte zwischen 13 mg/l und 19 mg/l auf.

- AFS

Der AFS-Gehalt wird weder in der behördlichen noch in der Eigenüberwachung bestimmt.

- Stickstoffparameter

Mit einer Schwankungsbreite zwischen 0 mg/l und 38 mg/l zwischen Oktober 2002 und August 2004 sind die N_{ges.}-Ablaufwerte der Anlage Rietzel niedrig. Die mittleren N_{ges.}-Ablaufwerte aus diesem Zeitraum sind leicht schwankend.

Entsprechend niedrig fallen auch die NH₄-N-Ablaufwerte in diesem Zeitraum aus. Bei den NH₄-N-Ablaufwerten beträgt die Schwankungsbreite 0 mg/l bis 11,5 mg/l. Bei der behördlichen Überwachung wurde ein maximaler Wert von 15 mg/l bestimmt.

Die in der Eigenüberwachung bestimmten Nitratlaufwerte erreichten in dem Zeitraum Werte zwischen 0 mg/l und 2,7 mg/l (maximaler Wert der behördlichen Überwachung 4,7 mg/l). Nitritlaufwerte wurden in der behördlichen Überwachung zwischen 0,01 mg/l und 0,22 mg/l bestimmt. In der Eigenüberwachung wird der Nitritablauf nicht bestimmt.

- P_{ges.}

Mit einer Schwankungsbreite zwischen 0,4 mg/l und 6,0 mg/l zwischen 2002 und August 2004 sind die P_{ges.}-Ablaufwerte der Anlage Rietzel sehr niedrig. Die Werte der behördlichen Überwachung 2001 bis 2003 liegen ebenfalls in diesem Bereich. Phosphor kann damit temporär zum limitierenden Faktor bei biochemischen Prozessen werden.

- pH-Wert

Der pH-Wert wird weder in der behördlichen noch in der Eigenüberwachung bestimmt.

Ergebnisse der Vor-Ort-Untersuchungen am 15.09.2004

Am Untersuchungstag war es sonnig und windstill. Die Lufttemperatur betrug ca. 15°C. Die Probenahme am Zu- und Ablauf der Anlage erfolgte ebenfalls am 15.09.2004.

In den Untersuchungen sind im Rahmen des Projektes Zu- und Ablaufparameter von der gesamten Anlage bestimmt wurden. Von jedem Zu- bzw. Ablauf wurden zusätzlich die Temperatur, die Sauerstoffkonzentration, der pH-Wert und der AFS-Gehalt gemessen.

Im ersten Teich war die Sichttiefe bis zur Schlammoberkante. Der zweite Teich war mit Wasserlinsen bedeckt, bei den Messungen stiegen Faulgase auf, der Schlamm hatte eine feste Konsistenz. Der dritte Teich war vollständig verkrutet (Wasserpest) und mit Wasserlinsen bedeckt, an

den Böschungen waren Grablöcher zu sehen. In den Teichen war das Material unter der Schlammauflage sandig.

Tab. 62: Messergebnisse vom Zu- und Ablauf (Stichprobe Rietzel, 15.09.2004)

Messstelle	CSB _{unfilt.}	CSB _{filt.}	BSB ₅	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	P _{ges}
Zulauf [mg/l]	809	504	501	59,6	0,46	0,05	10,7
Ablauf Teich 3 [mg/l]	73	56	7,3	0,7	0,23	0,01	0,1
Ablauf Graben [mg/l]	30	22	<3	1,3	0,04	0	1,0
Wirkungsgrad [%]	96	95	99	98	-	-	91

Bemerkung: Filtration mit GF6

Mit dem Rückhalt der Feststoffe im Absetzbecken reduziert sich auch die organische Belastung, die hauptsächliche CSB-Reduzierung erfolgt in dem ersten Teich. Ammonium wird in den Teichen kontinuierlich abgebaut, Phosphor verstärkt im ersten und zweiten Teich (Tab. 81). Bei allen gemessenen Parametern sind sehr guten Eliminationsraten (Tab. 62) zu verzeichnen. Zwischen dem Ablauf der Kläranlage (Ablauf Teich 3) und der offiziellen Ablaufprobenentnahmestelle (Ablauf Graben) sind einige Unterschiede auszumachen. Der CSB-Wert verbessert sich nochmals zum Grabenablauf, beim Ammonium und auch P_{ges} nehmen die Konzentrationen wieder leicht zu. Gründe können in dem in den Graben infiltrierenden Grundwasser gesehen werden. In Bild 69 sind deutlich Austrittsstellen des Grundwassers zu erkennen (Wasser Oberfläche an den Austrittsstellen ohne Teichlinsen, deutliche Dunkelfärbung am Hang).



Bild 69: Ablaufgraben der Abwasserteichanlage Rietzel (15.09.2004)

Bewertung der Sauerstoffverteilung

Die Verteilung der Sauerstoffkonzentration wurde am 15.09.2004 in der Fläche und im Profil in den drei Teichen gemessen. Zusätzlich wurde die Sauerstoffkonzentration in allen Zu- und Abläufen gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 81 erkennbar, die Darstellungen sind im Anhang enthalten.

Im ersten Teich konnten Sauerstoffgehalte aufgrund der niedrigen Wassertiefe nur in 15 cm Tiefe gemessen werden, in der Teichmitte konnte zusätzlich in 50 cm Tiefe gemessen werden. In der oberen Wasserschicht wurden Sauerstoffwerte zwischen 5,3 mg/l im Zulauf und 4,9 mg/l im Ablauf bestimmt, in 50 cm Tiefe lagen die Sauerstoffkonzentrationen zwischen 2,4 mg/l und 3 mg/l.

Im zweiten Teich konnten Sauerstoffgehalte aufgrund der niedrigen Wassertiefe nur in 20 cm Tiefe gemessen werden. Der Sauerstoffgehalt lag zwischen 2,4 mg/l und 3,5 mg/l.

In dritten Teich konnten Sauerstoffgehalte aufgrund der niedrigen Wassertiefe und des dichten Pflanzenbestandes nur in 20 cm Tiefe gemessen werden. Der Sauerstoffgehalt lag zwischen 2,7 mg/l und 3,8 mg/l.

Mit Sauerstoffkonzentrationen ≥ 2 mg/l sind gute Bedingungen für biologische Aktivitäten vorhanden.

Durchströmungsverhalten

Die Fließgeschwindigkeiten in den Teichen der Abwasserteichanlage Rietzel waren kleiner 0,01 m/s und konnten somit mit der vorhandenen Messtechnik nicht nachgewiesen werden.

Am 15.09.2004 um 11.30 Uhr, 15 Uhr und 16.30 Uhr wurden jeweils am Zulauf, am Ablauf des 3. Teiches und am Grabenablauf Durchflussmessungen durchgeführt. Der Zulauf und der Grabenablauf wurden mit dem Durchflussmessgerät bestimmt, der Ablauf der 3. Teiches ausgelitert. Die Messergebnisse sind in Tab. 63 zu sehen.

Tab. 63: Messung der Durchflussmenge der Anlage Rietzel (15.09.2004)

		Zulauf	Ablauf Teich 3	Ablauf Graben
	Fließgeschwindigkeit [m/s]	0,02	25,4 s	0,015
	DN400, Füllhöhe [mm]	18	0,75 l	25
11.30 Uhr	Durchflussmenge [l/s]	0,04	0,03	0,05
	Fließgeschwindigkeit [m/s]	0,015	25,5 s	0,01
	DN400, Füllhöhe [mm]	17	0,78 l	33
15 Uhr	Durchflussmenge [l/s]	0,03	0,03	0,05
	Fließgeschwindigkeit [m/s]	0,1	34,2 s	0,02
	DN400, Füllhöhe [mm]	16	0,81 l	25
16.30 Uhr	Durchflussmenge [l/s]	0,02	0,02	0,06

Es handelt sich dabei nur um Stichproben. Die Unterschiede zwischen Zulauf und Ablauf des dritten Teiches sind auf das Puffervermögen der Teichanlage zurückzuführen. Die etwas höhere Durchflussmenge am Grabenablauf ist durch das infiltrierte Grundwasser bedingt. Zudem spiegeln die unterschiedlichen Zulaufmengen den ungefähren Tagesgang der Anlage wider. Hochgerechnet auf den Tag ergeben die Stichprobenmessungen eine Durchflussmenge zwischen

3,5 m³/d (11.30 Uhr) und 1,7 m³/d (16.30 Uhr), diese liegt damit unter der durchschnittlichen Tagesmenge von 57 m³/d, da es sich womöglich um ein sogenanntes „Schlafdorf“ handelt.

Bewertung der Temperaturverteilung

Die Verteilung der Temperatur wurde am 15.09.2004 in der Fläche und im Profil in den drei Teichen gemessen. Zusätzlich wurde die Temperatur in allen Zu- und Abläufen gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 81 erkennbar.

Im ersten Teich konnte die Temperatur aufgrund der niedrigen Wassertiefe nur in 15 cm Tiefe gemessen werden, in der Teichmitte zusätzlich in 50 cm Tiefe. In der Fläche und im Profil wurden einheitliche Temperaturen zwischen 18,3 °C und 18,4 °C bestimmt.

Im zweiten Teich konnte die Temperatur aufgrund der niedrigen Wassertiefe nur in 20 cm Tiefe gemessen werden. Die Temperatur nahm vom Zulauf (15,3 °C) zum Ablauf leicht ab (14,5 °C).

In dritten Teich konnte die Temperatur aufgrund der niedrigen Wassertiefe und des dichten Pflanzenbestandes nur in 20 cm Tiefe gemessen werden. Die Temperatur nahm vom Zulauf (13,0 °C) zum Ablauf leicht zu (14,6 °C).

Bewertung der pH-Wert-Verteilung

Die Verteilung des pH-Wertes wurde am 15.09.2004 in der Fläche und im Profil in den drei Teichen gemessen. Zusätzlich wurde der pH-Wert vom Zulauf und von den Abläufen bestimmt. Der Verlauf ist in Tab. 81 erkennbar. Der pH-Zulaufwert liegt mit 7,7 leicht über dem für frisches kommunales Abwasser üblichen Bereich von 6,5 bis 7,5.

Im ersten Teich konnte der pH-Wert aufgrund der niedrigen Wassertiefe nur in 15 cm Tiefe gemessen werden, in der Teichmitte zusätzlich in 50 cm Tiefe. In der Fläche und im Profil wurde ein einheitlicher pH-Wert von 7,6.

Im zweiten Teich konnte der pH-Wert aufgrund der niedrigen Wassertiefe nur in 20 cm Tiefe gemessen werden. Der pH-Wert nahm vom Zulauf (6,5) zum Ablauf leicht zu (7,0).

In dritten Teich konnte die Temperatur aufgrund der niedrigen Wassertiefe und des dichten Pflanzenbestandes nur in 20 cm Tiefe gemessen werden. Der pH-Wert nahm vom Zulauf (6,9) zum Ablauf leicht zu (7,2) und liegt damit leicht unter dem üblichen Bereich von 7,5 bis 8,5.

Bewertung der Schlammverteilung

Der Abwasserteichanlage Rietzel sind zwei Absetzbecken zur Vorklärung vorgeschaltet, welche im Wechsel betrieben werden. Der Wechsel und die Schlammräumung findet jährlich statt.

In den drei Teichen wurden am 15.09.2004 die Schlammhöhen ermittelt.

Im ersten Teich wurde vor allem in den Ecken Schlammhöhen bis 36 cm bei einer Teichtiefe von knapp 70 cm vorgefunden. In der Teichmitte beträgt die Schlammhöhe 11 cm.

Im zweiten Teich wurden Schlammhöhen zwischen 10 cm und 48 cm, im Mittel 23 cm, bei einer Teichtiefe von rund 65 cm gemessen, dabei sind die Schlammablagerungen hauptsächlich im Zulaufbereich des Teiches zu finden.

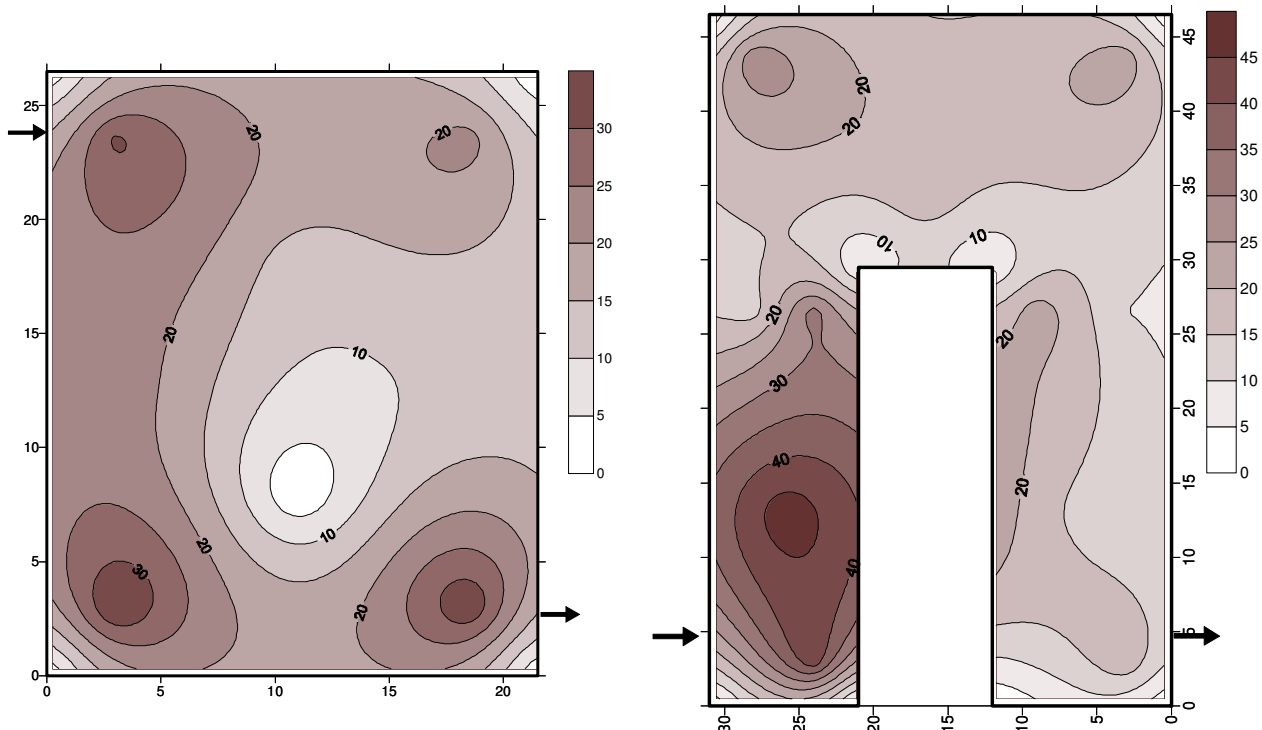


Bild 70: Darstellungen der Schlammhöhen [cm] in Teich 1 (links) und Teich 2 (rechts) der Abwasserteichanlage Rietzel (15.09.2004)

Im dritten Teich wurden Schlammhöhen bis 24 cm, im Mittel 10 cm, bei einer Teichtiefe von knapp 60 cm gemessen, dabei sind die Schlammablagerungen hauptsächlich im Zulaufbereich des Teiches und in einigen Randzonen zu finden.

Die absetzbaren Stoffe werden zum größten Teil in den Absetzbecken zurückgehalten. Da im Zulaufbauwerk der Übergang zum Überlauf nur sehr niedrig ausgeführt ist, ist zu vermuten, dass bei Zulaufspitzen, ein großer Anteil des Zulaufes direkt im ersten Teich landet (hohe Schlammansammlung im Zulaufbereich). Auch im Zulaufbereich des zweiten Teiches ist die Schlammhöhe sehr hoch (eventuell auch durch Ablagerungen durch abgestorbene Pflanzenteile).

Zusammenfassung und Optimierungsvorschläge

Die Abwasserteichanlage Rietzel ist seit 1990 in Betrieb. Die Anlage wird im Mischsystem bestückt, was im Vergleich zu im Trennsystem bestückten Abwasserteichanlagen zu deutlich niedrigen Zulaufkonzentrationen führt und die Einhaltung von Überwachungswerten begünstigt.

Bei der Vor-Ort-Untersuchung wurde eine Gesamtfläche von rund 4.100 m² ermittelt. Teich 1 hat eine Fläche von 570 m², Teich 2 von 1.180 m² und Teich 3 von 2.320 m². Die spezifische Teichfläche ist mit 36 m²/E (2003) größer als der empfohlene Wert von 8 m²/E (Bemessung 20,5 m²/E). Schon mit den ersten beiden Teichen lässt sich bei der vorhandenen Belastung eine spezifische Fläche von 15,3 m²/E (2003) erreichen. Hydraulisch ist die Anlage zu 36% ausgelastet.

Auffällig sind die hohen Zulaufschwankungen beim BSB₅ und CSB, welche sich auch in den sehr unterschiedlichen CSB/BSB₅-Verhältnissen widerspiegeln (2001 und 2002 teilweise extreme Abweichungen von einem für kommunales Abwasser üblichen Bereich von 2). 2004 hat sich das CSB/BSB₅-Verhältnis dem für kommunales Abwasser üblichen Bereich angenähert, entsprechend sehr gut war die BSB₅-Abbaubarkeit (>90%). Die Schwankungen sind auf die Mischwasserbeschickung und der Probenahme zu unterschiedlichen Bedingungen (erzeugt unterschiedliche Qualitäten des Abwassers) zurückzuführen. Die günstige bauliche Aufführung der Anlage (Absetzbecken, Leitdämme in den Teichen) tragen zu der sehr guten biologischen Reinigungsleistung bei.

Die Überwachungswerte (für den BSB₅ 30 mg/l bzw. 40 mg/l und 150 mg/l für den CSB) werden in allen Stichproben eingehalten. Das 85-Perzentil liegt für den BSB₅ bei 9 mg/l und für den CSB bei 55 mg/l.

Ein Einfluss von Grundwasser ist bei der Abwasserteichanlage nicht auszuschließen, da im Ablaufgraben deutliche Austrittsstellen zu sehen waren (Bild 69).

Folgende Optimierungsvorschläge werden unterbreitet:

- Auf rechtzeitige Räumung der Absetzbecken achten!
- Schlammräumung der Teiche 1 und 2
- Böschungsbefestigung und gleichzeitige Dichtung aller drei Teiche (z.B. mit Lehmatten), Foliendichtung wird nicht empfohlen, siehe Ergebnisse der Anlagen Böddensell und Eickendorf
- Entkrautung des dritten Teiches
- Erhöhung der Überlaufschwelle im Zulaufbauwerk, da diese zu früh anspringt!, belegt durch hohe Schlammansammlung im Zulaufbereich des nachfolgenden Teiches
- Probenahme / Probenahmebedingungen, vor allem beim Zulauf, prüfen
- Bei der jährlichen Mahd des Teichkläranlagegeländes, darauf achten, dass das Mahdgut nicht in die Teiche gelangt! Sonst droht zusätzliche Belastung der Teichanlage!

6.8. Kläranlage Holdenstedt

Die Abwasserteichanlage Holdenstedt ist schon vor 1990 in Betrieb gewesen. Die Anlage besteht aus zwei Absetzbecken mit je rund 130 m^3 Fassungsvermögen, welche abwechselnd betrieben werden, sowie einem belüftetem Teich und einem Nachklärteich. Der belüftete Teich hat ein Volumen von rund 3.500 m^3 (gemessen). Die technische Belüftung erfolgt durch zwei Fuchsbelüfter Typ WBL II. Der Nachklärteich hat eine Fläche von rund 1.600 m^2 (gemessen) bei einem Volumen von 1.040 m^3 . Die Teiche sind natürlich gedichtet (natürliche Lehmschicht vorhanden). Eine schematische Darstellung ist Bild 71 zu entnehmen.

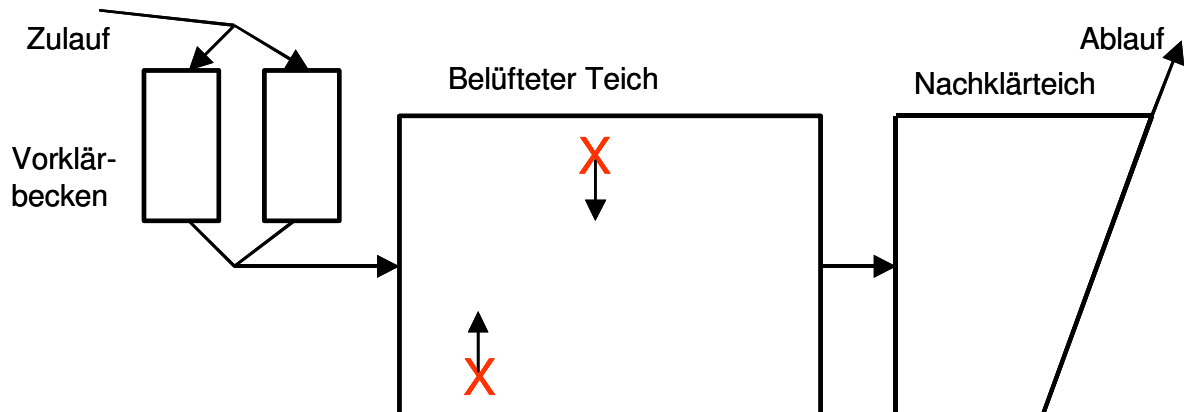


Bild 71: Schematische Darstellung der Abwasserteichanlage Holdenstedt

Im Bestandsplan aus dem Jahr 1970 wird die Fläche für den belüfteten Teich mit rund 3.300 m^2 angegeben, die gemessene Fläche ist 100 m^2 kleiner bei einer Teichtiefe von $1,1 \text{ m}$. Die Bemessungsgröße wird mit 840 E angegeben, erweiterbar auf 1.150 E . Die aktuelle behördliche Statistik (Stand 12/2003) weist als Bemessungsgröße 1.000 E und eine Kapazität ist auf $176 \text{ m}^3/\text{d}$ aus. Die Einleitung des gereinigten Abwassers erfolgt in den Sandgraben. Die 800 angeschlossenen Einwohnern sind im Trennsystem angeschlossen. Als **Datengrundlagen** liegen zur Auswertung die Daten der Eigenkontrolle der Jahre 2002 und 2003 sowie die Daten der behördlichen Überwachung von 2003 vor.

Zulaufbelastungen

Die Jahresschmutzwassermenge 2003 wird für die Abwasserteichanlage Holdenstedt mit $27.480 \text{ m}^3/\text{a}$ angegeben. Die mittlere hydraulische Auslastung liegt demnach bei rund 43% . Umgerechnet auf die angeschlossenen Einwohner ergibt sich ein Wasseranfall von ca. $94 \text{ l}/(\text{E}\cdot\text{d})$. Die theoretische Durchflusszeit liegt mit 62 Tagen über der bemessenen Durchflusszeit von 27 Tagen.

Die Tab. 64 zeigt die mittlere Zulaufkonzentrationen und -frachten für die Jahre 2002 und 2003. Die BSB_5 -, CSB -, N_{ges} - und AFS -Zulaufkonzentrationen haben 2003 leicht zugenommen, die Frachten hingegen haben aufgrund der deutlich geringeren Durchflussmenge abgenommen. Die Zulaufkonzentrationen können insgesamt als sehr niedrig eingestuft werden. Bei den Zulaufparametern sind große Schwankungsbreiten vorhanden (BSB_5 17 mg/l bis 220 mg/l , CSB 37 mg/l bis 533 mg/l , N_{ges} $3,8 \text{ mg/l}$ bis $64,8 \text{ mg/l}$, P_{ges} $0,5 \text{ mg/l}$ bis $12,7 \text{ mg/l}$, AFS 19 mg/l bis 216 mg/l).

Tab. 64: Mittlere Zulaufkonzentrationen und –frachten der Anlage Holdenstedt (Daten aus der Eigenüberwachung 2002 und 2003)

Parameter	Zulaufkonzentration [mg/l]		Zulauffrachten [kg/d]	
	2002	2003	2002	2003
BSB ₅	69 (n=11)	93 (n=7)	11,5	7,0
CSB	176 (n=11)	247 (n=7)	29,4	18,6
NH ₄ -N	20,4 (n=11)	17,3 (n=6)	3,4	1,3
NO ₃ -N	2,8 (n=11)	2,5 (n=7)	0,5	0,2
N _{ges}	23,8 (n=11)	26,1 (n=7)	4,0	2,0
P _{ges}	4,3 (n=11)	2,8 (n=7)	0,7	0,2
AFS	66 (n=11)	85 (n=7)	11,0	6,4

Bemerkung: n = Anzahl der Stichproben

Die mit den Frachten aus Tab. 64 berechneten Einwohnerwerte sind in Bild 72 dargestellt.

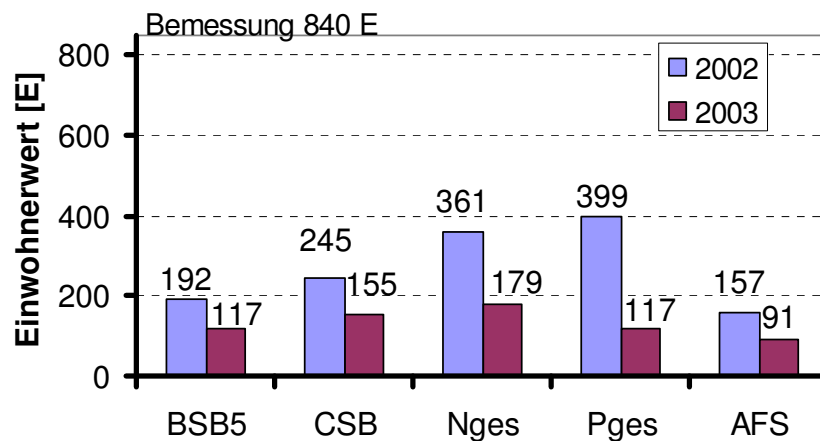


Bild 72: Mittlere Anlagenbelastung (Einwohnerwerte) der Abwasserteichanlage Holdenstedt, 2002 und 2003

Tab. 65: Durchschnittlicher Auslastungsgrad der Abwasserteichanlage Holdenstedt (Daten aus der Eigenüberwachung 2002 und 2003)

Parameter	Auslastungsgrad [%]	
	2002	2003
BSB ₅	23	14
CSB	29	18
N _{ges}	43	21
P _{ges}	47	14
AFS	19	11
Mittelwert	32	16

Bei der Auslastung handelt es sich um einen Jahresmittelwert der jeweiligen Parameter bezogen auf die Auslegungsbelastung. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass für eine sichere Auslegung einer Anlage Spitzenbelastungen z.B. bei Kampagnenbetrieb (als Wochen- oder Monatsmittel) bei der Bemessung mit einfließen. Somit ist eine im Mittel 100% ausgelastete Anlage nicht in der Lage Spitzen abzufangen. Die Anlage Holdenstedt hat demnach (Tab. 65) noch Kapazitätsreserven. Die Auslastung ist 2003 sogar noch zurückgegangen. Zurückzuführen sind diese Feststellungen auch auf die nur 43-prozentige hydraulische Auslastung der Anlage bei einem Anschlussgrad von 95%.

Das CSB/BSB₅-Verhältnis bewegt sich in den Jahren 2002 und 2003 um den für kommunales Abwasser üblichen Bereich von 2, wobei 2003 die Schwankungsbreite kleiner geworden ist. Damit kann mit einer guten biologischen Abbaubarkeit gerechnet werden.

Tab. 66: Durchschnittliche CSB/BSB₅-Verhältnisse im Zulauf der Anlage Holdenstedt, 2002 und 2003

	2002	2003
CSB/BSB ₅ (Schwankungsbreite)	2,5 (1,6 – 4,1)	2,5 (1,7 – 3,8)

Die pH-Werte des zufließenden Abwassers liegen 2002 und 2003 mit Mittelwerten von 8,0 über dem für Rohwasser üblichen Bereich von 6,5 bis 7,5.

Tab. 67: Durchschnittliche pH-Werte im Zulauf der Anlage Holdenstedt, 2002 und 2003

	2002	2003
pH (Schwankungsbreite)	8,0 (7,8 – 8,7)	8,0 (7,7 – 8,4)

Ablaufwerte und Reinigungsleistung

In Tab. 68 sind die mittleren Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Holdenstedt für die Jahre 2002 und 2003 aus den Daten der Eigenüberwachung angegeben. Für die Anlage Holdenstedt gelten noch die Einleiterbedingungen aus der Wasserrechtlichen Nutzungsgenehmigung vor 1990 mit dem Überwachungswert für den BSB₅-Ablauf von 50 mg/l. Die mittleren Ablaufwerte der Stichproben der Eigenüberwachung halten sowohl den „alten“ BSB₅-Überwachungswert als auch die heutigen für Anlagen der Größenklasse 1 geltenden Überwachungswerte (BSB₅ 40 mg/l, CSB 150 mg/l) ein und liegen deutlich darunter. Auffällig sind die niedrigen N_{ges}- und extrem niedrigen P_{ges}-Ablaufwerte.

Tab. 68: Mittlere Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Holdenstedt, 2002 und 2003 (aus Proben der Eigenüberwachung)

Parameter	Ablaufkonzentrationen [mg/l]		Überwachungswert [mg/l]
	2002	2003	
BSB ₅	14 (n=11)	13 (n=7)	50 (40)
CSB	54 (n=11)	51 (n=7)	(150)
NH ₄ -N	19,3 (n=11)	11,6 (n=6)	
NO ₃ -N	3,8 (n=11)	3,2 (n=7)	
N _{anorg ges}	23 (n=11)	18 (n=7)	
P _{ges}	2,0 (n=11)	2,4 (n=7)	
AFS	18 (n=11)	12 (n=7)	

N= Anzahl der Stichproben

() Überwachungswerte für Anlagen der Größenklasse 1 (in Klammer)

Der Abbau für die organische Verschmutzung ist in den Jahren auf dem gleichen niedrigen Niveau geblieben (Bild 73). Der N_{ges}-Abbau und die AFS-Elimination hat zugenommen, die Phosphorelimination ist deutlich zurückgegangen.

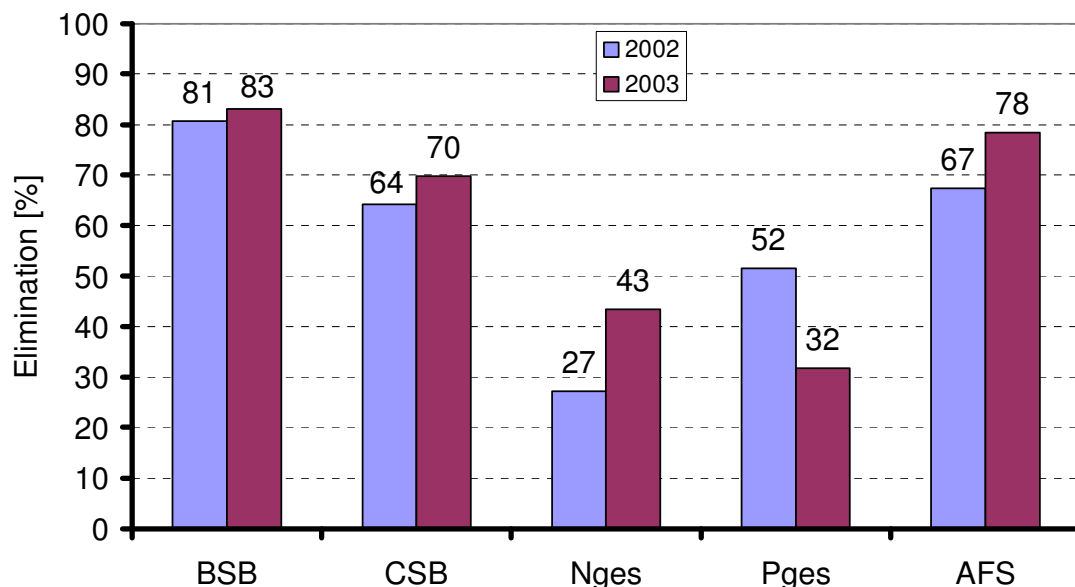


Bild 73: Eliminationsleistungen der Anlage Holdenstedt, 2002 und 2003

- BSB₅

Bei Eliminationsleistungen von nur 80% werden aufgrund der niedrigen Zulaufbelastungen niedrige BSB₅-Ablaufwerte erzielt. Der „alte“ Überwachungswert von 50 mg/l wurde 2002 und 2003 in allen Stichproben eingehalten. Für die 18 Stichproben der Eigenüberwachung ergibt sich für den

Zeitraum ein 85-Perzentil-Wert von 33 mg/l. Wird der Überwachungswert für Anlagen der Größenklasse 1 von 40 mg/l zugrundegelegt, so halten ebenfalls alle Stichproben der Eigenüberwachung 2002 und 2003 diesen Wert ein. Bisher wurde ein maximaler BSB₅-Ablaufwert von 38 mg/l bestimmt. Die BSB₅-Ablaufwerte der behördlichen Überwachung 2003 schwanken zwischen 3 mg/l und 36 mg/l. Die hohen BSB₅-Ablaufwerte wurden in den Sommer und Herbstmonaten bestimmt.

- CSB

Für den CSB-Ablauf ist kein Überwachungswert festgelegt. Wird der Überwachungswert für Anlagen der Größenklasse 1 von 150 mg/l zugrundegelegt, halten bis auf eine Stichprobe 2002 (im Winter) die Stichproben der Eigenüberwachung 2002 und 2003 diesen Wert ein. Bisher wurden ein maximaler CSB-Ablaufwert von 155 mg/l im Januar 2002 bestimmt. Für die 18 Stichproben der Eigenüberwachung ergibt sich für den Zeitraum ein 85-Perzentil-Wert von 114 mg/l.

- CSB/BSB₅-Verhältnis

Die teilweise kleinen CSB/BSB₅-Ablauf-Verhältnisse (Tab. 69) zeugen von einem nicht immer vollständigen biologischen Abbau, was auch die verhältnismäßig niedrigen Eliminationsleistungen bestätigen.

Tab. 69: Durchschnittliche CSB/BSB₅-Verhältnisse im Ablauf der Anlage Holdenstedt, 2002 und 2003

	2002	2003
CSB/BSB ₅ (Schwankungsbreite)	4,5 (1,9 – 11,4)	4,2 (2,2 – 8,0)

- TOC

Der TOC-Gehalt wird weder in der behördlichen noch in der Eigenüberwachung bestimmt.

- AFS

In der Eigenüberwachung 2002 und 2003 wurden AFS-Gehalte zwischen 10 mg/l und 35 mg/l bestimmt.

- Stickstoffparameter

Mit einer Schwankungsbreite zwischen 11,5 mg/l und 40,1 mg/l in den Jahren 2002 bis 2003 sind die N_{ges.}-Ablaufwerte der Anlage Holdenstedt überwiegend niedrig.

Entsprechend fallen auch die NH₄-N-Ablaufwerte in diesem Zeitraum aus. Bei den NH₄-N-Ablaufwerten beträgt die Schwankungsbreite 8,8 mg/l bis 38,1 mg/l. Die NH₄-N-Ablaufwerte der behördlichen Überwachung 2003 liegen ebenfalls in diesem Bereich.

Die in der Eigenüberwachung bestimmten Nitrat- und Nitritablaufwerte erreichten in den Jahren 2002 bis 2003 Werte zwischen 0,5 mg/l und 10,5 mg/l. Die NO₃-N-Ablaufwerte der behördlichen Überwachung 2003 liegen ebenfalls in diesem Bereich. Nitritablaufwerte wurden nur in den 4 behördlichen Stichproben 2003 bestimmt (Werte zwischen 0,01 mg/l und 0,3 mg/l).

- $P_{ges.}$

Mit einer Schwankungsbreite zwischen 1,1 mg/l und 4,4 mg/l in den Jahren 2002 bis 2003 sind die $P_{ges.}$ -Ablaufwerte der Anlage Holdenstedt sehr niedrig. Die $P_{ges.}$ -Ablaufwerte der behördlichen Überwachung 2003 liegen ebenfalls in diesem Bereich.

- pH-Wert

Die Schwankungsbreite für den pH-Ablaufwert hat 2003 abgenommen. Die pH-Ablaufwerte liegen 2002 und 2003 überwiegend in dem für Ablauf üblichen Bereiches von 7,5 bis 8,5 (Tab. 70). Höhere Werte traten vor allem im Frühjahr auf.

Tab. 70: Durchschnittliche pH-Werte im Ablauf der Anlage Holdenstedt, 2002 und 2003

	2002	2003
pH (Schwankungsbreite)	8,0 (7,7 – 8,6)	7,9 (7,8 – 8,0)

Ergebnisse der Vor-Ort-Untersuchungen am 02.11.2004

Am Untersuchungstag war es sonnig und windstill. Die Lufttemperatur betrug ca. 10°C. Die Probenahme am Zu- und Ablauf der Anlage erfolgte ebenfalls am 02.11.2004.

In den Untersuchungen sind im Rahmen des Projektes Zu- und Ablaufparameter von der gesamten Anlage bestimmt wurden. Von jedem Zu- bzw. Ablauf wurden zusätzlich die Temperatur, die Sauerstoffkonzentration, der pH-Wert und der AFS-Gehalt gemessen.

Der CSB-Abbau ist, wie auch schon die Auswertung der Eigenüberwachung ergab, nicht sehr hoch. Entgegen der Auswertungsergebnisse aus der Eigenüberwachung wurde ein sehr guter BSB₅-Abbau (Tab. 71) vorgefunden. Der $P_{ges.}$ -Abbau fällt mit 17% sehr gering aus. Ein NH_4-N -Abbau fand augenscheinlich nicht statt, zu beachten ist, dass die Zulaufprobe nicht im direkten Zusammenhang mit der Ablaufprobe steht (Dauer der Verweilzeit liegt dazwischen).

Tab. 71: Messergebnisse vom Zu- und Ablauf (Stichprobe Holdenstedt)

Messstelle	CSB _{unfilt.}	CSB _{filt.}	BSB ₅	NH_4-N	NO_3-N	NO_2-N	P_{ges}
Zulauf [mg/l]	320	145	248	26,5	0,31	0,03	5,9
Ablauf [mg/l]	80	51	11,9	40,6	0,16	0,03	4,9
Wirkungsgrad [%]	75	65	95	-	-	-	17

Bemerkung: Filtration mit GF6

Nach dem Absetzbecken ist ein Anstieg der abfiltrierbaren Stoffe und des CSB zu verzeichnen (Tab. 82), ein Hinweis dass das Absetzbecken geräumt werden muss. Der hauptsächliche CSB-Abbau findet im belüfteten Teich statt, im Nachklärteich erfolgt eine nochmalige Reduzierung. Aufgrund der jahreszeitlichen Temperaturen ist keine Reduzierung des Ammoniums zu verzeichnen. Phosphor wird sowohl im belüfteten Teich als auch im Nachklärteich abgebaut.

Bewertung der Sauerstoffverteilung

Die Verteilung der Sauerstoffkonzentration wurde am 02.11.2004 in der Fläche und im Profil in den zwei Teichen gemessen. Zusätzlich wurde die Sauerstoffkonzentration in allen Zu- und Abläufen gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 82 erkennbar.

Im belüfteten Teich sind zwei Fuchs-Belüfter Typ WBL II installiert. Mit Sauerstoffgehalten im Mittel von 6,1 mg/l in oberen Wasserschicht und von 5,8 mg/l in 50 cm Tiefe sind gute Bedingungen für den biologischen Abbau vorhanden. Die leichten Unterschiede der Sauerstoffkonzentration in den verschiedenen Tiefen zeugen von einer nicht optimalen Durchmischung des Teichvolumens. Die Belüfterleistung ist für die vorhandenen Frachten ausreichend (Tab. 72).

Tab. 72: Kennzahlen der Belüfter, Abwasserteichanlage Holdenstedt

	Einheit	Teich 1
Vorh. Leistungsdichte	[W/m ³]	1,4
Erford. Leistungsdichte ¹⁾	[W/m ³]	1 - 3
Mittlerer O ₂ -Bedarf [1,5 kg O ₂ / kg BSB ₅]	[kg O ₂ /h]	0,4
O ₂ -Eintrag ²⁾	[kg O ₂ /h]	2,3
¹⁾ nach ATV-A 201, bezogen auf BSB ₅ -Zulauftracht von 2003 ²⁾ O ₂ -Eintrag der Belüfter 0,9 kgO ₂ /kWh (Herstellerangaben), Belüfterlaufzeiten: Teich 1 12 h		

Im Nachklärteich wurden in der oberen Wasserschicht Sauerstoffkonzentrationen Sauerstoffwerte zwischen 9,8 mg/l und 10 mg/l gemessen. Die Sauerstoffkonzentrationen in 50 cm Tiefe mit 9,8 mg/l konstant. Die hohen Sauerstoffkonzentrationen sind auf die photosynthetischen Aktivitäten der Algen zurückzuführen.

Mit Sauerstoffkonzentrationen weit über 2 mg/l sind gute Bedingungen für biologische Aktivitäten vorhanden. Es kann sogar von einer Übersättigung gesprochen werden.

Durchströmungsverhalten

Die Fließgeschwindigkeiten wurden in dem belüfteten Teich gemessen. Im Nachklärteich waren kleiner 0,01 m/s und konnten somit mit der vorhandenen Messtechnik nicht nachgewiesen werden.

Im Umkreis der Belüfter wurden in der oberen Wasserschicht Fließgeschwindigkeiten von 0,12 m/s bis 0,14 m/s gemessen, in 50 cm Tiefe etwas niedrigere (0,06 m/s bis 0,1 m/s). Die Durchströmung verläuft nicht optimal, da durch Überlagerungseffekte der eine Teil des Zulaufbereiches nicht umgewälzt wird (Bild 74).

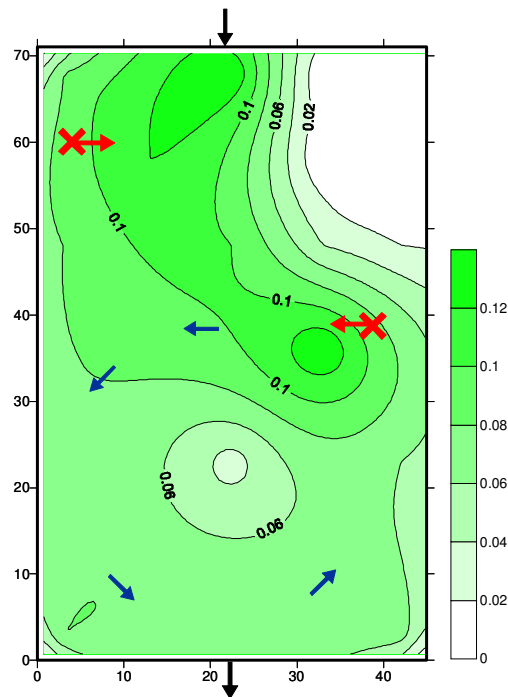


Bild 74: Durchströmung des belüfteten Teiches, Darstellung der Fließgeschwindigkeit [m/s] Abwasserteichanlage Holdenstedt

Zulauf- und Ablaufmenge der Anlage wurden als Stichprobe am 02.11.2004 gegen 16.30 Uhr gemessen (Tab. 73).

Tab. 73: Messung der Durchflussmenge der Anlage Holdenstedt (02.11.2004, 16.30 Uhr)

	Zulauf		Ablauf
Fließgeschwindigkeit [m/s]	0,33	Fließgeschwindigkeit [m/s]	0,22
DN200, Füllhöhe [mm]	31	DN300, Füllhöhe [mm]	30
Durchflussmenge [l/s]	1,0	Durchflussmenge [l/s]	1,0

Hochgerechnet auf den Tag ergibt die Stichprobenmessung eine Durchflussmenge von 86,4 m³/d, diese liegt damit über der durchschnittlichen Tagesmenge von 75,3 m³/d, was auf die Schwankungen im Tagesgang zurückführbar ist.

Bewertung der Temperaturverteilung

Die Verteilung der Temperatur wurde am 02.11.2004 in der Fläche und im Profil in den zwei Teichen gemessen. Zusätzlich wurde die Temperatur in allen Zu- und Abläufen gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 82 erkennbar.

Im belüfteten Teich wurde eine homogene Temperaturverteilung festgestellt. Die Temperatur betrug sowohl in der oberen Wasserschicht als auch in 15 cm Tiefe 10,1 °C.

Im Nachklärteich lagen die Temperaturen in der oberen Wasserschicht zwischen 2,6 °C und 4,6 °C. In 50 cm Tiefe wurden Temperaturen zwischen 2,2 °C und 4,1 °C bestimmt und waren damit etwas niedriger. Der Temperaturunterschied betrug maximal 0,5 K.

Bewertung der pH-Wert-Verteilung

Die Verteilung des pH-Wertes wurde am 02.11.2004 in der Fläche und im Profil in den zwei Teichen gemessen. Zusätzlich wurde der pH-Wert vom Zulauf und von den Abläufen bestimmt. Der Verlauf ist in Tab. 82 erkennbar. Der pH-Zulaufwert ist mit 8,7 deutlich höher als für frisches kommunales Abwasser üblich (6,5 bis 7,5).

Im belüfteten Teich wurde in 15 cm Tiefe ein konstanter pH-Wert von 8,1 gemessen.

Im Nachklärteich wurden in der oberen Wasserschicht ein konstante pH-Wert von 8,3 gemessen. In 50 cm Tiefe war der pH-Wert mit 8,1 unbedeutend geringer.

Die hohen pH-Werte sind auf die photosynthetischen Aktivitäten der Algen zurückzuführen. Der pH-Ablaufwert liegt aber in dem für Abläufe üblichen Bereich von 7,5 bis 8,5.

Bewertung der Schlammverteilung

Der Abwasserteichanlage Holdenstedt sind zwei Absetzbecken zur Vorklärung vorgeschaltet, welche im Wechsel betrieben werden. Der Wechsel und die Schlammräumung findet jährlich statt. Die letzte Schlammräumung in den Teichen fand 1994 statt.

In den zwei Teichen wurden am 02.11.2004 die Schlammhöhen ermittelt.

Im belüfteten Teich wurde Schlammhöhen bis 42 cm bei eine Teichtiefe von durchschnittlich 110 cm vorgefunden. Vor den und seitlich der Belüfter waren kaum Schlammablagerungen vorhanden. Die größten Schlammablagerungen in dem Teich sind in den nicht durchwärmtem Zulaufbereich zu finden. Im Mittel beträgt die Schlammhöhe 20 cm.

Im Nachklärteich wurden Schlammhöhen im Mittel von 15 cm bei einer Teichtiefe von rund 65 cm vorgefunden. Die größte Schlammablagerung von 60 cm wurde im direkten Ablaufbereich (dieser ist auf 130 cm vertieft) gemessen.

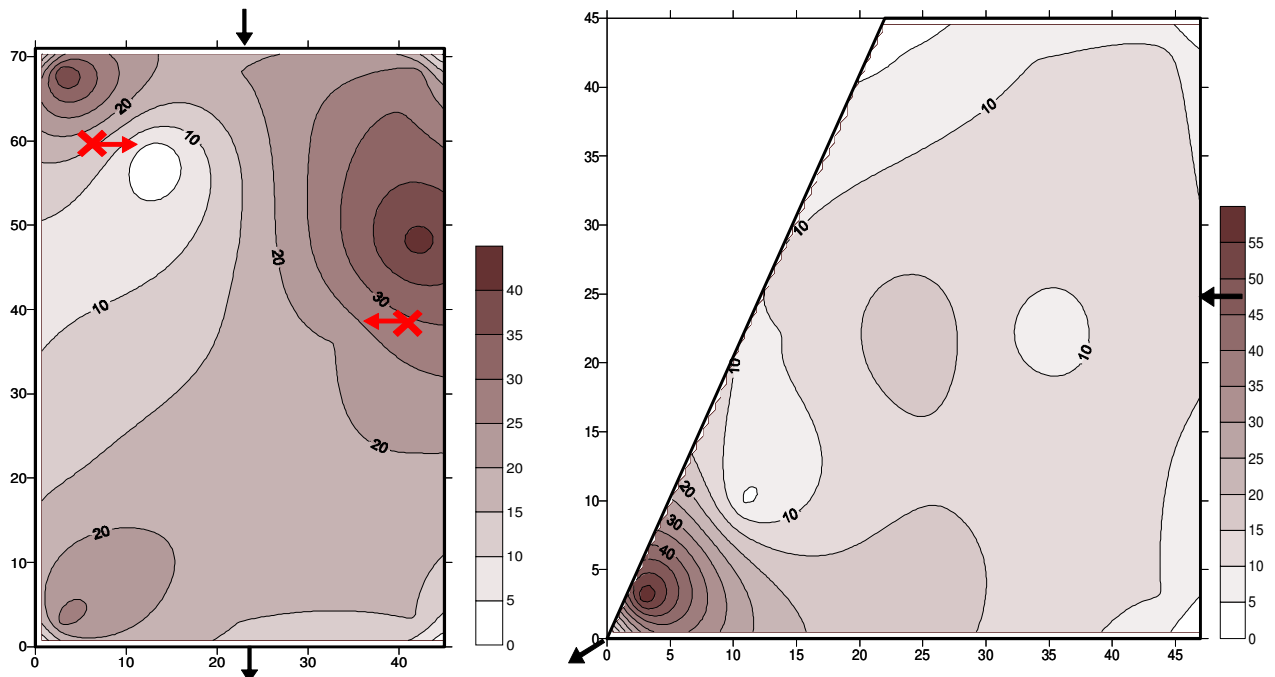


Bild 75: Darstellung der Schlammhöhe [cm] im belüfteten Teich (links) und im Nachklärteich (rechts) der Abwasserteichanlage Holdenstedt (02.11.2004)

Die absetzbaren Stoffe werden zum größten Teil in den Absetzbecken zurückgehalten. Über die Jahre hat sich sowohl im belüfteten Teich als auch im Nachklärteich gerade in den beruhigten Zonen Schlamm angesammelt, was darauf hinweist, dass die Schlammräumung der Absetzbecken nicht immer rechtzeitig erfolgte.

Zusammenfassung und Optimierungsvorschläge

Die Abwasserteichanlage Holdenstedt ist schon vor 1990 in Betrieb genommen worden. Die Anlage wird im Trennsystem bestückt.

Im Bestandsplan aus dem Jahr 1970 wird die Teichfläche für den belüfteten Teich mit 3.300 m² angegeben, die Vor-Ort-Messung ergab eine Fläche von 3.200 m². Die hydraulische Auslastung der Anlage liegt bei 43%.

Für eine im Trennsystem bestückte Anlage sind die Zulaufkonzentrationen und –frachten sehr niedrig (BSB₅-Zulaufkonzentration 93 mg/l im Mittel, CSB-Zulaufkonzentration 247 mg/l im Mittel für 2003). Entsprechend gering fällt die Anlagenauslastung mit durchschnittlich 16% aus. Die pH-Werte des Zulaufs sind höher als für kommunales Abwasser üblich, im Mittel bei 8,0.

Sowohl der Überwachungswert von 50 mg/l für den BSB₅-Ablauf als auch die heute geltenden Überwachungswerte für Kläranlagen der Größenklasse 1 von 40 mg/l für BSB₅ und 150 mg/l für den CSB werden in allen Stichproben eingehalten. Die Eliminationsleistungen fallen im Vergleich zu anderen Anlagen niedrig aus. Die biologische Reinigungsleistung ist nicht optimal. Der unvollständige Abbau der organischen Inhaltsstoffe spiegelt sich auch in den kleinen CSB/BSB₅-Ablaufverhältnissen wider. Zudem ergab der CSB-Abbautest unter optimierten Bedingungen im Labor, dass noch rund 80% des CSB im Ablauf abbaubar sind.

Die Belüfterleistung ist bei der vorhandenen Anlagenbelastung ausreichend, die Umwälzung des Wasserkörper ist nicht ausreichend (unterschiedliche Sauerstoffkonzentrationen vorgefunden). Im Zulaufbereich wird ein Teil durch Überlagerungseffekte der beiden Belüfter nicht durchmischt (Bild 74).

Im Nachklärteich sind an den Böschungen Grablöcher vorhanden.

Folgende Optimierungsvorschläge werden unterbreitet:

- Auf rechtzeitige Räumung der Absetzbecken achten!
- Teilschlammräumung der Teiche (Zulaufbereich des belüfteten Teiches, Ablaufbereich des Nachklärteiches)
- Neue Ausrichtung der Belüfter (Bild 76)

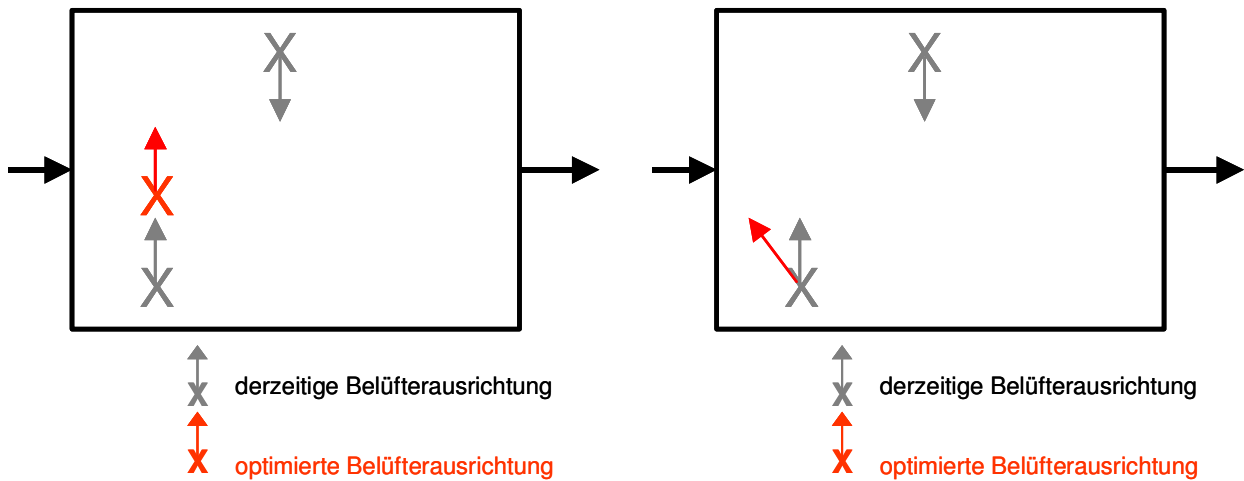


Bild 76: Vorschläge zur Optimierung der Belüfterausrichtungen, Abwasserteichanlage Holdenstedt

- zusätzliche Befestigung der Böschungen
- Einbau einer Prallwand nach dem Zulauf des Nachklärteiches, kurze Leitwand vorm Ablauf (bessere Durchströmung des Teichvolumens) (Bild 77)

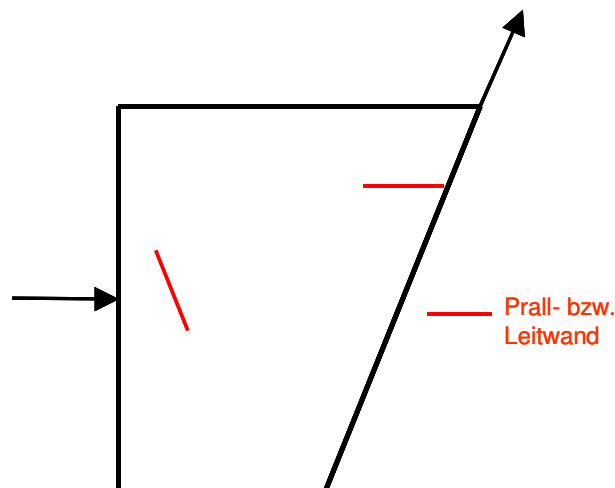


Bild 77: Optimierung der Durchströmung des Nachklärteiches durch Prall- und Leitwand, Abwasserteichanlage Holdenstedt

- Probenahme / Probenahmebedingungen, vor allem beim Zulauf, prüfen
- Jährliche Mahd des Teichklär-anlagengeländes (möglichst im Herbst)

7 Zusammenfassung

Im allgemeinen gelten Abwasserteichanlagen als betriebssichere und stabile Reinigungsverfahren. Allerdings zeigten sich bei neueren Untersuchungen in den letzten Jahren eine Häufung von Überschreitungen der gesetzlichen Überwachungswerte. Bei den Untersuchungen von Abwasserteichanlagen und deren Reinigungsleistungen stellten sich einige Fragen. Daher sollten im Rahmen dieses Forschungsprojektes schwerpunktmäßig

- die 2003 begonnenen Untersuchungen zur Entstehung von schwer abbaubaren CSB in Abwasserteichanlagen quantifiziert sowie mögliche Ursachen für einen geringen CSB-Abbau aufgezeigt werden,
- über das ATV-A 201 hinausgehende Hinweise für die Bemessung, Bau, Betrieb und Optimierung geben, Diskussion und Bewertung von Bemessungsansätzen unter Einbeziehung der Software DENIKA
- sowie Optimierungsmöglichkeiten für die Abwasserteichanlagen Eickendorf, Böddensell, Wallstawe, Dambeck, Mahlsdorf, Tangeln, Rietzel und Holdenstedt vorgestellt werden.

Die wesentlichen Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen. Von den 381 Kläranlagen in Sachsen-Anhalt (Stand 2002) sind 77 als Abwasserteichanlagen ausgeführt (Stand 12/2003). Dabei überwiegt der Einsatz von natürlichbelüfteten Abwasserteichen vorzugsweise in der Größenklasse 1 bis 1.000 E. Auswertungen der behördlichen Daten 2003 im Vergleich mit den Auswertungen der behördlichen Daten 2001 zeigen, dass sich 2003 durchweg niedrigere Ablaufergebnisse einstellten. Nicht nur die mittleren Ablaufkonzentrationen haben sich verbessert, sondern auch die Spitzenwerte fallen deutlich niedriger aus als 2001. Deutliche Verbesserungen sind bei der Größenklasse 1 aufgetreten. Mögliche Gründe hierfür können geänderte Witterungsbedingungen sein.

Das 85-Perzentil als Maß für die Einhaltung der 4-aus-5-Regel aller Teichanlagen liegt 2003 bei den natürlich belüfteten Teichanlagen für den BSB_5 bei 50 mg/l und für den CSB bei 160 mg/l sowie bei den technisch belüfteten Teichanlagen für den BSB_5 bei 45 mg/l und für den CSB bei 170 mg/l. Im Vergleich zum Jahr 2001 zeichnet sich damit eine Verbesserung der Prozessstabilität ab.

Ein Vergleich von technischen Kläranlagen und Abwasserteichanlagen aus der gleichen Region erbrachte deutlich niedrigere CSB-Ablaufwerte für technische Systeme, was auf verschiedene Ursachen zurückzuführen ist. Darüber hinaus erbrachte die Resultate, dass in Sachsen-Anhalt mit anderen Zulaufverhältnissen gerechnet werden muss als in ATV-DVWK (2004) angenommen:

- der spezifische Zufluss fällt kleiner aus als in der Bemessung üblich angenommen wird (120 bis 150 l/(E·d)), dabei sollte zwischen in Trennsystem angeschlossenen Anlagen (90 l/(E·d)) und in Mischwassersystem angeschlossenen Anlagen (130 l/(E·d)) unterschieden werden, ein Zuschlag für Fremdwasser ist nicht erforderlich
- die Zulaufkonzentration, gerade der im Trennsystem betriebenen Anlagen, mit durchschnittlich 892 mg/l für den CSB (2003) liegt deutlich über dem für Rohabwasser üblichen Konzentrationen (400 - 800 mg/l CSB)
- in Deutschland mit dem empirischen Bemessungsansatz nach dem ATV-A 201 (2004) die höchste Flächenbelastung im internationalen Vergleich zugelassen wird

- Temperaturabhängigkeiten für Reinigungsprozesse bestehen
- Systeme zur Vorreinigung eine Entlastung für nachfolgende Reinigungsstufen darstellen
- Belüfterleistungen der Bemessung zufolge genügen, temporär sowie durch nicht fachgerechten Einbau aber nicht für optimale Sauerstoff- bzw. Umwälzleistungen ausreichen (Regelung der Belüfterzeiten, Ausrichtung der Belüfter)

Untersuchungen zu Rest-CSB wiesen Polysaccharide als stärkste Fraktion (~36%) in Abläufen von Abwasserteichanlagen aus. Die Fraktion der Huminstoffe weist hingegen nur 17% auf, zu einem wird vermutet, dass sich schwer abbaubare Verbindungen in den Teichen bilden, was auch durch die prozentuale Zunahme der Fraktionen der Buildingblocks und Huminstoffe von Zulauf zum Ablauf belegt werden kann, und zum anderen deutet der hohe Polysaccharidanteil an, dass der Abbau unvollständig ist, ein Teil der Polysaccharide aber auch durch Pflanzenteile (Algen in den Abläufen) und deren Um- und Abbau bedingt wird.

Zu Bemessungsansätzen von Abwasserteichanlagen wurden weitergehende Untersuchungen vorgenommen. Zusammenfassend für die Anwendung von DENIKAplus ergibt sich:

- Mit DENIKAplus können erforderliche Teichvolumen und Oberflächen bei vorgegebenem Reinigungsziel sowie erreichbare Ablaufwerte bei Eingabe vorhandener Parameter (Wassertemperatur, Beckengröße usw.) berechnet werden. Dabei kann im Programm zwischen volldurchmischten Anlagen, fakultativen und unbelüfteten Lagunen (6 Formelansätze) gewählt werden.
- Nicht zu allen Parametern und Formeln sind Empfehlungswerte vorgegeben und die empfohlenen Werte nicht universell anwendbar sind.
- Berechnungen erwiesen sich zum Teil als nicht stabil, so bei der Variation von μ keine Ablaufwerte angezeigt, erst nach direkter Anwahl des Variationslaufes und wiederholter Eingabe der Berechnungsoption; bei den fakultativen und volldurchmischten Teichen müssen die Vorgabewerte verwendet werden, da sonst Fehlermeldungen auftreten; bei der Volumenberechnung bei Vorgabe des Bemessungsablaufziels bei den volldurchmischten Lagunen unendliche Berechnungen, die abgebrochen werden mussten. Für gleiches Reinigungsziel zum einen sowohl niedrigerer Flächen-/Volumenbedarf zum anderen aber auch erheblich höherer Flächen-/Volumenbedarf benötigt werden. Umkehrschlüsse können daher nicht gezogen werden.
- Die Belüfterleistungen gehen nicht in die Ablaufwerte ein.
- Generelle Überschätzung der Ablaufwerte von Abwasserteichanlagen mit DENIKAplus (laut DENIKAplus bei Vorgabe der Volumens niedrigere Ablaufwerte)
- Annähernde Ergebnisbeschreibung für unbelüftete Teichanlagen mit Bemessungsansatz für fakultative Lagunen Formel 2 möglich.

Für die Anwendung von DENIKAplus in der Praxis (Bemessung und Nachberechnung) zeigen sich Defizite auf, die erst noch kompensiert werden müssten.

Für die Bemessungsrichtlinie des ATV-A 201 werden aufgrund der vorliegenden Praxisdaten folgende Ergänzungen vorgeschlagen:

- Die Anlagenauslastung sollte 80% (als Richtwert bezogen auf CSB) betragen. Bei Angaben der Auslastung handelt es sich meist um Jahresmittelwerte der jeweiligen Parameter bezogen auf die Auslegungsbelastung. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass für eine sichere Auslegung einer Anlage Spitzenbelastungen z.B. bei Kampagnenbetrieb (als Wochen- oder Monatsmittel) bei der Bemessung mit einfließen. Somit ist eine im Mittel 100% ausgelastete Anlage nicht in der Lage Spitzen abzufangen.
- Abwasserteichanlagen sollten generell mit einer Vorreinigung (Siebe / Rechen, Absetzteiche haben sich bewährt) ausgestattet werden.
- Teichböschungen sollten generell gegen Abrutsche befestigt werden. Bei belüfteten Teichen sollten zusätzliche Befestigungen der Teichsohle im Bereich der Belüfter erfolgen.
- Zur Dichtung und Befestigung von Teichen sollten natürliche (z.B. Lehmatten) oder naturnahe (z.B. Geotextilien) Stoffe verwendet werden (dienen gleichzeitig als Aufwuchsfläche von Mikroorganismen).
- Bei ungünstigen Längen-Breiten-Verhältnissen der Teiche ($< 3 : 1$) sowie bei sehr geringen Zulaufmengen sollten Leitwände / -dämme zur besseren Durchströmung und besseren Durchmischung des Teichvolumens eingebaut werden. Prallwände bieten sich zur Verhinderung von Temperaturschichtungen im Zulaufbereich und zur Vermeidung von Algenabtrieb im Ablaufbereich in den Teichen an.
- Bei unbelüfteten Teichanlagen mit einer geringen hydraulischen Auslastung sollte die Teichtiefe ≤ 1 m betragen, da dadurch die Durchmischung des Wasserkörpers begünstigt wird.
- Bei hohen Zulaufkonzentrationen bietet sich der Einbau eines Rücklaufsystems als kostengünstige Optimierung an.
- Da Teichanlagen nicht für eine gezielte Nitrifikation ausgelegt sind, sollte bei entsprechenden Anforderungen die Kombination mit technischen Verfahren bzw. vertikale Pflanzenkläranlagen gewählt werden.

Aus den spezifischen Tiefenprüfungen der ausgewählten Abwasserteichanlagen können folgende Optimierungsmaßnahmen abgeleitet werden:

- Eickendorf
- Zulauf auf Fremdeinleiter prüfen, aufgrund der vorhandenen Extremzulaufwerte für BSB₅ und CSB
 - Einbringen von „Aufwuchsmatten“ in die Teiche 2 bis 4
 - „Schlammborg“ aus dem ersten Teich entfernen
 - Wasserspiegel der Teiche so einpegeln, dass Rückfluss/-stau in den vorigen Teich unterbunden wird
 - Teichlinsen zeitweise entfernen
 - Einbau eines Rücklaufsystems
 - Umbau zu einer technisch belüfteten Abwasserteichanlage, zweiten Teich belüften (Mehraufwand und zusätzliche Kosten beachten!)

- Böddensell
- Teilentschlammung des ersten Teiches
 - Regelmäßige Zulaufanalyse, um eventuelle Fremdeinleitungen festzustellen
 - Nachrüstung der Anlage mit einer separaten Vorreinigung zur Grobschlammmentfernung durch Sieb / Rechen bzw. Absetzteich/-becken, führt zur Entlastung der gesamten Teichanlage und eine leichtere Räumbarkeit, zukünftige Schlammräumungen im ersten Teich werden durch die zusätzlich eingebrachte Kiesschicht erschwert,
 - Einbau von Leitwänden zur besseren Volumenausnutzung (Bild 44), Ausführung in den ersten beiden Teichen gleichzeitig als zusätzliche Aufwuchsfläche für Mikroorganismen
 - Alternativ:
 - Einbringen von „Aufwuchsmatten“ für Mikroorganismen in Teich 1 und Teich 2
 - Einbau eines Rücklaufsystems (Mehraufwand und zusätzliche Kosten Beachten!)
 - Umbau zu einer technisch belüfteten Anlage (Mehraufwand und zusätzliche Kosten Beachten!)
- Mahlsdorf
- Auf rechtzeitige Räumung der Absetzbecken achten!
 - Vollständige Entschlammung des ersten Teiches
 - Entschlammung des ersten Segmentes von Teich 2
 - Beobachtung der Nitritwerte wird empfohlen
- Wallstawe
- Erweiterung des belüfteten Volumens (für geplante 952 E auf mindestens 2.300 m³), zusätzliche Belüfterleistung erforderlich
 - Einbau von Prall- und Leitwänden im Nachklärteich und im Schönungsteich
 - Anbringen von Gittern am Kläranlagenablauf, um Verbau des Ablaufes durch die Bisamratten zu unterbinden (Gittereinbau z.B. im direkten Schönungsteichablauf und im Grabenzulauf)
- Dambeck
- Zusätzliche Befestigung der Böschungen
 - Einbau einer Prallwand vor dem Teichanlagenablauf (u.a. wird dadurch der Algenabtrieb unterbunden)
- Tangeln
- Probenahme / Probenahmebedingungen und Probenanalyse, vor allem beim Zulauf, prüfen
 - Jährliche Mahd des Teichkläranlagengeländes (möglichst im Herbst), darauf achten, dass das Mahdgut nicht in den Teich gelangt
 - Schlammräumung des belüfteten Teiches
 - zusätzliche Befestigungen der Teichsohle im Bereich der Belüfter (z.B. durch Rasengittersteine)
 - zusätzliche Befestigung der Böschungen

- (Tangeln)
- Reduzierung des Schilfgürtels
 - Einbau einer Prallwand nach dem Zulauf des Nachklärteiches (zur besseren Durchströmung des Teichvolumens)
 - Bewuchs um die Probenahmestelle am Ablauf dauerhaft beseitigen (z.B. durch Kiesschüttung auf Flies, mindestens 50 cm breit um den Schacht)
- Rietzel
- Auf rechtzeitige Räumung der Absetzbecken achten!
 - Schlammräumung der Teiche 1 und 2
 - Böschungsbefestigung und gleichzeitige Dichtung aller drei Teiche (z.B. mit Lehmdecken), Foliendichtung wird nicht empfohlen, siehe Ergebnisse der Anlagen Böddensell und Eickendorf
 - Entkrautung des dritten Teiches
 - Erhöhung der Überlaufschwelle im Zulaufbauwerk, da diese zu früh anspringt!, belegt durch hohe Schlammansammlung im Zulaufbereich des nachfolgenden Teiches
 - Probenahme / Probenahmebedingungen, vor allem beim Zulauf, prüfen
 - Bei der jährlichen Mahd des Teichklärangeländes, darauf achten, dass das Mahdgut nicht in die Teiche gelangt! Sonst droht zusätzliche Belastung der Teichanlage!
- Holdenstedt
- Auf rechtzeitige Räumung der Absetzbecken achten!
 - Teilschlammräumung der Teiche (Zulaufbereich des belüfteten Teiches, Ablaufbereich des Nachklärteiches)
 - Neue Ausrichtung der Belüfter
 - Zusätzliche Befestigung der Böschungen
 - Einbau einer Prallwand nach dem Zulauf des Nachklärteiches, kurze Leitwand vorm Ablauf (bessere Durchströmung des Teichvolumens)
 - Probenahme / Probenahmebedingungen, vor allem beim Zulauf, prüfen
 - Jährliche Mahd des Teichklärangeländes (möglichst im Herbst)

Folgende Fragestellungen sollten zukünftig noch überprüft werden:

- Zulaufkonzentration (Rolle des vorgeschalteten Netzes, Qualität des Zulaufs, Vergleich von Zulaufqualitäten verschiedener Verfahren (KKA), Spezifischer Wasserverbrauch / Abwasseranfall in Abhängigkeit der Bevölkerungsstruktur)
- BSB-CSB-Schere (Untersuchungen bei allen Verfahren, unterschiedliche regionale Zulaufverhältnisse, Entwicklung / Auswirkungen auf Reinigungsleistung, Abbaubarkeit, Ablaufergebnisse)
- Wirkungsgrade (Teiche, Technische Anlage, Vergleich unterschiedlicher Systeme in unterschiedlichen Regionen)
- Auswirkungen der Bauausführung auf die Reinigungsleistung und Ablaufqualität der Abwasserteichanlagen (Untersuchungen zur Auswirkung von verschiedenen Teichabdichtungen (Vgl. Folie mit natürlichen / naturnahen Dichtungen), Auswirkungen auf Verweilzeit)

(Tracer) auf Algenabbau und Parameter (durch zeitweise Außerbetriebnahme von Teichen), Einfluss der Teichtiefe)

- Begleitung von Optimierungsmaßnahmen (SBR-Technologie: CW-SBR und ROTARIA-Prinzip, Kombinierte Anlagen >mit Pflanzenbeet, Leitdämme / -wände, Einsatz neuer Technologien)

Rostock, Dezember 2004

Dr.-Ing. M. Barjenbruch

Dipl.-Ing. C. Erler

8 Literaturverzeichnis

- Abis K.L., Mara D.D. (2002): Research on waste stabilisation ponds in the United Kingdom - I. Initial results from pilot scale facultative ponds, 5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, 2. - 5. April 2002, Auckland Neuseeland: 1-10
- Abwasserverordnung-AbwV (2001): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer AbwV-Abwasserverordnung, Fassung von 20. September 2001
- ATV-Arbeitsblatt A 201 (2004): Grundsätze für die Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichen für kommunales Abwasser, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef
- ATV-Handbuch: Biologische und Weitergehende Abwasserreinigung (1997): Abwassertechnische
- Barjenbruch M., Brockhaus S. (2002): Abwasserteiche im ländlichen Raum – Reinigungsleistung und Optimierung, ATV Bundestagung, Weimar
- Barjenbruch M., Erler C. & Steinke M. (2004): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben des Landes Mecklenburg-Vorpommern „Optimierung von Abwasserteichanlagen“, Rostock, 2004 (unveröffentlicht)
- Borchardt D., Menhadj F. (2001): Entscheidungsgrundlagen für den Einsatz von Teichkläranlagen, Internationaler Workshop Hannover: Ortsentwicklung und Abwasserreinigung in Teichkläranlagen
- Briese C. (2004): Abwasserteichanlagen – Temperatureinfluss, Verweilzeitverhalten und Optimierungsmaßnahmen, Diplomarbeit am Institut für Kulturtechnik und Siedlungswasserwirtschaft der Universität Rostock (unveröffentlicht)
- Bryant C.W. (1995): A simple method for analysis of the performance of aerated wastewater lagoons, *Water Science and Technology* (31) 12: 211-218
- DIN EN ISO 9888 (1999): Bestimmung der aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe im wässrigen Medium - Statischer Test (Zahn-Wellens-Test)
- Drebes H., Grottker M. (1997): Einfluss der Vereisung von natürlich belüfteten Abwasserteichanlagen auf die Ablaufergebnisse und Maßnahmen zur Verbesserung der Reinigungsleistung, 14.1.1997, LANU Schleswig-Holstein
- DOC-Labor Dr. Huber: WWW.DOC-LABOR.DE
- Escalante V., Moeller G., Rivas A. (2000): Pond evaluation and upgrading in Mexico, *Water Science and Technology* (42) 10-11: 43-50
- Fent, K. (2003): Ökotoxikologie: Umweltchemie, Toxikologie, Ökologie, 2. Auflage, Thieme, Stuttgart
- Frederick G.L., Lloyd B.J. (1996): An evaluation of retention time and short-circuiting in waste stabilization ponds using *serratia marcescens* bacteriophage as a tracer, *Water Science and Technology* (33) 7: 49-56
- Friedrich M. (2002): Zustandsbericht und Optimierungsansätze für die Teichkläranlagen Lancken – Zachow – Karbow – Wangelin, 7.1.2002, Schwerin (unveröffentlicht)
- Frimmel, F. H., Abbt-Braun, G., Heumann, K. G., Hock, B., Luedemann, H.-D, Spittler, M., Eds. (2002): *Refractory Organic Substances in the Environment*, Wiley-VCH, Weinheim

- Garcia J., Mujeriego A., Bourrouet A., Penuelas G., Freixes A. (2000): Wastewater treatment by pond systems: Experiences in Catalonia Spain, Dynamics of waste stabilization pond in Chile, *Water Science and Technology* (42) 10-11: 35-42
- Gloyna (1990) in *Natural systems for wastewater treatment*, Water Pollution and Control Federation, Alexandria, USA
- Greven H., Rosenwinkel K.-H. & Wichern M. (2002): DENIKAplus – Erläuterungen zu den Modellen für belüftete und unbelüftete Teiche; Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik; Universität Hannover
- Griehl S. (1998): Auswertung der Betriebsdaten von Teichanlagen und Aufstellung von Varianten zur Erweiterung einer unbelüfteten Teichanlage, Diplomarbeit an der Universität Rostock, (unveröffentlicht)
- Herrera L., Castillo G. (2000): Dynamics of waste stabilization pond in Chile, *Water Science and Technology* (42) 10-11: 83-90
- Hoffmann, H. (1999): Abwasserreinigung in Teichanlagen – Auswertung von Betriebsergebnissen und Schlussfolgerungen zur Leistungskapazität, Dienstbesprechung des Gewässerkundlichen Landesdienstes Mecklenburg-Vorpommerns, Dömitz 25.3.1999
- Huber, S. A., Frimmel F. H. (1996): Gelchromatographie mit Kohlenstoffdetektion (LC-OCD): Ein rasches und aussagekräftiges Verfahren zur Charakterisierung hydrophiler organischer Wasserinhaltsstoffe, *Vom Wasser* Bd. 86, S. 277-290, VCH Verlag, Weinheim
- Huber, S. A.. (2004): www.doc-labor.de
- Jürgensen H. (1982): Ablaufergebnisse an unbelüfteten Abwasserteichen in Schleswig – Holstein, *Wasser und Boden* (34) 5: 193-200
- Klopp, R. (1999): Kommunales Abwasser und seine Behandlung, in: *Wasser und Gewässer*, Hrsg. F.H. Frimmel, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg
- Klopp, R., Koppe P. (1990): Die quantitative Charakterisierung von Abwässern hinsichtlich ihrer Dispersität und Abbaubarkeit, *Vom Wasser* Bd.75, S.307-329, VCH Verlag, Weinheim
- Koppe, P., Stozek A. (1999): *Kommunales Abwasser*, 4. Auflage, Vulkan -Verlag, Essen
- Lloyd B.J., Vorkas C.A., Guganesharajah R.K. (2002a): Reducing hydraulic short-circuiting in maturation ponds to maximise pathogen removal using channels and wind breaks, *Water Science and Technology*, 5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, 2. - 5. April 2002, Auckland Neuseeland: 445-456
- Lloyd B.J., Leitner A.R., Vorkas C.A., Guganesharajah R.K. (2002b): Under-performance and rehabilitation strategy for waste stabilization ponds in Mexico, *Water Science and Technology*, 5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, 2. - 5. Apr. 2002, Auckland Neuseeland: 589-598
- Mara D.D. (1987): Waste stabilization ponds: problems and controversies, *Water Quality International*; 1: 20-22
- Marecos do Monte M., Mara D. (1987): The hydraulic performance of waste stabilization ponds in Portugal, *Water Science and Technology* (19) 12: 219-227

- Mendes B.S., Nascimento J.S., Pereira I.M., Bailey G., Lapa N., Morais J., Oliveira S.J. (1995): Efficiency of removal in stabilization ponds - I. Influence of climate, *Water Science and Technology* (31) 12: 219-229
- Pahl S. (1997): Überprüfung von internationalen Bemessungsansätzen von natürlich belüfteten Abwasserteichen, Diplomarbeit an der TU Berlin, FB Siedlungswasserwirtschaft
- Pena M.R., Mara D.D., Sanchez A. (2000): Dispersion studies in anaerobic ponds: implications for design and operation, *Water Science and Technology* (42) 10-11: 273-282
- Racault Y., Boutin C., Seguin A. (1995): Waste stabilization ponds in France: a report on fifteen years experience, *Water Science and Technology* (31) 12: 91-101
- Salter H.E., Ta C.T., Ouki S.K., Williams S.C. (2000): Three-dimensional computational fluid dynamic modelling of a facultative lagoon, *Water Science and Technology* (42) 10-11: 335-342
- Schleypen P., Wolf P. (1983): Reinigungsleistung von unbelüfteten Abwasserteichen in Bayern, *gwf-wasser/abwasser* (124) 3: 108-124
- Seyfried C. F., Lohse M., Schüßler H., Bebendorf G. (1985): Vergleich der Reinigungsleistungen von Rechen, Sieben und Siebrechen sowie deren Einfluß auf die weiteren Reinigungsstufen, Heft 58 Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover
- Shilton A. (2000): Potential application of computational fluid dynamics to pond design, *Water Science and Technology* (42) 10-11: 327-334
- Shilton A., Wilks T., Smyth J., Bickers P. (2000): Tracer studies on a New Zealand waste stabilization pond and analysis of treatment efficiency, *Water Science and Technology* (42) 10-11: 343-348
- Shilton A., Harrison J. (2002): Development of guidelines for improved hydraulic design of waste stabilisation ponds, *Water Science and Technology*, 5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, 2. - 5. Apr. 2002, Auckland Neuseeland: 469-476
- Shilton A. (2004): Pond Treatment Technology, - The State of the Art -, 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds, Avignon 26.09. bis 01.10.2004
- Steinke M. (2004): Untersuchungen zum schwer abbaubaren CSB unter besonderer Berücksichtigung von Abläufen aus Abwasseretichanlagen, Diplomarbeit am Institut für Kulturtechnik und Siedlungswasserwirtschaft der Universität Rostock (unveröffentlicht)
- Stump W. (2002): schriftliche Mitteilung an den Zweckverband Wasserversorgung und Abwasserentsorgung Ostharz (unveröffentlicht)
- TGL 28722/01 (1982): Natürlich belüftete Abwasserteichanlagen, Anwendung und Bemessung
- US-EPA (1983): Design Manual: Municipal waste stabilization ponds, Office Water Program Oper., Washington D.C.
- Vega G.P., Pena M.R., Ramirez C., Mara D.D. (2002): Application of CFD modelling to study the hydrodynamics of various anaerobic pond configurations, *Water Science and Technology*, 5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, 2. - 5. Apr. 2002, Auckland Neuseeland: 459-468

- VOGEL, S. (2002): Vergleich verschiedener Abwasserteichenanlagen mit Untersuchung des Einflusses von Methoden zur Herstellung einer algenfreien Probe, Diplomarbeit am Institut für Kulturtechnik und Siedlungswasserwirtschaft der Universität Rostock (unveröffentlicht)
- Vorkas C.A., Lloyd B.J. (2000): The application of a diagnostic methodology for the identification of hydraulic deficiencies affecting pathogen removal, *Water Science and Technology* (42) 10-11: 99-109
- Vuillot M., Boutin C., Dupuis M.F. (1995): French experiences in the operation and maintenance of wastewater treatment lagoons, *Water Science and Technology* (19) 12: 333-335
- WPCF (1990): Natural systems for wastewater treatment, *Water Pollution And Control Federation*, Alexandria, USA

9 Anhang

9.1. Teichdichtung

Tab. 74: Gegenüberstellung der Teichdichtung der untersuchten Anlagen, des mittleren CSB-Zulauf- und Ablaufwertes sowie des Wirkungsgrades (Daten der Eigenüberwachung 2003)

Abwasser-teichanlage		Teichdichtung	Mittlerer CSB-Zulaufwert [mg/l]	Mittlerer CSB-Ablaufwert [mg/l]	Wirkungsgrad [%]
Chemnitz (M-V)	A	Folie	1288	197	81
Siedenbollentin (M-V)	A _b	Folie	1111	150	87
Eickendorf (S-Anh)	A	Folie			
Walbeck (S-Anh)	A _b	Folie (1. Teich) / Anstehender Boden	3037 ²⁾	159 ²⁾	92 ²⁾
Böddensell (S-Anh) ⁴⁾	A	Folie (Teich 1 u. 2) / Anstehender Boden	1132	151	85
Wallstawe (S-Anh)	A _b	Folie (Absetzteich u. belüfteter Teich) / Anstehender Boden	789	104	87
Triepkendorf (M-V)	A _b	Bentomat (Geotextil)	527	162	67
Söllichau (S-Anh) ⁴⁾	A _b	Lehmmatten	205 ²⁾	50 ²⁾	76 ²⁾
Usadel (M-V)	A _b	Anstehender Boden	828	44	90
Grambow (M-V)	SBR	Anstehender Boden	833	51	98
Grebbin (M-V)	A	Anstehender Boden	431	65	82
Barneberg (S-Anh) ³⁾	A _b	Anstehender Boden	639 ¹⁾	58 ¹⁾	84 ¹⁾
Heiligenthal (S-Anh)	A _b	Anstehender Boden	956 ¹⁾	253 ¹⁾	72 ¹⁾
Dambeck (S-Anh) ⁴⁾	A	Anstehender Boden	k.D.	60	-
Mahlsdorf (S-Anh) ⁴⁾	A	Anstehender Boden	k.D.	59	-
Rietzel (S-Anh) ⁴⁾	A	Anstehender Boden	773	27	93
Tangeln (S-Anh) ⁵⁾	A _b	Anstehender Boden	376	114	65
Holdenstedt (S-Anh)	A _b	Anstehender Boden	247	51	70

¹⁾ Daten der Eigenüberwachung 2002, ²⁾ Daten der Eigenüberwachung 2001, ³⁾ mit Pflanzenbeet, ⁴⁾ Mischsystem

⁵⁾ Trenn- und Mischsystem (A – natürlich belüftete Teichanlage, A_b – technisch belüftete Teichanlage, k.D. – keine Daten vorhanden)

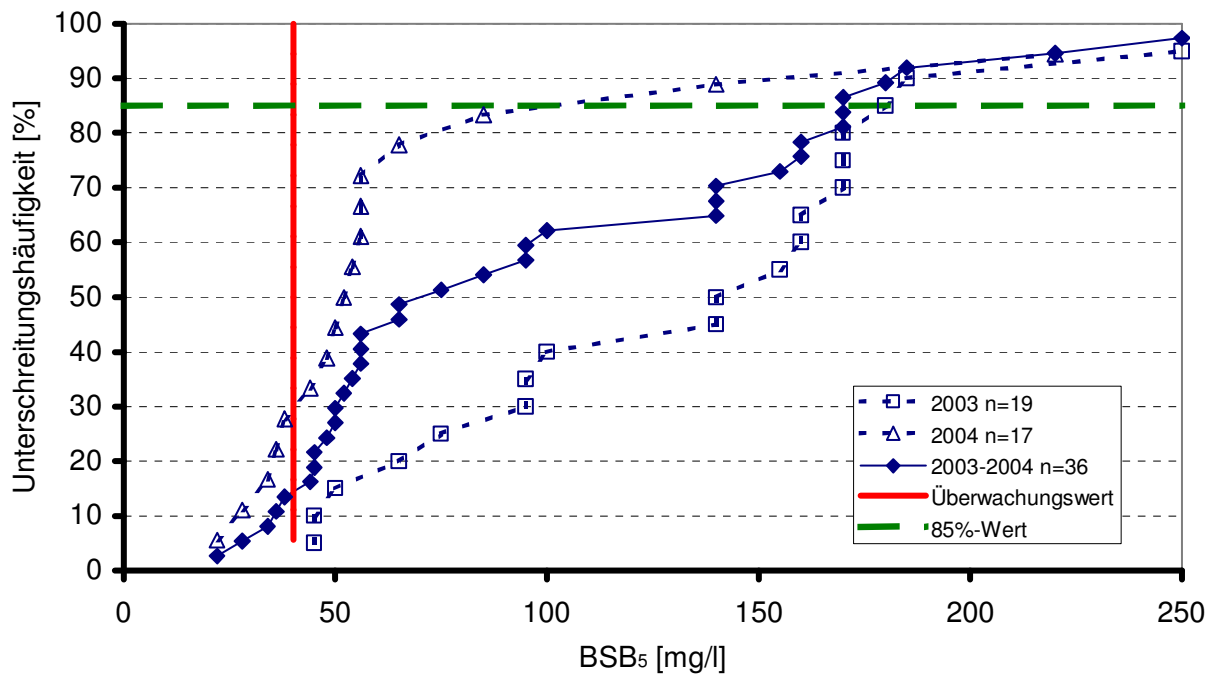
9.2. Abwasserteichanlage Eickendorf



Bild 78: Teich 1 der Anlage Eickendorf



Bild 79: Teich 4 der Anlage Eickendorf


 Bild 80: Unterschreitungshäufigkeit der BSB₅-Ablaufwerte, Anlage Eickendorf, 2003 bis 2004

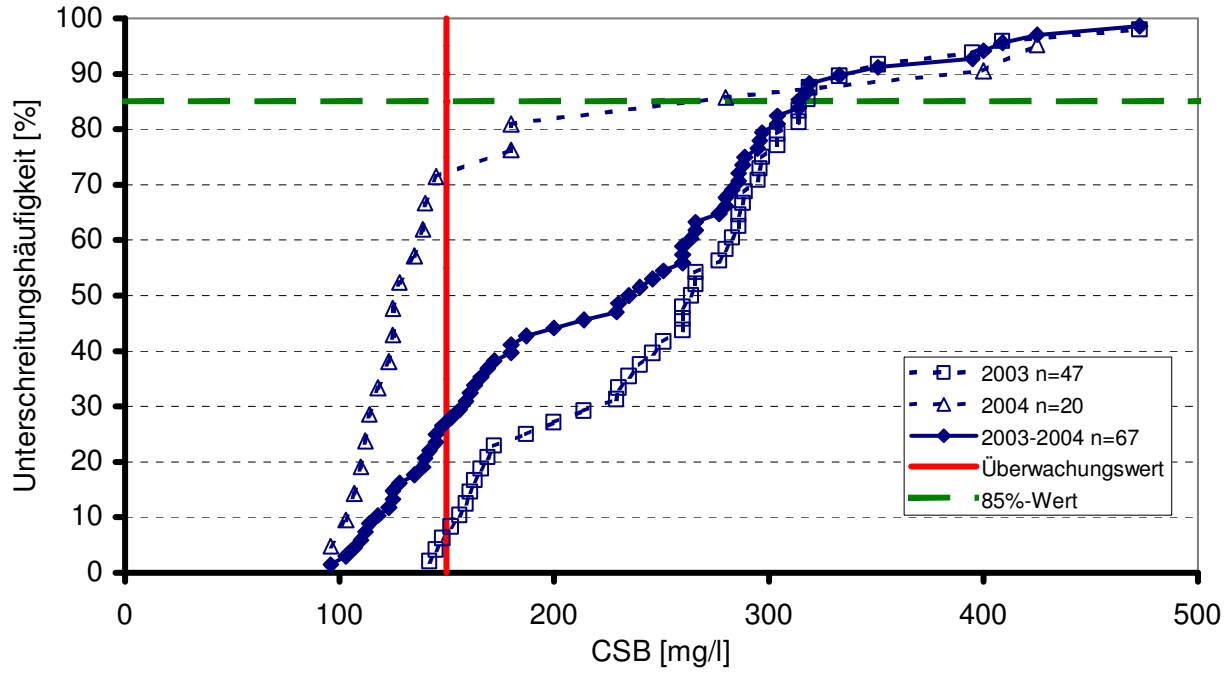
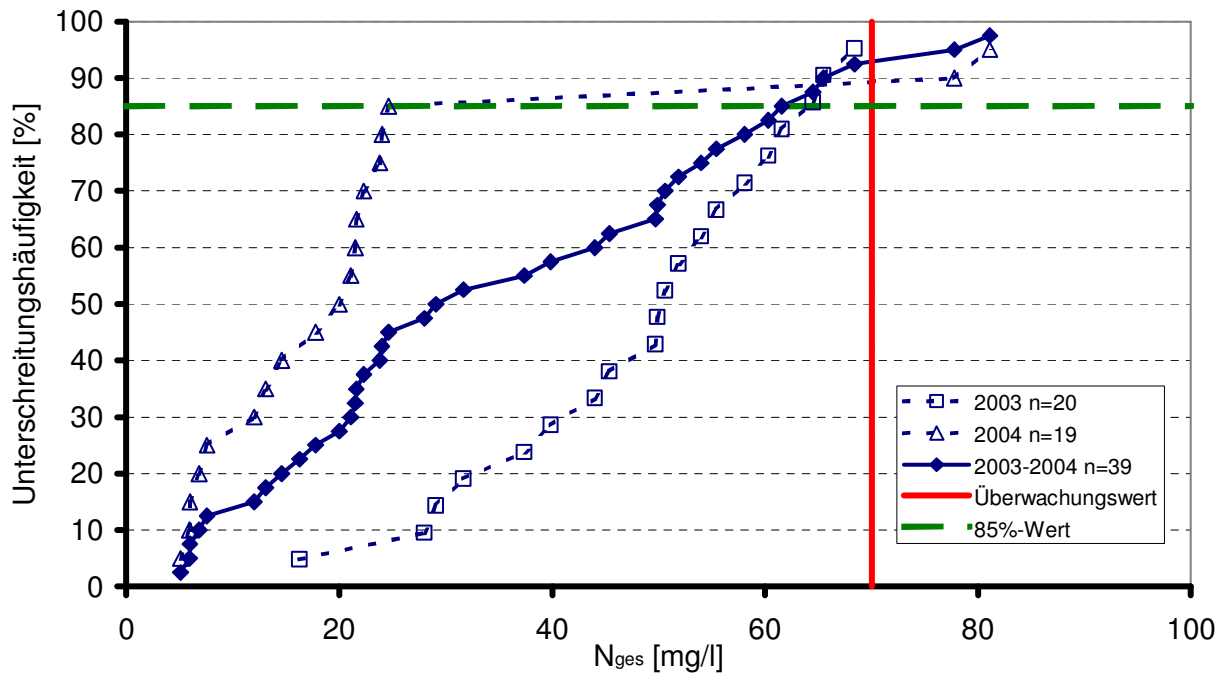


Bild 81: Unterschreitungshäufigkeit der CSB-Ablaufwerte, Anlage Eickendorf, 2003 bis 2004


 Bild 82: Unterschreitungshäufigkeit der N_{ges}-Ablaufwerte, Anlage Eickendorf, 2003 bis 2004

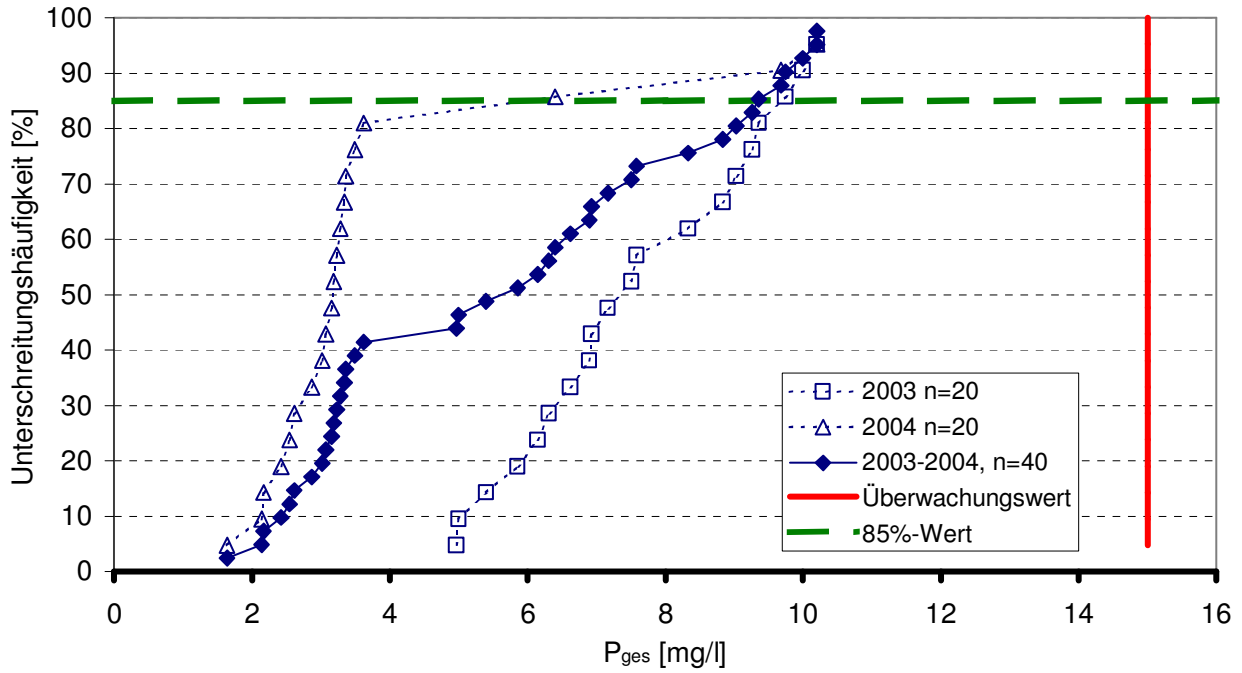
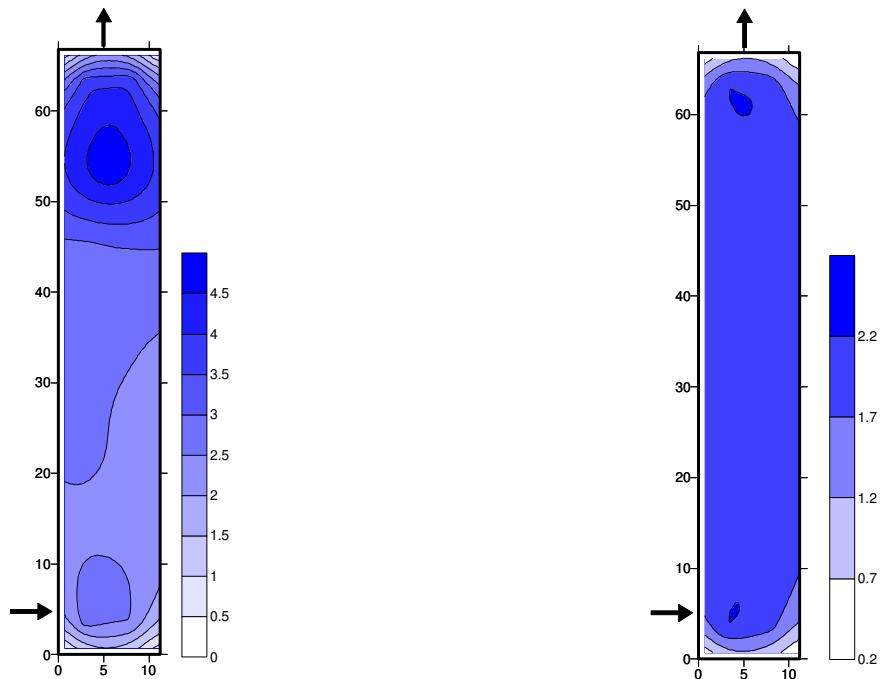

 Bild 83: Unterschreitungshäufigkeit der P_{ges} -Ablaufwerte, Anlage Eickendorf, 2003 bis 2004


Bild 84: Sauerstoffverteilung im zweiten Teich der Abwasserteichanlage Eickendorf in 10 cm Tiefe (links) und in 50 cm Tiefe (rechts) (Unterschiedliche Skalierung beachten!)

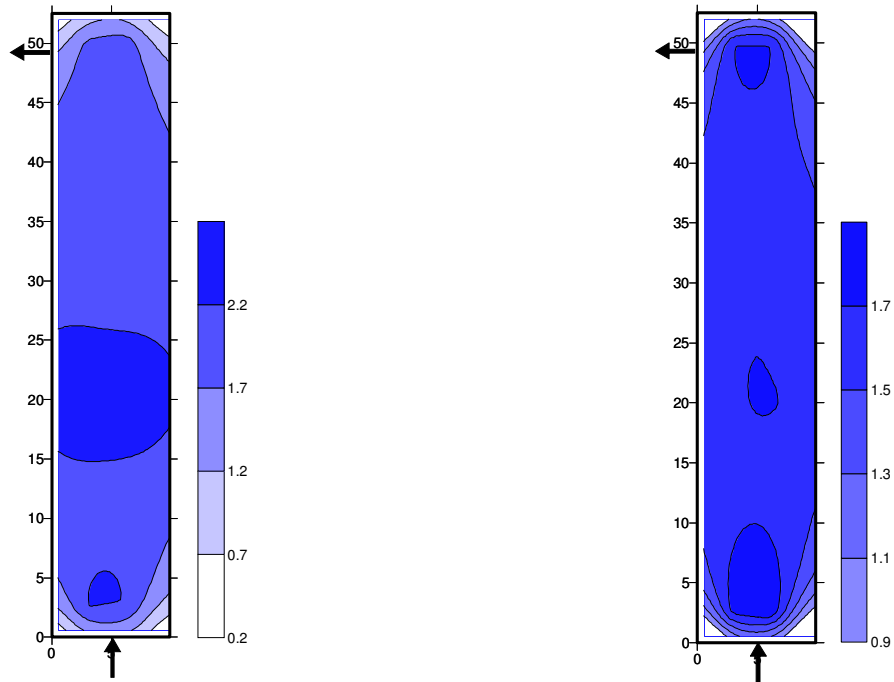


Bild 85: Sauerstoffverteilung im dritten Teich der Abwasserteichanlage Eickendorf in 10 cm Tiefe (links) und in 50 cm Tiefe (rechts) (Unterschiedliche Skalierung beachten!)

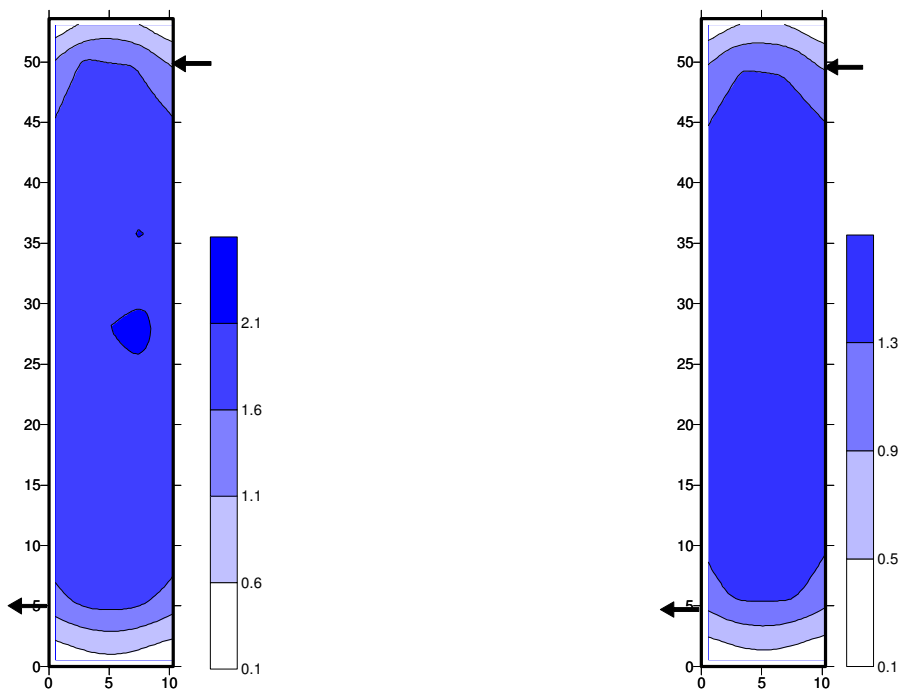


Bild 86: Sauerstoffverteilung im vierten Teich der Abwasserteichanlage Eickendorf in 10 cm Tiefe (links) und in 50 cm Tiefe (rechts) (Unterschiedliche Skalierung beachten!)

Tab. 75: Messwerte vom Zu- und Ablauf der Teiche der Anlage Eickendorf (02.09.2004)

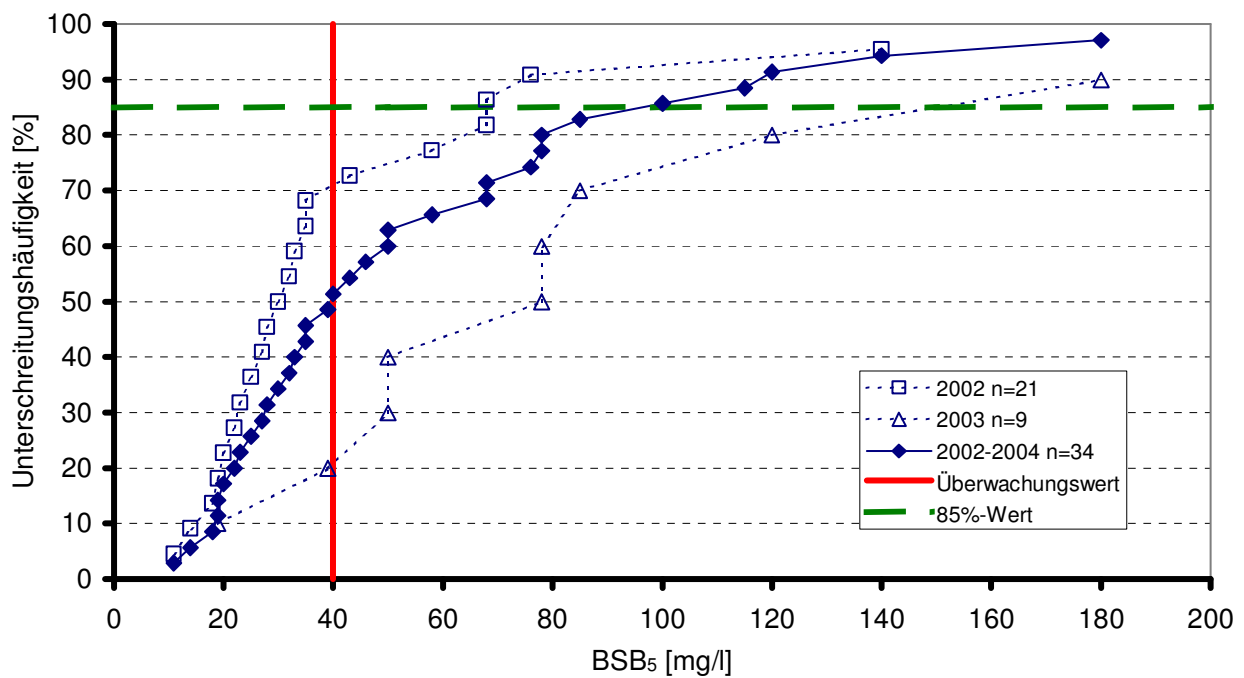
Meßstelle	Temp. [°C]	O ₂ [mg/l]	pH-Wert	AFS [mg/l]	CSB [mg/l]	CSB _{filt} [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	P _{ges} [mg/l]
Zulauf	16,5	1,6	7,8	290	1456	846	48	0,4	0,16	12,6
Teich 1	19,5	1,8	8,0	244	1037	256	52	0,3	0,12	13,0
Teich 2	19,6	8,3	8,0	166	524	175	18	0,4	0,11	12,9
Teich 3	21,1	5,9	7,7	72	420	195	21	0,5	0,13	9,0
Ablauf	16,7	3,1	7,4	15	237	189	7	0,5	0,1	7,2

9.3. Abwasserteichanlage Böddensell



Bild 87: Teich 1 der Anlage Böddensell

Bild 88: Ablauf der Anlage Böddensell

Bild 89: Unterschreitungshäufigkeit der BSB₅-Ablaufwerte, Anlage Böddensell, 2002 bis August 2004

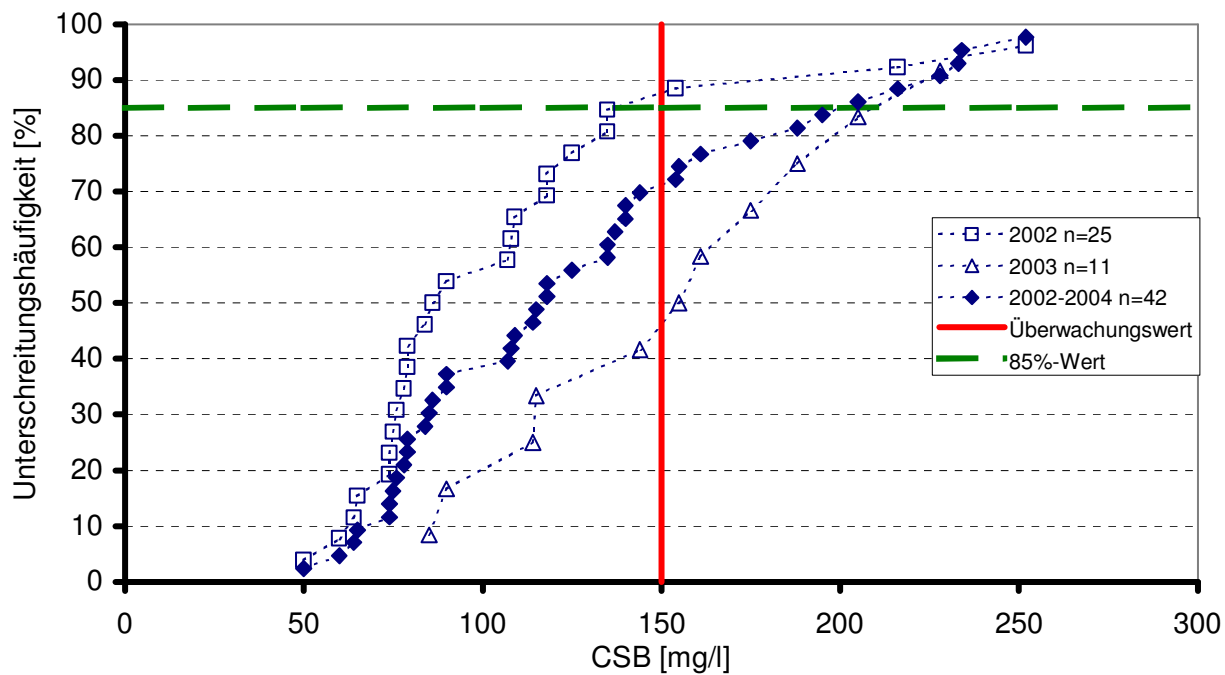


Bild 90: Unterschreitungshäufigkeit der CSB-Ablaufwerte, Anlage Böddensell, 2002 bis August 2004

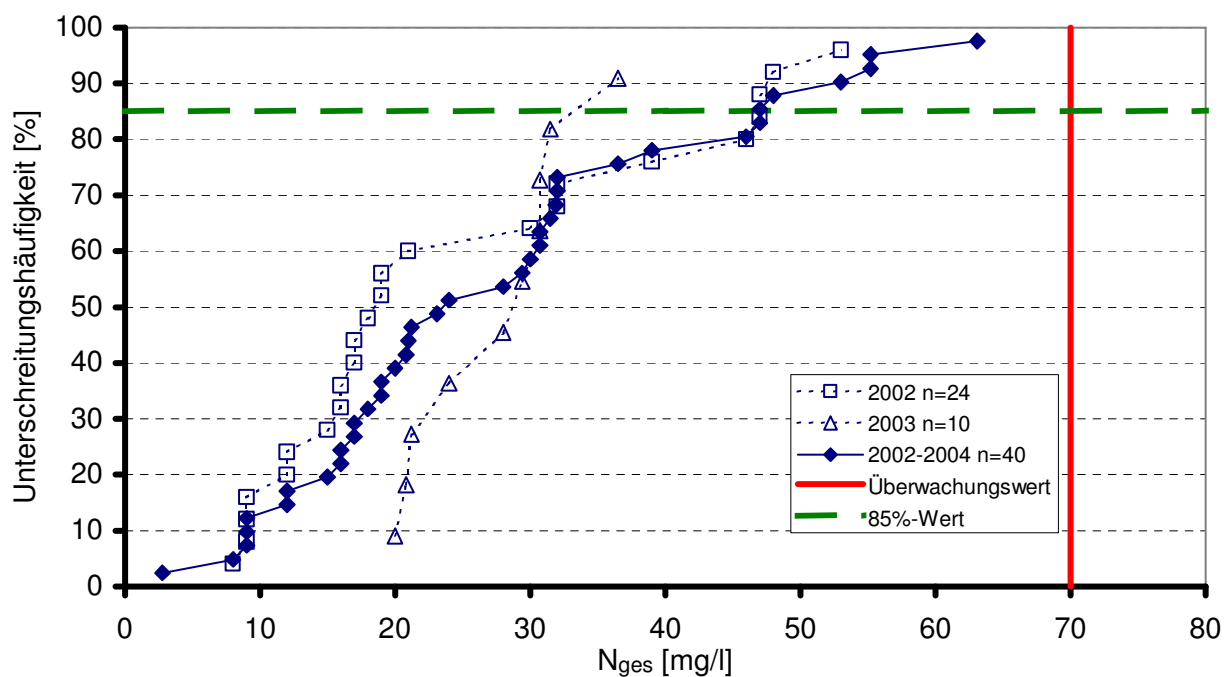


Bild 91: Unterschreitungshäufigkeit der N_{ges}-Ablaufwerte, Anlage Böddensell, 2002 bis August 2004

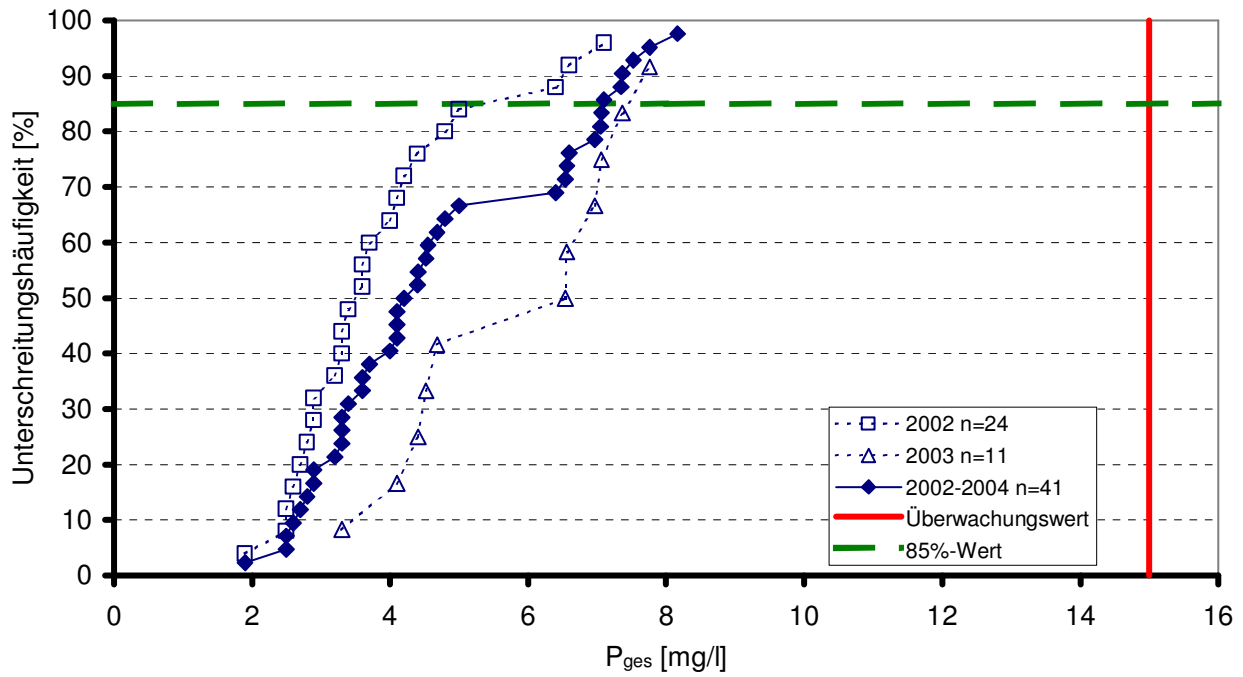


Bild 92: Unterschreitungshäufigkeit der P_{ges} -Ablaufwerte, Anlage Böddensell, 2002 bis August 2004

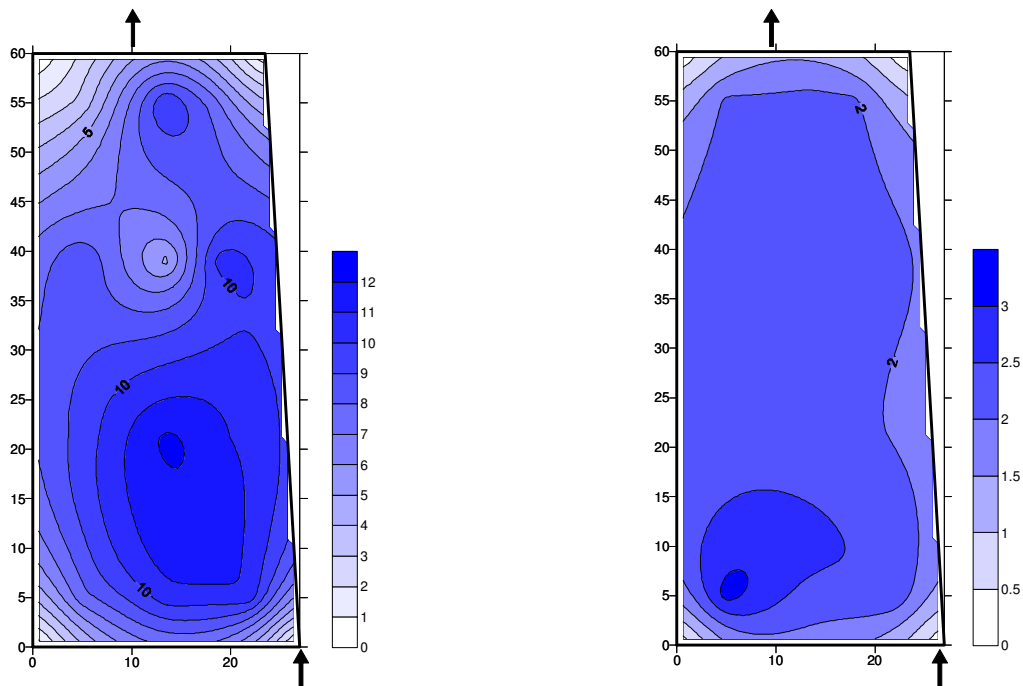


Bild 93: Sauerstoffverteilung im ersten Teich der Abwasserteichanlage Böddensell in 10 cm Tiefe (links) und in 50 cm Tiefe (rechts) (Unterschiedliche Skalierung beachten!)

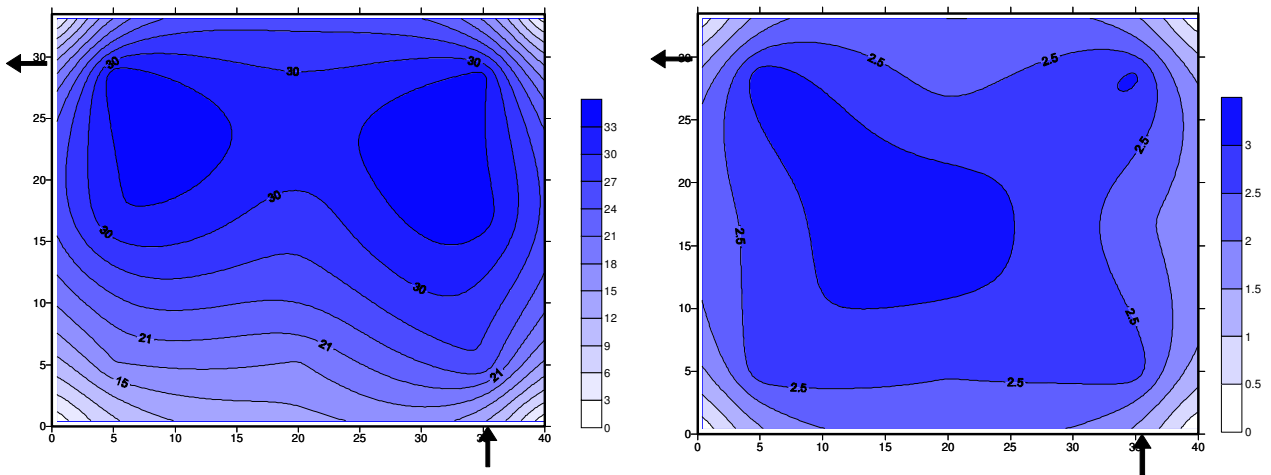


Bild 94: Sauerstoffverteilung im zweiten Teich der Abwasserteichanlage Böddensell in 10 cm Tiefe (links) und in 50 cm Tiefe (rechts) (Unterschiedliche Skalierung beachten!)

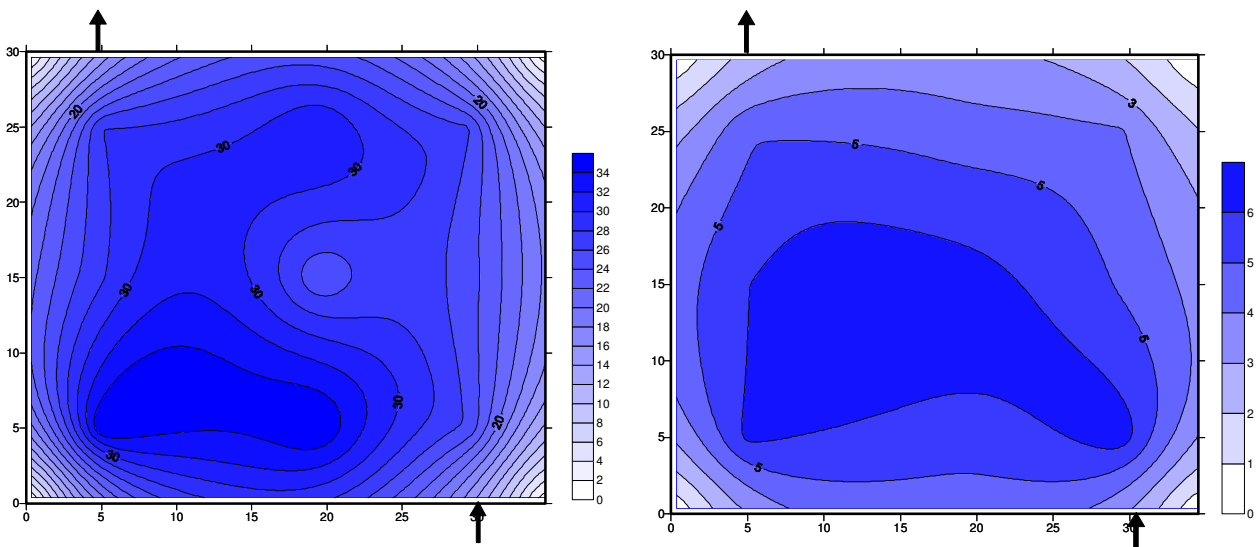


Bild 95: Sauerstoffverteilung im dritten Teich der Abwasserteichanlage Böddensell in 10 cm Tiefe (links) und in 50 cm Tiefe (rechts) (Unterschiedliche Skalierung beachten!)

Tab. 76: Messwerte vom Zu- und Ablauf der Teiche der Anlage Böddensell (02.09.2004)

Meßstelle	Temp. [°C]	O ₂ [mg/l]	pH-Wert	AFS [mg/l]	CSB [mg/l]	CSB _{filtr} [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	P _{ges} [mg/l]
Zulauf	18,8	8,8	9,5	503	811	311	49	0,4	0,16	9,4
Teich 1	21,8	18,8	9,8	214	780	118	29	0,5	0,10	10,3
Teich 2	23,6	28,2	10,2	54	641	128	10	0,4	0,38	6,9
Ablauf	21,0	16,2	10,1	13	133	102	3	0,8	0,43	4,8

9.4. Abwasserteichanlage Mahlsdorf



Bild 96: Zulauf des dritten Teiches mit Wasserflöhen, Anlage Mahlsdorf

Bild 97: Teich 3, Anlage Mahlsdorf

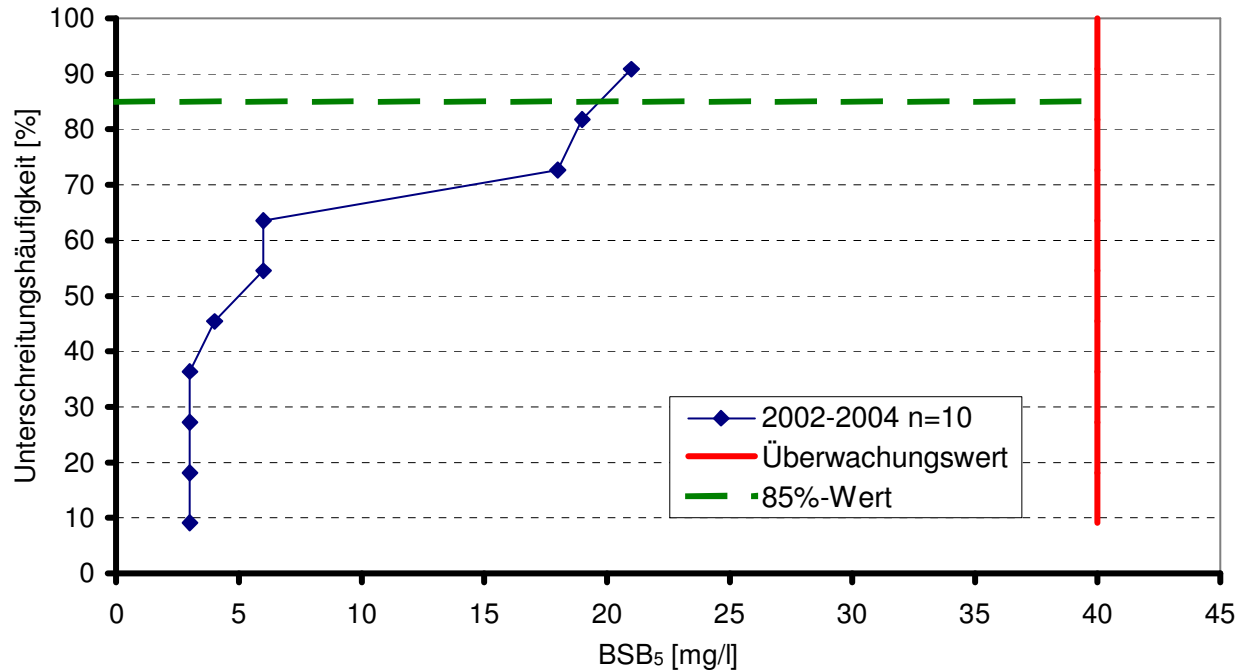


Bild 98: Unterschreitungshäufigkeit der BSB₅-Ablaufwerte, Anlage Mahlsdorf, 2002 bis Juni 2004

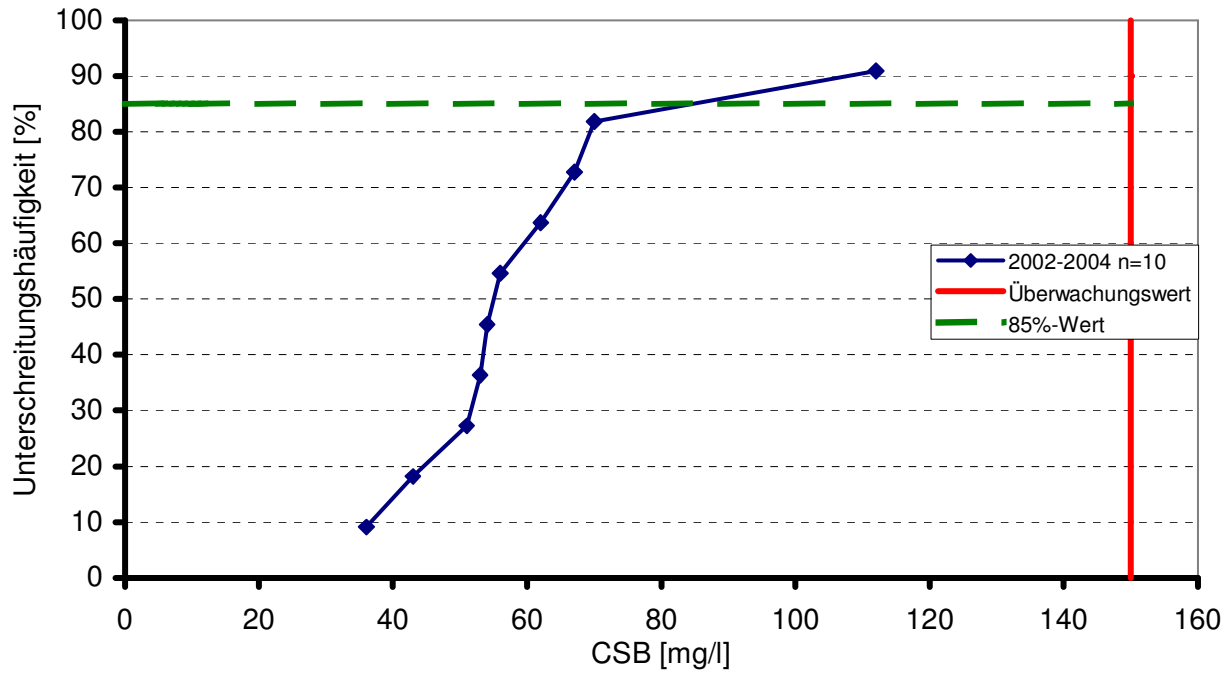


Bild 99: Unterschreitungshäufigkeit der CSB-Ablaufwerte, Anlage Mahlsdorf, 2002 bis Juni 2004

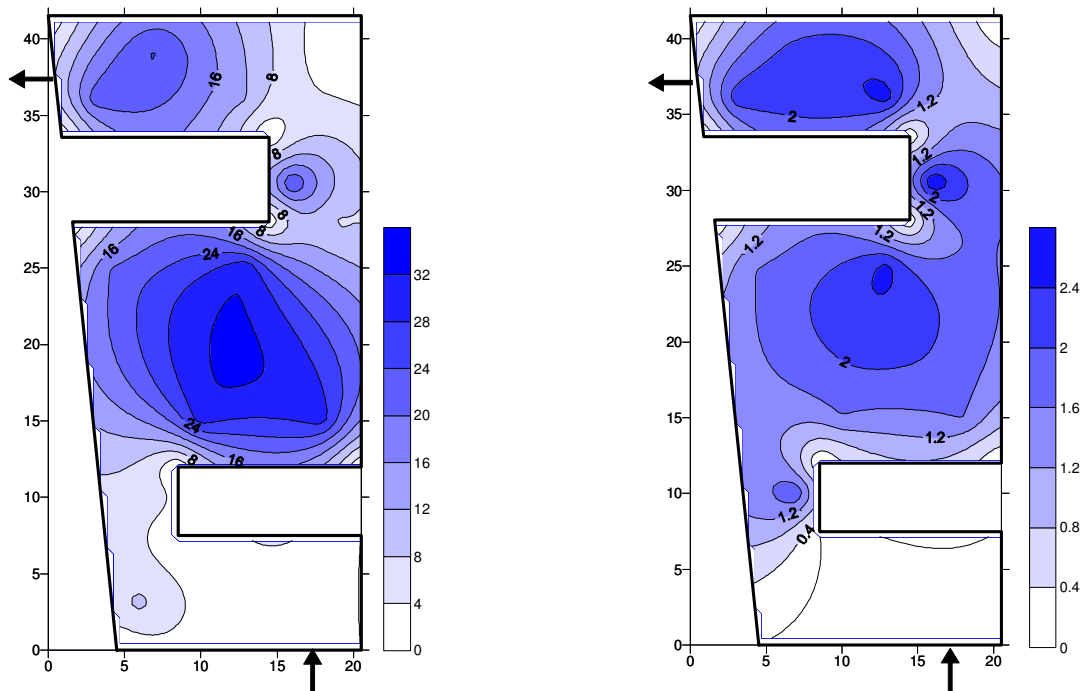


Bild 100: Sauerstoffverteilung im ersten Teich der Abwasserteichanlage Mahlsdorf in 10 cm Tiefe (links) und in 50 cm Tiefe (rechts) (Unterschiedliche Skalierung beachten!)

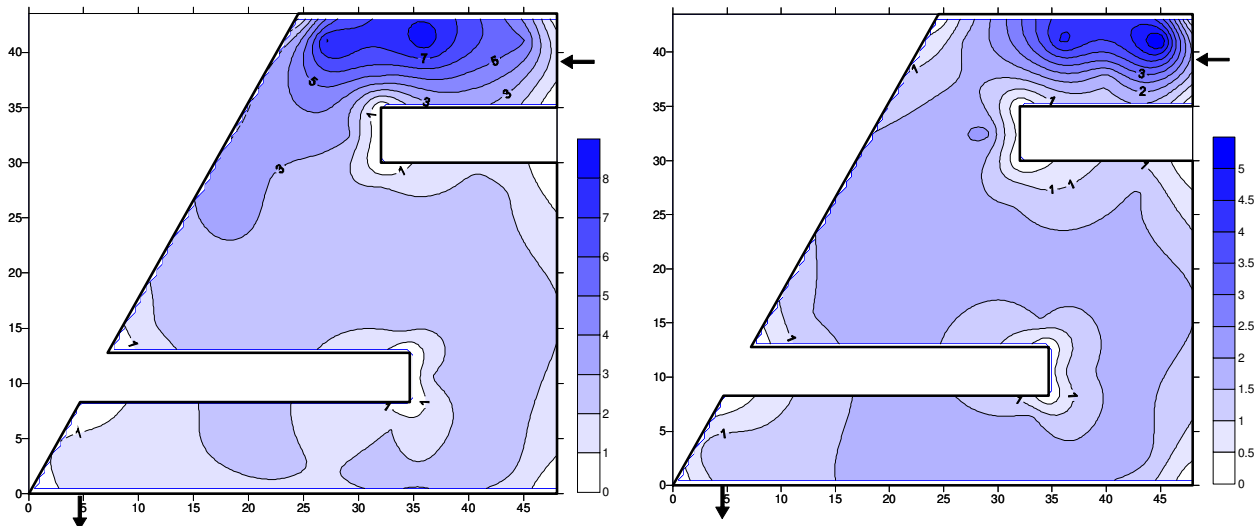


Bild 101: Sauerstoffverteilung im zweiten Teich der Abwasserteichanlage Mahlsdorf in 10 cm Tiefe (links) und in 50 cm Tiefe (rechts) (Unterschiedliche Skalierung beachten!)

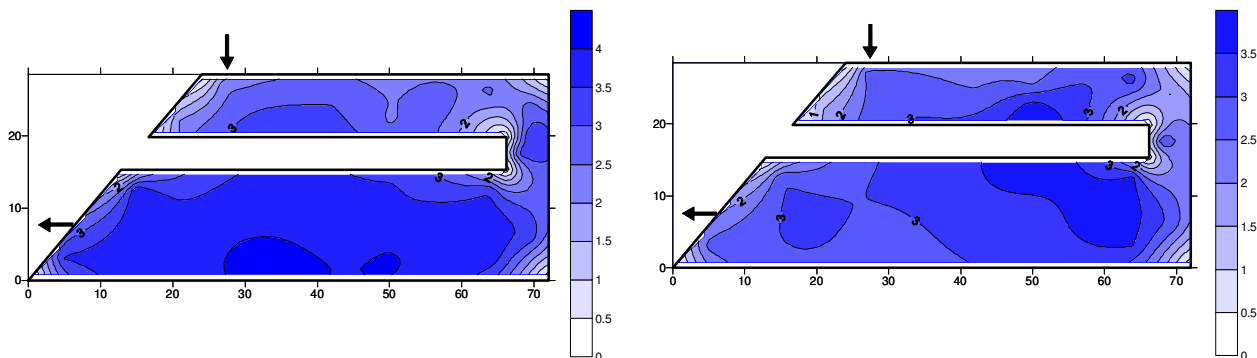


Bild 102: Sauerstoffverteilung im dritten Teich der Abwasserteichanlage Mahlsdorf in 10 cm Tiefe (links) und in 50 cm Tiefe (rechts) (Unterschiedliche Skalierung beachten!)

Tab. 77: Messwerte vom Zu- und Ablauf der Teiche der Anlage Mahlsdorf (09.09.2004)

Meßstelle	Temp. [°C]	O ₂ [mg/l]	pH-Wert	AFS [mg/l]	CSB [mg/l]	CSB _{fit} [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	P _{ges} [mg/l]
Zulauf	15,8	3,9	8,0	74	397	156	57,9	0,32	0,02	10,1
Absetzbecken	15,2	2,9	7,5	74	422	280	68,8	0,11	0,05	10,8
Teich 1	15,6	8,1	7,6	205	432	112	23,4	0,03	0,02	7,9
Teich 2	17,4	4,2	7,6	11	75	68	27,4	0,37	0,02	5,6
Ablauf	17,0	4,2	7,6	4	73	70	27,7	0,04	0,03	5,9

9.5. Abwasserteichanlage Wallstawe



Bild 103: Belüftereinrichtung mit Walze auf Teich 1, Anlage Wallstawe

Bild 104: Dritter Teich, Anlage Wallstawe

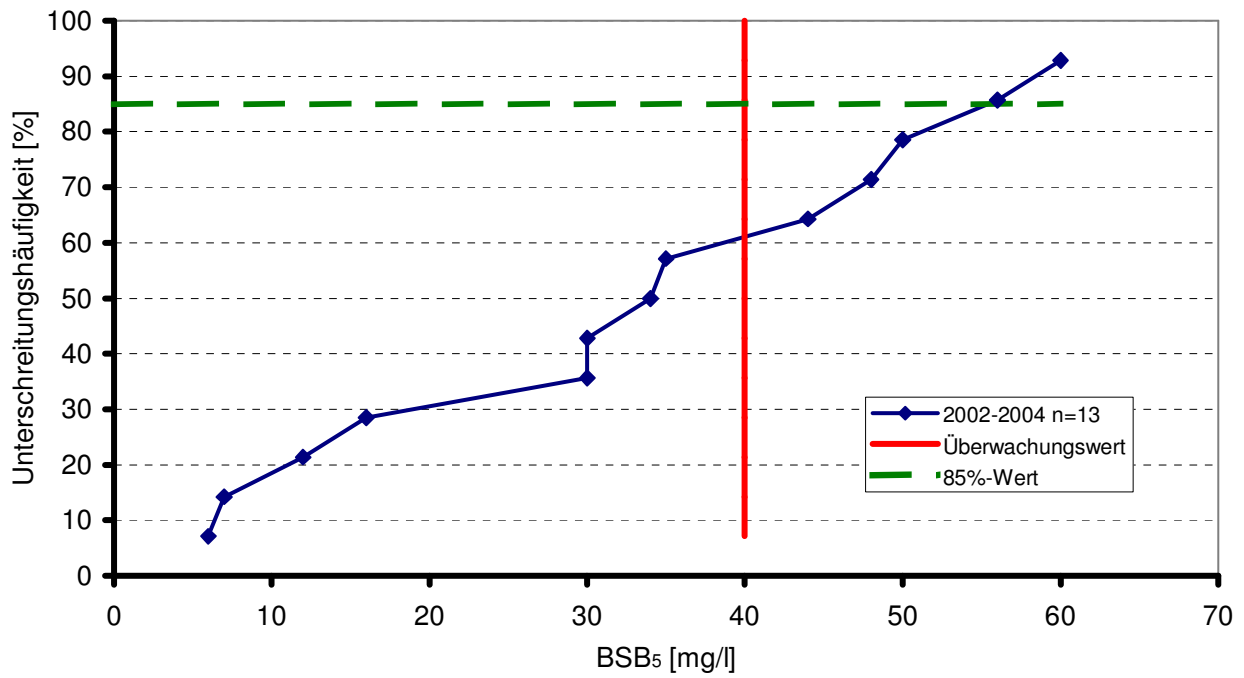


Bild 105: Unterschreitungshäufigkeit der BSB₅-Ablaufwerte, Anlage Wallstawe, 2002 bis August 2004

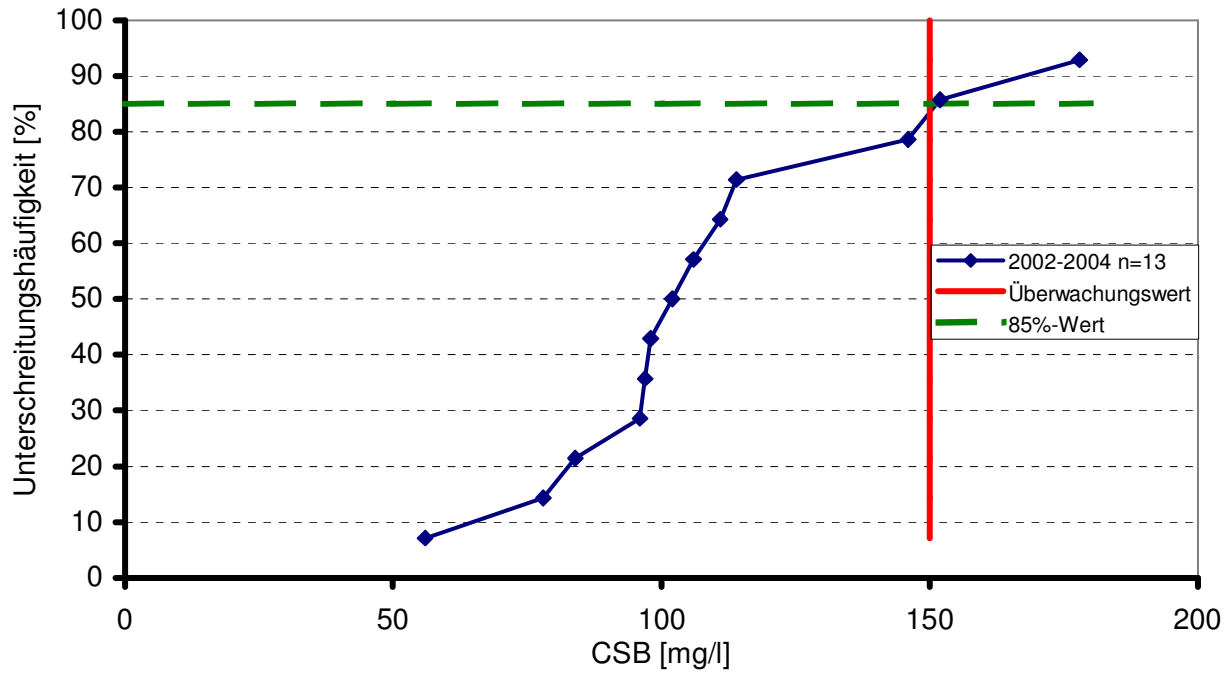


Bild 106: Unterschreitungshäufigkeit der CSB-Ablaufwerte, Anlage Wallstawe, 2002 bis August 2004

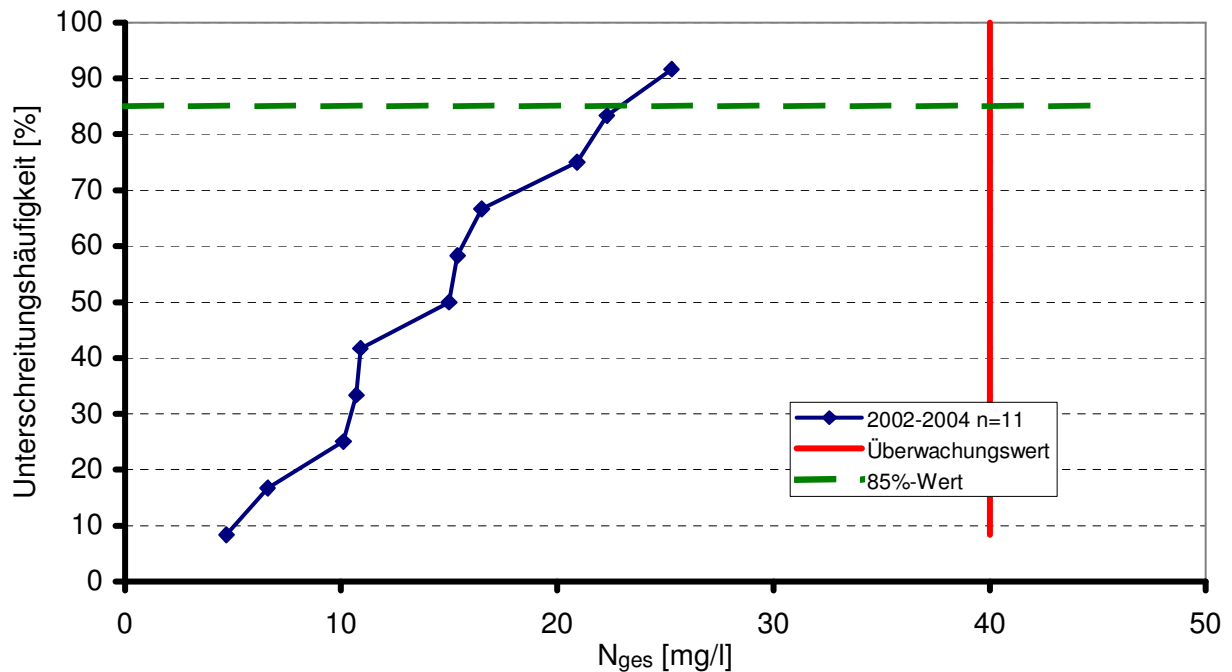


Bild 107: Unterschreitungshäufigkeit der N_{ges} -Ablaufwerte, Anlage Wallstawe, 2002 bis August 2004

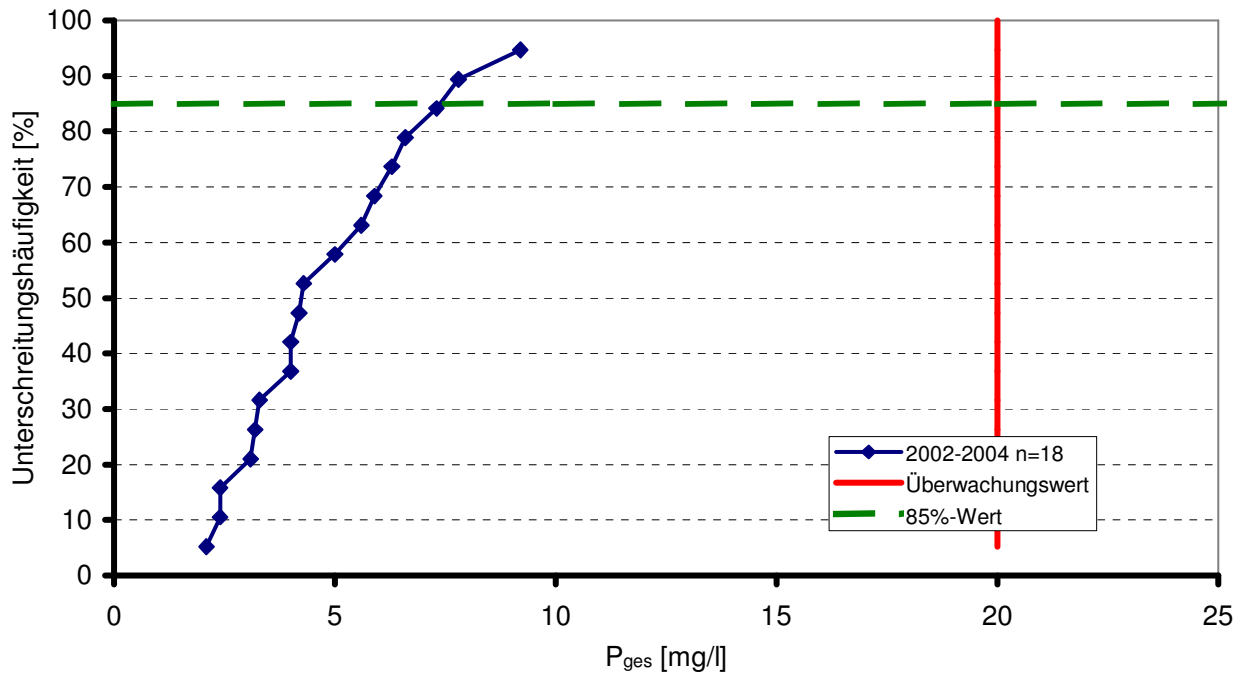


Bild 108: Unterschreitungshäufigkeit der P_{ges} -Ablaufwerte, Anlage Wallstawe, 2002 bis August 2004

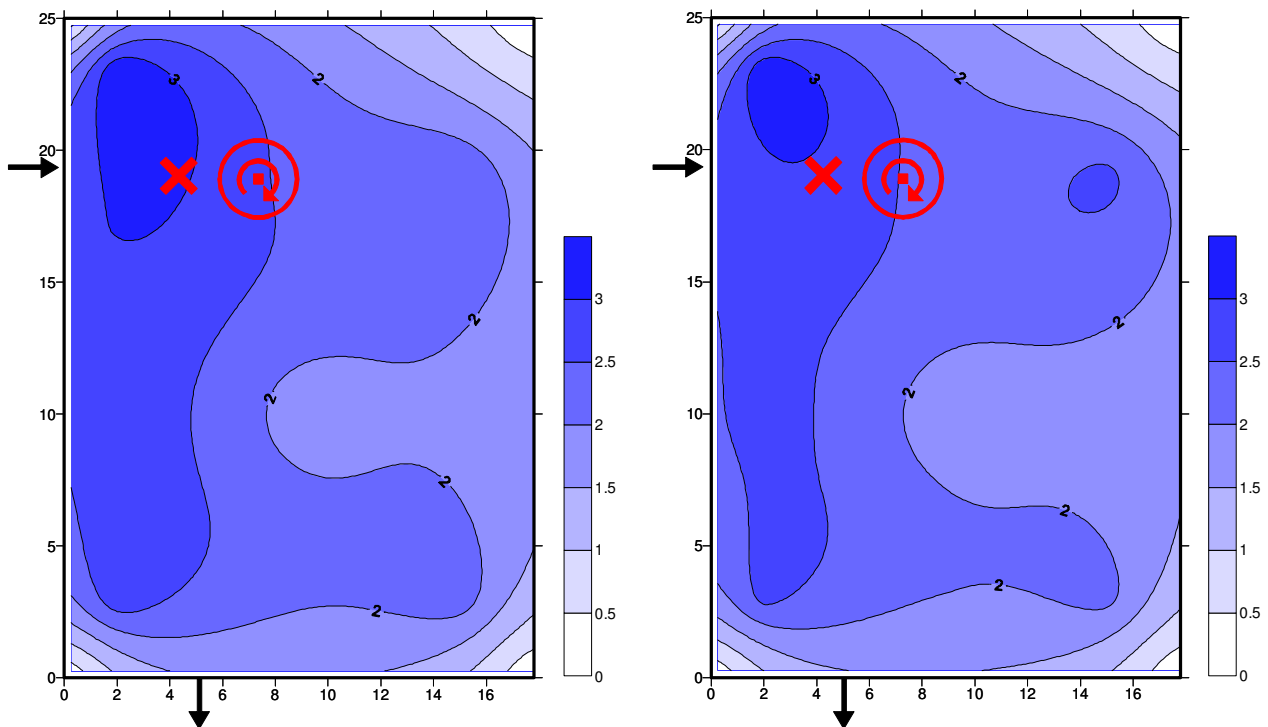


Bild 109: Sauerstoffverteilung im belüfteten Teich der Abwasserteichanlage Wallstawe in 10 cm Tiefe (links) und in 50 cm Tiefe (rechts) (Unterschiedliche Skalierung beachten!)

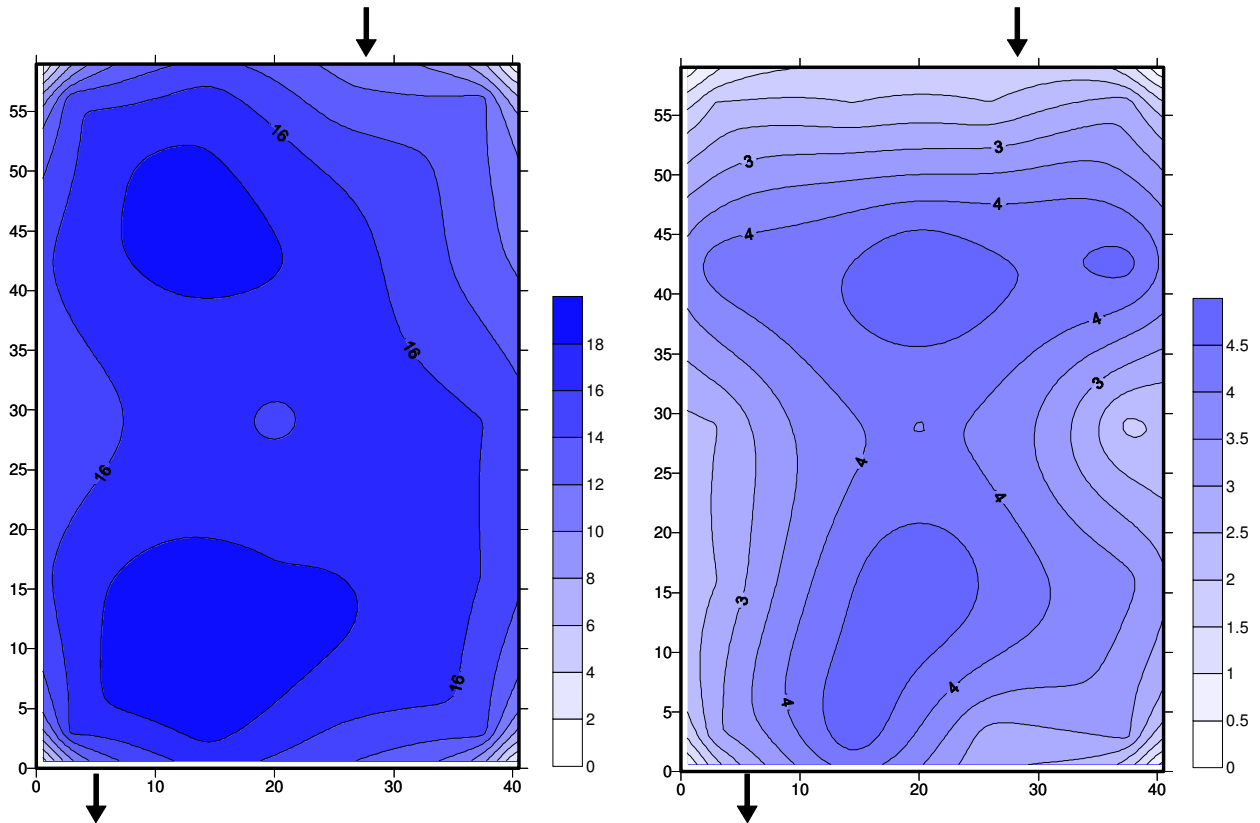


Bild 110: Sauerstoffverteilung im Nachklärteich der Abwasserteichanlage Wallstowe in 10 cm Tiefe (links) und in 50 cm Tiefe (rechts) (Unterschiedliche Skalierung beachten!)

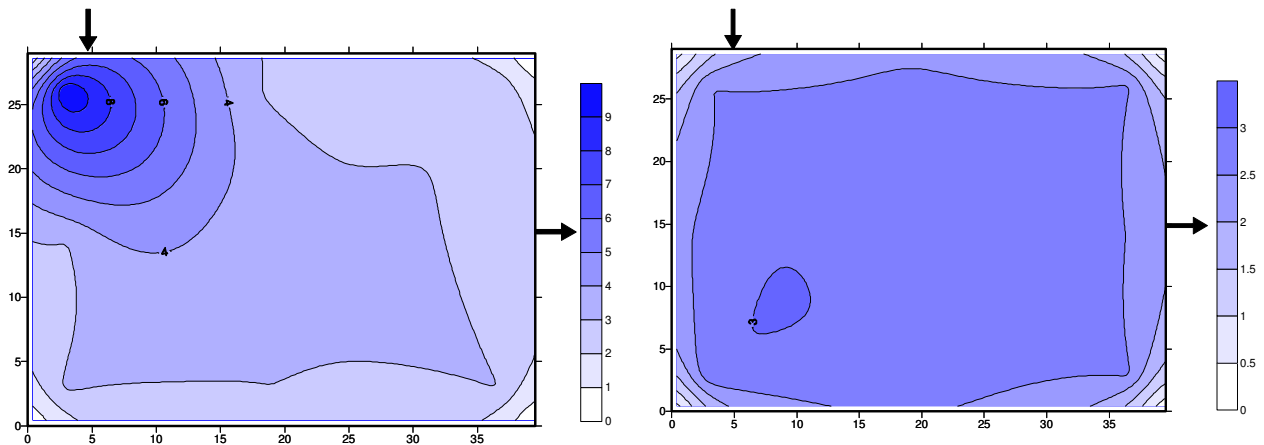


Bild 111: Sauerstoffverteilung im Schönungsteich der Abwasserteichanlage Wallstowe in 10 cm Tiefe (links) und in 50 cm Tiefe (rechts) (Unterschiedliche Skalierung beachten!)

Tab. 78: Messwerte vom Zu- und Ablauf der Teiche der Anlage Wallstawe (09.09.2004)

Meßstelle	Temp. [°C]	O ₂ [mg/l]	pH-Wert	AFS [mg/l]	CSB [mg/l]	CSB _{filtr} [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	P _{ges} [mg/l]
Zulauf	17,2	-	8,0	350	821	486	76	0,3	0,07	13,2
Absetzbecken	20,1	1,8	7,6	347	705	385	75	0,3	0,11	17,8
Belüfteter Teich	19,9	4,5	7,8	57	196	128	71	0,2	0,09	12,0
Nachklärteich	18,6	7,2	8,0	23	143	98	32	0,2	0,30	9,14
Ablauf	19,4	4,8	7,7	16	78	74	22	0,04	0,07	1,04

9.6. Abwasserteichanlage Dambeck



Bild 112: Absetzteich 2 (in Betrieb), Anlage Dambeck



Bild 113: Ablaufbereich Teich 2, Anlage Dambeck

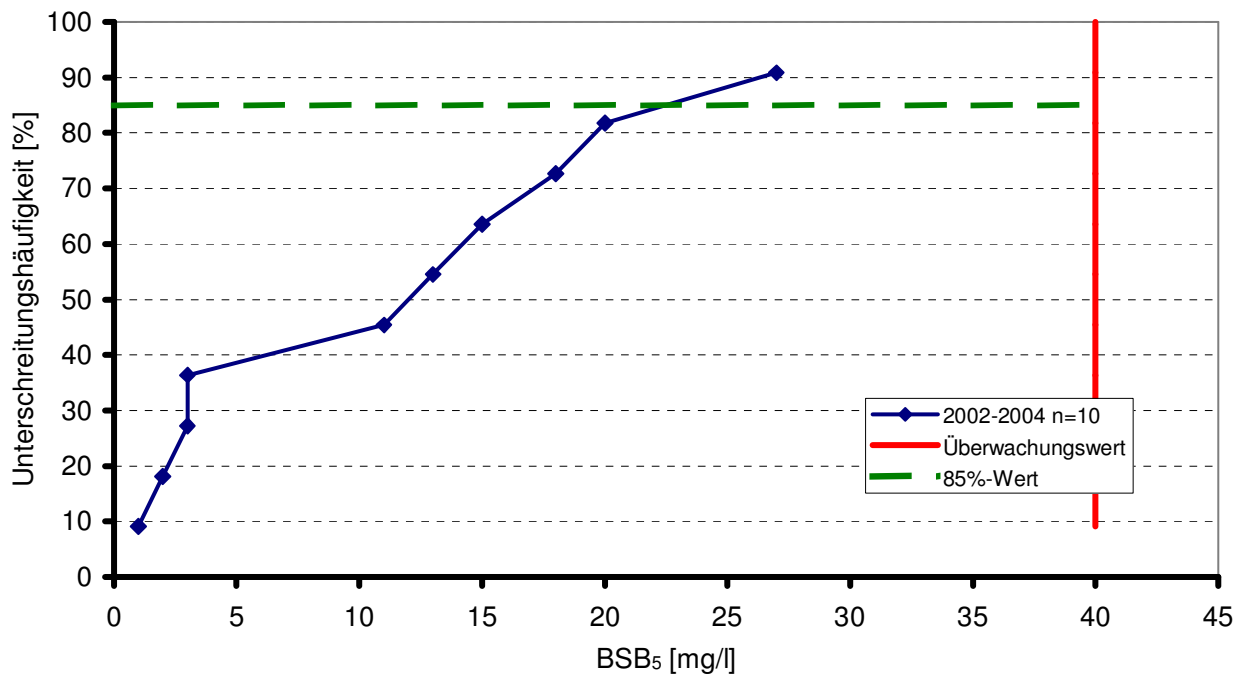


Bild 114: BSB₅-Ablaufwerte, Anlage Dambeck, 2002 bis Juni 2004

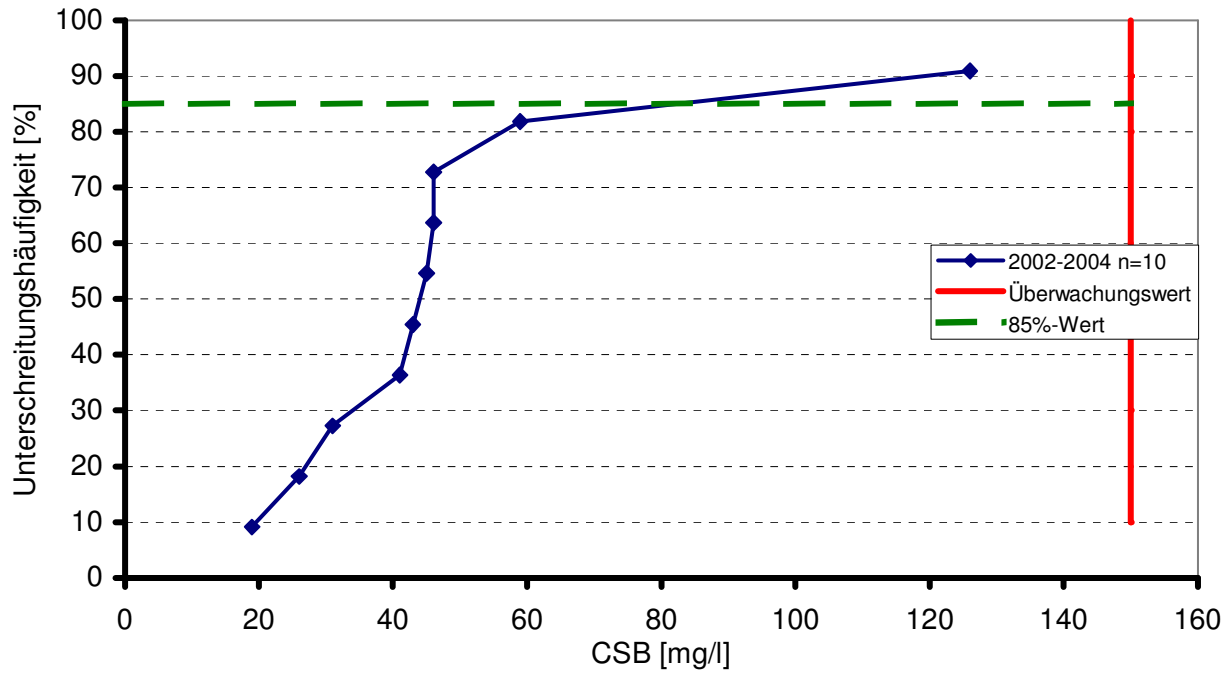


Bild 115: Unterschreitungshäufigkeit der CSB-Ablaufwerte, Anlage Dambeck, 2002 bis Juni 2004

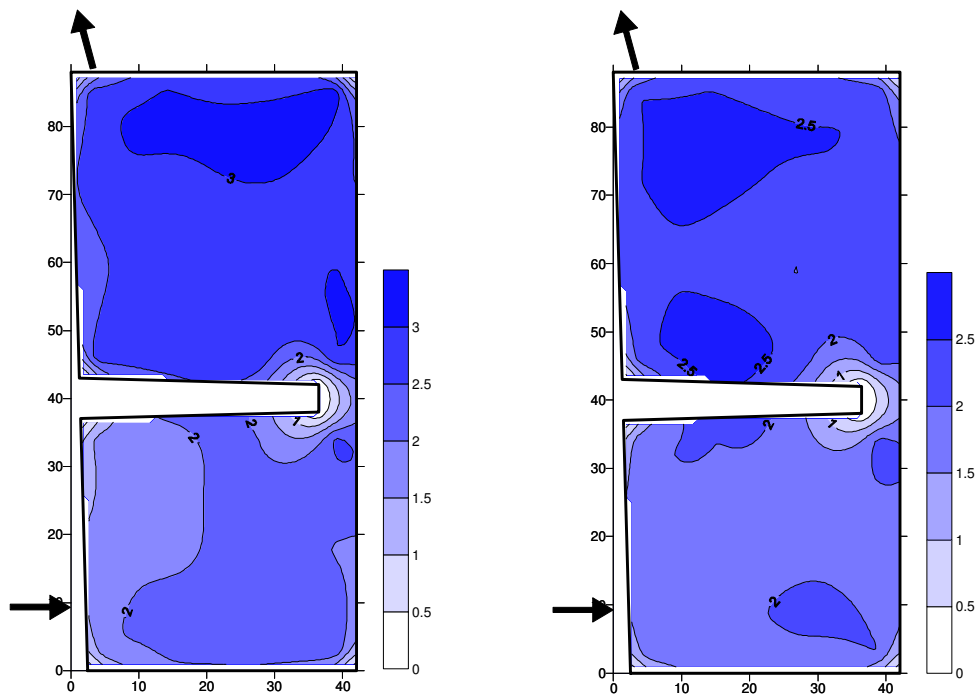


Bild 116: Sauerstoffverteilung im ersten der Abwasserteichanlage Dambeck in 10 cm Tiefe (links) und in 50 cm Tiefe (rechts) (Unterschiedliche Skalierung beachten!)

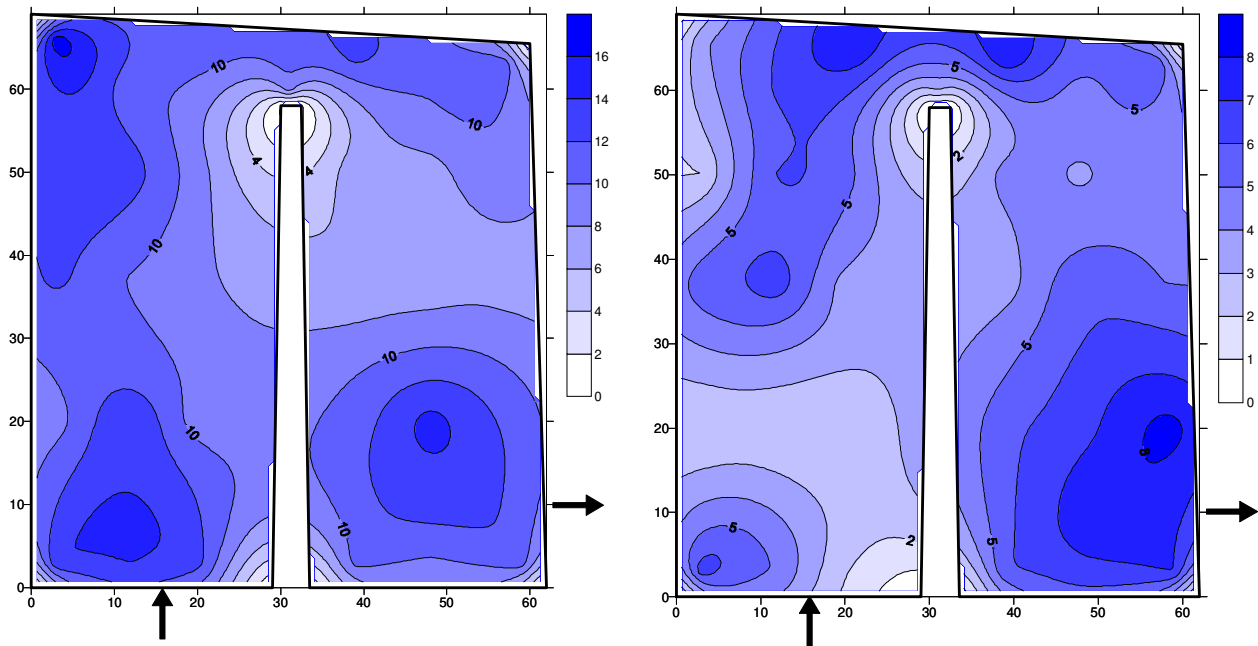


Bild 117: Sauerstoffverteilung im zweiten der Abwasserteichanlage Dambeck in 10 cm Tiefe (links) und in 50 cm Tiefe (rechts) (Unterschiedliche Skalierung beachten!)

Tab. 79: Messwerte vom Zu- und Ablauf der Teiche der Anlage Dambeck (09.09.2004)

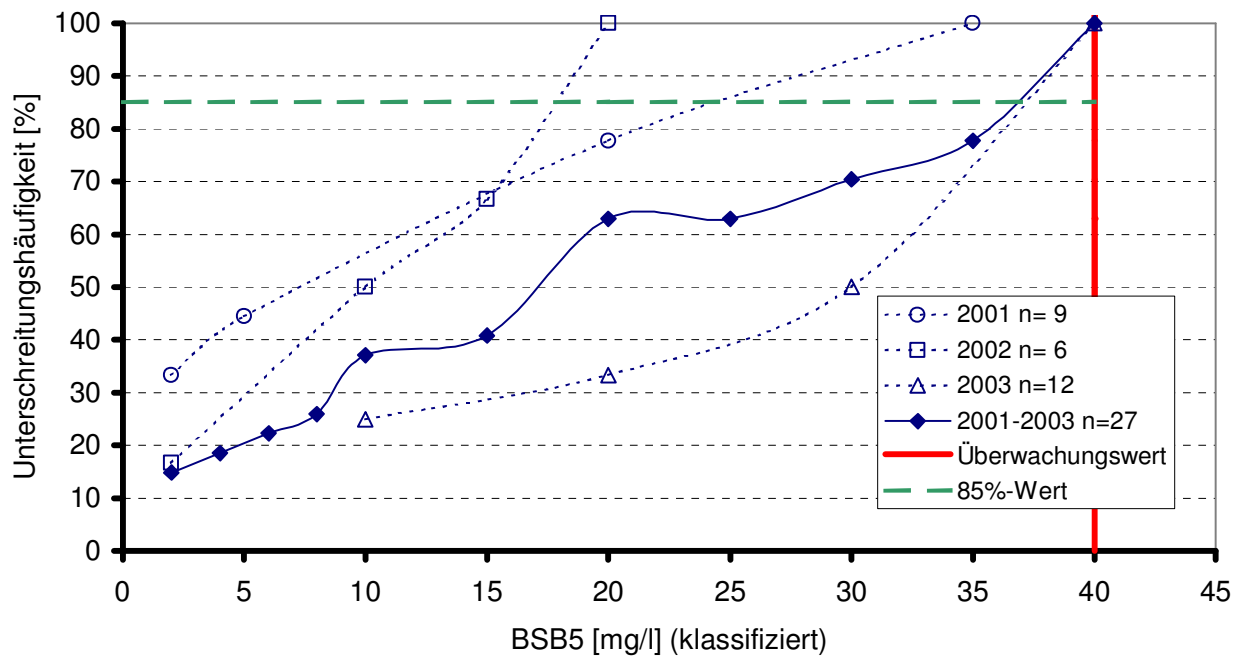
Meßstelle	Temp. [°C]	O ₂ [mg/l]	pH-Wert	AFS [mg/l]	CSB [mg/l]	CSB _{filtr} [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	P _{ges} [mg/l]
Zulauf	15,7	2,3	7,3	130	622	325	66	0,2	0,1	10,3
Absetzbecken	14,5	2,4	7,1	91	487	206	42	0,1	0,1	7,3
Teich 1	18,0	5,1	7,4	3	39	33	10	0,2	0,0	2,3
Ablauf	18,4	11,1	8,4	37	74	36	2	0,3	0,2	2,0

9.7. Abwasserteichanlage Tangeln



Bild 118: Absetzbecken, Anlage Tangeln

Bild 119: belüfteter Teich, Anlage Tangeln


 Bild 120: Unterschreitungshäufigkeit der BSB₅-Ablaufwerte, Anlage Tangeln, 2001 bis 2003

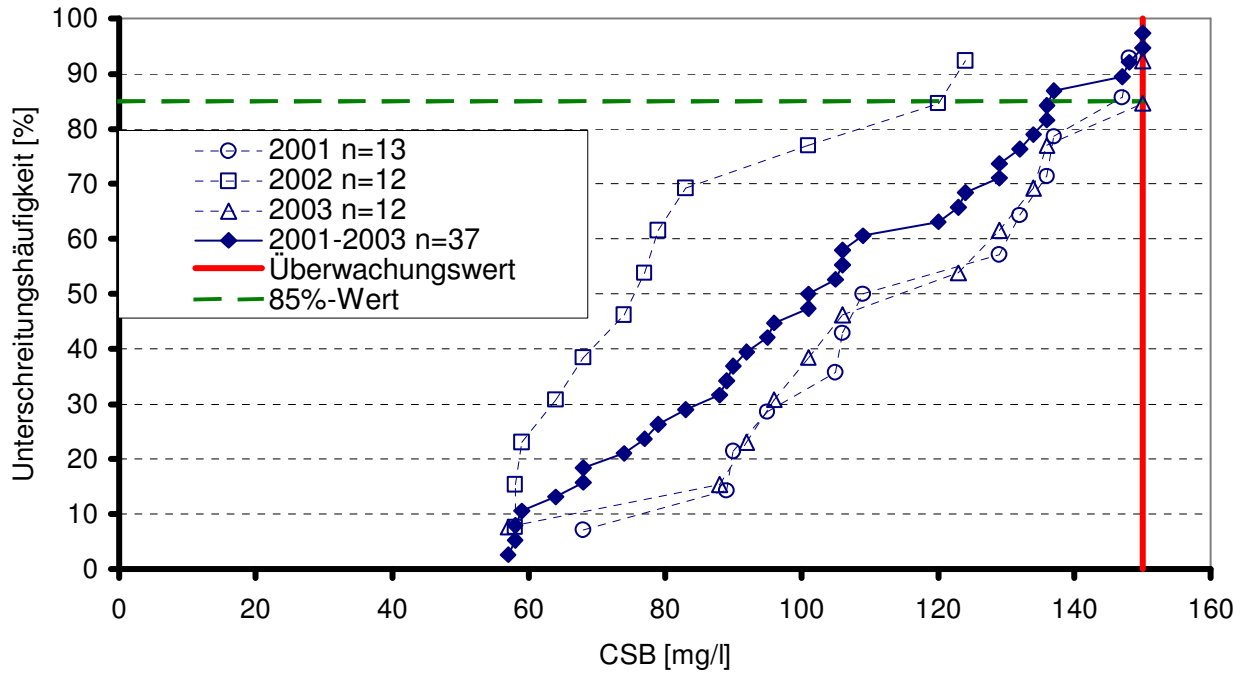


Bild 121: Unterschreitungshäufigkeit der CSB-Ablaufwerte, Anlage Tangeln, 2001 bis 2003

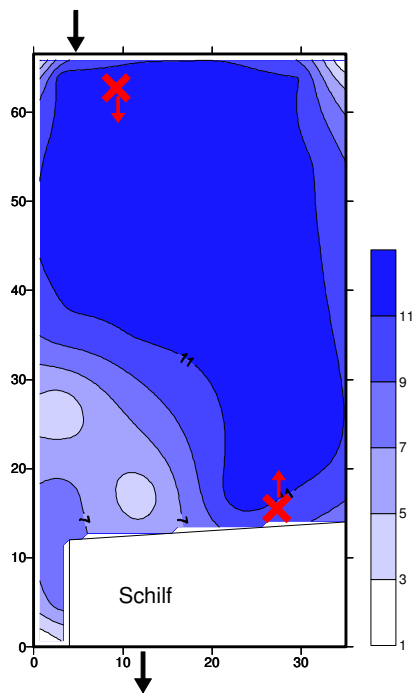


Bild 122: Sauerstoffverteilung [mg/l] im belüfteten Teich der Abwasserteichanlage Tangeln in 15 cm Tiefe

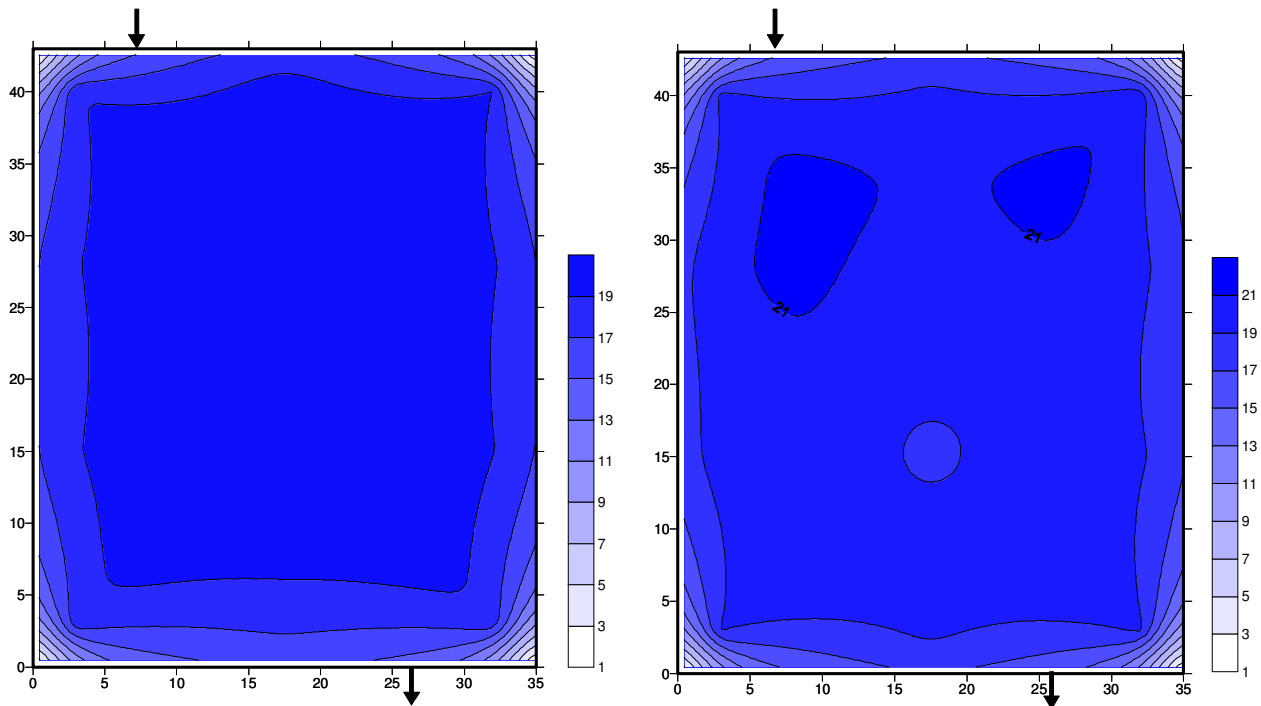


Bild 123: Sauerstoffverteilung [mg/l] im Nachklärteich der Abwasserteichanlage Tangeln in 10 cm Tiefe (links) und in 50 cm Tiefe (rechts) (Unterschiedliche Skalierung beachten!)

Tab. 80: Messwerte vom Zu- und Ablauf der Teiche der Anlage Tangeln (16.09.2004)

Meßstelle	Temp. [°C]	O ₂ [mg/l]	pH-Wert	AFS [mg/l]	CSB [mg/l]	CSB _{filt} [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	P _{ges} [mg/l]
Zulauf	17,0	4,2	8,1	140	812	502	66	0,7	0,04	10,8
Absetzbecken	17,0	1,7	6,9	129	591	340	84	0,7	0,07	11,0
Belüft. Teich	15,3	10,7	7,8	11	71	59	25	0,6	0,85	3,9
Ablauf	16,0	11,4	8,4	2	64	54	16	1,8	2,17	2,7

9.8. Abwasserteichanlage Rietzel



Bild 124: Zulaufbauwerk, Anlage Rietzel

Bild 125: Teich 3, Anlage Rietzel

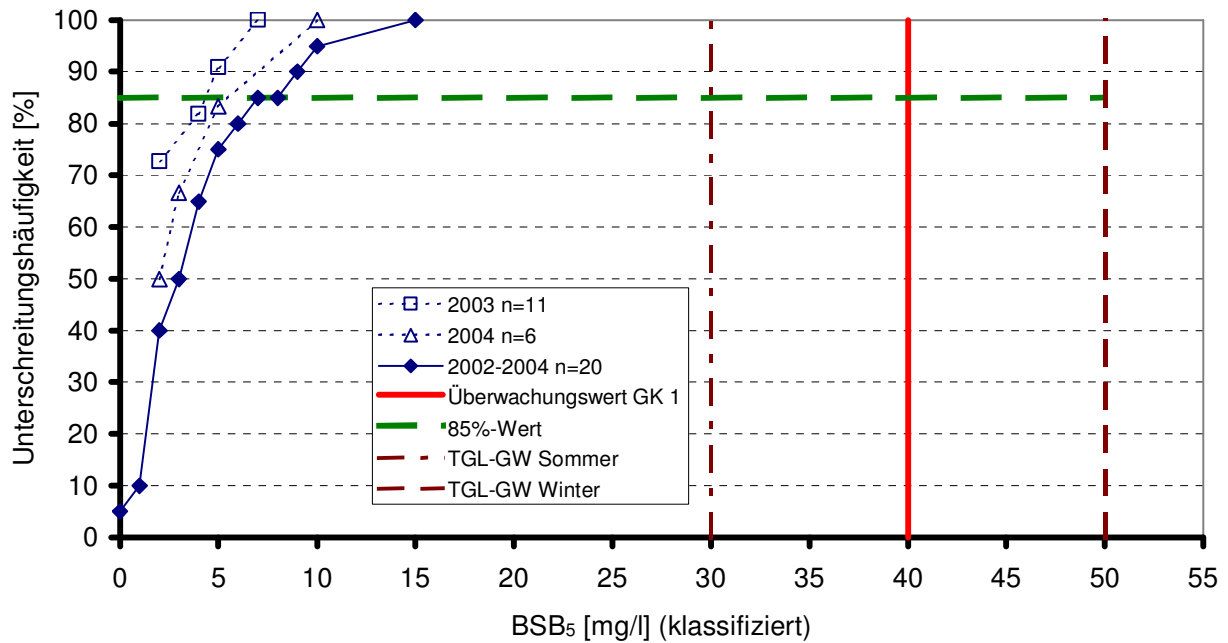


Bild 126: Unterschreitungshäufigkeit der BSB₅-Ablaufwerte, Anlage Rietzel, Oktober 2002 bis August 2004

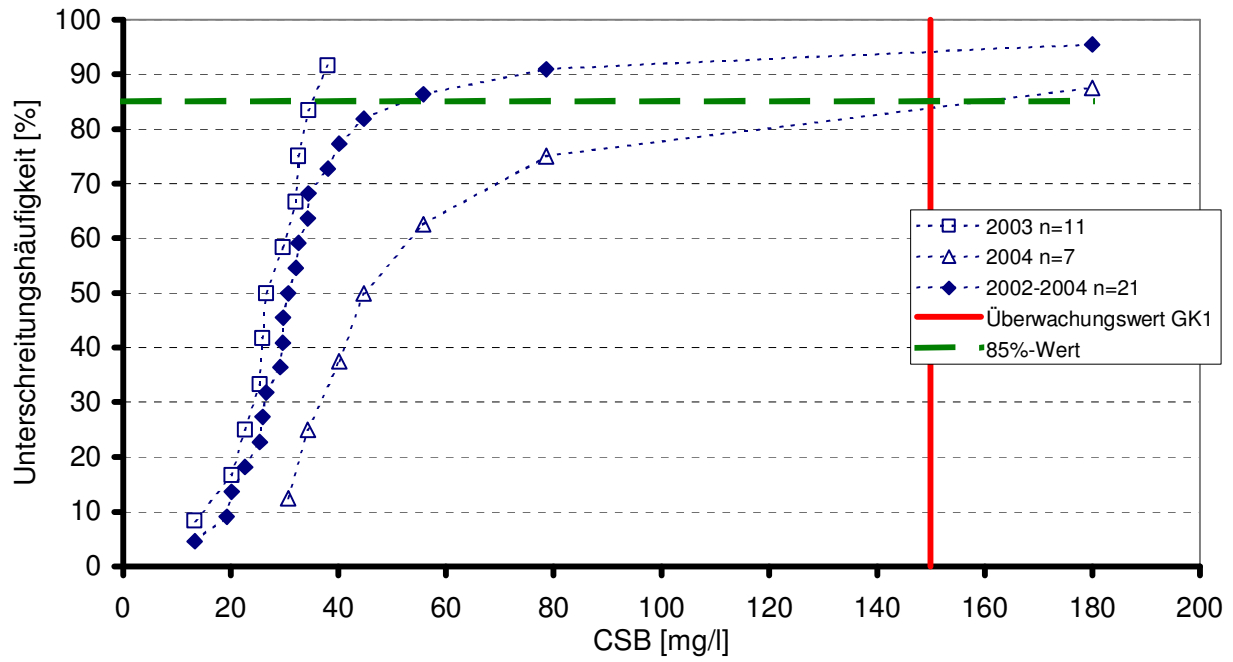


Bild 127: Unterschreitungshäufigkeit der CSB-Ablaufwerte , Anlage Rietzel, Oktober 2002 bis August 2004

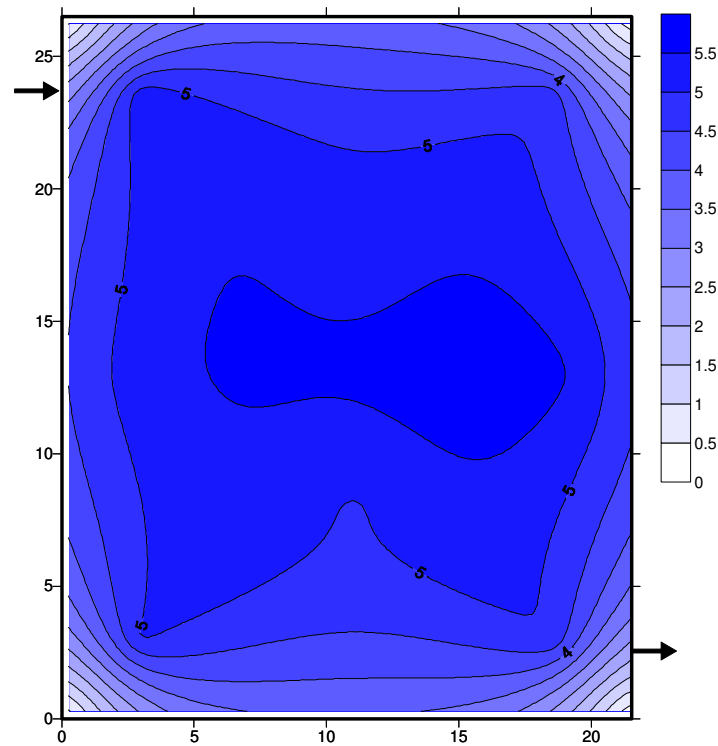


Bild 128: Sauerstoffverteilung [mg/l] im ersten Teich der Abwasserteichanlage Rietzel in 15 cm Tiefe

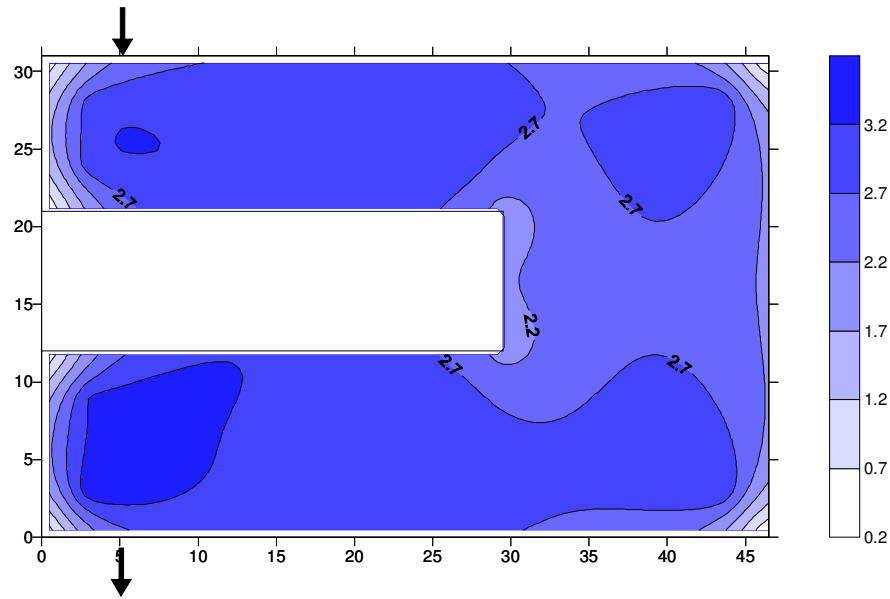


Bild 129: Sauerstoffverteilung [mg/l] im zweiten Teich der Abwasserteichanlage Rietzel in 15 cm Tiefe

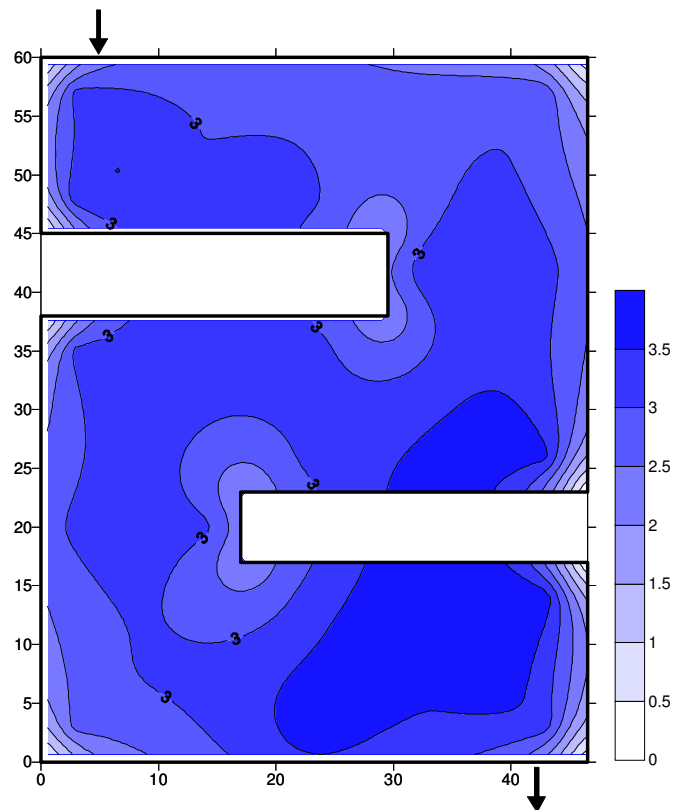


Bild 130: Sauerstoffverteilung [mg/l] im dritten Teich der Abwasserteichanlage Rietzel in 15 cm Tiefe

Tab. 81: Messwerte vom Zu- und Ablauf der Teiche der Anlage Rietzel (15.09.2004)

Meßstelle	Temp. [°C]	O ₂ [mg/l]	pH-Wert	AFS [mg/l]	CSB [mg/l]	CSB _{filt} [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	P _{ges} [mg/l]
Zulauf	16,7	2,6	7,7	152	809	504	60	0,5	0,05	10,7
Absetzbecken	16,1	3,3	6,9	188	700	243	66	0,6	0,05	14,6
Teich 1	18,2	3,5	7,6	1	95	80	36	0,9	0,01	6,7
Teich 2	16,1	3,6	7,1	10	110	82	17	0,3	0,01	0,8
Teich 3 (Anlagenablauf)	16,8	4,4	7,2	8	73	56	1	0,2	0,01	0,1
Ablauf Graben (offiz. Probenahmestelle)	18,4	5,4	7,1	10	30	22	1	0,04	0	1,1

9.9. Abwasserteichanlage Holdenstedt



Bild 131: Absetzbecken in Betrieb, Anlage Holdenstedt

Bild 132: Belüfteter Teich, Anlage Holdenstedt

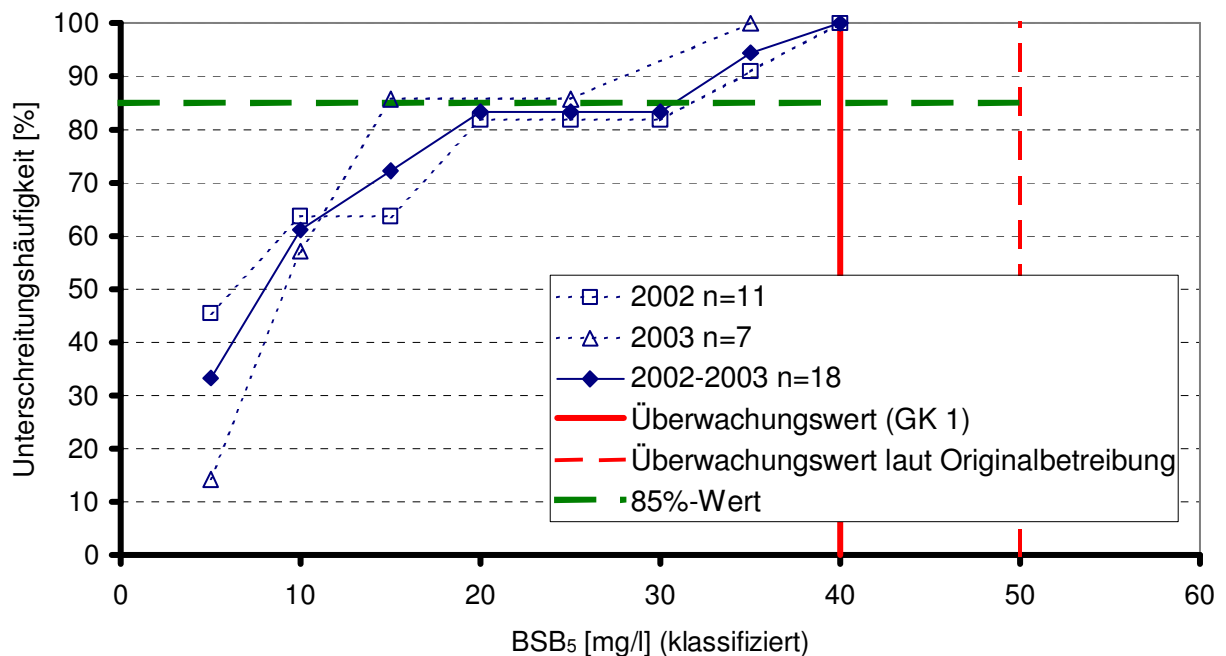


Bild 133: Unterschreitungshäufigkeit der BSB₅-Ablaufwerte, Anlage Holdenstedt, 2002 und 2003

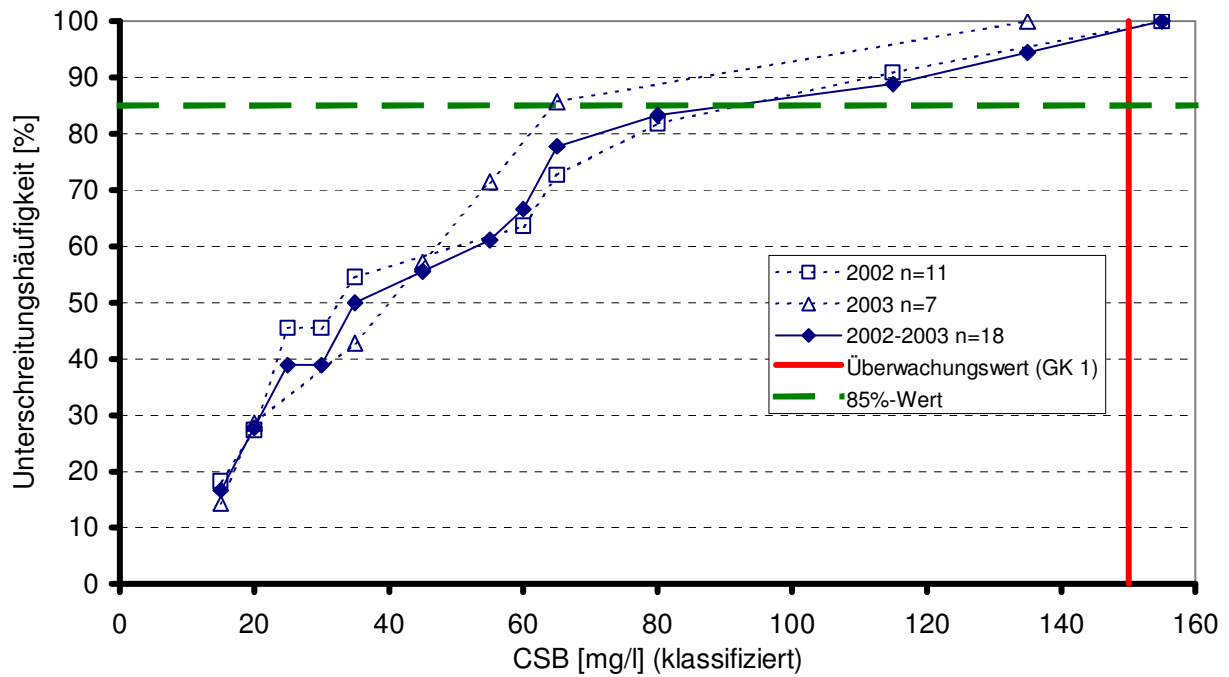


Bild 134: Unterschreitungshäufigkeit der CSB-Ablaufwerte, Anlage Holdenstedt, 2002 und 2003

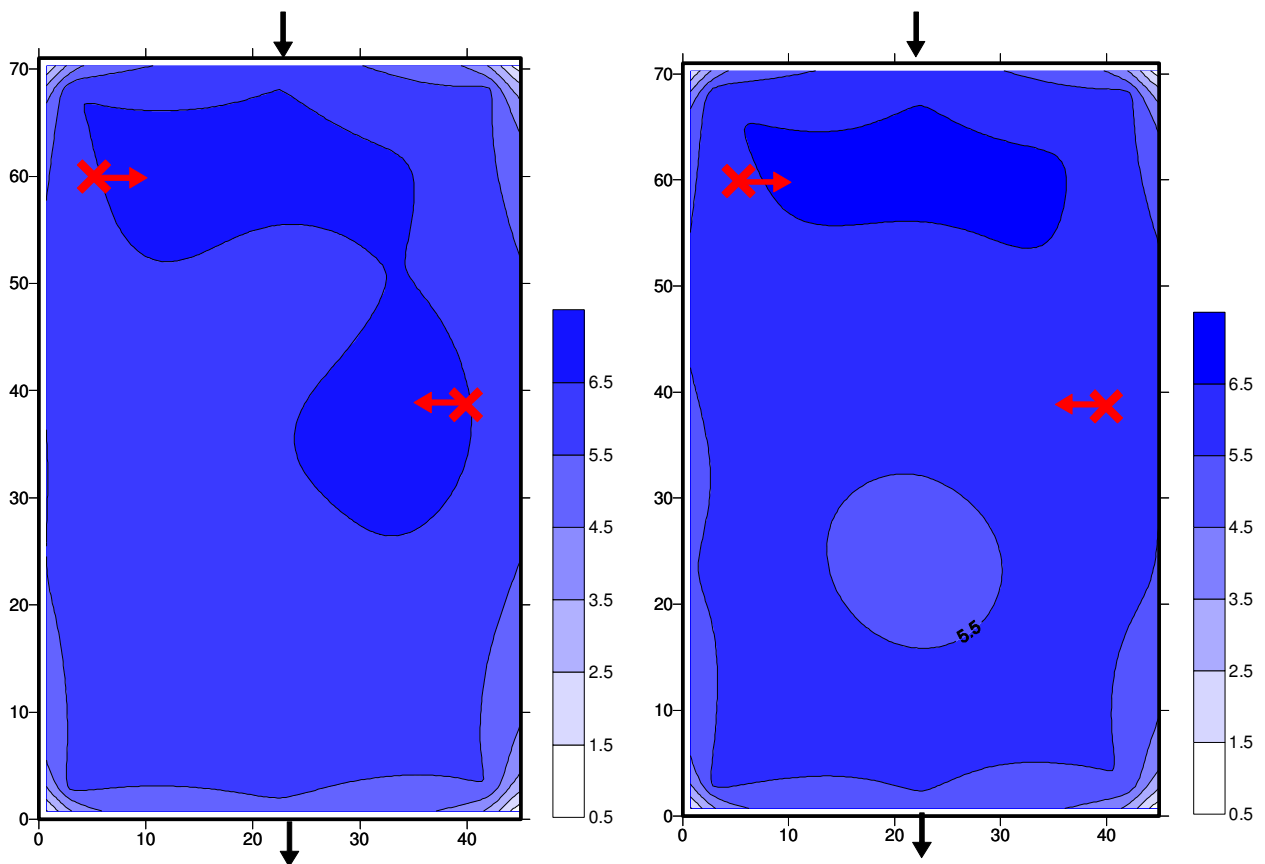


Bild 135: Sauerstoffverteilung [mg/l] im belüfteten Teich der Abwasserteichanlage Holdenstedt in 10 cm Tiefe (links) und in 50 cm Tiefe (rechts)

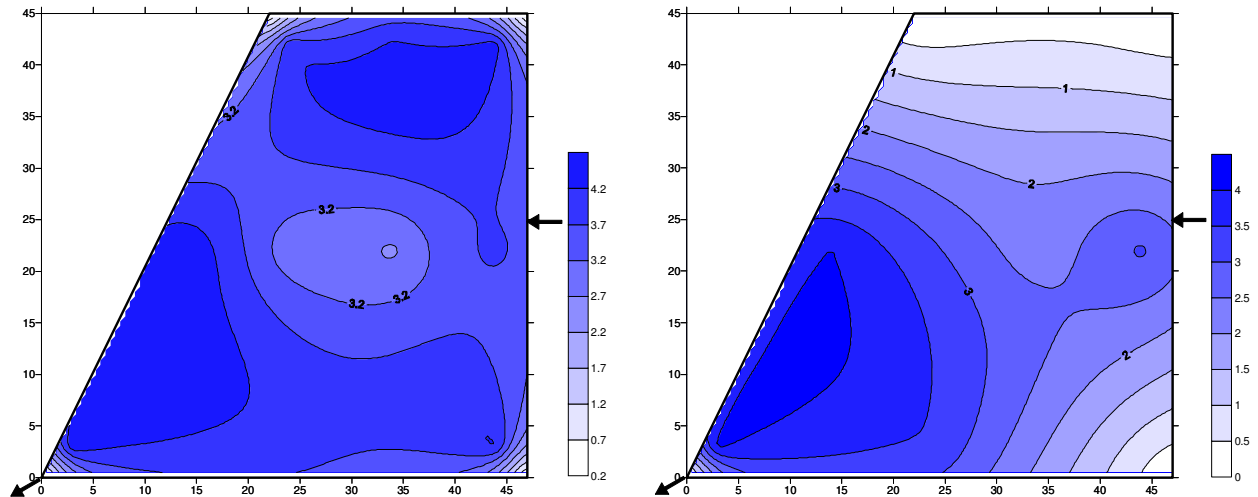


Bild 136: Sauerstoffverteilung [mg/l] im Nachklärteich der Abwasserteichanlage Holdenstedt in 10 cm Tiefe (links) und in 50 cm Tiefe (rechts) (Unterschiedliche Skalierung beachten!)

Tab. 82: Messwerte vom Zu- und Ablauf der Teiche der Anlage Holdenstedt (02.11.2004)

Meßstelle	Temp. [°C]	O ₂ [mg/l]	pH-Wert	AFS [mg/l]	CSB [mg/l]	CSB _{filtr} [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	P _{ges} [mg/l]
Zulauf	11,9	5,1	8,7	71	320	145	27	0,3	0,03	5,9
Absetzbecken	11,5	1,3	8,0	118	527	281	34	0,3	0,03	7,9
Belüft. Teich	10,1	5,0	8,2	44	113	52	40	0,2	0,04	5,2
Ablauf	9,9	4,6	8,4	17	80	51	41	0,2	0,03	4,9

9.10. CSB-Abbautests

9.10.1. Charakterisierung des organischen Kohlenstoffs der Zu- und Ablaufproben Eickendorf und Böddensell

Tab. 83: Charakterisierung des organischen Kohlenstoffs der Zu- und Ablaufproben Eickendorf und Böddensell (Bericht DOC-Labor Dr. Huber, 08.09.2004)

		Eickendorf Zulauf	Böddensell Zulauf	Eickendorf Ablauf	Böddensell Ablauf
CSB _{hom}	mg/l	1456	811	237	133
CSB _{fil (0,45µm)}	mg/l	839	309	187	98
BSB ₅	mg/l	625	357	49	12,7
TOC	mg/l	160	90,4	55,2	35,6
CDOC	mg/l	59,4	34,2	44,9	28,6
HOC + POC	mg/l	100,9	56,2	10,3	7,0
CSB/TOC		9,1	9,0	4,3	3,7
Chromatographische Fraktionierung des DOC					
Polysaccharide	mg/l	11,9	5,4	21,2	11,2
	% DOC	7,4	5,9	38,3	31,5
Huminstoffe	mg/l	6,3	5,8	8,6	6,5
	% DOC	3,9	6,4	15,5	18,3
Building Blocks	mg/l	10,1	6,2	7,8	5,5
	% DOC	6,3	6,8	14,2	15,4
Amphiphile	mg/l	17,4	14,5	6,5	4,9
	% DOC	10,8	16,0	11,8	13,7
Organ. Säuren	mg/l	13,8	2,4	0,9	0,5
	% DOC	8,6	2,6	1,5	1,4
Anorg. Kolloide	SAK m ⁻¹	10,04	6,58	11,08	4,06

9.10.2. CSB-Abbautest Eickendorf

Tab. 84: CSB-Abbautest-Protokoll, Zulauf Eickendorf

Zahn-Wellens-Test		Eickendorf		Zulauf		03.09.2004	
Teichzulauf				Belebter Schlamm			
NH ₄ -N	47,9	mg/l	<i>vor Versuchsbeginn</i>				
NO ₂ -N	0,16	mg/l	TS	3,6	g/l		
NO ₃ -N	0,41	mg/l	oTS	3,0	g/l		
P _{ges}	12,6	mg/l					
AFS	290	mg/l					
CSB	1456	mg/l					
CSB _{fil GF6}	846	mg/l					
Volumen	1,8	l	Volumen	0,2	l		
Testansatz							
<i>Randbedingungen</i>				<i>TS im Testansatz</i>			
pH-Wert	6,5 - 7,5			TS	0,36	g/l	
T	20-22	°C					
Datum	Testdauer d	CSB _{Test} mg/l	CSB _{Blind} mg/l	CSB _{Netto} mg/l	Elimination %	Rest-CSB mg/l	
t ₀	0	150	27				
t _{3h}	0,125	280	27	253	0		
6.9	3	276	23,4	253	0,2	845	
8.9	5	276	35,0	241	4,7	806	
10.9	7	268	29,0	239	5,5	799	
13.9	10	255	26,4	229	9,6	764	
17.9	14	297	28,3	269	-6,2	898	
20.9	17	282	26,0	256	-1,2	856	
24.9	21	272	26,0	246	2,8	823	
27.9	24	233	22,4	211	16,8	704	
1.10	28	227	25,5	202	20,4	674	
6.10	33	195	21,0	174	31,2	582	

Tab. 85: CSB-Abbautest-Protokoll, Ablauf Eickendorf

Zahn-Wellens-Test			Eickendorf Ablauf			03.09.2004		
Teichablauf						Belebter Schlamm		
NH ₄ -N	6,6	mg/l	<i>vor Versuchsbeginn</i>					
NO ₂ -N	0,1	mg/l						
NO ₃ -N	0,5	mg/l						
P _{ges}	7,2	mg/l						
AFS	15	mg/l						
CSB	237	mg/l						
CSB _{fil GF6}	189	mg/l						
Volumen			1,8			l		
Volumen			0,2			l		
Testansatz								
<i>Randbedingungen</i>						<i>TS im Testansatz</i>		
pH-Wert			6,5 - 7,5			TS		
T			20-22			°C		
TS			0,36			g/l		
Datum	Testdauer	CSB_{Test}	CSB_{Blind}	CSB_{Netto}	Elimination	Rest-CSB		
	d	mg/l	mg/l	mg/l	%	mg/l		
t ₀	0	194	27					
t _{3h}	0,125	170	27	143	0			
6.9	3	194	23,4	171	-19,3	225		
8.9	5	85	35,0	50	65,0	66		
10.9	7	71	29,0	42,0	70,6	56		
13.9	10	75	26,4	48,6	66,0	64		
17.9	14	78	28,3	49,7	65,2	66		
20.9	17	66	26,0	40,0	72,0	53		
24.9	21	73	26,0	47,0	67,1	62		
27.9	24	63	22,4	40,6	71,6	54		
1.10	28	64	25,5	38,5	73,1	51		
6.10	33	57	21,0	36,0	74,8	48		

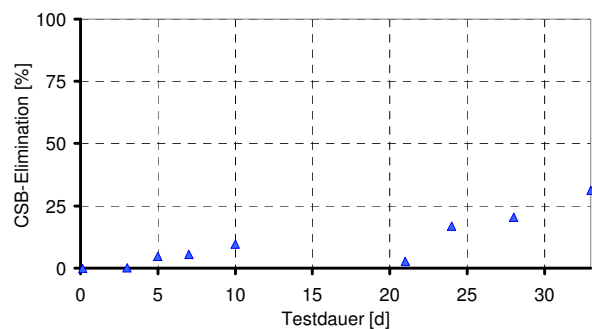
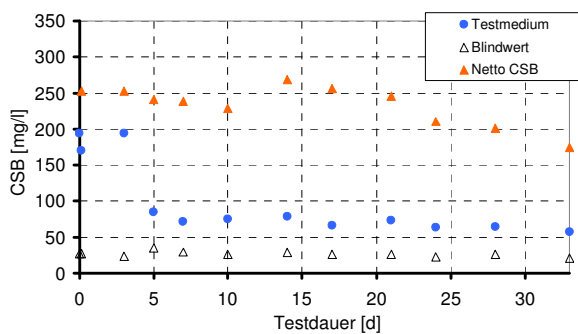


Bild 137: CSB-Messergebnisse (links) und CSB-Elimination (rechts) des Zahn-Wellens-Tests für den Zulauf der Abwasserteichanlage Eickendorf (Probe vom 02.09.2004)

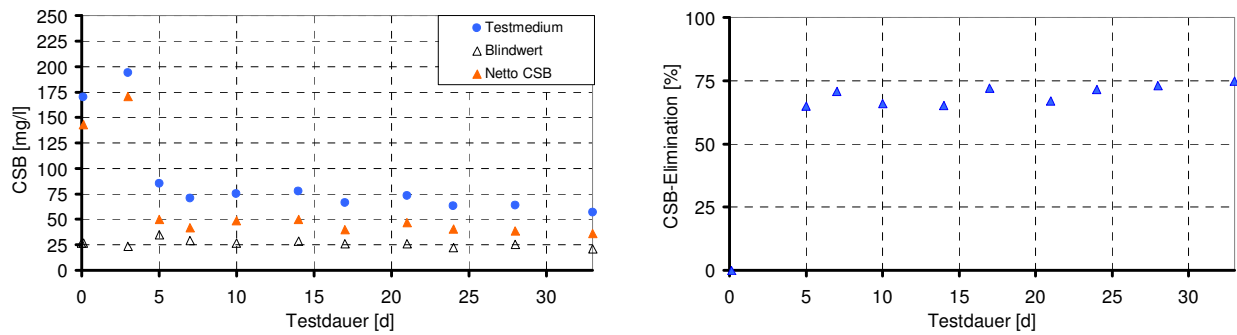


Bild 138: CSB-Messergebnisse (links) und CSB-Elimination (rechts) des Zahn-Wellens-Tests für den Ablauf der Abwasserteichanlage Eickendorf (Probe vom 02.09.2004)

9.10.3. CSB-Abbautest Böddensell

Tab. 86: CSB-Abbautest-Protokoll, Zulauf Böddensell

Zahn-Wellens-Test		Böddensell		Zulauf		03.09.2004	
Teichzulauf				Belebter Schlamm			
NH ₄ -N	48,7	mg/l	<i>vor Versuchsbeginn</i>				
NO ₂ -N	0,16	mg/l	TS	3,6	g/l		
NO ₃ -N	0,35	mg/l	oTS	3,0	g/l		
P _{ges}	9,4	mg/l					
AFS	503	mg/l					
CSB	811	mg/l					
CSB _{fil GF6}	311	mg/l					
Volumen	1,8	l	Volumen	0,2	l		
Testansatz							
<i>Randbedingungen</i>				<i>TS im Testansatz</i>			
pH-Wert	6,5 - 7,5			TS	0,36	g/l	
T	20-22	°C					
Datum	Testdauer d	CSB _{Test} mg/l	CSB _{Blind} mg/l	CSB _{Netto} mg/l	Elimination %	Rest-CSB mg/l	
t ₀	0	157	27				
t _{3h}	0,125	105	27	78	0		
6.9	3	101	23,4	78	0,5	309	
8.9	5	42	35,0	7	90,8	29	
10.9	7	32	29,0	3	96,2	12	
13.9	10	40	26,4	14	82,6	54	
17.9	14	43	28,3	14	81,5	57	
20.9	17	31	26,0	5	93,8	19	
24.9	21	30	26,0	4	94,5	17	
27.9	24	29	22,4	7	91,5	26	
1.10	28	28	25,5	2	97,4	8	
6.10	33	24	21,0	3	95,9	13	

Tab. 87: CSB-Abbautest-Protokoll, Ablauf Böddensell

Zahn-Wellens-Test			Böddensell Ablauf			03.09.2004			
Teichablauf						Belebter Schlamm			
NH ₄ -N	3,3	mg/l	<i>vor Versuchsbeginn</i>						
NO ₂ -N	0,43	mg/l							
NO ₃ -N	0,79	mg/l							
P _{ges}	4,8	mg/l							
AFS	13	mg/l							
CSB	133	mg/l							
CSB _{fil GF6}	102	mg/l							
Volumen			1,8	l	Volumen			0,2	l
Testansatz									
<i>Randbedingungen</i>						<i>TS im Testansatz</i>			
pH-Wert	6,5 - 7,5		<i>TS im Testansatz</i>						
T	20-22	°C							
Datum	Testdauer	CSB_{Test}	CSB_{Blind}	CSB_{Netto}	Elimination	Rest-CSB			
	d	mg/l	mg/l	mg/l	%	mg/l			
t ₀	0	109	27						
t _{3h}	0,125	96	27	69	0				
6.9	3	82	23,4	59	14,6	87			
8.9	5	68	35,0	33	51,9	49			
10.9	7	54	29,0	25	63,2	38			
13.9	10	59	26,4	33	52,2	49			
17.9	14	57	28,3	29	58,0	43			
20.9	17	47	26,0	21	70,1	30			
24.9	21	44	26,0	18	73,3	27			
27.9	24	44	22,4	21	69,4	31			
1.10	28	40	25,5	15	78,4	22			
6.10	33	37	21,0	16	76,2	24			

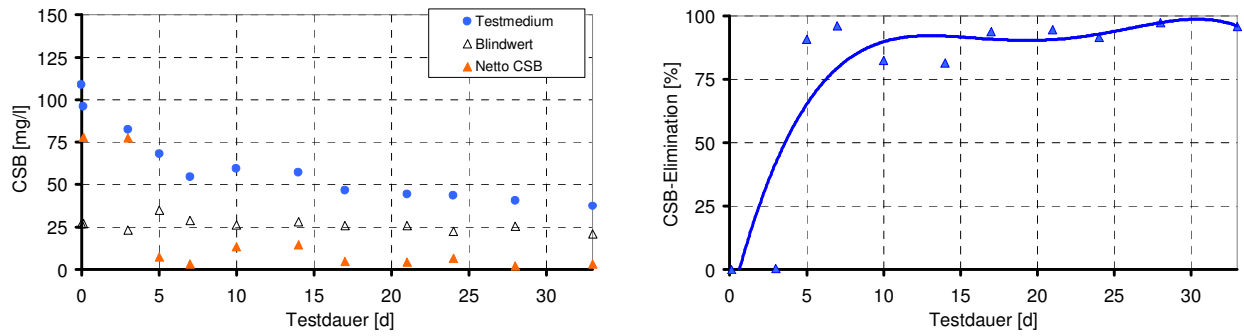


Bild 139: CSB-Messergebnisse (links) und CSB-Elimination (rechts) des Zahn-Wellens-Tests für den Zulauf der Abwasserteichanlage Böddensell (Probe vom 02.09.2004)

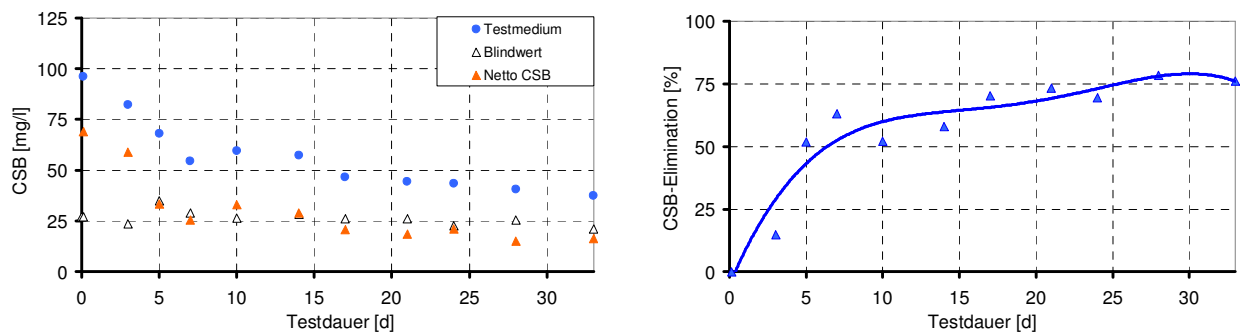


Bild 140: CSB-Messergebnisse (links) und CSB-Elimination (rechts) des Zahn-Wellens-Tests für den Ablauf der Abwasserteichanlage Böddensell (Probe vom 02.09.2004)

9.10.4. CSB-Abbautest Holdenstedt

Tab. 88: CSB-Abbautest-Protokoll, Zulauf Holdenstedt

Zahn-Wellens-Test		Holdenstedt	Zulauf	03.11.2004		
Teichzulauf						
NH ₄ -N	26,5	mg/l	Belebter Schlamm			
NO ₂ -N	0,03	mg/l	<i>vor Versuchsbeginn</i>			
NO ₃ -N	0,31	mg/l	TS	4,7	g/l	
P _{ges}	5,9	mg/l	oTS	3,6	g/l	
AFS	71	mg/l				
CSB	368	mg/l				
CSB _{fil GF6}	145	mg/l				
CSB _{fil 0,45}	144	mg/l				
Volumen	1,8	l	Volumen	0,2	l	
Testansatz						
<i>Randbedingungen</i>			<i>TS im Testansatz</i>			
pH-Wert	6,5 - 7,5		TS	0,47	g/l	
T	20-22	°C				
Datum	Testdauer	CSB_{Test}	CSB_{Blind}	CSB_{Netto}	Elimination	Rest-CSB
	d	mg/l	mg/l	mg/l	%	mg/l
t ₀	0	129	16,8			
t _{3h}	0,125	90	16,3	73	0	
05.11.	2	64	16,1	48	34,2	95
08.11.	5	30	15,0	15	79,5	30
11.11.	8	21	16,1	5	92,8	10
19.11.	16	20	14,7	5	93,3	10
23.11.	20	19	14,0	5	93,2	10
26.11.	23	20	15,1	5	93,6	9
29.11.	26	19	14,7	5	93,6	9
01.12.	28	18	14,4	4	95,1	7

Tab. 89: CSB-Abbautest-Protokoll, Ablauf Holdenstedt

Zahn-Wellens-Test			Holdenstedt Ablauf			03.11.2004			
Teichablauf						Belebter Schlamm			
NH ₄ -N	40,6	mg/l	<i>vor Versuchsbeginn</i>						
NO ₂ -N	0,03	mg/l	TS	4,7	g/l				
NO ₃ -N	0,16	mg/l	oTS	3,6	g/l				
P _{ges}	4,9	mg/l							
AFS	17	mg/l							
CSB	80	mg/l							
CSB _{fil GF6}	51	mg/l							
CSB _{fil 0,45}	47	mg/l							
Volumen			1,8	l		Volumen			
			0,2	l					
Testansatz									
<i>Randbedingungen</i>						<i>TS im Testansatz</i>			
pH-Wert	6,5 - 7,5					TS	0,47	g/l	
T	20-22	°C							
Datum	Testdauer	CSB_{Test}	CSB_{Blind}	CSB_{Netto}	Elimination	Rest-CSB			
	d	mg/l	mg/l	mg/l	%	mg/l			
t ₀	0	49	16,8						
t _{3h}	0,125	42	16,3	26	0				
5.11.	2	35	16,1	19	26,8	37			
8.11.	5	29	15,0	14	44,0	29			
11.11.	8	25	16,1	9	63,8	18			
19.11.	16	29	14,7	15	43,6	29			
23.11.	20	22	14,0	8	70,4	15			
26.11.	23	22	15,1	7	73,2	14			
29.11.	26	20	14,7	5	80,2	10			
1.12.	28	19	14,4	5	80,5	10			

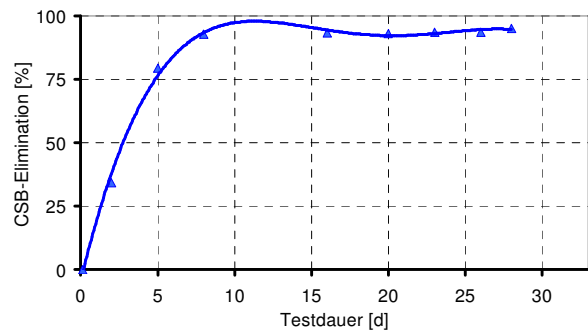
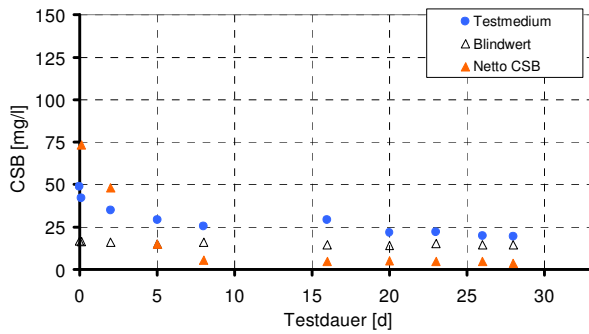


Bild 141: CSB-Messergebnisse (links) und CSB-Elimination (rechts) des Zahn-Wellens-Tests für den Zulauf der Abwasserteichanlage Holdenstedt (Probe vom 03.11.2004)

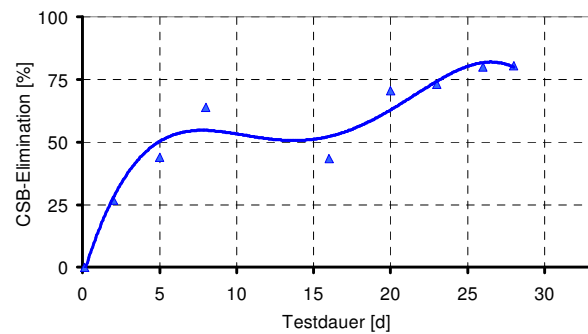
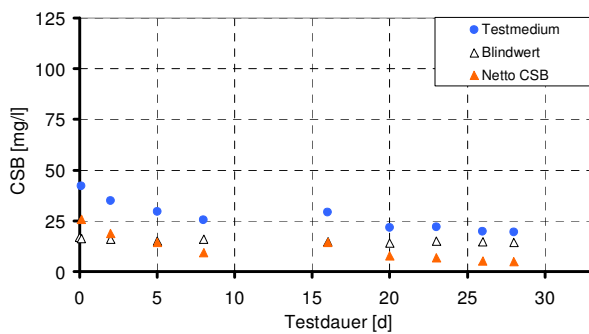


Bild 142: CSB-Messergebnisse (links) und CSB-Elimination (rechts) des Zahn-Wellens-Tests für den Ablauf der Abwasserteichanlage Holdenstedt (Probe vom 03.11.2004)

9.11. Ergänzende Ergebnisdarstellungen der Bemessungsuntersuchungen mit DENIKAplus

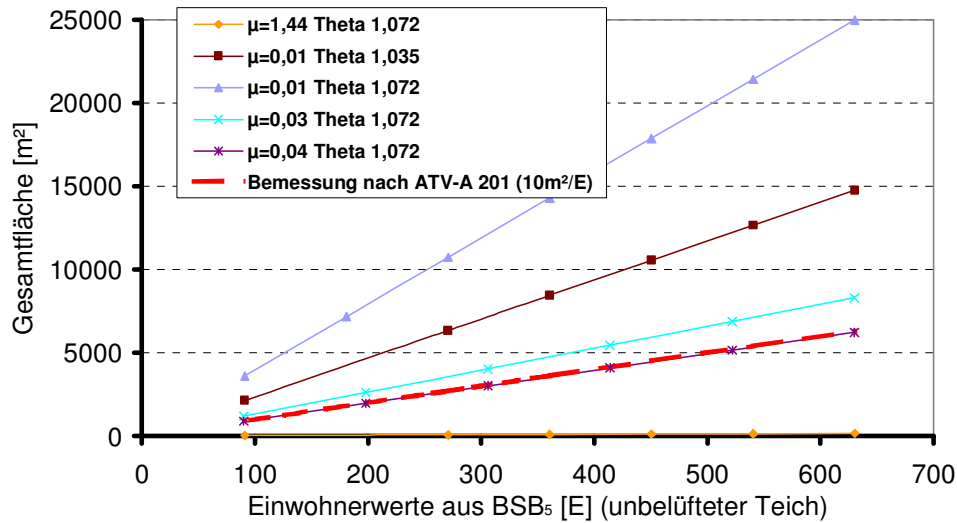


Bild 143: Gesamtfläche [m²] in Abhängigkeit von den Einwohnerwerten für die unbelüftete Lagune für verschiedene Wachstumsraten (Lufttemperatur 8 °C, Zulauftemperatur 5 °C, f=1, Parameterwerte aus Tab. 10 (Winterwerte) gewählt)

Tab. 90: Spezifische Teichanlagenparameter untersuchter Anlagen zur DENIKA-Berechnung

Teich-anlage	Anlagen-typ	Teich-an-zahl	Mittl. Teich-temp. [°C]	BSB _{5Zul.} [mg/l]	BSB _{5Abl.} [mg/l]	Angeschl. Einwohner [E]	Abwasser-anfall [l/(E·d)]	Gesamt-fläche [m ²]	Mittlere Teichtiefe [m]
Eickendorf	Unbel.	4	16,9	625	49	180	74	2.200	1,14
Böddensell	Unbel.	3	21,8	357	12,7	249	74	3.785	1,10
Mahlsdorf	Unbel.	3	20,4	189	7,9	300	94	3.000	1,40
Holdenstedt	Bel.	2	11,5	248	11,9	800	94	4.925	0,95
Tangeln	Bel.	2	15,5	473	4	393	83	3.780	0,79

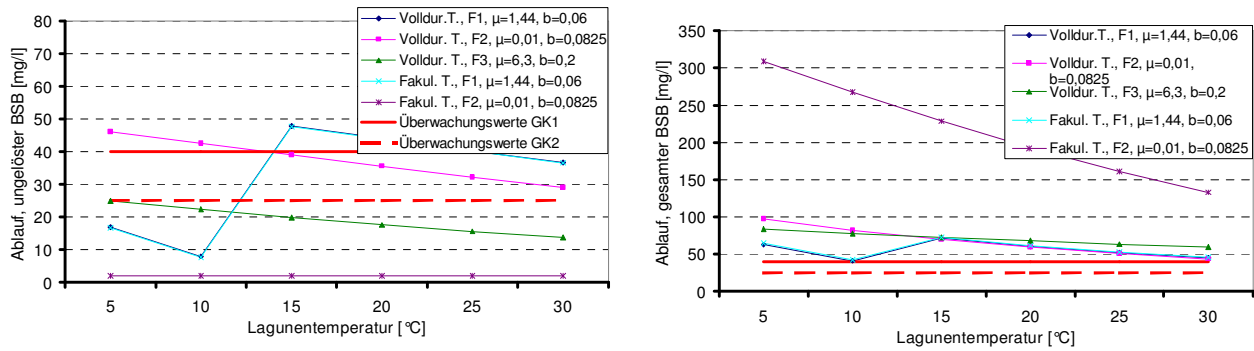


Bild 144: Ablaufergebnisse für **ungelöstes BSB**, (links) und **gesamten BSB** (rechts) [mg/l] in Abhängigkeit von der Lagunentemperatur (Parameterwerte aus Tab. 10 (Winterwerte) gewählt, für unbelüftete Lagune $\mu=0,01$ und $\Theta=1,072$)

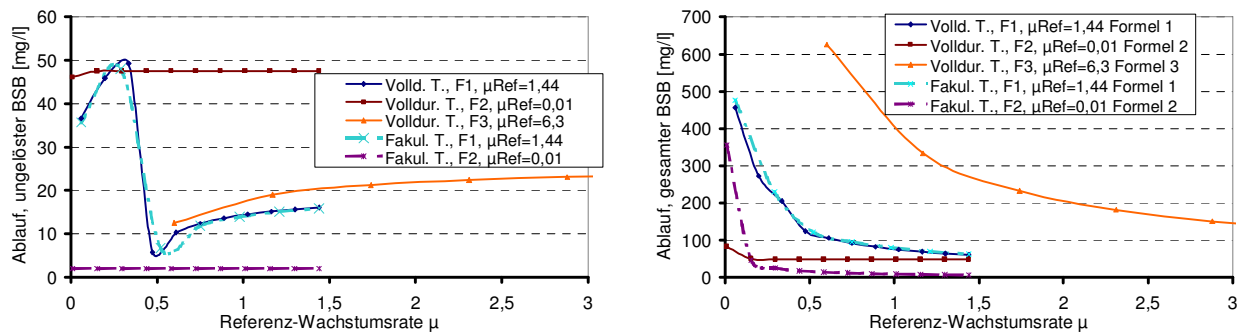


Bild 145: Ablaufergebnisse für **ungelöstes BSB**, (links) und **gesamten BSB** (rechts) [mg/l] in Abhängigkeit von der Referenzwachstumsrate μ (Lufttemperatur 8°C, Zulauftemperatur 5°C, $f=1$, Parameterwerte aus Tab. 10 (Winterwerte) gewählt, für unbelüftete Lagune $\Theta=1,072$)

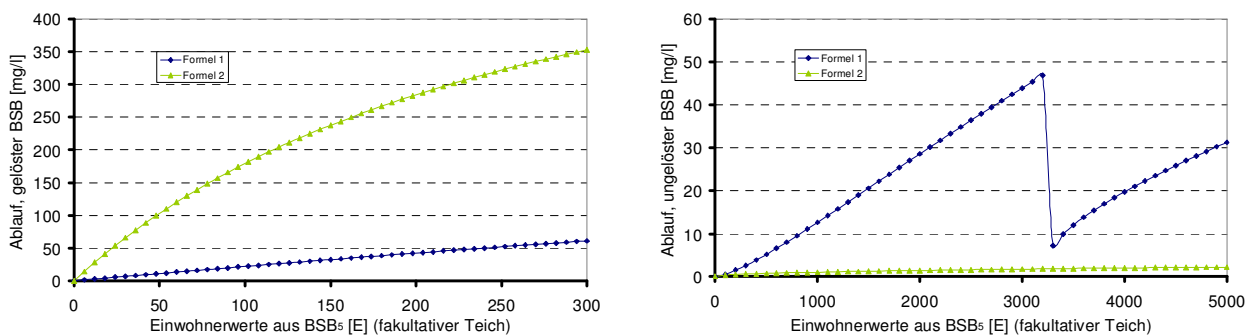


Bild 146: Ablaufergebnisse für **gelöstes BSB**, (links) und **ungelöstes BSB** (rechts) [mg/l] in Abhängigkeit von den Einwohnerwerten für fakultative Lagune (Lufttemperatur 8°C, Zulauftemperatur 5°C, $f=1$, Parameterwerte aus Tab. 10 (Winterwerte) gewählt)

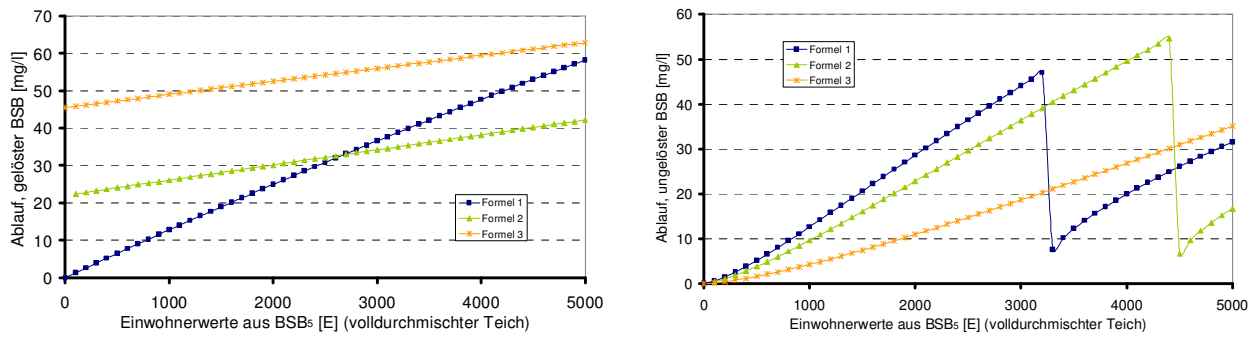


Bild 147: Ablaufergebnisse für **gelösten BSB**, (links) und **ungelösten BSB** (rechts) [mg/l] in Abhängigkeit von den Einwohnerwerten für volldurchmischte Lagune (Lufttemperatur 8°C, Zulauftemperatur 5°C, $f=1$, Parameterwerte aus Tab. 10 (Winterwerte) gewählt)