



UNIVERSITÄT ROSTOCK
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz



Institut für Kulturtechnik und Siedlungswasserwirtschaft

18059 Rostock; Satower Str. 48

Forschungsbericht

„Abwasserteichanlagen in Sachsen-Anhalt“

Projektleiter	Dr.-Ing. Matthias Barjenbruch
Projektbearbeiter	Dipl.-Ing. Claudia Erler

Rostock, im Januar 2003

Inhaltsverzeichnis

1	<u>Veranlassung</u>	3
2	<u>Abwasserteichanlagen in Sachsen-Anhalt</u>	4
	<u>2.1. Einsatz von Abwasserteichen</u>	4
	<u>2.2. Betriebsergebnisse aus den behördlichen Überwachungen</u>	5
3	<u>Herstellung einer algenfreien Probe</u>	8
	<u>3.1. Gesetzliche Vorgaben und praktische Handhabung</u>	8
	<u>3.2. Vergleich unterschiedlicher Methoden der Algenabtrennung</u>	9
4	<u>Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit ausgewählter Abwasserteichanlagen in Sachsen-Anhalt</u>	11
	<u>4.1. Kenndaten der Anlagen und Vorgehensweise</u>	11
	<u>4.1.1. Kenndaten</u>	11
	<u>4.1.2. Vorgehensweise</u>	12
	<u>4.2. Untersuchungsergebnisse</u>	12
	<u>4.2.1. Kläranlage Söllichau</u>	12
	<u>4.2.2. Kläranlage Heiligenthal</u>	20
	<u>4.2.3. Kläranlage Walbeck</u>	29
	<u>4.2.4. Kläranlage Warnstedt</u>	37
5	<u>Vergleichende Bewertung und Empfehlungen</u>	45
6	<u>Ergänzende Hinweise zum ATV-DVWK-A 201</u>	46
	<u>6.1. Ansätze zur Bemessung/Modellierung von Abwasserteichen</u>	46
	<u>6.2. Betrieb von Abwasserteichanlagen</u>	50
	<u>6.3. Optimierungsmöglichkeiten zur Verbesserung der Reinigungsleistung</u>	51
7	<u>Zusammenfassung und Ausblick</u>	52
8	<u>Literaturverzeichnis</u>	55

Anhang

1 Veranlassung

Generell werden in Deutschland Abwasserteichanlagen als naturnahe Verfahren der Abwasserreinigung in ländlichen Gebieten als sinnvolle, wirtschaftlich interessante Alternative zu technischen Reinigungsverfahren bis zu einer Anschlussgröße von 5.000 E eingesetzt. Weltweit findet dieses Low-Cost-Verfahren auch in größeren Anwendungen Einsatz. Die Jahrzehnte langen Erfahrungen zum Bau und Betrieb von Abwasserteichen sind in heute gültigen Regelwerken, wie *ATV-A 201 (1989)* und *EN 12 255-5 (1999)* zur „Abwasserbehandlung in Teichen“, enthalten. Abwasserteiche gelten allgemein als betriebssichere und stabile Abwasserreinigungsverfahren, mit denen bei sachgemäßer Bewirtschaftung sowie minimalem technischen und personellen Aufwand die gesetzlichen Anforderungen eingehalten werden können.

Im Bundesland Sachsen-Anhalt bestehen 76 Abwasserteichanlagen, die mittel- und langfristig betrieben werden. Zwei Drittel dieser Teiche sind laut der behördlichen Statistik schon länger als 10 Jahre in Betrieb. Insbesondere bei technisch belüfteten Abwasserteichanlagen wurden in letzter Zeit Probleme hinsichtlich der Einhaltung der Anforderungen gemäß Abwasserverordnung festgestellt. Die ungenügenden Ablaufwerte bzw. mangelnden Reinigungsleistungen sind nicht nur mit ortsspezifischen Besonderheiten begründbar, sondern können allgemeine systembezogene Ursachen haben (Einschätzung des AK „Kommunalabwasser“ des MRLU).

In verschiedenen neueren Untersuchungen an Abwasserteichanlagen zeigte sich in den letzten Jahren eine Häufung von Überschreitungen bei der Einhaltung der gesetzlich vorgeschriebenen Mindestanforderungen. Um die Ursachen näher zu quantifizieren, sollen im Rahmen dieses Projektes folgende Gesichtspunkte untersucht, analysiert und ausgewertet werden:

- Statistische Auswertungen und Darstellungen von Ergebnissen aus der behördlichen Überwachung und der Eigenüberwachung von Teichkläranlagen des Landes Sachsen-Anhalt;
- Tiefenuntersuchung und gezielte Charakterisierung von Ursachen für die schwankenden Reinigungsleistungen von vier ausgewählten Teichkläranlagen (KA Söllichau, KA Heiligenthal, KA Walbeck, KA Warnstedt)
- Entwicklung von Abhilfemaßnahmen (z.B. Sanierungskonzepte) und Aufstellung möglicher Handlungsanweisungen zu den genannten Teichkläranlagen
- Ergänzungen zur Bemessungs- und Betriebsrichtlinie des ATV A 201.

In diesem Abschlußbericht werden Ergebnisse der Recherche zur Bemessungs- und Betriebsrichtlinie ATV-A 201 dargestellt. Ergänzend werden aus der behördlichen und Eigenüberwachung Ergebnisse statistisch ausgewertet, zusätzlich der Einfluss der Analysemethoden auf die Herstellung algenfreier Proben dargestellt und Ergebnisse der Untersuchungen einzelner Anlagen zu betrieblichen Einflüssen auf die Reinigungsleistung vorgestellt.

2 Abwasserteichanlagen in Sachsen-Anhalt

2.1. Einsatz von Abwasserteichen

In Sachsen-Anhalt werden Abwasserteichanlagen bis zu einer Größe von ≤ 5.000 E eingesetzt. Laut Statistik werden mittel- und langfristig 76 Abwasserteichanlagen im Bundesland betrieben. Bei insgesamt 381 Kläranlagen (Stand Mai 2002) sind somit 20% der Kläranlagen Sachsen-Anhalts als Abwasserteichanlagen ausgeführt, an die aber nur ca. 1% der Einwohnerwerte angeschlossen sind. Dementsprechend stellen Abwasserteiche zwar einen Grossteil der Betriebs- und Einleitpunkte, repräsentieren aber eher eine unbedeutende zu behandelnde Fracht. Die relative und absolute Aufteilung in technisch belüftete (21 Anlagen) und natürlich belüfteten Teichanlagen (55 Stück) werden in Bild 1 den Größenklassen GK 1 und GK 2 zugeordnet.

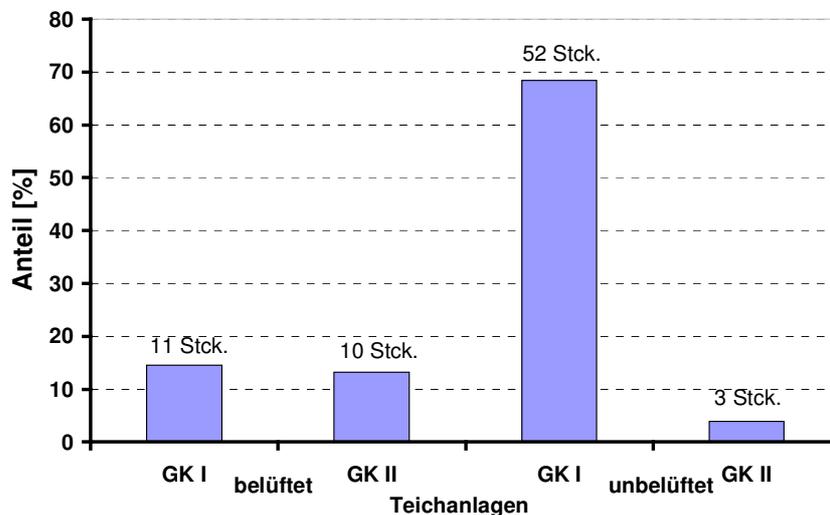


Bild 1: Abwasserteichanlagen in Sachsen-Anhalt, Einteilung nach Größenklassen

Die Abwasserteichanlagen Sachsen-Anhalts sind bezogen auf organische Belastung in Einwohnergleichwerten von 70 bis 4.700 E und mit einer hydraulischen Kapazität von 12 bis 1.060 m³/d ausgelegt. Unter Ansatz der Annahmen aus der behördlichen Statistik sind sie durchschnittlich zu 45% hydraulisch (7% Min. bis 118% Max.) und zu 86% bezogen auf die Einwohnergleichwerte (35% Min. bis 171% Max.) ausgelastet. Demnach sind einige Anlagen sogar überlastet, was zum Teil auf die Art der Berechnung zurückzuführen ist, da der „behördlichen Auslastung“ die maximale Jahresbelastung zu Grunde liegt. Der durchschnittliche spezifische Abwasseranfall beträgt 101 l/(E·d).

Nach Auswertung der behördlichen Statistik wurden zwei Drittel der technisch belüfteten Abwasserteichanlagen nach der ATV-A 201 bemessen. Nur 22% der natürlich belüfteten Abwasserteichanlagen sind nach einer Vorschrift (9 Anlagen nach der ATV-A 201 und 3 Anlagen nach der TGL) bemessen. Der überwiegende Teil der natürlich belüfteten Anlagen unterliegt nicht der Bemessung nach der ATV-A 201. Welche Grundlage für die Bemessung dieser Anlagen gewählt wurde, kann den Angaben der Spalte 23 der behördlichen Statistik nicht entnommen werden.

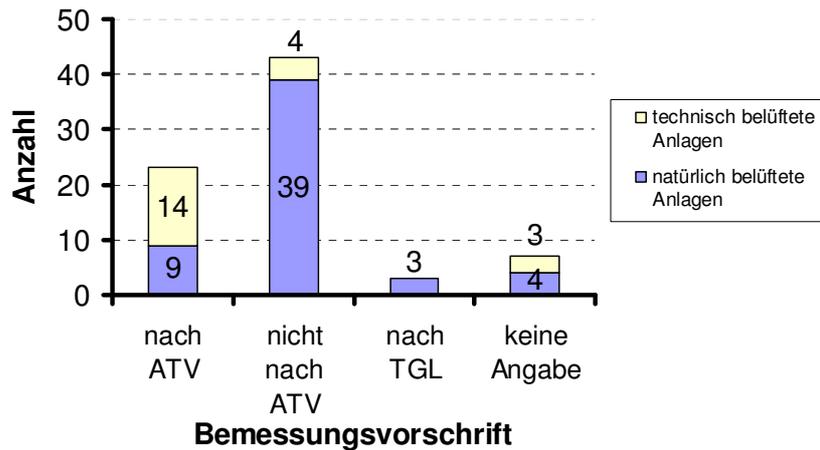


Bild 2: Abwasserteichanlagen in Sachsen-Anhalt, Einteilung nach Bemessungsvorschrift

2.2. Betriebsergebnisse aus den behördlichen Überwachungen

Die Auswertung der mittleren Ablaufwerte aus der behördlichen Überwachung von 2001 zeigt, 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 (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.
GK 1 bis 1.000 E	45 (n=39)	220 (n=39)	129 (n=37)	492 (n=36)	44 (n=10)	210 (n=10)	174 (n=9)	320 (n=9)
GK 2 bis 5.000 E	40 (n=3)	150 (n=2)	147 (n=3)	471 (n=2)	34 (n=11)	100 (n=9)	147 (n=11)	300 (n=9)

Bemerkung: n = Anzahl

Sowohl die natürlich als auch die technisch belüfteten Anlagen der GK 1 haben bei der Einhaltung der Überwachungswerte weniger Probleme als die der GK 2, wobei die natürlich belüfteten Anlagen im Mittel besser abschneiden. Die mittleren Ablaufwerte der Anlagen der GK 2 überschreiten die Überwachungswerte. Die maximale Werte der behördliche Überwachung überschreiten unabhängig von Größenklasse und Teichverfahren die Überwachungsparameter, was vor allem mit ortsspezifischen Ursachen begründet werden kann.

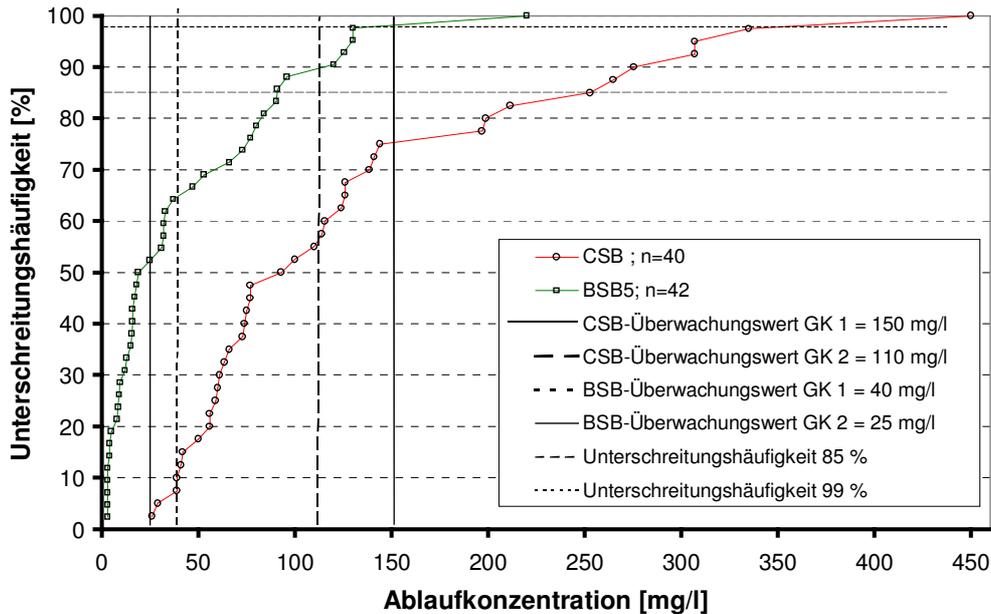


Bild 3: Unterschreitungshäufigkeit von BSB₅ und CSB der **natürlich belüfteten** Teichanlagen Sachsen-Anhalts aus den Mittelwerten der behördlichen Überwachung

Bei der Auswertung zur Unterschreitungshäufigkeit der Ablaufwerte der natürlich belüfteten Anlagen 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 3).

Bei den technisch belüfteten Anlagen liegen 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 4).

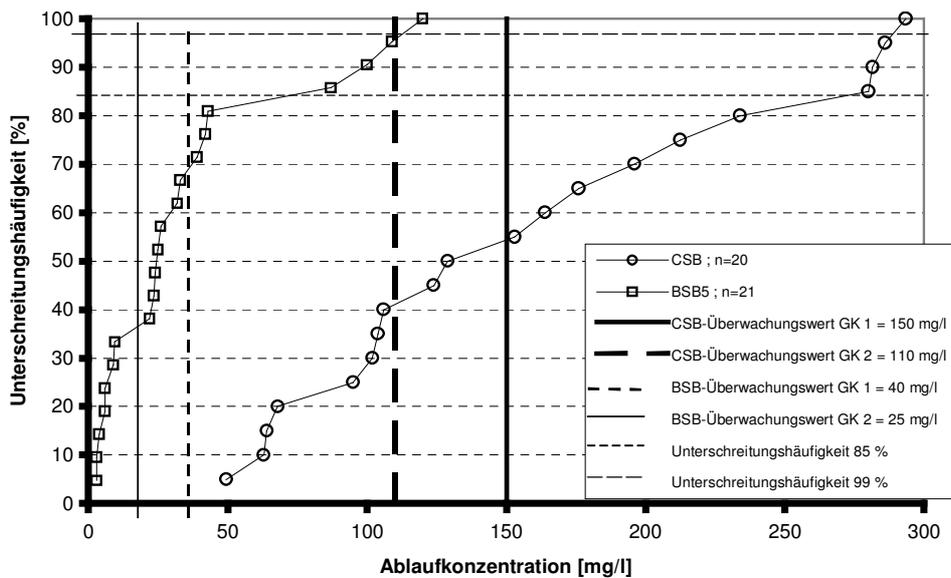


Bild 4: Unterschreitungshäufigkeit von BSB₅ und CSB der **technisch belüfteten** Teichanlagen Sachsen-Anhalts aus den Mittelwerten der behördlichen Überwachung

Die Ergebnisse 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.

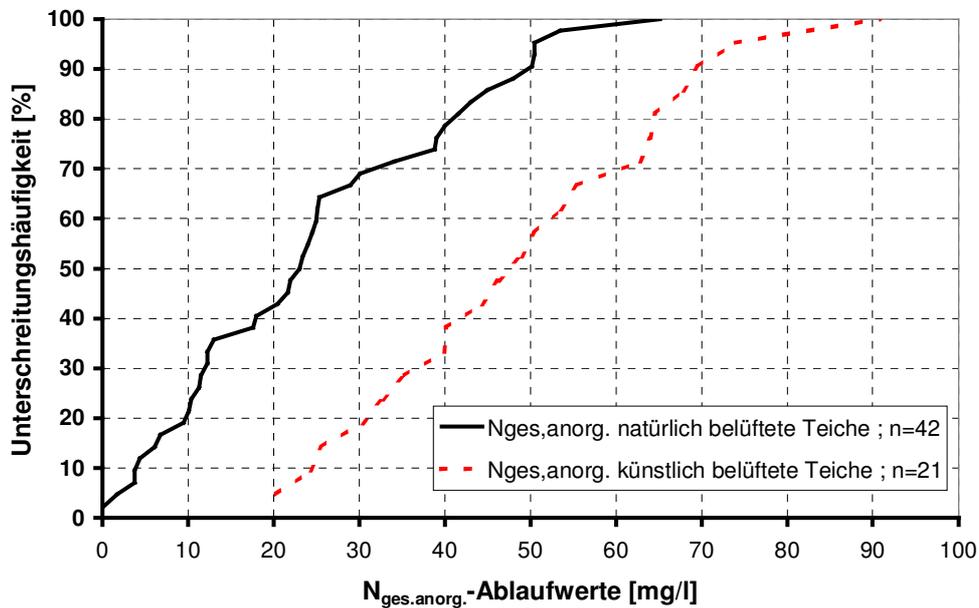


Bild 5: Unterschreitungshäufigkeit von N_{ges} der natürlich und technisch belüfteten Teichanlagen Sachsen-Anhalts aus den Mittelwerten der behördlichen Überwachung

Bild 5 zeigt, dass natürlich belüftete Anlagen bessere N_{ges} -Ablaufmittelwerte haben. In diesen Anlagen können sich Zonen ausbilden, die eine Denitrifikation begünstigen.

Auch die P_{ges} -Ablaufmittelwerte der natürlich belüfteten Anlagen fallen besser aus als die der technisch belüfteten Anlagen.

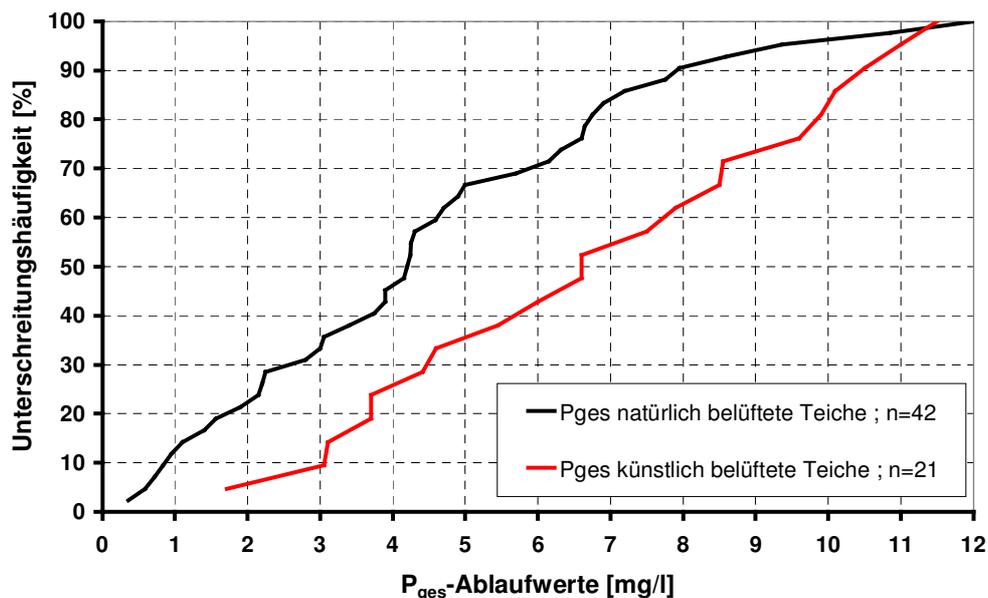


Bild 6: Unterschreitungshäufigkeit von P_{ges} der natürlich und technisch belüfteten Teichanlagen Sachsen-Anhalts aus den Mittelwerten der behördlichen Überwachung

Beim Vergleich der mittleren CSB- und BSB₅-Ablaufwerte in Abhängigkeit von der Art des Entwässerungssystems zeigt sich, dass die Ablaufwerte der an Mischsysteme angeschlossenen Anlagen im Mittel besser ausfallen als die an Trenn- bzw. modifizierten Systemen angeschlossenen Anlagen (Tab. 2).

Tab. 2: Vergleich mittlerer Ablaufwerte aus der behördlichen Überwachung 2001 in Abhängigkeit von der Art des Entwässerungssystems (aus filtrierten und unfiltrierten Proben)

Trennsystem (TS)		Mischsystem (MS)		TS und /MS Modifiziertes System	
BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]
44 (n=19)	163 (n=17)	36 (n=14)	107 (n=13)	38 (n=23)	115 (n=23)

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

Vergleichende Untersuchungen zu dieser Thematik sind auch an unbelüfteten Teichen 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 KA Unterschiede fest.

Die Auswertung der mittleren Ablaufwerte in Abhängigkeit der Vorreinigung hat ergeben, dass die Ablaufwerte von Anlagen, die zur Vorreinigung einen Rechen oder eine Schlammtasche besitzen, im Vergleich zu den mittleren Ablaufwerten der Anlagen mit Absetzbecken etwas besser ausfallen. Bei Anlagen mit Emscherbrunnen sind erhöhte BSB₅-Ablaufwerte festzustellen (Tab. 3). Aufgrund der Art der Probenahme und auch des unbekanntes Wartungszustandes der Vorstufen können allerdings keine hinreichend genauen Aussagen getroffen werden.

Tab. 3: Vergleich mittlerer Ablaufwerte aus der behördlichen Überwachung 2001 in Abhängigkeit von der Art der Vorklärung (aus filtrierten und unfiltrierten Proben)

Rechen		Absetzbecken		Schlammtasche		Emscherbrunnen	
BSB ₅	CSB	BSB ₅	CSB	BSB ₅	CSB	BSB ₅	CSB
18 (n=5)	104 (n=5)	48 (n=35)	148 (n=33)	22 (n=7)	119 (n=7)	34 (n=3)	120 (n=3)

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

Bemerkung: n = Anzahl

3 Herstellung einer algenfreien Probe

3.1. Gesetzliche Vorgaben und praktische Handhabung

Unter gewissen Verhältnissen kann es in Abwasserteichen zur massenhaften Entwicklung von Algen kommen. Diese werden bei der Analyse homogener Proben in den Summenparametern BSB₅ und CSB mit erfasst.

Da sich stoffwechselaktive Algen von der fäulnisfähigen organischen Verschmutzung unterscheiden, in dem sie z.B. bei Lichteinfluß sogar positiv zum Sauerstoffhaushalt der Gewässer beitragen können, ist laut ABWASSERVERORDNUNG (2002) bei Teichanlagen, die für eine Aufenthaltszeit ≥ 24 h bemessen sind und deren Proben durch Algen deutlich gefärbt sind, der CSB und BSB₅ von der algenfreien Probe zu bestimmen. Nach der EU-Richtlinie 91/271/EWG (1991) ist ebenfalls eine Algenabtrennung erlaubt, so lange die suspendierten Stoffe in der ungefilterten Ablaufprobe < 150 mg/l betragen.

Die EU-Vorschrift liefert zwar ein eindeutiges Kriterium für die Anwendung der Algenabtrennung, die Methode der Filtration scheint allerdings nicht vorgeschrieben. In der deutschen Richtlinie ist weder das Kriterium, ab wann Algen abgetrennt werden dürfen, noch die zu verwendende Methode der Algenseparation eindeutig geregelt. Daher wurde in einer Umfrage bei den zuständigen Landesämtern die in der behördlichen Überwachungspraxis verwendeten Kriterien, ab wann eine Probe als algengefärbt gilt und die zugehörigen Methode zur Abtrennung erhoben (Tab. 4). Es ergibt sich kein bundeseinheitliches Bild, so dass eine vergleichende Bewertung von Ablaufproben aus Teichanlagen nur sehr begrenzt möglich ist.

- In Schleswig-Holstein und Thüringen wird der Umgang mit der Ablaufprobe einheitlich über die Abwasserverordnung hinausgehende Anweisungen geregelt.
- In Schleswig-Holstein ist "die deutliche Färbung einer Probe" am Gehalt von abfiltrierbaren Stoffen (> 20 mg AFS/l) auszumachen.
- In Bayern erfolgt die Bestimmung der organischen Parameter grundsätzlich nach Filtration der Proben.

Tab. 4: Überblick der Handhabung der Algenabtrennung in den einzelnen Bundesländern

Bundesländer	Verwendete Algenabtrennung
Bayern, Baden-Württemberg, Schleswig-Holstein, Thüringen	Glasfaserfilter Nr. 6 von Schleicher und Schuell; Rückhaltevermögen $< 1\mu\text{m}$; Rückhalterate 99,97%
Niedersachsen	Zentrifugieren (4.500 U/min, ca. 20 min)
Rheinland-Pfalz	Visuelle Einstufung der Proben; Glasfaserfilter Nr. 8 Schleicher und Schuell; Rückhaltevermögen $\approx 3\mu\text{m}$; Rückhalterate 99%
Sachsen	keine Angaben über Einstufung der Proben; Membranfilter $1,6\mu\text{m}$ Porenweite (laut BSB ₅ -Bestimmung nach DIN EN 1899-1); auf dem deutschen Markt schwer erhältlich
Sachsen-Anhalt	Keine Angaben über Einstufung der Proben; Membranfilter $1,2\mu\text{m}$ Porenweite
Saarland	Visuelle Einstufung der Proben
Brandenburg, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen	keine einheitliche Regelung bzw. keine Angaben zur Algenabtrennung und verwendeten Filtern

3.2. Vergleich unterschiedlicher Methoden der Algenabtrennung

Um den Einfluss der verschiedenen Verfahren zur Algenabtrennung auf das Analyseergebnis zu ermitteln, wurde an Ablaufproben von vier Abwasserteichanlagen aus Mecklenburg-Vorpommern folgende Methoden untersucht:

- Membranfilter OE 67 der Porengröße 0,45 µm (Schleicher und Schuell)
- Membranfilter 11303 der Porengröße 1,2 µm (Firma Satorius)
- Glasfaserfilter Nr. 8 (Schleicher und Schuell)
- Glasfaserfilter Nr. 6 (Schleicher und Schuell)
- Glasfaserfilter Nr. 52 (Schleicher u. Schuell); (Rückhaltevermögen 1,5 µm; Rückhalterate 99,995%)

Zusätzlich wurden homogenisierte und an ausgewählten Anlagen zentrifugierte Proben untersucht.

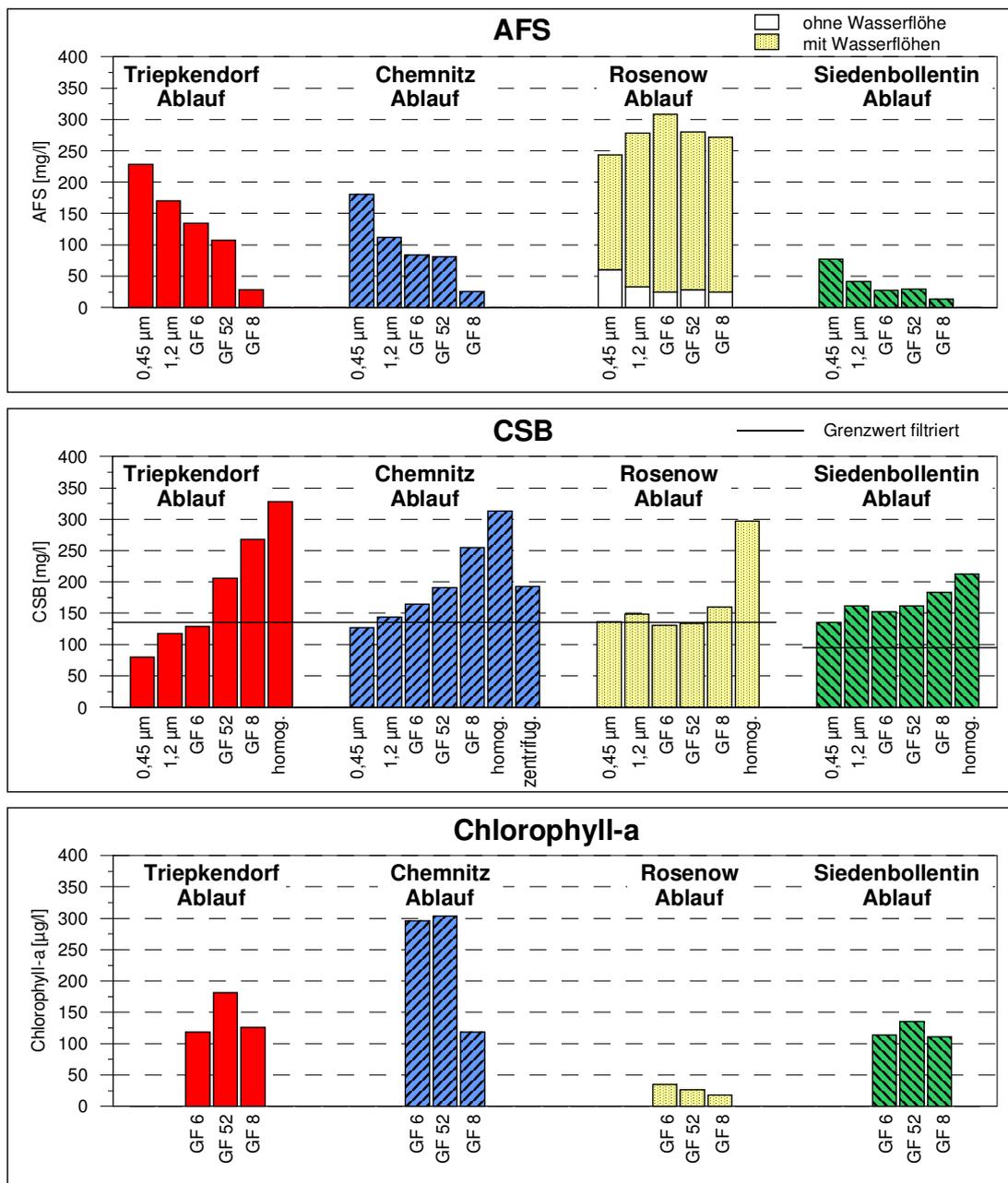


Bild 7 Vergleich der CSB, AFS und Chlorophyll-A-Gehalte bei Verwendung unterschiedlicher Methoden der Algenabtrennung /VOGEL (2002) verändert/

Auffällig ist das hohe Niveau des gelösten CSB in den Abläufen aller Teiche selbst nach Membranfiltration über $0,45\ \mu\text{m}$, was möglicherweise auf schwerabbaubare gelöste Substanzen hinweist. Die Entnahme der abfiltrierbaren Stoffe ergibt einen deutlichen Zusammenhang zur Porenweite der Filter. Mit kleiner werdender Porengröße bzw. Rückhalterate erhöht sich der Feststoffgehalt. Dieses spiegelt sich auch im CSB des Filtrats wider, der mit kleinerer Porenweite abnimmt. Die Bestimmungen des Chlorophyll-A deuten daraufhin, dass auch mit den "gröbereren" Filtern eine ausreichende Algenabtrennung bewirkt wird, so dass eventuell bei kleineren Öffnungsweiten auch partikulärer CSB organischen Ursprungs zurückgehalten wird.

Bei den verwendeten Glasfaserfiltern wurde jedoch auch eine Grünfärbung des Filtrats registriert, die zum Teil auf die Anwesenheit von Chlorobakterien zurückzuführen ist. Zur Verifikation wurden die Untersuchungen mit einer größeren Datenbasis für die GF 6 bzw. GF 52 wiederholt.

4 Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit ausgewählter Abwasserteichanlagen in Sachsen-Anhalt

4.1. Kenndaten der Anlagen und Vorgehensweise

4.1.1. Kenndaten

Im Rahmen des Projektes wurden vier Abwasserteichanlagen des Bundeslandes Sachsen-Anhalt auf ihre Leistungsfähigkeit untersucht. Es handelt sich um die Anlage Söllichau im Zuständigkeitsbereich des Regierungspräsidiums Dessau, die Anlage Warnstedt im Zuständigkeitsbereich des Regierungspräsidiums Magdeburg und die im Zuständigkeitsbereich des Regierungspräsidiums Halle befindlichen Anlagen Heiligenthal und Walbeck.

Alle Abwasserteichanlagen sind technisch belüftete und der Anschlussgröße nach der GK 2 zuzuordnen. In Tab. 5 sind wichtigsten Bemessungs- und Betriebsdaten zusammengestellt.

Tab. 5: Bemessungs- und Betriebsdaten der technisch belüfteten Abwasserteichanlagen Söllichau, Heiligenthal, Walbeck und Warnstedt

Parameter	Söllichau	Heiligenthal	Walbeck	Warnstedt
Baujahr	2001	1995	1993	1993
Ausbaugröße ¹⁾ [E]	1145	4700	3000	4700
z.Zt. angeschlossene Einwohner [E]	1020	4255	489	2775
Schmutzwassermenge ¹⁾ [m ³ /d]	275	1060	100	1000
Anzahl Teiche	3 + Absetzteich	2	4	4
Gesamtvolumen [m ³]	5.301	20.431	10.500	9.269
Vorteich	1.329	-	-	-
Teich 1	2.996	7.966	4.500	4.035
Teich 2	645	12.465	3.600	1.837
Teich 3	331	-	1.500	1.720
Teich 4	-	-	900	1.677
BSB ₅ -Raumbelastung ¹⁾ [g/(m ³ *d)]	23	35	40	48
Theoretische Aufenthaltszeit ¹⁾ [d]	19	19	105	9

¹⁾ Bemessungswert, bezogen auf Volumen des belüfteten Teiches (Teich 1); KA Warnstedt Teich 1 und 2
²⁾ Angabe aus der behördlichen Statistik, Spalte 36, Stand 12/2001 bzw. KA Walbeck: Eigenüberwachung 2000
³⁾ KA Walbeck hatte ursprünglich 2 belüftete Teiche, ursprüngliche Raumbelastung 22 g/(m³*d)

Bei den Anlagen ist für den CSB-Ablaufwert ein Überwachungswert von 110 mg/l und für den BSB₅-Ablaufwert ein Überwachungswert von 25 mg/l entsprechend der Festlegungen für Anlagen dieser Größenklassen einzuhalten. Die BSB₅-Raumbelastungen der Bemessung sind bezogen auf den heutigen Betrieb der Anlagen, bis auf die der KA Söllichau, größer als der in dem ATV-A 201 empfohlene Wert von <25 g/(m³·d). Die KA Heiligenthal und die KA Walbeck werden nur noch mit einem belüfteten Teich betrieben, deshalb sind die gegenwärtigen BSB₅-Raumbelastungen bei beiden Anlagen größer als ursprünglich geplant. Die KA Warnstedt ist mit der hohen BSB₅-Raumbelastung bemessen worden.

4.1.2. Vorgehensweise

Die Beurteilung der Leistungsfähigkeit der Anlagen basiert auf zur Verfügung gestellten Betriebsdaten aus der behördlichen Überwachung und den Eigenkontrollen der Betreiber sowie auf Ergebnissen eigener Messungen.

Auf der KA in Söllichau wurden am 15.10.02, in Heiligenthal am 16.10.02, in Walbeck am 23.10.02 und in Warnstedt am 24.10.02 Untersuchungen zur Sauerstoff- und Temperaturverteilung sowie zu den Durchströmungsverhältnissen und zur TS-Verteilung in den Teichen durchgeführt. Die Messpunkte im Teich wurden so festgelegt, dass die spezifischen Teichverhältnisse erfasst wurden. Zur Orientierung wurde mit Fluchtstangen ein „imaginäres“ Raster erzeugt.

Von einem Schlauchboot aus wurden mit einer Messsonde die Wassertemperatur, die Sauerstoffkonzentration und der pH-Wert, mit einem induktiven Strömungsmesser (flow mate) die Fließgeschwindigkeit sowie mit einer TS-Sonde der Trockensubstanzgehalt in drei Tiefen (in der Regel in 10 cm, 100 cm und 150 cm) bestimmt.

Während der Messungen in Söllichau wurde das Schlauchboot mit Hilfe von zwei Seilen zwischen zwei Uferstreifen in Position gehalten, in den anderen Orten durch Rudern bzw. Staken. Durch Windböen hervorgerufene Bewegungen des Bootes an den Tagen 23.10.02 und 24.10.02 ließen Fließgeschwindigkeitsmessungen in kleineren Messbereichen nur bedingt zu.

An den Untersuchungstagen wurden jeweils Stichproben aus den Zu- und Abläufen der Teichanlagen entnommen. Mit Hilfe von Küvettentests wurden von den Proben der CSB-Wert (homogenisiert und filtriert mit einem 0,45 µm Membranfilter), P_{ges.}, NH₄-N, NO₃-N bestimmt. Die Temperatur, die Sauerstoffkonzentration, der pH-Wert und der TS-Gehalt wurden an den Zu- und Abläufen der einzelnen Teiche gemessen.

4.2. Untersuchungsergebnisse

4.2.1. Kläranlage Söllichau

Die Abwasserteichanlage Söllichau ist eine sehr neue Anlage. Sie wurde 2001 in Betrieb genommen. Sie besteht aus 4 Teichen, einem Absetzbecken, einem belüfteten Teich, einem Nachklärteich und einem Schönungsteich, mit einem Gesamtvolumen von ~5.300 m³. Zur Grobstoffabscheidung ist ein Rechen vorgeschaltet. Zusätzlich wird eine Vorfällung betrieben. Eine schematische Darstellung ist Bild 8 zu entnehmen.

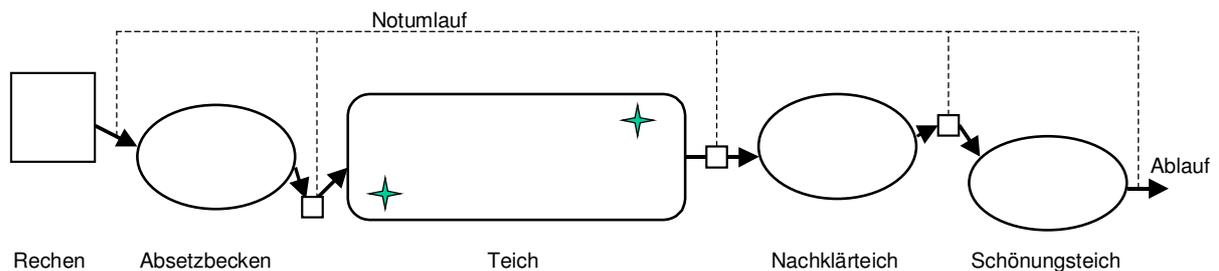


Bild 8: Schematische Darstellung der Abwasserteichanlage Söllichau

Die Ausbaugröße der KA Söllichau liegt bei 1.145 E. In der behördlichen Überwachung wird die Anzahl der angeschlossenen Einwohner mit 1.020 E und der Einwohnerwert mit 1.026 E angegeben (Spalte 36 und 37, Stand 12/2001). Die einwohnerbezogene Auslastung liegt damit bei ~90%. Als **Datengrundlagen** liegen zur Auswertung die Daten der Eigenkontrolle aus dem Jahr 2001 und die Daten der behördlichen Überwachung aus den Jahren 2001 und 2002 vor.

Zulaufbelastungen

In der behördlichen Statistik wird für das Jahr 2001 eine Jahresabwassermenge von 117.843 m³ angegeben. Damit liegt der tatsächliche Abwasseranfall von ~323 m³/d über dem Bemessungswert von 275 m³/d. Die Anlage ist mit einer durchschnittlichen Auslastung von ~117% hydraulisch überbelastet. Die theoretisch berechnete Aufenthaltszeit liegt demzufolge mit 16 Tagen unter dem sich aus der Bemessung ergebenden Wert von 19 Tagen. Die Tab. 6 zeigt die mittleren Zulaufkonzentrationen und Zulaufmengen für das Jahr 2001. Die Zulaufkonzentrationen sind als relativ „dünn“ einzustufen, was auf das vorhandene Mischsystem zurückzuführen ist.

Zwischen den in der behördlichen Statistik angegebenen Einwohnergleichwert von 1.026 E und dem mit der mittleren Zulaufmenge berechneten Einwohnergleichwert (Bild 9) von 460 E liegt eine hohe Diskrepanz. Die aus den errechneten mittleren Zulaufmengen errechneten mittleren Anlagenbelastungen liegen bei weitem unter dem in der behördlichen Statistik angegebenen Wert (Spalte 37).

Tab. 6 Mittlere Zulaufkonzentrationen und –mengen der Abwasserteichanlage Söllichau, 2001 (Stichproben der Eigenüberwachung, qualitative Mischproben)

Parameter	Zulaufkonzentration	Zulaufmengen
	[mg/l]	[kg/d]
BSB ₅	85	27
CSB	205	66
N _{ges}	59	19
P _{ges}	7,6	2,4

Die mit den Frachten aus Bild 8 berechneten Einwohnerwerte sind in Bild 9 dargestellt.

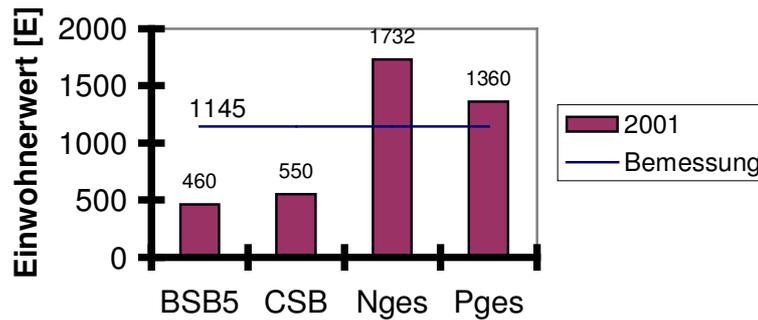


Bild 9: Mittlere Anlagenbelastung (Einwohnerwerte) der Abwasserteichanlage Söllichau

Daraus geht hervor, dass für die Anlage ein durchschnittlicher Auslastungsgrad beim BSB_5 von 40%, CSB von 48%, N_{ges} von 151% und P_{ges} von 119% erreicht wird. Der Mittelwert des tatsächlichen Auslastungsgrades ergibt zwar den Wert von ~90% und ist mit dem sich rechnerisch aus den angeschlossenen Einwohnern ergebenden von ~90% nahezu identisch, ist aber aufgrund der großen Differenz zwischen der organischen Belastung und der Stickstoff- bzw. Phosphorbelastung nicht sehr aussagekräftig. Die als maßgebend einzustufende organische Belastung ist weit aus geringer als die Stickstoff- bzw. Phosphorbelastung, was durch eventuelle Einträge aus dem landwirtschaftlichen Bereich verursacht werden könnte.

Die CSB- bzw. auch die BSB_5 -Belastung der Anlage ist verhältnismäßig gering. Das CSB/ BSB_5 -Verhältnis liegt durchschnittlich aber bei ca. 2,2. Damit kann mit einer guten biologischen Abbaubarkeit gerechnet werden.

Die mit der durchschnittlichen BSB_5 -Fracht (Tab. 6) berechnete Raumbelastung, bezogen auf das Volumen des belüfteten Teiches, beträgt lediglich $9 \text{ g } BSB_5 / (\text{m}^3 \cdot \text{d})$. Entsprechend der geringen Frachtbelastung der Anlage, befindet sich auch der Wert der Raumbelastung sowohl deutlich unter dem Bemessungswert von $23 \text{ g} / (\text{m}^3 \cdot \text{d})$ als auch unter dem im ATV-A 201 empfohlenen Wert von $25 \text{ g} / (\text{m}^3 \cdot \text{d})$.

Insgesamt sind die Zulaufkonzentrationen als niedrig einzustufen. Eine saisonale Abhängigkeit lässt sich aus den wenigen Zulaufwerten nicht erkennen.

Die pH-Werte des zufließenden Abwassers liegen zwischen 7,1 und 8,2. Mit einem Mittelwert von 7,4 bewegen sie sich in dem für Rohwasser üblichen Bereich von 6,5 bis 7,5.

Ablaufwerte und Reinigungsleistung

In Tab. 7 sind die mittleren Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Söllichau für die Jahre 2001 und 2002 aus den Daten der Eigenüberwachung und der behördlichen Überwachung angegeben. Für das Jahr 2002 lagen zu jedem Parameter nur maximal 2 Messwerte aus der behördlichen Überwachung vor.

Tab. 7: Mittlere Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Söllichau, 2001 und 2002 (Stichproben der Eigen- und behördlichen Überwachung, aus homogenisierten Proben)

Parameter	Ablaufkonzentrationen [mg/l]			Grenzwert
	2001 ¹⁾	2001 (behördliche Überwachung) ¹⁾	2002 (behördliche Überwachung) ¹⁾	
BSB ₅	22 (n=20)	6 (n=2)	9 (n=2)	25
CSB	50 (n=20)	50 (n=4)	51 (n=2)	110
NH ₄ -N	23 (n=21)	29 (n=4)	26 (n=2)	14
NO ₃ -N	1,1 (n=16)	0,9 (n=4)	0,6 (n=2)	
NO ₂ -N	0,7 (n=16)	0,2 (n=4)	0,2 (n=2)	
N _{anorg ges}	24 (n=16)	30 (n=4)	26 (n=2)	
P _{ges}	2,4 (n=20)	1,7 (n=4)	1,1 (n=2)	4
AFS	7 (n=14)	4 (n=2)	14 (n=1)	

¹⁾ qualifizierte Mischprobe aus der homogenisierten Probe

Die durchschnittlichen jährlichen Eliminationsleistungen für das Jahr 2001 betragen beim BSB₅ bei 74%, CSB 76%, N_{ges} 49% und P_{ges} 77%.

- BSB₅

In Hinblick auf die BSB₅-Ablaufwerte ist die Reinigungsleistung der Anlage nicht ausreichend. So wurden 2001 bei 8 von 20 Proben der Eigenüberwachung ein höherer Ablaufwert als der BSB₅-Grenzwert festgestellt (Bild 10). Gemäß der Darstellung wird der BSB₅-Überwachungswert 2001 in 60% der Fälle unterschritten. Im Jahresmittel wird der BSB₅-Grenzwert allerdings eingehalten (siehe Tab. 7. Die Stichproben der behördlichen Überwachung dagegen hielten den BSB₅-Grenzwert ein.

- CSB

Die Reinigungsleistung der Anlage in Bezug auf die CSB-Ablaufwerte kann als voll zufriedenstellend angesehen werden, da sowohl in den Eigenüberwachungen als auch bei der behördlichen Überwachung alle Stichproben den Überwachungswert von 110 mg/l einhielten.

- CSB/BSB₅-Verhältnis

Das CSB/BSB₅-Verhältnis im Ablauf unterliegt bei Werten zwischen 1,2 und 14,4 einer sehr hohen Schwankungsbreite. Die geringen Werte deuten möglicherweise zeitweise vorhandene Kurzschlussströmungen an.

- AFS

Die AFS-Gehalte des Ablaufes sind sehr niedrig mit Werten zwischen 5 mg/l und 9 mg/l (Daten der Eigenüberwachung). In beiden Jahren wurden jeweils im Juni die höchsten Werte von 13 mg/l bzw. 14 mg/l erreicht.

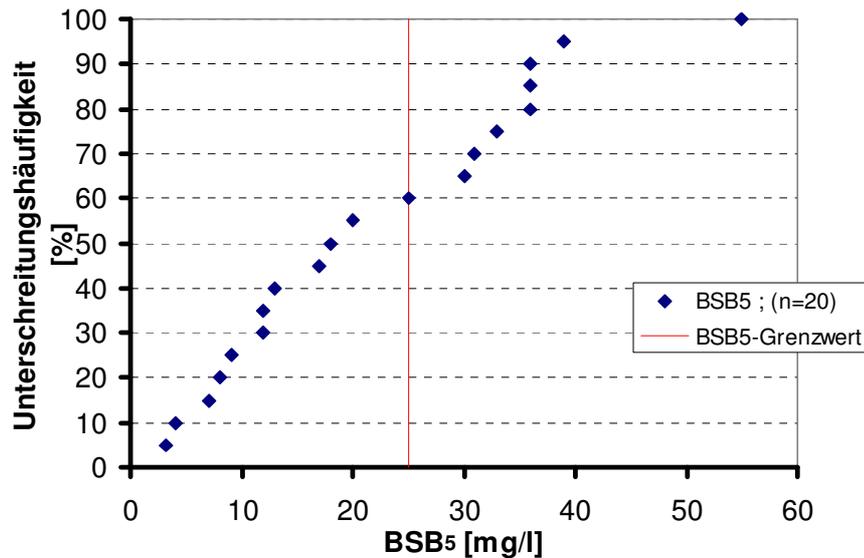


Bild 10: Unterschreitungshäufigkeit der BSB₅-Ablaufwerte der KA Söllichau, 2001

- Stickstoffparameter

Der durchschnittliche Jahresmittelwert der NH₄-N-Ablaufwerte im Jahr 2001 liegt mit 23 mg/l aus der Eigenüberwachung und rund 29 mg/l aus der behördlichen Überwachung weit über dem Überwachungswert von 14 mg/l. Nur in 3 von 21 Fällen wird der Überwachungswert bei den Eigenkontrollen eingehalten, d.h., in ca. 80% der Fälle wird der Überwachungswert überschritten. Bei der behördliche Überwachung wurde der Überwachungswert in allen Fälle überschritten. Die Darstellung der NH₄-N-Ablaufwerte in Abhängigkeit von der Temperatur im Bild 11 lässt eine Temperaturabhängigkeit während der Frühjahrs- und Herbstmonate erkennen. Im Sommer treten die geringsten NH₄-N-Ablaufwerte auf. Eine gezielte Nitrifikation kann mit der vorhandenen Verfahrenstechnik nicht erreicht werden.

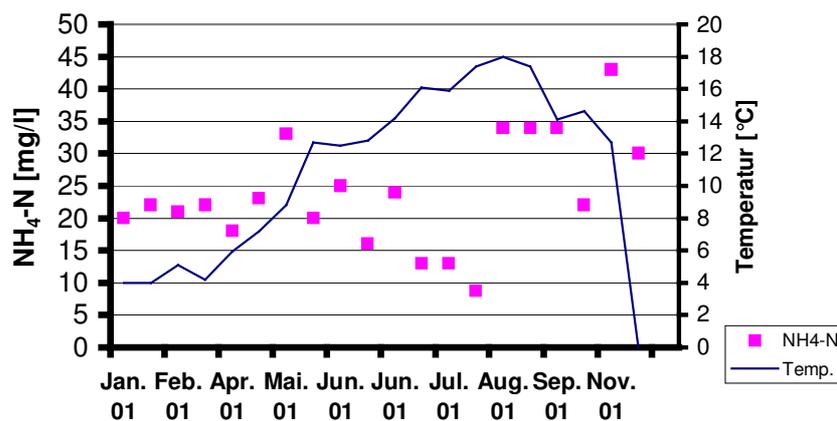


Bild 11: NH₄-N-Ablaufwerte in Abhängigkeit der Temperatur, Kläranlage Söllichau, 2001

Sowohl die Nitrit- als auch die Nitratwerte sind mit Jahresdurchschnittswerten von 0,7 NO₂-N mg/l bzw. 1,1 mg NO₃-N/l gering.

Die Eliminationsleistung für $N_{ges.}$ ist mit 49% für Abwasserteiche üblich allerdings nicht ausreichend. Eine Abhängigkeit von der Jahreszeit ist außer bei der Nitrifikation nicht eindeutig erkennbar (s. Anhang).

- $P_{ges.}$

Der Jahresmittelwert der $P_{ges.}$ -Ablaufkonzentrationen lag im Jahr 2001 bei 2,4 mg/l. In allen Fällen der behördlichen und der Eigenüberwachung wurde der Überwachungswert von 4 mg/l eingehalten. Zur Phosphatfällung werden 0,35 l/h Fe-III-Chlorid dem Zulauf nach dem Rechen zugegeben. Der Fällschlamm kann sich damit schon im Absetzteich absetzen.

- pH-Wert

Die pH-Werte schwanken im Jahr 2001 zwischen 6,8 und 7,6 und liegen damit teilweise unter dem üblichen Wertebereich von 7,5 bis 8,5.

Ergebnisse der Vor-Ort-Untersuchung vom 15.10.2002

Am Untersuchungstag war es bewölkt. Die Lufttemperatur betrug ca. 10°C und es war nahezu windstill.

In den Untersuchungen im Rahmen des Projektes wurden die Zu- und Ablaufparameter von der gesamten Anlage bestimmt. Im Ablauf liegt die Hälfte des CSB noch in gelöster Form vor, allerdings auf akzeptablen Niveau. Der Umfang der Nitrifikation ist relativ gering, wobei die Denitrifikation eine respektable Leistung zeigt.

Tab. 8: Messergebnisse vom Zu- und Ablauf der Abwasserteichanlage Söllichau (Stichprobe vom 15.10.2002)

Messstelle	CSB _{unfilt.}	CSB _{filt.}	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges.}	TS-Konz.
Zulauf [mg/l]	498	173	57	1,7	8,6	142
Ablauf [mg/l]	72	31	32	0,3	3	5
Wirkungsgrad [%]	86	82	44	82	65	96

Filtration mit 0,45 µm Membranfilter

Von jedem Teich wurden zusätzlich im Ablauf die Temperatur die Sauerstoffkonzentration der pH-Wert und der TS-Gehalt gemessen. Die niedrigen TS-Gehalte werden bestätigt.

Tab. 9: Messwerte vom Zu- und Ablauf der Teiche der Anlage Söllichau am 15.10.2002

Meßstelle	Temperatur [°C]	O ₂ -Gehalt [mg/l]	pH-Wert	TS-Gehalt [mg/l]
Zulauf	13,5	2,4	7,6	142
Absetzteich	11,6	0,3	7,4	52
Belüfteter Teich	8,8	5,1	7,7	11
Nachklärteich	8,4	2	7,6	6
Schönungsteich/Ablauf	7,8	2,2	7,6	5

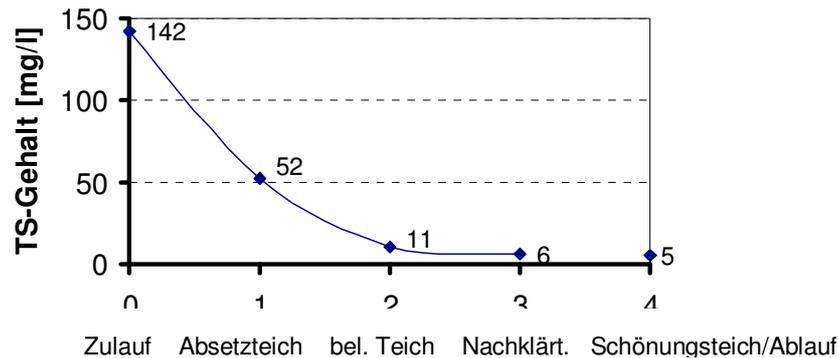


Bild 12: Verlauf des TS-Gehaltes vom Zulauf zum Ablauf der Abwasserteichanlage Söllichau

Bewertung der Sauerstoffverteilung

Im Bild 14 sind die Sauerstoffkonzentrationen zusammengestellt, die in den Zu- und Abläufen der einzelnen Teiche der Anlage Söllichau gemessen wurden.

Die Sauerstoffkonzentration im vorgeschalteten Absetzteich von 0,3 mg/l weist auf nahezu anaerobe Bedingungen hin.

Bei der Flächen- und Profilmessung im belüfteten Teich zeigen sich verhältnismäßig hohe Sauerstoffkonzentrationen zwischen 5,4 mg/l bis 7,1 mg/l und im Ablauf des Teiches 5,1 mg/l. In der Regel reichen für den aeroben Stoffabbau Sauerstoffgehalte zwischen 2 mg/l bis 3 mg/l aus. Im Anhang ist die Sauerstoffverteilung in unterschiedlichen Tiefen dargestellt. Es lässt sich erkennen, dass der Belüfter im vorderen Bereich einen erheblichen Anteil am Sauerstoffeintrag hat. Der Sauerstoffeintrag des zweiten Belüfters fällt, obwohl es sich um den gleichen Belüftertyp handelt, geringer aus. Die Differenzen der Sauerstoffkonzentrationen zwischen den einzelnen Tiefenmessungen, bis in eine Tiefe von 2 m (nicht dargestellt), sind relativ gering, so dass von einer guten Durchmischung des Wasserkörpers durch die Belüfter ausgegangen werden kann.

In Tab. 10 ist für den belüfteten Teich die vorhandene und die erforderliche Leistungsdichte, der Sauerstoffbedarf, der sich aus der mittleren BSB₅-Fracht des Jahres 2002 ergibt, sowie der Sauerstoffeintrag der Belüfter für eine Stunde Laufzeit aufgeführt. Die Belüfter werden insgesamt 11 Stunden am Tag zugeschaltet. Die gemessenen Sauerstoffwerte zeigen, dass der Sauerstoffeintrag der Belüfter ausreicht.

Tab. 10: Kennzahlen der Belüftung, Abwasserteichanlage Söllichau

	Einheit	Belüfteter Teich	
Vorh. Leistungsdichte	[W/m ³]	2,0	
Erford. Leistungsdichte ¹⁾	[W/m ³]	1 - 3	
Mittlerer O ₂ -Bedarf [1,5 kgO ₂ /kg BSB ₅] ¹⁾	[kgO ₂ /h]	1,7	4,3 (Bemessung) ²⁾
O ₂ -Eintrag ³⁾	[kgO ₂ /h]	2,5	
¹⁾ nach ATV-A 201 (1989), bezogen auf BSB ₅ -Zulauftracht von 2001			
²⁾ berechnet aus Bemessungsparametern			
³⁾ O ₂ -Ertrag der Wendelbelüfter: 0,9 kgO ₂ /kWh Herstellerangaben, bei 11 h Laufzeit pro Tag			

Nur in der Nähe des Ablaufes des belüfteten Teiches wurde eine sehr geringe, kleinflächige Schlammschicht von 10 cm bis 30 cm Dicke gemessen, so dass davon ausgegangen werden kann, dass der akkumulierte Schlamm zur Zeit keine wesentliche Sauerstoffzehrung hervorruft. Dieses sollte zukünftig weiter beobachtet werden.

Die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen des Nachklärteiches sowie des Schönungsteiches liegen mit 2,0 mg/l bzw. 2,2 mg/l in einem für die Biomasse günstigen Bereich.

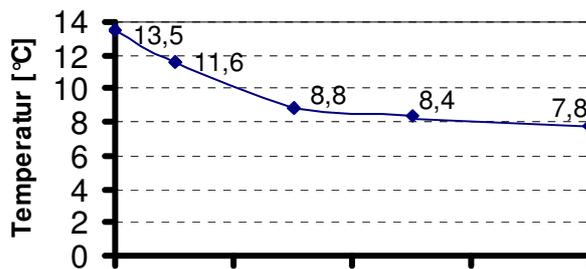
Durchströmungsverhalten

Für die Darstellung der Fließgeschwindigkeit wurden die gemessenen Werte aus den Tiefen 10 cm, 50 cm und 100 cm gemittelt. Das Durchströmungsverhalten in den verschiedenen Tiefen war das selbe. Die Fließgeschwindigkeiten waren im mittleren Bereich kleiner als im Randbereich.

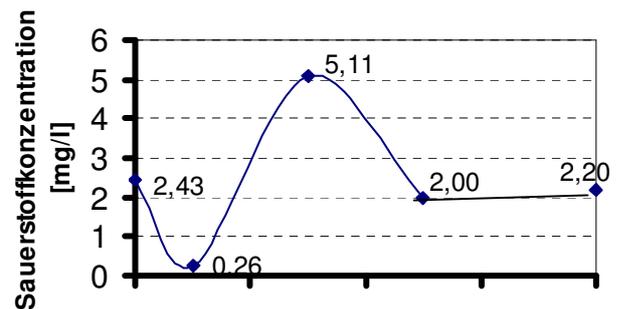
Bewertung der Temperaturverteilung

Die Temperaturmessung der Teiche der Abwasserteichanlage Söllichau erfolgte jeweils im Zulauf und im Ablauf der Teiche.

Zusätzlich erfolgte eine Flächen- und Profilmessung im belüfteten Teich der Anlage. Wie durch die jahreszeitliche bedingte Auskühlung zu erwarten war, ergaben die Messungen eine stetige Temperaturabnahme zwischen den Teichen.



Zul. Absetzt. Bel. Teich Nachklärt. Schönt. Abl.



Zul. Absetzt. Bel. Teich Nachklärt. Schönt. Abl.

Bild 13: Temperaturverlauf, Abwasserteichanlage Söllichau, 15.10.2002

Bild 14 Sauerstoffkonzentration, Abwasserteichanlage Söllichau, 15.10.2002

Die Flächen- und Profilmessungen im belüfteten Teich zeigten eine homogene Temperaturverteilung, was eine gute Durchmischung des gesamten Wasserkörpers andeutet. Die Messwerte lagen zwischen 8,7 °C und 8,8 °C.

Zusammenfassung und Optimierungsvorschläge

Die Abwasserteichanlage Söllichau ist eine relativ neue Anlage. Die Auslastung hinsichtlich der organischen Schmutzfracht beträgt lediglich ca. 40%, hydraulisch hingegen 117%. Die relativ geringe organische Verschmutzung erscheint etwas unrealistisch im Vergleich zur Abwassermenge und sollte in weiteren Untersuchungen zur Zulaufmenge und den vorhandenen Anschlusswerten überprüft werden. Die Überwachungswerte der einzelnen Parameter wurden bei der behördlichen Überwachung eingehalten. Bei den Eigenkontrollen hingegen lagen die Ergebnisse beim BSB₅-Ablaufwert in ~40% der Fälle höher als der Überwachungswert. Auffallend ist die große Anzahl an Überschreitungen des NH₄-N-Ablaufwertes (~80% der Fälle).

Hier sei angemerkt, dass mit Abwasserteichen keine gezielte Nitrifikation erlangt werden kann. Die durchschnittlichen Eliminationsleistungen für das Jahr 2001 fallen mit 74% beim BSB_5 , 76% beim CSB, 49% beim N_{ges} und 77% beim P_{ges} relativ niedrig aus. In den eigenen Messungen wurden höhere Eliminationsraten bestimmt, wobei ein großer Anteil partikulärer CSB auffiel. Ebenfalls war eine teilweise Denitrifikation zu verzeichnen. Die Nitrifikation verlief allerdings unvollständig.

Das beobachtete verstärkte Vorkommen von Wasserlinsen im Nachklär- und Schönungsteich kann zu Beeinträchtigungen des natürlichen Sauerstoffeintrags in die Teiche, einer verminderten Sonneneinstrahlung und zur Verschlechterung des Stoffaustausches im Wasserkörper führen. Hierdurch können anaerobe Zustände und Rücklöseprozesse induziert werden, was eine Verminderung der Reinigungsleistung bewirkt. Das Nährstoffangebot und eine windgeschützte Lage begünstigen die Entwicklung von Wasserlinsen.

- Für eine gezielte Nitrifikation sollte eine technische Stufe nach- oder zwischengeschaltet werden (Festbett oder Tropfkörper); evtl ist auch ein vertikal durchströmtes Pflanzenbeet geeignet.
- Zur Vermeidung von erhöhten BSB_5 -Werten sollten die Wasserlinsen regelmäßig während der Vegetationsperiode aus den Teichen entfernt werden.
- Eine weitere Überprüfung der Zulaufbelastung erscheint aufgrund der ungewöhnlich hohen Nährstoffbelastung ratsam.

4.2.2. Kläranlage Heiligenthal

Die Abwasserteichanlage Heiligenthal ist eine ältere Anlage. Ursprünglich dienten 8 Teiche zur Reinigung des Abwassers einer Zuckerfabrik. 1995 wurde sie in ihrer heutigen Form in Betrieb genommen. Die heutige Anlage besteht aus 2 Teichen mit einem Gesamtvolumen von $\sim 20.430 \text{ m}^3$ und zur Grobstoffabscheidung wurden ein Rechen und ein Schlammabsetzbecken vorgeschaltet. Ebenfalls wird eine Vorfällung betrieben. Dem Schlammabsetzbecken werden jede Woche $\sim 13 \text{ m}^3$ Schlamm entnommen. Im Zulaufbereich ist zusätzlich ein Schwimmschlammfang angebracht. Eine schematische Darstellung zeigt Bild 15.

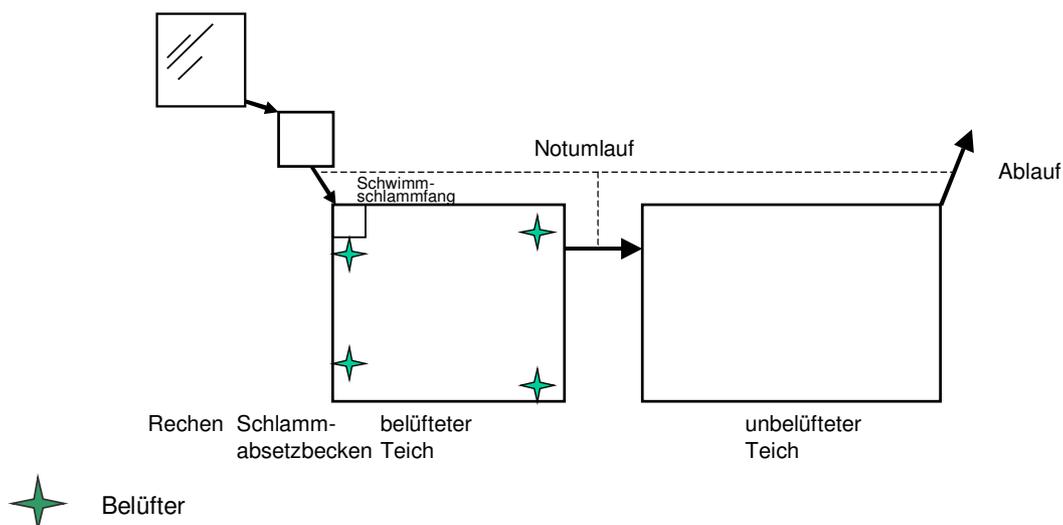


Bild 15 Schematische Darstellung der Abwasserteichanlage Heiligenthal

Die Bemessungsgröße liegt bei 4.700 E. Die Anzahl der angeschlossenen Einwohner wird mit 4.255 E und der Einwohnerwert mit 4.433 E (Behördliche Statistik, Spalte 36 und 37, Stand 12/2001) angegeben. Die Auslastung beträgt somit bei ~90%. Als **Datengrundlagen** liegen zur Auswertung die Daten der Eigenkontrolle aus den Jahren 1999, 2001 und 2002 sowie die Daten der behördlichen Überwachung aus den Jahren 1999 und 2001 vor.

Zulaufbelastungen

Für das Jahr 2001 ist eine Jahresabwassermenge von 113.185 m³ (behördliche Statistik) ermittelt worden. Damit liegt der tatsächliche Abwasseranfall für 2001 von ~310 m³/d deutlich unter dem Bemessungswert von 1.060 m³/d, der 1999 mit 283 m³/d (Mittelwert der Eigenüberwachung) noch geringer ausfiel. Somit ist die Anlage mit einer durchschnittlichen hydraulischen Auslastung von ~29% (im Jahr 2001) stark unterbelastet. Die theoretisch berechnete Aufenthaltszeit liegt demzufolge mit 66 Tagen deutlich über dem sich aus der Bemessung ergebenden Wert von 19 Tagen. Die Tab. 11 zeigt die mittleren Zulaufkonzentrationen für die Jahre 1999, 2001 und 2002. Die Zulaufkonzentrationen sind als hoch einzustufen, was auf das Trennsystem und den geringen spezifischen Abwasseranfall (56 l/(E·d)) zurückgeführt werden kann.

Die aus den mittleren Zulauffrachten errechneten Einwohnergleichwerte (s. Bild 16) sind mit 3.462 E bezogen auf den BSB₅ im Jahr 2002 kleiner als der in der behördlichen Statistik (Spalte 37) angegebene Einwohnergleichwert von 4.433 E. Die organische Auslastung beträgt somit immer Mittel nur 78%.

Tab. 11: Mittlere Zulaufkonzentrationen und –frachten der Abwasserteichanlage Heiligenthal

Parameter	Zulaufkonzentration [mg/l]			Zulauffrachten [kg/d]		
	1999	2001	2002	1999	2001	2002
BSB ₅	245	383	670	70	119	208
CSB	854	824	956	243	252	296
NH ₄ -N		104	106		32	33
P _{ges}		19	20		5,9	6,2

Bemerkung: Für die Berechnung der Frachten 2002 wurde der mittlere Tagesdurchfluss von 2001 verwendet., da für 2002 kein Wert vorliegt. Für N_{ges} liegen nur die Werte von NH₄-N vor. homogenisierte Proben für CSB- und BSB₅-Bestimmung, ansonsten Faltenfilter 614-1/4.

Die mit den Frachten aus Tab. 11 berechneten Einwohnerwerte sind in Bild 16 dargestellt.

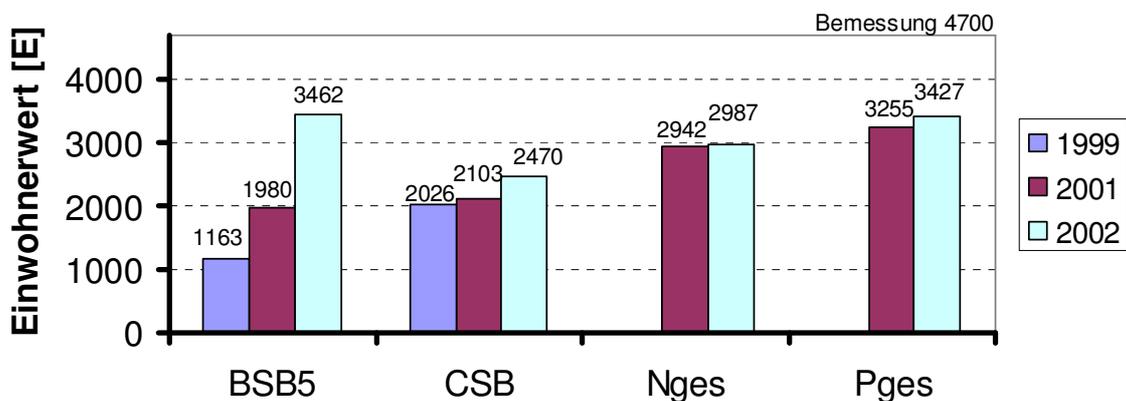


Bild 16: Mittlere Anlagenbelastung (Einwohnerwerte) der Abwasserteichanlage Heiligenthal

Tab. 12 Durchschnittlicher Auslastungsgrad der Abwasserteichanlage Heiligenthal (Daten aus der Eigenüberwachung)

Parameter	Auslastungsgrad		
	1999	2001	2002
BSB ₅	25%	42%	74%
CSB	43%	45%	53%
N	-	63%	64%
P	-	69%	73%
Mittelwert	34%	55%	66%

Bemerkung: Zeitraum für 2002 bis Oktober

Sowohl aus Bild 16 als auch Tab. 12 geht hervor, dass die Anlage, bezogen auf den bei der Bemessung angenommenen Einwohnerwert, Kapazitätsreserven aufweist. Der durchschnittliche Auslastungsgrad der Anlage ist mit den Jahren kontinuierlich angestiegen. Beim Vergleich des Mittelwertes des tatsächlichen Auslastungsgrades (66%) mit dem sich rechnerisch aus den angeschlossenen Einwohnern ergebenden liegt die tatsächliche Auslastung noch unter der errechneten von ~90%. Auffallend ist die hohe BSB₅-Belastung im Jahr 2002. Das CSB/BSB₅-Verhältnis hat entsprechend abgenommen (Tab. 13). Die Qualität des Abwassers muss sich zwischen 1999 und 2001 / 2002 geändert haben. Das CSB/BSB₅-Verhältnis entspricht heute dem für kommunales Abwasser üblichen Verhältnis. Entsprechend günstig fallen aus die C/N- und C/P-Verhältnisse aus.

 Tab. 13: Durchschnittliche CSB/BSB₅-Verhältnisse im Zulauf zur Anlage Heiligenthal

	1999	2001	2002
CSB/BSB ₅	4,4 (2,1 – 11,2)	2,3 (1,4 – 4,6)	1,6 (1,1 – 3,9)

Bemerkung: Zeitraum für 2002 bis Oktober

Die mit den durchschnittlichen BSB₅-Frachten (Tab. 11) berechneten Raumbelastungen, bezogen auf das Volumen des belüfteten Teiches, sind in Tab. 16 enthalten. Entsprechend der gestiegenen Frachtbelastung der Anlage hat auch die Raumbelastung zugenommen, liegt aber unter dem Bemessungswert von 35 g/(m³·d). Im Jahr 2002 ist die BSB₅-Raumbelastung mit 26 g/(m³·d) größer als der im ATV-A 201 empfohlenen Wert von 25 g/(m³·d). Der Bemessungswert, der allerdings nur für einen „Übergangsbetrieb“ gewählt wurde liegt ebenfalls über dem empfohlenen Wert.

Tab. 14 Durchschnittliche BSB₅-Raumbelastung der Abwasserteichanlage Heiligenthal

	Bemessung	1999	2001	2002
Raumbelastung [g/(m ³ ·d)]	35	9	15	26

Bemerkung: Zeitraum für 2002 bis Oktober

Für die Auswertung der pH-Werte des Zulaufes liegen nur Angaben für das Jahr 2001 vor. Die pH-Werte des zufließenden Abwassers lagen in jenem Jahr zwischen 7,3 und 8,5. Mit einem Mittelwert von 7,9 liegen sie über dem für Rohwasser üblichen Bereich von 6,5 bis 7,5.

Ablaufwerte und Reinigungsleistung

In Tab. 15 sind die mittleren Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Heiligenthal für die Jahre 1999, 2001 und 2002 aus den Daten der Eigenüberwachung und für 1999, 2000 und 2001 aus den Daten der behördlichen Überwachung angegeben.

 Tab. 15: Mittlere Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Heiligenthal, 1999 bis Oktober 2002 (homogenisierte Proben für CSB- und BSB₅, ansonsten Faltenfilter 614-1/4)

Parameter	Ablaufkonzentrationen [mg/l]				Ü-Wert
	1999 ¹⁾	2000 ²⁾	2001 ¹⁾	2002 ³⁾	
BSB ₅	30 (n=16)	34 (n=4)	43 (n=16)	67 (n=17)	25
CSB	162 (n=16)	171 (n=4)	197 (n=16)	253 (n=36)	110
NH ₄ -N	34 (n=15)	67 (n=4)	64 (n=16)	69 (n=37)	
NO ₃ -N	0,5 (n=15)	4,5 (n=4)	1,3 (n=16)	1,4 (n=37)	
NO ₂ -N	4,2 (n=4)	1,5 (n=4)	1,4 (n=16)	0,3 (n=37)	
N _{anorg ges}	36 (n=16)	73 (n=4)	67 (n=16)	70 (n=37)	90
P _{ges}	7,6 (n=16)	10,2 (n=4)	10,3 (n=16)	10,1 (n=36)	15

1) Werte aus Eigen- und behördlicher Überwachung
 2) Werte aus behördlicher Überwachung
 3) Werte aus Eigenüberwachung

Die für die Überwachung relevanten Parameter werden sogar im Mittel nicht eingehalten. Auffällig sind die hohen durchschnittlichen Nitrit-Ablaufkonzentrationen.

Die mittleren jährlichen Eliminationsleistungen haben beim BSB₅-Abbau vom Jahr 1999 zum Jahr 2002 leicht zugenommen und sind als relativ gut einzustufen. Die CSB-Elimination hat vom Jahr 1999 bis zum Jahr 2001 leicht abgenommen und liegt zur Zeit bei rund 72%. Die P_{ges}-Elimination vom Jahr 2002 liegt nur leicht unter der aus dem Jahr 2001. Für N_{ges} liegen keine Zulaufwerte vor, deshalb erfolgte hierzu keine Berechnung der Eliminationsleistung.

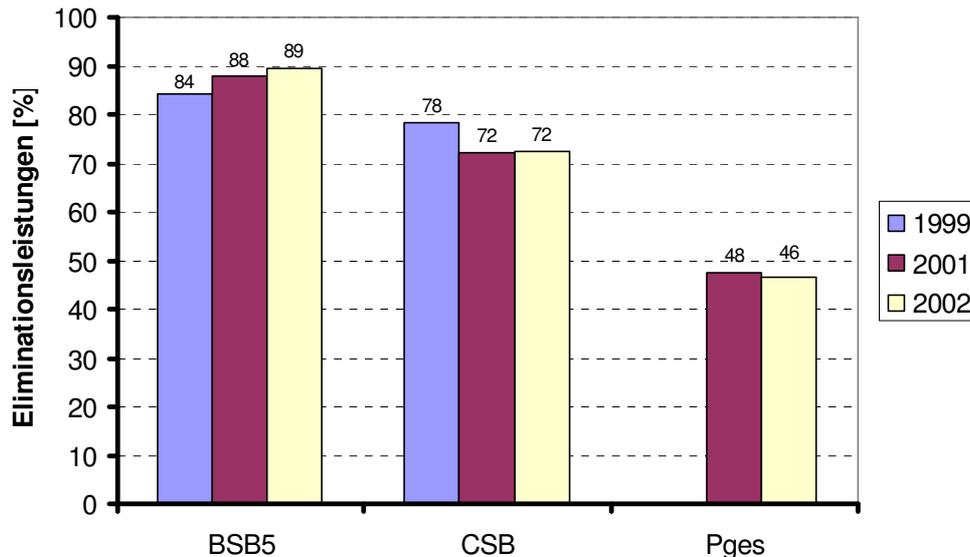


Bild 17: Eliminationsleistungen der Anlage Heiligenthal in den Jahren 1999, 2001 und 2002

- BSB₅

In Hinblick auf die BSB₅-Ablaufwerte ist die Reinigungsleistung der Anlage ungenügend. 1999 hielten bei der Eigenüberwachung noch 7 von 12 Monatsmittelwerten den Überwachungswert von 25 mg/l ein, 2001 war es keiner mehr. Auch 2002 wurde in allen Stichproben der Eigenüberwachung der Überwachungswert überschritten. Bei den behördlichen Überwachungen wurde 1999 und 2000 in keiner Stichprobe der Überwachungswert und lediglich 2001 in einer von vier Stichproben der Überwachungswert eingehalten. Angaben über die Probenaufbereitung stehen nicht zur Verfügung.

- CSB

Die Reinigungsleistung der Anlage in Bezug auf die CSB-Ablaufwerte ist ebenfalls unzureichend. Sowohl alle Monatsmittelwerte und Stichproben der Eigenüberwachungen als auch alle Stichproben der behördlichen Überwachung lagen über dem Überwachungswert von 110 mg/l.

- CSB/BSB₅-Verhältnis

Das CSB/BSB₅-Verhältnis der Ablaufwerte (Zeitraum 1999 - 2002 lag bei Werten zwischen 2,3 und 10, wobei in den Sommermonaten eine Zunahme zu verzeichnen war. Niedrige Werte deuten eine unzureichenden Abbau der biologisch umsetzbaren Stoffe an.

- TOC

In der behördlichen Überwachung wird zusätzlich der TOC-Gehalt des Ablaufes bestimmt. Für die Anlage ist ein Überwachungswerte von 27,5 mg/l festgelegt. Dieser wurde in keiner der Stichproben von 1999 bis 2001 eingehalten. Der Mittelwert liegt bei 58 mg/l. Es werden TOC-Ablaufwerte zwischen 36 mg/l und 87 mg/l erreicht. Diese stehen mit den CSB-Ablaufwerten ungefähr in dem CSB/TOC-Verhältnis 3:1. Als üblich wird ein CSB/TOC-Verhältnis von 4:1 angesehen /ABWASSERVERORDNUNG (2002)/.

- AFS

Die Bestimmung der AFS-Gehalte des Ablaufes der Anlage Heiligenthal ist in der behördlichen und Eigenüberwachung nicht vorgesehen.

- Stickstoffparameter

Für den $N_{\text{ges.}}$ -Ablaufwert ist für die Anlage Heiligenthal ein Überwachungswert von 90 mg/l festgelegt. Dieser Wert wurde bislang nur in einer Stichprobe der behördlichen Überwachung im Jahr 2000 und in zwei Stichproben der Eigenüberwachung des Jahres 2002 überschritten.

Der durchschnittliche Jahresmittelwert der NH_4 -N-Ablaufwerte ist von 34 mg/l im Jahr 1999 auf 69 mg/l im Jahr 2002 gestiegen.

Bei der Auswertung der behördlichen Überwachungsergebnisse fällt auf, dass in den Sommermonaten die Nitritablaufwerte sehr hoch waren. So wurde im August 1999 ein Wert von 16,9 mg/l ermittelt, im Juli 2001 ein Wert von 6,9 mg/l. Im Oktober 2000 erreichte neben den erhöhten Nitritablaufwert von 5,7 mg/l auch der Nitratablaufwert eine Spitze von 14,8 mg/l. Auch bei der Auswertung der Daten der Eigenüberwachung können für die Jahre 2001 und 2002 in den Sommer- zeitweise auch in den Herbstmonaten höhere Ablaufwerte festgestellt werden. Diese Werte weisen auf eine jahreszeitlich bedingte unvollständige Nitrifikation bzw. unvollständige Denitrifikation hin.

- $P_{\text{ges.}}$

In allen Fällen der behördlichen und der Eigenüberwachung wurde der Überwachungswert von 15 mg/l eingehalten. Die $P_{\text{ges.}}$ -Ablaufkonzentration hat sich seit Oktober 2001 auf einen Wert um 10 mg/l eingeepegelt.

- pH-Wert

Die pH-Werte wurden nur bei der behördlichen Überwachung ermittelt. Der Jahresmittelwert liegt 1999 bei 7,9, 2000 bei 7,8 und 2001 bei 7,9. Auffallend ist, dass bei den Stichproben in denen die erhöhten Nitrit- und Nitratwerte ermittelt wurden, der pH-Wert deutlich niedriger ist als bei den anderen Stichproben.

Ergebnisse der Vor-Ort-Untersuchungen vom 16.10.2002

Am Untersuchungstag war es vormittags bewölkt und fast windstill. Ab Mittag tragen zeitweise leichte Regenschauer auf und leichte Windböen. Die Lufttemperatur betrug ca. 10°C.

Im Rahmen des Projektes sind Zu- und Ablaufparameter von der gesamten Anlage bestimmt wurden. Messtechnisch konnten von der Anlage Heiligenthal nur von Zu- und Ablauf zusätzlich die Temperatur, die Sauerstoffkonzentration und der pH-Wert ermittelt werden.

Tab. 16: Messwerte vom Zu- und Ablauf der Anlage Heiligenthal am 16.10.2002

Meßstelle	Temperatur [°C]	O ₂ -Gehalt [mg/l]	pH-Wert
Zulauf	13,6	0,5	7,8
Ablauf	9,2	4,4	8,0

Bei der Stichprobe (Tab. 17) fällt auf, dass der unfiltrierte CSB-Ablaufwert nicht zu der gemessenen TS-Konzentration passt. Vermutlich sind die von per Streulicht-Methode gemessenen TS-Werte zu niedrig. Ebenfalls scheint der CSB-Ablaufwert durch Lagen beeinträchtigt worden zu sein. Die P-Elimination könnte weiter optimiert werden.

Tab. 17: Messergebnisse vom Zu- und Ablauf der Abwasserteichanlage Heiligenthal (Stichprobe vom 16.10.2002)

Messstelle	CSB _{unfilt.}	CSB _{filt.}	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	TS-Konz.
Zulauf	811	715	129	1,5	15,5	8
Ablauf	253	221	67	1,3	9,8	5
Wirkungsgrad [%]	69	69	48	14	37	37

Filtration mit 0,45 µm Membranfilter

Bewertung der Sauerstoffverteilung

Im Anhang ist die Verteilung der Sauerstoffkonzentration im ersten Teich dargestellt, die am 16.10.2002 in der Fläche und im Profil gemessen wurde. Die Belüfter sind am diesem Tag nach einer Woche Reparaturpause wieder zugeschaltet worden.

In den Tiefen 10 cm und 50 cm ist in der Mitte des Teiches die Sauerstoffkonzentration geringer als in den Eckbereichen, in welchen die Belüfter zusätzlich Sauerstoff eintragen. In der Regel reichen für den aeroben Stoffabbau Sauerstoffgehalte zwischen 2 mg/l bis 3 mg/l aus. Die Werte der Messungen in diesen Tiefen lagen in diesem Bereich. Bei den Messungen in 100 cm Tiefe (s. Anhang) sind die Werte der Sauerstoffkonzentration bis auf den Region der oberen rechten Ecke, zurückzuführen auf den Sauerstoffeintrag durch einen Belüfter, kleiner als 2 mg/l und insgesamt geringer als in den oberen Wasserregionen. Dieses lässt sich auf eine Sauerstoffzehrung des akkumulierten Schlammes, der in der unteren Region eine Dicke von ~15 cm erreicht, zurückführen oder einen nicht ausreichenden Sauerstoffeintrag. In dem oberen Bereich des Teiches ist der Einfluß der Belüfter erkennbar. Eine stellenweise dickere Schlammschicht von ~70 cm verhindert hier vermutlich eine gleichmäßigere Sauerstoffausbreitung.

In Tab. 18 ist für den belüfteten Teich die vorhandene und die erforderliche Leistungsdichte, der Sauerstoffbedarf, der sich aus der mittleren BSB₅-Fracht des Jahres 2002 ergibt, sowie der Sauerstoffeintrag der Belüfter aufgeführt. Die Belüfter werden belastungsabhängig betrieben.

Bei einer angenommenen Laufzeit der Belüfter von 18 h pro Tag reicht die Sauerstoffzufuhr nicht mehr aus. Die Belüfter müssten mindestens 22 h pro Tag betrieben werden.

Tab. 18: Kennzahlen der Belüftung, Abwasserteichanlage Heiligenthal

	Einheit	Belüfteter Teich	
Vorh. Leistungsdichte	[W/m ³]	2,0	
Erford. Leistungsdichte ¹⁾	[W/m ³]	1 - 3	
Mittlerer O ₂ -Bedarf [1,5 kgO ₂ /kg BSB ₅] ¹⁾	[kgO ₂ /h]	13	18 (Bemessung) ²⁾
O ₂ -Eintrag ³⁾	[kgO ₂ /h]	10,8	
¹⁾ nach ATV-A 201 (1989), bezogen auf den BSB ₅ -Zulaufwert des Jahres 2002			
²⁾ laut Genehmigungsplanung 1994			
³⁾ O ₂ -Ertrag der Wendelbelüfter: 0,9 kgO ₂ /kWh Herstellerangaben, bei einer angenommenen Laufzeit von 18 h pro Tag			

Die Sauerstoffverteilung im zweiten, unbelüfteten Teich der Anlage Heiligenthal ist nicht homogen. Während im Bereich des Zulaufes die Sauerstoffkonzentration im Oberflächenbereich sehr gering ist, sind im übrigen Teil weitaus höhere Sauerstoffkonzentrationen nachweisbar. Zurückführen lässt sich das Phänomen auf das starke Algenwachstum in dem vom Durchfluss nicht direkt beeinflussten Teil des Teiches. In den unteren Wassertiefen zeigt sich in der vorderen Region des Teiches (vom Zulauf aus gesehen), die sich über die Mitte bis zum Ablauf zieht, ein Bereich mit einer wesentlich geringeren Sauerstoffkonzentration, was auf eine Sauerstoffzehrung in diesem Bereich deutet. Insgesamt weist diese Sauerstoffverteilung auf eine unzureichende Durchmischung des Wasserkörpers hin.

Durchströmungsverhalten

Für die Darstellung der Fließgeschwindigkeit wurden die gemessenen Werte aus den Tiefen 10 cm und 50 cm gemittelt. Das Durchströmungsverhalten in den verschiedenen Tiefen war identisch.

Auf die Darstellung der Fließgeschwindigkeiten in 100 cm Tiefe wurde verzichtet, da der Teich zum Teil kleiner als 1 Meter tief war bzw. die Schlammhöhe Messungen in dieser Tiefe nicht zuließen. Es zeigt sich ein unzureichendes Durchströmungsverhalten. Die Fließgeschwindigkeit im mittleren Teil des Teiches ist annähernd Null. Die Pfeile der Fließrichtung zeigen, dass der Teich nahezu zweigeteilt ist und damit eine vollständige Durchmischung nicht stattfindet.

Im zweiten Teich sind die Fließgeschwindigkeiten kleiner 0,01 m/s und liegen somit außerhalb des Messbereiches des eingesetzten Messgerätes.

Das Fließverhalten in diesem Teich lässt sich aber anhand der Messungen des TS-Gehaltes nachweisen. Es ist die Abnahme des TS-Gehaltes von Zulauf des Teiches bis zum Ablauf erkennbar. Die Darstellung befindet sich im Anhang.

Auch optisch ließ sich ein direktes Strömungsverhalten vom Zulauf zum Ablauf nachweisen. Es ist eine rötlich gefärbte Zulauffahne zu erkennen, die sich deutlich von dem restlichen, stark algenbewachsenen Wasserkörper abhebt und in Richtung Ablauf verläuft (s. Anhang).

Bewertung der Temperaturverteilung

Die Temperaturmessung der Teiche der Abwasserteichanlage Heiligenthal erfolgte jeweils in der Fläche und im Profil.

Die Messungen im ersten, belüfteten Teich ergaben im gesamten Wasserkörper eine homogene Temperaturverteilung zwischen 10,6°C und 10,7°C, was auf die Durchmischung des Wasserkörpers durch die vier Belüfter zurückzuführen ist.

Die Messungen im zweiten, unbelüfteten Teich zeigen ein anderes Bild. Im Bereich des Zulaufes dieses Teiches herrscht eine deutlich höhere Temperatur. Die Temperatur nimmt zum Ablauf hin ab. Der Effekt zeigte sich auch in den anderen Wassertiefen. In der Wassertiefe von 100 cm lag die gemessene Wassertemperatur durchschnittlich 0,5°C unter der Oberflächentemperatur. Das weist auf die Tendenz zur Bildung einer Temperaturschichtung hin.

Zusammenfassung und Optimierungsvorschläge

Der Um- und Ausbau der heutigen Anlage entspricht nicht den in der ATV-A 201 festgelegten Regeln. Bezogen auf die empfohlene BSB₅-Raumbelastung < 25 g/(m³·d) ist die Anlage Heiligenthal mit 35 g/(m³·d) bemessen. Die derzeitige Raumbelastung beträgt 33 g/(m³·d). Entgegen den empfohlenen drei Teichen bei Anlagen ohne Absetzbecken sind nur zwei Teiche ausgeführt, wobei der erste Teich recht groß ist. Der erste, belüftete Teich hat eine Ausbautiefe kleiner 1,5 m. Damit wird die empfohlene Ausbautiefe von 1,5 m bis 2,5 m für belüftete Teiche nicht eingehalten. Die Auslastung der Anlage bezüglich organischer Verschmutzung liegt zwischen 50% und 70%, die hydraulische bei 29%. Zur Verbesserung der Reinigungsleistung der Abwasserteichanlage Heiligenthal wird empfohlen:

- Schlammräumung im ersten Teich, Schlammhöhe zwischen 15 cm und 70 cm; für die Ausschreibung wird eine vorherige exakte Aufmessung empfohlen.
- Belüfter des ersten Teiches so ausrichten, dass der komplette Wasserkörper in die hydraulische Durchmischung einbezogen wird; ggf. ergänzende Umwälzeinrichtung zur Vermeidung des „Teetasseneffekts“
- Einbau einer Leitwand in den zweiten Teich, da aufgrund der ungünstigen Anordnung von Zu- und Ablauf momentan ca. 2/3 des Teiches nicht direkt in die Reinigung einbezogen sind
- Aktivierung der Belüftung auf Teich 2
- Optimierung der P-Fällung auch im Hinblick der CSB-Elimination
- Einbindung des dritten, schon vorhandenen Teiches in die Anlage zur Abwasserreinigung unter Beachtung der Anordnung von Zu- und Ablauf, eventuell Einbau einer Leitwand notwendig
- Als letzte Maßnahme sollte die Ausbautiefe des ersten, belüfteten Teiches auf > 1,5 m Tiefe; erhöht werden;
- Kontrolle der Maßnahmen durch Messungen

Die vorgeschlagenen Änderungen sind in Bild 14 dargestellt (Teich 3 nur optional).

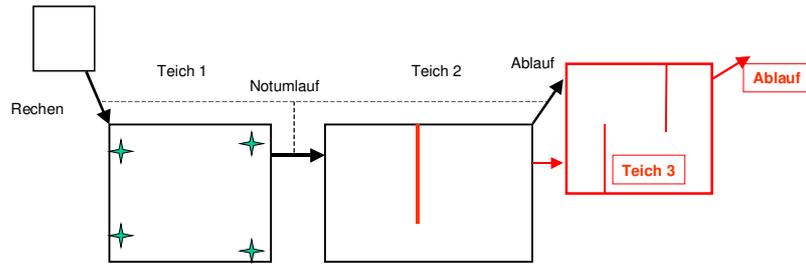


Bild 18: Fließschema mit Änderungsvorschlägen für die Anlage Heiligenthal

4.2.3. Kläranlage Walbeck

Die Abwasserteichanlage Walbeck wurde 1993 in Betrieb genommen. Die Anlage besteht entgegen den Angaben aus der behördlichen Überwachungsdatei aus 4 Teichen, einem belüfteten Teich, zwei Nachklärteichen und einem Schönungsteich, die kaskadenartig im Gelände angeordnet sind. Das Gesamtvolumen umfasst $\sim 10.500 \text{ m}^3$. Der Anlage ist ein Rechen vorgeschaltet. Eine schematische Darstellung ist Bild 18 zu entnehmen.

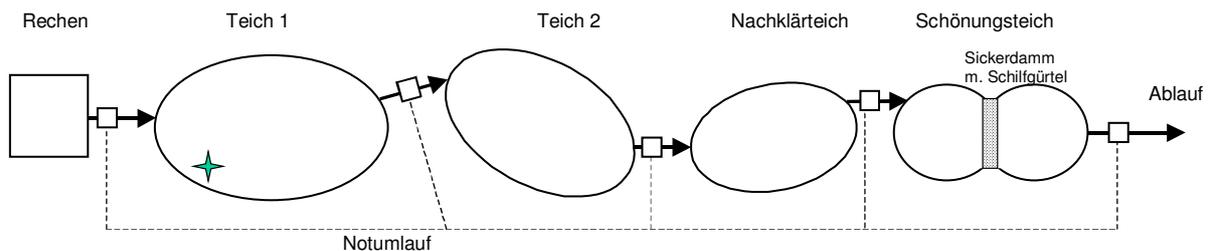


Bild 19: Schematische Darstellung der Abwasserteichanlage Walbeck

Die Bemessungsgröße liegt bei 3.000 E. Die Anzahl der angeschlossenen Einwohner wird mit 489 E im KA-Jahresbericht 2000 angegeben. Die Auslastung beträgt demnach nur $\sim 17\%$. Als **Datengrundlagen** liegen zur Auswertung die Daten der Eigenkontrolle sowie die Daten der behördlichen Überwachung aus den Jahren 1999, 2000 und 2001 vor.

Zulaufbelastungen

Für das Jahr 2001 ist in der behördlichen Statistik eine Jahresabwassermenge von 27.120 m^3 angegeben. Damit liegt der tatsächliche Abwasseranfall von $\sim 74,3 \text{ m}^3/\text{d}$ noch unter dem Bemessungswert von $100 \text{ m}^3/\text{d}$. Die Anlage ist mit einer durchschnittlichen Auslastung von $\sim 74\%$ hydraulisch unterbelastet. Die theoretisch berechnete Aufenthaltszeit liegt demzufolge mit 142 Tagen über dem sich aus der Bemessung ergebenden Wert von 105 Tagen. Im KA-Jahresbericht wurde für das Jahr 1999 ein mittlerer täglicher Durchfluss von $59,5 \text{ m}^3/\text{d}$ angegeben und für 2001 der gleiche Wert wie aus dem Jahr 2000 ($74 \text{ m}^3/\text{d}$). Die Tab. 19 zeigt die mittleren Zulaufkonzentrationen und -frachten für die Jahre 1999, 2000 und 2001. Im Verlauf der Zeit sind sowohl die Konzentrationen als auch die Frachten angestiegen.

Zudem treten ungewöhnlich hohe Zulaufgehalte auf, die vor allem von Indirekteinleitern, wie der angeschlossenen Fleischerei oder „Fremdnutzern“ verursacht werden. Im Sommer fallen die Zulaufkonzentrationen etwas niedriger aus. Aus den Zulauffrachten ergibt sich für 2001 ein berechneter Einwohnerwert von 2.400 E, der deutlich über den Angaben des Jahresberichts 2000 liegt.

Tab. 19: Mittlere Zulaufkonzentrationen und –frachten der KA Walbeck (Daten aus der Eigenüberwachung, homogenisierte Proben für CSB- und BSB₅-, ansonsten Faltenfilter 614-1/4)

Parameter	Zulaufkonzentration			Zulauffrachten		
	[mg/l]			[kg/d]		
	1999	2000	2001	1999	2000	2001
BSB ₅	711	1426	1937	42	106	144
CSB	1087	1926	3037	65	143	226
P _{ges}		21,8	28,5		1,6	2,1

Bemerkung: Für die Berechnung der Frachten 2002 wurde der mittlere Tagesdurchfluß von 2001 verwendet, da für 2002 kein Wert vorliegt.

Die mit den Frachten aus Tab. 19 berechneten Einwohnerwerte sind in Bild 20 dargestellt.

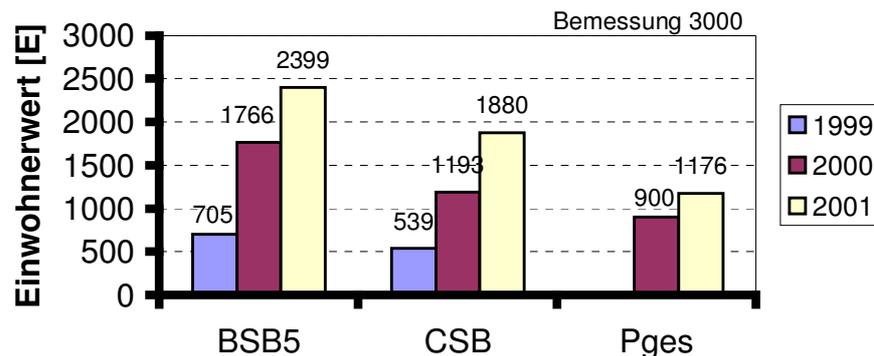


Bild 20: Mittlere Anlagenbelastung (Einwohnerwerte) der Abwasserteichanlage Walbeck

Tab. 20: Durchschnittlicher Auslastungsgrad der Abwasserteichanlage Walbeck (Daten aus der Eigenüberwachung)

Parameter	Auslastungsgrad		
	1999	2000	2001
BSB ₅	24 %	47 %	64 %
CSB	18 %	32 %	50 %
P	-	24 %	31 %
Mittelwert	21 %	34 %	48 %

Bemerkung: Zeitraum für 2002 bis Oktober

Sowohl aus Bild 20 als auch Tab. 20 geht hervor, dass die Anlage, bezogen auf den bei der Bemessung angenommenen Einwohnerwert, Kapazitätsreserven aufweist.

Der durchschnittliche Auslastungsgrad der Anlage ist mit den Jahren kontinuierlich angestiegen. Beim Vergleich des Mittelwertes des tatsächlichen Auslastungsgrades (48%) mit dem sich rechnerisch aus den angeschlossenen Einwohnern ergebenden liegt die tatsächliche Auslastung über der errechneten von ~17%.

Die tatsächliche Anzahl angeschlossener Einwohner müsste demzufolge bei ca. 1380 liegen, diese Diskrepanz liegt womöglich, wie schon oben erwähnt, an den Zuläufen aus der Fleischerei. Da die Einwohnerzahl mit den Jahren abgenommen hat, muss der Anstieg des Auslastungsgrades auf einen höheren Anteil an gewerblichen bzw. Industrieabwasser oder auf eine Zunahme des Wasserverbrauchs in den Haushalten zurückzuführen sein. Das würde auch die Zunahme des mittleren täglichen Durchflusses von 59,5 m³/d im Jahr 1999 auf 74 m³/d im Jahr 2000 erklären. 2001 wurde der mittlere tägliche Durchfluß mit dem gleichen Wert wie aus dem Jahr 2000 angegeben. Auch die BSB₅- und CSB-Belastung hat zugenommen. Das CSB/BSB₅-Verhältnis liegt in einem für kommunales Abwasser üblichen Bereich, variiert in den Jahren, wobei die Schwankungsbreite im Vergleich zum Jahr 1999 abgenommen hat (Tab. 21).

Tab. 21: Durchschnittliche CSB/BSB₅-Verhältnisse im Zulauf der Anlage Walbeck

	1999	2000	2001
CSB/BSB ₅ (Schwankungsbreite)	2,0 (0,8 – 7,4)	1,4 (1,2 – 1,8)	1,6 (1,3 – 2,4)

Die mit den durchschnittlichen BSB₅-Frachten (Tab. 19) berechneten Raumbelastungen, bezogen auf das Volumen des belüfteten Teiches, sind in Tab. 22 enthalten. Entsprechend der gestiegenen Frachtbelastung der Anlage, hat auch der Wert der Raumbelastung zugenommen, hält zwar im Jahr 2001 zwar den Bemessungswert von 40 g/(m³·d) aber nicht den im ATV-A 201 empfohlenen Wert von 25 g/(m³·d) ein. Der Bemessungswert für den Betrieb mit nur einem belüfteten Teich liegt über dem empfohlenen Wert.

Tab. 22: Durchschnittliche BSB₅-Raumbelastung der Abwasserteichanlage Walbeck

	Bemessung	1999	2000	2001
Raumbelastung [g/(m ³ ·d)]	40 (22) ¹⁾	9	24	32

¹⁾ KA Walbeck hatte ursprünglich 2 belüftete Teiche, Wert in der Klammer entspricht der Bemessung für 2 Teiche

Daten über die Höhe der pH-Werte des Zulaufes liegen nicht vor.

Ablaufwerte und Reinigungsleitung

In Tab. 23 sind die mittleren Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Walbeck für die Jahre 1999, 2000 und 2001 aus den Daten der Eigenüberwachung und der behördlichen Überwachung angegeben. Die mittleren BSB₅- und CSB-Ablaufwerte liegen weit über den Überwachungswerten.

Tab. 23: Mittlere Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Walbeck, 1999, 2000 und 2001 (aus filtrierten und unfiltrierten Proben, Proben der Eigenüberwachung: homogenisierte Proben für CSB- und BSB₅-Bestimmung, ansonsten Faltenfilter 614-1/4)

Parameter	Ablaufkonzentrationen [mg/l]			Grenzwert
	1999	2000	2001	
BSB ₅	43 (n=13)	32 (n=16)	34 (n=16)	25
CSB	155 (n=13)	151 (n=16)	159 (n=16)	110
NH ₄ -N	39 (n=13)	51 (n=16)	58 (n=16)	
NO ₃ -N	0,1 (n=13)	1,1 (n=16)	0,1 (n=16)	
NO ₂ -N	0,1 (n=13)	0,2 (n=16)	0,1 (n=16)	
N _{anorg ges}	40 (n=13)	52 (n=16)	58 (n=16)	100
P _{ges}	10 (n=13)	11 (n=16)	10,8 (n=16)	20

Aus filtrierten und unfiltrierten Probe, Proben der Eigenüberwachung mit Papierfilter 614-1/4 filtriert

Die Abbaugrade für die organische Verschmutzung können als hoch eingestuft werden. Die durchschnittlichen jährlichen Eliminationsleistungen haben beim BSB₅-Abbau vom Jahr 1999 zum Jahr 2001 leicht zugenommen. Ein größerer Anstieg ist bei der CSB- und P_{ges}-Elimination zu verzeichnen. Die CSB-Elimination hat in zwei Jahren um rund 12% zugenommen. Die P_{ges}-Elimination nahm innerhalb eines Jahres um rund 12% zu. Für N_{ges} liegen keine Zulaufwerte vor, deshalb konnte keine Berechnung der Eliminationsleistung hierfür erfolgen.

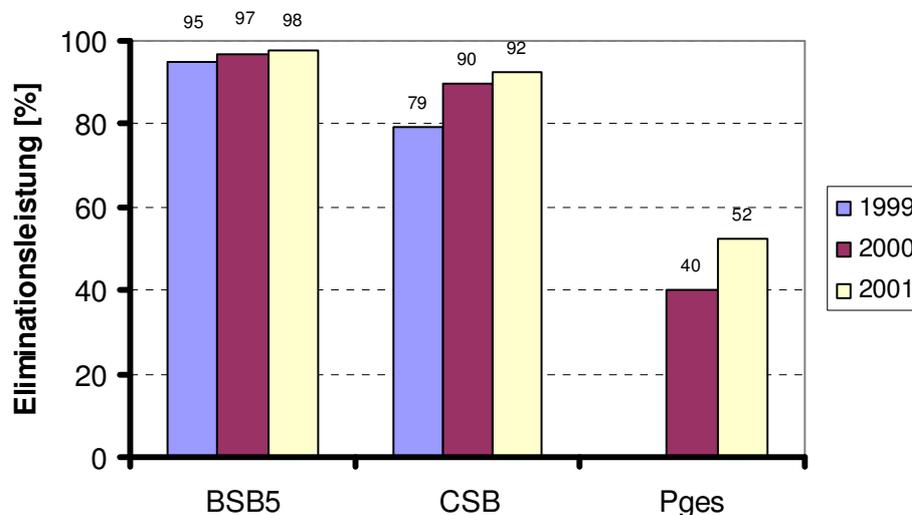


Bild 21: Eliminationsleistungen der Anlage Walbeck in den Jahren 1999, 2000 und 2001

- BSB₅

In Hinblick auf die BSB₅-Ablaufwerte ist die Reinigungsleistung der Anlage ungenügend. Trotz einer Eliminationsleistung von knapp 98 % im Jahr 2001 hielten bei der Eigenüberwachung nur 4 von 12 Monatsmittelwerten den Überwachungswert von 25 mg/l ein. Bei der Auswertung der Daten fällt auf, dass gerade in den Winter- und Frühjahrsmonaten teilweise auch in den Sommermonaten erhöhte BSB₅-Ablaufwerte auftreten.

- CSB

Die Reinigungsleistung der Anlage in Bezug auf die CSB-Ablaufwerte ist ebenfalls unzureichend. Bei Auswertung der Daten ist im Laufe der drei Jahre eine zunehmende Verschlechterung der Ablaufwerte festzustellen. 2001 lag nur noch ein Monatsmittelwert unter dem Überwachungswert von 110 mg/l. Seit November 1999 wurde in allen Stichproben der behördlichen Überwachung der Überwachungswert überschritten.

- CSB/BSB₅-Verhältnis

Das CSB/BSB₅-Verhältnis der Ablaufwerte (1999 – 2001) schwankte bei Werten zwischen 2,5 und 14,3, wobei im Spätsommer und in den Herbstmonaten die höchsten Werte erreicht wurden. Niedrige Werte deuten einen unvollständigen Abbau an.

- TOC

In der behördlichen Überwachung wird zusätzlich der TOC-Gehalt des Ablaufes bestimmt. Für die Anlage ist ein Überwachungswert von 27,5 mg/l festgelegt. Dieser wurde in keiner der Stichproben von 1999 bis 2001 eingehalten. Der Mittelwert liegt bei 50 mg/l. Es werden TOC-Ablaufwerte zwischen 33 mg/l und 92 mg/l erreicht. Diese stehen mit den CSB-Ablaufwerten ungefähr in dem üblichen CSB/TOC-Verhältnis 4:1.

- AFS

Die Bestimmung der AFS-Gehalte des Ablaufes der Anlage Walbeck ist in der behördlichen und Eigenüberwachung nicht vorgesehen.

- Stickstoffparameter

Für den N_{ges.}-Ablaufwert ist für die Anlage Walbeck ein Überwachungswert von 100 mg/l festgelegt. Dieser Wert wurde bislang in keiner Stichprobe der behördlichen Überwachung sowie von keinen der Monatsmittelwert der Eigenüberwachung überschritten. Allerdings ist ein Anstieg des Jahresmittelwertes zu kennen. Der durchschnittliche Jahresmittelwert der NH₄-N-Ablaufwerte ist von ~40 mg/l im Jahr 1999 auf ~58 mg/l im Jahr 2001 gestiegen.

Die Nitritablaufwerte waren in den Sommermonaten der Jahren 1999 und 2000 bei den Monatsmittelwerten leicht erhöht. Bei der Auswertung der behördlichen Überwachungsergebnisse traten leicht höhere Nitritablaufwerte bei den Herbststichproben auf.

Bei der Auswertung der Nitratablaufwerte der behördlichen Stichprobenergebnisse sind in den Jahren 2000 und 2001 keine wesentlichen Erhöhungen festgestellt wurden. 1999 lag die Herbststichprobe etwas über den anderen Ergebnissen. In den Sommermonaten des Jahres 1999 fielen die Monatsmittelwerte der Eigenüberwachung ein wenig höher aus, 2000 zusätzlich die Herbstwerte. Der Jahresmittelwert 2001 betrug mit 0,07 mg/l nur knapp ein Zehntel des Vorjahreswertes.

- P_{ges.}

In allen Fällen der behördlichen und der Eigenüberwachung wurde der Überwachungswert von 20 mg/l eingehalten. Die jahresdurchschnittliche P_{ges.}-Ablaufkonzentration von 10,8 mg/l im Jahr 2001 liegt bei einer Erhöhung der Eliminationsleistung leicht unter dem Jahresdurchschnitt von 2000.

- pH-Wert

Die pH-Werte wurden nur bei der behördlichen Überwachung ermittelt. Der Jahresmittelwert liegt 1999 bei 7,9, 2000 bei 7,8 und 2001 bei 7,9. Die Schwankungsbreite umfasste dabei Werte zwischen 7,6 und 8,0. Die Werte liegen damit in dem für Ablauf üblichen Bereich von 7,5 bis 8,5.

Ergebnisse der Vor-Ort-Untersuchungen am 23.10.2002

Am Untersuchungstag war es wechselhaft. Leichte Regenschauer bei böigen Wind wechselten sich mit Sonnenschein ab. Die Lufttemperatur betrug 12 bis 15 °C.

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

Tab. 24: Messwerte vom Zu- und Ablauf der Teiche der Anlage Walbeck am 23.10.2002

Meßstelle	Temperatur [°C]	O ₂ -Gehalt [mg/l]	pH-Wert	TS-Gehalt [mg/l]
Zulauf	13	2,5	7,8	402
Belüfteter Teich	9,8	1,1	7,6	137
1. Nachklärteich	9,2	3,3	7,8	67
2. Nachklärteich	9,8	2,9	7,8	57
Schönungsteich/Ablauf	10	5,4	8,0	53

Tab. 25: Messergebnisse vom Zu- und Ablauf der Abwasserteichanlage Walbeck (Stichprobe vom 23.10.2002)

Messstelle	CSB _{unfilt.}	CSB _{filt.}	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	TS-Konz.
Zulauf [mg/l]	2034	603	44	< 0,3	17,8	402
Ablauf [mg/l]	253	221	67	1,2	4,8	53
Wirkungsgrad [%]	88	63	-	-	73	87

Filtration mit 0,45 µm Membranfilter

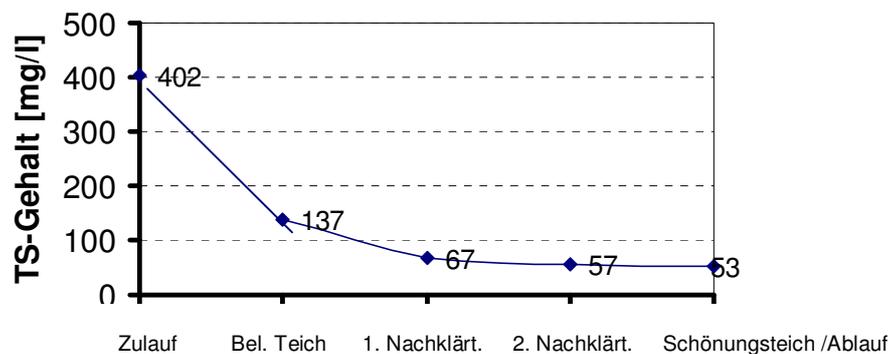


Bild 22: Verlauf des TS-Gehaltes vom Zulauf zum Ablauf der Abwasserteichanlage Walbeck

Auffällig ist der extrem hohe Anteil des gelösten CSB (Tab. 25) im Ablauf, der auf einen unvollständigen Abbau bzw. mögliche Kurzschlussströmung hindeutet.

Bewertung der Sauerstoffverteilung

Die Verteilung der Sauerstoffkonzentration ist am 23.10.2002 in der Fläche und im Profil gemessen worden. Zusätzlich wurde die Sauerstoffkonzentration in Zulauf und in den Abläufen aller Teiche gemessen. Der Verlauf ist in Tab. 24 erkennbar.

Die Sauerstoffkonzentration in 10 cm Tiefe ist im ersten, belüfteten Teich im Bereich des Zulaufes am höchsten. In den anderen Tiefen nahmen die Sauerstoffkonzentrationen zum Ablauf hin zu. Im Bereich des Belüfters wurden die geringsten Sauerstoffkonzentrationen gemessen. Die Darstellungen befinden sich im Anhang. In Tab. 27 ist für den belüfteten Teich die vorhandene und die erforderliche Leistungsdichte, der Sauerstoffbedarf, der sich aus der mittleren BSB₅-Fracht des Jahres 2002 ergibt, sowie der Sauerstoffeintrag des Belüfters aufgeführt. Die gemessenen Sauerstoffwerte von rund 1 mg/l und der errechnete Sauerstoffeintrag zeigen, dass der Sauerstoffeintrag des Belüfters nicht ausreicht. Die Belüftungszeiten wären zu überprüfen bzw. der abgeschaltete Belüfter ist wieder zu betreiben.

Die Sauerstoffkonzentrationen im zweiten Teich nahmen zum Ablauf hin zu. Unterhalb des Zulaufes wurden geringere Sauerstoffkonzentrationen gemessen, was auf Abbauprozesse in diesem Bereich hindeutet. Ähnlich verhält es sich auch im dritten Teich. Hier sind im Zulaufbereich die niedrigsten Sauerstoffkonzentrationen gemessen worden. Die Sauerstoffkonzentrationen waren im Ablaufbereich am höchsten.

Tab. 26 Kennzahlen der Belüftung, Abwasserteichanlage Walbeck

	Einheit	Belüfteter Teich	
Vorh. Leistungsdichte	[W/m ³]	0,9	
Erford. Leistungsdichte ¹⁾	[W/m ³]	1 - 3	
Mittlerer O ₂ -Bedarf [1,5 kgO ₂ /kg BSB ₅] ¹⁾	[kgO ₂ /h]	9,0	10,1 (Bemessung) ²⁾
O ₂ -Eintrag ³⁾	[kgO ₂ /h]	1,8	
¹⁾ nach ATV-A 201 (1989), bezogen auf BSB ₅ -Zulaufwert von 2001 ²⁾ laut Planungsunterlagen März 1991 ³⁾ O ₂ -Ertrag der Wendelbelüfter: 0,9 kgO ₂ /kWh Herstellerangaben, bei einer Laufzeit (laut Planungsunterlagen 1991) von 12 h pro Tag			

Im Schönungsteich ist die Sauerstoffkonzentration vor dem Sickerdamm mit Werten zwischen 1,5 mg/l und 1,9 mg/l niedriger als hinter dem Sickerdamm. Hier erhöhen sich Werte auf 6,4 mg/l bis 6,6 mg/l. Die Erhöhung der Sauerstoffkonzentration kann auf ein stärkeres Algenvorkommen in diesem Bereich zurückgeführt werden.

Durchströmungsverhalten

Die Fließgeschwindigkeiten wurden in allen Teichen der Abwasserteichanlage Walbeck in der Fläche und im Profil gemessen.

Die Messungen im ersten Teich ergaben, dass in der Tiefe von 10 cm im Bereich des Belüfters die höchsten Fließgeschwindigkeitsgrößen vorlagen. In der Tiefe von 50 cm nehmen die Fließgeschwindigkeiten in Richtung Abfluss zu und sind auch hier im Bereich des Belüfters am größten.

Der geringe Wandreibungswiderstand, möglicherweise bedingt durch die PVC-Folie, unterstützt die Fließbedingungen in diesem Teich. Die Darstellungen befinden sich im Anhang.

In den drei natürlich belüfteten Teichen lagen die Fließgeschwindigkeiten zum großen Teil unter 0,01 m/s. Die Fließrichtungen wurden in Richtung Abfluss festgestellt.

Bewertung der Temperaturverteilung

Die Temperaturmessung der Teiche der Abwasserteichanlage Walbeck erfolgte jeweils in der Fläche und im Profil. Die Messungen im ersten, belüfteten Teich ergaben im gesamten Wasserkörper eine homogene Temperaturverteilung bei 9,5°C mit einer leichten Temperaturerhöhung auf 9,8°C im Bereich des Ablaufes, was auf die Durchmischung des Wasserkörpers durch den Belüfter zurückzuführen ist.

Im zweiten, unbelüfteten Teich lag die Temperatur im Zuflussbereich in 10 cm Tiefe bei 9,2°C und verringerte sich auf 8,7°C in 100 cm Tiefe. Ab der Mitte des Teiches wurden 9,4°C in der Fläche und im Profil gemessen. Die Temperatur erhöhte sich zum Ablauf hin geringfügig auf 9,5°C. Zu erklären ist dieser Effekt damit, dass der Zuflussbereich im Windschatten des ersten Teiches liegt, der Rest des zweiten Teiches durch den Wind durchmischt wird.

Ähnlich verhält es sich auch im dritten Teich. Im Zulaufbereich wurden in 10 cm Tiefe 9,4°C gemessen, in 100 cm Tiefe 9,1°C. In der Mitte des Teiches lagen die Temperaturen an der Oberfläche bei 9,7°C und waren in den anderen Tiefen 0,1 K geringer. Im Bereich des Abflusses wies die Profilmessung eine Temperatur von 9,8°C auf.

Im Schönungsteich war die Temperatur im Bereich vor dem Sickerdamm mit 10,4°C bis 10,6°C um durchschnittlich 0,3 K höher als in den Teil hinter dem Sickerdamm. Der hintere Teil des Schönungsteichs wurde durch den Schiffbewuchs auf dem Sickerdamm stärker beschattet.

Zusammenfassung und Optimierungsvorschläge

Die kaskadenartige Anordnung der Teiche in Walbeck bedingt, dass sich der erste Teil der nachgeschalteten Teiche zeitweise im Windschatten des sich davor liegenden Teiches befinden. Dadurch ist eine vollständige Durchmischung der Teiche durch Wind nicht immer gegeben.

In den letzten Jahren ist eine starke Zunahme der CSB- und BSB₅-Zulaufmengen zu erkennen. Auch mit Eliminationsleistungen von ~98% beim CSB und ~92% beim BSB₅ werden die Überwachungswerte nur zu einem geringen Teil eingehalten. Da sich zudem die Anschlusszahlen nicht wesentlich erhöht haben, der tägliche Durchfluss von 60 m³/d (1999) auf 74 m³/d (2000) sowie die Konzentrationen im Zulauf zugenommen haben, sollten die Ursachen für diese in weiteren Untersuchungen näher analysiert werden.

Die Sauerstoffuntersuchungen im belüfteten Teich ergab, dass sowohl die gemessenen Werte als auch der berechnete Sauerstoffeintrag unter dem erforderlichen Sauerstoffbedarf liegen. Es wird empfohlen, den vorhandenen, momentan **abgeschalteten Belüfter wieder in Betrieb** zu nehmen.

Ebenfalls sind die Indirekteinleiter verschärft zu überprüfen und ggf. mit ihnen Verhandlungen aufzunehmen. Mögliche Kurzschlussströmungen sind mittels Tracermessungen zuerkennen.

Bei der Bewertung sollte beachtet werden, dass das Gewässer, in den der Abfluss der Anlage eingeleitet wird, laut Aussage der Betreiber im Sommer zeitweise trocken fällt. Eine „Verdünnung“ durch das Gewässer entfällt bei dessen Trockenfall.

Der momentan mangelhafte Zustand des Ablaufrohres (s. Anhang) erfordert dringend eine bauliche Erneuerung, um weitere Erosionsschäden am Bauwerk zu unterbinden.

In und an der Abwasserteichanlage Walbeck waren Schäden durch Wild, speziell Schwarzwild, erkennbar. Um Schäden am Bauwerk und zusätzliche Belastungen durch Tierkadaver zu unterbinden, ist eine Verstärkung der Einzäunung des Anlagengeländes erforderlich.

4.2.4. Kläranlage Warnstedt

Die Abwasserteichanlage Warnstedt wurde 1993 in Betrieb genommen. Sie besteht aus 2 Teichen mit einem Gesamtvolumen von $\sim 9.270 \text{ m}^3$. Der Anlage ist ein Rechen und ein Emscherbrunnen vorgeschaltet. Zur P-Elimination wird eine Vorfällung betrieben. Der erste Teich ist ein belüfteter Teich mit einem Leitdamm. Zusätzlich wird er noch durch eine ca. 40 cm hohe Holzwand 10 cm unterhalb der Wasseroberfläche geteilt. Der zweite Teich ist durch zwei Sickerdämme mit Schilfbewuchs in drei Segmente unterteilt, welche in der behördlichen Statistik als zwei Teiche geführt werden. Im ersten Segment ist zusätzlich eine Leitwand aus Holz eingebaut. Vom Zulauf des zweiten Teiches wird über ein Rücklaufpumpwerk teilbehandeltes Abwasser wieder dem Zulauf des belüfteten Teiches im Verhältnis 1:1 zugeführt, was ursprünglich als Rücklaufschlammführung gedacht war. Eine schematische Darstellung der Anlage ist im Bild 23 zu sehen.

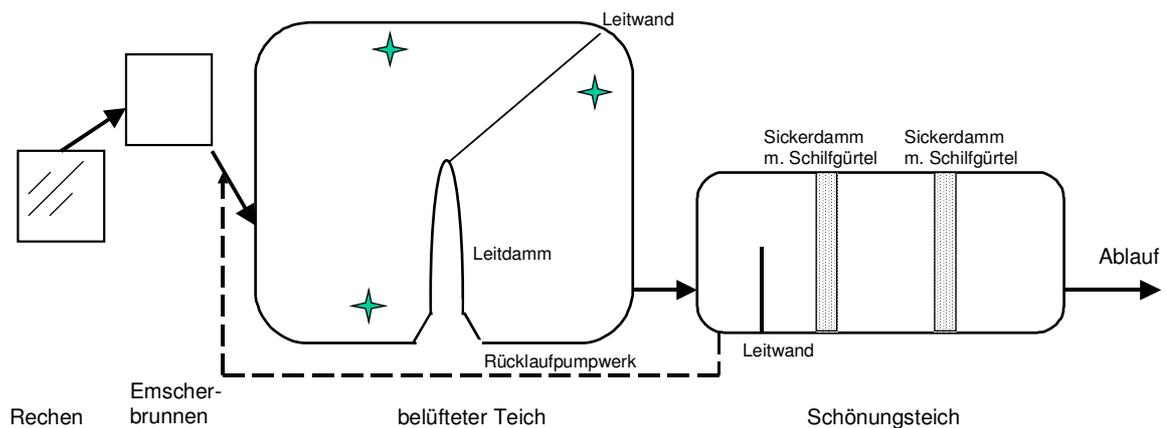


Bild 23: Schematische Darstellung der Abwasserteichanlage Warnstedt

Die Bemessungsgröße der Anlage liegt bei 4.700 E. Die Anzahl der angeschlossenen Einwohner wird mit 2.775 E und der Einwohnerwert mit 3.320 E (Spalte 36 und 37, behördliche Statistik) angegeben. Die Auslastung liegt damit bei $\sim 71\%$. Als **Datengrundlagen** liegen zur Auswertung die Daten der Eigenkontrolle aus den Jahren 1998 bis 2002, wobei die Daten für 2001 und 2002 nicht vollständig sind, sowie die Daten der behördlichen Überwachung aus den Jahren 1995 bis 2002 vor.

Zulaufbelastungen

Für das Jahr 2001 ist in der behördlichen Statistik eine Jahresschmutzwassermenge von 132.781 m^3 ermittelt worden. Der Jahresschmutzwasseranfall ist in dieser Statistik ca. um ein Viertel höher als der angegebene Jahresabwasseranfall. Für die Berechnungen wurden aufgrund der Diskrepanz in der Statistik aus den Stichproben der Eigenüberwachung die Mittelwerte gebildet. Für 1998 ergibt sich ein mittlerer täglicher Durchfluss von $374 \text{ m}^3/\text{d}$, für 1999 $369 \text{ m}^3/\text{d}$, für 2000 $449 \text{ m}^3/\text{d}$ sowie für 2001 und 2002 (Daten bis März vorhanden) $497 \text{ m}^3/\text{d}$.

Damit liegt der derzeitige tatsächliche Abwasseranfall von $\sim 497 \text{ m}^3/\text{d}$ deutlich unter dem Bemessungswert von $1.000 \text{ m}^3/\text{d}$. Die Anlage ist mit einer durchschnittlichen Auslastung von $\sim 50\%$ hydraulisch unterbelastet. Die theoretisch berechnete Aufenthaltszeit liegt demzufolge mit 19 Tagen über dem sich aus der Bemessung ergebenden Wert von 9 Tagen. Die Tab. 28 zeigt die mittleren Zulaufkonzentrationen für die Jahre 1998, 1999 und 2000. Die Zulaufkonzentrationen liegen eher im unteren Bereich, was auf das kombinierte Entwässerungsnetz (Misch/Trenn) zurückgeführt werden kann. Das Rücklaufsystem müsste sich hier ebenfalls verdünnend auswirken.

Tab. 27: Mittlere Zulaufkonzentrationen und –frachten der Abwasserteichanlage Warnstedt (Stichproben der Eigenüberwachung, homogenisierte Proben)

Parameter	Zulaufkonzentration [mg/l]			Zulauffrachten [kg/d]		
	1998 ¹⁾	1999	2000	1998 ¹⁾	1999	2000
BSB ₅	387	297	339	145	110	152
CSB	765	688	648	286	254	291
NH ₄ -N	66	62	67	25	23	30
P _{ges}	15	14	13	6	5	6

Bemerkung: Für N_{ges} liegen nur die Werte von NH₄-N vor.

¹⁾ Mittelwerte aus Stichproben der Eigenüberwachung von August bis Dezember 1998

Zwischen dem in der behördlichen Statistik (Spalte 37) angegebenen Einwohnerwert von 3.320 E und dem aus der Zulaufkraft berechneten Einwohnerwert von 2.533 E (Bild 24) liegt eine Diskrepanz. Allerdings liegen für die Jahre 2001 und 2002 keine Angaben über den Zulauf vor, so dass sich die Verhältnisse in dem Jahr etwas verändert haben könnten. Die mit den Frachten aus Tab. 27 berechneten Einwohnerwerte sind im Bild 24 dargestellt.

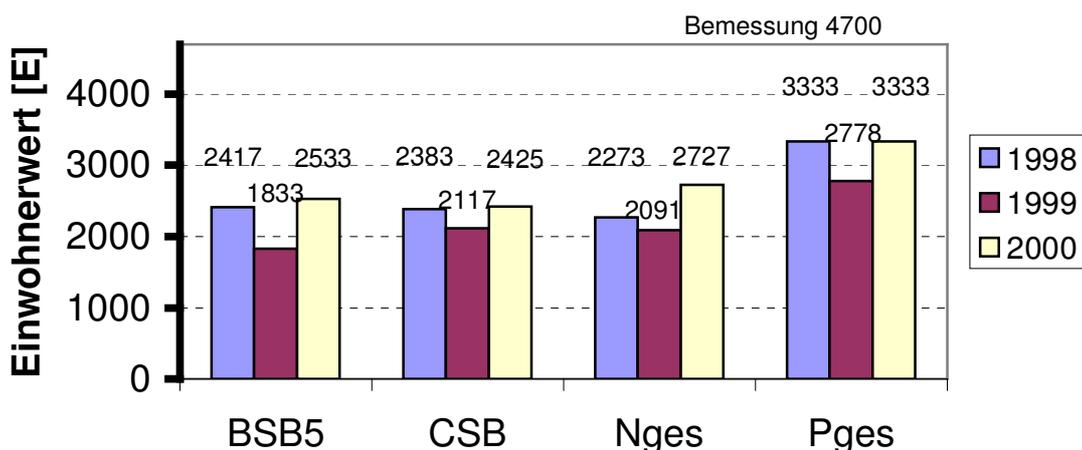


Bild 24: Mittlere Anlagenbelastung (Einwohnerwerte) der Abwasserteichanlage Warnstedt

Tab. 28: Durchschnittlicher Auslastungsgrad der Abwasserteichanlage Warnstedt (Daten aus der Eigenüberwachung)

Parameter	Auslastungsgrad [%]		
	1998	1999	2000
BSB ₅	51	39	54
CSB	51	45	52
N	48	44	58
P	71	59	71
Mittelwert	55	47	59

Aus Tab. 28 geht hervor, dass die Anlage, bezogen auf den bei der Bemessung angenommenen Einwohnerwert, Kapazitätsreserven aufweist. Der durchschnittliche Auslastungsgrad der Anlage hat zwischen 1998 und 1999 abgenommen, ist aber 2000 angestiegen. Beim Vergleich des Mittelwertes des tatsächlichen Auslastungsgrades im Jahr 1999 (47%), 2000 (59%) und mit dem sich rechnerisch aus dem in der behördlichen Statistik angegebenen Einwohnerwert ergebenden Wert von 71% (für 2001) zeigt sich eine kontinuierliche Zunahme der tatsächlichen Auslastung. Das kann mit der Zunahme des mittleren täglichen Durchflusses von 369 m³/d im Jahr 1999, 449 m³/d 2000 auf 479 m³/d 2001 zusammenhängen.

Auffallend ist die vergleichsweise hohen P-Belastung der Anlage. So lag der mittlere P-Einwohnerwert in jeden Jahr über den anderen mittleren Einwohnerwerten.

Das CSB/BSB₅-Verhältnis hat leicht abgenommen, wobei auch die Schwankungsbreite im Vergleich zum Jahr 1999 kleiner geworden ist (Tab. 29).

Tab. 29: Durchschnittliche CSB/BSB₅-Verhältnisse im Zulauf der Anlage Warnstedt (Mittelwerte aus den Stichproben der Eigenüberwachung)

	1998	1999	2000
CSB/BSB ₅ (Variation)	2,2 (0,8 – 3,4)	2,2 (1,7 – 4,0)	1,9 (1,4 – 2,5)

Die mit den durchschnittlichen BSB₅-Frachten (Tab. 28) berechneten Raumbelastungen, bezogen auf das Volumen, sind in Tab. 31 enthalten. Entsprechend der zugenommenen Frachtbelastung der Anlage, hat auch der Wert der Raumbelastung zugenommen, liegt aber deutlich unter dem Bemessungswert von 48 g/(m³·d). Der im ATV-A 201 empfohlenen Wert von 25 g/(m³·d) wird im Jahr 2000 überschritten. Der Bemessungswert für die BSB₅-Raumbelastung der Abwasserteichanlage Warnstedt liegt mit 48 g/(m³·d) deutlich über dem im ATV-A 201 empfohlenen Wert von 25 g/(m³·d).

Tab. 30 Durchschnittliche BSB₅-Raumbelastung der Abwasserteichanlage Warnstedt

	Bemessung	1998	1999	2000
Raumbelastung [g/(m ³ ·d)]	48	25	19	26

Daten über die Höhe der pH-Werte des Zulaufes liegen nicht vor.

Ablaufwerte und Reinigungsleistung

Für die Auswertung stehen die Daten der behördlichen Überwachung aus dem Zeitraum 1995 bis Juli 2002 zur Verfügung. Aus der Eigenüberwachung liegen Daten aus den Jahren 1998 bis März 2002 unterschiedlichen Formen vor. In Tab. 31 sind die mittleren Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Warnstedt für die Jahre 1995 bis 2002 aus allen vorhandenen Daten angegeben. Nähere Informationen zu den Datenquellen sind in den Fußnoten enthalten.

Tab. 31: Mittlere Ablaufwerte der Abwasserteichanlage Warnstedt, 1995 bis Juli 2002 (aus filtrierten und unfiltrierten Proben, Filtration deutlich algengefärbter Proben mit 1,2 µm Zellulosefilter, ansonsten homogenisierte, qualifizierte Mischprobe)

Parameter	Ablaufkonzentrationen[mg/l]								Ü-Wert
	1995 ¹⁾	1996 ¹⁾	1997 ¹⁾	1998 ²⁾	1999 ³⁾	2000 ³⁾	2001 ⁴⁾	2002 ⁵⁾	
BSB ₅	6 (n=3)	21 (n=4)	16 (n=2)	10 (n=20)	16 (n=26)	25 (n=21)	37 (n=2)	4 (n=1)	25
CSB	34 (n=3)	76 (n=4)	75 (n=2)	84 (n=40)	81 (n=65)	100 (n=45)	126 (n=2)	n.b. (n=0)	110
NH ₄ -N	25 (n=3)	31 (n=4)	35 (n=2)	41 (n=4)	43 (n=16)	50 (n=16)	47 (n=4)	50 (n=2)	
NO ₃ -N	0,2 (n=3)	1,2 (n=4)	0,2 (n=2)	0,3 (n=4)	0,5 (n=16)	0,6 (n=16)	0,2 (n=4)	0,6 (n=2)	
NO ₂ -N	0,1 (n=3)	0,2 (n=4)	0,1 (n=2)	0,1 (n=4)	0,2 (n=16)	0,1 (n=16)	0,1 (n=4)	0,4 (n=2)	
N _{anorg ges}	25 (n=3)	32 (n=4)	35 (n=2)	42 (n=40)	43 (n=65)	49 (n=45)	51 (n=46)	54 (n=13)	50
P _{ges}	2,2 (n=3)	3,2 (n=4)	3,8 (n=2)	4,4 (n=39)	4,6 (n=64)	5,4 (n=45)	4,6 (n=48)	2,7 (n=13)	4

1) Werte aus behördlicher Überwachung
 2) Werte aus behördlicher Überwachung, zusätzlich für BSB₅, CSB, N_{ges} und P_{ges} Werte aus Stichproben der Eigenüberwachung
 3) Werte aus behördlicher Überwachung, zusätzlich für BSB₅, CSB, N_{ges} und P_{ges} Werte aus Stichproben und für NH₄-N, NO₂-N und NO₃-N Monatsmittelwerte der Eigenüberwachung
 4) Werte aus behördlicher Überwachung, zusätzlich für N_{ges} und P_{ges} Werte aus Stichproben der Eigenüberwachung
 5) Werte aus behördlicher Überwachung, zusätzlich für N_{ges} und P_{ges} Werte aus Stichproben der Eigenüberwachung bis März 2002

Werte aus filtrierten und unfiltrierten Proben, algenbehaftete Proben werden mit Zellulosefilter 1,2 µm Porenweite filtriert, ansonsten werden die Proben homogenisiert

Die durchschnittlichen jährlichen Eliminationsleistungen haben beim BSB₅-, CSB und P_{ges}-Abbau vom Jahr 1998 zum Jahr 2000 abgenommen. Die CSB- und BSB₅-Elimination nahm nur leicht ab. Die P_{ges}-Elimination dagegen verringerte sich um rund 15%. Für N_{ges} liegen keine Zulaufwerte vor, deshalb kann eine Berechnung der Eliminationsleistung nicht erfolgen.

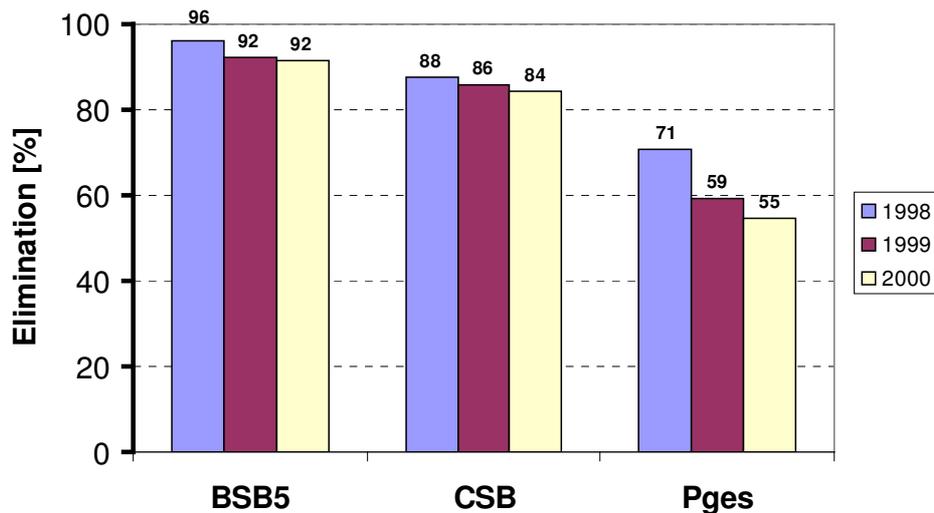


Bild 25: Eliminationsleistungen der Anlage Warnstedt in den Jahren 1998, 1999 und 2000 (Mittelwerte aus den Stichproben der Eigenüberwachung)

- BSB₅

In Hinblick auf die BSB₅-Ablaufwerte ist die Reinigungsleistung der Anlage ausreichend. Da aus den Jahren 2001 und 2002 nur 2 bzw. 1 Wert vorliegen, kann für diesen Zeitraum keine genaue Aussage getroffen werden. Im Zeitraum von 1998 bis 2000 ist eine leichte Erhöhung des durchschnittlichen Jahresablaufwertes bei einer gleichzeitig, geringen Abnahme der Reinigungsleistung zu verzeichnen. 1999 lagen 2 der 23 Stichproben der Eigenkontrollen über dem Überwachungswert von 25 mg/l, 2000 waren schon 7 von 18 Stichproben. In den Wintermonaten ist die Anzahl der Überschreitungen am größten.

- CSB

Die Reinigungsleistung der Anlage in Bezug auf die CSB-Ablaufwerte ist ebenfalls ausreichend. Da aus den Jahren 2001 und 2002 nur 2 bzw. gar keine Werte vorliegen, kann für diesen Zeitraum keine genaue Aussage getroffen werden. Bei Auswertung der Stichproben der Eigenüberwachungen lag 1998 nur einer der 61 CSB-Ablaufwerte über dem Überwachungswert von 110 mg/l. In dem Zeitraum von Ende Dezember 1999 bis Anfang Februar 2000 überschritten alle Ablaufwerte den Überwachungswert.

- CSB/BSB₅-Verhältnis

Das CSB/BSB₅-Verhältnis der Ablaufwerte nahm in dem Zeitraum von 1998 bis 2000 ab. Auch die Schwankungsbreite wurde geringer (insgesamt 2,0 bis 19,3).

- TOC

In der behördlichen Überwachung wird zusätzlich der TOC-Gehalt des Ablaufes bestimmt. Für die Anlage ist kein Überwachungswert festgelegt. Der TOC-Ablaufwert soll laut ABWASSERVERORDNUNG ein Viertel vom CSB-Ablaufwert betragen. Dieses Verhältnis wird in den Jahren 1999 und 2001 erreicht. In den anderen Jahren fällt das Verhältnis schlechter aus. Aus den Jahresmittelwerten ist kein eindeutiger Trend erkennbar. Bei Auswertung der Stichproben der behördlichen Überwachung ist eine leichte Zunahme zu verzeichnen, die Schwankungen unterliegt.

Tab. 32: Durchschnittlicher TOC-Wert im Ablauf der Anlage Warnstedt, 1995 – 2002 (aus Stichproben der behördlichen Überwachung)

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
TOC [mg/l]	12 (n=3)	26 (n=4)	26 (n=2)	29 (n=4)	22 (n=4)	37 (n=3)	31 (n=2)	19 (n=1)

- AFS

Die Bestimmung der AFS-Gehalte des Ablaufes der Anlage Warnstedt ist in der behördlichen und Eigenüberwachung nicht vorgesehen.

- Stickstoffparameter

Für den $N_{\text{ges.}}$ -Ablaufwert ist für die Anlage Warnstedt ein Überwachungswert von 50 mg/l festgelegt. Seit 1995 ist ein kontinuierlicher Anstieg der Jahresmittelwerte erkennbar. Von 24,7 mg/l im Jahr 1995 stieg der Wert auf 51,46 mg/l im Jahr 2001. Ab Oktober 1999 häufen sich die Überschreitungen des Überwachungswertes.

Bei der Auswertung der behördlichen Überwachungsergebnisse fällt auf, dass die Nitritablaufwerte im Frühjahr höher ausfallen. Auch die Nitratablaufwerte weisen in diesem Zeitraum höhere Werte auf. Im Frühjahr scheinen die Prozesse für die Nitrifikation bzw. Denitrifikation nicht vollständig ablaufen zu können.

- $P_{\text{ges.}}$

Für den $P_{\text{ges.}}$ -Ablaufwert ist für die Anlage Warnstedt ein Überwachungswert von 4 mg/l festgelegt. Der Jahresmittelwert lag in den Jahren 1998 bis 2001 immer über dem Überwachungswert. 2002 überschreiten nur 2 der 13 vorhandenen Stichprobenergebnisse den Überwachungswert. In den Jahren zuvor sah dieses Verhältnis wesentlich schlechter aus. Die Auswertung der Stichproben der behördlichen und der Eigenüberwachung ergab, dass 1998 15 der 39 Stichprobenergebnisse, 1999 51 der 64 Stichprobenergebnisse, 2000 38 der 45 Stichprobenergebnisse und 2001 26 der 48 Stichprobenergebnisse über dem Überwachungswert lagen. Gerade in der Winterzeit aber auch im Sommer häuften sich die Überschreitungen. Seit Februar 2001 wird Fe-III-Chlorid zur Fällung eingesetzt. Wie die Auswertung der Ablaufwerte zeigt, verbesserten sich die Ablaufergebnisse aufgrund des Einsatzes des Fällungsmittels seit März 2001.

- pH-Wert

Die pH-Werte liegen weder aus Daten der behördlichen Überwachung noch der Eigenüberwachung vor.

Ergebnisse der Vor-Ort-Untersuchung vom 24.10.2002

Am Untersuchungstag war es sonnig bei leichten Windböen. Die Lufttemperatur betrug ca. 11 °C.

Im Rahmen des Projektes sind nur Zu- und Ablaufparameter von der gesamten Anlage bestimmt wurden. Von jedem Teich wurden aber zusätzlich im Ablauf die Temperatur, die Sauerstoffkonzentration, der pH-Wert und der TS-Gehalt gemessen.

Tab. 33: Messwerte vom Zu- und Ablauf der Teiche der Anlage Warnstedt am 24.10.2002

Messstelle	Temperatur [°C]	O ₂ -Gehalt [mg/l]	pH-Wert	TS-Gehalt [mg/l]
Zulauf	12,4	1,3	8,0	657
Belüfteter Teich	10,9	3,4	7,8	30
Schönungsteich/Ablauf	9,7	1,0	7,8	10

Tab. 34: Messergebnisse vom Zu- und Ablauf der Abwasserteichanlage Warnstedt (Stichprobe vom 24.10.2002)

Messstelle	CSB _{unfilt.}	CSB _{filt.}	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P _{ges}	TS-Konz.
Zulauf [mg/l]	731	173	81	< 2	< 1,5	657
Ablauf [mg/l]	209	44,7	44,5	< 2	< 1,5	10
Wirkungsgrad [%]	71	74	45	-	-	98

Bei dieser Stichprobe fällt auf, dass der unfiltrierte CSB-Ablaufwert nicht zu der gemessenen TS-Konzentration passt. Ein Messfehler bei der Bestimmung des CSB_{unfilt.}-Ablaufwertes ist nicht auszuschließen. Die Werte liegen über den Ergebnissen der Eigenüberwachung.

Bewertung der Sauerstoffverteilung

Die Verteilung der Sauerstoffkonzentration sind in der Fläche und im Profil gemessen worden. Die Sauerstoffkonzentrationen in 100 cm Tiefe sind im ersten, belüfteten Teich im Bereich des Zulaufes am höchsten. In 10 cm und 50 cm Tiefe sind die Sauerstoffkonzentrationen bei Werten zwischen 3,6 mg/l und 3,8 mg/l ziemlich homogen im Wasserkörper verteilt. Deutlich ist der Sauerstoffeintrag des Belüfters hinter der Leitwand zu erkennen. Die Darstellungen befinden sich im Anhang.

In Tab. 35 ist für den belüfteten Teich die vorhandene und die erforderliche Leistungsdichte, der Sauerstoffbedarf, der sich aus der mittleren BSB₅-Fracht des Jahres 2000 ergibt, sowie der Sauerstoffeintrag der Belüfter aufgeführt. Die gemessenen Sauerstoffwerte zeigen, dass der Sauerstoffeintrag der Belüfter leicht unter dem mittleren Sauerstoffbedarf liegt.

Tab. 35: Kennzahlen der Belüftung, Abwasserteichanlage Warnstedt

	Einheit	Belüfteter Teich	
Vorh. Leistungsdichte	[W/m ³]	2,0	
Erford. Leistungsdichte ¹⁾	[W/m ³]	1 - 3	
Mittlerer O ₂ -Bedarf [1,5 kgO ₂ /kg BSB ₅] ¹⁾	[kgO ₂ /h]	9,5	12,3 (Bemessung) ²⁾
O ₂ -Eintrag ³⁾	[kgO ₂ /h]	8,1	
¹⁾ nach ATV-A 201 (1989) mit Zulaufkraft aus dem Jahr 2000 ²⁾ laut Berechnungsunterlagen 1993 ³⁾ O ₂ -Ertrag der Wendelbelüfter: 0,9 kgO ₂ /kWh Herstellerangaben, bei einer Annahme von 18 h Laufzeit am Tag			

Die Sauerstoffkonzentrationen im Schönungsteich sind im Zulaufbereich am höchsten. Im Bild im Anhang wird sichtbar, dass im mittleren und im Abflussbereich die niedrigsten Sauerstoffkonzentrationen (<0,4 mg O₂/l in 1 Meter Tiefe) zu verzeichnen waren. Diese Bereiche deuten auf Bereiche hin, in denen Restabbauprozesse stattfinden. Im direkten Ablaufbereich war die Sauerstoffkonzentration wieder etwas höher.

Durchströmungsverhalten

Die Fließgeschwindigkeiten wurden in den Teichen der Abwasserteichanlage Warnstedt in der Fläche und im Profil gemessen.

In allen Tiefen ergaben die Messungen im ersten Teich, dass die Fließgeschwindigkeiten im Bereich vor bzw. um die Belüfter am höchsten waren. Die Fließgeschwindigkeiten unterhalb des Ablaufes waren teilweise kleiner als der Messbereich von 0,01 m/s. In diesem Bereich liegt eine „beruhigte Zone“. Die Fließgeschwindigkeiten und die Fließrichtungen sowie die Ergebnisse aus den Untersuchungen zur Temperatur- und Sauerstoffverteilung in dem Teich zeugen von einer guten Durchmischung des Wasserkörpers. Die Darstellungen befinden sich im Anhang.

Im Schönungsteich lagen die Fließgeschwindigkeiten zum großen Teil unter 0,01 m/s. Die Fließrichtung wurde in Richtung Abfluss festgestellt.

Bewertung der Temperaturverteilung

Die Temperaturmessung der Teiche der Abwasserteichanlage Warnstedt erfolgte jeweils in der Fläche und im Profil.

Die Messungen im ersten, belüfteten Teich ergaben eine erhöhte Temperatur im Zulaufbereich. Die niedrigsten Temperaturen lagen bei 10,4 °C unterhalb des Zulaufbereiches. Im Ablaufbereich nahmen die Temperaturen im leicht zu.

Im mittleren Teil des unbelüfteten Schönungsteiches die Temperatur aufgrund der Beschattung durch den Schilfbewuchs der Sickerdämme niedriger ist als in dem Zulaufteil bzw. im Ablaufteil.

Zusammenfassung und Optimierungsvorschläge

Für eine zufriedenstellende Aussage liegen zu den Ablaufparametern der Abwasserteichanlage Warnstedt nicht genügend Daten, vor allem der letzten zwei Jahren, vor.

Es deutet sich jedoch an, dass die BSB₅-Ablaufwerte eingehalten werden, während es beim CSB tendenziell Probleme gibt. Möglicherweise kann durch Optimierung der Fällmittelzugabe auch ein positiver Effekt auf die organischen Parameter erzielt werden.

Die Anlage ist zu annähernd 50% ausgelastet. Die Zulaufkonzentrationen haben sich in den letzten Jahren erhöht. Gleichzeitig hat die Eliminationsleistung abgenommen. Diese Konstellation führte zur Erhöhung der Ablaufwerte.

Die Durchströmungs- und Sauerstoffverhältnisse im 1. Teich sind zufriedenstellend. Die **Umwälzung des Wasserkörpers** kann noch **optimiert** werden, damit homogenere Verhältnisse sich einstellen können.

Die sauerstoffarmen Regionen im mittleren und Ablaufbereich des Schönungsteiches geben einen Hinweis auf hier stattfindende Abbauprozesse. Diese verlaufen nach Auswertung der vorhandenen Daten nicht immer vollständig.

Um ein genaues Reinigungsprofil der Anlage erstellen zu können, sollten in weiteren Untersuchungen alle Parameter aus allen Teilabschnitten der Anlage, speziell aus den drei Segmenten des Schönungsteiches erstellt werden. In diesem Teil der Anlage bietet sich auch ein Tracerversuch an, da von keinen optimalen Durchströmungsverhältnissen ausgegangen werden kann. Aufgrund des vermuteten hohen partikulären Anteils des CSB im Ablauf sind ggf. die Sickerdämme auf Kurzschlüsse zu überprüfen.

5 Vergleichende Bewertung und Empfehlungen

Ein direkter Vergleich von Kläranlagen ist aufgrund ihrer unterschiedlichen Ausbaugrößen, Gestaltungen, Lagen, Zulaufbelastungen usw. nur begrenzt möglich. In Tab. 36 sind die wichtigsten Kenngrößen der untersuchten Anlagen gegenübergestellt.

Tab. 36: Vergleich der untersuchten Kläranlagen

Parameter	KA Söllichau	KA Heiligenthal	KA Walbeck	KA Warnstedt
Ausbaugröße [E]	1.145	4.700	3.000	4.700
Anschlussgröße [E] ²⁾	460	3.462	2.400	2.533
CSB-Zulauf [mg/l]	205	824	3.037	648
CSB-Ablauf [mg/l]	50	197	159	126
BSB ₅ -Zulauf [mg/l]	85	383	1.937	339
BSB ₅ -Ablauf [mg/l]	6	43	34	37
NH ₄ -Ablauf [mg/l]	29	64	58	47
P _{ges} -Ablauf [mg/l]	1,1	10,1	10,8	2,7
B _R [g/(m ³ .d)] ¹⁾	2,7	33	27	26
O ₂ -Bedarf ¹⁾	1,7	13	9	9,5
O ₂ -Eintrag [kgO ₂ /h]	2,5	10,8	1,8	8,1
1) aus Ist-Belastung 2) aus aktuellstem Jahresbericht bezogen auf die BSB ₅ -Zulaufkraft Mittlere Zu- und Ablaufwerte aus 2001, bei KA Warnstedt Zulaufwerte aus 2000				

Die KA Söllichau hat im Vergleich zu den anderen Anlagen, bedingt durch das Mischsystem, die niedrigsten Zulaufkonzentrationen und damit verbunden auch die besten Ablaufergebnisse beim CSB und BSB₅. Die KA Walbeck hat extrem hohe Zulaufgehalte, die vorwiegend durch gewerblichen Anschluss (Fleischerei) verursacht werden. Die mittleren CSB- und BSB₅-Ablaufwerte der KA Heiligenthal, KA Walbeck und KA Warnstedt liegen über den Überwachungswerten von 110 mg CSB/l und 25 mg BSB₅/l. Die Raumbelastung hat entsprechend der Zulaufgehalte zugenommen. Bei den KA Heiligenthal, KA Walbeck und KA Warnstedt übersteigt sie sogar den empfohlenen Wert von < 25 g/(m³·d).

Da die Anlagen nicht vollständig ausgelastet sind, reicht der Sauerstoffeintrag bei den KA Söllichau und KA Warnstedt aus (Vgl. Kapitel 4.2). Bei den KA Heiligenthal und KA Walbeck muß der Sauerstoffeintrag erhöht werden. Bei den Anlagen Söllichau und Warnstedt werden Phosphatfällungsmittel eingesetzt. Entsprechend positiv fallen hier die Ablaufwerte aus. Alle Anlagen haben systembedingt Probleme beim Stickstoffelimination.

Bei ähnlichen Untersuchungen im Raum Neubrandenburg an zwei belüfteten Anlagen wurden andere Ergebnisse festgestellt. Beide Anlage haben zwei belüftete Teiche und einen Schönungsteich. Jeweils im ersten belüfteten Teich ergaben die Flächen- und Profilmessungen nur sehr geringe Sauerstoffkonzentrationen (<0,4 mg/l) trotz berechneter, ausreichender Sauerstoffzufuhr. Die Sauerstoffverhältnisse im zweiten Teichen waren dagegen wieder zufriedenstellend (>4 mg/l). Die Zulaufkonzentrationen sind ähnlich hoch wie die der KA Heiligenthal. Beide Anlagen haben Probleme hinsichtlich der Einhaltung des CSB-Überwachungswertes, die größere Anlage ebenfalls beim der Einhaltung des BSB₅-Überwachungswertes.

Allgemein lässt sich feststellen, dass sich in den letzten Jahren die Zulaufkonzentrationen erhöht haben. Generelle Empfehlungen zur Verbesserung von Abwasserteichanlagen können nicht gegeben werden. Es sind jeweils die spezifischen Randbedingungen vor Ort zu beachten. Es zeigt sich jedoch, dass bei Trennsystemen und bei einer guten Vorreinigung tendenziell niedrige Ablaufwerte erreichbar sind. Zur gezielten Optimierung von Teichanlagen erscheinen Einzeluntersuchungen zu den Reinigungsleistungen der jeweiligen Einzelteiche sowie gegebenenfalls Messkampagnen, in denen z.B. durch Tracermessungen die tatsächliche Aufenthaltszeit ermittelt wird, sinnvoll. Ebenfalls sollten Untersuchungen zur Abbaubarkeit des CSB erfolgen.

6 Ergänzende Hinweise zum ATV-DVWK-A 201

6.1. Ansätze zur Bemessung/Modellierung von Abwasserteichen

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

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

In Deutschland sind die Mindestanforderungen der Ablaufqualität an die Anlagengröße gekoppelt s. ABWASSERVERORDNUNG, ANHANG 1, 2002. 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. 37).

Tab. 37: Bemessungsparameter für Abwasserteichanlagen nach ATV-ARBEITSBLATT 201 (STAND 2002)

Kenngröße	Bemessungsparameter	Wassertiefe	Anzahl 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: $1 - 3 \text{ W/m}^3$	$1,5 - 2,5 \text{ m}$	Mind. 3 ¹⁾ bzw. 2
Nachklär- u. Schönungsteich	Durchlaufzeit bei Trockenwetter: $1 - 5 \text{ d}$	$1 - 2 \text{ m}$	

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.

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 erfolgt die Bemessung von unbelüfteten Abwasserteichen mittels eines komplexen, auf kinetischen Parameter beruhenden Ansatzes. 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.

Ein seit kurzem verfügbares kinetisches Modell zur Berechnung von unbelüfteten und belüfteten Teichanlagen wurde am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover entwickelt. Es ist Bestandteil des DENIKaplus-Programms. Berechnet werden können erforderliche Teichvolumina und Oberflächen bei vorgegebenem Reinigungsziel sowie erreichbare Ablaufwerte bei Eingabe vorhandener Parameter (Wassertemperatur, Beckengröße usw.).

Bild 26 zeigt die Ergebnisse eines Vergleiches der aus den verschiedenen Bemessungsansätzen resultierenden BSB₅-Flächenbelastungen (Annahmen: spezifischer Abwasseranfall bei 100% Fremdwasseranfall 150 l/(E·d), spezifische Zulauftracht (ohne Vorklärung) 60 g BSB₅/(E·d), zu erreichender BSB₅-Ablaufwert 30 g BSB₅/(E·d), Lufttemperatur 5 °C). Die höchste BSB₅-Flächenbelastung ist in Deutschland zulässig. Dementsprechend niedrig wird der Flächenbedarf eingestuft, was womöglich eine negative Auswirkung auf die Reinigungsleistung haben könnte (BARJENBRUCH & BROCKHAUS, 2002). ABIS & MARA (2002) kommen zu ähnlichen Ergebnissen.

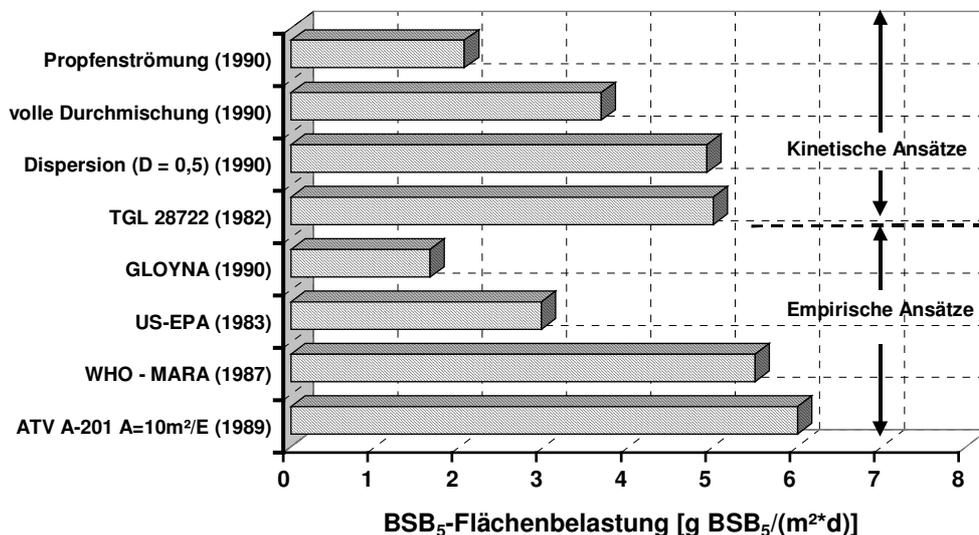


Bild 26: Vergleich der zulässigen BSB₅-Flächenbelastung bei verschiedenen Berechnungsansätzen (T= 5 °C; spez. BSB₅=60 g/(E·d); spez. Q= 150 l/(E·d)) (BARJENBRUCH & BROCKHAUS, 2002)

Nach der neuesten ATV-A 201-VERSION (STAND 01.07.2002) 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 überwiegend bei Bemessungen < 10 m²/E aber auch bei Bemessungen > 10 m²/E erhöhte CSB- und BSB₅-Ablaufwerte auftreten (Bild 27).

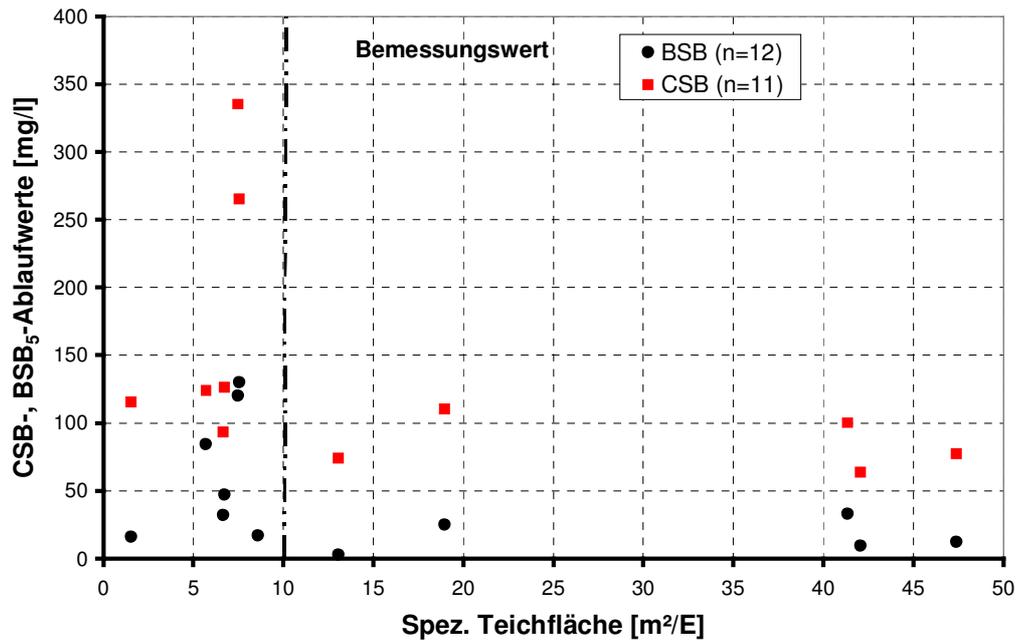


Bild 27: CSB- und BSB₅-Ablaufwerte ausgewählter unbelüfteter Abwasserteiche Sachsen-Anhalts in Abhängigkeit von der einwohnerspezifischen Flächenbelastung (bezogen auf die ersten zwei Teiche jeder Anlage)

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 28).

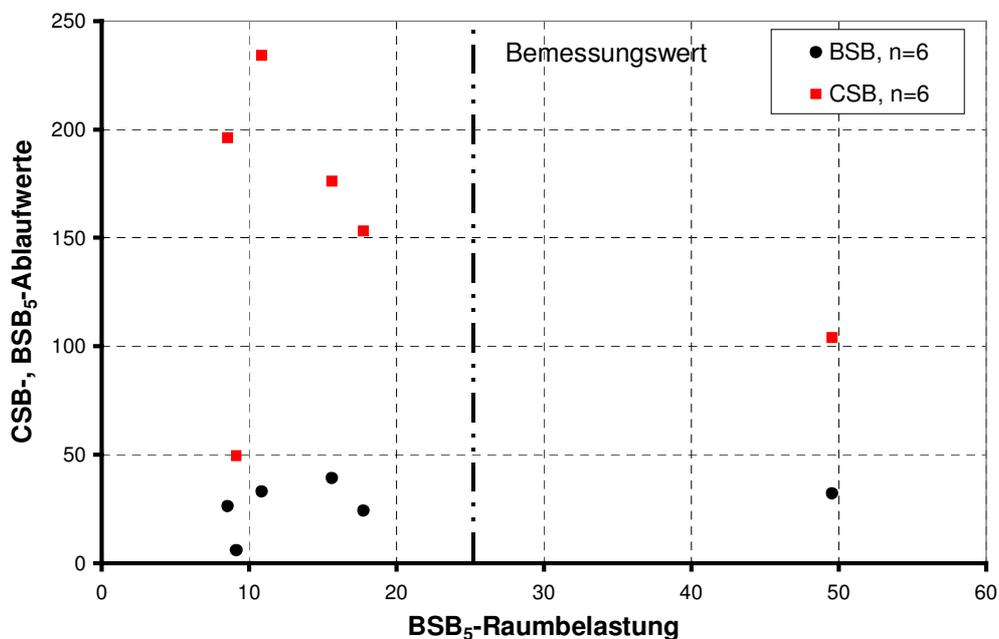


Bild 28: CSB- und BSB₅-Ablaufwerte ausgewählter technisch belüfteter Abwasserteiche Sachsen-Anhalts in Abhängigkeit von der BSB₅-Raumbelastung

Die Daten zeigen, dass die Ablaufwerte nicht nur von der spezifischen Teichfläche bzw. BSB₅-Raumbelastung als Bemessungskriterium abhängen, sondern weitere Faktoren, wie Gestaltung (Anordnung von Zu- und Ablauf, Längen-Breiten-Verhältnis usw.) sowie Betrieb und Wartung eine Rolle spielen. Diese Abhängigkeiten sind aber schwer darstellbar, da die Gestaltung der Anlagen sowie die ortsspezifischen Faktoren sehr unterschiedlich ausfallen.

6.2. Betrieb von Abwasserteichanlagen

In Deutschland gibt es seit mehreren Jahrzehnten Untersuchungen zum Betrieb von unbelüfteten und belüfteten Abwasserteichanlagen. Unter anderem wurden in den Bundesländern Bayern, Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern die Reinigungsleistungen von Abwasserteichanlagen untersucht und ausgewertet. In der Tab. 38 sind Ergebnisse über mittlere BSB₅- und CSB-Ablaufwerte aus ausgewählten Untersuchungen dargestellt. Für Auswertung der mittleren Ablaufwerte von Abwasserteichanlagen des Bundeslandes Sachsen-Anhalt wurden die Angaben der behördlichen Überwachung aus dem Jahr 2001 als Grundlage verwendet.

Tab. 38: Mittlere Ablaufwerte von Abwasserteichanlagen aus Untersuchungen in Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Bayern, Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt

Bundesland		Unbelüftete AT		Belüftete AT		Bemerkungen
		BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]	
Schleswig-Holstein (1980) <i>Jürgensen (1980)</i>		9 (n = 201)	52 (n = 163)	-	-	Werte aus abgesetzten, unfiltrierten Proben bestimmt
Niedersachsen (1980-1983) <i>Brauch & Neumann (1986)</i>		13 (n = 350)	67 (n = 350)	16 (n = 243)	94 (n = 243)	Werte aus abgesetzten und ggf. zentrifugierten Proben bestimmt
Bayern (1981 - 1996) <i>Bucksteeg (1999)</i>	GK1	9 (n = 1916)	47 (n = 1916)	8 (n = 234)	54 (n = 234)	Werte aus filtrierten Proben
	GK2	11 (n = 58)	48 (n = 58)	8 (n = 499)	50 (n = 499)	
Mecklenburg-Vorpommern (1997 - 2000)	GK1	24 (n = 420)	116 (n = 465)	21 (n = 51)	103 (n = 57)	Werte aus filtrierten und unfiltrierten Proben
	GK2	20 (n = 36)	113 (n = 45)	28 (n = 48)	132 (n = 59)	
Sachsen-Anhalt <i>eigene Erhebung (2002)</i>	GK 1	45 (n=39)	129 (n=37)	44 (n=10)	174 (n=9)	Werte aus filtrierten und unfiltrierten Proben
	GK 2	40 (n=3)	147 (n=3)	34 (n=11)	147 (n=11)	

Erläuterungen: AT - Abwasserteich; n - Anzahl der Ablaufuntersuchungen; GK - Größenklasse entsprechend der Abwasserordnung

Die Ergebnisse der Untersuchung in Sachsen-Anhalt aber auch in Mecklenburg-Vorpommern fallen schlechter aus als die der Untersuchungen in den anderen Bundesländern. Die Ablaufwerte beziehen sich auf die Mittelwerte aus der behördlichen Statistik (Stand 12/2001). Bei beiden Untersuchungen handelt es sich um neuere Erhebungen. Die Ergebnisse enthalten auch Ablaufwerte aus unfiltrierten Proben, dadurch verschlechtern sich auch die Mittelwerte. Die Untersuchung in Bayern enthielt dagegen nur Werte aus filtrierten Proben, was entsprechend zu besseren Werten führt.

Weitere mögliche Ursachen für die Unterschiede sind unter anderem:

- ungünstige Gestaltung der Teiche (Durchströmungsverhalten, Aufenthaltszeit, Teichgeometrie usw.),
- unzureichende Wartung,
- erhöhte organische Zulaufbelastungen,
- Probenahmezeitpunkt (Jahreszeit),
- Entwässerungsverfahren (Trenn- / Mischsystem),
- Analytik, unterschiedliche Handhabung zur Herstellung algenfreier Proben.

Bei belüfteten Abwasserteichanlagen wurden u.a. durch STUMP (2002) und die ENTSORGUNGSGESELLSCHAFT ELBE MBH (1999) beobachtet, dass durch die eingesetzte Belüfertechnik keine unvollständige Durchmischung und mit einhergehenden ungünstigen Durchströmungsverhältnissen (BORCHARDT & MENHADJ, 2001) nur eine ungleichmäßige Sauerstoffverteilung erreicht wird. Mit den negativen Auswirkungen werden die zu hohen Belastung der Nachklär- bzw. Schönungsstufe unter anderem begründet (STUMP, 2002; BORCHARDT & MENHADJ, 2001).

6.3. Optimierungsmöglichkeiten zur Verbesserung der Reinigungsleistung

Um die Reinigungsleistung von Abwasserteichen zu verbessern, müssen zunächst die Ursachen ermittelt werden. Als Methoden empfehlen sich:

- Kontrolle der Funktion der Vorreinigung,
- Sorgfältige Auswertung der Daten aus der behördlichen und Eigenüberwachung zur Feststellung des Belastungszustandes, des Fremdwassereinflusses u. a.,
- Untersuchungen zum Durchströmungsverhalten (Tracerversuche, Verwendung von CFD- (Computational Fluid Dynamic-) Programmen)
- Erfassung des Windeinflusses (z.B. Beobachtungen von Schwimmkörpern),
- Profil- und Flächenaufnahmen zur Geschwindigkeit-, Temperatur- und Sauerstoffverteilung, um den ausreichenden Energieeintrag bzw. Sauerstoffversorgung zu bestimmen.
- Temperaturunterschiede im Teich (nähere Untersuchungen durch SALTER ET AL. (2000), DITTRICH (1985)) sowie
- Schlammakkumulation (nähere Untersuchungen durch CHABIR ET AL. (2000), NELSON & JIMENEZ (2000), PENA ET AL. (2000), VEGA ET AL. (2002), Empfehlungen zur Schlammräumung im ATV-ARBEITSBLATT 201 (1989)).

Die Reinigungsleistung kann durch folgende Maßnahmen verbessert werden:

- Entschlammung der Teiche (Abpumpen des Überstandswassers mit anschließender Schlammräumung mittels verschiedener Techniken bzw. direkte Schlammabsaugung durch schwimmende Transportleitungen; Konsolidierungsphase beachten),
- Optimierung des Durchströmungsverhaltens (Einbau von Leitdämmen usw.),
- Umbau zu einer technisch belüfteten Anlage (Umwälzung und Sauerstoffeintrag bei nicht ausreichender Teichtiefe beachten),

- Maßnahmen zur Erhöhung der Biomasse (Umbau zu einer einfachen SBR-Anlage; Constant-Water-level-SBR – Verfahren mit „schwimmenden Segeln“, die Teichvolumen in Zonen aufteilen; Einbau nachgeschalteter Sand- bzw. Tuchfilter mit Schlammrückführung bei technisch belüfteten Anlagen),
- Kombination mit anderen technischen Verfahren (ATV-A 201, STAND 2002), mit vertikalem Pflanzenbeet (KAYSER ET AL., 2002),
- Rückhalt suspendierter Stoffe (Einbau von intermittierend beschickten Sandfiltern (Untersuchungen von MIDDLEBROOKS (1995)), Kiesfiltern (Untersuchungen von MIDDLEBROOKS (1995), STEINMANN ET AL. (2000), JOHNSON & MARA (2002)), Schilfbeeten sowie kombinierten Teichfiltersystemen (diverse Untersuchungen von MIDDLEBROOKS (1995), STEINMANN ET AL. (2000), JOHNSON & MARA (2002))).

7 Zusammenfassung und Ausblick

Im Rahmen des Abschlussberichts wurden Ergebnisse zum Betrieb von Abwasserteichanlagen, zu Optimierungsmöglichkeiten zur Verbesserung der Reinigungsleistung sowie zu Bemessungsansätzen und Bemessungsmodellen aufgezeigt. Weiterhin sind Ergebnisse der Untersuchungen zum Einfluss der Analysemethoden auf die Herstellung algenfreier Proben dargestellt worden. Die Resultate erbrachten, dass:

- in Deutschland mit dem empirischen Bemessungsansatz nach dem ATV-A 201 (STAND 2002) die höchste Flächenbelastung im internationalen Vergleich zugelassen werden;
- die Reinigungsleistungen der Abwasserteichanlagen, auch von neuen Anlagen, nicht immer ausreichen, wobei die Gründe hierfür sehr vielseitig sein können (Konstruktion, erhöhte Zulaufkonzentrationen, Wartung, lange Verweilzeit usw.);
- keine bundesweit einheitliche Analysemethode zur Herstellung algenfreier Proben bei den behördlichen Überwachungen festgelegt und damit eine Vergleichbarkeit der Messergebnisse nicht gegeben ist;
- keine verbindliche generelle Aussage zur Optimierung möglich ist, da jeweils die spezifischen Randbedingungen vor Ort beachtet werden müssen (Größe, Gestaltung, Lage, Zulaufbelastungen usw.);
- tendenziell bei Abwasserteichen, die aus einem Mischsystem beschickt werden, niedrigere Ablaufwerte erreichen.
- gute Vorreinigungssysteme ebenfalls die Prozessstabilität erhöhen; beim Einsatz von Fällmittel kann ggf. auch die organische Last verringert werden
- die Zulaufkonzentrationen in den letzten Jahren zugenommen haben, weitergehende Untersuchungen zu Ursachen wären erforderlich;
- eine gezielte Stickstoffelimination bei Abwasserteichen nur mit technischen Erweiterungen (z.B. Festbett, Tropfkörper, Pflanzenkläranlage oder eingebaute Aufwuchsträger) erreicht wird.

Aus den spezifischen Untersuchungen an den KA Söllichau, KA Heiligenthal, KA Walbeck und KA Warnstedt können folgende Optimierungsmaßnahmen abgeleitet werden:

Abwasserteichanlage	Maßnahmen
Söllichau	<ul style="list-style-type: none">• Für eine gezielte Nitrifikation sollte eine technische Stufe nach- oder zwischengeschaltet werden (Festbett oder Tropfkörper ggf. Pflanzenkläranlage)• Zur Vermeidung von erhöhten BSB₅ sollten die Wasserlinsen regelmäßig während der Vegetationsperiode aus den Teichen entfernt werden.• Bei Optimierung der Fällung kann auch die Zulaufbelastung verringert werden.• Eine weitere Überprüfung der Zulaufbelastung erscheint ratsam.
Heiligenthal	<ul style="list-style-type: none">• Schlammräumung im ersten Teich, Schlammhöhe zwischen 15 cm und 70 cm;• Belüfter des ersten Teiches so ausrichten, daß der komplette Wasserkörper in die hydraulische Durchmischung einbezogen wird; ggf. ergänzende Umwälzeinrichtung zur Vermeidung des „Teetasseneffekts“• Einbau einer Leitwand in den zweiten Teich, da aufgrund der ungünstigen Anordnung von Zu- und Ablauf momentan ca. 2/3 des Teiches nicht direkt in die Reinigung einbezogen sind• Einbindung des dritten, schon vorhandenen Teiches in die Anlage zur Abwasserreinigung unter Beachtung der Anordnung von Zu- und Ablauf, eventuell Einbau einer Leitwand notwendig• Als letzte Maßnahme sollte die Ausbautiefe des ersten, belüfteten Teiches auf > 1,5 m Tiefe; erhöht werden;• Kontrolle der Maßnahmen durch Messungen
Walbeck	<ul style="list-style-type: none">• Abgeschalteten Belüfter im belüfteten Teich wieder in Betrieb nehmen;• Sanierung des Auslaufbauwerks• Stärkerer Schutz gegen Wildschäden erforderlich
Warnstedt	<ul style="list-style-type: none">• Optimierung der Umwälzung des Wasserkörpers im belüfteten Teich• Kontrolle der Sickerdämme• Prüfung der Strömungsverhältnisse im Nachklärteich, ggf. durch Tracerversuch

Weitere Untersuchungen zur Stabilisierung und eventuellen Verbesserung der Reinigungsleistungen von Abwasserteichanlagen erscheinen notwendig sind. Insbesondere ist die Fragestellung der Bildung von schlechter abbaubarem CSB zu überprüfen. Ebenfalls sollten die Fällungsmittelzugabe optimiert werden. Von besonderer Wichtigkeit erscheint die Kontrolle der vorgeschlagenen und später durchgeführten Maßnahmen auf die Wirksamkeit.

Rostock, Januar 2003

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
- ABWASSERVERORDNUNG (2002)* Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer und zur Anpassung der Anlage des Abwasserabgabengesetzes, vom 2.7.2002
- ATV-Arbeitsblatt A 201 (1989):* 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
- Borchardt D., Menhadj F. (2001):* Entscheidungsgrundlagen für den Einsatz von Teichkläranlagen, Internationaler Workshop Hannover: Ortsentwicklung und Abwasserreinigung in Teichkläranlagen
- Chabir D., El Ouarghi H., Brostaux Y., Vasel J.L. (2000):* Some influences of sediments in aerated lagoons and waste stabilization ponds, *Water Science and Technology* (42) 10-11: 237-246
- Dittrich A. (1985):* Transport und Sedimentation organischer Stoffe in Abwasserteichen, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Band 39
- Entsorgungsgesellschaft Elbe mbH (1999):* Einschätzung zum Leistungsverhalten des OT Scholene auf der Grundlage der Ortsbesichtigung und der Probenahme vom 3.1.1999 (unveröffentlicht)
- Escalante V., Moeller G., Rivas A. (2000):* Pond evaluation and upgrading in Mexico, *Water Science and Technology* (42) 10-11: 43-50
- Europäische Gemeinschaften (1991):* Richtlinie des Rates vom 21. Mai. 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Nr. L135/40
- 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
- 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 unbelüftete und belüftete Teiche, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover
- Johnson M., Mara D. (2002):* Research on waste stabilization ponds in the UK – II. Initial results from pilot-scale maturation ponds, reedbed channel and rock filters, *Water Science and Technology*, 5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, 2. - 5. Apr. 2002, Auckland Neuseeland: 11-18
- KAYSER K.; KUNST S.; FEHR G. VORMANNEK H. (2002):* Einsatz und Steuerungsmöglichkeiten von vertikal durchströmten Bodenfiltern zur Verbesserung der Ablaufqualität von unbelüfteten Abwasserteichen, Abwasserfachtagung „Pflanzenkläranlagen als Element der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum“ Veröffentlichung des Institut für Kulturtechnik und Siedlungswasserwirtschaft der Universität Rostock

- 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
- Middlebrooks E.J. (1995):* Upgrading pond effluents: an overview, *Water Science and Technology* (31) 12: 353-368
- Nelson K.L., Jimenes B.C. (2000):* Sludge accumulation, properties and degradation in a waste stabilization pond in Mexico, *Water Science and Technology* (42) 10-11: 231-236
- Pahl S. (1997):* Überprüfung von internationalen Bemessungsansätzen von natürlich belüfteten Abwasserteichen, Diplomarbeit an der TU Berlin, FB Siedlungswasserwirtschaft
- Pearson H. W. (1996):* Expanding the horizons of pond technology and application in an environmentally conscious world, *Water Science and Technology* (33) 7: 1-9
- 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
- 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
- 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
- STEINMANN C., WEINHART S., MELZER A. (2000):* Teiche mit Pflanzenfiltern - eine effektive Kombination zur Reinigung von Abwasser, *KA Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* (47), Nr. 10: 1524-1528
- 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.
- 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