

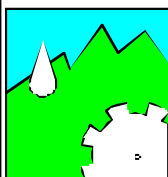
ABWASSERVERBAND AIZ

**Achental-Inntal-Zillertal
6261 Strass i.Z., Nr.150**

Biokorrosion

**Untersuchung und Darstellung
der biochemischen Umwandlungsprozesse
im Bereich der Druckrohrbeileitung Achenkirch**

Dezember 2000



**UNIVERSITÄT INNSBRUCK
INSTITUT UMWELTTECHNIK**
Vorstand: O.Univ.-Prof.Dipl.-Ing.Dr.techn. K. Ingerle

A - 6020 Innsbruck, Technikerstraße 13
Telefon: ++43 / 512 / 507 - 6921
Telefax: ++43 / 512 / 507 - 2911
E-mail: umweltechnik@uibk.ac.at

IUT

INSTITUT FÜR UMWELTECHNIK

an der Fakultät für Bauingenieurwesen und Architektur der Universität Innsbruck
Vorstand: o. Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Kurt Ingerle
A-6020 Innsbruck,Technikerstr. 13 - Telef. 0512/507/6921 - Fax 0512/507/2911

An den
AIZ-Abwasserverband
6261 Strass i.Z. Nr.150

20.12.2000

**Bericht: Untersuchung und Darstellung
der biochemischen Umwandlungsprozesse
im Bereich der Druckrohrbeileitung Achenkirch**

INHALTSÜBERSICHT

1. Allgemeines

1.1. Veranlassung

1.2. Literaturrecherche

1.3. Grundlagen der Schwefelumwandlung im Kanal

2. Untersuchung bestehender Verhältnisse und Umwandlungsprozesse

2.1. Meßanordnung und Methodik

2.2. Meßergebnisse

2.3. Interpretation der Ergebnisse

3. Maßnahmen gegen Geruchsbildung und Korrosionsangriff

3.1. Fällung mit Eisensalzen (derzeitige Praxis)

3.2. Alternative Lösungsvorschläge

4. Referenzen

5. Zusammenfassung

1. Allgemeines

1.1. Veranlassung

Das Abwasser der Gemeinde Achenkirch wird vom Pumpwerk PW3 über eine 9,72 km lange Guß-Druckrohrleitung mit dem Durchmesser DN 300 aus dem Gemeindegebiet geführt. Die hydraulische Aufenthaltszeit des Abwassers in dieser Druckleitung beträgt im Zeitraum der Sommersaison im Mittel 15,5 Stunden (Meßperiode 1998). Im stehenden Abwasser wird der verfügbare freie Sauerstoff von den vorhandenen Mikroorganismen rasch aufgezehrt. Anschließend wird der chemisch gebundene Sauerstoff veratmet, wobei insbesondere Schwefelverbindungen reduziert werden (Sulfatreduktion). Dabei können durch die Bildung von H₂S Gas zwei unterschiedliche Negativfolgen ausgelöst werden: Einerseits kann es zu einer unangenehmen Geruchsentwicklung kommen, andererseits ist ein chemischer Angriff auf Betonoberflächen möglich. Diese Probleme werden derzeit durch eine Dosierung von Eisensalzen im Pumpwerk PW3 bekämpft. Die Geruchsentwicklung konnte durch diese Maßnahme weitgehend eingedämmt werden. Durch die vorliegende Studie soll die Eignung der gesetzten Maßnahme überprüft werden, um im Falle anstatt dem Provisorium eine Dosierstation mit ausreichendem Speicher fix zu installieren.

1.2. Literaturrecherche

Das Problem der H₂S-Bildung und dessen Auswirkungen wurde vor allem in den 70-er Jahren umfassend untersucht. Die bekanntesten Arbeiten stammen von Pommeroy (z.B. 1959 und 1977), Thistlethwayte (1972) und Boon et al. (z.B. 1975). In diesen Arbeiten und auch in der deutschsprachigen Literatur (z.B. Klose 1980, Böhnke et al. 1983, Schremmer 1986) werden die Randbedingungen und Teilschritte der Schwefel-Umwandlungsmechanismen beschrieben. In der Korrespondenz Abwasser wurden Einflußfaktoren (Lohse 1987) auf und Maßnahmen (Rudolph 1981, König et al. 1983) gegen Sulfidbildung in Kanälen beschrieben. Weitere Fallbeispiele für Sulfidbildung in Kanälen und die Erfahrungen mit möglichen Gegenmaßnahmen wurden 1994 bei einer IAWQ Specialized Conference on The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor in Aalborg präsentiert und nachfolgend veröffentlicht (Boon 1995, Matos et al. 1995, Kyeoung-Suk Cho et al., Tanaka et al. 1995, Sercombe 1995, Bentzen et al. 1995). Jüngere Arbeiten zum Thema Sulfidbildung (Feio et al. 1996, Magalhaes et al. 1996, Dzierzewicz et al. 1997) befassen sich primär mit dem Korrosionsangriff auf Stahl z.B. im Bereich der Ölindustrie.

1.3. Grundlagen der Schwefelumwandlung im Kanal

Das Element Schwefel kommt im Abwasser hauptsächlich als Ion dissoziierter anorganischer Verbindungen (z.B. Calciumsulfat, Kaliumsulfat, Magnesiumsulfat, Natriumsulfat) vor. Die Sulfatkonzentration im kommunalen Abwasser stammt damit hauptsächlich vom verwendeten Trinkwasser und liegt meist im Bereich von 20 bis 50 mg SO₄/l. Die unbedenkliche Einleitung von sulfathältigem Abwasser in einen öffentlichen Kanal wird im ATV-Arbeitsblatt A 115 auf 600 mg SO₄/l begrenzt (Neck et al. 1987). Weiters ist Schwefel in Proteinen und Wasch- und Reinigungsmitteln

enthalten, worauf jedoch Sulfidkonzentrationen über 3 – 5 mg/l nicht zurückgeführt werden können (Schremmer 1986).

Die Sulfidbildung erfolgt hauptsächlich durch die anaerobe Reduktion der Sulfate (Desulfurikation) und zu einem kleineren Teil durch den aeroben oder anaeroben mikrobiellen Abbau organischer Schwefelverbindungen. Die Bindungsform des im Wasser gelösten Sulfidschwefels hängt hauptsächlich vom pH-Wert und im geringen Maße von der Temperatur ab. Im neutralen Bereich bei pH = 7 liegt ein Sulfidanteil von 50 % als gelöstes H₂S und der Rest als HS⁻ und S²⁻ vor. Die Dissoziation verschiebt den H₂S-Anteil mit steigendem pH-Wert z.B. bei pH = 8 auf 9 % (Schremmer 1986). Der H₂S-Anteil ist insofern von Bedeutung, als nur diese Fraktion flüchtig ist und damit in die Atmosphäre entweichen und Geruchs- und Korrosionsprobleme verursachen kann.

Maßgeblichen Einfluß auf die Desulfurikation haben die an das Milieu angepaßten Mikroorganismen der Sielhaut und damit das Verhältnis der Fläche der Rohrwandung zu der des Querschnittes. Ein ausgeprägter Sielhautwuchs kann an der Ausmündung der Druckleitung beim Übergabeschacht Buchau beobachtet werden. Für einen relevanten Abrieb der gebildeten Sielhaut wären deutlich höhere Fließgeschwindigkeiten erforderlich als in der untersuchten Leitung auftreten. Nach einer empirischen Formel von Klose (1980) kann die erforderliche Mindestdurchflußmenge für eine ausreichende Wandschubspannung in der Druckleitung Achenkirch mit 92 l/s abgeschätzt werden und liegt damit 50 % über der Bemessungsmenge der Pumpleitung (55 l/s bzw. 65 l/s zwischen Pumpwerk 4 und Buchau):

$$Q_s = 1,25 / 100 * K_{st} * DN^{2,167} = 92 \text{ l/s}$$

K_{st} ... Beiwert (ca. 100 für Gußrohre)
DN ... Rohrdurchmesser (0,3 m)

Weitere wesentliche Einflußfaktoren auf die Desulfurikation sind die Aufenthaltszeit und die Wassertemperatur. Um die H₂S-Bildung unter diesen Einflußfaktoren abschätzen zu können, wurden empirische Ansätze sowohl für flach verlegte Freispiegelleitungen (z-Formel von Pommeroy) als auch für Druckleitungen entwickelt. Nachfolgend wird eine Umformung der Formel von Hadjianghelou (1984) verwendet, um die erforderliche Dauer für eine vollständige Desulfurikation für die Verhältnisse der Druckleitung Achenkirch abzuschätzen:

$$t = (dS * DN / (0,67 * 1,07^{(T-20)}))^{1/1,07} = 291 \text{ min} = \mathbf{4,9 \text{ h}}$$

dS ... Zunahme d. Sulfidkonzentration (max. 12.8.98 dS = 6,9 mg H₂S/l)
t ... Zeit in Minuten
DN ... Druckrohrleitungsdurchmesser in cm (DN = 30 cm)
T ... Abwassertemperatur in °C (max. T = 15 °C)

D.h. mit der gemessenen mittleren Aufenthaltsdauer von 15,5 h steht die dreifache Reaktionszeit zur Verfügung, um die maximale im Übergabeschacht Buchau gemessene Sulfidkonzentration zu bilden. Die Sulfidbildung setzt erst nach dem Verbrauch des freien Sauerstoffes und einer kurzen Übergangsphase ein, wenn sich ein ausreichendes Reduktionspotential gebildet hat.

Die Löslichkeit von Schwefelwasserstoff in Wasser ist mit 3,85 g H₂S/l (bei 20 °C) relativ gering. Diese Sättigungskonzentration wird natürlich nicht annähernd erreicht

und daher bleibt das gebildete H₂S-Gas im Bereich der Druckleitung in Lösung. Anschließend jedoch kann das gelöste H₂S-Gas über die Wasseroberfläche in die Kanalatmosphäre austreten, wobei dieser Prozeß durch Turbulenzen (z.B. in Absturzbauwerken) stark beschleunigt wird. Das flüchtige H₂S-Gas geht zum Teil auf feuchten Oberflächen wieder in Lösung und zum anderen Teil entweicht es über nicht dicht verschlossene Kanaldeckel in die Umgebung und kann dort Geruchsbelästigungen verursachen. Die Geruchsschwelle in der Luft liegt bei 3 mg H₂S/m³ bzw. ca. 2 ppb. Der Geruchssinn ist gegenüber geringen H₂S-Konzentrationen sehr empfindlich, versagt aber bei hohen Konzentrationen (> ca. 200 ppm). Bei Wartungsarbeiten in unbelüfteten Kanälen mit unter Umständen tödlichen Konzentrationen > ca. 300 ppm können diese nicht mehr wahrgenommen werden (Schremmer, 1986).

Auf den feuchten Kanalwandungen oberhalb der Wasserlinie werden die flüchtigen Schwefelverbindungen zu elementarem Schwefel aufoxidiert. Dieser Schwefel wird von verschiedenen Mikroorganismen energetisch genutzt und zur Schwefelsäure oxidiert. Z. B. die säureresistenten und säurebildenden Schwefelbakterien der Gattung Thiobazillus thiooxidans sind bei einem pH-Wert unter 6,5 aktiv und können eine maximale Schwefelsäurekonzentration von 7 % und damit einen pH-Wert von 1 erreichen. Die Schwefelsäure bewirkt einen lösenden und treibenden Angriff auf Zementstein und kalkhaltige Zuschläge, wobei Korrosionstiefen von 3 bis 6 mm pro Jahr auftreten (Schremmer, 1986). Die chemische Grundgleichung der biogenen Schwefelsäure-Korrosion von Beton lautet:



Somit kann Schwefelsäure als vorläufiges Endprodukt der Schwefelumwandlung einen korrosiven Betonangriff und H₂S als Zwischenprodukt dieser Umwandlungsmechanismen eine mögliche Geruchsbelästigung verursachen. Die Voraussetzungen für Sulfidbildung und biogene Schwefelsäure-Korrosion in der Druckleitung Achenkirch sind laut empirischer Ansätze aus der Literatur infolge ausreichender Temperatur, Aufenthaltszeit und Sichelhautwuchs vorhanden.

2. Untersuchung bestehender Verhältnisse und Umwandlungsprozesse

2.1. Meßanordnung und Methodik

Die vereinbarte Meßkampagne wurde wenige Tage nach der Auftragserteilung noch in der Hochtemperaturphase am 30.7.1998 gestartet und am 17.8.1998 wurden die Meßeinrichtungen wieder abgebaut. Die Randbedingungen für die durchgeführten Messungen können als sehr günstig bezeichnet werden, da bei Tageslufttemperaturen von 30 °C und Abwassertemperaturen im Bereich von 13 bis 15°C sicherlich die höchste biogene Aktivität im Jahresgang beobachtet werden konnte. Zu Beginn der Meßperiode wurde die Fällmitteldosierung im Pumpwerk 3 abgeschaltet, um ausgehend von den manipulierten Bedingungen (mit Eisendosierung) die unbeeinflussten Faul- und Reduktionsprozesse zu betrachten.

Wie vorgesehen wurden im Pumpwerk 3 in Achenkirch und im Übergabeschacht in Buchau on-line Meßstationen eingerichtet, die Redoxpotential, pH-Wert, Leitfähigkeit und Temperatur über einen Zeitraum von zwei Wochen aufzeichneten. Zusätzlich wurden fast täglich Einzelproben genommen, um die Kohlenstoff- und Nährstoffkonzentrationen und die Schwefelverbindungen zu bestimmen. Die organischen Inhaltsstoffe werden durch CSB (Küvettest), BSB (Standardmethode) und organische Säuren Sa (Auswertung der Titrationskurven siehe Buchauer 1996) charakterisiert. Die gelösten anorganischen Stickstofffraktionen Ammonium, Nitrit und Nitrat und nach Aufschluß der Gesamtstickstoff wurden ebenfalls mittels Standard-Küvettestests bestimmt. Neben dem Gesamtphosphor wurde Orthophosphat separat gemessen. Die weiteren Parameter Sauerstoffkonzentration, Temperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Redox-Potential wurden durch elektronische Meßsonden bestimmt. Insgesamt wurden 16 Meßparameter erfaßt und dargestellt.

2.2. Meßergebnisse

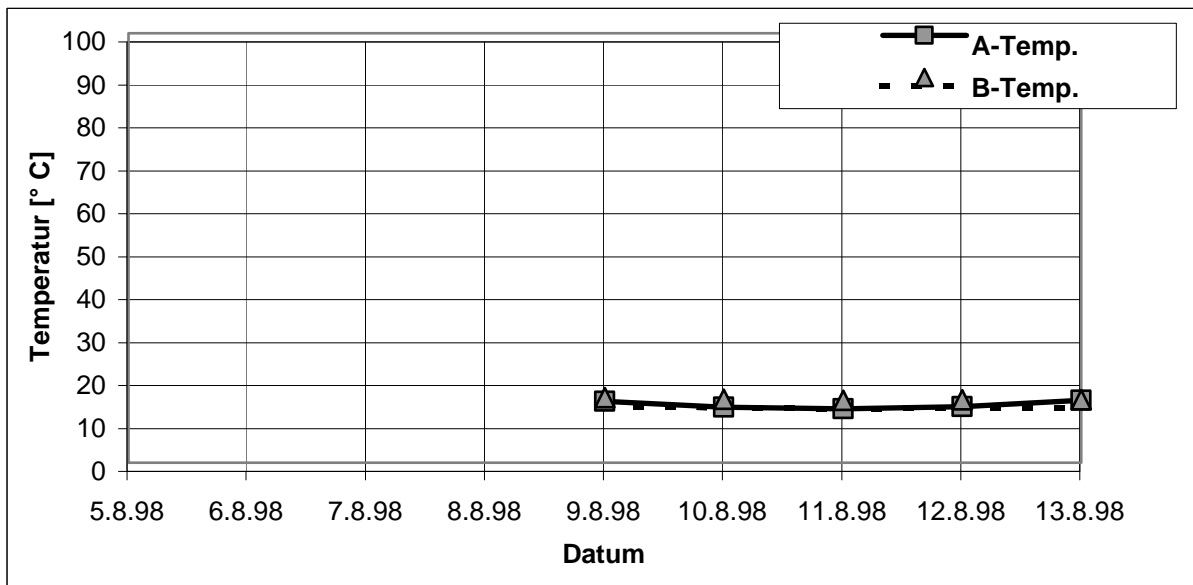
Die Abwassermenge betrug laut Betriebsprotokollen der ARA Strass im Zeitraum zwischen dem 30.7.1998 und dem 16.8.1998 im Mittel 1064 m³/d. Daraus ergibt sich folgende mittlere Verweildauer bzw. hydraulische Retentionszeit in der untersuchten Hauptdruckrohrleitung:

$$V = 9717\text{m} \cdot 0,15^2 \cdot \pi = 687 \text{ m}^3$$
$$t_R = 1064\text{m}^3 / 687\text{m}^3 = 0,65 \text{ d} = \mathbf{15,5 \text{ h}}$$

Nachfolgend werden für jeden einzelnen Parameter die erhaltenen Meßwerte vom Pumpwerk 3 (Abkürzung A für Achenkirch) und vom Übergabeschacht (B für Buchau) über die Untersuchungsdauer einander gegenübergestellt:

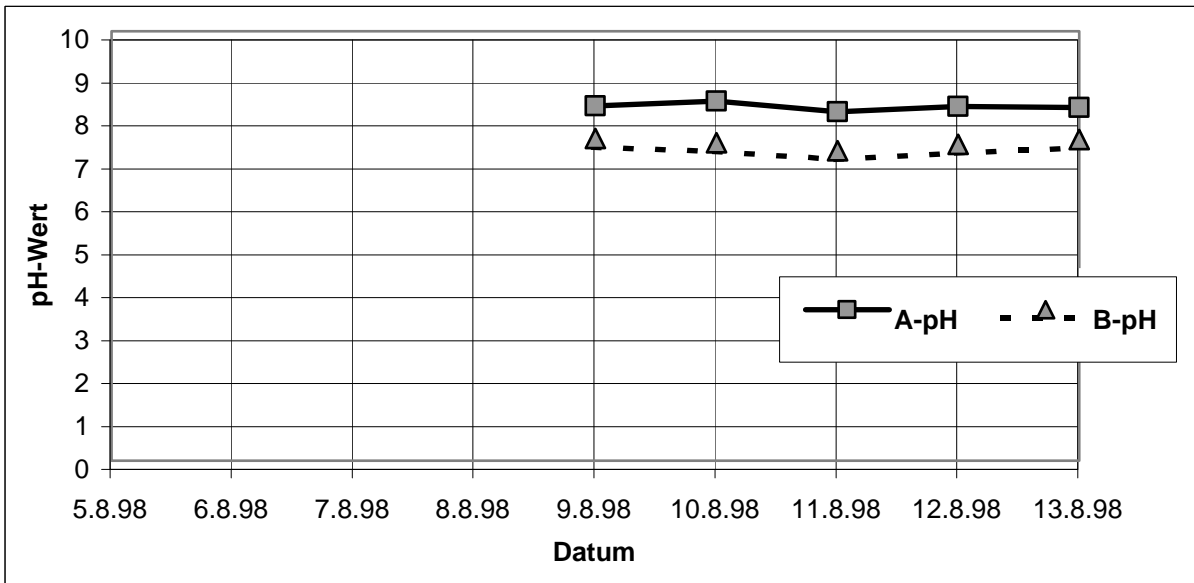
Temperatur [°C]

Datum	A-Temp.	B-Temp.	d-Temp.
05.08.1998			
06.08.1998			
07.08.1998			
08.08.1998			
09.08.1998	14,3	15,1	
10.08.1998	12,9	14,8	
11.08.1998	12,6	14,5	
12.08.1998	13,1	14,7	
13.08.1998	14,5	14,6	
Summe	67,4	73,7	
Mittel	13,48	14,74	1,26



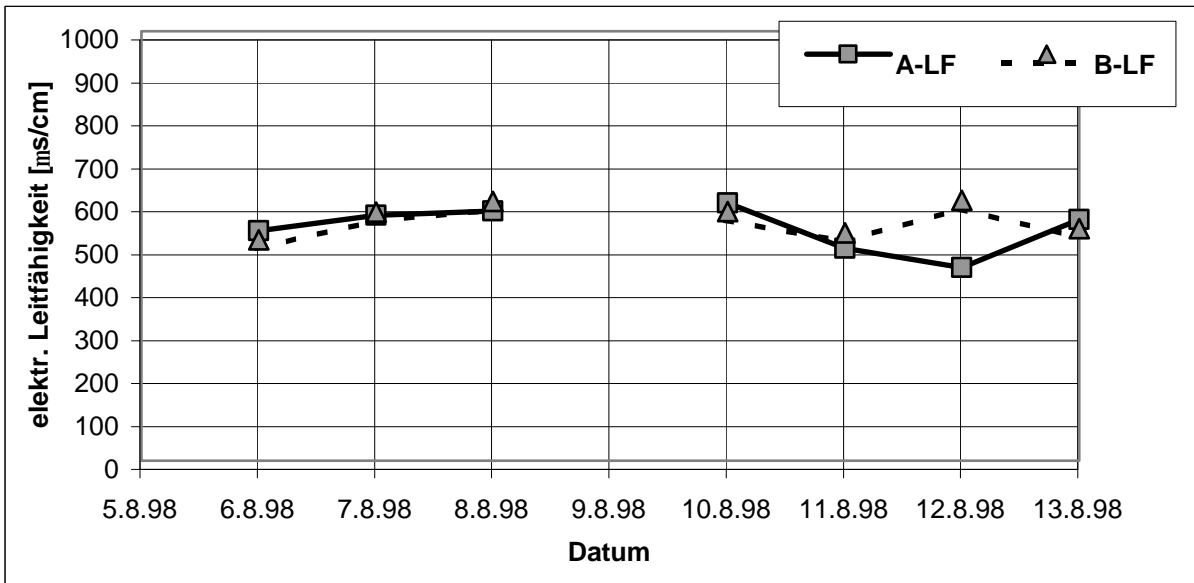
pH-Wert

Datum	A-pH	B-pH	d-pH
05.08.1998			
06.08.1998			
07.08.1998			
08.08.1998			
09.08.1998	8,26	7,5	
10.08.1998	8,37	7,4	
11.08.1998	8,12	7,22	
12.08.1998	8,25	7,37	
13.08.1998	8,22	7,48	
Summe	41,22	36,97	
Mittel	8,24	7,39	-0,85



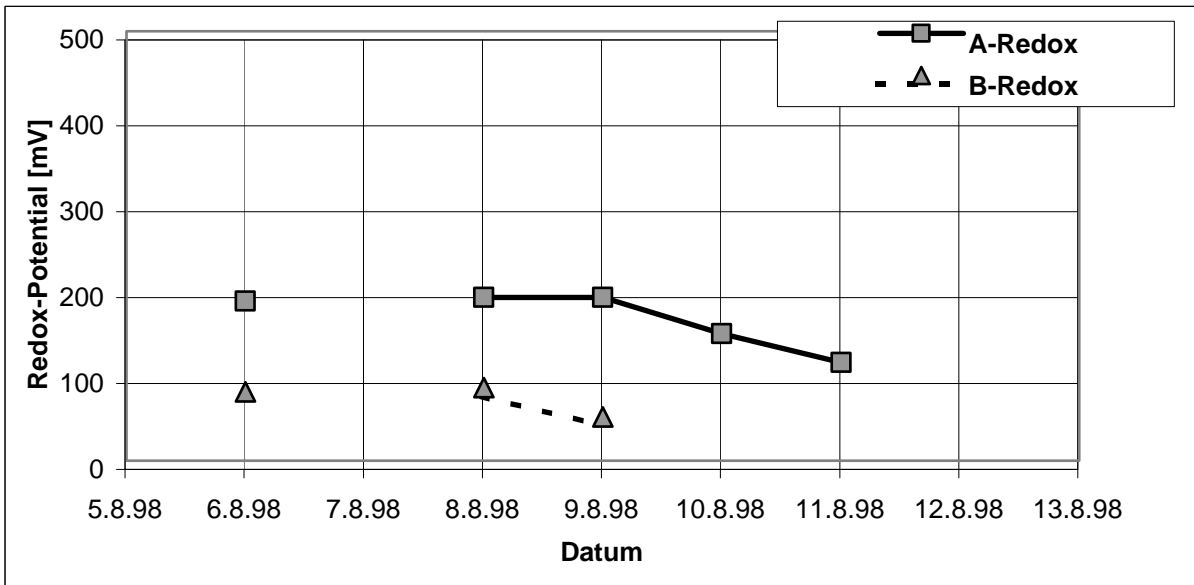
Elektrische Leitfähigkeit [mS/cm]

Datum	A-LF	B-LF	d-LF
05.08.1998			
06.08.1998		536	514
07.08.1998		571	579
08.08.1998		581	604
09.08.1998			
10.08.1998	600	580	
11.08.1998	495	530	
12.08.1998	450	606	
13.08.1998	562	540	
Summe	3795	3953	
Mittel	542,14	564,71	22,57



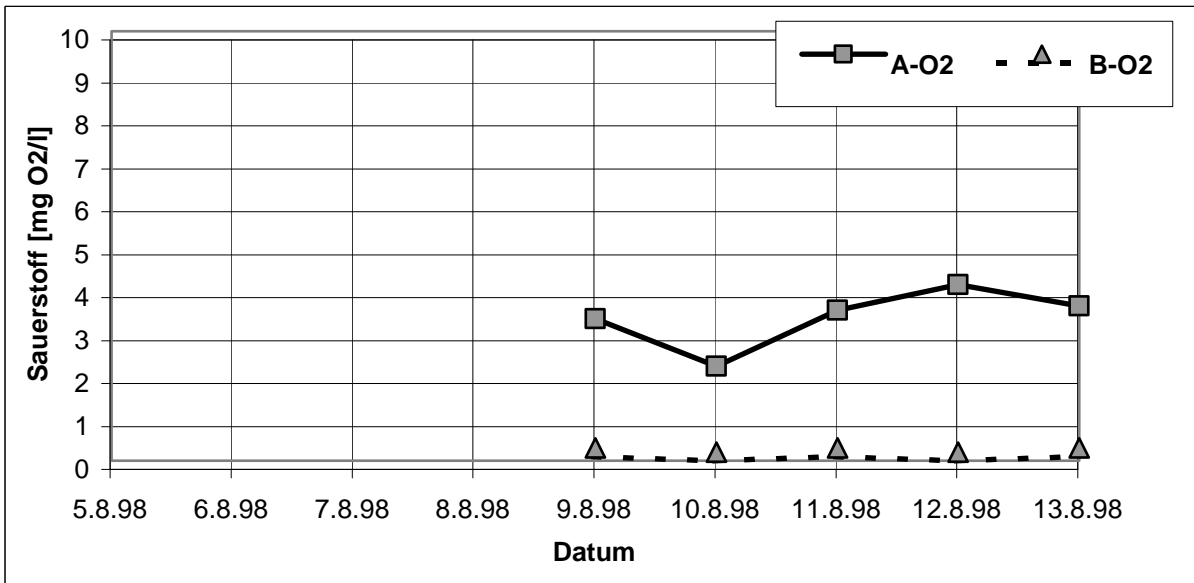
Redox [mV]

Datum	A-Redox	B-Redox	d-Redox
05.08.1998			
06.08.1998	186	80	
07.08.1998			
08.08.1998	190	85	
09.08.1998	190	51	
10.08.1998	148		
11.08.1998	114		
12.08.1998			
13.08.1998			
Summe	828	216	
Mittel	165,60	72,00	-93,60



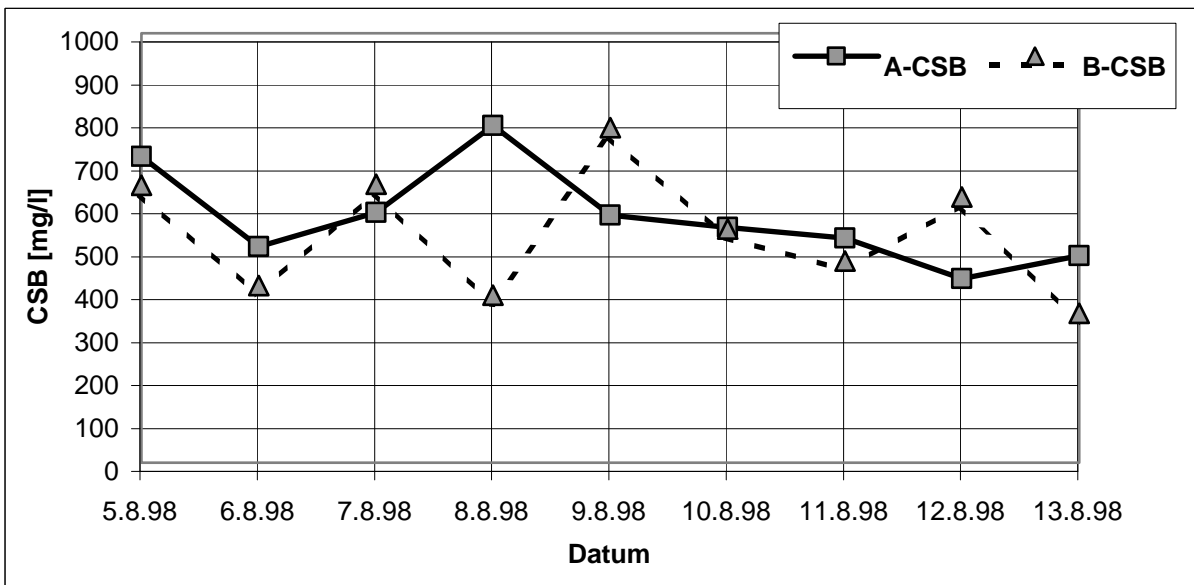
O2

Datum	A-O2	B-O2	d-O2
05.08.1998			
06.08.1998			
07.08.1998			
08.08.1998			
09.08.1998		3,3	0,3
10.08.1998		2,2	0,2
11.08.1998		3,5	0,3
12.08.1998		4,1	0,2
13.08.1998		3,6	0,3
Summe		16,7	1,3
Mittel		3,34	0,26
			-3,08



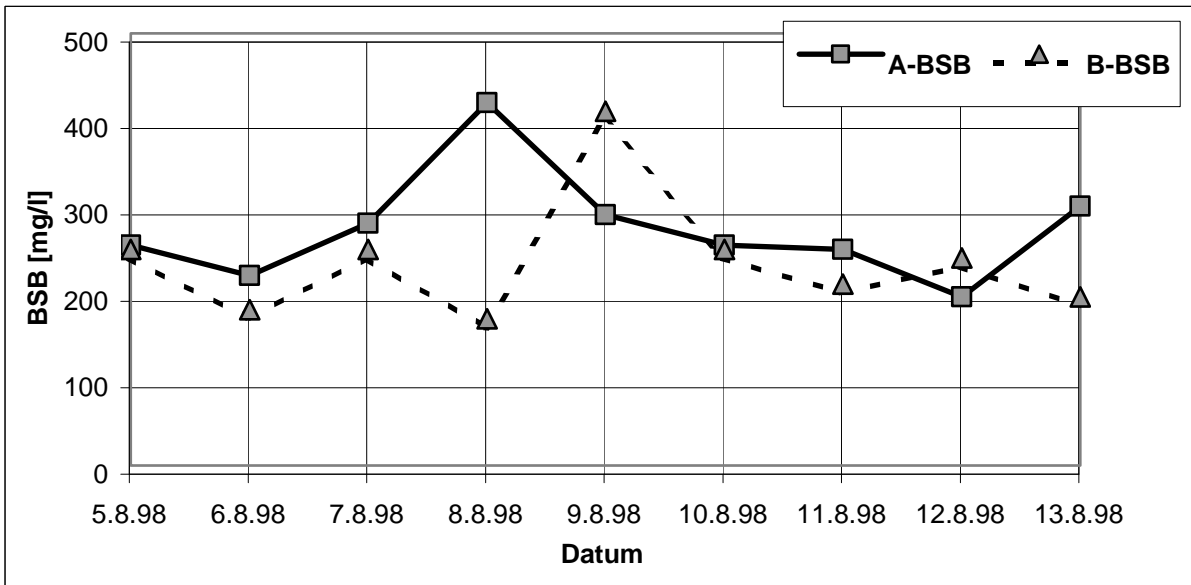
CSB [mg/l]

Datum	A-CSB	B-CSB	d-CSB
05.08.1998	713	646	
06.08.1998	503	413	
07.08.1998	582	648	
08.08.1998	785	390	
09.08.1998	576	780	
10.08.1998	548	544	
11.08.1998	523	470	
12.08.1998	429	619	
13.08.1998	482	348	
Summe	5141	4858	
Mittel	571,22	539,78	-31,44



BSB [mg/l]

Datum	A-BSB	B-BSB	d BSB
05.08.1998	255	250	
06.08.1998	220	180	
07.08.1998	280	250	
08.08.1998	420	170	
09.08.1998	290	410	
10.08.1998	255	250	
11.08.1998	250	210	
12.08.1998	195	240	
13.08.1998	300	195	
Summe	2465	2155	
Mittel	273,89	239,44	-34,44

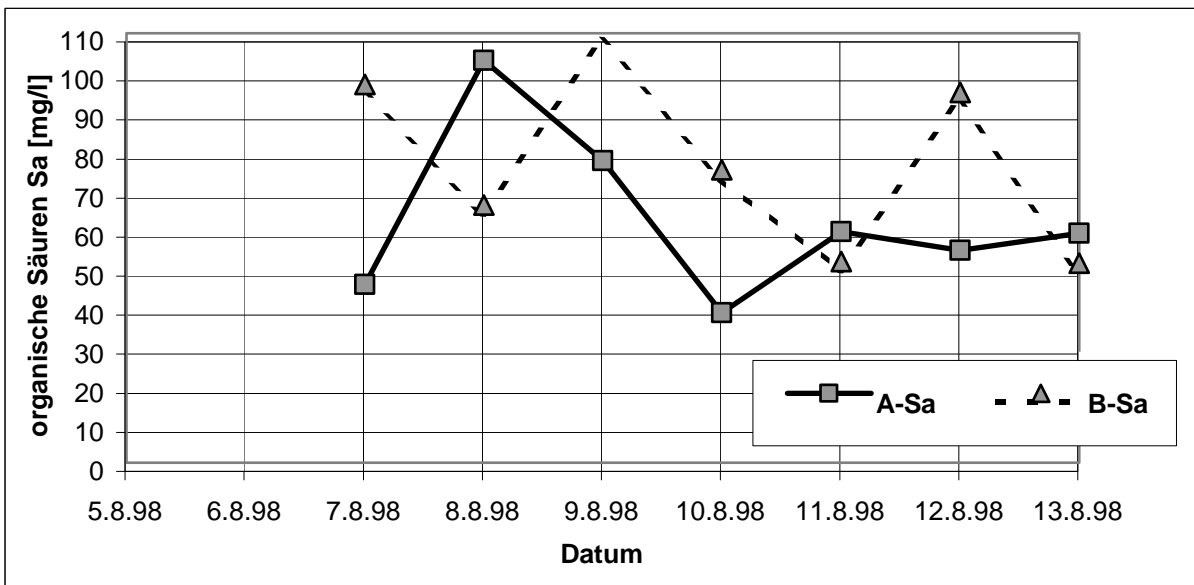


Säurekapazität [mmol/l]

ml	A-7.8. pH	B-7.8. pH	A-8.8. pH	B-8.8. pH	A-9.8. pH	B-9.8. pH	A-10.8 pH	B-10.8 pH	A-11.8 pH	B-11.8 pH	A-12.8 pH	B-12.8 pH	A-13.8 pH	B-13.8 pH
0	7,28	7,34	7,56	7,93	7,49	7,63	7,34	7,44	7,31	7,31	7,26	7,77	7,57	7,54
5	7,03	6,98	7,14		7,15	7,15	7		7		6,92		7,1	7,14
10	6,83	6,78	6,88	7,15	6,9	6,91	6,83	6,92	6,8	6,8	6,67	6,96	6,84	6,91
15	6,69	6,63	6,72	6,92	6,75	6,77	6,68		6,64		6,48	6,75	6,65	6,72
20	6,53	6,51	6,57	6,78	6,59	6,63	6,56	6,63	6,48	6,48	6,26	6,67	6,5	6,57
25	6,42	6,39	6,43	6,65	6,45	6,5	6,44		6,33		6,11	6,52	6,34	6,43
30	6,29	6,26	6,19	6,52	6,3	6,37	6,34	6,37	6,2	6,25	5,9	6,38	6,21	6,3
35	6,15	6,13	6,13	6,41	6,17	6,26	6,23		6,06		5,63	6,25	6,04	6,17
40	5,95	5,98	5,95	6,29	6,02	6,13	6	6,12	5,88	5,9	5,3	6,07	5,85	6
43											5			
45	5,79	5,83	5,75	6,17	5,84	5,98	5,87		5,62				5,87	5,64
47,5											4,3			
49,4											4			
50	5,51	5,63	5,5	6,05	5,64	5,8	5,66	5,8	5,3	5,44		5,73	5,35	5,67
55	5,02	5,4	5,17	6,92	5,39	5,65	5,3	5,58	4,7			5,49	4,9	5,38
56			5,09						4,58					
57	4,74		5,01						4,42					
58			4,92						4,25				4,46	
59	4,33		4,82						4,09					
60	4,14	5,06	4,73	6,75	5,04	5,43	4,48	5,32	4	4,47		5,2	4,13	4,86
60,5	4,05		4,69				4,38						4,06	
61	4		4,64		4,94		4,3			4,32			4	
61,5			4,6				4,17			4,26				
62		4,88	4,55		4,85		4,08			4,18				4,45
62,5			4,5		4,8		4			4,11				4,33
63			4,45		4,75					4,04				4,23
63,5			4,39		4,7					4				4,13
64		4,7	4,35		4,65									4,04
64,5			4,3		4,58									4
65			4,26	5,54	4,51	5,13		4,93				4,8		
65,5			4,2		4,44									
66		4,48	4,15		4,4			4,82				4,72		
66,5			4,11		4,34									
67		4,36	4,06		4,27	4,98		4,7						
67,5		4,31	4		4,2									
68		4,25			4,14			4,59				4,51		
68,5		4,2			4,08									
69		4,15			4	4,82		4,46						
69,5		2,09												
70		4,04		5,24				4,32				4,3		
70,5		4										4,21		
71						4,66		4,19				4,16		
71,5								4,12				4,12		
72						4,56		4,06				4,05		
72,5								4				4		
73						4,47								
73,5														
74						4,38								
74,5						4,33								
75				4,7		4,27								
75,5				4,65		4,24								
76				4,59		4,18								
76,5				4,51		4,13								
77				4,44		4,08								
77,5				4,36		4,04								
78				4,28		4								
78,5				4,2										
79				4,12										
79,5				4,06										
80				4										
Sa	45,63	96,86	103	66,05	77,38	110,4	38,45	75,08	59,17	51,58	54,43	94,78	58,77	51,12

organische Säuren Sa [mg/l]

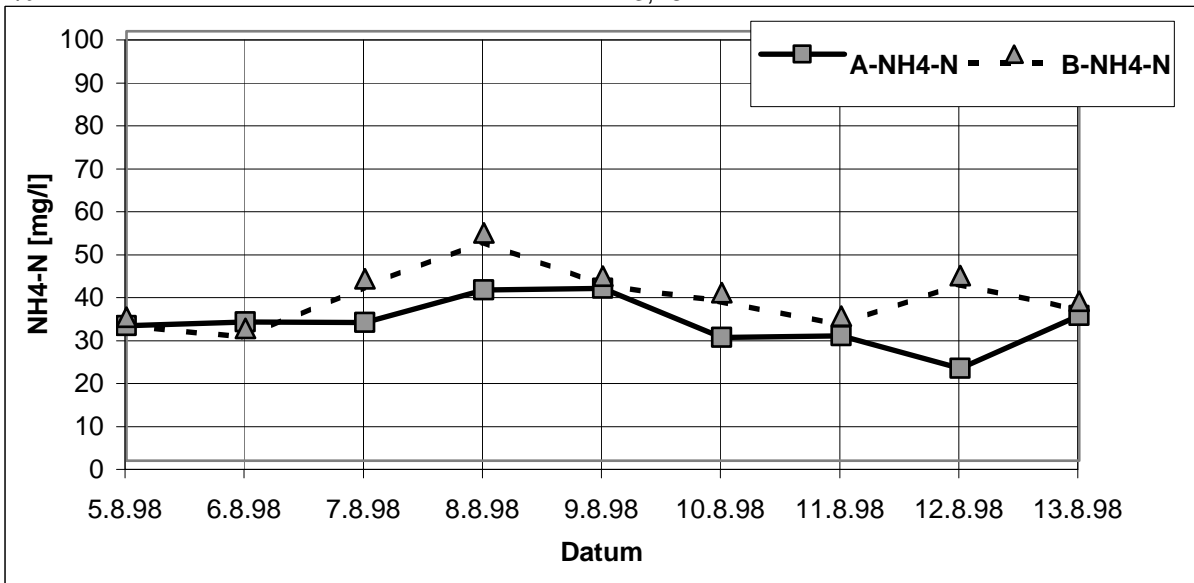
Datum	A-Sa	B-Sa	d-Sa
05.08.1998			
06.08.1998			
07.08.1998	45,63	96,86	
08.08.1998	103	66,05	
09.08.1998	77,38	110,4	
10.08.1998	38,45	75,08	
11.08.1998	59,17	51,58	
12.08.1998	54,43	94,78	
13.08.1998	58,77	51,12	
Summe	436,83	545,87	
Mittel	62,40	77,98	15,58



NH4-N [mg/l]

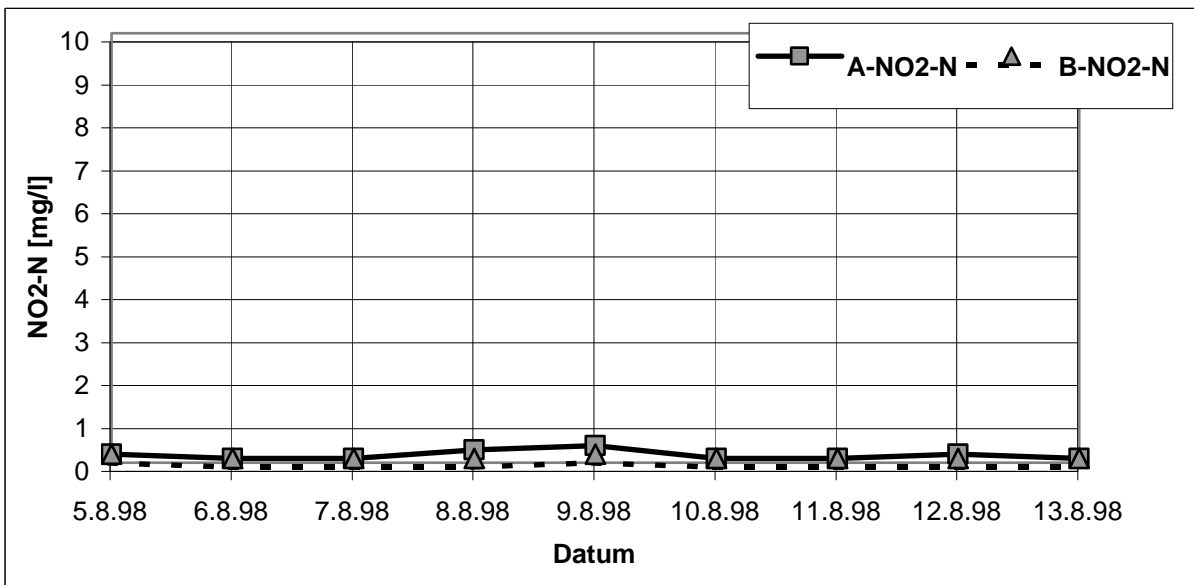
Datum	A-NH4-N	B-NH4-N	d- NH4- N
05.08.1998	31,4	33,4	
06.08.1998	32,3	30,8	
07.08.1998	32,2	42,4	
08.08.1998	39,7	53,1	
09.08.1998	40,1	43	
10.08.1998	28,7	39,1	
11.08.1998	29,1	33,7	
12.08.1998	21,5	43,1	
13.08.1998	33,8	37,1	
Summe	288,8	355,7	
Mittel	32,09	39,52	7,43

% 23,16



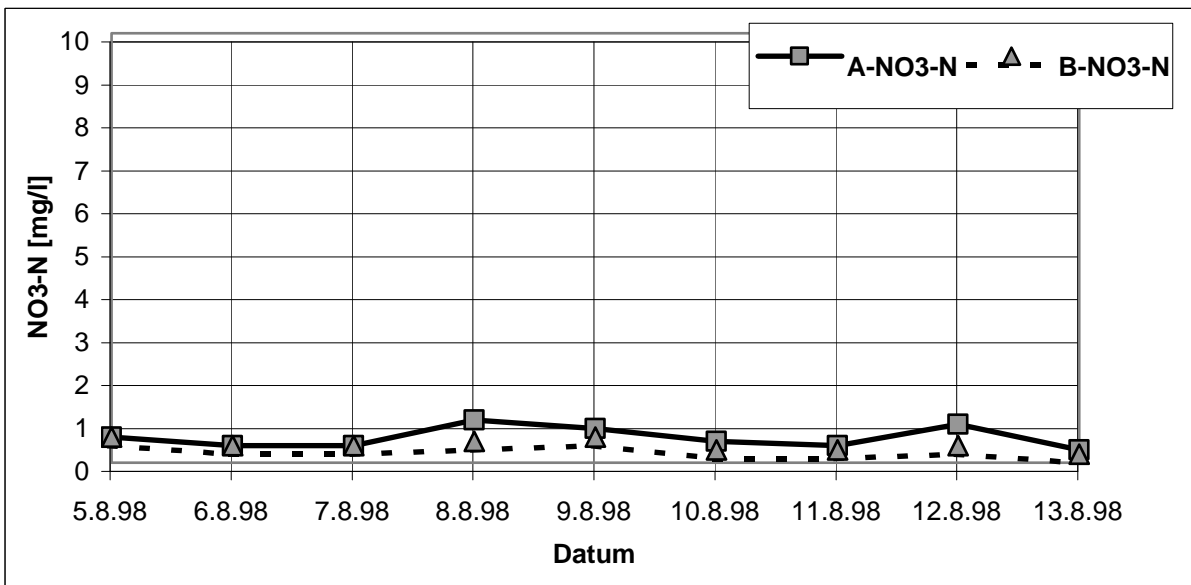
NO2-N [mg/l]

Datum	A-NO2-N	B-NO2-N	d-NO2-N
05.08.1998		0,2	0,2
06.08.1998		0,1	0,1
07.08.1998		0,1	0,1
08.08.1998		0,3	0,1
09.08.1998		0,4	0,2
10.08.1998		0,1	0,1
11.08.1998		0,1	0,1
12.08.1998		0,2	0,1
13.08.1998		0,1	0,1
Summe		1,6	1,1
Mittel		0,18	0,12
			-0,06



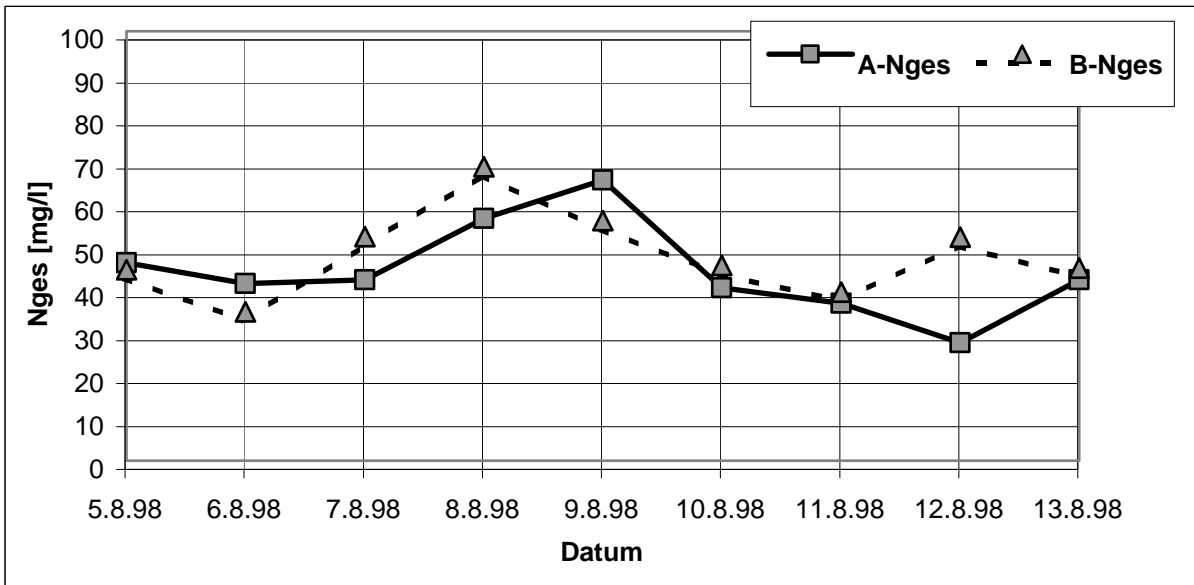
NO3-N [mg/l]

Datum	A-NO3-N	B-NO3-N	d-NO3-N
05.08.1998		0,6	0,6
06.08.1998		0,4	0,4
07.08.1998		0,4	0,4
08.08.1998		1	0,5
09.08.1998		0,8	0,6
10.08.1998		0,5	0,3
11.08.1998		0,4	0,3
12.08.1998		0,9	0,4
13.08.1998		0,3	0,2
Summe		5,3	3,7
Mittel		0,59	0,41
			-0,18



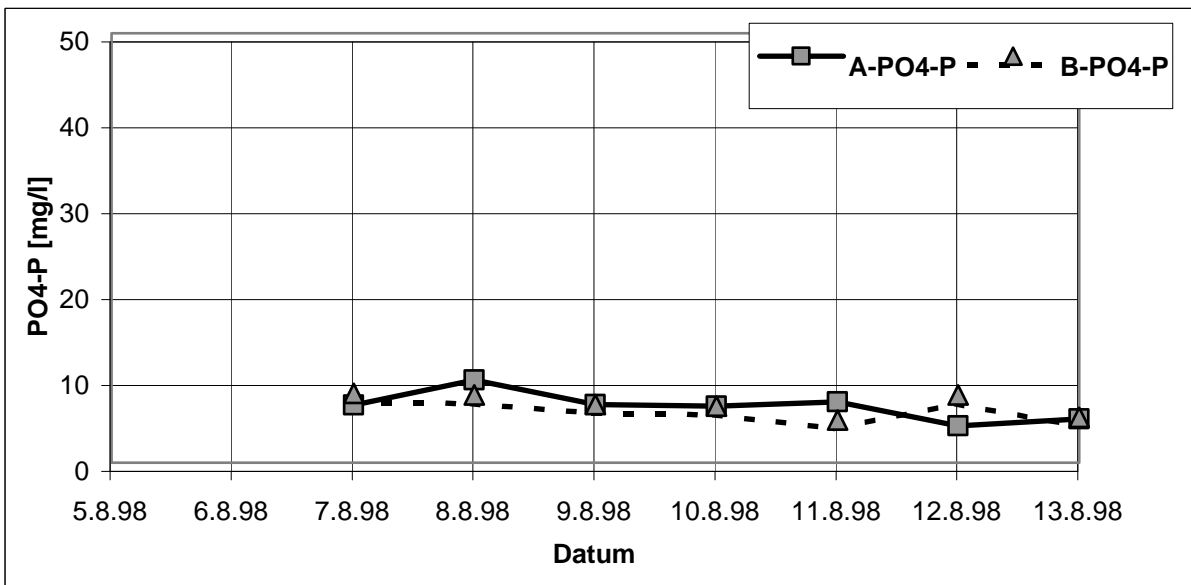
Nges [mg/l]

Datum	A-Nges	B-Nges	d-Nges
05.08.1998	46,1	44,5	
06.08.1998	41,2	34,7	
07.08.1998	42,1	52,2	
08.08.1998	56,4	68,4	
09.08.1998	65,3	55,9	
10.08.1998	40,2	45,5	
11.08.1998	36,7	39,3	
12.08.1998	27,5	52	
13.08.1998	42,1	44,9	
Summe	397,6	437,4	
Mittel	44,18	48,60	4,42



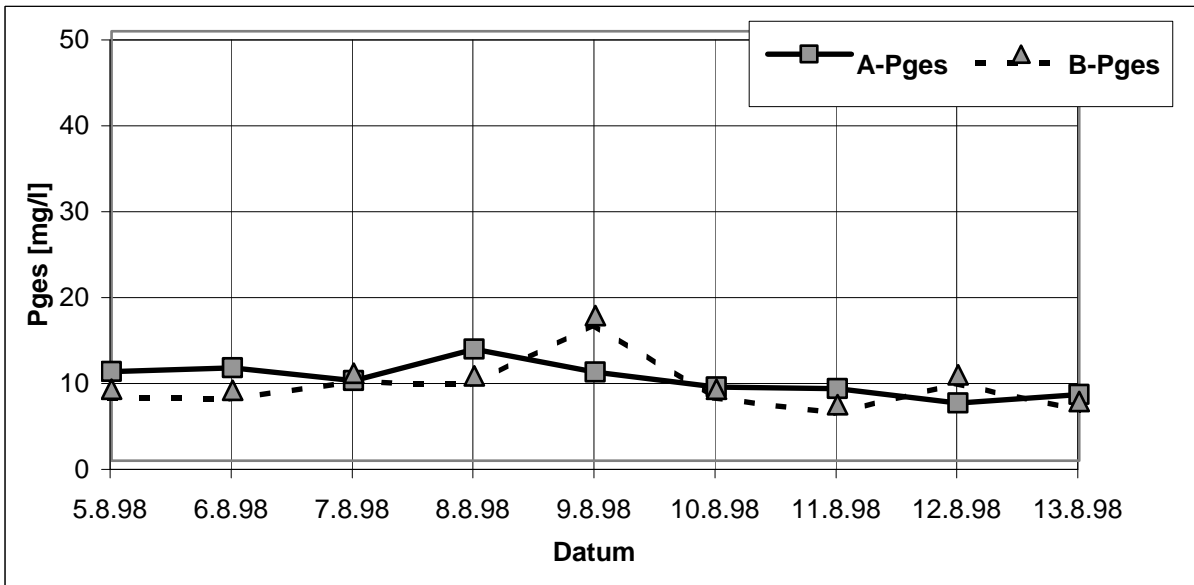
PO4-P [mg/l]

Datum	A-PO4-P	B-PO4-P	d-PO4-P
05.08.1998			
06.08.1998			
07.08.1998		6,7	8,1
08.08.1998		9,6	7,9
09.08.1998		6,8	6,8
10.08.1998		6,6	6,6
11.08.1998		7,1	5
12.08.1998		4,3	7,9
13.08.1998		5,1	5,3
Summe	46,2	47,6	
Mittel	6,60	6,80	0,20



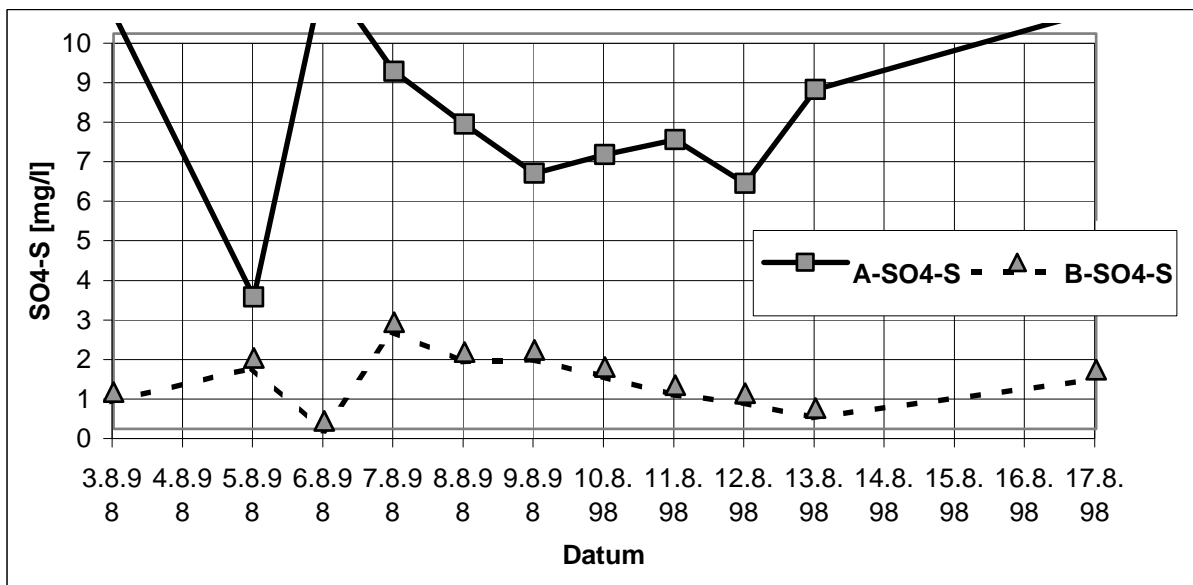
Pges [mg/l]

Datum	A-Pges	B-Pges	d-Pges
05.08.1998	10,4	8,3	
06.08.1998	10,8	8,2	
07.08.1998	9,3	10,2	
08.08.1998	13	9,9	
09.08.1998	10,3	16,9	
10.08.1998	8,6	8,3	
11.08.1998	8,4	6,5	
12.08.1998	6,7	10	
13.08.1998	7,7	6,9	
Summe	85,2	85,2	
Mittel	9,47	9,47	0,00



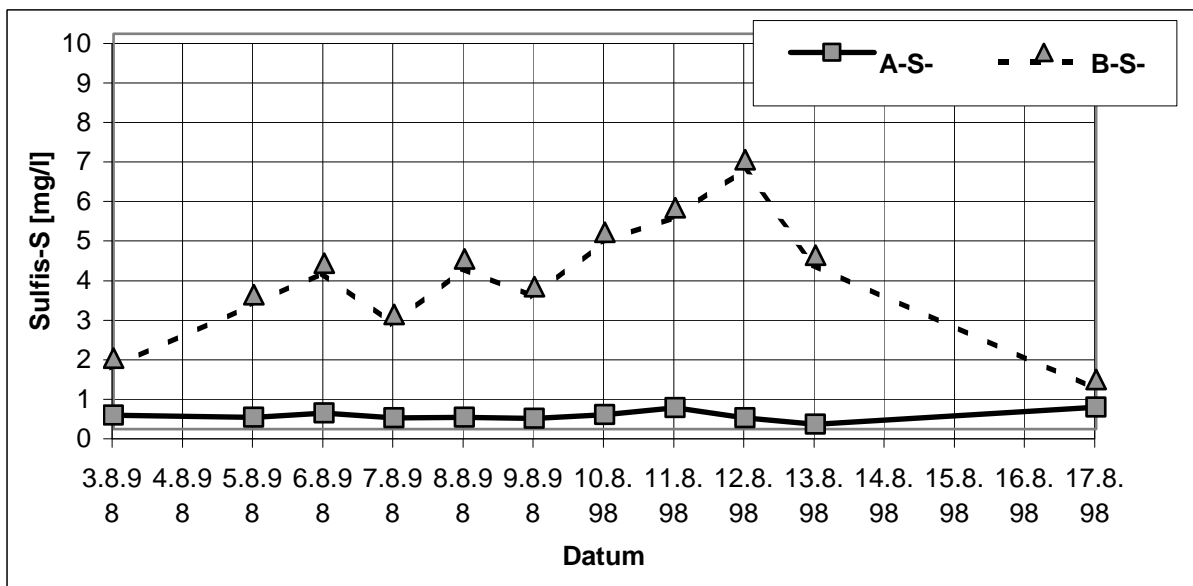
SO4-S [mg/l]

Datum	A-SO4-S	B-SO4-S	d-SO4-S
03.08.1998	10,51	0,93	
05.08.1998	3,34	1,8	
06.08.1998	11,55	0,2	
07.08.1998	9,04	2,7	
08.08.1998	7,71	1,94	
09.08.1998	6,46	2	
10.08.1998	6,94	1,57	
11.08.1998	7,31	1,1	
12.08.1998	6,21	0,9	
13.08.1998	8,58	0,53	
17.08.1998	10,58	1,5	
Summe	88,23	15,17	
Mittel	8,02	1,38	-6,64



Sulfid-S [mg/l]

Datum	A-S ⁻	B-S ⁻	d-S ⁻
03.08.1998		0,35	1,8
05.08.1998		0,3	3,4
06.08.1998		0,41	4,2
07.08.1998		0,28	2,9
08.08.1998		0,3	4,3
09.08.1998		0,27	3,6
10.08.1998		0,36	4,98
11.08.1998		0,54	5,6
12.08.1998		0,29	6,81
13.08.1998		0,12	4,4
17.08.1998		0,56	1,25
Summe		3,78	43,24
Mittel		0,34	3,93
			3,59



2.3. Interpretation der Ergebnisse

- Temperatur

Die Abwassertemperatur lag im Mittel während dem Untersuchungszeitraum in Achenkirch bei 13,5 °C und in Buchau bei 14,7 °C. Die on-line Messung in Achenkirch zeigt sehr regelmäßige tägliche Temperaturschwankungen von 5 °C (zwischen 10 und 15 °C bzw. 11 und 16 °C), wobei die Temperaturmaxima am Vormittag und am Abend auftreten. Während der fast 16-stündigen Aufenthaltszeit in der Druckrohrleitung erwärmt sich das Abwasser um 1,3 °C und die Schwankungen werden weitgehend ausgeglichen.

- pH-Wert

Der pH-Wert des Abwassers in Achenkirch liegt relativ hoch im Mittel bei 8,2 und sinkt während dem Aufenthalt in der Druckleitung auf 7,4. Der pH-Wert in Achenkirch hat eine tägliche Schwankungsbreite zwischen 7,9 und 8,8 und erreicht sein Maximum am Vormittag. Durch das Einsetzen von Fermentationsprozessen beginnt eine Versäuerung des Abwassers (s. org. Säuren) und der pH-Wert fällt. Die genannten Meßwerte unterlagen keinem Einfluß der Eisendosierung. Vor Beginn der eigentlichen Meßperiode lag der pH-Wert in Achenkirch infolge der Zugabe des sauren Fällmittels ($\text{pH} < 1$) im Bereich zwischen 6,8 und 8.

Um die Gefährdung hinsichtlich einer Biokorrosion zu quantifizieren, wurde der pH-Wert an Betonoberflächen im Übergabeschacht mittels Indikatorstreifen bestimmt. Dabei ergab sich anfangs ein pH-Wert von 5,5 bis 5,7 und sank im Laufe einer Woche auf einen Bereich von 4,5 bis 5,0 ab. D.h., die H^+ Ionenkonzentration sinkt dadurch auf ca. ein Zehntel ab, wobei auch ein pH-Wert von 5,5 für ansonsten alkalische Betonoberflächen ein aggressives Milieu darstellt. Das bedeutet, daß trotz Eisendosierung eine Schwefelsäurebildung auf den ansonsten alkalischen Betonoberflächen im Anschluß an die Druckleitung festzustellen war. Die grundsätzliche Schadwirkung wird im Übergabeschacht durch den herausbrechenden Klinker und teilweise korrodierte Betonoberflächen dokumentiert. Nach dem Aussetzen der Eisendosierung stieg mit dem Anwachsen der Sulfidkonzentration im Abwasser die Schwefelsäurebildung an und führte zu einem weiteren pH-Wert Abfall.

- elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit nimmt während dem Aufenthalt in der Druckrohrleitung um ca. 4 % zu. Die stattfindenden Reduktionsprozesse bringen offenbar zusätzliche Ionen in Lösung. Ebenso bewirkt die Eisendosierung einen erheblichen Anstieg der Leitfähigkeit.

- Redox-Potential

On-line Messungen und Labormessungen ergaben für die Meßstelle Achenkirch Redox-Potentiale zwischen 150 und 250 mV und ein Absinken ab dem 11.8.98. Der auffällige Abfall des Redox-Potentials nach dem 13.8.98 ist durch die Wiederaufnahme der Eisendosierung begründet, da das 2-wertige Eisen als Reduktionsmittel gilt. Das Redox-Potential fällt in der Druckrohrleitung deutlich ab, die Meßwerte in

Buchau erreichen aber nicht den in der Literatur (Boon 1995, Lohse 1987) angegebenen Bereich unter -150 mV als geeignetes Milieu für Sulfatreduktion. Generell ergaben die Redox-Messungen in Buchau unbefriedigende Werte, die außerhalb des zu erwartenden Bereich lag. Diese Abweichungen sind durch einen eventuellen Lufteintrag in das Sondengefäß zu erklären, der durch gemessene Sauerstoffkonzentrationen von $0,2$ bis $0,3$ mg O_2/l bestätigt wird.

- **Sauerstoffkonzentration**

Boon (1995) beziffert die mittlere Respirationsrate von Abwasser bei 15 °C mit ca. 6 mg O_2/l h. Zusätzlich beträgt die Sauerstoffzehrung der Sielhaut ca. 700 mg O_2/m^2 h. Für den bestehenden Durchmesser DN 300 bedeutet dies eine gesamte Sauerstoffzehrung von ca. 16 mg O_2/l h, wobei der Respirationsanteil der Sielhaut ca. ein Drittel beträgt. Die Sauerstoffkonzentration im Pumpensumpf des Pumpwerkes 3 liegt im Mittel $3,3$ mg/l und ist damit nach einer Aufenthaltszeit in der Druckleitung von ca. einer Viertelstunde verbraucht.

- **Organische Kohlenstoffverbindungen**

Das Abwasser in Achenkirch liegt mit einer mittleren CSB-Konzentration von 571 mg/l und einer BSB_5 -Konzentration von 274 mg/l im typischen Bereich von kommunalem Abwasser. Die Abnahme der organischen Inhaltsstoffe in der Druckleitung infolge hauptsächlich anaerober Abbauprozesse beträgt 31 bzw 34 mg/l. Die beider Meßwerte CSB und BSB_5 zeigen eine sehr gute Übereinstimmung und weisen damit auf die verlässliche Qualität der Analytik im AIZ-Labor hin. Das um einen Tag versetzte Auftreten der Konzentrationsspitzen am 8.8.98 in Achenkirch und 9.8.98 in Buchau ergibt sich aus der fast eintägigen Aufenthaltszeit.

Ein sehr wichtiger Parameter für die Charakterisierung von Faulprozessen ist der Gehalt an organischen Säuren, der über die Säurekapazität im tiefen pH-Bereich bestimmt wird (Buchauer 1996). Üblicherweise kann mit einem Anteil der organischen Säuren von 8 % am Gesamt-CSB gerechnet werden. Das bedeutet, daß ca. die Hälfte der leicht abbaubaren gelösten organischen Substanzen den organischen Säuren zugerechnet werden. Wird beim Abwasser in Achenkirch von einer typischen kommunalen CSB-Fraktionierung ausgegangen, dann könnte mit ca. 91 mg leicht abbaubaren CSB (16 %) und 46 mg Sa (8 %) gerechnet werden. Tatsächlich wurde in Achenkirch eine mittlere Konzentration an organischen Säuren von 62 mg/l gemessen, was auf eine Vorversäuerung bereits in der Zulaufleitung zum Pumpwerk 3 hinweist. **In der Druckleitung bis Buchau steigt die Konzentration an organischen Säuren weiter auf 78 mg/l im Mittel an. Da im gleichen Zeitraum die leicht abbaubaren organischen Verbindungen um 31 mg/l verringert wurden, liegt die leicht abbaubare CSB-Fraktion in Buchau fast vollständig als organische Säuren vor. Dieser Umstand ist vor allem hinsichtlich der Geruchsentwicklung von Bedeutung.**

- **Stickstofffraktionen**

Die Ammoniumkonzentration nimmt in der Druckleitung um 23 % auf 40 mg/l im Mittel zu. Diese erhebliche Zunahme von 7 mg/l kann nicht ausschließlich über die Ammonium-Rücklösung beim anaeroben Abbau organischer Abwasserinhaltsstoffe (ca. 5 % N von 34 mg BSB_5/l) erklärt werden, sondern weist auf eine zusätzliche

Stabilisierung der Sielhaut hin. Die zusätzlich gemessene Ammoniumfracht wird auch durch die Messung der Gesamtstickstoff-Konzentration bestätigt, die eine Erhöhung von 4 mg N/l ausweist. Die geringen Konzentrationen von oxidierten anorganischen Stickstoffverbindungen (0,2 mg NO₂-N/l und 0,6 mg NO₃-N/l) werden in der Druckleitung weiter auf 0,1 mg NO₂-N/l bzw. 0,4 mg NO₃-N/l reduziert.

- **Phosphor**

Die Orthophosphat-Konzentration steigt in der Druckleitung infolge der P-Lösung aus organischen Verbindungen beim anaeroben Abbau geringfügig an (von 6,6 auf 6,8 mg PO₄-P/l), während die Gesamtposphor-Konzentration konstant bei 9,5 mg P/l bleibt. Die gemessene Phosphorbilanz erweist sich mit einem typischen organischen Phosphoranteil von ca. 1 % P von 274 mg BSB₅/l (ca. 2,7 mg P/l) als geschlossen.

- **Anorganische Schwefelverbindungen**

Bei eingeschalteter Eisendosierung wurde in Buchau eine Konzentration von 1 bis 2 mg Sulfidschwefel gemessen. Dabei ist zu berücksichtigen, daß der Zulauf zum Pumpwerk 3 bereits eine Sulfidvorbelastung von ca. 0,2 bis 0,6 mg S/l aufweist. Ohne Fällmittelzugabe stiegen die Sulfidwerte in Buchau im Laufe von einer Woche auf 7 mg Sulfid-S/l an. Im gleichen Zeitraum sinkt auch die Sulfatkonzentration auf unter 1 mg SO₄-S/l ab, womit praktisch eine vollständige Reduktion der vorhandenen Sulfate erreicht wurde. Zeitweise ergibt sich ein höheres Potential für eine mögliche Schwefelreduktion, da die maximale Sulfatkonzentration in Achenkirch ca. 12 mg S/l betrug. Der organische Schwefelgehalt dürfte unter 1 mg S/l betragen, da der Schwefelanteil in den Proteinen bei ca. 1 % liegt (Lohse 1987). Die Bilanz des anorganischen Schwefels ist nicht geschlossen, da in Buchau in Summe 3,0 mg/l Sulfat- und Sulfidschwefel weniger gemessen wurde als in Achenkirch. Da Schwefelwasserstoff das einzig mögliche Produkt der Desulfurikation ist (Lohse 1987), könnte angenommen werden, daß dieses Gas entlang der Druckleitung (Pumpwerk 4, Entlüftungsventile der Hochpunkte) oder an der Ausmündung entwichen ist, was allerdings zu einer auffälligen Geruchsentwicklung geführt hätte. Ein Defizit in der Schwefelbilanz wurde auch bei anderen Untersuchungen beobachtet (Lohse 1987) und einem Ausfall von elementarem Schwefel oder einer Weiterreaktion des Sulfids zugeschrieben.

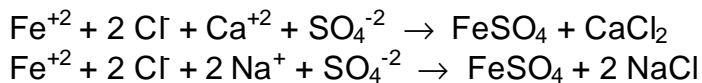
Hinsichtlich der Geruchsbelastung wurde am Übergabeschacht nicht die erwartete massive H₂S-Entwicklung festgestellt. Daher wurde auf eine analytische Bestimmung verzichtet, da hier die Nachweisgrenze höher ist als der Schwellenwert des Geruchssinns. Das Aussetzen der Eisendosierung bewirkte in Buchau eine Erhöhung des pH-Wertes auf 7,4 im Mittel und damit eine Verminderung des flüchtigen H₂S-Anteils auf 28 % vom Gesamtsulfid. Allerdings vor allem im Bereich des Energievernickerschachtes im Kasbachgraben wurde nach der Außerbetriebnahme der Eisendosierung eine auffällige Geruchsbelästigung festgestellt, da die starken Turbulenzen das gelöste H₂S-Gas freisetzen.

3. Maßnahmen gegen Geruchsbildung und Korrosionsangriff

3.1. Fällung mit Eisensalzen (derzeitige Praxis)

Derzeit wird im Pumpensumpf des Pumpwerkes 3 dem Abwasser mengenäquivalent eine Eisen-II-chlorid-Lösung (Marke Kronofloc) zudosiert, um Sulfat und Sulfid zu fällen. Die Lösung enthält laut Herstellerangabe 90 g Fe/kg, was bei einer Dichte von 1,36 kg/l einen Gehalt von 122 g Fe/l ergibt. **Bis zum Untersuchungsbeginn wurden wöchentlich ca. 600 l der Lösung verbraucht, was einer Dosierung von 0,08 l/m³ oder 9,9 g Fe/m³ Abwasser (bzw. 177 mmol Fe/m³) entspricht. Die Konzentration an anorganischem Schwefel bei der Meßstelle Achenkirch lag bei 8,4 mg S/l (zwischen 4 und 12 mg S/l), also bei 260 mmol S/m³ (zwischen 125 und 375 mmol S/m³). Zusätzlich muß noch die Fällung der Phosphationen berücksichtigt werden, die in Konkurrenz zur Sulfat- bzw. Sulfidfällung auftritt (Löslichkeit des Eisenphosphates ebenfalls sehr gering – siehe Phosphatfällung in der ARA). Im Mittel 6,8 mg PO₄-P/l ergeben 219 mmol PO₄/m³. Damit summiert sich der stöchiometrische Eisenbedarf auf 480 mmol Fe/m³, d.h auf das 2,7-fache der bisherigen Dosis bzw. auf mindestens 25 g Fe/m³ Abwasser.**

Die Wirkung der Fällungsreaktion beruht auf den Löslichkeitsunterschied zwischen Eisenchlorid und Eisensulfat bzw. Eisensulfid. Unter der Annahme, daß Sulfat als CaSO₄ oder als Na₂SO₄ im Abwasser vorliegt, können folgende Reaktionsgleichungen angeschrieben werden:



Die Löslichkeit der beteiligten Verbindungen wird folgendermaßen angegeben (Handbook of Chemistry and Physics, 1987):

FeCl ₂ :	644 g/l (bei 10 °C)
FeCl ₃ :	744 g/l (bei 0 °C)
FeSO ₄ * H ₂ O:	<<
Fe ₂ (SO ₄) ₃ :	<<
FeS:	0,006 g/l (bei 18 °C)
FeS ₂ :	0,0049 g/l
(Fe(NO ₃) ₂) * 6 H ₂ O:	835 g/l
(Fe(NO ₃) ₃) * 6 H ₂ O:	1500 g/l

Das bedeutet, daß Eisenchlorid bis zu einer Konzentration von 284 g Fe/l und 360 g Cl/l in Lösung bleiben könnte. Bei einem Vorkommen von Sulfid oder Sulfat verbindet sich Eisen sofort mit diesen Stoffen, da die Löslichkeit dieser Verbindungen um 5 Größenordnungen geringer ist. **Allerdings aufgrund der Löslichkeit von FeS von 0,006 g/l bleiben 1 bis maximal 2,2 mg Sulfid-S in Lösung, auch wenn ausreichend Eisenionen als Bindungspartner zur Verfügung stehen (Sättigungskonzentration von 6 mg FeS/l entspricht gemäß dem Verhältnis der Atomgewichte 6 * 32/88 = 2,2 mg S/l). D.h., auch eine Erhöhung der Eisendosierung über den stöchiometrischen Bedarf bewirkt keine vollständige Sulfidelimination. Die Löslichkeit des Eisensulfats liegt im gleichen Bereich, da die gemessenen Sulfatkonzentrationen in Buchau ebenfalls zwischen 1 und 2 mg SO₄-S/l betragen.**

Diese Betrachtung der Lösungsgleichgewichte wird durch die Meßergebnisse bestätigt: Am 3.8.1998, also vor Außerbetriebnahme der Eisendosierung, wurde in Buchau eine Sulfidkonzentration von 1,8 mg/l gemessen. Klose (1980) gibt als Grenzkonzentration für die Möglichkeit eines schädigenden Korrosionsangriff 1,5 mg Gesamtsulfid pro l an. Eine mögliche Betonkorrosion trotz Eisendosierung wird auch dadurch bestätigt, daß ebenfalls zu Untersuchungsbeginn (3.8.1998) auf den ansonsten alkalischen Betonoberflächen im Übergabeschacht Buchau ein pH-Wert von 5,5 bis 5,7 gemessen wurde. Geruchsbelästigungen können laut Klose auch unter 1,5 mg Sulfid/l auftreten, wurden allerdings zum Meßzeitpunkt in Buchau nicht festgestellt. Der relativ intensive Abwassergeruch war vor allem auf die Anreicherung von organischen Säuren zurückzuführen.

3.2. Alternative Lösungsvorschläge

Eine weitere Möglichkeit neben der derzeitigen Praxis der Eisenfällung wäre die Erhöhung der Alkalinität, um das Dissoziationsgleichgewicht vom leicht flüchtigen H_2S zum nicht flüchtigen HS^- zu Verschieben. Zum Beispiel durch eine Kalkmilchdosierung könnte der pH-Wert in der Druckrohrleitung auf über 8,5 gehoben werden. Der H_2S -Anteil fällt dabei auf unter 3 % und dadurch wird ein Entweichen des Sulfids auch bei relativ hohen Gesamtsulfid-Konzentrationen wirksam verhindert (König et al. 1983). In der Druckrohrleitung Achenkirch besteht für diese Vorgangsweise eine günstige Ausgangssituation infolge des bereits relativ hohen pH-Wertes. Ein Risiko besteht jedoch für die nachfolgenden Leitungsabschnitte nach Verdünnung durch weitere Abwasserzuflüsse, die den pH-Wert senken und die Dissoziationsverschiebung wieder aufheben können.

Durch beide bisher betrachteten Verfahren – Fällung und Alkalisierung – wird H_2S als Produkt der Desulfurikation chemisch gebunden bzw. verdrängt. Eine weitere Möglichkeit wäre die chemische Oxidation des Sulfids z.B. durch Ozon oder Wasserstoffperoxid. Ein völlig anderer Verfahrensansatz ist die Verhinderung der Desulfurikation durch die Erhaltung eines aeroben bzw. anoxen Milieus. Der erforderliche Sauerstoff kann entweder in Form von reinem Sauerstoff, als Luftsauerstoff oder als chemisch gebundener Sauerstoff in Form von Nitrat eingebracht werden. Nachfolgend wird eine möglichst wirtschaftliche Verfahrenskombination aus Belüftung und Nitratzugabe skizziert:

- **Kombination von Belüftung und Nitratzugabe**

Die einfachste und kostengünstigste Möglichkeit, in einer aufsteigenden Druckleitung ein aerobes Milieu zu erhalten, ist der Lufteintrag am Beginn der Rohrleitung. Die eingetragene Luft sammelt sich am Rohrscheitel und steigt bis zur Ausmündung auf. Die hydraulischen Verluste für die Luft-Abwasser-Gemischströmung weichen z.B. bei einem 10 %-igen Luftanteil nur sehr geringfügig von den Verlusten der Abwasserströmung ab und daher ist der vorhandene Nenndruck der Abwasserpumpe ausreichend (Rudolf 1981). Für Druckleitungen ohne Hoch- und Tiefpunkte genügt daher eine Injektionseinrichtung, wie zum Beispiel der Anwendungsfall einer 3,5 km lange Druckleitung in Kobe in Japan zeigt (Tanaka et al. 1995). In dieser Leitung wurden Injektionsraten von bis zu 66 % des Abwasserstromes gefahren und dabei

eine Verringerung der hydraulischen Verluste infolge des Luftheber-Effektes festgestellt.

Bei einer Druckleitung mit einer großen Anzahl von Hoch- und Tiefpunkten wäre eine durchgehende Belüftung nur mit einer entsprechenden Anzahl von Belüftungseinrichtungen und somit einem großen Aufwand zu erreichen. Zudem ergäben sich mit den vielen Entlüftungsventilen an den Hochpunkten viele potentielle Störungsquellen und eine ausreichende Betriebssicherheit wäre nicht gewährleistet. Daher wird hier eine Belüftung nur in den ersten Leitungsabschnitten kombiniert mit einer Nitratdosierung aus folgenden Gründen vorgeschlagen:

- **Beim Lufteintrag in das noch frische Abwasser am Leitungsbeginn können keine bereits gebildeten Sulfide ausgetrieben werden.**
- **Im belüfteten ersten Leitungsabschnitt werden die leicht abbaubaren organischen Substanzen aerob abgebaut und damit sinken die Respirationsraten in den nachfolgenden Leitungsabschnitten signifikant ab. Dadurch kann in den nachfolgenden Leitungsabschnitten mit einer relativ geringen Nitratzugabe ein anoxes Milieu aufrecht erhalten werden. D.h. der große Anfangssauerstoffbedarf wird in einem kurzen Leitungsabschnitt durch den kostengünstigen Luftsauerstoff gedeckt, während die geringere Respiration in der langen weiterführenden Leitung durch den teureren Nitratsauerstoff gedeckt wird.**
- **Die notwendigen Einrichtungen für die Luftinjektion und die Nitratdosierung lassen sich beide an einem Ort installieren (Pumpwerk 3), da das Nitrat ohnehin erst nach dem Verbrauch des Luftsauerstoffs denitrifiziert wird.**
- **Es ist nur eine einzige Entlüftung vorzusehen (Hochpunkt Ampelsbach), die entsprechend sorgfältig und betriebssicher ausgebildet werden sollte (eventuell anstatt einem Entlüftungsventil eine Druckleitung mit offenem Ende am Hang bis zum Niveau der Drucklinie führen).**

Nachfolgend wird ein überschlägiger Bemessungsnachweis für die vorgeschlagene Lösungsvariante geführt:

Erforderliche Maßnahmen:

Belüftung PW2 – PW3

Belüftung Pumpensumpf PW3

Belüftung PW3 – Hochpunkt Ampelsbach

Nitratdosierung PW3

Laut Bemessungsunterlagen fließt ca. die Hälfte des Abwasser im Pumpwerk 3 über die Druckleitung vom Pumpwerk 2 und die andere Hälfte über die Ortskanalisation Achenkirch zu. Die Druckleitung zwischen PW2 und PW3 hat eine Länge von 2050 m (DN 200) und verläuft ohne Hoch- und Tiefpunkte und kann daher durchgehend vom Pumpwerk 2 aus belüftet werden. Damit ergibt sich ein aerobes Reaktionsvolumen von ca. 70 m³. Zwischen dem PW3 und dem Hochpunkt Ampelsbach einschließlich Pumpensumpf steht für das vorbelüftete Abwasser vom PW2 und dem frischen Abwasser aus Achenkirch eine aerobes Reaktionsvolumen von ca. 120 m³ zur Verfügung (DN 300, L=1570 m). Laut Boon (1995) kann bei 15 °C und DN 200 mit einer Respiration von 19 mg O₂/l und DN 300 mit 16 mg O₂/l gerechnet werden. Die

aerob abgebaute BSB₅ bzw. CSB Konzentration errechnet sich dann mit entsprechenden Aufenthaltszeiten $t_1 = 70\text{m}^3/532\text{m}^3/\text{d} = 3,16\text{h}$; $t_2 = 120\text{m}^3/1064\text{m}^3/\text{d} = 2,71\text{h}$:

$$\text{CSB}_{\text{Abbau}} = 3,16 * 19 * 0,5 + 2,71 * 16 = 73 \text{ mg CSB/l}$$

Eine CSB-Verminderung in diesem Ausmaß entspricht einem weitgehenden Abbau der leicht abbaubaren organischen Inhaltsstoffe. Die „Nachlieferung“ leicht abbaubarer organischer Stoffe erfolgt durch die Hydrolyse langsam abbaubarer organischer Stoffe, jedoch mit relativ niedrigen Raten. Entsprechend gering ist die anoxe Respiration in den folgenden Leitungsabschnitten.

Eine detailliertere Betrachtung dieser Prozesse wird durch eine Modellrechnung geboten: Es wird ein Belebtschlammmodell (ASM1, Henze et al. 1987) verwendet und die Biomasse in der Sichelhaut durch eine erhöhte Belebtschlammkonzentration modelliert (Da der Biofilm der Sichelhaut nicht durch die Substratversorgung, sondern durch das Angebot an Elektronenakzeptoren – Sauerstoff bzw. Nitrat – und bei ausreichender Zugabe an Elektronenakzeptoren durch den Abrieb der Sichelhaut limitiert ist, kann auf eine detaillierte Biofilmmodellierung verzichtet werden und stattdessen eine äquivalente Biomasse suspendiert im Zulauf angenommen werden).

Typische Abwasserzusammensetzung bei einer Konzentration organischer Stoffe von 571 mg CSB/l:

Heterotrophe Biomasse X _{het}	24 %	137 mgCSB/l (300 inkl.Sichelhaut)
Autotrophe Biomasse X _{aut}	0 %	0
Partikuläre Inertstoffe X _i	15 %	86 mg CSB/l
Langsam abbaubare Stoffe X _s	38 %	217 mg CSB/l
Schnell abbaubare Stoffe S _s	16 %	91 mg CSB/l
Gelöste Inertstoffe S _i	7 %	40 mg CSB/l
Summe	100 %	571 mg CSB/l bzw. 734

Der Zulauf wird auf die beiden ersten hintereinander geschalteten aeroben Reaktoren aufgeteilt und anschließend werden die 4 anoxen Reaktoren mit jeweils 144 m³ durchflossen (s. Fließschema).

Es wurden 2 Rechenläufe durchgeführt, einer bei 10 °C und einer Nitratzugabe von 10 mg/l und einer bei 15 °C und einer Nitratzugabe von 12 mg/l. Die Konzentration an leicht abbaubaren Stoffen S_s sinkt im aeroben Leitungsabschnitt auf 4 bzw. 6 mg CSB/l ab und bleibt im anoxen Abschnitt infolge der Denitrifikation nahe 0. **Beide Berechnungen ergeben am Ende der Leitung eine Restkonzentration an Nitrat von 1 mg/l. Laut dieser Berechnungen ist über das Jahr eine mittlere erforderliche Nitratzugabe von ca. 10 mg NO₃-N zu erwarten.** Der berechnete CSB-Abbau im aeroben Leitungsabschnitt beträgt 63 mg CSB/l.

Um den Vorteil der Belüftung zu bewerten, wurde eine Berechnung für den Fall einer Nitratdosierung ohne Luftinjektion durchgeführt (alle Reaktoren anox, Temp=15 °C). Bei einer Anfangskonzentration von 25 mg NO₃-N/l wurde die angestrebte Restkonzentration von 1 mg NO₃-N/l erzielt. D.h. beim Verzicht auf eine Vorbelüftung ist der erforderliche Nitrateinsatz ca. 2,5 mal so hoch.

**- Simulationsergebnisse Temp. = 10 °C, NO₃Anfang = 10 mg NO₃-N/l:
(mit Vorbelüftung)**

**- Simulationsergebnisse Temp. = 15 °C, NO₃Anfang = 12 mg NO₃-N/l:
(mit Vorbelüftung)**

**- Simulationsergebnisse Temp. = 15 °C, NO₃Anfang = 25 mg NO₃-N/l:
(ohne Vorbelüftung)**

Betriebserfahrungen mit einer Calcium-Nitrat-Dosierung in Walton-on-the-Naze (Bentzen et al. 1995) zeigten eine mittlere Nitratzugabe von 10 mg NO₃-N/l bei einer Aufenthaltsdauer von im Mittel 6 h und Abwassertemperaturen bis 22 °C allerdings ohne Vorbelüftung als ausreichend. Ein direkter Vergleich mit den Verhältnissen in der Druckleitung Achenkirch ist damit nicht möglich, dennoch erscheint der errechnete Bemessungswert auf der sicheren Seite zu liegen.

Der Englische Wasserverband Anglian Water Services Limited hat in seinem flachen Kanalnetz über 170 Einrichtungen zur Sulfidbekämpfung installiert (Sercombe 1995). Bei den Neuerrichtungen zeigt sich ein klarer Trend zur Eisenfällung (114 Neuerrichtungen), zur Nitratdosierung (13 Neuanlagen) und zur Belüftung (5 Neuanlagen), während sämtliche Wasserstoffperoxid-, Chlor- und Kalkdosierstationen abgebaut wurden. Als Hauptvorteil für die Eisenfällung wird deren niedere Kosten gesehen. Im Preisvergleich aus den wirtschaftlichen Erfahrungen von Anglian Water ergibt sich für die Eisenfällung ein 50 % geringerer Aufwand als für die Calcium-Nitrat-Dosierung.

Mit diesem Vergleich im Hintergrund scheint die Kombination von Luftinjektion und Nitratdosierung wirtschaftlich interessant zu sein, zumal sich der Belüftungsaufwand in der Kläranlage entsprechend verringert. Für eine genauere Kostenbetrachtung sind die österreichischen Chemikalienpreise entscheidend. Neben Calcium-Nitrat ist auch der Einsatz von Natrium- oder Eisen-III-Nitrat zu bedenken.

4. Referenzen

- Baubehörde Hamburg Stadtentwässerung 1983: Biogene Schwefelsäure-Korrosion in teilgefüllten Abwasserkanälen aus zementgebundenen Baustoffen. *Korr. Abwasser*, 30/8, 537-545
- Bentzen G., Smith, A.T., Bennet, D., Webster, N.J., Reinholt, F., Sletholt, E. and Hobson, J. 1995: Controlled dosing of nitrate for prevention of H₂S in a sewer network and the effects on the subsequent treatment processes. *Wat. Sci. Tech.*, 31/7, 293-302
- Boon, A.G., Lister, A.R. 1975: Formation of sulphide in a rising-main sewer and its prevention by injection of oxygen. *Prog. Wat. Technol.*, 7/2, 289-300
- Boon, A.G. 1995: Septicity in sewers: Causes, consequences and containment. *Wat. Sci. Tech.*, 31/7, 237-253
- Buchauer, K. 1996: Biologische Hydrolyse zur Optimierung von Bio-P. Diss. Inst. f. Umwelttech., Universität Innsbruck
- Dzierzewicz, Z., Cwalina, B., Chodurek, E. and Wilczok, T. 1997: The relationship between microbial metabolic activity and biocorrosion of carbon steel. *Research in Microbiol.*, 148/9, 785-793
- Feio, M.J., Moura, J.J.G. and Lino A.R. 1996: Comparative studies of the outer membrane protein profile of *Desulfovibrio desulfuricans* ATCC 27774. *Intern. Biodet. & Biodegrad.*, 37/1-2, 127
- Handbook of Chemistry and Physics; 67th edition
CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, 1987
- Henze, M.; Grady Jr., C.P.L.; Gujer, W.; Marais, G.v.R.; Matsuo, T. (1987) : Activated sludge model No.1. IAWQ Scientific and Technical Reports No.1
- Klose, N. 1980: Vorbeugende Maßnahmen gegen eine kritische Sulfidentwicklung in Abwasseranlagen. *AC* 12, 62-66
- König, W., Peschen, N. und Teunissen, W. 1983: Schwefelwasserstoffbindung durch Fällung mit Kalkmilch. *Korr. Abwasser*, 30/4, 249-253
- Kyeoung-Suk Cho and Tadahiro Mori 1995: A newly isolated fungus participates in the corrosion of sewer pipes. *Wat. Sci. Tech.*, 31/7, 263-271
- Lohse, M. 1987: Der anoxische Druckleitungsbetrieb. *Korr. Abwasser*, 34/6, 631-637
- Magalhaes, F.C.M., Souza Jr, A.H., Penna, M.O., Silva, E.D., Oliveira, H.B., Andrade, C.A. and Sebastian, G.V. 1996: Biofouling + sulfate scale in oil production systems – effects on Biocorrosion. *Intern. Biodet. & Biodegrad.*, 37/1-2, 126
- Matos, J.S., Aires, C.M. 1995: Mathematical modelling of sulphides and hydrogen sulphide gas build-up in the Costa do Estoril sewerage system. *Wat. Sci. Tech.*, 31/7, 255-261
- Neck, U., Rechenberg, W. 1987: Arbeitsbericht des ATV-Fachausschusses 2.3 – Kommentar zum ATV-Arbeitsblatt A 115 – Erläuterung zur Begrenzung des Sulfatgehaltes im Abwasser unter dem besonderen Aspekt der Korrosion. *Korr. Abwasser*, 34/3, 270-272
- Pomeroy, R.D. 1959: Generation and control of sulphide in filled pipes. *Sewage Ind. Wastes*, 31, 1082-1095
- Pomeroy, R.D. 1977: The problem of hydrogen sulphide in sewers. Clay Pipe Development Ass. Ltd.
- Rudolph, K.U. 1981: Belüftung von Druckleitungen zur Vermeidung von Korrosion und Abwässergerüchen. *Korr. Abwasser*, 28/11, 789-794
- Schremmer, H. 1986: Arbeitsbericht des ATV-Fachausschusses 2.3 zu Parametern des ATV-Merkblattes A 115 – Schwefelwasserstoff / Sulfide. *Korr. Abwasser*, 33/8, 729-733
- Sercombe, D.C.W. 1995: The control of septicity and odours in sewerage systems and at a sewage treatment works operated by Anglian Water Services Limited. *Wat. Sci. Tech.*, 31/7, 283-292
- Tanaka, N. and Takenaka, K. 1995: Control of hydrogen sulfide and degradation of organic matter by air injection into a wastewater force main. *Wat. Sci. Tech.*, 31/7, 273-282
- Thistlethwayte, D.K.B. 1972: The control of sulphides in sewerage systems. Butterworths, London

5. Zusammenfassung

Ohne Gegenmaßnahmen ist in den Sommermonaten mit einer vollständigen Schwefelreduktion in der betrachteten Druckrohrleitung zu rechnen. Das gebildete H_2S -Gas entweicht im Anschluß an die Druckleitung vor allem im Bereich erhöhter Strömungsturbulenzen. Dies führt einerseits zu unangenehmen Geruchsbelästigungen und andererseits zur Schwefelsäurebildung auf feuchten Betonoberflächen. Die Fermentationsprozesse in der Druckrohrleitung erhöhen außerdem die Konzentration an organischen Säuren und intensivieren damit zusätzlich die Abwassergerüche.

Durch die derzeit durchgeführte provisorische Eisendosierung wird die Sulfidkonzentration von möglichen 5 bis ca. 12 mg S/l auf 1 bis ca. 2 mg/l vermindert. Diese Restkonzentration ist durch die Löslichkeit des Eisensulfids bestimmt. Die sehr kostengünstige Eisenfällung erreicht damit eine weitgehende Verminderung sowohl der Geruchsbelastung durch H_2S als auch der Möglichkeit einer Biokorrosion. Durch die Fällung wird der pH-Wert an den Betonoberflächen von ca. 4,5 auf 5,5 gehoben, jedoch nicht neutralisiert. D.h. ein schleichender Korrosionsangriff auf Betonoberflächen ist trotz Eisenfällung gegeben.

Mit der Fällung durch Eisensalze werden die Symptome und Konsequenzen der Sulfidbildung bekämpft, aber nicht deren Ursache, die im stark reduzierenden Milieu liegt. Ein völlig anderer Ansatz strebt die Erhaltung eines aeroben bzw. anoxen Milieus an. Dazu wird hier eine Kombination einer Luftinjektion am Beginn der Druckleitung mit einer Nitratdosierung vorgeschlagen: Im belüfteten ersten Leitungsabschnitt zwischen dem Pumpwerk 2 und dem Hochpunkt Ampelbach nach dem PW3 werden die leicht abbaubaren organischen Substanzen aerob abgebaut und damit sinken die Respirationsraten in den nachfolgenden Leitungsabschnitten signifikant ab. Dadurch kann in den nachfolgenden Leitungsabschnitten mit einer relativ geringen Nitratzugabe ein anoxes Milieu aufrecht erhalten werden.