

**Membraneinsatz
auf der Teichkläranlage
St. Peter ob Judenburg**

Siegfried Dähnert

Diplomarbeit
am Institut für Siedlungswasserbau
der
Technischen Universität Graz

Graz, im Oktober 2002

Kurzfassung

In Österreich können viele Teichkläranlagen auf Grund der klimatischen Bedingungen die geforderten Grenzwerte der 1. Abwasseremissionsverordnung nicht erfüllen. Auf der bestehenden Kläranlage St. Peter ob Judenburg wurde die Teichkläranlage mit geringem baulichen Aufwand umgebaut. Der Teich I wurde im Zuge der Umbauarbeiten in einen Belebungs- und einen Absetzbereich unterteilt, um absetzbare Stoffe vor der Membran abzuscheiden. 2 Injektoren wurden zur Belüftung und Umwälzung eingebaut.

Kern der Anlage ist ein Nitrifikationsbecken mit getauchten Membranmodulen der Firma Mitsubishi, die die Einhaltung der Ablaufgrenzwerte der Anlage ganzjährig sicherstellen soll.

Der Membranbioreaktor besteht aus 9 Modulen mit einer Gesamtleistung von maximal $30 \text{ m}^3/\text{h}$, die im Cross-Flow-Verfahren betrieben werden. Der TS-Gehalt im Reaktor beträgt $2 \text{ kg}/\text{m}^3$. Durch die Kombination der Teichkläranlage und der Membrantechnik konnte eine Reduktion des CSB von 95 %, des $\text{NH}_4\text{-N}$ um 98 % erzielt werden. Die Elimination des Phosphor wird durch die Dosierung eines Fällungsmittels (Aluminiumchlorid) geregelt.

Mit den bisher gemessenen Daten wurden Berechnungen für den Winterbetrieb vorgenommen. Auf Grund dieser Maßnahmen können die Grenzwerte im Sommer eingehalten werden.

Abstract

Due to climatic conditions in Austria many lagooning plants cannot reach the levels required by the 1st Austrian Emission Regulation. The lagooning part at the plant St. Peter ob Judenburg was remodelled with little constructional effort. In the course of the remodelling process, pond I was divided into an aeration and a settling tank, for settling before the membrane. 2 injectors were installed to aerate and circulate.

Core of the plant is the aeration basin with integrated membrane moduls by Mitsubishi. They are ensuring that the plant functions according to the required levels all year round.

The biological membrane reactor consists of 9 modules, which function as cross-flow-process, with a maximum capacity of $30 \text{ m}^3/\text{h}$. The dry solid matter in the reactor is $2 \text{ kg}/\text{m}^3$. Due to the combination of the lagoonning plant and the membrane technique, a reduction of the COD by 95% was achieved. The $\text{NH}_4\text{-N}$ was reduced by 98%. The phosphor elimination is regulated by the doses of aluminium chloride.

The calculations for the winter term were done with the data which were collected until now. As a result of the remodelling of the plant the regulation parameters were reached this summer.

Danksagung

Herzlich bedanken möchte ich mich bei

Herrn Univ. Prof. Dr. Harald Kainz, Professor am Institut für Siedlungswasserbau an der Technischen Universität in Graz und Herrn Dipl. Ing. Dr. Bernhard Mayr von der Firma Envicare für das Thema dieser Arbeit und die wissenschaftliche Betreuung,

Herrn Robert Gampmayer von der Firma Rotreat Abwasserreinigung GmbH für die Zusammenarbeit vor Ort, weiters dem Klärwerter der Kläranlage St. Peter ob Judenburg, Herrn Günter Assl,

Herrn Dipl. Ing. Martin Hochedlinger, Assistent am Institut für Siedlungswasserbau an der Technischen Universität in Graz für die Betreuung und Durchsicht der Arbeit.

Mein größter Dank gilt meinen Eltern, die mir immer unterstützend zur Seite gestanden sind und mir die Ausbildung an der Technischen Universität Graz ermöglicht haben, und meinen Geschwistern, die stets für mich da sind,

Danken möchte ich auch meinen zahlreichen Freunden, die mich nicht nur in freudigen Stunden, sondern auch in harten Zeiten in Wort und Gebet begleitet haben.

Eine ganz besondere Ehre gilt Gott, der mich durch mein Leben begleitet und mir stets die nötige Kraft schenkt:

Herr, deine Güte reicht, so weit der Himmel ist, und die Wahrheit, so weit die Wolken gehen Psalm 36,6

1	EINLEITUNG	4
1.1	AUFGABENSTELLUNG.....	4
1.2	ZIELSETZUNG	5
2	GRUNDLAGEN	6
2.1	PARAMETER	6
2.1.1	<i>Redox</i>	6
2.1.2	<i>Leitfähigkeit</i>	7
2.1.3	<i>pH-Wert</i>	8
2.1.4	<i>Säurekapazität</i>	8
2.1.5	<i>Temperatur und Wachstumsrate</i>	10
2.1.6	<i>Sauerstoffgehalt</i>	12
2.2	CHEMISCHE ANALYTIK	12
2.3	STICKSTOFFUMWANSLUNG.....	13
2.3.1	<i>Hydrolyse</i>	13
2.3.2	<i>Nitrifikation</i>	13
2.3.3	<i>Denitrifikation</i>	14
2.4	FÄLLUNG.....	15
3	TEICHKLÄRANLAGE	16
3.1	ALLGEMEINES	16
3.2	ABWASSERTEICHE	16
3.2.1	<i>Absetzteiche</i>	16
3.2.2	<i>Unbelüftete Abwasserteiche</i>	16
3.2.3	<i>Belüftete Abwasserteiche</i>	16
3.2.4	<i>Schönungsteich</i>	17
3.3	VOR- UND NACHTEILE VON TEICHKLÄRANLAGEN	17
4	MEMBRANE	18
4.1	ALLGEMEINES	18
4.2	ROCHEM UF-DEAD-END PILOTANLAGE.....	18
4.2.1	<i>Funktionsweise</i>	18
4.2.2	<i>Problematik</i>	19
4.3	VERAUT MEMBRANANLAGE.....	19
4.3.1	<i>Funktionsweise</i>	19
4.3.2	<i>Problematik</i>	19
5	ALTANLAGE	20
5.1	ALLGEMEINES	20
5.1.1	<i>Allgemeines</i>	20
5.2	VORBEHANDLUNG.....	22

5.3	ABWASSERTEICH	23
5.4	BERECHNUNG NACH ATV 201	23
5.4.1	<i>Abwasserteichabmessungen</i>	24
5.4.2	<i>Durchflusszeit – Belüfteter Abwasserteich</i>	25
5.4.3	<i>Belüftung Abwasserteich</i>	25
5.4.4	<i>Durchflusszeit Schönungsteich</i>	26
5.5	PROBLEME DER ALTANLAGE	27
5.6	UMBAU DER ANLAGE	28
5.6.1	<i>Mechanische Abwasserreinigung</i>	28
5.6.2	<i>Abwasserteiche</i>	29
5.6.3	<i>Nitrifikationsbecken</i>	32
6	PILOTVERSUCH	33
6.1	MITSUBISHI-MEMBRAN	33
6.1.1	<i>Technische Daten</i>	33
6.1.2	<i>Qualitätssicherung</i>	34
6.1.3	<i>Bemessung der Membranfiltration</i>	36
6.1.4	<i>Einbau und Funktion</i>	37
6.2	BETRIEB DES MBR	38
6.3	BETRIEB DER TEICHKLÄRANLAGE	41
6.4	FÄLLUNGSMITTEL	42
7	ANALYTIK	45
7.1	PROBENNAHME	45
7.1.1	<i>Zulauf ARA</i>	45
7.1.2	<i>Teich I</i>	45
7.1.3	<i>Ablauf Teich I</i>	46
7.1.4	<i>MBR</i>	46
7.1.5	<i>Permeat</i>	46
7.2	PARAMETER	47
7.2.1	<i>Redox</i>	47
7.2.2	<i>Leitfähigkeit</i>	47
7.2.3	<i>pH-Wert</i>	49
7.2.4	<i>Säurekapazität</i>	50
7.2.5	<i>Temperatur</i>	51
7.2.6	<i>Trockensubstanz</i>	52
7.2.7	<i>CSB</i>	53
7.2.8	<i>NH₄-N</i>	54
7.2.9	<i>PO₄-P</i>	56
7.3	FILTERVERSUCH	57
7.4	SCHLAMMVOLUMEN	58
8	ANALYSE	60

Inhaltsverzeichnis
Membraneinsatz auf der Teichkläranlage St. Peter ob Judenburg

8.1	ZULAUF	60
8.2	TEICH I	62
8.3	ABLAUF TEICH I	63
8.4	MBR	65
8.5	PERMEAT	66
8.6	BERECHNUNG NACH ATV 131	68
8.6.1	<i>Nachrechnung</i>	68
8.6.2	<i>Belüftung</i>	70
8.6.3	<i>Winterbetrieb</i>	71
9	ERKENNTNISSE	75
9.1	TEICH I	75
9.2	WINTERBETRIEB	75
9.3	BAULICHE ADAPTIERUNG	77
10	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK	78
11	LITERATUR	80
12	VERZEICHNIS	82
12.1	ABBILDUNGSVERZEICHNIS	82
12.2	DIAGRAMMVERZEICHNIS	82
12.3	TABELLENVERZEICHNIS	83
13	ANHANG	84

1 Einleitung

1.1 Aufgabenstellung

Durch die Forschung auf dem Gebiet der Abwasserreinigung und die technische Weiterentwicklung ergeben sich neue effiziente und wirtschaftliche Möglichkeiten das Abwasser zu reinigen.

Ursprünglich wurden für das kommunale Abwasser konventionelle Anlagen, aus den drei Hauptelementen mechanische Reinigung, Belebungsanlage und Nachklärung bestehend, errichtet. Ende der achtziger Jahre und zu Beginn der Neunziger des vorigen Jahrhunderts wurden in Österreich viele Teichkläranlagen in der Größenordnung bis 5000 EW₆₀ errichtet. Man versuchte mit geringem bautechnischen Aufwand eine kontrollierte Reinigung nach dem Vorbild der Natur in Teichen zu erzielen.

Die zulässigen Grenzwerte des Abwassers sind in der 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser neu festgelegt worden

Gemäß der Verordnung (BGBl 1996/210) § 1 Abs. 1 sind folgende Emissionsbegrenzungen vorgeschrieben:

		Größenklassen von Abwasserreinigungsanlagen			
		I	II	III	IV
1. BSB ₅	mg/l	25	20	20	15
2. CSB	mg/l	90	75	75	75
3. TOC	mg/l	30	25	25	25
4. NH ₄ -N	mg/l	10	5	5	5
5. Gesamt-P	mg/l	-	2	1	1

Tabelle 1: Emissionsbegrenzung

Für die Emissionsbegrenzung werden in Abhängigkeit vom Bemessungswert einer Abwasserreinigungsanlage folgende Größenklassen festgelegt:

I	Größer als 50 EW ₆₀ , aber nicht größer als 500 EW ₆₀
II	Größer als 500 EW ₆₀ , aber nicht größer als 5.000 EW ₆₀
III	Größer als 5.000 EW ₆₀ , aber nicht größer als 50.000 EW ₆₀
IV	Größer als 50.000 EW ₆₀

Tabelle 2: Größenklassen

In der Emissionsbegrenzung sind Mindestwirkungsgrade für die Kohlenstoffparameter CSB und TOC und dem Gesamtstickstoff in Prozent der Zulaufkraft gefordert.

Für Abwasserreinigungsanlagen der Größenklasse II, größer als 1000 EW₆₀, oder III oder IV gelten folgende Mindestwirkungsgrade:

1. BSB ₅	um mindestens 95%
2. CSB	um mindestens 85%
3. TOC	um mindestens 85%
4. Ges.geb. N	um mindestens 70 % *
* Größenklasse III oder IV	

Tabelle 3: Mindestwirkungsgrad

Durch diese gesetzlichen Bestimmungen besteht Handlungsbedarf, da die Teichkläranlagen in ihrem damaligen Zustand die geforderten Werte nicht einhalten konnte. Während der Kohlenstoffabbau in den warmen Sommermonaten ausreichend erfolgte, wurden die Werte im Winter überschritten. Die Nitrifikation findet nicht statt.

1.2 Zielsetzung

Aufgrund der klimatischen Verhältnisse ist es nicht möglich das Abwasser von St. Peter ob Judenburg in der Teichkläranlage so zu reinigen, dass die Emissionsgrenzwerte ganzjährig gemäß 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser eingehalten werden. In einem Versuch (Kombination von Membrantechnik und Teichkläranlage) werden abwasserspezifische Parameter (pH-Wert, O₂, Temperatur, Leitfähigkeit, CSB, NH₄-N, NO₃-N, PO₄-P, TS) gemessen. Mit Hilfe dieses Versuches sollen Aussagen über die Reinigungsleistung bei Kombination der Teichkläranlage und der Membrantechnik bezüglich der Reinigungsleistung gemacht werden.

Aufgrund der Messergebnisse soll die Reinigungsleistung im Winterbetrieb abgeschätzt werden.

2 Grundlagen

2.1 Parameter

2.1.1 Redox

Redox-Reaktionen sind Elektronenübertragungsreaktionen [Falbe, J. et. al.]. Die Zahl der bei der Oxidation abgegebenen Elektronen ist gleich der bei der Reduktion aufgenommenen Elektronen.

So wie der Intensitätsfaktor eines Säure/Base-Gleichgewichtes (einer Protonenbalance) den pH-Wert ergibt,

$$\text{pH} \equiv -\log \{H^+\}$$

definiert der Intensitätsfaktor des Redoxgleichgewichtes (der Elektronenbalance) die *Redoxintensität* $p\varepsilon$:

$$p\varepsilon \equiv -\log \{e^-\}$$

wobei $\{e^-\}$ die Elektronenaktivität [M] bedeutet.

Wässrige Lösungen enthalten weder freie Protonen noch freie Elektronen, trotzdem kann man relative Protonen- bzw. Elektronenaktivität definieren.

Ein niedriger pH-Wert zeigt hohe $\{H^+\}$ Aktivität und damit eine saure Bedingung an. Daher bedeutet eine niedrige $p\varepsilon$ -Intensität (oder sogar ein negatives $p\varepsilon$) hohe Elektronenaktivität und reduzierte Bedingungen; ein hohes $p\varepsilon$ bedeutet kleine Elektronenaktivität und oxidierte Bedingungen.

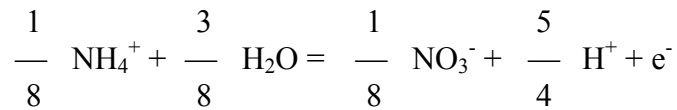
Bei der Redoxintensität erfolgt die Messung mit Hilfe eines Potentiometers, wobei die Potentialdifferenz einer $\{e^-\}$ -sensitiven Elektrode mit einer Referenzelektrode gemessen wird. Handelt es sich dabei um eine Standardwasserstoffelektrode, d.h. die Messung basiert auf der $\{H^+\}$ Aktivität, so spricht man von einem *Redoxpotential* E_H . Dieses Potential [V] kann in $p\varepsilon$ -Einheiten ausgedrückt werden:

$$p\varepsilon = \frac{F}{2,3 \cdot R \cdot T} * E_H = \frac{1}{0,059} E_H$$

wobei

- E_H = Redoxpotential [V] im Vergleich zur Normalwasserstoffelektrode
- F = 1 Faraday = 96490 Coulomb mol^{-1}
- R = Gaskonstante = 8,314 J $\text{mol}^{-1} \text{K}^{-1}$ = 8,6 * 10⁻⁵ VF $\text{mol}^{-1} \text{K}^{-1}$
- T = Temperatur

Es besteht ein Zusammenhang zwischen pH und pε. Die Oxidation von Ammonium zu Nitrat wird durch folgende Gleichung ausgedrückt [Mortimer, C]:



Diese Reaktion besitzt eine Säurekonstante (log K = 14,9) und eine Redoxintensität (pε = 6,15) unter den Standardbedingungen von pH = 7 und der Temperatur von 25°C. Die Darstellung der Halbreaktion mittels Nernst'scher Gleichung lautet:

$$p\varepsilon = \log K + \log \frac{\{\text{Ox}\}}{\{\text{Red}\}}$$

Die Standardintensität wird definiert

$$\frac{1}{n} * \log K \equiv p\varepsilon^\circ$$

n = Anzahl der an der Oxidation beteiligten Elektronen

Im Fall der Reduktion des Ammonium zu Nitrat ist n =1 und die Nernst'sche Gleichung lautet

$$p\varepsilon = p\varepsilon^\circ + \log \frac{\{\text{Ox}\}}{\{\text{Red}\}}$$

Somit kann die Redoxintensität berechnet werden.

Das Redoxpotential kann als Regelwert für die Belüftung eingesetzt werden.

Aufbauend auf die Arbeit von [Carentier et. al.] wurden Untersuchungen angestellt, in denen bei der intermittierenden Belüftung parallel zum Nitratgehalt das Redox-Potential mitgemessen wurde. Es zeigt sich dabei eine Korrelation zwischen Maximal- und Minimalwerten von Nitratgehalt und Redox-Potential. Sinkt der Nitratgehalt auf Null, ist ein deutlicher Knick bei Redox-Potential zu verzeichnen.

Während der Nitratgehalt zwischen 0-10 mg/l pendelt, schwankt das Redoxpotential zwischen -220 mV und +20 mV. Aufgrund dieses Verhaltens kann die Belüftung besser gesteuert werden.

2.1.2 Leitfähigkeit

Der Messwert der elektrischen Leitfähigkeit ist ein Summenparameter für gelöste, dissoziierte chemische Substanzen (Elektrolyte). Die Größe der Leitfähigkeit hängt von der Konzentration, dem Dissoziationsgrad der anorganischen oder organischen Elektrolyte, der

elektrochemischen Wertigkeit der gebildeten Ionen und von der Temperatur der Lösung sowie der Wanderungsgeschwindigkeit der Ionen in einem elektrischen Feld ab.

Reines Wasser weist bei 18°C einen Wert von 0,04 µS/cm, destilliertes Wasser von 0,3 µS/cm, auf.

Die eigentliche Messgröße der Leitfähigkeit ist der Leitwert l, der von der Zellkonstante C der Messzelle abhängt. Spezifische Leitfähigkeit:

$$K = L * C [1/(\Omega * \text{cm})]$$

$$C = 1/a [1/\text{cm}]$$

Wird bei unterschiedlichen Temperaturen gemessen, so muss dies durch einen Korrekturfaktor berücksichtigt werden. Die Formel lautet somit:

$$K = L * C * F_t [1/(\Omega * \text{cm})]$$

Bei niedrigen Temperaturen sinkt die Leitfähigkeit. Die Begründung liegt in der verminderten Wanderungsgeschwindigkeit der Ionen. Betrachtet man nur eine 24-Stunden-Messung, so ist die Hauptursache durch den Zusammenhang gegeben, dass nachts die Abwasserbelastung abnimmt und somit weniger Elektronen im Wasser der Anlage zugeführt werden.

2.1.3 pH-Wert

Der pH-Wert ist definiert als der negative dekadische Logarithmus der Wasserstoffionenkonzentration und somit eine Maßzahl für die in einer Lösung enthaltene Konzentration an H⁺-Ionen [Mortimer, C].

Der pH-Wert errechnet sich in durch Hydrogenkarbonat gepuffertem Wasser aus der Beziehung:

$$\text{pH} = \text{pK}_s + \lg \frac{\text{HCO}_3^-}{\text{CO}_2}$$

$$\text{pK}_s = 6,4$$

2.1.4 Säurekapazität

Die Säurekapazität $K_{S4,3}$ sagt aus, welche Menge an Salzsäure (in mmol/l) erforderlich ist, um einen Liter der Probe auf den pH-Wert von 4,3 einzustellen. Sie ist ein Maß für das Puffervermögen und im wesentlichen von der Härte des Trinkwassers im Einzugsgebiet sowie vom Ammoniumgehalt und den Waschkalkalinen abhängig [Falbe, J. et. Al].

Die Säurekapazität wird in mmol/l angegeben und kann durch den Multiplikator 2,8 in die °dH Karbonhärte (temporäre Härte) umgerechnet werden. 1 °dH = 7,1 mg/l Ca = 10,0 mg/l CaO = 17,8 mg/l CaCO₃ = 0,36 mmol/l. Je höher der Wert der Säurekapazität, desto geringer ist die daraus resultierende pH-Wertabsenkung, da zuvor das Puffervermögen ausgeschöpft wird.

Mittels einer Protonenbilanz können quantitative Aussagen über die Änderung der Säurekapazität und damit des pH-Wertes gemacht werden.

Da im Ablauf von kommunalen Kläranlagen im wesentlichen nur das Puffersystem $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-$ wirksam ist, kann die Säurekapazität der HCO_3^- -Konzentration gleichgesetzt werden. Die Konzentration an gelöstem CO_2 ist hauptsächlich abhängig von der Sauerstoffnutzung. Bei hoher Sauerstoffausnutzung, durch tiefe Belebungsbecken und effiziente Belüftungssysteme gegeben, ist die pro g eingetragenen O_2 durchgesetzte Gasmenge gering.

Damit das aus biologischer Umsetzung (Kohlenstoffabbau) entstehende CO_2 abtransportiert werden kann, muss die Konzentration in der Gasphase und damit auch in der Flüssigkeit höher sein als bei geringer O_2 -Ausnutzung.

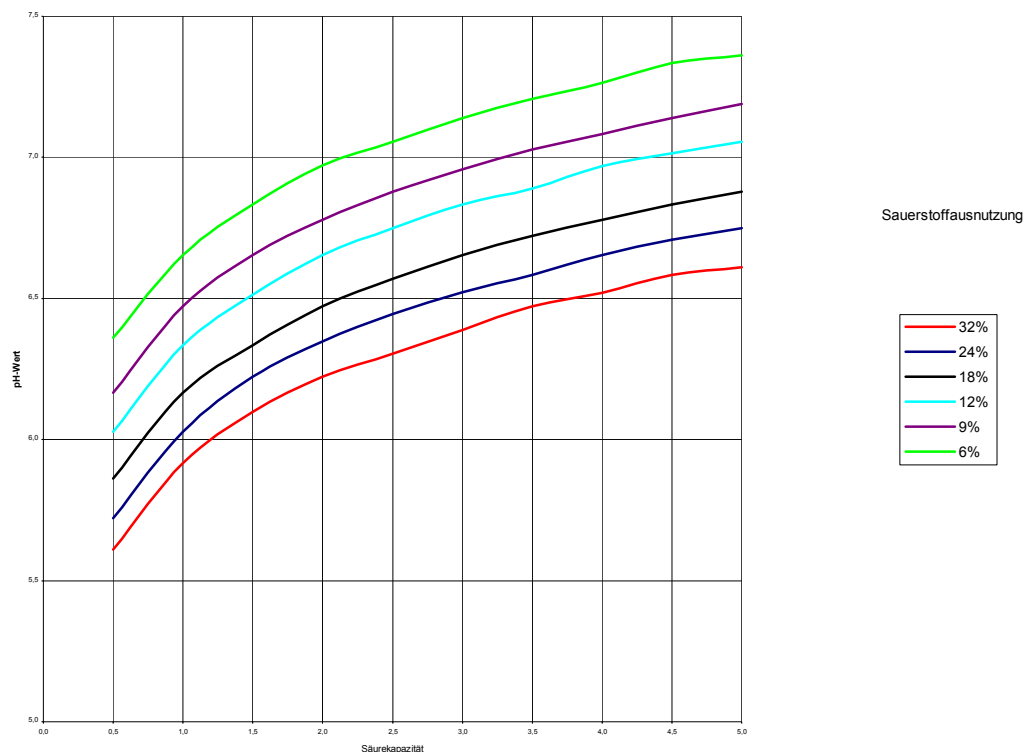


Abbildung 1: pH-Wert in Abhängigkeit von der Säurekapazität bei unterschiedlicher Sauerstoffausnutzung [Nowak, O. und Svardal, K.]

Die Abbildung verdeutlicht den Zusammenhang zwischen Säurekapazität, O_2 -Ausnutzung und pH-Wert. Bei gleicher Säurekapazität und steigender O_2 -Ausnutzung sinkt der pH-Wert. Durch Bilanzierung kann berechnet werden, welche Säurekapazität verbraucht wird [Franz, A.]:

$$\Delta\text{SK} = 2 (\text{NO}_3\text{-N}_{\text{zu}} - \text{NO}_3\text{-N}_{\text{zu}}) + \text{NO}_3\text{-N}_{\text{D}} - (\text{org.N}_{\text{zu}} - \text{org.N}_{\text{zu}}) + \text{N}_{\text{ÜS}} \quad [\text{mmol/l}]$$

Die Säurekapazität im Zulauf zur Kläranlage lässt sich aus der mittleren Karbonhärte des Trinkwassers (KH_T) und dem Ammoniumgehalt ermitteln.

Wird weitgehende Nitrifikation ($\text{NH}_4\text{-N}_{\text{ab}} = 0$) gefordert, so kann unter der Annahme, dass im Zulauf kein Nitrat vorhanden ist, folgende Vereinfachung getroffen werden:

$$\text{SK}_0 \text{ [mmol/l]} = \text{KH}_T \text{ [mmol/l]} + \frac{\text{NH}_4\text{-N}_{\text{zu}}}{14} \text{ [mg/l]}$$

Aus diesem Zusammenhang ist ersichtlich, dass bei gegebener Karbonhärte im Trinkwasser die Säurekapazität im Abwasser nur durch Verringerung der Nitratkonzentration im Ablauf ausreichend hoch gehalten werden kann. Im Gebiet mit geringer Karbonhärte ist aus diesen Überlegungen heraus eine Denitrifikation anzustreben.

Säurekapazität im Ablauf:

$$\text{SK}_e = \text{SK}_0 - \Delta\text{KS}$$

Berücksichtigt man die Verminderung der Säurekapazität durch die Zugabe von Metallsalzen (Fällung), so ergibt sich für die Abnahme der Säurekapazität im Belebungsbecken (nach ATV A131):

$$\begin{aligned} \Delta\text{SK} \text{ [mmol/l]} = & \frac{\text{NH}_4\text{-N}_{\text{zu}} - \text{NH}_4\text{-N}_{\text{ab}} - \text{NO}_3\text{-N}_{\text{zu}} + \text{NO}_3\text{-N}_{\text{ab}}}{14} \\ & + 0,06 * \text{Fe}^{3+} + 0,04 * \text{Fe}^{2+} + 0,011 * \text{Al} - 0,03 * (\text{P}_{\text{zu}} - \text{P}_{\text{ab}}) \end{aligned}$$

2.1.5 Temperatur und Wachstumsrate

In der biologischen Abwasserreinigung können sich überwiegend einzellige Organismen (Bakterien) entwickeln, die sich durch Zellteilung vermehren. Die Zunahme der Zellzahl N in der Zeiteinheit ist der jeweils vorhandenen Zellzahl proportional [Matsché, N.].

$$\frac{dN}{dt} = \mu * N$$

$$\frac{dN}{N} = \mu * dt$$

$$d \ln N = \mu * dt$$

$$\ln N = \mu * dt + \ln N_0$$

$$N = N_0 e^{\mu t} \text{ bzw. } N = N_0 * 10^{kt} \quad \text{mit} \quad k = 0,434 \mu$$

Der Proportionalitätsfaktor μ wird als Wachstumsrate bezeichnet und ist ein Maß für die Wachstumsgeschwindigkeit. Eine weitere Veranschaulichung der Vermehrung ist die Generationszeit. Der Zusammenhang zwischen Wachstumsrate μ und der Generationszeit t_g ergibt sich aus:

$$N = \frac{N}{2} * e^{\mu * t_g}$$

$$t_g = \frac{\ln 2}{\mu} = \frac{0,69}{\mu}$$

Die Wachstums- bzw. Generationszeit wird von vielen Faktoren beeinflusst. Die maximale Wachstumsrate der Nitrifikanten μ_{max} ist im Wesentlichen temperaturabhängig. Sie ist ein Maß für das unlimitierte Wachstum von Bakterien bei Substratüberschuss.

Zur Bestimmung der maximalen Wachstumsrate sind die kinematischen Parameter der Nitrifikanten festgelegt wie folgt:

Nitrosomonas: $\mu_{max} = 0,47 * 1,10^{(T-15)}$
 Nitrobakter: $\mu_{max} = 0,78 * 1,06^{(T-15)}$

Die Temperatur wird in °C angegeben. Die empirischen Formeln wurden bei Temperaturen zwischen 8°C und 30°C ermittelt. In Tabelle 4 sind die maximalen Wachstumsraten in Abhängigkeit von der Temperatur angeführt:

Temperatur [°C]	maximale Wachstumsrate $\mu_{max} (1/d)$	
	Nitrosomonas	Nitrobacter
10	0,29	0,58
15	0,47	0,78
20	0,76	1,04
25	1,23	1,40
30	1,97	1,87

Tabelle 4: Wachstumsrate der Nitrifikanten [Franz, A.]

Bei Temperaturen unter 30°C ist die Wachstumsrate von Nitrosomonas geringer als von Nitrobacter und somit maßgebend. Dies erklärt, warum das von den Nitrosomonas gebildete Nitrit fast vollständig von den Nitrobacters zu Nitrat oxidiert wird.

Die von Knowles, 1965 entwickelte Formel für Nitrosomonas wurde durch weitere Versuche von Kayser 1987 verbessert [Franz, A.]:

$$\mu_{\max} = 0,47 * 1,103^{(T-15)}$$

Für den Temperaturbereich von 6 bis 14°C wird folgende Formel nach Gujer, 1986 herangezogen:

$$\mu_{\max} = 0,29 * 1,116^{(T-10)}$$

2.1.6 Sauerstoffgehalt

Der Gehalt an gelösten Sauerstoff stellt einen limitierenden Faktor für das Wachstum der Nitrifikanten dar. Die Wachstumsrate kann über eine Monod-Beziehung - vom Minimumfaktor eines Substrates abhängig - dargestellt werden. Ist dieses Substrat durch Sauerstoff regelbar, so geht der Sauerstoff k_0 indirekt in die Monod-Beziehung ein. In der Literatur gibt es unterschiedliche Angaben von $k_0 = 0,15$ bis $2,0$ mg O₂/l.

Auf der anderen Seite findet kein Bakterienwachstum der Nitrifikanten in Beckenteilen ohne gelösten Sauerstoff statt.

2.2 Chemische Analytik

Die Parameter Chemischer Sauerstoffbedarf, Ammoniumstickstoff, Nitritstickstoff, Nitratstickstoff, Orthophosphat und Gesamtphosphat werden mit einem Photometer der Firma WTW „Wissenschaftliche Technische Werkstätte“ und der Firma Dr. Lange (PO₄-P, P_{ges}) gemessen.

Durch die unterschiedliche Färbung bzw. Trübung der Proben kommt es zu einer Lichtschwächung des eintreffenden Lichtstrahles, d.h. ein Teil des Lichtes wird von der Lösung absorbiert. Je nach Substanz erfolgt die Absorption bei verschiedenen Wellenlängen. Zur Selektion der Wellenlängen aus dem Gesamtspektrum des weißen Lichtes einer Wolfram-Halogenlampe werden schmalbandige Interferenzfilter verwendet. Zur Charakterisierung der Intensität kann die Transmission T bzw. T in % herangezogen werden.

$$T=I/I_0$$

T = Transmission

I₀= Anfangsintensität des Lichtes

I = Intensität des durchgegangenen Lichtes

Wird das Licht durch eine Lösung nicht absorbiert, so weist diese eine Transmission von 100% auf; vollständige Absorption des Lichtes in der Lösung bedeutet 0% Transmission.

Ein Maß für die Lichtabsorption ist die Extinktion (E). Die Extinktion steht in direkter Beziehung zur Konzentration der absorbierenden Substanz.

Zwischen Extinktion und Transmission besteht folgender Zusammenhang:

$$E = -\log T$$

Untersuchungen von Bouguer und Lambert zeigten, dass die Extinktion von der Schichtdicke der Küvette abhängt.

Die Abhängigkeit der Extinktion von der Konzentration des Analysegerätes wurde von Beer erkannt. Die Kombination beider Gesetzmäßigkeiten führte zum Lambert-Beerschen Gesetz, das durch folgende Beziehung beschrieben werden kann:

$$E = \epsilon_{\lambda} \cdot c \cdot d$$

ϵ_{λ} = molarer Extinktionskoeffizient in l/mol*cm
d = Schichtdicke der Küvette in cm
c = Analytkonzentration in Mol/l

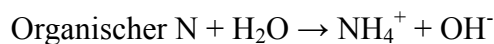
Parameter	Küvettestest	Meßbereich
CSB	WTW C1/C25 CSB 160	15 - 160 mg/l
NH4-N	WTW A5/A25 Ammonium-Stickstoff	0,2 - 8 mg/l
NO2-N	WTW N4/25 Nitrit-Stickstoff	0,02 - 1,5 mg/l
NO3-N	WTW N1/25 Nitrat-Stickstoff	0,5 - 20 mg/l
PO4-P	Dr. Lange LCK 384	0,5 - 5 mg/l
ges. P	Dr. Lange LCK 384	0,5 - 5 mg/l

Tabelle 5: Parameter Küvettestest

2.3 Stickstoffumwanslung

2.3.1 Hydrolyse

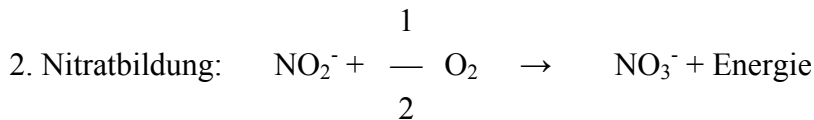
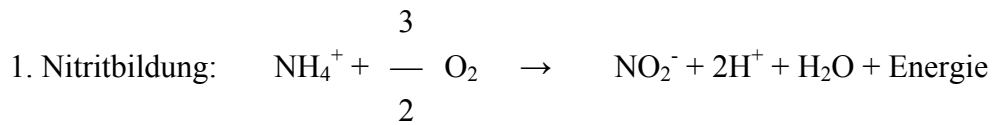
Durch die Hydrolyse des organischen Stickstoffs werden die reduzierten Stickstoffverbindungen in Ammonium umgewandelt [Kroiss, H. Band 110]:



2.3.2 Nitrifikation

Der Ammoniumstickstoff wird in Gegenwart von Sauerstoff als Elektronenakzeptor im Zuge der Nitrifikation über Nitrit in Nitrat übergeführt. Die frei gesetzte Energie, die bei dieser Oxidationsreaktion entsteht, wird für das Wachstum genutzt. Als Kohlenstoffquelle für den Aufbau der Biomasse wird CO₂ verwendet. Die Nitrifikation bewirkt keine biologische CO₂ Produktion auf grund von Stoffwechselfvorgängen der Bakterien. Die nitrifizierenden Bakterien werden daher als chemolitotrophe Mikroorganismen bezeichnet.

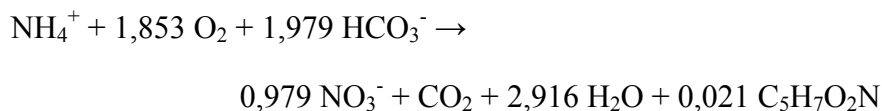
Um den Sauerstoffverbrauch bei der Nitrifikation zu verdeutlichen, wird der Prozess stöchiometrisch dargestellt [Franz, A.]:



Für die Bildung von 1 g NO₃-N werden 4,57 g O₂ benötigt und dabei werden 0,14 Mol H⁺ gebildet (1 Mol NH₄-N bilden 2 Mol H⁺). Dies ergibt einen Verbrauch an Säurekapazität von 2 Mol bei der Nitrifikation von 14 g NH₄-N (=1 Mol N).

Aus der Oxidation von 1 Mol NH₄⁺ bzw. 1 Mol NO₂⁻ wird weniger Energie gewonnen, als zum Aufbau von 1 Mol Biomasse erforderlich ist.

Die Gesamtreaktion aus Oxidation des Ammonium zum Nitrat und dem Aufbau der Biomasse kann unter Berücksichtigung des Energiegleichgewichtes nun folgendermaßen angeschrieben werden [WPCF]:

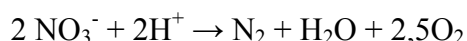


Demnach verringert sich der Sauerstoffverbrauch pro nitrifiziertem g NH₄-N auf 4,3 g O₂. Bei der Oxidation von 1 Mol NH₄ (14g NH₄-N) werden 0,021 Mol Biomasse gebildet.

2.3.3 Denitrifikation

Im Gegensatz zur Oxidation reduzierter Stickstoffverbindungen bei der Nitrifikation erfolgt bei der Denitrifikation eine Reduktion oxidierten Stickstoffverbindungen zu elementarem Stickstoff.

Aus der Gleichung [Novak, O. und Svardal, K.]



wird ersichtlich, dass ein beträchtlicher Anteil des bei der Nitrifikation verbrauchten Sauerstoffs wieder zurückgewonnen werden kann. Außerdem werden 50% der bei der Nitrifikation gebildeten H-Ionen wieder verbraucht, der pH-Wert steigt.

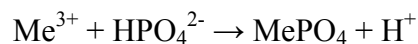
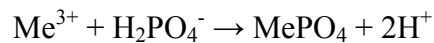
Bei der Nitrifikation werden pro Mol produziertem NO₃⁻ 2 Mol H⁺ frei, durch Denitrifikation wird pro Mol denitrifiziertem Nitrat wieder ein Mol H⁺ verbraucht.

Während die Nitrifikation nur durch Nitrifikanten durchgeführt werden kann, ist eine große Anzahl an Bakterien des Belebtschlammes in der Lage, Nitrat anstelle des gelösten Sauerstoffs zur Atmung zu verwenden.

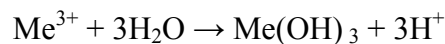
Der im Belebtschlamm gelöste Sauerstoff wird nach Unterbrechung der Belüftung schnell gezehrt, so dass sich nach kurzer Zeit ein annoxisches Milieu einstellt. Der belebte Schlamm verbraucht jetzt den im Nitrat gebundenen Sauerstoff und setzt gasförmigen Stickstoff frei.

2.4 Fällung

Die Phosphorelimination durch Zugabe von Metallsalzen beruht auf der Bildung schwerlöslicher Metallphosphate (MePO_4) durch deren Reaktion mit den Dihydrogen- und Hydrogenphosphat-Ionen. Je nach pH-Wert werden je Metallphosphatmolekül entweder 2 oder 1 Wasserstoffion freigesetzt [Bräutigam H.J.]:



Gleichzeitig kommt es zur Bildung von schwerlöslichen Metallhydroxiden (Hydrolysereaktion), wobei ebenfalls Wasserstoffionen freigesetzt werden:



3 Teichkläranlage

3.1 Allgemeines

Die Nutzung von Teichen zur Reinigung von Abwasser ist eines der ältesten Verfahren, das sich aus der Einleitung von Abwasser in natürliche, stehende Gewässer entwickelt hat.

Die verschiedenen Methoden und Verfahren nahmen um 1980 in den Diskussionen und in der Literatur einen breiten Raum ein. Inzwischen sind die Erfahrungen mit Teichkläranlagen nicht als gut einzustufen. Einige Gründe sind nicht geeignetes Abwasser, falsche Bemessung und versäumte Schlammentsorgung.

Im Gegensatz zu technischen Anlagen (Belebungs- und Tropfkörperverfahren), bei denen der biologische Selbstreinigungsprozess auf kleinem Raum intensiviert wird, laufen in den großen Teichvolumina die Selbstreinigungsprozesse zwar kontrolliert aber unbeeinflusst ab. Um den gewünschten Reinigungserfolg zu erzielen ist es daher notwendig, die beeinflussende Faktoren (z.B. Temperatur, Belichtung) zu kennen.

3.2 Abwasserteiche

3.2.1 Absetzteiche

Absetzteiche sind Erdbecken, die einerseits der Abscheidung der im Rohwasser enthaltenen absetzbaren Stoffe und andererseits der Ausfaltung des abgesetzten Schlammes dienen. Bemessungskriterien sind Aufenthaltszeit, Schlammalter und Räumungsabstand, wobei laut ATV 201 eine Räumung mindestens einmal im Jahr erfolgen muss.

3.2.2 Unbelüftete Abwasserteiche

Sie werden zur biologischen Behandlung von mechanisch vorgereinigtem Abwasser verwendet. Ist kein Absetzteich vorgesehen, so dienen sie auch der Entfernung von absetzbaren Stoffen. Der Sauerstoffeintrag erfolgt auf natürliche Weise über die Wasseroberfläche und der Dissimilation von Sauerstoff durch Pflanzen.

Zeitweise können sich im Einlaufbereich und Sohlbereich anaerobe Zonen einstellen, weswegen solche Teiche unter dem Begriff „fakultativ anaerobe Teiche“ bekannt sind [Mudrack, K. et. al.].

3.2.3 Belüftete Abwasserteiche

Belüftete Abwasserteiche sind Erdbecken, in die Sauerstoff künstlich eingetragen wird. Die Belüftungsaggregate bewirken neben dem Sauerstoffeintrag auch eine Umwälzung des Abwassers. Bei entsprechend intensiver Belüftung bilden sich neben freischwimmenden Bakterien und Bakterienkolonien auch Flocken, ähnlich dem Belebtschlamm. Der Gehalt an Trockensubstanz (TS) ist jedoch gering und liegt je nach Anlage bei etwa 0,5 g/l.

Um eine Erhöhung der Trockensubstanz zu erreichen, werden Teiche mit Schlammrückführung errichtet. Wegen des höheren technischen Aufwandes sind sie wartungsintensiv und den Belebungsanlagen mit gemeinsamer Schlammstabilisierung verfahrenstechnisch zuzuordnen.

3.2.4 Schönungsteich

Schönungsteiche werden mit biologisch gereinigtem Abwasser beschickt. Bei leistungsschwachen Vorflutern oder besonders hohen Ansprüchen an die Gewässergüte sind Schönungsteiche ein einfaches und zuverlässiges Verfahren, um den Ablauf einer biologischen Kläranlage hinsichtlich Schwebstoffe, organischer Restbelastung, anorganischer Nährstoffe und hygienischer Beschaffenheit zu verbessern. Auf Grund ihres Puffervermögens kommt es zu einer über den Tag ausgeglichenen Belastung des Vorfluters.

3.3 Vor- und Nachteile von Teichkläranlagen

Vorteile:

- Möglichkeit einer naturnahen Gestaltung
- Einfache kostensparende Bauweise
- Kleinerer bzw. geringerer maschineller Aufwand
- Neben regelmäßiger Kontrolle nur geringer Wartungsaufwand
- Schlammräumung in ein- bis zweijährigen Abständen
- Großes Puffervolumen, Möglichkeit Regenwasser mitzubehandeln

Nachteile:

- Durch jahreszeitliche und witterungsbedingte Veränderungen in der Reinigungsleistung
- Hoher Flächenbedarf
- Mögliche Geruchsemissionen bei Absetz- und unbelüfteten Teichen
- Stoffumwandlungsprozesse laufen unkontrollierter als bei einer technischen Anlage ab
- Je nach Umwälzung gibt es „Totzonen“
- Höherer Energiebedarf für Umwälzung.

4 Membrane

4.1 Allgemeines

Durch die Weiterentwicklung der Technik, speziell der Kunststoffherstellung, kommen immer mehr Membranprodukte auf den Markt. Diese haben die Aufgabe, Partikel physikalisch zu filtrieren. Je nach Filtergröße unterscheidet man zwischen [Rautenbacher, R.]:

- | | | | | | |
|-----------------------------------|---|-----------|-----|-------------|----|
| • Mikrofiltration (0,5 bis 3 bar) | → | 10^{-1} | bis | 10^{+1} | µm |
| • Ultrafiltration (1 bis 10 bar) | → | 10^{-2} | bis | 10^{-1} | µm |
| • Nanofiltration (5 bis 30 bar) | → | 10^{-3} | bis | 10^{-2} | µm |
| • Umkehrosmose (10 bis 100 bar) | → | 10^{-4} | bis | $10^{-2,5}$ | µm |

Weiters unterscheidet man zwischen zwei Betriebsarten:

Beim **Cross-Flow-Verfahren** kommt es zu einer membranparallelen Überströmung. Dadurch wird zugleich eine gewisse Selbstreinigung erzielt.

Beim **Dead-End-Verfahren** passiert der gesamte Abwasserstrom die Membran, die Partikel werden zurückgehalten. Diese Betriebsart benötigt weniger Energie, doch das Verlegen der Membran (Fouling) erfolgt schneller. Durch häufigeres Rückspülen und einer chemischen Reinigung wird diesem Verstopfungsprozeß entgegengewirkt [Hartinger, G.].

Auf der Kläranlage wurden bereits 2 Membrane getestet, die in den nächsten Abschnitten beschrieben werden.

Die Entwicklung der getauchten Membrane für Membranbioreaktoren stammt ursprünglich aus Japan und wurde in Kanada weiterentwickelt. In Deutschland und England wurden seit 1997 mehrere Projekte realisiert, wobei die bisher größten Anlagen in Leipzig (Deutschland) mit dem ZENON System (12.000 EW) und in Swanage (England) mit dem KUBOTA System (22.500 EW) errichtet wurden. Derzeit befindet sich eine Anlage für 70.000 EW in Deutschland in Bau.

4.2 Rochem UF-Dead-End Pilotanlage

4.2.1 Funktionsweise

Diese Anlage arbeitet nach dem Prinzip der Ultrafiltration. Die Module sind zur Keim- und Feststoffabtrennung mit hohem Fouling-Potential entwickelt worden und zeichnen sich durch ihren geringen Energiebedarf und die flexible Anpassungsmöglichkeit aus. Sie sind als Kissenmodule mit offenem Rohwasserkanal, sowie umlenkfreier Strömungsführung konzipiert.

Als Membranmaterial kommt Polyacrylnitril zum Einsatz, das ausreichend hohe chemische Beständigkeit mit guten Eigenschaften bezüglich Durchgang und Rückhalt kombiniert.

Die Module sind variabel einsetzbar und wurden im **Dead-End-Verfahren** installiert. Die Partikelabtrennung erfolgt mittels poröser Membrane [Hye-Hyeburg, T.M.].

4.2.2 Problematik

Der maximale Durchfluss (Flux) beträgt in Kombination mit Flockungshilfsmitteln ca. 30 l/m²h. Diese Membran reagiert sensibel auf Zulaufspitzen und fehlender Flockung. Die Reinigungsleistung sinkt in beiden Fällen ab.

Die Grenzwerte von NH₄-N und CSB konnten nicht eingehalten werden. Die Investitionskosten dieser Membran verglichen mit gleichwertigen Produkten sind um 20% höher. Probleme treten auch bei der Reinigung auf. Daraus resultieren höhere Beanspruchungen der Membrane und eine geringere Lebensdauer, wie vom Hersteller angegeben. Die Lebensdauer betrug nur wenige Monate. Die prognostizierte Lebensdauer war zwischen 2 und 3 Jahren angesetzt worden.

4.3 VERAUT Membrananlage

4.3.1 Funktionsweise

Die VERAUT MIPO Module sind aus Bündeln von Hohlfasern aufgebaut, die gemeinsame Permeatabzugkanäle an den Enden besitzen. Auf der Anlage St. Peter ob Judenburg kam die Entwicklungsstufe M5 zum Einsatz, die im **Cross-Flow-Verfahren** eingebaut wurde. Die stark hydrophoben Eigenschaften des verwendeten Membran-Polymers (Polypropylen) erlauben es dem Wasser nicht, bei geringen Drücken (kleiner 1 MPa) die Oberfläche zu benetzen. Daher muss der Wasserfluss mit einer geeigneten Flüssigkeit (Propanol, Ethanol), welche die Membran benetzt, initiiert werden. Bei Austrocknung ist eine erneute Behandlung notwendig. Für die komplette erstmalige Benetzung mit Wasser werden Drücke über 10 bar benötigt. Anschließend wird der Betrieb bei niedrigerem konstanten Saugdruck gefahren.

Unterhalb der Fasern wird Luft eingeblasen, um die Fasern in Bewegung zu halten. Somit treten Scherkräfte auf, die zur Reinigung der Membran beitragen [Hye-Hyeburg, T. M.].

4.3.2 Problematik

Der Flux dieser Membran liegt bei 10 l/m²h. Um mit volle Leistung der Membran zu fahren, ist eine wöchentliche Reinigung der Membrane erforderlich. Nach einer Woche ist der Flux so gering, dass der tägliche Schmutzwasseranfall nicht mehr bewältigt werden kann.

Der CSB-Mindestwirkungsgrad von 85% konnte eingehalten werden. Die Elimination von Phosphor ist von der Dosierung des Fällungsmittels abhängig. Der NH₄-N Grenzwert wurde überschritten.

5 Altanlage

5.1 Allgemeines

5.1.1 Allgemeines

Teichkläranlagen haben sich in der Vergangenheit aus der Einleitung von Abwasser in natürliche, stehende Gewässer entwickelt.

Die Biozönose einer solchen Anlage zeichnet sich durch große Artenvielfalt aus, die sich im Laufe eines Jahres auf Grund der Änderung von Temperatur, Belichtung, Sauerstoffversorgung und Nährstoffangebot ergibt.

Die Durchflusszeit beträgt je nach Teichgröße mehrere Tage bzw. Wochen. Dadurch können erhebliche Stoßbelastungen durch Abwassermenge und -konzentration abgepuffert werden.

Im Jahre 1988 wurde eine Teichkläranlage in der Ortschaft St. Peter ob Judenburg gebaut. Die Dimensionierung erfolgte nach dem Regelblatt der ATV A201 (Dez. 1986) „Grundsatz für die Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichen für kommunales Abwasser“.

Als Vorfluter für den Ablauf der Kläranlage dient die Mur. Bedingt durch die Tiefenlage des ankommenden Kanals zur Abwasserreinigungsanlage (ARA) und der Forderung, die Abwasserteiche hochwassersicher anzuordnen, ist eine Hebung des ankommenden Abwassers mittels Pumpwerk erforderlich. Dieses Pumpwerk wird später noch genauer beschrieben.

Der Zulauf der Kläranlage setzt sich überwiegend aus häuslichem Abwasser zusammen. Das Abwasser der Gewerbebetriebe (Sägewerk, Malerbetrieb, Installateur, Werbeagentur, Spenglerei, Tischlerei) ist dem häuslichen Abwasser sehr ähnlich. Im gesamten Einzugsgebiet ist das Kanalnetz als Trennsystem ausgeführt.

Die Auslegung der Anlage erfolgt mit der spezifischen Schmutzwasserfracht von 200 l/EW*d. Bei der Auslegung der Anlage auf 1500 EW, siehe Tabelle 6, ergibt dies einen täglichen Schmutzwasseranfall von ca. 300 m³/d im Trockenwetterfall.

Hausanschlüsse:

St. Peter ob Judenburg	359 EW
Furth	71 EW
Rothenturm	434 EW
Feistritzgraben	42 EW
Mitterdorf	53 EW
Möschitzgraben	<u>28 EW</u>
	987 EW

Betriebe:

Kindergarten 8 auswärtige Kinder	2EW
Volksschule 20 auswärtige Kinder	5 EW
Gasthäuser 22 Fremdenbetten	22 EW
380 Sitzplätze	190 EW
sonstige Gewerbebetriebe 48 auswärtige Beschäftigte	16 EW
Hausschlachtung (ca. 5 Schweine/Monat), Obstpresse	30 EW
Abwässer aus Sammelgruben	<u>100 EW</u>
	365 EW

Summe:

Hausanschlüsse	987 EW
Betriebe	365 EW
Reserve	<u>148 EW</u>
	<u>1500 EW</u>

Tabelle 6: Einwohnergleichwerte

In Abbildung 1 ist die Teichkläranlage in einem Übersichtsplan dargestellt.

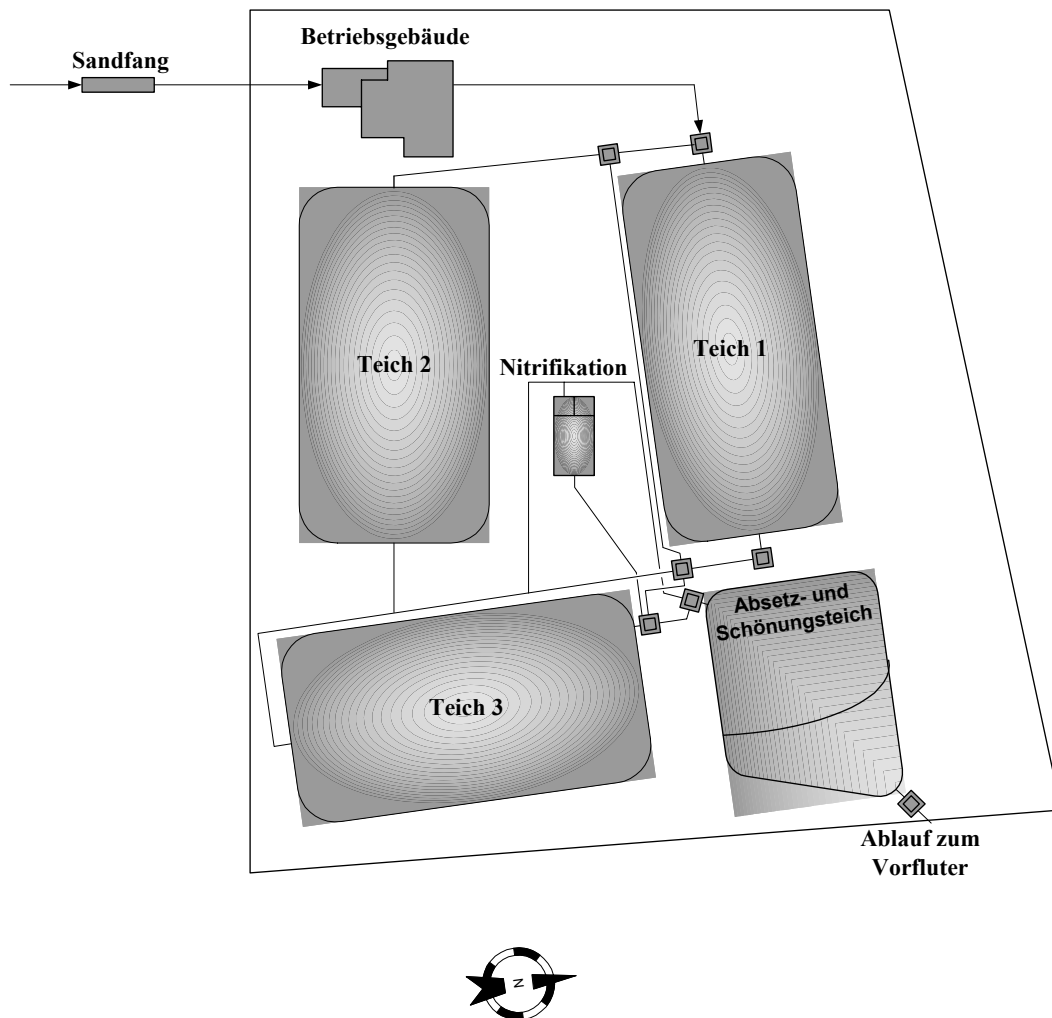


Abbildung 2: Übersichtsplan Kläranlage St. Peter ob Judenburg

5.2 Vorbehandlung

Der bestehende Zuleitungskanal ist mit einem Durchmesser DN 250 aus PVC und einem Gefälle von 12 % ausgeführt und verläuft in der ehemaligen Bundesstraße bis zum Areal der Abwasserreinigungsanlage.

Vor der Abwasserreinigungsanlage befindet sich ein Langsandfang (unbelüftet) zur Abtrennung mineralischer Bestandteile. Obwohl üblicherweise vor dem Sandfang die Rechenanlage situiert ist, wurde auf dieser Anlage der Sandfang vorgezogen. Der Grund liegt hierbei in der Notwendigkeit der Hebung des Wassers mittels einer Schneckenpumpe. Der Sandfang soll den Sand abscheiden, der zu einem erhöhten Verschleiß der Pumpe führt.

Bedingt durch die Tiefenlage des ankommenden Kanals und der Forderung, die Abwasserteiche hochwassersicher anzuordnen, muss das Abwasser gehoben werden.

Das gesamte der Abwasserreinigungsanlage zugeleitete Abwasser wird mittels der dreigängigen Schneckenpumpe mit einem Flankendurchmesser von 400 mm um 2,58 m in das Zulaufgerinne hochgehoben. Die Fördermenge wird in Abhängigkeit der Zulaufmenge ($Q_{\max} = 54 \text{ m}^3/\text{h}$) gesteuert. Anschließend werden die einzelnen Stufen im natürlichen Gefälle durchflossen.

Bei Ausfall der Schneckenpumpe schaltet sich automatisch eine im Pumpenschacht installierte Tauchpumpe ein.

Ein automatisch gesteuerter (Spiegeldifferenzschaltung) Gegenstrom – Harkenrechen der Firma Pantucek mit einer lichten Stabweite von 15 mm kommt für die mechanische Reinigung zum Einsatz.

5.3 Abwasserteich

Diese Anlage bestand aus drei hintereinandergeschalteten Teichstufen und einem Schönungsteich. Die ersten beiden waren als belüftete Abwasserteiche dimensioniert und mit je 2 Linienbelüftern ausgestattet worden. Der dritte Teich war nicht belüftet und diente als Absetzteich. Die drei Teiche wurden mit einer Böschungsneigung von 1:2 ausgeführt. Die Böschunges- und Teichsohlendichtung wurde als 50 cm starke mineralische Schicht ausgeführt. Die Zu- und Abläufe der Abwasserteiche wurden 0,5 m unter der Wasseroberfläche angeordnet, um ein Zufrieren im Winter zu verhindern.

In den Abwasserteichen kommt es durch die Belüftung gleichzeitig zu einer Umwälzung und die Biologie wird in Schwebelage gehalten. Die Linienbelüftung ist ein einfach ausgeführtes schwimmendes Rohr mit kleinen Auslassöffnungen auf der gesamten Rohrlänge. Sie ist an den beiden Enden in Teichlängsrichtung montiert. Dadurch wird eine Pendelbewegung ermöglicht und die Teichoberfläche gleichmäßig belüftet.

Im Absetzteich sinkt der Belebtschlamm zu Boden und fault aus. Der Schönungsteich ist in zwei Einheiten gegliedert, welche einer besseren Flächenbeschickung und Durchmischung gewähren.

5.4 Berechnung nach ATV 201

In der ATV 201 sind die Grundsätze für Berechnung, Bau und Betrieb von Abwasserteichen für kommunales Abwasser festgehalten. Anhand dieses Regelwerkes soll hier die Dimensionierung der Kläranlage St. Peter in ihrem ursprünglichen Zustand überprüft werden.

Bei der Bemessung nach ATV 201 ist von folgenden Richtwerten auszugehen:

- Spezifische BSB₅-Fracht: 60 g/(E*d)
- Schmutzwasseranfall: 150 l/(E*d)

Fremdwasser ist nach örtlichen Gegebenheiten zusätzlich einzubeziehen. Fremdwasser kann von eindringendem Grundwasser (undichte Stelle) von unerlaubten Anschlüssen von Drän- und Regenwasser oder von zufließendem Obwerflächenwasser (z.B. Schachtabdeckungen) herrühren. In der Regel sollte das Fremdwasser mit 100% des täglich anfallenden Schmutzwassers angesetzt werden. Man kann dabei von der Annahme ausgehen, das Fremdwasser über den ganzen Tag gleichmäßig verteilt anfällt, und kann daher den Fremdwasseranfall unabhängig von der Siedlungsgröße mit 3 l/(s*1000E) nach ÖWWV-Regelblatt 11 ansetzen.

5.4.1 Abwasserteichabmessungen

Für die Bemessung von belüfteten Abwasserteichen ist eine BSB₅-Raumbelastung von $B_R \leq 30 \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ anzusetzen. Die übliche Wassertiefe der belüfteten Abwasserteiche liegt bei 1,5 bis 3,5 m gemäß ATV A 201. Die Querschnitte der Teiche entsprechen einem Trapezprofil.

Teich	Länge [m] Oberfläche	Breite [m] Oberfläche	Tiefe [m]	Volumen [m ³] Trapezprofil
I	38,5	18,2	2,7	1150
II	36,2	19,8	2,7	1210
III	36,2	19,8	2,7	1210

Tabelle 7: Abmessung der bestehenden Abwasserteiche

BSB₅ Fracht:

$$BSB_5 = BSB_{5, \text{spez}} * EW = 60 \text{ [g/EW]} * 1500 \text{ [EW]} = 90 \text{ [kg/d]}$$

Volumen Belüftungsteiche:

$$V_{\text{ges}} = V_I + V_{II} + V_{III} = 1150 + 1210 + 1210 = 3570 \text{ m}^3$$

Raumbelastung:

$$B_R = \frac{BSB_5}{V_{\text{ges}}} = \frac{90000}{3570} = 25,2 \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$$

Flächenbelastung:

$$B_A = B_R * h = 25,2 * 2,7 = 68 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$$

5.4.2 Durchflusszeit – Belüfteter Abwasserteich

Die Durchflusszeit muss bei Trockenwetter für belüftete Teiche nach ATV A201 mindestens 5 Tage betragen.

Schmutzwasseranfall:

$$Q_t = \frac{q_t * EW}{1000} = \frac{150 * 1500}{1000} = 225 \text{ m}^3/\text{d}$$

Durchflusszeit Abwasserteich (Trockenwetter):

$$t_R = \frac{V_{\text{ges}}}{Q_t} = \frac{3570}{225} = 15,9 \text{ d}$$

Die durchschnittliche Verweildauer des Abwassers in den belüfteten Abwasserteichen ist nach ATV A201 ausreichend.

5.4.3 Belüftung Abwasserteich

Als Sauerstofflast sind $O_B \geq 1,5 \text{ kg O}_2/\text{kg BSB}_5$ und für die Umwälzung, je nach eingesetztem System und hydraulischer Gestaltung des Teiches, eine Leistungsdichte $W_R = 1\text{-}3 \text{ W/ m}^3$ anzusetzen.

Die Berechnung nach ATV A201 für die Belüftung bei 17°C ergibt folgende Werte:

$$t_{\text{TS,aerob,Bem}} = SF * 3,4 * 1,103^{(15-T)}$$

$$t_{\text{TS,aerob,Bem}} = 1,45 * 3,4 * 1,103^{(15-17)} = 4,05\text{d}$$

$$F_T = 1,072^{(T-15)}$$

$$F_T = 1,072^{(17-15)} = 1,15$$

$$OV_{d,C} = B_{d,BSB} * \left(0,56 + \frac{0,15 * t_{\text{TS}} * F_T}{1 + 0,17 * t_{\text{TS}} * F_T} \right) \quad [\text{kgO}_2/\text{d}]$$

$$OV_{d,C} = 90 * \left(0,56 + \frac{0,15 * 4,05 * 1,15}{1 + 0,17 * 4,05 * 1,15} \right) = 85 \quad [\text{kgO}_2/\text{d}]$$

Für den Stossfaktor ergibt sich laut ATV A131 ein Wert von $f_C = 1,3$. In den Teichen findet keine Nitrifikation oder Denitrifikation statt.

Sauerstoffgehalt für die Tagesspitze:

$$OV_h = \frac{1,3 * (85)}{24} = 4,6 \text{ [kgO}_2\text{/h]}$$

erforderliche Sauerstoffzufuhr:

$$\text{erf. } \alpha OC = \frac{C_s}{C_s - C_x} * OV_h \text{ [kgO}_2\text{/h]}$$

$$\text{erf. } \alpha OC = \frac{2}{2 - 0,3} * 4,6 = 5,4 \text{ [kgO}_2\text{/h]}$$

Sauerstofflast:

$$O_B = \frac{\text{erf. } \alpha OC}{B_{R,BSB_5}} = \frac{5,4 * 24}{25,2} = 5,14 \text{ kg O}_2\text{/kg BSB}_5$$

Die geforderte Sauerstofflast wird durch das Gebläse eingebracht. Der Wert von 1,5 kg O₂/kg BSB₅ lt. A 201 wird überschritten.

5.4.4 Durchflusszeit Schönungsteich

Schönungsteiche werden im Allgemeinen mit einer Wassertiefe von 1 bis 2 m und einer Durchflusszeit von 1 bis 5 d bemessen. Längere Durchflusszeiten als zwei Tage bedeuten einen Nährstoffrückhalt und Reduzierung der Biomasse. Bei Durchflusszeiten größer als einen Tag empfiehlt sich die Aufteilung in mehrere Einheiten.

Auf der Kläranlage St. Peter wurde eine Zweiteilung gewählt, wie der Tabelle 8 zu entnehmen ist.

Zone	maximale Tiefe [m]	Trapezprofil Oberfläche [m ²]	Volumen [m ³]
Tiefzone	2,5	320	450
Flachzone	1	125	85

Tabelle 8: Abmessungen des Nachklär- und Schönungsteiches

Durchflusszeit Schönungsteich:

$$t_{R,\text{Schönungsteich}} = \frac{V_{\text{Tiefzone}} + V_{\text{Flachzone}}}{Q_t} = \frac{450+85}{225} = 2,4 \text{ d}$$

In der ATV 201 ist eine Durchflusszeit von 1 bis 5 Tagen festgelegt. Somit ist die geforderte Durchflusszeit eingehalten.

5.5 Probleme der Altanlage

- Nitrifikation: In der 1. Abwasseremissionsverordnung von 1996 werden für Kläranlagen der Größenordnung II Ablaufgrenzwerte des $\text{NH}_4\text{-N}$ von 5 mg/l gefordert. Um diesen Grenzwert einzuhalten, muss gewährleistet sein, dass diese Anlage nitrifiziert. Zu diesem Zeitpunkt nitrifiziert die Anlage nur teilweise. (Siehe Diagramm $\text{NH}_4\text{-N}$ Ganglinie 1996).

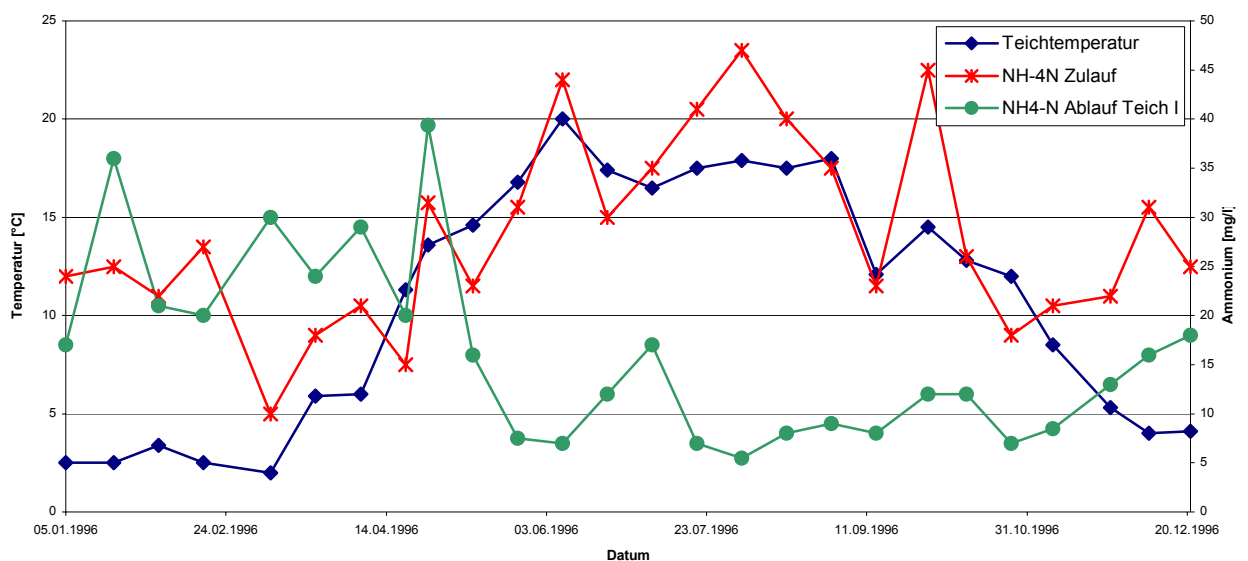


Diagramm 1: $\text{NH}_4\text{-N}$ Ganglinie 1996

- Sauerstoff: Wegen der unzureichenden Schlammstabilisierung fault der Belebtschlamm teilweise noch an. Im 1. Teich ist noch Sauerstoff, einerseits für die Umwälzung andererseits für den Kohlenstoffabbau, vorhanden. Somit kann ein Teil des CSB abgebaut werden. Dieser Abbau ist aber nicht ausreichend, um den geforderten Grenzwert einzuhalten. In den weiteren Teichen finden nur mehr Sedimentationsvorgänge statt. Ein zu geringer TS-Gehalt in Schwebel, d.h. zu wenig Biomasse wird umgewälzt, ist die Hauptursache für den geringen biologischen CSB-Abbau. Im Teich III finden zusätzliche Sauerstoffzehrungen durch Algenbildung statt.

- Winterbetrieb: Bedingt durch die Siedlungsstruktur des Kanalnetzes kühlt das Wasser in den Wintermonaten durch die klimatischen Bedingungen dieser Region im Zulauf zur Kläranlage bis auf ca. 7°C ab.

In den Klärteichen kommt es durch Wärmeabstrahlung und Windeinfluss zur weiteren Abkühlung, sodass das Ablaufwasser im Januar 1996 bei kurzzeitig bei 1°C lag.

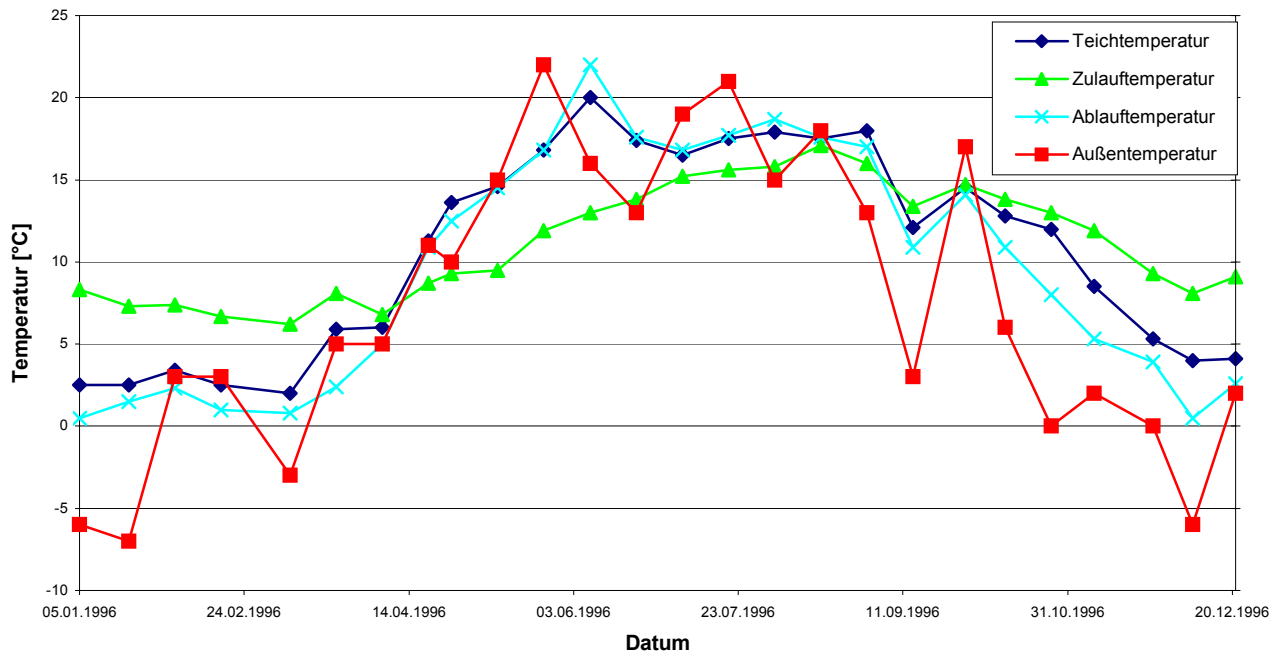


Diagramm 2: Temperaturganglinie 1996

Aufgrund dieser tiefen Temperatur muss der Betrieb die Linienbelüfter aus Sicherheitsgründen abschalten, da diese sonst zufrieren.

Das Hauptproblem ist das Anfahren der Anlage im Frühjahr. Trotz steigender Temperatur im Frühjahr findet die Nitrifikation erst um ca. 3 Wochen zeitversetzt statt. Dieses Problem ist im Diagramm 1 NH₄-N Ganglinie 1996 gut erkennbar.

5.6 Umbau der Anlage

5.6.1 Mechanische Abwasserreinigung

Im Zuge der Umbauarbeiten wurde eine neue Rechenanlage installiert. Es kommt das Noggerath Spiralsieb NSI 300-5/45° VIP mit Rechengutabspritzung der Firma PWL Anlagentechnik zum Einsatz.



Abbildung 3: Spiralsieb

Das Spiralsieb ist auf dem Boden des Einlaufgerinnes montiert. Das Abwasser durchströmt die Vollmantel-Siebzone. Grob- und Faserstoffe werden dabei am gelochten Sieb zurückgehalten. Bei Erreichen des Einschaltwasserstandes räumt die wellenlose Spirale das Siebgut ab, transportiert es in die Press- und Entwässerungszone und wirft es anschließend direkt in den Container ab. Das Presswasser fließt über das Transportrohr in den Abwasserstrom zurück. Die Siebzone wird während des Räumvorganges von der an der Spirale befestigten Spezialbürste gereinigt. Die Förderspirale hat kein Lager im Unterwasserbereich und gleitet im Transportrohr auf auswechselbaren Schleißschienen. Das Spiralsieb ist schwenkbar gelagert, so dass es zur Wartung aus dem Abwasserbereich ausgeschwenkt werden kann.

Für Wartungszwecke besteht ein Bypassgerinne mit einem Stabrechen.

Das Spiralsieb hat einen Lochabstand von 5 mm, das gegenüber der alten Anlage mit 15 mm eine wesentlich bessere Siebleistung aufweist.

Die Steuerung erfolgt automatisch und wird niveaugesteuert geregelt.

5.6.2 Abwasserteiche

Mit einfachen Mitteln und ohne große bauliche Veränderung wurde die Anlage optimiert.



Abbildung 4: Umbau Teich I

Der Umbau umfasste folgende Neuerungen:

- Einbau einer Trennwand im Teich 1
- Installation einer Injektorbelüftung im Teich 1
- Einbau einer Dichtfolie

Im Teich 1 wurde eine Trennwand aus Holz errichtet. Diese trennt den Teich in einen Belebungsbereich und einen Absetzbereich. Der Absetzbereich soll eine Entlastung des MBR bewirken und die Foulingprozesse der Membranfasern im Nitrifikationsbecken verringern.

In der Wand befinden sich 2 Öffnungen ca. 50 cm unter der Wasseroberfläche mit einer Öffnungsgröße von je $0,5 \text{ m}^2$, die ein langsames Durchströmen ermöglichen.

Im Fußbereich der Wand wurde ein PVC-Rohr DN 100 eingebaut. Dieses Rohr stellt beim Befüllen und Entleeren des Teiches den Ausgleich der Wasserspiegeldifferenzen her, um zusätzliche Belastung aufgrund des unterschiedlichen Wasserdrucks zu vermeiden.

Aus der Sohle des Absetzbeckens befinden sich zwei Pumpensümpfe, die über Dükerleitungen in einen Pumpenschacht münden, in dem sich eine Tauchpumpe befindet. In diesen Pumpensümpfen wird der sedimentierte Belebtschlamm abgezogen und von der Tauchpumpe wieder in den Belebungsbereich gepumpt.

Die Linienbelüfter wurden durch Injektorbelüfter ersetzt. Die Injektorbelüftung soll drei Vorteile bringen:

- Umwälzung: Die beiden Injektoren sollen eine bessere Umwälzung bewirken. Dadurch wird die Biologie in Schwebelage gehalten und die Toträume eliminiert.
- Wartung: Die Injektorbelüftung ist eine robuste Bauweise, die eine geringe Wartung benötigt.
- Winterbetrieb: Die Installation der Anlage ist in einem Schacht frostsicher untergebracht. Die Injektorrohre sind ca. 40 cm unter dem Wasserspiegel von Teich I installiert, so dass auch im Winter belüftet werden kann.

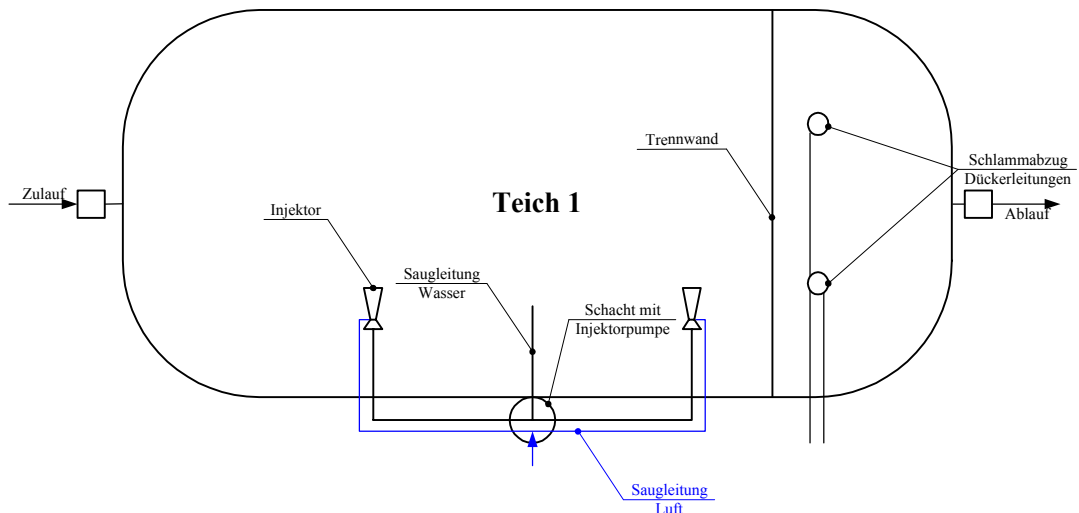


Abbildung 5: Injektorinstallation in Teich I

Beim Belüften kommt es so zur Bildung von feinen Luftblasen und durch die hohen Austrittsgeschwindigkeiten aus den Injektoren zu einer guten Durchmischung des gesamten Teiches, d.h. der Trockensubstanzgehalt, der in Schwebelage gehalten wird, steigt.

Der Teich 1 wurde mit einer Folie ausgekleidet. Zuerst wurde ein Vlies (500 g/m²) und darüber eine HDPE Dichtungsbahn (1,5 mm) verlegt. Wegen des günstigen Gleitverhalten des Belebtschlammes zur glatten Folie werden Ablagerungen im Böschungsbereich reduziert.

Die Teiche 2 und 3 sind aus dem System entkoppelt worden. Sie dienen nur noch als zusätzlicher Puffer (Fangbecken mit Nebenschluss).

5.6.3 Nitrifikationsbecken

Zur Einhaltung der geforderten Grenzwert von $\text{NH}_4\text{-N}$ wurde ein Nitrifikationsbecken errichtet.

Um einen störungsfreien Betrieb im Winter zu garantieren, wurde das Becken mit einem Zelt eingehaust. Über eine Tauchpumpe besteht die Möglichkeit, einen Teilstrom in den ersten Abwasserteich zurück zu leiten.



Abbildung 6: Nitrifikationsbecken mit Stahlkonstruktion für Membranmodule

6 Pilotversuch

Mit einem Pilotversuch – Teichkläranlage kombiniert mit Membraneinsatz – auf der Kläranlage St. Peter ob Judenburg soll geklärt werden, ob mit diesem Verfahren die gesetzlichen Grenzwerte gemäß 1. Abwasseremissionsverordnung eingehalten werden können.

Weiters wird die Reinigungsleistung im Winterbetrieb bei niedrigen Temperaturen abgeschätzt.

6.1 Mitsubishi-Membran

6.1.1 Technische Daten

Die in St. Peter ob Judenburg eingesetzte Membran der Firma Mitsubishi Rayon Corporation (MRC) werden bereits seit Anfang 1990 technisch eingesetzt.

Bei der Membran handelt es sich um eine synthetisch produzierte Polyethylen Hohlfasermembran, die im Cross-Flow-Verfahren eingesetzt ist.

Standard Außendurchmesser	540 µm
Standard Innendurchmesser	360 µm
Typische Porosität	72%
Nominale Porengröße	0,4 µm (Wert für 90% cut-off)
Zugfestigkeit	>7.0 N/Faser
Elongation der Faser	>15%
Permeabilität	> 500 l/(m ² *h* bar) bei 20°C

Tabelle 9: Spezifikation der Membranfasern

Die einzelnen Fasern sind auf eine Länge von ca. 40 cm gespannt, beidseitig in ABS Harz verankert. Polyurethan Harz dient als Dichtung. Das Permeat wird durch die Fasern in den Vorratsbehälter gesaut. Die Belüftung ist unter der Membran situiert. Die aufsteigenden Luftblasen versetzen die Fasern in Bewegung. Die Winkelauslenkung (Elongation) der Faser liegt über 15 %. Durch die hohe Elastizität und die Art der Befestigung wird die Membran durch den aufperlenden Sauerstoff der Belüftung nur gering beansprucht.

In Tabelle 9 sind die technischen Spezifikationen der eingesetzten Membran aufgelistet.

Die technischen Daten des Moduls können der Tabelle 10 entnommen werden:

Produkt Name	SUR 10534
Membranart	Polyethylen
Abmessungen (LxBxH)	1.375x480x1.553 mm
Effektive Membranoberfläche	105 m ²
Material des Permeatsammlers	ABS Harz
Dichtungsmasse	Polurethan Harz
Gehäusematerial	Edelstahl (SUS 304)
maximaler Druck	80 kPa
Maximale Prozesstemperatur	40°C
Gesäuberte Abwassermenge	26 m ³ /d (Normalbetrieb)
Zuluft für ständige Abreinigung	52 Nm ³ /h

Tabelle 10: Technische Daten des Membranmoduls

6.1.2 Qualitätssicherung

Zur Überprüfung der zugesicherten Qualität seitens des Herstellers wurde von jedem der 9 Module eine Faser entnommen und im Labor untersucht.

a) Zugfestigkeit und Bruchdehnung

Zur Bestimmung der Bruchlast und der Bruchdehnung der Membranfasern kam das Gerät TEXTECHNO STATIGRAPH M zum Einsatz. Die 100 mm lange Probe wird mit einer Anfangslast von 22,5 cN eingespannt. Die Belastung erfolgt unter einer konstanten Geschwindigkeit von 100 mm/min bis zum Bruch. Pro Faser wurde eine Messung durchgeführt.

Testgerät:	TEXTECHNO STATIGRAPH M
Länge der Probe:	100 mm
Testgeschwindigkeit:	100 mm/min
Faserbelastung:	100 N
Anfangsbelastung:	22,5 cN
Anzahl der Messungen/Probe	1

Tabelle 11: Grundlagen der Messung

Die Herstellerwerte der Membranmodule konnten bei allen 9 Fasern eingehalten werden. Die Bruchdehnung liegt zwischen 15,67 % und 21,14 % und liegt somit über den garantierten 15 % laut Hersteller. Die garantierte Zugfestigkeit wurde bei jeder Messung eingehalten.

Pilotversuch
Membraneinsatz auf der Teichkläranlage St. Peter ob Judenburg

Probe Nummer	Bruchdehnung [%]	Zugfestigkeit [N]
1	15,48	8,63
2	20,45	9,23
3	17,93	9,17
4	16,31	8,45
5	19,5	9,80
6	16,75	8,63
7	17,78	8,84
8	15,67	9,28
9	21,14	9,77

Tabelle 12: Belastungswerte der Faser

b) Durchmesserbestimmung

Die Fasern wurden unter einem Elektronenmikroskop analysiert. Die Flächen „Innen“ und „Außen“ wurden gemessen und daraus der theoretische Innen- bzw. Außendurchmesser errechnet. Der wahre Innen- und Außendurchmesser wurde durch Messung ermittelt.

c) Partikelgröße

Am Institut der Molekularbiologie, Biochemie und Mikrobiologie der Karl-Franzens Universität Graz wurde die Partikelgröße im Ablauf der Kläranlage analysiert. Die erste Probenahme erfolgt am 25.03.2002 vor der Inbetriebnahme des Membranbioreaktors (MBR). Die Probe wurde im unverdünnten Zustand und mit einer Verdünnung von 1:1 auf Vorhandensein kleiner Partikel getestet.

- Unverdünnte Proben: Spezies bei 270, 1450 und 4800 nm
- Verdünnte Probe: Spezies bei 335, 1900 und 4200 nm

Die zweite Probenahme erfolgt am 14.5.2002. Zu diesem Zeitpunkt war die Membrananlage bereits in Betrieb. Die Biologie wurde adaptiert, der TS-Wert im Nitrifikationsbecken betrug 0,4 g/l.

Bei der Auswertung der Probe konnte folgendes Ergebnis festgehalten werden:

- Keine Partikel mit Durchmesser > 50 nm nachweisbar.

Dieses Ergebnis zeigt die Funktionstüchtigkeit der Membrane auf. Damit kann ausgeschlossen werden, dass undichte Stellen im System vorliegen, durch die das Abwasser ohne Filterwirkung in den anschließenden Vorratstank und in den Ablauf der Kläranlage gelangt.

6.1.3 Bemessung der Membranfiltration

Als Grundlage für die Bemessung der Membranfiltration dienen die Abwassermengenmessungen der letzten Jahre. Zwischen dem Schneckensieb und Teich 1 befindet sich eine Durchflussmengenmessung in Form eines Venturikanals.

Bemessung:

Gesamtzulauf:	$Q_{UF-Z,normal}$	=	10 m ³ /h
	$Q_{UF-Z,maximal}$	=	30 m ³ /h
Straßenzahl:	n_{St}	=	3 Stk.
Transmembrandruck:	$p_{TM,max}$	=	0,5 bar
	$p_{TM,Betrieb}$	=	0,07 bar
Permeabilität:	q_F	=	150 l/(m ² *h*bar)
Filtratleistung:	$P_{F,Betrieb}$	=	10 l/(m ² *h)
	$P_{F,max}$	=	35 l/(m ² *h)
erf. Filterfläche:	$A_{UF,normal}$	=	10.000/10 = 1000 m ²
	$A_{UF,max}$	=	30.000/35 = 857 m ²
Membranabmessung:	$L * B * H$	=	1,0 * 0,4 * 0,01 m
Membranfläche pro Element:	a_{Mem}	=	1,17 m ²
Membranelement pro Modul:	n_{Mod}	=	90 Stk.
Modulmembranfläche:	$A_{,Mod}$	=	1,17 * 90 = 105 m ²
erf. Modulanzahl:	$n_{Mod,erf,Betrieb}$	=	1000/105 = 9,5 Stk.
	$N_{Mod,erf,max}$	=	857/105 = 8,2 Stk.
gewählt:	3 Module in 3 Straßen	=	9 Stk.
Vorh. Filterfläche:	$A_{MF,vorh}$	=	9 * 105 = 945 m ²
Filtratdurchsatz:	$Q_{MF-P,Betrieb}$	=	945 * 10/1000 = 9,45 m ³ /h
	$Q_{MF-P,max}$	=	945 * 35/1000 = 33,1 m ³ /h

Anzahl der Blöcke	3 Stk.
Anzahl der Module pro Block	3 Stk.
Gesamtanzahl der Module	9 Stk.
Membranfläche pro Modul	105 m ²
Permeat pro Modul, max	26 m ³ /d
Gesamte Membranfläche	945 m ²
Permeat Gesamt, Normalbetrieb	234 m ³ /d
Permeat Gesamt, max.	400 m ³ /d
Zuluft pro Modul	52 Nm ³ /h
Zuluft Membrananlage	468 Nm ³ /h

Tabelle 13: Eckdaten der Membrananlage

6.1.4 Einbau und Funktion

Die Membranmodule sind in einem 6,5 m x 4,2 m x 3,5 m großen Nitrifikationsbecken aus Beton situiert. Im Becken wurden quadratische Formrohre 90 x 90 mm aus verzinktem V2A Stahl montiert, die als Führungsschienen dienen, an denen sich die Module hochziehen lassen. Die Leitungen für Lufteintrag und Absaugung des Permeat sind aus Kunststoffrohren. Bei den durchzuführenden Reinigungen wird jeweils eine Membranstrasse, bestehend aus 3 Membranmodulen, mit einem Kran aus dem Nitrifikationsbecken gehoben. Somit ist es möglich, die Module für Wartungsarbeiten seitlich des Beckens abzusetzen.

Im Membranbioreaktor findet der mikrobiologische Abbau an organischen Schmutzstoffen (z.B. Summenparameter CSB) und die Nitrifikation statt. Der Membranbioreaktor (MBR) wird mit einem Trockensubstanzgehalt von 2 – 10 g/l betrieben. Der Gehalt wird durch kontrollierten Überschussschlammabzug gesteuert. Die Feststoffverweilzeit ist auf Grund des vollständigen Rückhalts an der Membran von der hydraulischen Verweilzeit des durchfließenden Abwassers entkoppelt.

Mittels Permeatpumpen des Typs V2A Grundfos POMONA PO23/r wird das Abwasser durch die Modulfasern gesaugt und in den anschließenden Permeattank gepumpt. Die Dimensionierung der Pumpen gilt für beide Straßen.

Absaugpumpe für Permeat

$$\begin{aligned}
 Q_{zu} &= 30 \text{ m}^3/\text{h} = 8,3 \text{ l/s} = 8,3 \cdot 10^{-3} \cdot \text{m}^3/\text{s} \\
 \Delta p_v &= 0,6 \text{ bar} = 6 \text{ m.W.S.} \\
 P_{N,\text{eff}} &= Q_{zu} \cdot \Delta p_v = 8,3 \cdot 10^{-3} \cdot 60000/1000 = 0,5 \text{ kW} \\
 P_{N,\text{erf}} &= \eta_{\text{mot}} \cdot P_{N,\text{eff}} = 1,5 \cdot 0,5 = 0,75 \text{ kW}
 \end{aligned}$$

Durch die Filtration wird ein erheblicher Teil der ungelösten und hochmolekular gelösten Verunreinigungen und der Großteil der höherwertigen Ionen aus dem Abwasser zurückgehalten. Das Filtrat ist frei von Schwebstoffen, Mikroorganismen und Bakterien. Dies hat für eine Nachnutzung entscheidende Vorteile.

Für die Reinigung der Membrananlage ist eine zusätzliche Reinigungspumpe des Typs V2A Grundfos CRN 8-20/1 installiert.

Reinigungspumpe für Membrane:

$$\begin{aligned}
 Q_{zu} &= 8 \text{ m}^3/\text{h} = 2,2 \text{ l/s} = 2,2 \cdot 10^{-3} \cdot \text{m}^3/\text{s} \\
 \Delta p_v &= 0,6 \text{ bar} = 6 \text{ m.W.S.} \\
 P_{N,\text{eff}} &= Q_{zu} \cdot \Delta p_v = 2,2 \cdot 10^{-3} \cdot 60000/1000 = 0,13 \text{ kW} \\
 P_{N,\text{erf}} &= \eta_{\text{mot}} \cdot P_{N,\text{eff}} = 1,5 \cdot 0,13 = 0,2 \text{ kW}
 \end{aligned}$$

Die bei der chemischen Reinigung zugesetzten Chemikalien werden in einem Reinigungstank aus Polypropylen (PP) mit einem Volumen von 2 m³ gemischt. Dazu wird das Filtrat verwendet, das aus dem 4 m³ großen Spülspeicher geleitet wird. Durch Rückspülung werden

die Membranfasern von der Deckschicht (Partikelablagerungen) gereinigt. Halten sich Deckschichtbildung und Ablösung die Waage, so spricht man von reversiblen Fouling. Ist kein Gleichgewicht vorhanden, so verschlechtert sich die Leistung der Membran, d.h. der zur Aufrechterhaltung eines eingestellten Filtratflusses notwendige Filterdruck muss erhöht werden.

6.2 Betrieb des MBR

In der 3. Aprilwoche (KW 16) wurde die Anlage nach Beendigung der Umbauarbeiten in Betrieb genommen. Die Inbetriebnahme erfolgte nach einer Vorgabe in 5 Schritten, in denen die Funktionsfähigkeit und Betriebssicherheit der Anlage überprüft wurde, um die Vorgaben für die Garantiegewährleistung der Hohlfasermembrane einzuhalten. Weiters soll ein kontrollierter Prozess des biologischen Abbaues in den einzelnen Abschnitten der Kläranlage geschaffen werden.

Die einzelnen Abschnitte von der Inbetriebnahme bis zum Normalbetrieb untergliedern sich in folgende Phasen:

- Trockenfunktionstest
- Funktionstest und Abnahme mit Reinwasser
- Befüllung mit Belebtschlamm
- Hochfahren des MBR – Adaption der Biologie
- Normalbetrieb

Beim **Trockenfunktionstest** werden alle Funktionen überprüft, die im späteren Betrieb geplant sind. Dazu werden der Kran, die Ventile, Pumpen etc. durchgetestet. Die Anlage wurde im Zuge des Umbaus automatisiert.

In Phase 2, **Funktionstest und Abnahme mit Reinwasser**, wurde das Nitrifikationsbecken mit Reinwasser gefüllt und folgende Tests durchgeführt:

- Belüftung: Zur Belüftung der Anlage stehen 2 Gebläse mit einem Volumenstrom von je 326 m³/h und einem kleineren Gebläse mit einem Volumenstrom von 120 m³/h zur Verfügung. Die Einstellung der Gebläse ist auf die Stellung An/Aus beschränkt. Eine Steuerung der Sauerstoffzufuhr ist nicht möglich. Bei der Inbetriebnahme wurde die gleichmäßige Verteilung des Sauerstoffeintrages auf alle 9 Membranmodule visuell überprüft.



Abbildung 7: Membranmodule im Reinwasser

- Durchfluss: Die Permeatabsaugung wurde mit verschiedenen Durchsätzen von 5 bis 15 l/m²h betrieben. Die Kalibrierung der Durchflussmessgeräte erfolgte durch eine Relativmessung. In der Permeatabsaugung ist ein IDM ROMAG 50 Gerät der Firma Endress + Hauser mit einem Messbereich von 1 – 120 m³/h installiert und bei der Rückspülung ein Rotameter GEMÜT 21 mit einem Messbereich von 0,6 – 6,4 m³/h.

Rotameter GEMÜT 21					
Schwebekörperdurchflußmessung	2,00	3,00	4,00	5,00	6,00
Messbereich von 1 – 120 m ³ /h					
IDM ROMAG 50					
Endress + Hauser	1,99 - 2,12	3,05 - 3,08	3,95 - 4,00	5,02 - 5,08	5,97 - 6,02
Messbereich von 0,6 – 6,4 m ³ /h					

Tabelle 14: Durchflussmessung [m³/h] – Kalibrierung

- Rückspülung: Ein vollständiger Reinigungszyklus wurde durchgeführt. Die Reinigung erfolgte mit verschiedenen Durchsätzen von 5 bis 15 l/m²h. Bei der Rückspülung werden die

einzelnen Membranstrassen mittels Kran aus dem Nitrifikationsbecken gehoben. Beim wieder Eintauchen der Module musste festgestellt werden, dass an bestimmten Stellen Luftblasen aufstiegen. Einige Fasern der Membran waren gerissen. Die Enden wurden mit einfachen Knoten versehen, wie es auch die Herstellerfirma Mitsubishi vorschlägt, wodurch der Schaden behoben werden konnte.

- **Betrieb-Pause-Regelung:** Die Permeatansaugung dauert jeweils 13 min. Anschließend erfolgt eine Pause von 2 min, in dem ein zeitgeschaltetes Ventil den Durchfluss zur jeweiligen Straße unterbricht.

Zeit	Betriebszustand	Durchfluss	Ansaugdruck
		m ³ /h	mbar
17:57:45	Straße 3 zu	0,23 - 0,5	-236
17:59:40	offen	7,83 - 8,02	-143
18:02:40	Straße 1 zu	4,86 - 5,92	-251
18:04:35	offen	7,83 - 7,95	-152
18:07:35	Straße 2 zu	4,20 - 4,91	-245
18:07:33	offen	7,62 - 7,89	-139

Tabelle 15: Permeatabsaugung – Zyklusmessung 23.4.2002

Die Zeitsteuerung stimmt nicht exakt mit der geplanten Betriebsregelung Betrieb/Pause von 13/2 min überein. Da die Abweichungen zu einer Entlastung der Membrane durch vermehrte Entlastungsphasen führt und der Durchfluss ausreichend ist, wurde keine Nachjustierung vorgenommen.

In Phase 3 erfolgte die **Befüllung des Nitrifikationsbeckens** mit etwa 20 m³ **Belebtschlamm**. Der Belebtschlamm wurde aus dem Absetzbereich von Teich 1 mittels einer Pumpe in das Becken gefördert. Dazwischen wurde ein feinmaschiges Sieb mit einer Lochweite von 0,5 mm eingesetzt, um Partikel zurückzuhalten. Der bestehende Überlauf aus Schacht 2 in Teich 2 bleibt bis zum Abschluss der Inbetriebnahme bzw. bis zum Beginn des Normalbetriebes aktiv. Mit dieser Betriebsart ist sichergestellt, dass nur die tatsächlich abgearbeitete Abwassermenge in den MBR läuft, und es nicht zu einem Überstau kommt. Ab Phase 3 müssen die Membrane ständig belüftet werden, um für eine ausreichende Durchmischung und Belüftung des Abwassers zu sorgen. Die Belüftung dient zugleich als Reinigung der Membran. Befindet sich ein Modul im Betriebszustand Pause, kommt es zu einer Relaxation der Hohlfasern und die aufsteigende Luft löst die Belege von den Fasern. Bei der Dimensionierung der Gebläse ist die ausreichende Reinigung der bestimmende Faktor.

Die **Schlammadaptierung** dauert ca. 5 Wochen, wobei auf einen möglichst gleichmäßigen Zufluss von Rohwasser zu achten ist.

Die Permeatabsaugung startet mit 5 l/m²h, dies entspricht einer abgearbeiteten Menge von 110 m³/d. Mit jeder weiteren Woche wurde der Durchfluss um 1 l/m²h (22 m³/d) erhöht. Nach

5 Wochen war ein Fluss von $10 \text{ l/m}^2\text{h}$ ($220 \text{ m}^3/\text{d}$) erreicht. Zu diesem Zeitpunkt wurde die gesamte zulaufende Abwassermenge verarbeitet.

Während dieser Phase war jedenfalls eine Begrenzung von $10 \text{ l/m}^2\text{h}$ einzuhalten, um die Fasern nicht zu überlasten. Als Puffer diente der Teich II.

Der Sauerstoffgehalt im Becken muss $>0,5 \text{ mg/l}$ sein. Die Überwachung erfolgt durch eine im Nitrifikationsbecken installierte Sonde und der Auswertung am Computer.

Die Belebtschlammmanreicherung wurde kontrolliert und lag nicht unter $0,1 \text{ kg CSB / (kg TS*d)}$.

Mit Abschluss der Phase 4 ist mit einer Rückführung vom Belebtschlamm aus dem MBR in den Teich begonnen worden, um ein Schlammalter von etwa 28 Tagen zu erreichen.

Nach dem Hochfahren des MBR begann der **Normalbetrieb**. Der maximal mögliche Flux der Anlage ist mit $16 \text{ l/m}^2\text{h}$ begrenzt, dies entspricht einer abgearbeiteten Menge von $360 \text{ m}^3/\text{d}$. Größere Abwassermengen müssen im Teich 1 und dem Nitrifikationsbecken gepuffert werden. Die Teiche 2 und 3 sind aus dem System entkoppelt worden und können für andere Zwecke verwendet werden.

Im Normalbetrieb erfolgt die Eigenüberwachung durch den Klärwerter. Die On-Line Messungen werden im Computer gespeichert. Je nach Parameter erfolgt die Steuerung der Anlage druck- oder durchflussgeregelt.

Die Auswertung der Proben erfolgt im eigenen Labor. Zusätzlich finden die gesetzlich geforderten Fremduntersuchungen statt.

6.3 Betrieb der Teichkläranlage

Die Abbauleistungen können durch Regelung von Sauerstoffeintrag und Zugabe von Fällungsmitteln gesteuert werden. Die Berechnung der Anlage in ihrem derzeitigen Betriebszustand erfolgt als Grundlage für die Abschätzung der Reinigungsleistung im Winterbetrieb im Kapitel 8.6.3.

Im Teich 1 erfolgt die Steuerung der Injektorbelüftung entweder durch Zeitregelung Betrieb/Pause oder Festlegung des Sauerstoffgehaltes mittels Minimum- und Maximumwert. Während der Inbetriebnahme beträgt der Minimumwert $0,3 \text{ mg/l}$. Die Belüftung startet bei Unterschreitung dieses Wertes automatisch, bis der Gehalt von $0,8 \text{ mg/l}$ erreicht wird.

Somit ist eine ausreichende Belüftung und Umwälzung gewährleistet. Am 2. Mai wurde diese Steuerung durch eine Zeitregelung ersetzt. Der Grund hierfür lag im hohen Energieverbrauch der Injektorbelüftung. Die Analysewerte von CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ ergaben einen Abbaugrad im Teich 1 von 85% CSB und 98% $\text{NH}_4\text{-N}$. Die Nitrifikation soll durch Senkung des Sauerstoffgehaltes von Teich 1 in das Nitrifikationsbecken verschoben werden.

Die Zeitregelung 2 min Betrieb/18min Pause brachte Probleme mit sich. Durch die kurze Belüftungszeit konnte keine ausreichende Umwälzung mehr erzielt werden. Die Biomasse konnte nicht mehr in Schwebelage gehalten werden. Der Teich wird dadurch zu einem Absetzteich. Während dieser Zeit wurde eine vollkommene Sauerstoffzehrung gemessen, der Sauerstoffgehalt sank innerhalb weniger Minuten ohne Sauerstoffeintrag auf 0 mg/l . Die

kurzen Einschaltphasen der Injektorpumpen konnten ein Faulen des abgesetzten Schlammes nicht verhindern.

Erst durch Veränderung der Zeitregelung auf 8min Belüftung/10min Pause konnte die Biomasse wieder aktiviert werden. Dieser Wert stellt einen Kompromiss zwischen minimalem Energieverbrauch und Umwälzung dar.

Die Steuerung der Membrananlage wird je nach Betriebszustand über den Transmembrandruck oder den Permeatfluss vollzogen. Der hydraulische Durchsatz der Filtrationsanlage wird von der Permeatleistung der Mikrofiltration begrenzt. Die drei Mikrofiltrationsstraßen mit je drei Modulen bewältigen im Normalfall insgesamt 220 m³/d, der Maximalwert der Permeatleistung liegt bei 400 m³/d. Der Maximale Druck ist mit 80 kPa begrenzt.

Die Steuerung der Mikrofiltrationsanlage erfolgt durch eine Schwimmpegelmessung im Schacht 2. Je nach Füllstand im Schacht wird zwischen folgenden Betriebszuständen unterschieden:

unter LSA--	:	kein Permeatabzug	
zwischen LSA-- und LS-	:	Permeatleistung =	7 l/(m ² *h)
zwischen LS- und LS+	:	Permeatleistung =	10 l/(m ² *h)
zwischen LS+ und LS++	:	Permeatleistung =	16 l/(m ² *h)
über LS++	:	Permeatleistung = max =	35 l/(m ² *h)

Tabelle 16: Steuerung der Mikrofiltrationsanlage mittels LSA (level switch alarm)

Die Steuerung ermöglicht auch bei starken Mengenschwankungen im Zufluss einen leicht regelbaren und effektiven Betrieb. Über diese Regelung ist noch die Einschränkung des maximalen Druckes gestellt. Sollte dieser erreicht werden, so wird die Anlage mit diesem Druck bei vermindertem Durchsatz weitergefahren, bis der Wasserspiegel wieder sinkt. Mit dieser Maßnahme wird eine Überlastung der Membranmodule verhindert. Sollte dieser Zustand erreicht werden, ist eine chemische Reinigung der Module durchzuführen.

Die Kläranlage ist regelungstechnisch überwacht. Bei Abweichung vom Normalbetrieb oder Ausfall von wesentlichen Anlagekomponenten wird dies optisch an den Schaltkästen angezeigt.

6.4 Fällungsmittel

Auf der Kläranlage St. Peter ob Judenburg wird dreiwertiges Aluminiumchlorid (Al₂Cl₃) simultan gefällt. Die technischen Daten des von der DonauChem gelieferten Produktes sind in Tabelle 17 beschrieben. Die großen Flocken mit dem gebundenen Phosphat werden von der

Membran zurückgehalten und es kommt zur Phosphatanreicherung im Rück- bzw. Überschussschlamm [Köhler, G.K.].

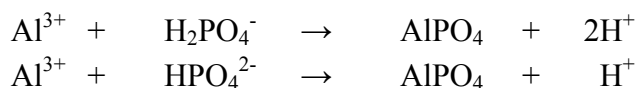
Formel	$(Al(OH)_xCl_{3-x})_m$
Lieferform	klare gelbliche Lösung
Dichte (20°C)	1,40 g/cm ³ 0,05
Viskosität (25°C)	80 - 90 (Brookfield Spindel 2, 100 rpm)
Zusammensetzung	Al ₂ O ₃ 16,7% Cl ⁻ 21%

Tabelle 17: Daten des Flockungsmittel

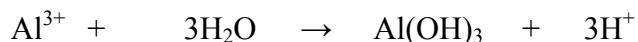
Da die Anlage St. Peter ob Judenburg der Größenordnung II zugeordnet wird, ist der Grenzwert mit 2 mg P/l festgelegt, und der Grenzwert kann mit dreiwertigem Al₂Cl₃ bei Simultanfällung eingehalten werden.

Der Einsatz von Fällungsmitteln hat direkten Einfluss auf die Säurekapazität und damit auch auf den pH-Wert. Die Säurekapazität soll entsprechend den Angaben der ATV nicht unter 2 mmol/l (= 100 mg CaCO₃/l) liegen, da sich andernfalls bei Zugabe der üblichen, sauer reagierenden Eisen- und Aluminiumsalze leicht ein zu niedriger pH-Wert einstellen kann.

Die Phosphorelimination durch Zugabe von Aluminiumchlorid beruht auf der Bildung schwerlöslicher Metallphosphate (AlPO₄), durch deren Reaktion mit den Dihydrogen- und Hydrogenphosphat-Ionen. Je nach pH-Wert werden je Metallphosphatmolekül entweder 2 oder 1 Wasserstoffion freigesetzt [Bräutigam, H.J.]:



Gleichzeitig läuft als Konkurrenzreaktion die Bildung von schwerlöslichen Metallhydroxiden (Hydrolysereaktion) ab, wobei ebenfalls Wasserstoffionen freigesetzt werden:



Bei Überschuss an Hydrogencarbonationen kommen die durch die Fällungsmittelzugabe freigesetzten H-Ionen nicht zur Wirkung, sondern reagieren mit dem Hydrogencarbonat unter Bildung von Kohlensäure, sodass der pH-Wert nur relativ geringfügig abnimmt (Puffervermögen des Wassers)



Auf der Kläranlage St. Peter ob Judenburg wurden Versuche durchgeführt, um die Auswirkung unterschiedlicher Dosierungen des Fällungsmittels Aluminiumchlorid zu erkennen.

Die Dosierung des Fällungsmittels erfolgt mittels einer Dosierpumpe der Firma Prominent mit einstellbarer Hublänge und Hubzahl. Als Vorlagebehälter für das Fällungsmittel dient ein Kunststoffbehälter von 200 l Fassungsvermögen, auf dem die Dosierpumpe montiert ist. Der Eintrag des Fällungsmittels erfolgt in der Mitte des Nitrifikationsbeckens mittels einer Schlauchleitung mit 25 mm Durchmesser. Die Belüftung im Becken sorgt für eine gute Durchmischung des Fällungsmittels.

Mit Adaptierung des Nitrifikationsbeckens erfolgt eine Zugabe von 60 Hüben pro Minute. Dies entspricht 8 Liter Aluminiumchlorid pro Tag.

Am 24.5.2002 wurde die Hubfrequenz auf 80 Hübe pro Minute erhöht (entspricht 10,67 l/d).

Am 4.6.2002 wurde die Frequenz von 80 Hüben auf 40 Hübe gesenkt (entspricht 5,33 l/d).

Mit 11.6.2002 wurde wieder auf die Standardeinstellung von 60 Hüben umgeschaltet.

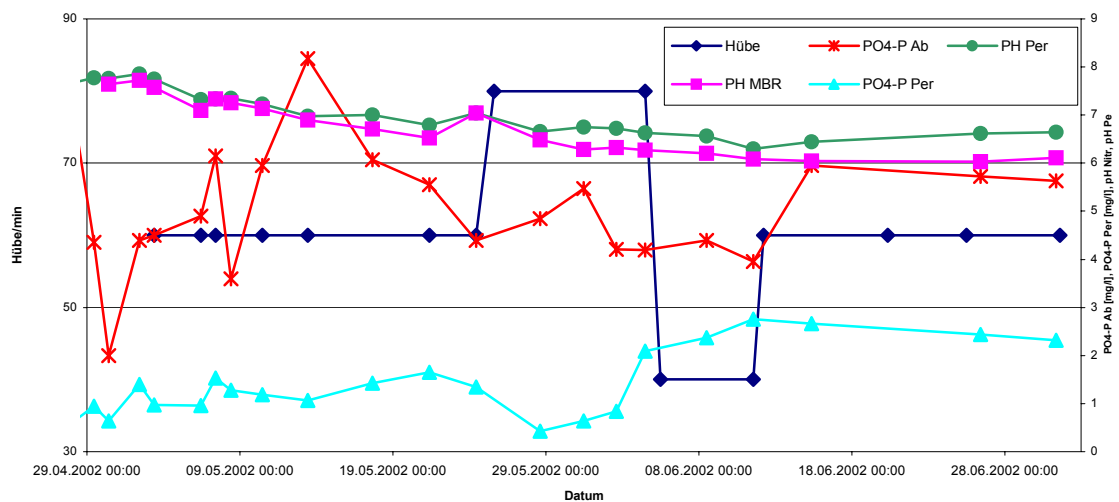


Diagramm 3: Fällungsmittelversuch

Die Auswirkungen der Versuche sind im Diagramm 3 ersichtlich. Mit der Erhöhung der Fällungsmittelzugabe am 24.5.2002 kommt es zu einer Phosphatelimination unter 1 mg/l PO₄-P.

7 Analytik

7.1 Probennahme

Das Regelwerk der ATV M 704 „Betriebsmethoden zur Selbstüberwachung von Abwasseranlagen“ unterscheidet zwischen folgenden 3 Arten der Probenentnahme:

- Stichprobe: Bei dieser Art der Beprobung wird eine Probe gezogen, die einen repräsentativen Wert darstellt. Sie wird für die Messung im Ablauf von Kläranlagen eingesetzt. Durch die lange Durchflusszeit des Abwassers ist eine ausreichende Durchmischung gegeben.
- Qualifizierte Stichprobe: 5 Stichproben, die in einem Abstand von nicht weniger als 2 Stunden gezogen werden, ergeben ein aussagekräftiges Messergebnis für einen Tag.
- Proportionale Mischproben: Sie können auf drei Arten erhalten werden:
 - Volumenproportional
 - Mengenproportional
 - Zeitproportional

7.1.1 Zulauf ARA

Die Probenahme erfolgt nach der Siebschnecke. Die Probe wurde stets nur zu dem Zeitpunkt gezogen, wenn die Siebreinigung nicht eingeschalten war, um keine Verfälschung der Messdaten durch Verdünnung zu erhalten.

Um eine exaktere Probenahme zu bekommen, wurde ein mengenproportionaler Probenehmer aufgebaut. Bei geringem Zufluss im Gerinne kann aber keine Probe gezogen werden.

Bei der Messung von CSB, NH₄-N, NO₃-N, PO₄-P u. a. können die darin enthaltenen festen organischen Schmutzteilchen das Ergebnis verfälschen. Deshalb wird die Probe mittels Magnetrührer homogenisiert. Eine Homogenisierung kann auch durch Filtrierung erreicht werden, wobei die Messergebnisse durch die zurückgehaltenen Partikel niedriger sind. Aus diesem Grund ist bei Vergleich der Werte mit unfiltrierten homogenisierten Probe mit einem Faktor von ca. 1,5 zu multiplizieren. In St. Peter ob Judenburg kam ein 40 µm Filter zum Einsatz.

Weiters wurden pH-Wert, Leitfähigkeit, Redox-Potential und Sauerstoffgehalt bestimmt

7.1.2 Teich I

Die Probenahme erfolgte händisch mit einem Gefäß. Die Entnahmestelle befindet sich ca. 0,5 m unter dem Wasserspiegel in der Nähe der Injektoren, um eine gut durchmischte Probe zu erhalten. Die Injektoren waren zuvor mindestens 5 min in Betrieb.

7.1.3 Ablauf Teich I

Die Entnahme erfolgt direkt aus Schacht I an der Wehrkante auf der gesamten Breite. Bei starkem Niederschlag kam es zu einem Überstau des Wehres, die Probe wurde dann auch an der gleichen Stelle entnommen. Eine Beeinflussung durch den Rückstau aus dem Nitrifikationsbecken kann nicht ausgeschlossen werden.

Messungen von pH-Wert, Leitfähigkeit, Redox-Potential und Sauerstoffgehalt wurden auch durchgeführt

7.1.4 MBR

Durch die Belüftung kommt es zu einer guten Durchmischung im Nitrifikationsbecken. Die Probenahme erfolgt ca. 0,5 m unter dem Wasserspiegel immer an der selben Stelle zwischen Straße 1 und 2 ca. 0,5 m von Beckenrand entfernt.

Auf Grund der starken Durchmischung wurden Messungen von pH, Leitfähigkeit, Redox-Potential und Sauerstoffgehalt in einer Ecke des Beckens durchgeführt.

7.1.5 Permeat

Zwischen der Permeatpumpe und dem Vorratsbehälter ist ein Probeentnahmehahn installiert. Der erste Wasserschwall vor jeder Probe wurde nicht mitbewertet, um keine Verfälschung durch abgestandenes Wasser zu erhalten.

pH-Wert, Leitfähigkeit, Redox-Potential und Sauerstoffgehalt wurden im Vorratstank gemessen.

7.2 Parameter

7.2.1 Redox

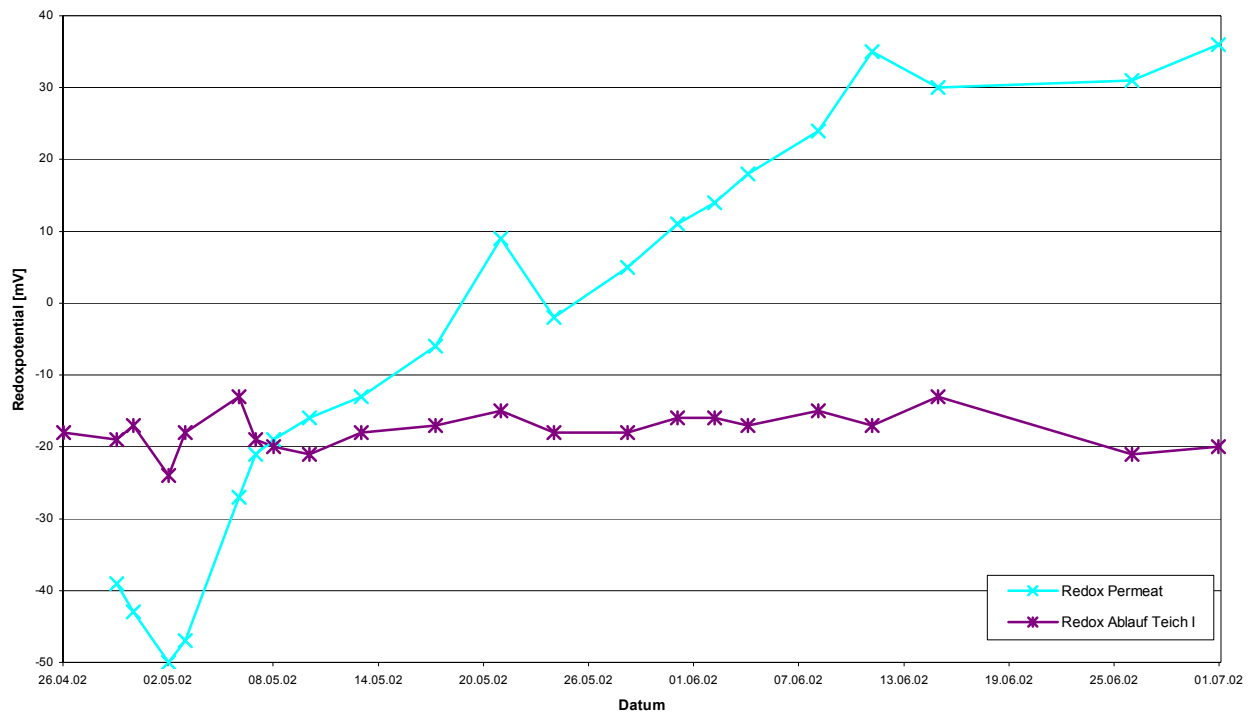


Diagramm 4: Ablauf Teich I und Permeat - Redoxpotential

Aus dem Diagramm 4 ist ein deutlicher Anstieg des Redoxpotential durch die biochemischen Reaktionen im Teich I zu erkennen. Das Potential zeigt den Stand der Adaptierung der Anlage an. Erst mit Anfang Juni pendelt sich der Wert des Redox-Potentials bei 33 mV ein. Durch die Nitrifikation im MBR kommt es zu oxidierten Verhältnissen, die das Redoxpotential ansteigen lassen. Die zur Berechnung zugrundegelegten Mittelwerte gelten für den Zeitraum Juni, da erst hier von konstanten Verhältnissen gesprochen werden kann.

7.2.2 Leitfähigkeit

Bei niedrigen Temperaturen sinkt die Leitfähigkeit. Das liegt in der verminderten Wanderungsgeschwindigkeit der Ionen.

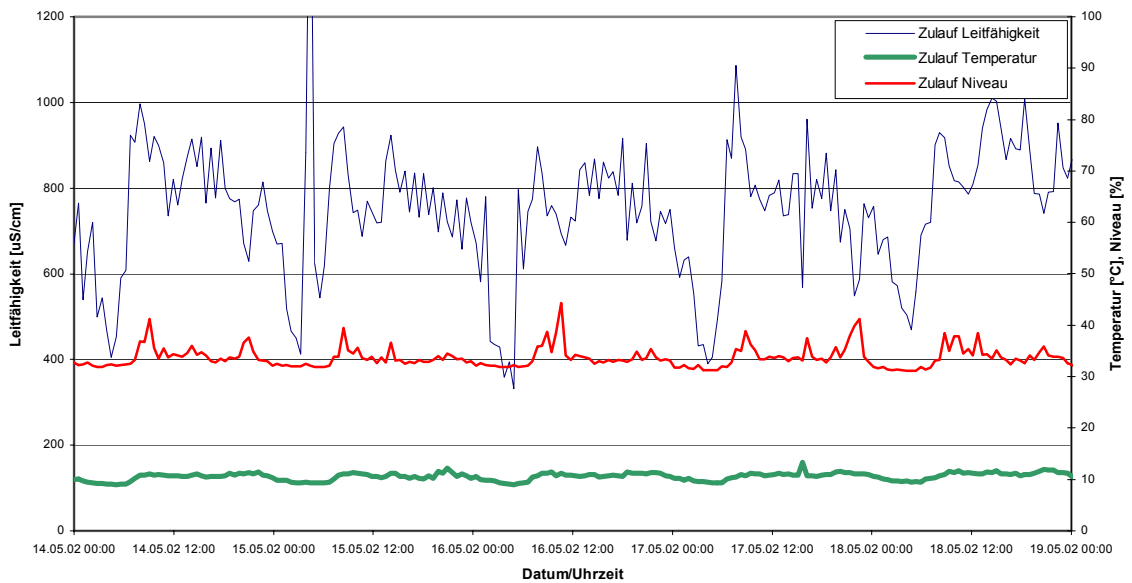


Diagramm 5: Zulauf - Temperatur, Leitfähigkeit, Niveau

Im Diagramm 5 ist der Wasserhöhenstand im Zulauf, Leitfähigkeit und Temperatur dargestellt. Die Temperatur sinkt im Zulauf nachts über jeweils um 1-2 °C. Allgemein liegt die Leitfähigkeit in den Sommermonaten bei ca. 800 µS/cm, in den Wintermonaten steigt dieser Wert durch die Salzstreuung auf über 1000 µS/cm.

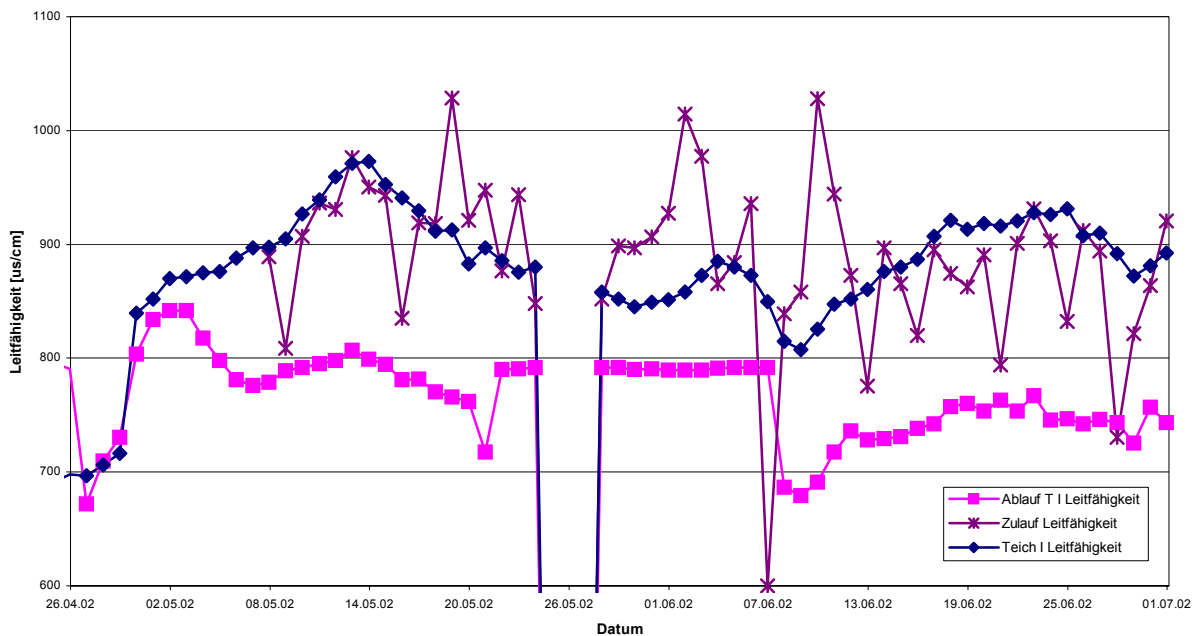


Diagramm 6: Leitfähigkeit

Zwischen dem 24. und 27.5.02 konnten wegen Computerausfall keine Aufzeichnungen gemacht werden. Durch den Abbau von CSB und NH₄-N kommt es zu einer Verminderung

der Leitfähigkeit. Der deutliche Rückgang der Leitfähigkeit im Permeat fällt zusammen mit der schwächeren Dosierung der Fällungsmittelzugabe von ca. 10,7 l/d auf 5,4 l/d.

7.2.3 pH-Wert

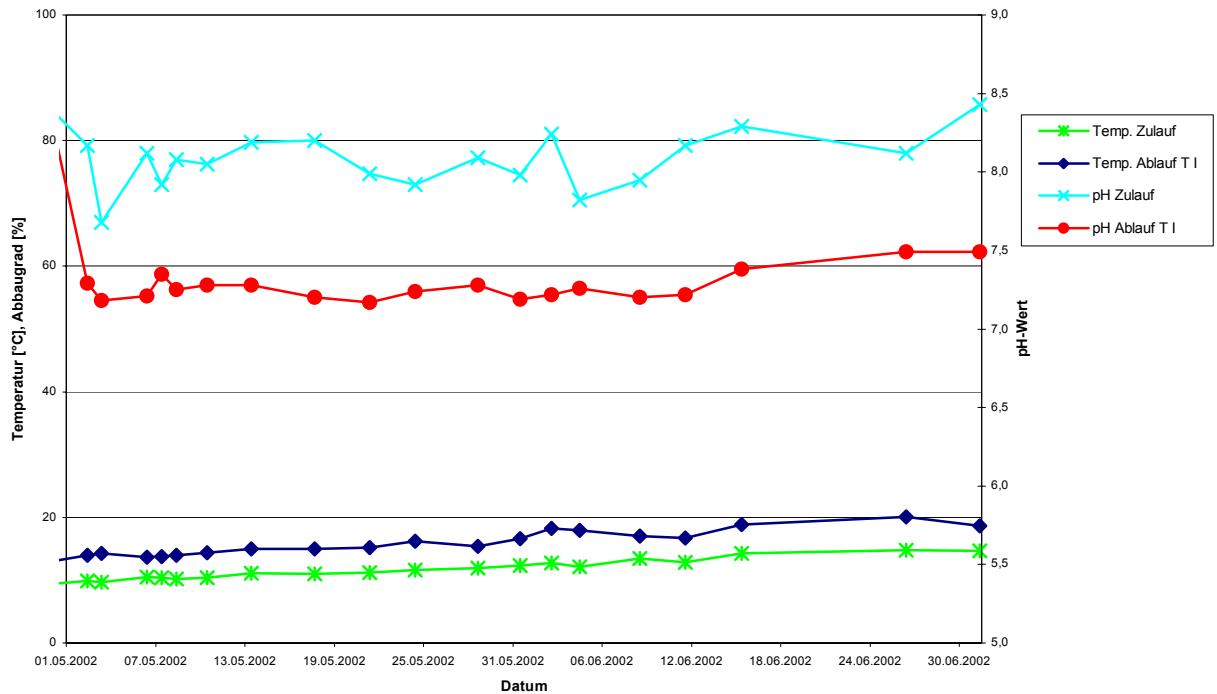


Diagramm 7: Teich I – pH-Verlauf

Diagramm 7 zeigt die pH-Absenkung im Teich I von ca. 8,2 auf 7,5.

Diagramm 8 verdeutlicht die Situation im Membranbioreaktor. Die Säurekapazität im Permeat liegt unter dem empfohlenen Richtwert von $S_{KS;ab} = 1,5$ mmol/l laut ATV A131. Die Pufferwirkung ist zu gering. Dadurch kommt es zum Absinken des pH-Wertes unter 6,5 und zu einer Wachstumshemmung der Nitrifikanten. Ab 11.6.2002 liegt der pH-Wert unter 6,2 wodurch der Abbaugrad von NH_4-N verringert wird.

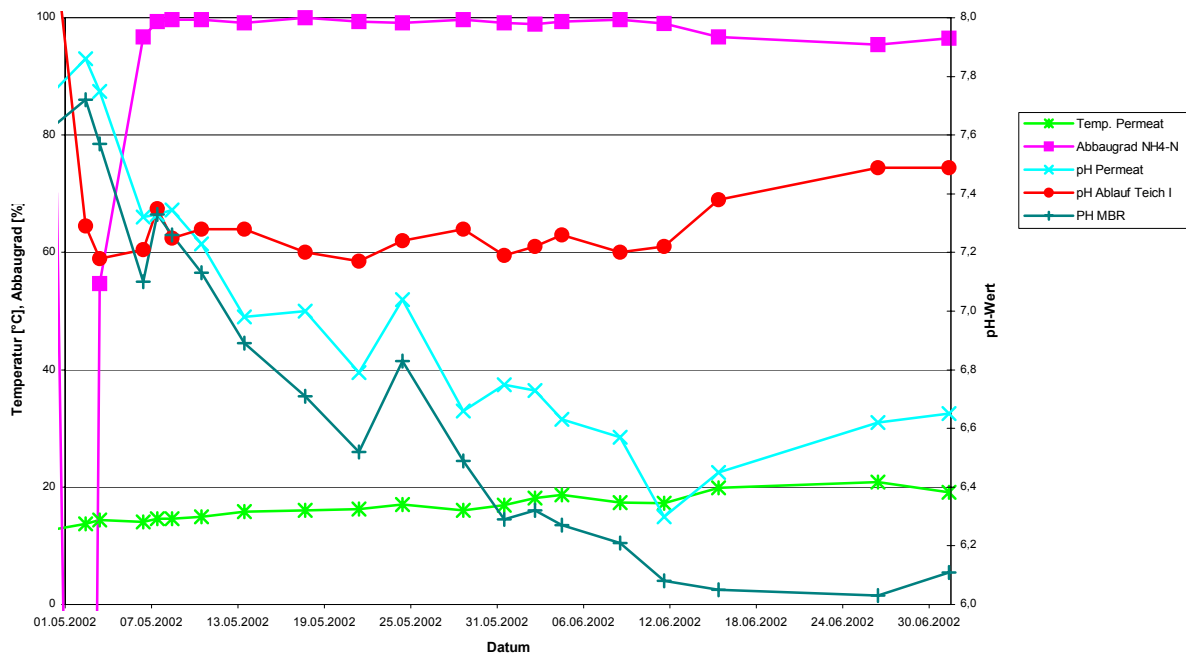


Diagramm 8: MBR - pH Verlauf

7.2.4 Säurekapazität

Die Berechnung erfolgt mittels Gleichung von Seite 10. Ausschlaggebend ist der Maximumwert von $\text{NH}_4\text{-N}$ im Zulauf zur Anlage, der am 21.5.02 mit 44,9 mmol/l gemessen wurde. Die Säurekapazität beträgt an diesem Tag im Teich I bzw. Nitrifikationsbecken:

$$\Delta\text{SK}_{\text{TI}} = \frac{44,9 - 37,1 - 0,42 + 0,00}{14} - 0,03 * (6,90 - 5,55) \text{ [mmol/l]}$$

$$\Delta\text{SK}_{\text{TI}} = 0,49 \text{ [mmol/l]}$$

	$\text{NH}_4\text{-N}_{\text{zu}}$	$\text{NH}_4\text{-N}_{\text{ab}}$	$\text{NO}_3\text{-N}_{\text{zu}}$	$\text{NO}_3\text{-N}_{\text{ab}}$	Al	P_{zu}	P_{ab}
Minimum	21,4	0,1	0	0	0	3,6	2
Maximum	44,9	49,6	1,76	27,15	0	35,1	10,45
Mittelwert	32,82	26,55	0,36	0,24	0	8,45	5,35
Wert 21.5.02	44,9	37,1	0,42	0,0	0	6,90	5,55

Tabelle 18: Werte für die Berechnung der Säurekapazität - Teich I

$$\Delta\text{SK}_{\text{Nitr}} = \frac{37,1 - 0,24 - 0,00 + 39,95}{14} + 0,011 * 0,032 - 0,03 * (5,55 - 1,65)$$

$$\Delta\text{SK}_{\text{Nitr}} = 5,37 \text{ [mmol/l]}$$

Analytik
Membraneinsatz auf der Teichkläranlage St. Peter ob Judenburg

	NH ₄ -N _{zu}	NH ₄ -N _{ab}	NO ₃ -N _{zu}	NO ₃ -N _{ab}	Al	P _{zu}	P _{ab}
Minimum	0,1	0	0	8,81	0,021	2	0,23
Maximum	49,6	9,65	27,15	44,22	0,043	10,45	2,76
Mittelwert	26,55	1,37	0,24	33,02	0,032	5,35	1,42
Wert 21.5.02	37,1	0,24	0,0	39,95	0,032	5,55	1,65

Tabelle 19: Werte für die Berechnung der Säurekapazität Nitrifikationsbecken

Das Trinkwasser des Einzugsgebietes weist lt. Angabe der Gemeinde eine Karbonathärte von 9,2°dH (≡ 3,286 [mmol/l]) auf. Somit ergeben sich folgende Werte der Säurekapazität (Seite 5110):

$$SK_0 = 3,286 + \frac{44,9}{14} = 6,49 \text{ [mmol/l]}$$

$$SK_{Tl,ab} = 6,49 - 0,49 = 6,00 \text{ [mmol/l]}$$

$$SK_{Permeat} = 6,00 - 5,37 = 0,63 \text{ [mmol/l]}$$

Die Säurekapazität liegt laut Berechnung im Ablauf unter 1,5 mmol/l. Das Puffervermögen ist zu gering. Dadurch findet eine Nitrifikationshemmung statt. Eine Messung der tatsächlichen Säurekapazität auf der Kläranlage fand nicht statt.

7.2.5 Temperatur

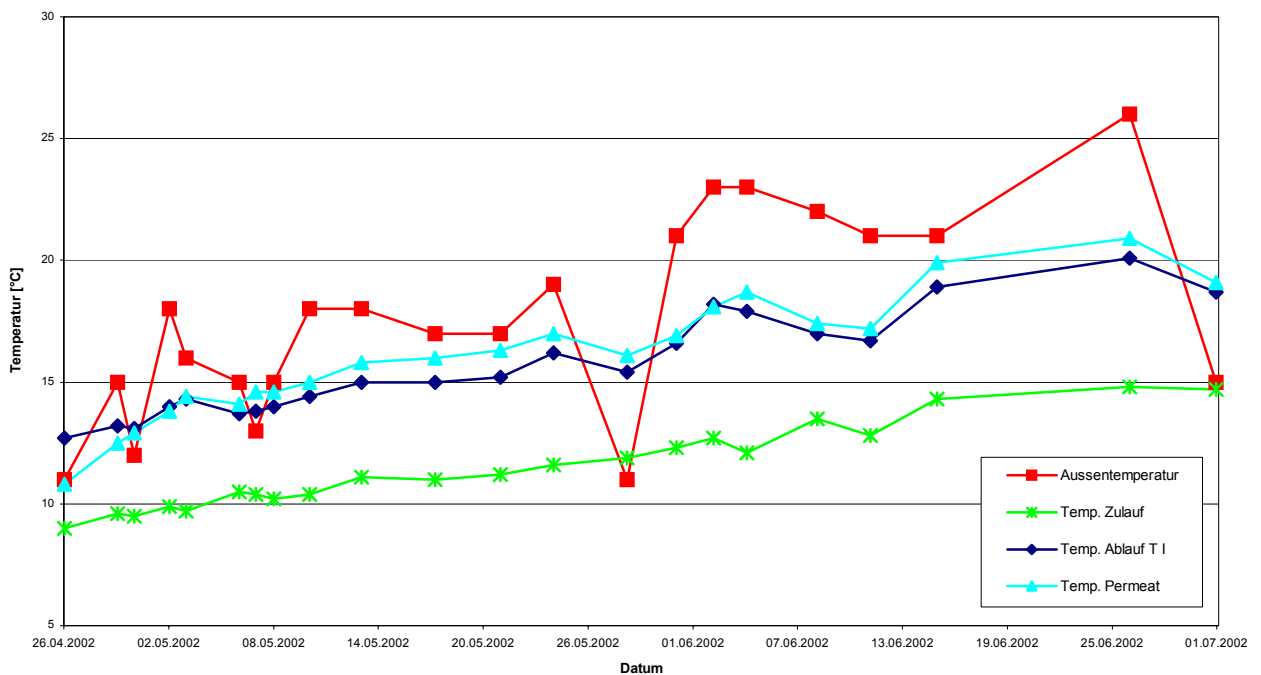


Diagramm 9: Temperaturganglinien

Aus dem Diagramm 9 erkennt man die Ähnlichkeit der Temperaturverläufe von Außentemperatur und der Messung im Zulauf, Ablauf und Permeat.

7.2.6 Trockensubstanz

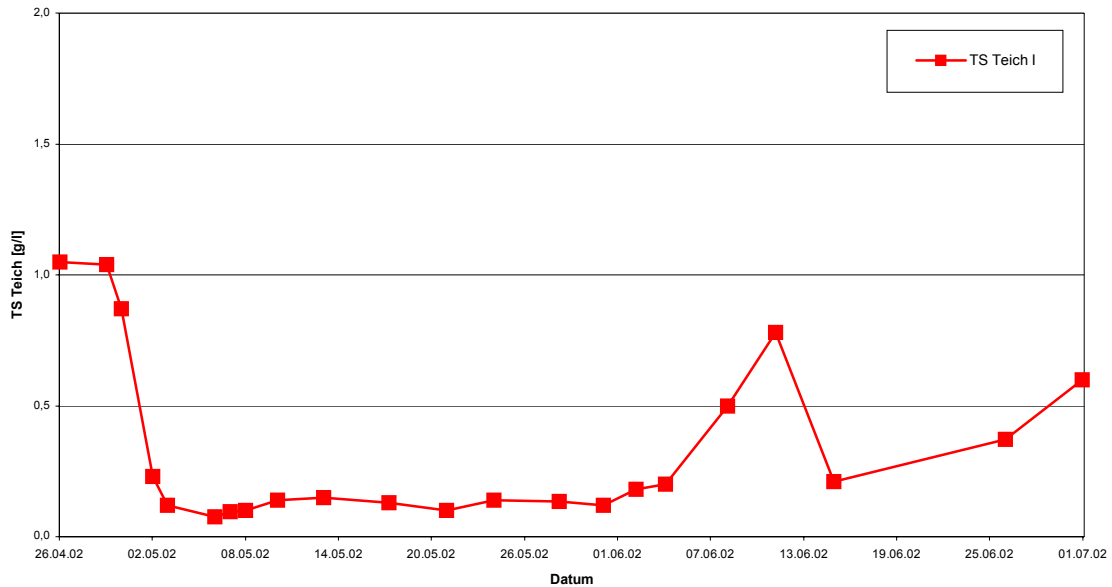


Diagramm 10: Teich I - TS

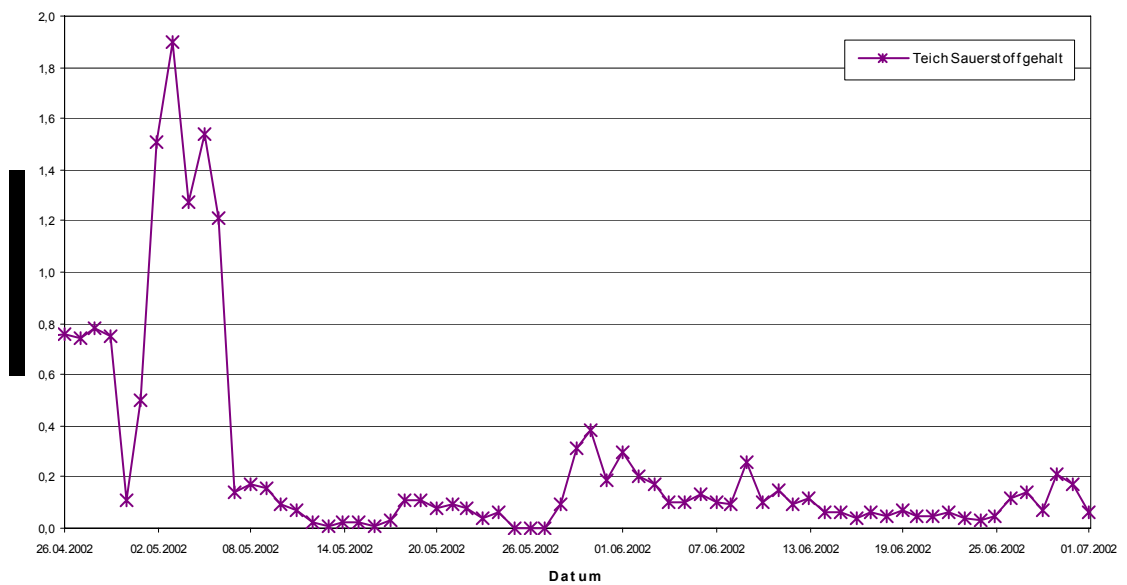


Diagramm 11: Teich I – Sauerstoffgehalt

Der Trockensubstanzgehalt erfasst nicht nur die biologisch aktive Bakterienmasse, sondern die gesamten im Schlamm-Wassergemisch enthaltenen festen Stoffe.

Im Teich I wurde am 30.4.2002 die Injektorbelüftung aus energetischen Gründen gedrosselt. Mit dieser Maßnahme wurden die Abbauprozesse von Stickstoff und Kohlenstoff in das Nitrifikationsbecken verlagert. Der Teich I wurde zu einem Absetzteich. Mit einem Sauerstoffgehalt von 0,1 mgO₂/l kann keine Biomasse mehr gebildet werden. Die TS-Werte im Teich I ergeben sich durch die Umwälzung des abgesetzten Schlammes durch Belüftung.

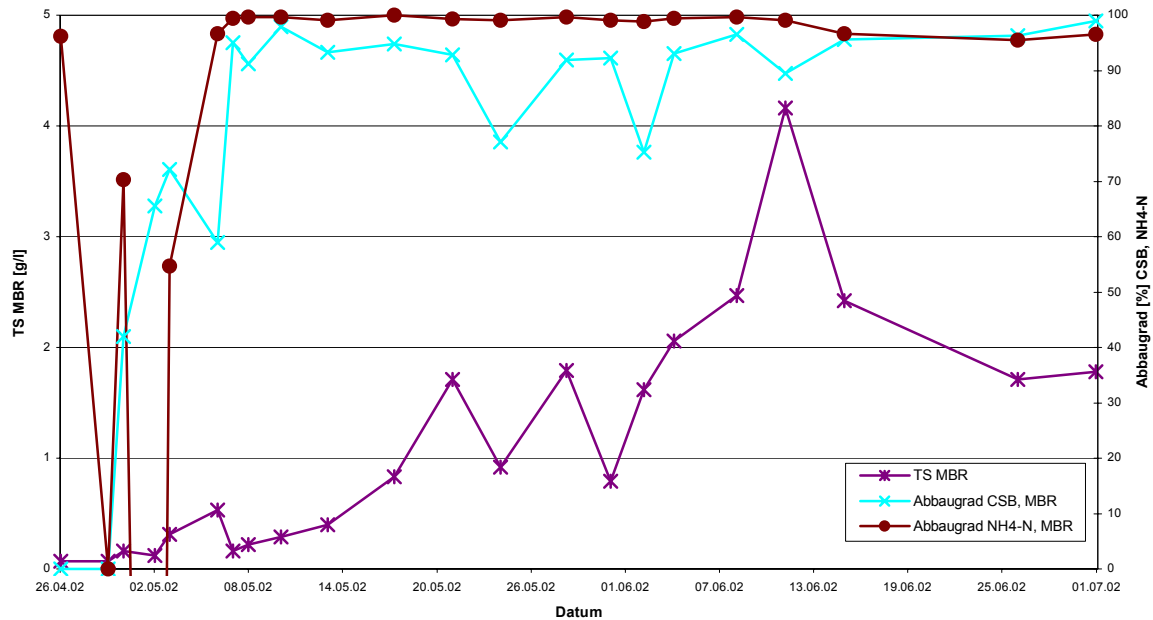


Diagramm 12: MBR - TS, Abbaugrad CSB und NH₄-N

Für den Reinigungseffekt einer Anlage ist der TS_{BB} und die Schlammbelastung (B_{TS}) von großer Bedeutung. Im Membranbioreaktor kommt es zu einer Anreicherung von Biomasse. Durch Schlammabzug sinkt der TS-Gehalt ab. Der Abbaugrad sinkt durch die verminderte Biologie.

7.2.7 CSB

Um die Gesetzlichen Auflagen der 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunale Anlagen einzuhalten, sind für die Größenklasse II sowohl der Abbaugrad mit 85% als auch der zulässige Gehalt an CSB im Ablauf mit 75 mg/l festgelegt. Diese Grenzlinie ist in Diagramm 13 durch eine rot strichlierte Linie gekennzeichnet. Der Teich I kann auf Grund des niedrigen Sauerstoffgehaltes ab 26.05.2002 den Grenzwert nicht mehr einhalten. Die Hauptaufgabe des Teiches ist die Abpufferung der CSB-Spitzen. Durch die Membrananlage ist der CSB-Gehalt bei 20 mg/l im Permeat weit unter dem Grenzwert.

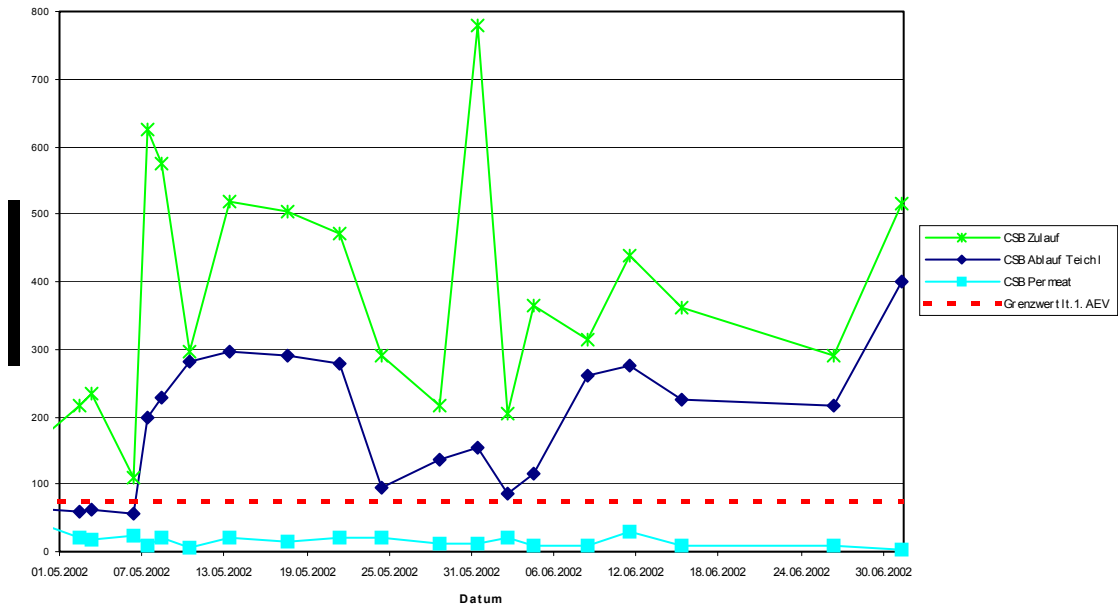


Diagramm 13: CSB - Bilanz

Der Abbaugrad von 85% wird ebenfalls eingehalten Er liegt meist über 95%.

Bei sommerlichen Verhältnissen mit einer Wassertemperatur ab 15°C ist der CSB-Abbau sichergestellt.

Niedrigere Temperaturen führen zur Abnahme des Bakterienwachstums und werden im Kapitel 8.6.3 Winterbetrieb berechnet.

7.2.8 NH_4-N

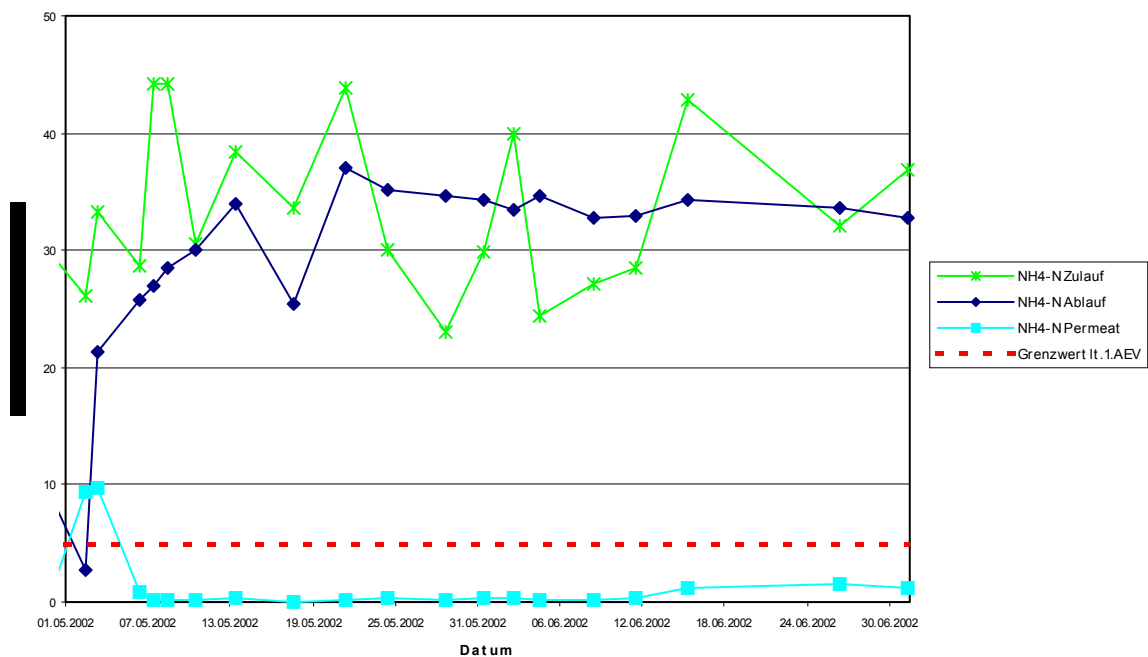


Diagramm 14: NH_4-N - Ganglinie

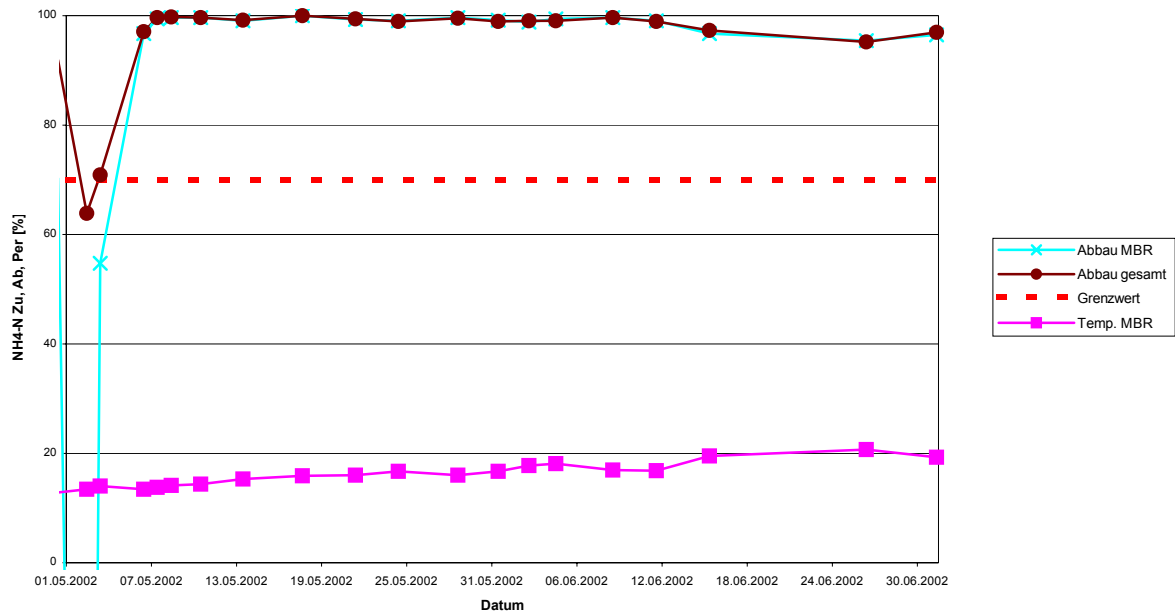


Diagramm 15: NH₄-N Abbaugrad

Der Ammoniumstickstoff ist in der 1. Abwasseremissionsverordnung mit einem Grenzwert von 5 mg/l NH₄-N festgelegt. Diagramm 14 verdeutlicht, dass die Nitrifikation im Teich I durch den geringen Sauerstoffgehalt nicht stattfindet. Diagramm 15 zeigt, dass die Kurve „Abbau-MBR“ mit der Kurve „Abbau gesamt“ quasi ident ist.

Nitrit ist ein guter Kennwert, ob die Anlage vollständig nitrifiziert. Im MBR findet vollständige Nitrifikation statt.

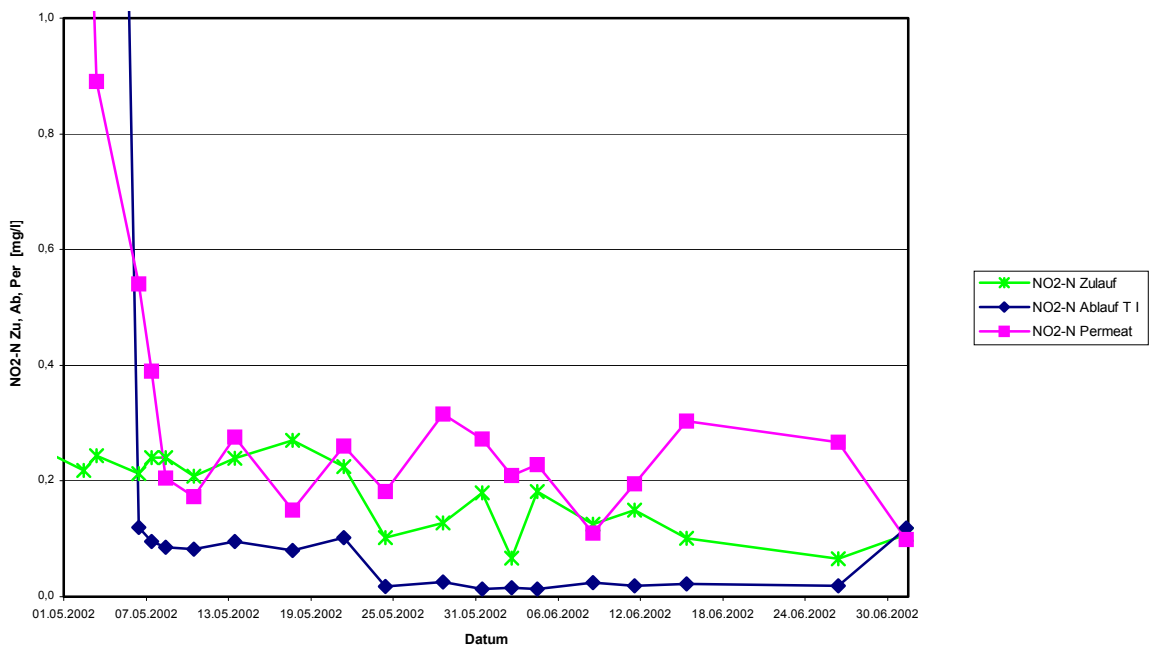


Diagramm 16: NO₂-N – Ganmlinie

7.2.9 PO₄-P

Im Gegensatz zu den Werten CSB und NH₄-N gibt es in der 1. Abwasseremissionsverordnung keinen Grenzwert für PO₄-P. Der Gesamtphosphor ist bei einer Anlage der Größenklasse II mit 2 mg/l festgelegt. Der Gesamtphosphat ist höher als der Orthophosphat. Auf der Kläranlage St. Peter ob Judenburg wurde nur PO₄-P gemessen.

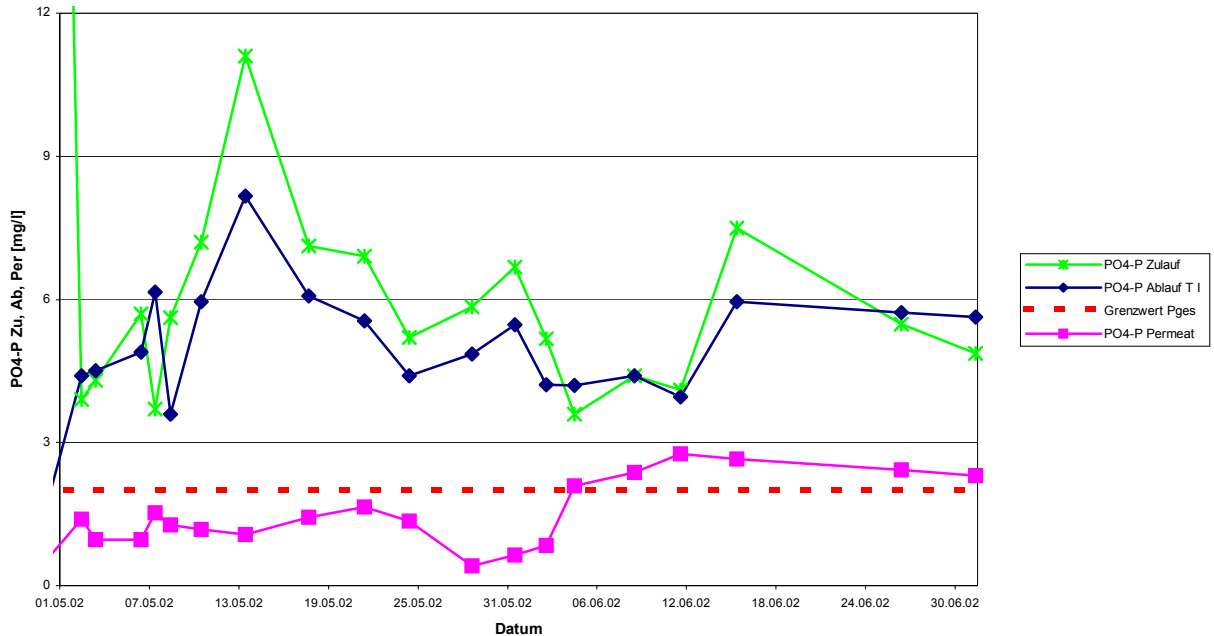


Diagramm 17: PO₄-P Ganglinie

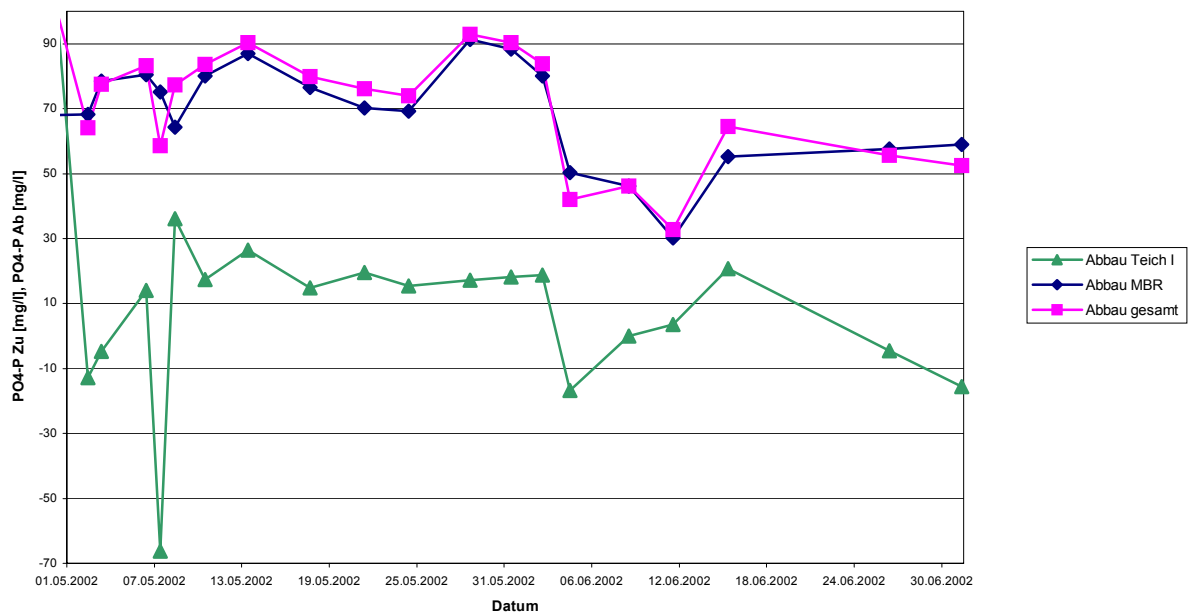


Diagramm 18: PO₄-P Ablaufganglinie

Der Grossteil der Elimination erfolgt im Nitrifikationsbecken durch die Zugabe von Fällungsmittel. Dies verdeutlicht Diagramm 18. Der Graph Abbaugrad Nitrifikationsbecken und Gesamtabbaugrad sind fast ident.

Die Reduktion des Phosphors ist von der Zudosierung des Fällungsmittels abhängig.

7.3 Filterversuch

Beim Filterversuch soll eine Aussage über die Filtergeschwindigkeit getroffen werden. Somit können Rückschlüsse über die Biomasse gemacht werden. Da die Messung nur als eine Orientierung dienen sollte, wurde ein einfacher Kaffeefilter verwendet.

Zum Einsatz kamen folgende Geräte:

- Trichter
- Kaffeefilterpapier
- Standzylinder

Die aus dem Nitrifikationsbecken stammende Probe wird durch den Kaffeefilter filtriert. Bei Richtmarken von 100, 150, 200 und 250 ml Durchfluss wurde die Zeit gemessen.

Diagramm 19 zeigt einen Anstieg der Filtergeschwindigkeit mit der Adaptierung der Anlage. Durch höhere Fällungsmittelzugabe mit 21.5.2002 kommt es zu einer Bildung größerer Flocken. Die Filtergeschwindigkeit sinkt wieder ab.

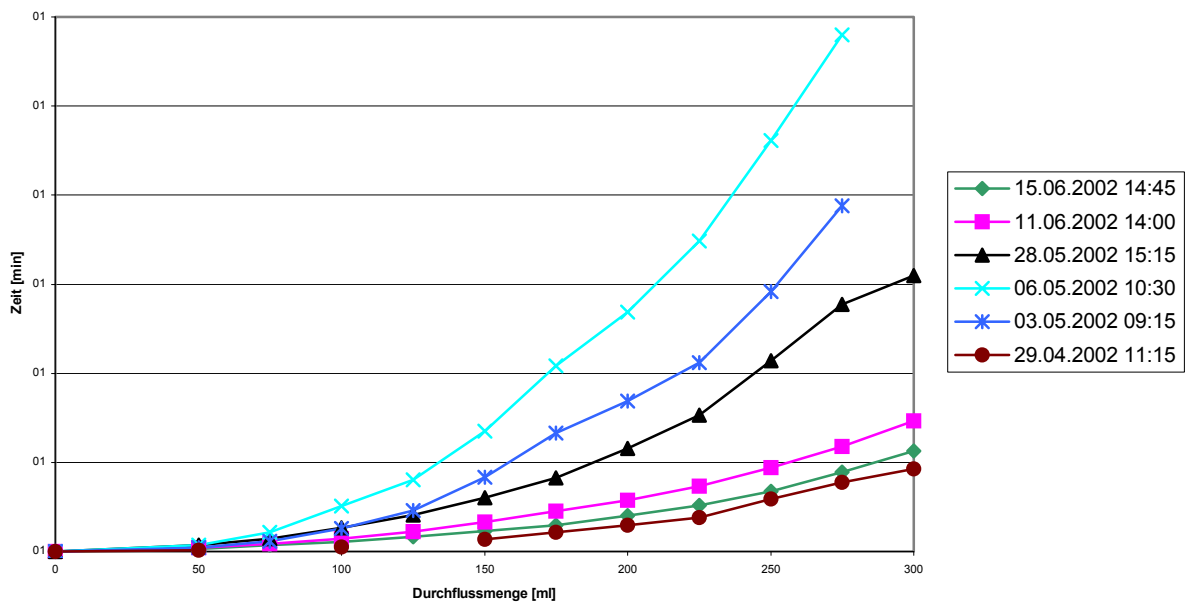


Diagramm 19: Nitrifikationsbecken – Filterversuch

Ein Zusammenhang zwischen Filterversuch, Trockensubstanzgehalt und Schlammvolumen konnte nicht festgestellt werden.

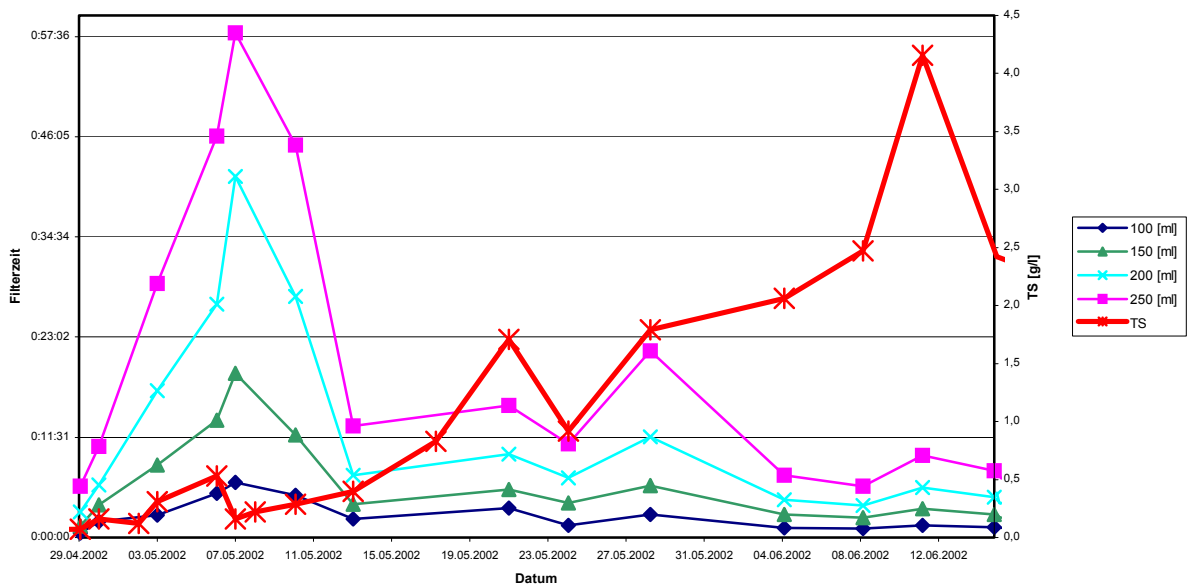


Diagramm 20: Nitrifikationsbecken - Filterversuch

Seit dem 04.06.02 ist eine konstante Filtergeschwindigkeit zu verzeichnen wegen der konstanten Bedingungen auf der Kläranlage. In diesem Zeitraum gab es keine Veränderung von Einstellungen, die eine Beeinflussung der Biologie im Nitrifikationsbecken verursachen würde.

7.4 Schlammvolumen

Als Schlammvolumen φ_s , angegeben in ml/l, bezeichnet man das Volumen der abgesetzten Schlammschicht nach 30 Minuten Absetzzeit in einem 1l-Messzylinder (ÖNORM M6273). Das Schlammvolumen wurde bei einem Verdünnungsverhältnis von 1:2 bestimmt. Die Sinkgeschwindigkeit v_s des Schlammspiegels und damit seine Höhenlage zu einem bestimmten Zeitpunkt hängt ab

- vom Schlammgehalt TS_{BB} (je höher der Schlammgehalt, desto langsamer sinkt der Schlamm Spiegel)
- von den Absetzeigenschaften des Schlammes (Blähschlamm verhindert ein rasches Absinken)

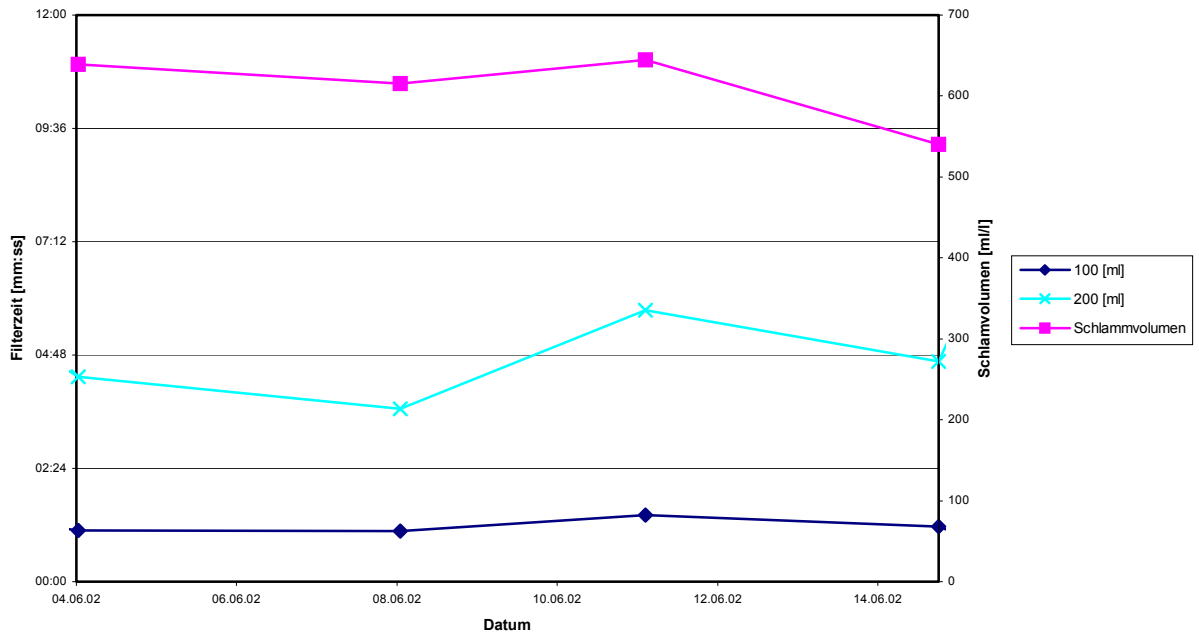


Diagramm 21: Nitrifikationsbecken - Filtergeschwindigkeit, Schlammvolumen

Da nur wenige Messungen des Schlammvolumens durchgeführt wurden, kann aus dem Diagramm 21 nur eine gewisse Tendenz herausinterpretiert werden.

8 Analyse

8.1 Zulauf

An 2 Tagen wurde eine 24-Stunden-Messungen durchgeführt, um eine Zulaufganglinie zu erhalten. Die Aufzeichnungen der Kläranlage zeigten an Wochenenden eine größere Zulaufmenge, als unter der Woche. Aus diesem Grund wurde an einem Wochenende (Samstag 15.Juni) und an einem Wochentag (Montag 1.Juli) eine Untersuchung durchgeführt. Beide Tage waren Trockenwettertage. Die ermittelten Werte stellen Einzelwerte dar, könnten aber auf Grund der Erfahrung als repräsentative Werte für jeweils typische Tage gesehen werden.

Es zeigen sich deutliche Unterschiede der Frachten von CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ in den beiden Ganglinien.

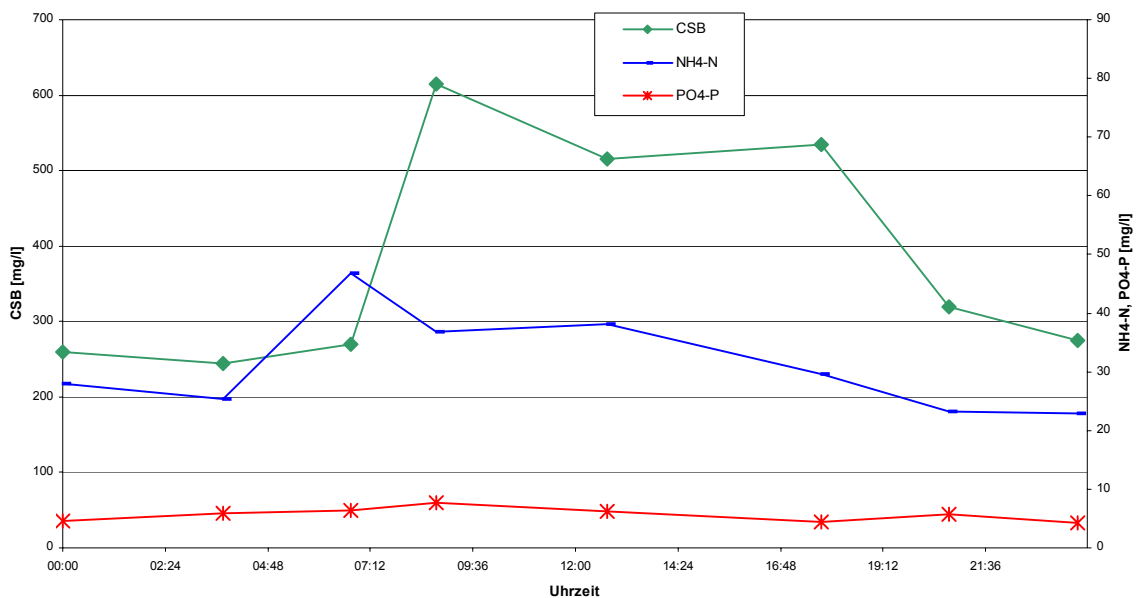


Diagramm 22: Zulauf-Wochentag, 1. Juli 2002

An einem Wochentag (Diagramm 22) tritt eine deutliche Spitze der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht am Vormittag auf. Die CSB Spitze ist zeitlich etwas verschoben, wobei am Abend eine weitere Belastungsspitze auftritt.

An einem Wochenende (Diagramm 23) sind die Werte der Zuflussfrachten in den Nachtstunden höher, jedoch sind die Spitzenbelastungen nicht so deutlich ausgeprägt. Die CSB-Fracht erreicht erst am Nachmittag ihren Höhepunkt.

Analyse

Membraneinsatz auf der Teichkläranlage St. Peter ob Judenburg

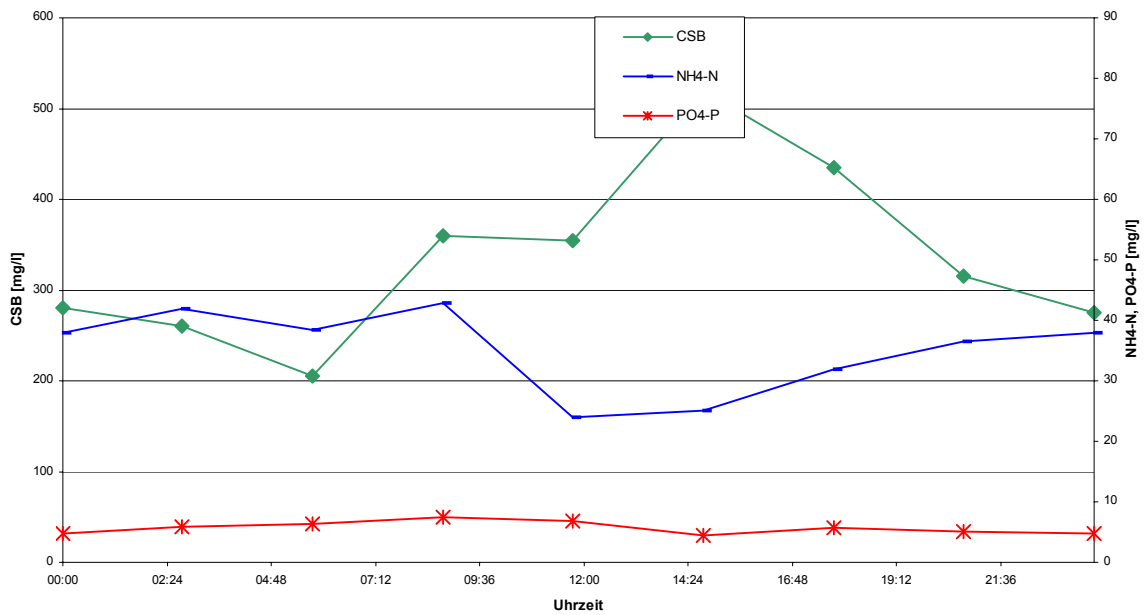


Diagramm 23: Zulauf-Wochenende, 15 Juni 2002

In Tabelle 20 sind die Zulaufmengen, Frachten und durchschnittlichen Konzentrationen der Abwasserbelastung an den beiden untersuchten Tagen aufgelistet. Erst durch die Gegenüberstellung erkennt man, dass die Zulaufmenge am Wochenende mehr als das Doppelte eines Wochentages beträgt. Die Begründung liegt in der Gemeindestruktur. Es gibt viele Pendler, die nur am Wochenende zu Hause sind.

Datum		15.06.02	01.07.02
Wochentag		Samstag	Montag
Zulaufmenge	m ³ /d	368	151
Fracht			
CSB	kg/d	122	57
NH ₄ -N	kg/d	12,9	4,8
PO ₄ -P	kg/d	2,1	0,9
durchschnittliche Zulaufkonzentration			
CSB	mg/l	334	379
NH ₄ -N	mg/l	35,2	31,4
PO ₄ -P	mg/l	5,7	5,7

Tabelle 20: Zulaufmenge, Fracht und Konzentration

8.2 Teich I

Im Diagramm 24 ist die Online-Meßkurve des Sauerstoffgehaltes im Teich I dargestellt. Die Injektorbelüftung ist auf minimale Belüftung eingestellt. Die Biologie kann sich durch das niedrige O₂-Eintragsvolumen nicht weiter entwickeln. Durch die Belüftung wird jedoch verhindert, dass es zu anaeroben Zonen und zu Faulprozessen kommt.

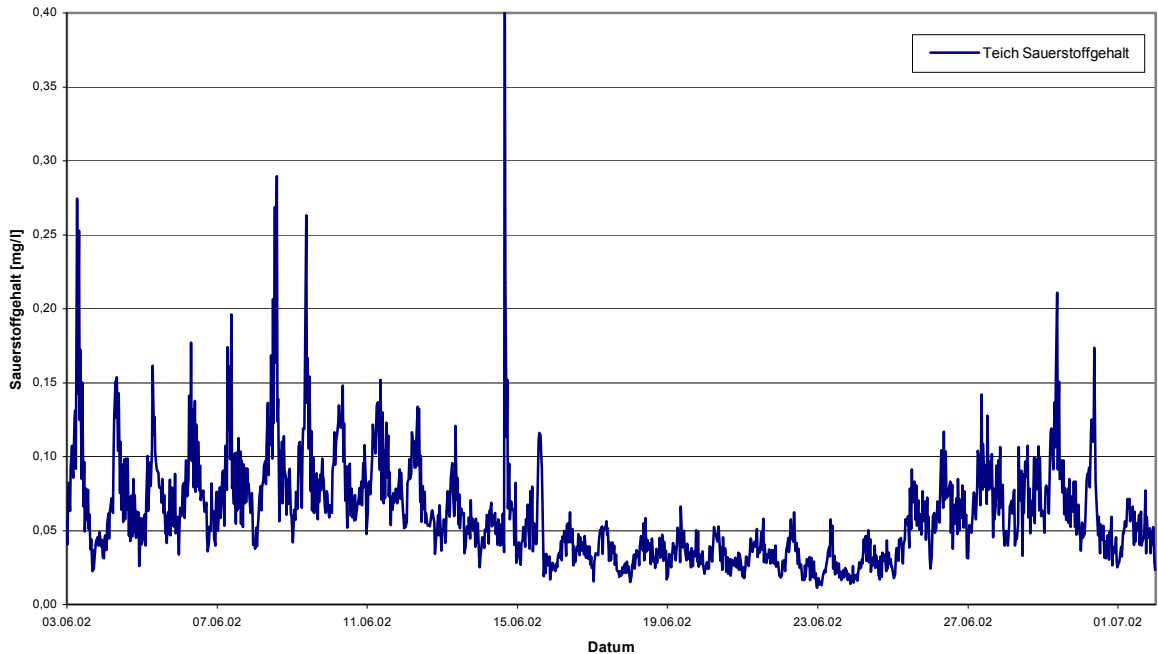


Diagramm 24: Teich I - Sauerstoffgehalt

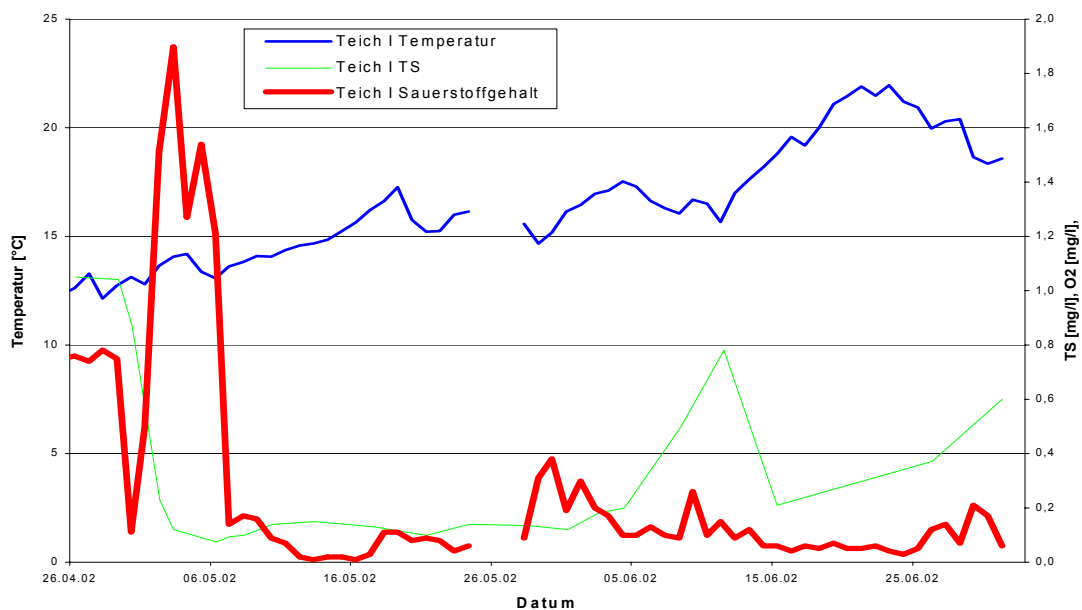


Diagramm 25: Teich I – Sauerstoffgehalt, TS, Temperatur

Im Diagramm 25 sind die Ganglinien der Temperatur, der Trockensubstanz und des Sauerstoffs dargestellt. Werden alle Werte gemeinsam betrachtet, so ist erkennbar, dass kein biologischer Abbau im Teich I stattfindet.

8.3 Ablauf Teich I

Alle Proben aus dem Ablauf wurden zur Analyse filtriert. Im Diagramm 26 sind die Analysewerte des Ablaufes dargestellt.

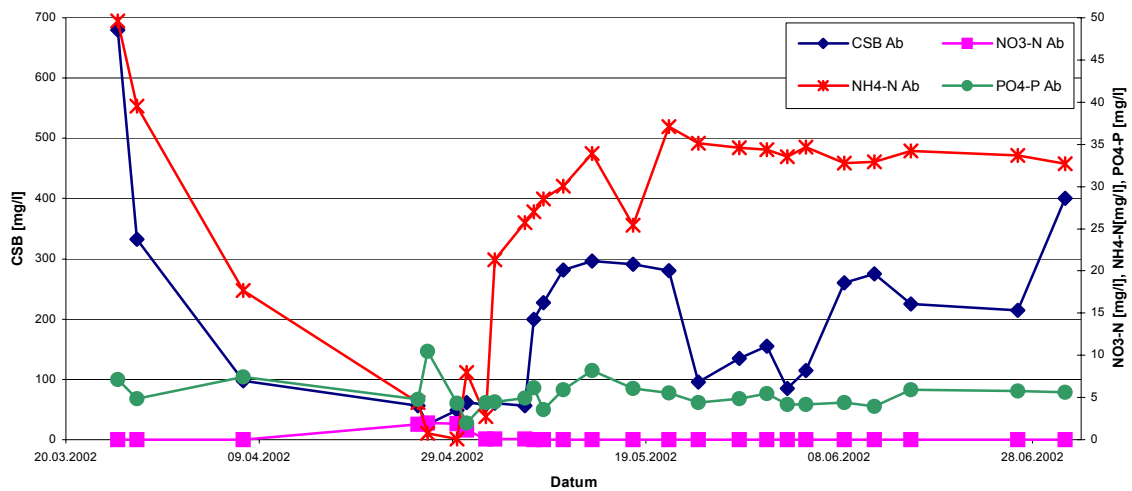


Diagramm 26: Ablauf-Teich I - CSB, NH₄-N, NO₃-N, PO₄-P

Da bis 29.4.2002 die Belüftung ausreichend war, ist der biologische Abbau (Nitrifizierung, CSB-Abbau) erkennbar.

Ab 29.4. wurde die Injektorbelüftung gedrosselt, um den Energieverbrauch zu verringern. Eine Nitrifikation war nicht möglich, ein CSB-Abbau nur mehr teilweise möglich.

	CSB mg/l	NH ₄ -N mg/l	NO ₃ -N mg/l	NO ₂ -N mg/l	PO ₄ -P mg/l
Minimum	25,00	0,10	0,00	0,01	2,00
Maximum	400,00	49,60	27,15	6,14	10,45
Mittelwert	166,71	26,55	0,24	0,74	5,35

Analyse
Membraneinsatz auf der Teichkläranlage St. Peter ob Judenburg

	Temperatur °C	pH-Wert	Redoxpotential mV	Sauerstoffgehalt g/l
Minimum	7,90	6,45	-24,00	0,01
Maximum	20,10	9,32	-13,00	2,40
Mittelwert	14,76	7,33	-17,62	1,22

Tabelle 21: Minima, Maxima, Mittelwerte im Ablauf Teich I

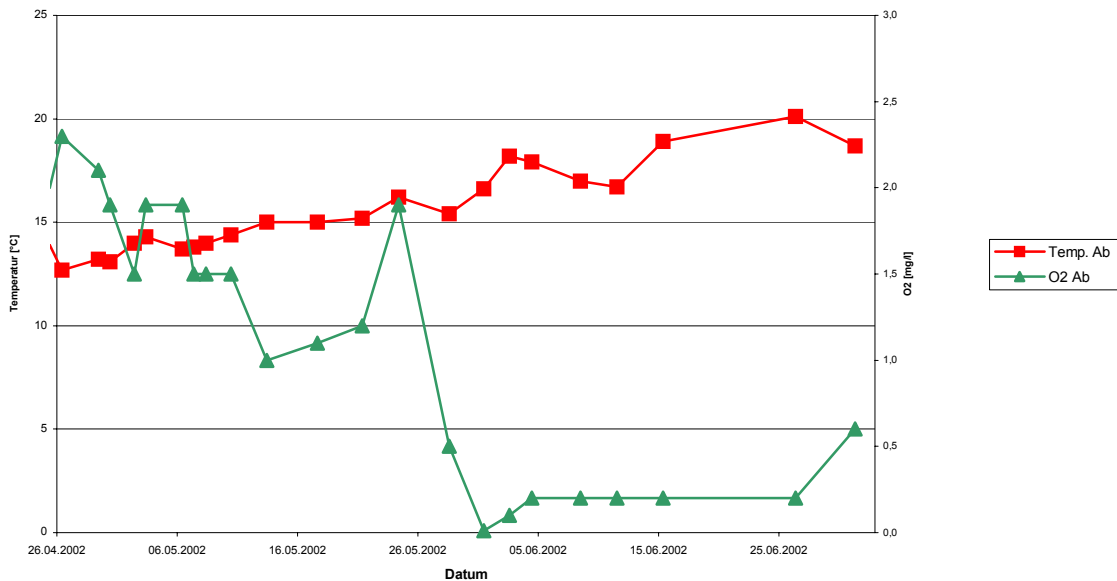


Diagramm 27: Ablauf Teich I - Temperatur, O₂-Gehalt

Die Temperatur im Ablauf der Anlage ist von Mai mit 12°C auf 18°C im Juli gestiegen. Durch die große Oberfläche von Teich I spielt die Sonneneinstrahlung eine wesentliche Rolle. In Tabelle 21 sind die Mittelwerte, Maxima und Minima der im Teichablauf gemessenen Werte dargestellt. Da durch die Adaptierung in den ersten Wochen Spitzenwerte auftreten, die den Mittelwert verzerren, sind diese Extrema in der Tabelle nicht berücksichtigt worden. Im Ablaufschacht von Teich I ist ein fest eingebautes Wehr aus Holz eingebaut. Dieses Wehr regelt den minimalen Wasserspiegel im Teich I. Kann die Membrananlage die zugeführte Menge Abwasser nicht abarbeiten, kommt es zum steigen des Wasserspiegels im Nitrifikationsbecken bis zum Wehr. Die gesamte Kläranlage hat in diesem Zustand die gleiche Wasserspiegelhöhe. Der Teich I dient als Puffer. Diese Situation tritt bei Regenwasserereignissen auf.

8.4 MBR

Im Nitrifikationsbecken wurden die Messungen in-situ am Randbereich des Beckens durchgeführt. Durch den Zeltaufbau über dem Becken kommt es im Sommer durch Sonneneinstrahlung zu einer Temperaturerhöhung gegenüber dem Ablauf aus Teich I um 1-2 °C. Die Temperaturkurve ist im betrachteten Zeitraum vom 30.04. bis 01.07.2002 von 12,9 auf 20,7°C angestiegen.

Der TS-Gehalt steigt durch die Anreicherung der Biologie im MBR seit der Adaptierung an. Durch Schlammabzug wird die Trockensubstanzanreicherung geregelt.

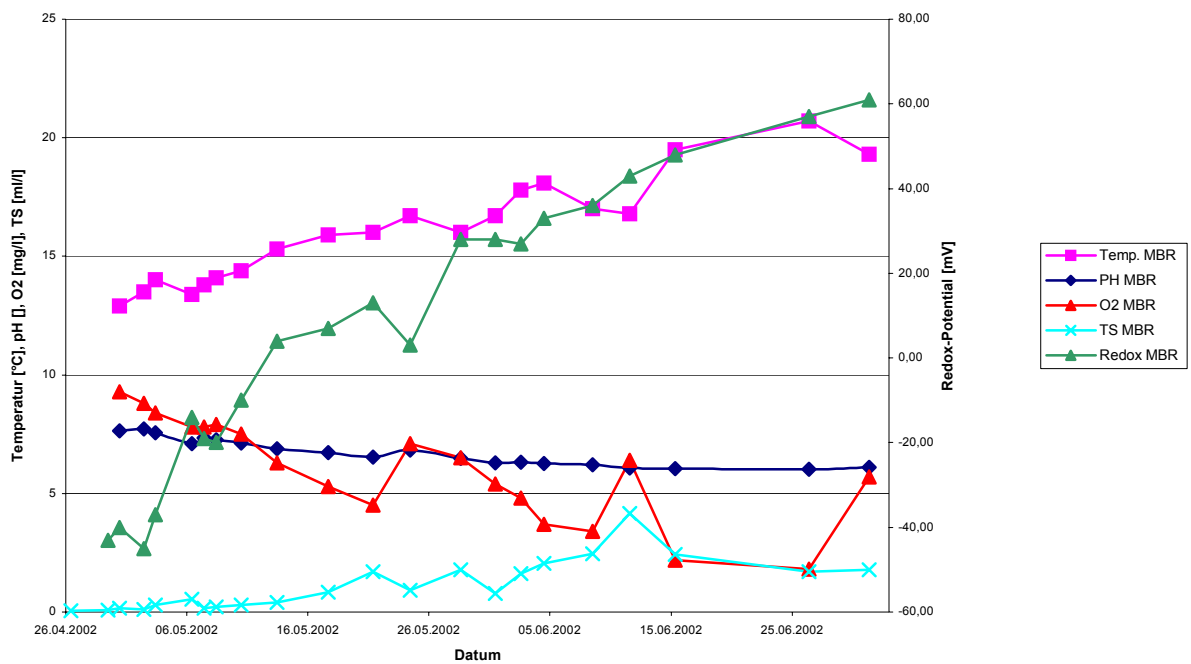


Diagramm 28: MBR - Temperatur, pH-Wert, O₂, TS, Redox

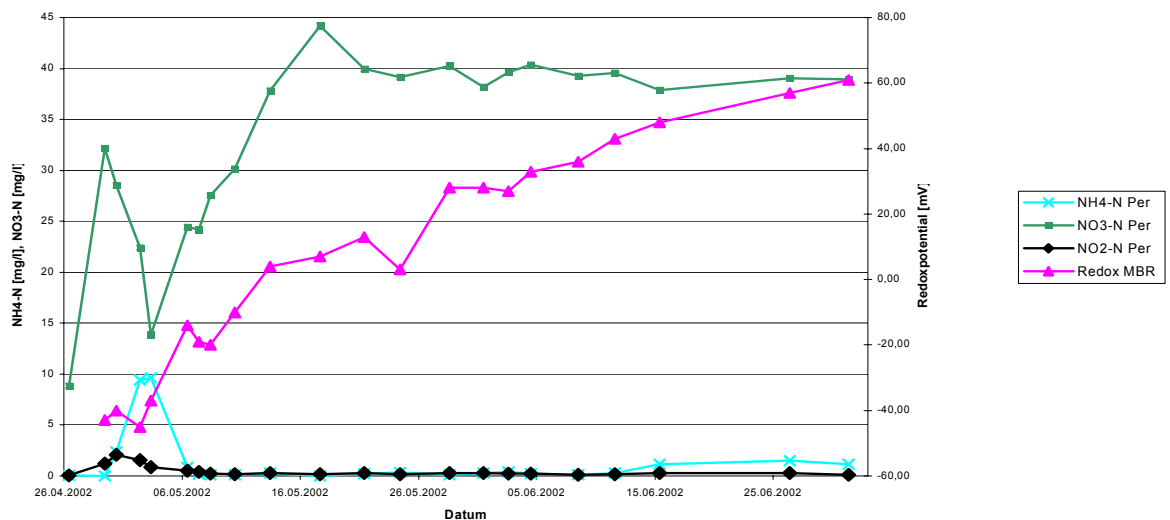


Diagramm 29: Permeat - NH₄-N, NO₃-N, PO₄-P

In den Diagramm 28 und Diagramm 29 ist jeweils das Redoxpotential dargestellt. Durch die Oxidationsprozesse der Nitrisomona und Nitrobakter steigt das Potential von -43 auf $+61$ mV an und gibt einen deutlichen Hinweis auf Nitrifikation von NH_4 zu NO_3 .

Diagramm 29 zeigt den Aktivierungsvorgang der Biologie. In Phase 3 der Adaptierung wurde am 25.04.2002 das Nitrifikationsbecken mit Belebtschlamm aus dem Absetzbereich von Teich I befüllt. Der Nitratwert stieg schnell auf über 30 mg/l, sank jedoch vom 29.04. bis 02.05.2002 auf $14,8$ mg/l ab.

	Temperatur °C	pH-Wert	Redoxpotential mV	Sauerstoffgehalt g/l
Minimum	12,9	6,00	-45	1,8
Maximum	20,7	7,70	61	9,3
Mittelwert	16,0	6,70	7,60	6,00

Tabelle 22: Minima, Maxima und Mittelwerte im Nitrifikationsbecken

8.5 Permeat

Eine Vorbehandlung der Proben ist nicht notwendig. Die Ergebnisse der Analyse ist im Diagramm 30 dargestellt.

Bis zum 6.5.2002 wurde die Anlage eingefahren bzw. adaptiert. Bis zu diesem Zeitpunkt bewegt sich die $\text{NH}_4\text{-N}$ - Konzentration bis zu $9,7$ mg/l. Ab dem 6.5.2002 nitrifiziert die Anlage vollständig. Durch eine Nitrifikationshemmung (pH-Wert bis $6,0$ abgesunken) steigt die $\text{NH}_4\text{-N}$ - Konzentration ab 12.6.2002 wieder im Permeat.

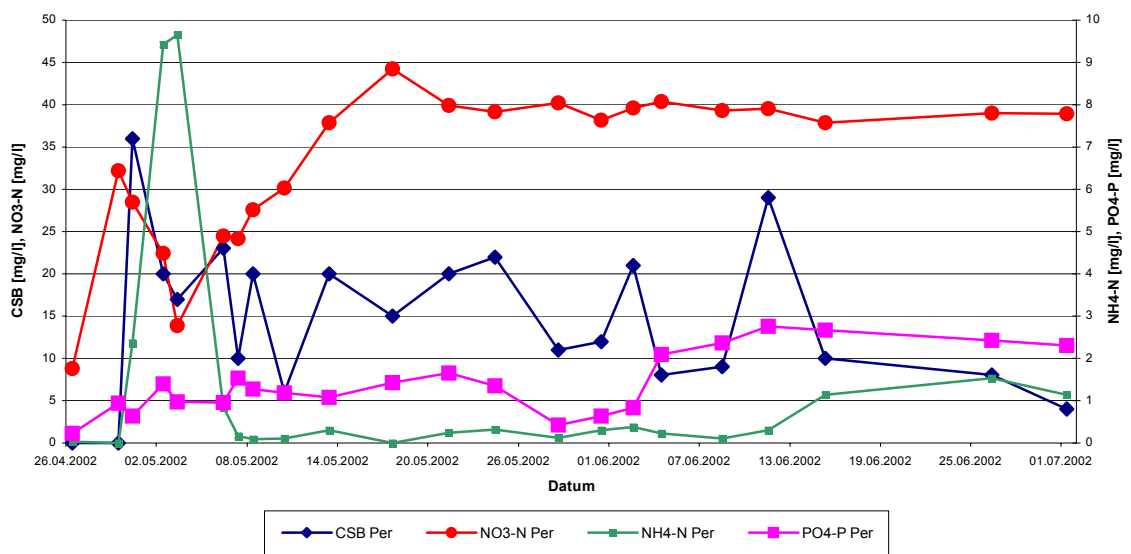


Diagramm 30: Permeat - CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$

Mit dem Anstieg der TS im Nitrifikationsbecken kommt es auch im Permeat zu einem Anstieg des Redox-Potentials. Der Wert des Permeat liegt etwa 20 mV unter dem des Nitrifikationsbeckens.

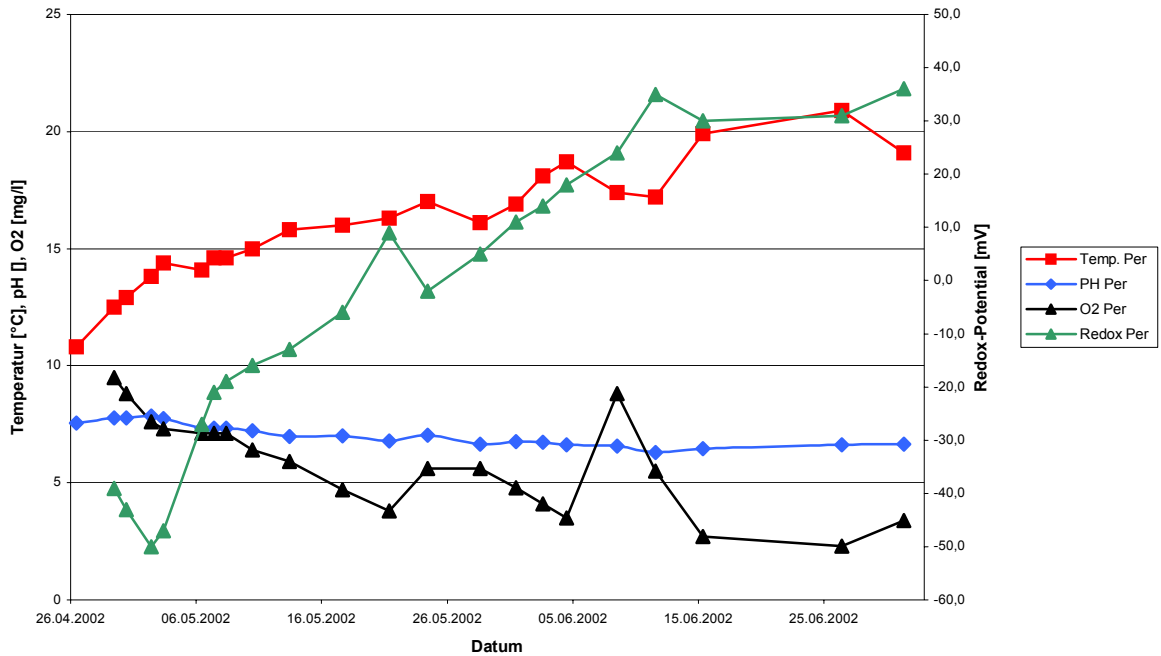


Diagramm 31: Permeat-Temperatur, pH-Wert, O₂, Redox

In Diagramm 31 ist der komplementäre Verlauf von Temperatur und Sauerstoffgehalt deutlich erkennbar. Mit steigender Temperatur sinkt der Sauerstoffsättigungsgrad des Wassers. Die Messdaten Minima, Maxima und Mittelwert der einzelnen Parameter im Permeat sind in der Tabelle 23 angeführt.

	CSB mg/l	NH ₄ -N mg/l	NO ₃ -N mg/l	NO ₂ -N mg/l	PO ₄ -P mg/l
Minimum	4	0,0	8,8	0,0	0,2
Maximum	36	9,7	44,2	2,1	2,8
Mittelwert	16,1	1,4	33,0	0,5	1,4

	Temperatur °C	pH-Wert	Redoxpotential mV	Sauerstoffgehalt g/l
Minimum	10,8	6,30	-50	2,3
Maximum	20,9	7,86	36	9,5
Mittelwert	16,0	7,05	-3,33	5,79

Tabelle 23: Minima, Maxima, Mittelwerte im Permeat

8.6 Berechnung nach ATV 131

8.6.1 Nachrechnung

Der TS-Gehalt im Belebungsbecken ist laut ATV A131:

$$TS_{BB} = t_{TS} * \frac{\dot{U}S_d}{V_{BB}}$$

Im Nitrifikationsbecken ergibt sich die Schlammproduktion aus dem Kohlenstoffabbau und der Phosphorelimination:

$$\dot{U}S_{d,C} = B_{d,BSB} * (0,75 + 0,6 * \frac{X_{TS,ZB}}{C_{BSB,ZB}} - \frac{(1 - 0,2) * 0,17 * 0,75 * t_{TS} * F_T}{1 + 0,17 * t_{TS} * F_T})$$

$$\dot{U}S_{d,P} = \frac{Q_d * (3 * X_{P,BioP} + 5,3 * X_{P,Fäll,Al})}{1000} \text{ [kg/d]}$$

$$F_T = 1,072^{(T-15)}$$

Berechnung des Membranbioreaktors:

Die Berechnung erfolgt mit den gemessenen Werten von TS und $C_{BSB,ZB}$. Die Konzentration des BSB im Zulauf wurde mit der Hälfte der Konzentration des CSB abgeschätzt.

Erforderliches Schlammalter

$$\begin{aligned} t_{TS,MBR} &= 1,45 * 3,4 * 1,103^{(15-20)} \\ t_{TS,MBR} &= 3,02 \end{aligned}$$

Temperaturfaktor

$$\begin{aligned} F_T &= 1,072^{(20-15)} \\ F_T &= 1,4157 \end{aligned}$$

Die gemessene Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe im Zulauf zum Nitrifikationsbecken beträgt 0,19 kg TS/h TS.

Bei einem mittlere Zulauf von 2,83 l/s ergibt das:

$$X_{TS,ZB} = \frac{0,19 * 10^6}{2,83 * 3600} = 18,6 \text{ [mg/l]}$$

Der Wert für B_d in der Berechnung basiert auf der einwohnerspezifischen Fracht lt. ATV A131. Die Tägliche BSB_5 -Fracht der Kläranlage St. Peter ob Judenburg beträgt:

$$B_{d,BSB} = 60 \text{ [g/E*d]} * 1500 \text{ [E]} = 90 \text{ [kg/E*d]}$$

Kohlenstoffelimination

$$\begin{aligned} \ddot{U}_{S,d,C} &= 90 * (0,75 + 0,6 * \frac{18,6}{221/2} - \frac{(1 - 0,2) * 0,17 * 0,75 * 3,02 * 1,4157}{1 + 0,17 * 3,02 * 1,4157}) \\ \ddot{U}_{S,d,C} &= 53,85 \text{ [kg/d]} \end{aligned}$$

Phosphorelimination

$$Q_d = 2,83 \text{ l/s} \equiv 245 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$X_{P,BioP} = 0,005 \text{ bis } 0,007 * C_{CSB,ZB} \text{ gewählt: } 0,005 * 221 = 1,11 \text{ [mg/l]}$$

$$X_{P,F\ddot{a}ll} = C_{P,ZB} - C_{P,AN} - X_{P,BM} - X_{P,BIOP}$$

Mit

$$C_{P,ZB} = 5,3 \text{ mg/l}$$

$$C_{P,AN} = 1,4 \text{ mg/l}$$

$$X_{P,BM} = 0,005 C_{CSB,ZB} = 0,005 * 221 = 1,105 \text{ [mg/l]}$$

Folgt

$$X_{P,F\ddot{a}ll} = 5,3 - 1,4 - 1,105 - 1,11 = 1,685 \text{ [mg/l]}$$

$$\ddot{U}_{S,d,P} = \frac{245 * (3 * 1,11 + 5,3 * 1,685)}{1000} = 3,00 \text{ [kg/d]}$$

Trockensubstanzgehalt:

$$\begin{aligned} TS_{BB} &= 3,02 * \frac{53,85 + 3,00}{35} \\ TS_{BB} &= 4,91 \text{ [kg/m}^3\text{]} \end{aligned}$$

Vergleicht man den errechneten Wert mit dem Diagramm 12, so ist der Wert von 4,81 [kg/m³] nur kurzfristig annähernd erreicht worden. Seit Aktivierung der Rückschlammpumpe sinkt der TS wieder ab und pendelt sich bei 2 [kg/m³] ein.

Auch bei einer Temperatur von 20° ist der Schlammabzug zu hoch eingestellt.

8.6.2 Belüftung

Als Grundlage für die Berechnung der Sauerstoffzufuhr dient die ATV A131. Für die Berechnung des Sauerstoffbedarfs im Nitrifikationsbecken der Kläranlage St. Peter ob Judenburg werden die Abwasserbelastungen vom Zulauf zum Becken herangezogen, um den Abbau im Teich I zu berücksichtigen.

Für die Kohlenstoffelimination wird folgender Ansatz mit dem Koeffizienten von Hartwig verwendet:

$$OV_{d,C} = B_{d,BSB} * \left(0,56 + \frac{0,15 * t_{TS} * F_T}{1 + 0,17 * t_{TS} * F_T} \right) \quad [\text{kgO}_2/\text{d}]$$

$$OV_{d,C} = \frac{90}{2} * \left(0,56 + \frac{0,15 * 3,02 * 1,4157}{1 + 0,17 * 3,02 * 1,4157} \right) = 41,9 \quad [\text{kgO}_2/\text{d}]$$

Für die Nitrifikation wird der Sauerstoffverbrauch mit 4,3 kg O₂ pro kg oxidierten Stickstoffs unter Berücksichtigung des Stoffwechsels der Nitrifikanten angenommen:

$$OV_{d,N} = Q_d * 4,3 * \frac{S_{\text{NO}_3,D} - S_{\text{NO}_3,ZB} + S_{\text{NO}_3,AN}}{1000} \quad [\text{kgO}_2/\text{d}]$$

$$OV_{d,N} = 225 * 4,3 * \frac{0 - 0,24 + 33,0}{1000} = 31,69 \quad [\text{kgO}_2/\text{d}]$$

Der Sauerstoffverbrauch für die Tagesspitze (OV_h) erhält man zu:

$$OV_h = \frac{f_C * (OV_{d,C} - OV_{d,D}) + f_N * OV_{d,N}}{24} \quad [\text{kgO}_2/\text{d}]$$

$$OV_h = \frac{1,35 * (41,9 - 0) + 1 * 31,69}{24} = 3,68 \quad [\text{kgO}_2/\text{d}]$$

$$OV_h = \frac{1 * (41,9 - 0) + 4 * 31,69}{24} = 7,03 \text{ [kgO}_2\text{/d]}$$

Der Stoßfaktor f_C beträgt bei einem Schlammalter von 3,02 Tagen laut Tabellen der ATV A131 1,35. Für die Nitrifikation wird mit einem Stossfaktor von $f_N = 4$ gerechnet. Zum einen wird eine Stossfracht von CSB bereits im Teich I gut abgepuffert. Zum anderen ist die TS im Nitrifikationsbecken gering. Die Biologie kann kurzfristig auftretende Stöße von Stickstoff schwer bewältigen.

erforderliche Sauerstoffzufuhr:

$$\text{erf. } \alpha OC = \frac{C_S}{C_S - C_X} * OV_h \text{ [kgO}_2\text{/h]}$$
$$\text{erf. } \alpha OC = \frac{2}{2 - 0,3} * 7,03 = 5,4 \text{ [kgO}_2\text{/h]}$$

Sauerstofflast:

$$O_B = \frac{\text{erf. } \alpha OC}{B_{R,BSB5}} = \frac{5,4 * 24}{25,2} = 5,14 \text{ kg O}_2\text{/kg BSB}_5$$

8.6.3 Winterbetrieb

Durch die klimatischen Bedingungen im Murtal ist der Winterbetrieb besonders zu betrachten. Das Regelwerk der ATV A131 sieht eine Bemessungstemperatur von 12°C für die Stickstoffelimination vor.

Tiefe Temperaturen bringen 2 wesentliche Probleme mit sich:

- Einfrieren von Anlagenteilen

- Zusammenbruch der Biologie

Die Abkühlung wird durch Windeinwirkung verstärkt. Durch die große Oberfläche von Teichen kommt es zu einer schnellen Wärmeabgabe.

Wichtig ist das Aufrechterhalten der Biologie in den kalten Monaten. Dadurch ist eine neuerliche schnelle Anreicherung der Bakterienkultur bei steigenden Temperaturen gesichert.

Die Wassertemperatur im Zulauf zur Kläranlage liegt im Winter nur bei 11°C. Die Streusiedlungen bedingen ein langes Rohrleitungsnetz und dadurch niedrige Temperaturen im Zulauf der Kläranlage. Besonders durch die große Teichoberfläche kommt es im Winter zu starker Abkühlung. Schneefall und Wind verstärken den Effekt. In den letzten Jahren ist es im Teich I immer wieder zur Bildung einer Eisfläche gekommen.

Die Messungen der letzten Jahre ergaben ein Temperaturminimum von 9°C im Teich I und 5°C im Nitrifikationsbecken. Diese Werte werden als Grundlage für die weitere Berechnung herangezogen.

Das Schlammalter ist in der ATV A131 festgelegt mit:

$$t_{TS,aerob,Bem} = SF * 3,4 * 1,103^{(15-T)}$$

Für den Temperaturbereich von 6 – 14°C nach Gujer [Novak, O.]:

$$t_{TS,aerob,Bem} = SF * (3,45 * 1,6) * 1,116^{(10-T)}$$

Zur Berechnung wird das Nitrifikationsbecken getrennt behandelt. Ablaufwerte aus Teich I sind die Zulaufwerte für die Kalkulation des Nitrifikationsbeckens.

Berechnung Nitrifikationsbecken:

$$t_{TS,aerob,Bem} = 1,45 * (3,45 * 1,6) * 1,116^{(10-5)} = 13,86 \text{ d}$$

Das Schlammalter ist im Winter ca. viermal höher als im Sommer.

Mit den gegebenen Daten Schlammalter und den festgelegten Dimensionen vom Nitrifikationsbecken wird der Überschussschlamm (ÜS) und anschließend die Trockensubstanz (TS) berechnet.

Die gemessenen Werte aus dem Sommerbetrieb für CSB-Konzentration und TS-Konzentration dienen als Eingangswerte der Berechnung für den Winter. Nimmt man die Belastung als Grundlage, so ergibt sich ein ÜS von:

Kohlenstoffelimination:

$$\ddot{U}_{S,d,C} = B_{d,BSB} * (0,75 + 0,6 * \frac{X_{TS,ZB}}{C_{BSB,ZB}} - \frac{(1 - 0,2) * 0,17 * 0,75 * t_{TS} * F_T}{1 + 0,17 * t_{TS} * F_T})$$

$$\ddot{U}_{S,d,C} = 90 * (0,75 + 0,6 * \frac{18,6}{221/2} - \frac{(1 - 0,2) * 0,17 * 0,75 * 13,86 * 0,499}{1 + 0,17 * 13,86 * 0,499})$$

$$\ddot{U}_{S_{d,C}} = 47,41 \text{ [kg/d]}$$

Mit:

$$F_T = 1,072^{(T-15)}$$

$$F_T = 1,072^{(5-15)} = 0,499$$

Phosphorelimination:

$$\ddot{U}_{S_{d,P}} = \frac{Q_d * (3 * X_{P,BioP} + 5,3 * X_{P,F\ddot{a}ll,Al})}{1000} \text{ [kg/d]}$$

$$Q_d = 2,83 \text{ l/s} \equiv 245 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$X_{P,BioP} = 0,01 \text{ bis } 0,015 * C_{BSB,ZB} \text{ bzw. } 0,005 \text{ bis } 0,007 * C_{CSB,ZB}$$

gewählt: $0,007 * 221 = 1,55 \text{ [mg/l]}$

$$X_{P,F\ddot{a}ll} = C_{P,ZB} - C_{P,AN} - X_{P,BM} - X_{P,BIOP}$$

Mit

$$C_{P,ZB} = 5,3 \text{ mg/l}$$

$$C_{P,AN} = 1,4 \text{ mg/l}$$

$$X_{P,BM} = 0,01 C_{BSB,ZB} \text{ bzw. } 0,005 C_{CSB,ZB}$$

gewählt: $0,005 * 221 = 1,105 \text{ [mg/l]}$

Folgt

$$X_{P,F\ddot{a}ll} = 5,3 - 1,4 - 1,105 - 1,55 = 1,245 \text{ [mg/l]}$$

$$\ddot{U}_{S_{d,P}} = \frac{245 * (3 * 1,55 + 5,3 * 1,245)}{1000} = 2,76 \text{ [kg/d]}$$

Gesamtelimination:

$$\ddot{U}_{S_d} = \ddot{U}_{S_{d,C}} + \ddot{U}_{S_{d,P}} = 47,41 + 2,76 = 50,17 \text{ [kg/d]}$$

Nimmt man den Überschussschlamm und das Beckenvolumen als Eingangswerte, so berechnet sich die Trockensubstanz zu:

Berechnung Trockensubstanz:

$$TS_{BB} = \frac{50,17 * 13,86}{76} = 9,15 \text{ [kg/m}^3\text{]}$$

Die theoretisch errechnete Trockensubstanz im Nitrifikationsbecken von 9,15 kg/m³ kann durch entsprechende Regelung des Schlammabzuges erreicht werden. Es stellt sich die Frage, ob die Hohlfasermembran der Firma Mitsubishi mit diesem TS im MBR gefahren werden kann.

Andere Membrananlagen laufen derzeit mit einem TS von 10 - 15 kg/m³.

9 Erkenntnisse

9.1 Teich I

Der Umbau der Teichkläranlage in eine kombinierte Anlage mit Membraneinsatz wurde unter dem Kriterium vollzogen, die bestehenden Becken zu integrieren. Dadurch sind jedoch die Dimensionen vorgegeben, die mit den Regelwerken der ATV-DVWK nicht mehr konform gehen.

Um die biologischen Prozesse in das Nitrifikationsbecken zu verlagern, ist die Belüftung auf einen Wert von 0,1 mg/l eingestellt.

Die Hauptaufgabe liegt nunmehr in der Pufferung. Die Durchflusszeit von 15,9 d bei Trockenwetter bewirkt eine Vergleichmäßigung der Frachtspitzen im Zulauf.

Weiters dient der Teich I als Absetzteich.

Die Abbaueffizienz von Teich I ist sehr gering. Während die Reduktion des CSB (hauptsächlich Absetzvorgänge) noch bei 35% liegt, ist er bei Ammonium und Phosphat nicht gegeben. Es kommt teilweise zu Hydrolyseprozessen.

9.2 Winterbetrieb

Durch die tiefen Wassertemperaturen im Winter gibt es Probleme für die Biologie. Die Nitrosomonas und Nitrobacter sind nur bis zu einer Temperatur von ca. 6° aktiv. Darunter kann keine Nitrifikation mehr erzielt werden. Die Regelblätter der ATV schreiben bei einer Wassertemperatur unter 10°C keine Nitrifikation mehr vor. Bei Temperaturanstieg im Frühjahr kommt es jedoch zu einer Verzögerung des Stickstoffabbaus um 3 bis 4 Wochen. In dieser Zeit ist die gesetzliche Einhaltung bereits gefordert. Aus diesem Grund ist eine Aufrechterhaltung der Biologie auch im Winter anzustreben.

Eine Temperatursteigerung bewirkt im Winter bei der angesprochenen Temperatur von 6°C eine überproportionale Steigerung der Trockensubstanz (Wachstumsrate steigt auch entsprechend). Das bedeutet, dass ab einer gewissen Temperatur die Nitrifikation im Winter gesichert abläuft.

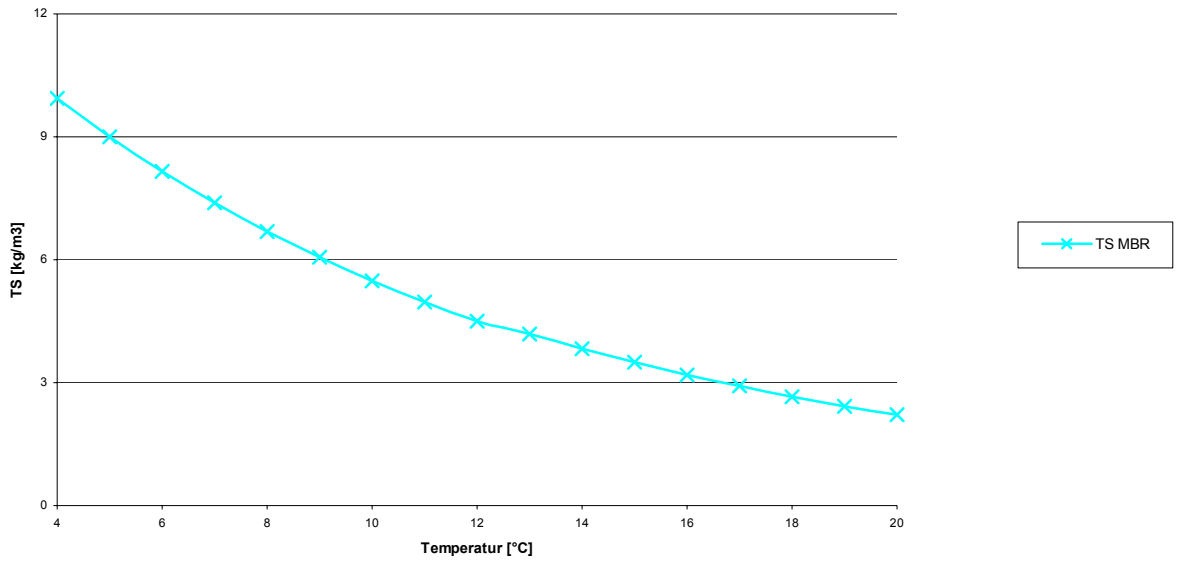


Diagramm 32: MBR – TS

Bei einem Wert von 4 mg/l TS wurde eine Berechnung der theoretische Nitrifikationsbeckengröße durchgeführt und im Diagramm 33 grafisch dargestellt.

Bei sommerlichen Wassertemperaturen über 10°C ist das Becken ausreichend dimensioniert.

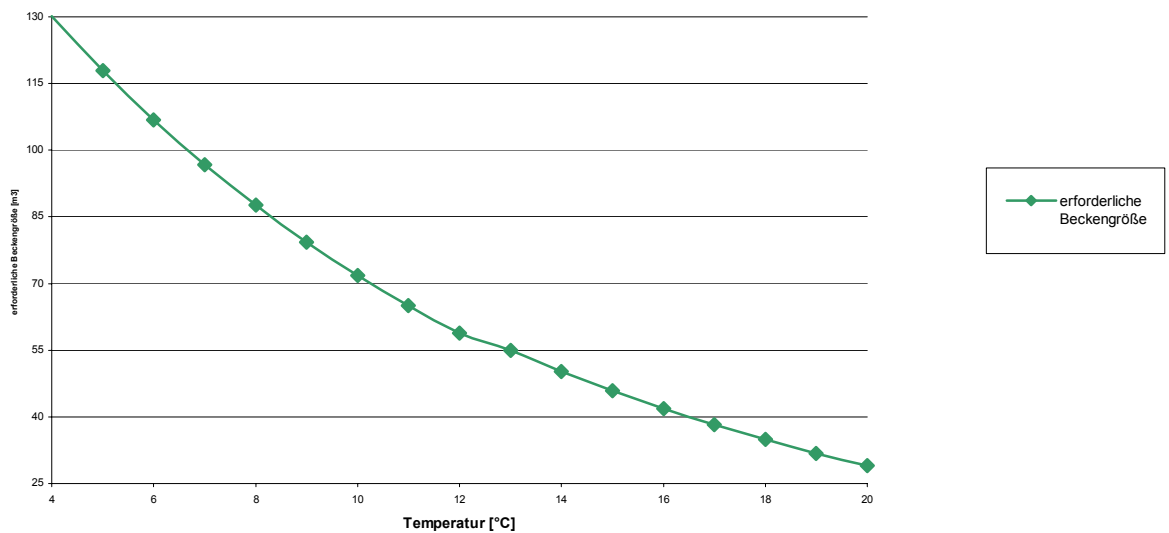


Diagramm 33: erforderliche Beckengröße bei TS_{BB} 4 kg/m³

Im Zuge einer Projektarbeit wurde an der Montanuniversität Leoben eine mathematische Berechnung angestellt. Dabei war die Oberfläche von Teich I der Kläranlage St. Peter ob Judenburg vorgegeben. Es wurde der Temperaturverlauf innerhalb von 3 Tagen bei einer Außentemperatur von -20°C und einer Windgeschwindigkeit von 5 m/s berechnet.

Die Ausgangstemperatur betrug dabei $+7^{\circ}\text{C}$ [Mihaylova, E. et. al.].

Das Ergebnis ist eine lineare Temperaturabnahme auf ca. -1°C am dritten Tag. Durch die laufende Durchmischung auf Grund der Lufteinbringung kann aber ein Zufrieren verhindert werden. Es besteht die Möglichkeit, dass der Teich I im Absetzbereich zufriert.

Eine Möglichkeit, die Abkühlung im Teich I zu verzögern, ist durch Abdeckung des Teiches erreichbar.

Die Berechnung erfolgt bei gleicher Ausgangsbedingung wie unter 6.3.1 mit einer 5 cm dicken Polystyrolplatte von $\lambda=0,036\text{ W/mK}$.

Nach drei Tagen ist eine Abkühlung von 7 auf 6°C gegeben. Dieses Ergebnis zeigt, dass eine volle Abdeckung des Teiches während der Wintermonate sinnvoll erscheint.

Folgende Probleme können auftreten:

- Optik: Die Platten werden durch Algenbewuchs optisch beeinträchtigt.
- Platz: Während der Sommermonate müssen die Platten verwahrt werden.
- Befestigung: Die Platten müssen gegenseitig und zum Teichrand hin befestigt werden, um ein Übereinanderschieben durch Wind und Wellen zu unterbinden.

9.3 Bauliche Adaptierung

Eine Möglichkeit besteht, Abwasser als Bypass direkt in das Nitrifikationsbecken leiten. Ein Problem ist der Wegfall der Pufferwirkung von Teich I. Fährt man die Anlage mit Teich I als Fangbecken (Bypass) im Nebenschluss, so besteht die Möglichkeit einer Pufferwirkung.

Der Vorteil besteht, dass nur über den maximal möglichen Durchfluss der Membrane anfallende Menge in den Teich I geleitet werden muss. Es kühlt dadurch nur ein geringer Teil der Gesamtzulaufmenge auf die Temperatur des Teiches I ab.

Der Umbau ist einfach und kostengünstig durchführbar. Es kann damit der Winter- bzw. Sommerbetrieb geregelt werden.

10 Zusammenfassung und Ausblick

Die Kläranlage St. Peter ob Judenburg wurde 1988 als Teichkläranlage ausgeführt. Trotz eines Umbaus im Jahre 1991 war die Anlage nicht in der Lage, die in der 1. Abwasseremissionsverordnung geforderten Grenzwerte von Ammonium, CSB und Phosphat einzuhalten. Erfahrungswerte der letzten Jahrzehnte haben gezeigt, dass der Betrieb von Teichkläranlagen bei den in Österreich gegebenen klimatischen Bedingungen problematisch ist. Durch die großen Teichoberflächen kommt es zu einem Wärmeverlust. Die Nitrifikation sinkt auf null, die Teiche frieren teilweise zu.

Auf der Teichkläranlage St. Peter ob Judenburg wurde nun versucht, eine Modifizierung der Anlage vorzunehmen. Durch eine Trennwand wurde der Teich I in einen Belebungsbereich mit einer einfachen Injektorbelüftung und einem Absetzbereich untergliedert, um die Biomasse in Schwebelage zu halten.

In den bestehenden Nitrifikationsbecken wurden Membranmodule der Firma Mitsubishi installiert. Diese sollen für eine konstante Filtrierung des Abwassers sorgen und die Mikroorganismen im System halten.

Die im Teich I installierte Injektorbelüftung bewirkt eine ausreichende Belüftung und Umwälzung des Teiches. Um Energie zu sparen und die Nitrifikation in das Nitrifikationsbecken zu verlagern ist die Belüftung zeitgeregelt eingestellt, mit einem O₂-Gehalt von 0,1 mg/l. Bei diesem Betrieb dient der Teich I hauptsächlich als Absetzteich. Durch eine einfache Konstruktion wird der Belebtschlamm mittels Räumerschlepp zu den Absaugstellen geführt. Trotz Verwendung von Injektorbelüftern kam es zu keiner ausreichenden Ausbildung von Biomasse in Schwebelage.

Dieses Problem hat jedoch durch die Installierung der Mikrofiltration keine negative Auswirkung auf die Wasserqualität im Ablauf.

Die Membranmodule im Nitrifikationsbecken arbeiten im Untersuchungszeitraum von April bis Juni ohne Probleme.

Die Grenzwerte lt. 1. AEV werden im Ablauf eingehalten. Der CSB liegt im Ablauf bei 20 mg/l mit einem Abbaugrad von über 95 %, der Ammoniumstickstoff bei 98 %. Die Elimination des Phosphors kann durch ausreichende Fällungsmittelzugabe erreicht werden. Die Membrananlage garantiert eine konstante Abwasserfiltration mit guter Qualität im Permeat der Anlage.

Ohne weitere bauliche Maßnahmen ist der Winterbetrieb nicht sichergestellt, da bei diesen tiefen Temperaturen die Bakterien nicht mehr aktiv sind. Die in der Arbeit diskutierten Möglichkeiten, mittels Abdeckung oder Bypass die Abwassertemperatur zu erhöhen stellt eine Möglichkeit des Winterbetriebs dar.

Die in der Anlage St. Peter ob Judenburg eingesetzte Membrantechnik ist ein vielversprechender Schritt zur Abwasserqualitätssteigerung im Ablauf einer Kläranlage. Vor allem bei kleinem Vorfluter oder Gebieten mit besonderen Umweltauflagen ist diese Technik den konventionellen Anlagen überlegen.

Ob sich die Membrantechnik durchsetzen wird hängt vor allem von den Investmentkosten und den Betriebskosten der Module ab.

11 Literatur

- Bräutigam H.J. Phosphorfällung bei gleichzeitiger Nitrifikation – zur Bedeutung der Säuremittelkapazität bei der Fällungsmittelauswahl
Fachseminar Nr. 76, Technische Universität München 1987
- Carpentier, J. et. al. Oxidation-Reduction Potential Regulation: A way to optimize Pollution Remuval and Energy, Savings in the Load Activated Sludge Process.
Prog. Wat. Tech., Vol 19, 1987
- Emde, W.v.d. Nitrifikation-Denitrifikation
Fortbildungskurs des ÖWWV Wiener Mitteilungen Band 69, Wien 1987
- Falbe, J. et. al. Römpp Chemie Lexikon
Georg Thieme Verlag, Stuttgart 1993
- Franz, A. Bemessung und Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung,
Chemische und Mikrobiologische Grundlagen der Stickstoff- und Phosphorentfernung,
ÖWAV-Seminar Wiener Mitteilungen Band 110, Wien 1993
- Hamann, K. Die Chemie der Kunststoffe
Walter de Gruyter Verlag, Berlin 1977
- Hartinger, G. Handbuch der Abwasser und Recyclingtechnik 2. Auflage
Hanser Verlag 1993
- Hye-Hyeburg, T. M. Ertüchtigung einer Teichkläranlage durch den Einsatz von innovativen Membranverfahren und Belüftungs- und Mischungsstrategien.
Diplomarbeit, Montanuniversität Leoben 2001
- Köhler G.K. Stand der Fällung und Flockung
Fachseminar Nr. 76, Technische Universität München 1987
- Kroiss, H. Bemessung und Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung.
ÖWAV-Seminar Wiener Mitteilungen Band 110, Wien 1993
- Kroiss, H. Fortbildungskurs Biologische Abwasserreinigung
Fortbildungskurs des ÖWWV Wiener Mitteilungen Band 81,
Wien 1989
- Matsché, N. Mikrobiologie beim Belebungsverfahren

Literatur

Membraneinsatz auf der Teichkläranlage St. Peter ob Judenburg

- Fortbildungskurs Biologische Abwasserreinigung
Fortbildungskurs des ÖWWV Wiener Mitteilungen Band 81,
Wien 1989
- Mihaylova, E. et. al. Projektarbeit Industrieller Umweltschutz, Studienarbeit über
Membranverfahren in der Abwasseraufbereitung
Studienarbeit, Montanuniversität Leoben 2002
- Mortimer, C. E. Das Basiswissen der Chemie 6. überarbeitete Auflage.
New York: Georg Thieme Verlag Stuttgart 1996
- Novak, O. und Svardal, K. Fortbildungskurs Biologische Abwasserreinigung
Nitrifikation und Denitrifikation
Fortbildungskurs des ÖWWV Wiener Mitteilungen Band 81,
Wien 1989
- Simmler, M. Der Einsatz von Ultrafiltration und Injektorbelüftung in
Teichkläranlagen.
Diplomarbeit, Montanuniversität Leoben 2000
- Rautenbacher, R. Membranverfahren
Vorlesungsskriptum, RWTH Aachen, Aachen 1994
- Riedel, E. Anorganische Chemie 4. Auflage
New York: de Gruyter Verlag Berlin 1999
- WPCF Water Pollution Control Federation: „Nutrient Control“ – Manual of
Practice No. FC-7, Washington D.C 1983

12 Verzeichnis

12.1 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: pH-Wert in Abhängigkeit von der Säurekapazität bei unterschiedlicher Sauerstoffausnutzung [Krois, H. Band 81]	9
Abbildung 2: Übersichtsplan Kläranlage St.Peter ob Judenburg	22
Abbildung 3: Spiralsieb	29
Abbildung 4: Umbau Teich I	30
Abbildung 5: Injektorinstallation in Teich I	31
Abbildung 6: Nitrifikationsbecken mir Stahlkonstruktion für Membranmodule	32
Abbildung 7: Membranmodule im Reinwasser	39

12.2 Diagrammverzeichnis

Diagramm 1: NH ₄ -N Ganglinie 1996	27
Diagramm 2: Temperaturganglinie 1996	28
Diagramm 3: Fällungsmittelversuch	44
Diagramm 4: Ablauf Teich I und Permeat - Redoxpotential	47
Diagramm 5: Zulauf - Temperatur, Leitfähigkeit, Niveau	48
Diagramm 6: Leitfähigkeit	48
Diagramm 7: Teich I – pH-Verlauf	49
Diagramm 8: MBR - pH Verlauf	50
Diagramm 9: Temperaturganglinien	51
Diagramm 10: Teich I - TS	52
Diagramm 11: Teich I – Sauerstoffgehalt	52
Diagramm 12: MBR - TS, Abbaugrad CSB und NH ₄ -N	53
Diagramm 13: CSB - Bilanz	54
Diagramm 14: NH ₄ -N - Ganglinie	54
Diagramm 15: NH ₄ -N Abbaugrad	55
Diagramm 16: NO ₂ -N – Ganglinie	55
Diagramm 17: PO ₄ -P Ganglinie	56
Diagramm 18: PO ₄ -P Ablaufganglinie	56
Diagramm 19: Nitrifikationsbecken – Filterversuch	57
Diagramm 20: Nitrifikationsbecken - Filterversuch	58
Diagramm 21: Nitrifikationsbecken - Filtergeschwindigkeit, Schlammvolumen	59
Diagramm 22: Zulauf-Wochentag, 1. Juli 2002	60
Diagramm 23: Zulauf-Wochenende, 15 Juni 2002	61
Diagramm 24: Teich I - Sauerstoffgehalt	62
Diagramm 25: Teich I – Sauerstoffgehalt, TS, Temperatur	62
Diagramm 26: Ablauf-Teich I - CSB, NH ₄ -N, NO ₃ -N, PO ₄ -P	63

Diagramm 27: Ablauf Teich I - Temperatur, O ₂ -Gehalt	64
Diagramm 28: MBR - Temperatur, pH-Wert, O ₂ , TS, Redox.....	65
Diagramm 29: Permeat - NH ₄ -N, NO ₃ N, PO ₄ -P	65
Diagramm 30: Permeat - CSB, NH ₄ -N, NO ₃ -N, PO ₄ -P	66
Diagramm 31: Permeat-Temperatur, pH-Wert, O ₂ , Redox	67
Diagramm 32: MBR – TS.....	76
Diagramm 33: erforderliche Beckengröße bei TS _{BB} 4 kg/m ³	76

12.3 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Emissionsbegrenzung	4
Tabelle 2: Größenklassen	4
Tabelle 3: Mindestwirkungsgrad	5
Tabelle 4: Wachstumsrate der Nitrifikanten.....	11
Tabelle 5: Parameter Kuvettentest.....	13
Tabelle 6: Einwohnergleichwerte	21
Tabelle 7: Abmessung der bestehenden Abwasserteiche	24
Tabelle 8: Abmessungen des Nachklär- und Schönungsteiches.....	26
Tabelle 9: Spezifikation der Membranfasern	33
Tabelle 10: Technische Daten des Membranmoduls.....	34
Tabelle 11: Grundlagen der Messung.....	34
Tabelle 12: Belastungswerte der Faser	35
Tabelle 13: Eckdaten der Membrananlage	36
Tabelle 14: Durchflussmessung [m ³ /h] – Kalibrierung	39
Tabelle 15: Permeatabsaugung – Zyklusmessung 23.4.2002.....	40
Tabelle 16: Steuerung der Mikrofiltrationsanlage mittels LSA (level switch alarm)	42
Tabelle 17: Daten des Flockungsmittel	43
Tabelle 18: Werte für Säurekapazität Teich I.....	50
Tabelle 19: Werte für Säurekapazität Nitrifikationsbecken	51
Tabelle 20: Zulaufmenge, Fracht und Konzentration.....	61
Tabelle 21: Minima, Maxima, Mittelwerte im Ablauf Teich I.....	64
Tabelle 22: Minima, Maxima und Mittelwerte im Nitrifikationsbecken	66
Tabelle 23: Minima, Maxima, Mittelwerte im Permeat	67

13 Anhang

	Zulauf				
Datum	Aussen- temp.	Temp. Zu mittel	O₂ Zu mg/l	PH Zu	Redox Zu mV
25.03.2002 08:00	-4,0	7,6	5,9	7,92	-49,0
27.03.2002 08:45	-5,0	8,6	5,9	7,56	-74,0
07.04.2002 08:45	2,0	9,3	5,6	8,66	-87,0
25.04.2002 10:30					
26.04.2002 10:30	11,0	9,0	7,2	8,69	-84,0
29.04.2002 11:15	15,0	9,6	5,7	8,57	-84,0
30.04.2002 10:00	12,0	9,5	6,2	8,36	-72,0
02.05.2002 10:30	18,0	9,9	5,8	8,17	-62,0
03.05.2002 09:15	16,0	9,7	5,8	7,68	-39,0
06.05.2002 10:30	15,0	10,5	5,4	8,12	-70,0
07.05.2002 09:45	13,0	10,4	5,7	7,92	-56,0
08.05.2002 09:45	15,0	10,2	5,8	8,08	-61,0
10.05.2002 11:20	18,0	10,4	5,5	8,05	-54,0
13.05.2002 10:30	18,0	11,1	5,1	8,19	-66,0
17.05.2002 16:00	17,0	11,0	4,8	8,20	-63,0
21.05.2002 09:30	17,0	11,2	4,2	7,99	-55,0
24.05.2002 10:30	19,0	11,6	5,4	7,92	-48,0
28.05.2002 15:15	11,0	11,9	5,1	8,09	-68,0
31.05.2002 11:30	21,0	12,3	4,7	7,98	-56,0
02.06.2002 14:30	23,0	12,7	4,9	8,24	-67,0
04.06.2002 12:00	23,0	12,1	7,7	7,82	-45,0
08.06.2002 12:30	22,0	13,5	5,7	7,95	-57,0
11.06.2002 14:00	21,0	12,8	7,0	8,17	-66,0
15.06.2002 08:45	21,0	14,3	4,7	8,29	-71,0
26.06.2002 10:00	26,0	14,8	5,8	8,12	-51,0
01.07.2002 08:45	15,0	14,7	7,2	8,43	-73,0
Mittel		11,1	5,7	8,13	-63,1
Max		14,8	7,7	8,69	-39,0
Min		7,6	4,2	7,56	-87,0

Anhang
Membraneinsatz auf der Teichkläranlage St. Peter ob Judenburg

	Zulauf			
Datum	NH₄-N Zu	NO₃-N Zu	NO₂-N Zu	PO₄-P Zu
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
25.03.2002 08:00	32,30			6,50
27.03.2002 08:45	21,40			5,95
07.04.2002 08:45	42,50			8,50
25.04.2002 10:30	35,60			
26.04.2002 10:30	27,40	0,61	0,275	24,10
29.04.2002 11:15	27,65	0,47	0,203	22,60
30.04.2002 10:00	29,05	0,45	0,243	35,10
02.05.2002 10:30	26,10	0,19	0,218	3,90
03.05.2002 09:15	33,20	1,76	0,244	4,30
06.05.2002 10:30	28,60	0,63	0,213	5,70
07.05.2002 09:45	44,20	0,35	0,240	3,70
08.05.2002 09:45	44,20	0,35	0,240	5,62
10.05.2002 11:20	30,60	0,31	0,208	7,20
13.05.2002 10:30	38,40	0,30	0,239	11,10
17.05.2002 16:00	33,60	0,42	0,270	7,12
21.05.2002 09:30	44,90	0,42	0,225	6,90
24.05.2002 10:30	30,00	0,16	0,102	5,20
28.05.2002 15:15	23,00	0,00	0,127	5,85
31.05.2002 11:30	29,80	0,34	0,179	6,68
02.06.2002 14:30	40,00	0,02	0,066	5,18
04.06.2002 12:00	24,45	0,24	0,182	3,60
08.06.2002 12:30	27,15	0,17	0,125	4,40
11.06.2002 14:00	28,50	0,01	0,149	4,10
15.06.2002 08:45	42,85	0,42	0,101	7,50
26.06.2002 10:00	32,05	0,17	0,065	5,48
01.07.2002 08:45	36,85	0,21	0,107	4,87
Mittel	32,87	0,4	0,2	8,4
Max	44,9	1,8	0,3	35,1
Min	21,4	0,0	0,1	3,6

Ablauf Teich I				
Datum	Temp. Ab	pH Ab	Redox Ab	O₂ Ab
	mittel		mV	mg/l
25.03.2002 08:00	8,0	6,98	-16,0	2,4
27.03.2002 08:45	7,9	7,20	-13,0	2,1
07.04.2002 08:45	9,8	7,13	-18,0	1,7
25.04.2002 10:30	13,9	7,25	-21,0	2,0
26.04.2002 10:30	12,7	6,45	-18,0	2,3
29.04.2002 11:15	13,2	9,32	-19,0	2,1
30.04.2002 10:00	13,1	8,17	-17,0	1,9
02.05.2002 10:30	14,0	7,29	-24,0	1,5
03.05.2002 09:15	14,3	7,18	-18,0	1,9
06.05.2002 10:30	13,7	7,21	-13,0	1,9
07.05.2002 09:45	13,8	7,35	-19,0	1,5
08.05.2002 09:45	14,0	7,25	-20,0	1,5
10.05.2002 11:20	14,4	7,28	-21,0	1,5
13.05.2002 10:30	15,0	7,28	-18,0	1,0
17.05.2002 16:00	15,0	7,20	-17,0	1,1
21.05.2002 09:30	15,2	7,17	-15,0	1,2
24.05.2002 10:30	16,2	7,24	-18,0	1,9
28.05.2002 15:15	15,4	7,28	-18,0	0,5
31.05.2002 11:30	16,6	7,19	-16,0	0,0
02.06.2002 14:30	18,2	7,22	-16,0	0,1
04.06.2002 12:00	17,9	7,26	-17,0	0,2
08.06.2002 12:30	17,0	7,20	-15,0	0,2
11.06.2002 14:00	16,7	7,22	-17,0	0,2
15.06.2002 08:45	18,9	7,38	-13,0	0,2
26.06.2002 10:00	20,1	7,49	-21,0	0,2
01.07.2002 08:45	18,7	7,49	-20,0	0,6
Mittel	14,8	7,3	-17,6	1,2
Max	20,1	9,3	-13,0	2,4
Min	7,9	6,5	-24,0	0,0

Anhang
Membraneinsatz auf der Teichkläranlage St. Peter ob Judenburg

Ablauf Teich I					
Datum	CSB Ab	NH₄-N Ab	NO₃-N Ab	NO₂-N Ab	PO₄-P Ab
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
					Ptot
25.03.2002 08:00	680	49,60	0,14	0,113	7,10
27.03.2002 08:45	333	39,50	0,12	0,107	4,84
07.04.2002 08:45	98	17,70	0,22	0,425	7,45
25.04.2002 10:30	56	4,40	25,85	0,336	4,80
26.04.2002 10:30	25	0,79	27,15	0,237	10,45
29.04.2002 11:15	49	0,10	26,45	0,772	4,35
30.04.2002 10:00	62	7,93	15,48	6,090	2,00
02.05.2002 10:30	58	2,72	1,45	6,140	4,40
03.05.2002 09:15	61	21,30	0,99	4,010	4,50
06.05.2002 10:30	56	25,75	1,26	0,120	4,90
07.05.2002 09:45	200	27,00	0,10	0,095	6,15
08.05.2002 09:45	227	28,50	0,22	0,085	3,59
10.05.2002 11:20	281	30,05	0,04	0,082	5,95
13.05.2002 10:30	296	33,90	0,15	0,095	8,17
17.05.2002 16:00	291	25,40	0,12	0,080	6,07
21.05.2002 09:30	280	37,10	0,00	0,102	5,55
24.05.2002 10:30	96	35,10	0,00	0,018	4,40
28.05.2002 15:15	135	34,60	0,00	0,026	4,85
31.05.2002 11:30	155	34,35	0,00	0,013	5,47
02.06.2002 14:30	85	33,50	0,00	0,016	4,21
04.06.2002 12:00	115	34,70	0,00	0,013	4,20
08.06.2002 12:30	260	32,75	0,00	0,024	4,40
11.06.2002 14:00	275	32,95	0,17	0,019	3,95
15.06.2002 08:45	225	34,25	0,00	0,022	5,95
26.06.2002 10:00	215	33,65	0,08	0,019	5,73
01.07.2002 08:45	400	32,69	0,05	0,119	5,63
Mittel	168,2	26,8	0,2	0,7	5,3
Max	400,0	49,6	27,2	6,1	10,5
Min	25,0	0,1	0,0	0,0	2,0

Anhang
Membraneinsatz auf der Teichkläranlage St. Peter ob Judenburg

	Permeat			
Datum	Temp. Per	PH Per	Redox Per	O₂ Per
	mittel		mV	mg/l
25.03.2002 08:00				
27.03.2002 08:45				
07.04.2002 08:45				
25.04.2002 10:30				
26.04.2002 10:30	10,8	7,6		
29.04.2002 11:15	12,5	7,8	-39,0	9,5
30.04.2002 10:00	12,9	7,8	-43,0	8,8
02.05.2002 10:30	13,8	7,9	-50,0	7,6
03.05.2002 09:15	14,4	7,8	-47,0	7,3
06.05.2002 10:30	14,1	7,3	-27,0	7,1
07.05.2002 09:45	14,6	7,3	-21,0	7,1
08.05.2002 09:45	14,6	7,3	-19,0	7,1
10.05.2002 11:20	15,0	7,2	-16,0	6,4
13.05.2002 10:30	15,8	7,0	-13,0	5,9
17.05.2002 16:00	16,0	7,0	-6,0	4,7
21.05.2002 09:30	16,3	6,8	9,0	3,8
24.05.2002 10:30	17,0	7,0	-2,0	5,6
28.05.2002 15:15	16,1	6,7	5,0	5,6
31.05.2002 11:30	16,9	6,8	11,0	4,8
02.06.2002 14:30	18,1	6,7	14,0	4,1
04.06.2002 12:00	18,7	6,6	18,0	3,5
08.06.2002 12:30	17,4	6,6	24,0	8,8
11.06.2002 14:00	17,2	6,3	35,0	5,5
15.06.2002 08:45	19,9	6,5	30,0	2,7
26.06.2002 10:00	20,9	6,6	31,0	2,3
01.07.2002 08:45	19,1	6,7	36,0	3,4
Mittel	16,1	7,0	-1,7	5,7
Max	20,9	7,9	36,0	9,5
Min	10,8	6,3	-50,0	2,3

Anhang
Membraneinsatz auf der Teichkläranlage St. Peter ob Judenburg

	Permeat				
Datum	CSB Per	NH₄-N Per	NO₃-N Per	NO₂-N Per	PO₄-P Per
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
25.03.2002 08:00					
27.03.2002 08:45					
07.04.2002 08:45					
25.04.2002 10:30					
26.04.2002 10:30	---	0,03	8,81	0,032	0,23
29.04.2002 11:15	---	---	32,19	1,197	0,94
30.04.2002 10:00	36	2,36	28,51	2,090	0,64
02.05.2002 10:30	20	9,43	22,40	1,540	1,40
03.05.2002 09:15	17	9,65	13,85	0,890	0,97
06.05.2002 10:30	23	0,85	24,45	0,540	0,96
07.05.2002 09:45	10	0,17	24,20	0,390	1,53
08.05.2002 09:45	20	0,09	27,55	0,205	1,28
10.05.2002 11:20	6	0,10	30,15	0,173	1,18
13.05.2002 10:30	20	0,30	37,85	0,276	1,07
17.05.2002 16:00	15	0,00	44,22	0,150	1,43
21.05.2002 09:30	20	0,24	39,95	0,260	1,65
24.05.2002 10:30	22	0,32	39,15	0,182	1,35
28.05.2002 15:15	11	0,12	40,25	0,316	0,42
31.05.2002 11:30	12	0,30	38,20	0,272	0,64
02.06.2002 14:30	21	0,38	39,65	0,209	0,84
04.06.2002 12:00	8	0,22	40,40	0,228	2,09
08.06.2002 12:30	9	0,11	39,30	0,110	2,37
11.06.2002 14:00	29	0,31	39,55	0,195	2,76
15.06.2002 08:45	10	1,14	37,90	0,303	2,66
26.06.2002 10:00	8	1,53	39,05	0,267	2,43
01.07.2002 08:45	4	1,13	38,95	0,099	2,31
Mittel	16,0	1,3	33,3	0,5	1,4
Max	36,0	9,7	44,2	2,1	2,8
Min	4,0	0,0	8,8	0,0	0,2