

Anpassung der Verbandskläranlage Achentäl - Inntal – Zillertal durch separate Trübwasserbehandlung

Bernhard Wett (1) & Josef Dengg (2)

(1) Institut für Umwelttechnik, Universität Innsbruck

(2) AIZ-Abwasserverband, Geschäftsführer-Stlv., Strass i. Z.

1. Einleitung und Veranlassung

Die ARA Strass – die zentrale Abwasserreinigungsanlage des Abwasserverbandes Achentäl-Inntal-Zillertal – wurde in den Jahren 1985/86 als zweistufige Anlage geplant, und im November 1989 in Betrieb genommen. Bedingt durch den hochentwickelten Tourismus im Einzugsgebiet des Verbandes erfolgte die ursprüngliche Auslegung auf eine fallweise maximale Tagesbelastung von 225.000 EW und – zum Planungszeitpunkt vorausschauend auf zukünftige Reinigungsanforderungen - als Nitrifikationsanlage bis zu einem maximalen Monatsmittel von 167.000 EW. Die Ausgangslage entspricht den besonderen Randbedingungen saisonal belasteter Kläranlagen [Rostek, 1995]. Infolge der Novellierung des österreichischen Wasserrechtsgesetzes 1990, und mit Inkrafttreten der Emissionsverordnung für kommunales Abwasser im Juni 1996 (Urfassung aus 1991), welche ab dem Jahr 2001 eine Stickstoffentfernung von mindestens 70 % – also Nitrifikation und Denitrifikation bei Temperaturen über 12 °C, und einen Grenzwert für Ammoniumstickstoff kleiner 5 mg/l im Ablauf bei Temperaturen über 8 °C fordert, galt die ARA Strass bereits zwei Jahre nach Inbetriebnahme als „Altanlage“, und war daher dem Stand der Technik anzupassen.

Es galt daher, neben den bereits im Urprojekt [Rostek, 1995] vorgesehenen Verfahrensmöglichkeiten den Kläranlagenbetrieb zu optimieren, so dass ohne größere bauliche Erweiterungen mit den gegebenen Beckenvolumina das Auslangen gefunden werden kann. Da bei der Stickstoffbilanz die Rückbelastungen aus den internen Prozessen nicht als Zulauf fracht einbezogen werden dürfen, kommt diesem Einfluss, wie im Folgenden beschrieben, eine besondere Bedeutung zu.

2. Interne und externe Ammoniumstickstoffbelastungen

An der ARA Strass wird eine mesophile Schlammfäulung mit 5.000 m³ Faulraumvolumen betrieben. Über die Schlammfäulung gelangt ca. die Hälfte des im Belebtschlamm inkorporierten Stickstoffes wieder zurück in die Abwasserlinie. Die Entwässerung erfolgt nur wochentags in Kammerfilterpressen mit einer Eisen-Kalk-Konditionierung mit der daraus resultierenden Charakteristik des Filtrates:

pH-Wert:	Alkalinität:	Temperatur:	NH ₃ +NH ₄	CSB
12-12,5	100-150 mmol/l	30°-34°C	1500-1800 mg/l	500-1000mg/l

Tabelle 1: Prozesswassercharakteristik an der ARA Strass

Die ARA Strass wird je nach der saisonalen Belastung einstufig oder zweistufig betrieben. Vergleichsmessungen des Filtrates zeigten keinen signifikanten Unterschied der Ammoniumkonzentrationen, welche bei einstufigen Betrieb im Mittel bei 1.650 mg/l und bei zweistufigen Betrieb bei 1.740 mg/l liegen. Bei einem Pressvorgang werden rd. 27 m³ Filtratwasser freigesetzt, woraus eine Ammoniumfracht je Presse von etwa 45 kg NH₄-N resultiert. An normalen Arbeitstagen (Montag bis Donnerstag) mit je 5-8 Pressen bedeutet dies ein Rückbelastung mit Ammoniumstickstoff von 225- 360 kg N/d.

Entsprechend dem schwankenden saisonalen Fremdenverkehrsaufkommen variiert die Ammoniumfracht im Zulauf zur ARA. In der folgenden Tabelle werden einige typische Wochenmittelwerte der Ammoniumfrachten (nicht Gesamtstickstoff !) des Jahres 1997 und der Weihnachtsspitze 1997/98 aus dem Kläranlagenzulauf und den Rückläufen aus den Kammerfilterpressen gegenübergestellt. Durch die Angabe der Wochenmittelwerte werden die tatsächlichen täglichen Prozesswasserspitzen nicht berücksichtigt, sondern wie durch ein idealisiertes Wochenspeicherbecken ausgeglichen:

Kalender woche	ARA Zulauf [kg NH ₄ N/d]	Pressen [Anzahl/d]	Filtrat: [kg NH ₄ N/d]	Fracht Filtrat: [in % d. Zulaufes]	Temperatur: ARA-Ablauf [°C]
01/97	903	3,1	141	16	8,5
03/97	545	4,3	193	36	7,4
09/97	736	4,0	180	25	8,8
32/97	582	5,4	243	42	16,6
46/97	380	2,7	120	31	11,1
01/98	1027	4	180	18	10

Tabelle 2: Wochenmittelwerte der Ammoniumfrachten aus Kläranlagenzulauf und Filtrat

07.04.97	427	8	360	84	8,2
30.12.97	1010	6	270	27	9,8

Tabelle 3: Ammoniumfrachten für einzelne Spitzentage

Der Filtratanteil am Ammoniumzulauf zur Biologie hat einen überproportionalen Einfluss auf den Wirkungsgrad der Stickstoffelimination. Letztlich wird vor allem das Denitrifikationsvermögen der Kläranlage auf mehrfache Weise herabgesetzt:

- **Die Ammoniumfracht im Filtratwasser erfordert eine forcierte Nitrifikation in der Schwachlastbiologie auf Kosten des anoxen Reaktionsvolumens.**
- **Das C/N - Verhältnis im Zulauf zur Biologie wird durch die NH₄- Stoßbelastungen ungünstig beeinflusst.**
- **An die Intensivierung der Nitrifikation ist ein erhöhter aerober Kohlenstoffabbau gekoppelt, wodurch die Denitrifikationskapazität weiter vermindert wird.**

Zusätzlich werden die aufgezeigten Einflussfaktoren auf die Stickstoffelimination durch gedrosselte Umsatzraten bei niederen Temperaturverhältnissen verstärkt. Da an der ARA Strass das Maximum der Belastung infolge des Winterfremdenverkehrs ausgerechnet in die kalte Jahreszeit mit den niedrigsten Abwassertemperaturen fällt (siehe Tabelle 2), ist ein „Ausschalten“ der internen Rückbelastung durch eine getrennte Behandlung der Filtratwässer auch aus diesem Grund von großer Bedeutung.

3. Verfahrensentwicklung

Aufgrund der zweistraßigen Ausführung der Hochlastbiologie war es möglich, eine Straße für großtechnische Versuche zur getrennten biologischen Behandlung der Filtrate aus der Schlammwässerung heranzuziehen.

Das verwendete Hochlastbecken umfasst ein Volumen von 644 m³. Zusätzlich wurde ein 50 m³ Tank als unvollkommener Tagesausgleichsbehälter installiert. Ausgehend von der bestehenden Beckenkonfiguration wurde ein SBR-Betrieb für die Prozesswasserbehandlung angestrebt. Eine diskontinuierliche Betriebsweise weist vor allem für das Versuchsstadium den entscheidenden Vorteil der erhöhten Flexibilität durch die zeitliche Steuerung auf. Im Laufe der Versuche stellte sich eine Anzahl von 3 Betriebszyklen pro Tag als geeignet heraus. Durch die Zeitsteuerung wird jeder Zyklus in eine Belüftungsphase (konstanter Prozesswasserzulauf bei intermittierender Belüftung), eine Rührphase (konstante Rohschlammzugabe), eine Vorabsetzphase und eine Abziehphase unterteilt. Neben der Zeit verfügt die Prozesssteuerung über zwei weitere Kontrollvariablen - den pH-Wert und die Sauerstoffkonzentration. Die Sauerstoffversorgung des intensiven Oxidationsprozesses verfügte über eine Kapazität von 2000 Nm³ Luft /h und wurde über eine O₂-Sonde gesteuert.

Das Erfordernis einer pH-Wert-Kontrolle ist offensichtlich, wenn man den hohen AusgangspH-Wert von mindestens 12, und den starken Alkalinitätsverlust bei der Nitrifikation bedenkt. Der pH-Wert im Becken wird durch zwei gegenläufige Einflussfaktoren bestimmt. Der Nitrifikationsprozess setzt H⁺ Ionen frei und verbraucht damit Alkalinität, die durch Denitrifikation und den alkalischen Prozesswasserzulauf wieder ersetzt wird. Um den pH-Wert in einem vorgegebenen Regelungsintervall zu halten, bieten sich grundsätzlich zwei Möglichkeiten an. Entweder erfolgt während der Belüftungsphase eine intermittierende, hohe Prozesswasserbeschickung bei konstanter Belüftung, oder eine intermittierende Belüftung bei konstanter, niederer Beschickung. Im gegenständlichen Fall hat sich die zweite Lösung als geeigneter erwiesen.

Die Abb.1 zeigt das Zusammenspiel der drei Kontrollvariablen - Zeit, pH-Wert und O₂-Gehalt - und der vier manipulierten Variablen – eine Ablauf- und zwei Zulaufpumpen und die Belüftungseinrichtung - anhand einer Simulationsrechnung an einem bestimmten Versuchstag. Die abgebildeten Tagesganglinien wurden unter dem Einfluss der sehr fallspezifischen Randbedingungen errechnet:

Der Ausgleich der Zulaufmengen erfolgte unzureichend. Aufgrund fehlender Prozesswasserproduktion am Wochenende herrschte am Montag Morgen (Betriebszyklus1) anaerobes Milieu mit bereits eingesetzter Fermentation (NH₄-Anstieg). Während des

Abendzyklus wird der Ausgleichstank vollständig geleert und damit der Zulauf gestoppt. Aufgrund der hohen Aktivität der Nitrifikanten kann der gesetzte Kontrollwert von 2,0 mg O₂ /l nicht erreicht werden, obwohl die Belüftungseinrichtung mit voller Leistung läuft (siehe Simulation auf Abb.1 und Online-Messung auf Abb.2). Der Anstieg des gemessenen Sauerstoffgehaltes während der Denitrifikation im Zeitraum zwischen 1100 und 1400 min (Abb. 2) ist auf einer vielfach beobachteten Störung der Messsonde infolge erhöhter NO_x-Konzentrationen zurückzuführen.

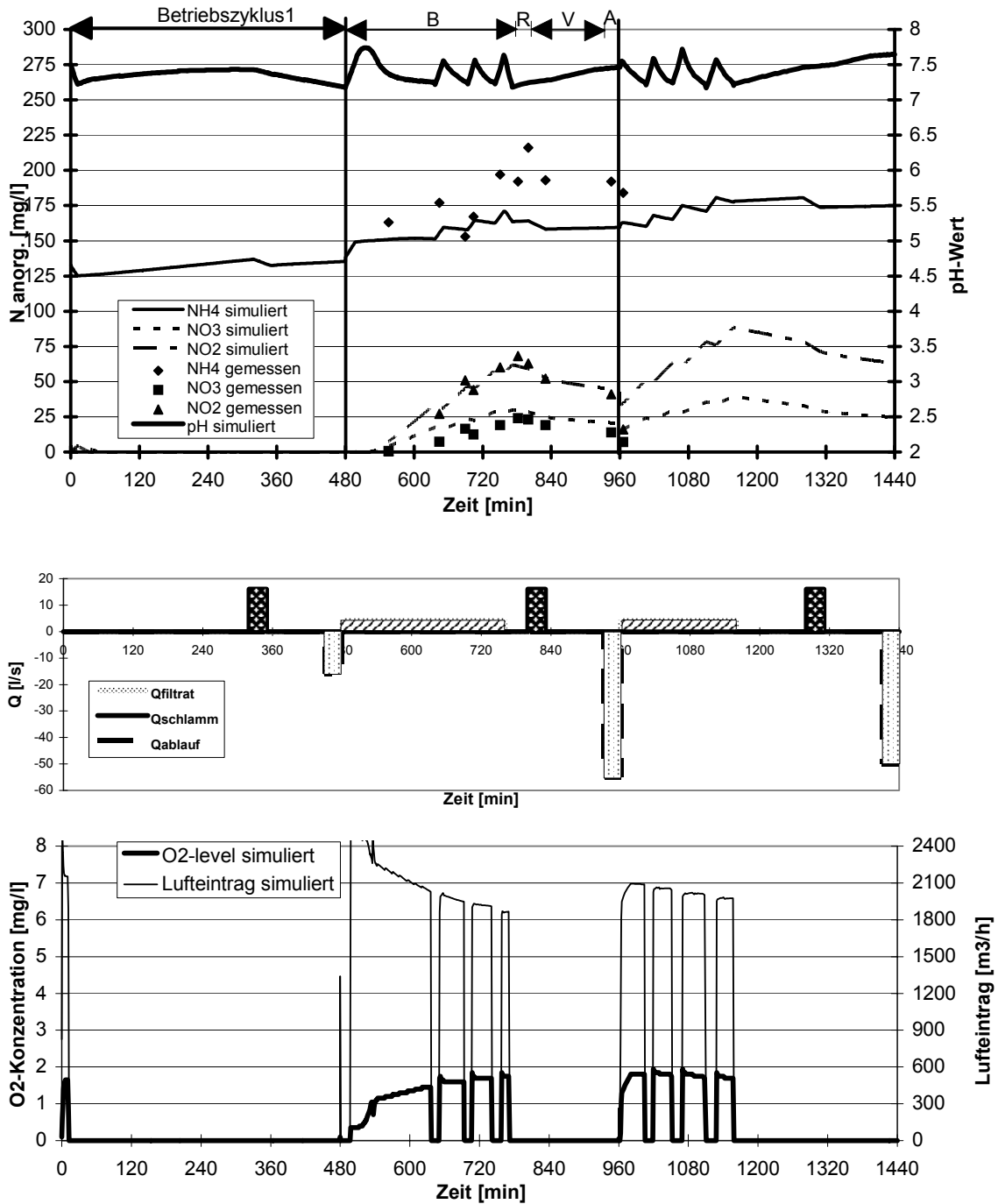


Abbildung 1: Simulierte Prozessganglinien an einem Versuchstag (28.10.1996)

Als wichtiges Hilfsmittel für die Verfahrensentwicklung und -optimierung wurde ein dynamisches Simulationsmodell eingesetzt. Bei dem Modell handelt es sich um das vielfach bewährte **Activated Sludge Model No.1** (Henze et al., 1987), das modifiziert und erweitert wurde. Vor allem der pH-Wert als die Schlüsselvariable der Verfahrensregelung bedarf einer hinreichend genauen Kalkulation über die Bilanz der maßgeblichen Ionen. Weiters ist es erforderlich, die Abbauschritte der Stickstoffelimination detailliert zu betrachten. So werden Nitrifikation, Denitrifikation und die Reduktion von Nitrit und Nitrat jeweils als einzelne Prozesse berechnet, um durch Implementierung entsprechender Ansätze verschiedene Inhibitionsmechanismen berücksichtigen zu können. Zur Berechnung von Strippeffekten und von energetischen Optimierungen wurde der Lufteintrag in die Modellrechnung aufgenommen. In Abb.1 und Abb.2 werden die Simulationsergebnisse für die letzten 3 Betriebszyklen einer 8-tägigen dynamischen Berechnung den tatsächlichen Messwerten gegenüber gestellt. Die Anzahl und die Länge der einzelnen Belüftungsstöße ergeben sich, wie bereits beschrieben, aus den Alkalinitätsverschiebungen im Reaktor und sind das Resultat einer längeren Schlammgeschichte. Die Eigendynamik der Alkalinitätsverhältnisse wird über die pH-Wert-Steuerung auf die Belüftungseinrichtung übertragen.

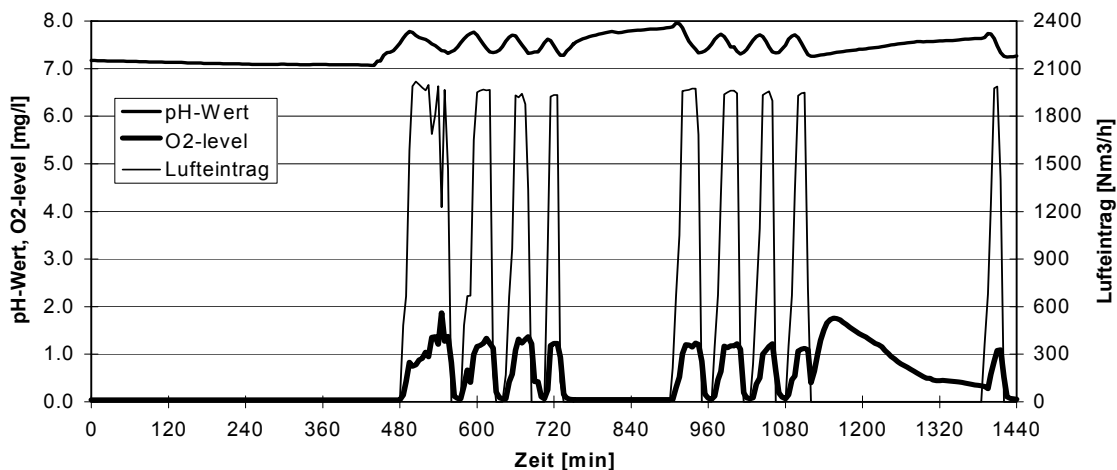


Abb.2: Online-Messwerte am in Abb.1 betrachteten Versuchstag

In der Literatur wurden mehrfach Pilotversuche dokumentiert, die sich mit den Möglichkeiten einer biologischen Teilstrombehandlung von Filtratwasser befassen [Winter u. Krauth, 1996; Kolisch, 1996; Teichgräber, 1993; Schmidt und Kolisch, 1997; Cybulski et al., 1997]. In den meisten dieser Arbeiten wird auf die stark hemmende Wirkung von Ammoniak und salpetriger Säure hingewiesen. Das sind Stickstoffverbindungen die bei der Teilstrombehandlung in relativ hohen Konzentrationen auftreten, und deren Einfluss an anderer Stelle grundlegend untersucht wurde [Anthonisen et al., 1976; Abeling, 1994].

Im Fall der Kläranlage Strass kam es jedoch zur überraschenden Erkenntnis, dass der Haupteinfluss auf die Prozesskinetik von einer Limitierung an anorganischen Kohlenstoff ausgeht. Dies ist insofern eine interessante Feststellung, als CO₂ als anorganisches Abbauprodukt bei der Dissimilation im Überfluss entsteht. Bei der Teilstrombehandlung ist allerdings das Verhältnis zwischen CO₂-Produktion heterotropher Organismen und CO₂-Konsumation autotropher Organismen gegenüber der Hauptstrombehandlung stark verschoben. Vor allem die Strippeffekte infolge der intensiven Belüftung vermindern die

Konzentration an anorganischen Kohlenstoff. Der Strippeffekt kann durch die Wahl des pH-Wertes beeinflusst werden: Ein erhöhter pH-Wert verstärkt die Dissoziation der Kohlensäure und verschiebt damit den vorhandenen anorganischen Kohlenstoff von der strippbaren Erscheinungsform (CO_2) zu nicht strippbaren Fraktionen Hydrogenkarbonat (HCO_3) und Karbonat (CO_3).

Die Hauptaufgabe der Verfahrensentwicklung lag daher darin, den pH-Wert im Becken derart zu regeln, dass zum einen der Einfluss unerwünschter Inhibitionen und Limitierungen minimiert wird, zum anderen die im Zulauf vorhandene Alkalinität bestmöglich für die Nitrifikation ausgenutzt wird [Wett et al.,1998]. Ein weiteres Verfahrensziel ist die Minimierung des erforderlichen Energieaufwandes. Eine wichtige Energiesparmaßnahme ist die Unterbrechung der Nitrifikation nach der Bildung des Nitrits. Durch eine vollständige Hemmung der Nitrifikation durch hohe Ammoniakkonzentrationen wird der Sauerstoffbedarf um 25 % und der Kohlenstoffbedarf der Denitrifikation um 40 % verringert. Das bedeutet, die Zudosierung von externem Kohlenstoff (Rohschlamm) sollte nur im unbedingt notwendigen Maße erfolgen. Die überzeugenden Ergebnisse der Versuchsphase vom Sept. 1995 bis zum Februar 1997 führten schließlich zu einem endgültigen Umbau einer Straße der Hochlastbiologie zu einem Prozesswasserbehandlungsbecken.

4. Die Prozesswasserbehandlung (Teilstrom)

4.1 Anlagenerrichtung, Errichtungskosten

Die Entscheidung, eine Straße der Hochlastbiologie aufzulassen, konnte aufgrund der vorliegenden mehrjährigen Betriebsdaten der ARA Strass mit den tatsächlich gemessenen und der zukünftig zu erwartenden organischen Belastung (Stagnation bzw. Rückgang im Tourismuswachstum) gefällt werden. Im Lichte der zukünftigen Reinigungsanforderungen und der beträchtlichen Rückbelastung aus dem Filtratwasser ist für die Gesamtreinigungsleistung der ARA eine getrennte Prozesswasserbehandlung von größerer Bedeutung, als über den größten Teil des Jahres (lange Tourismuszwischensaisonen) eine zu diesen Zeiten überdimensionierte Hochlastbiologie vorzuhalten.

Die ARA-Strass wird daher zukünftig mit einer Hochlastbiologie mit 644 m^3 Beckeninhalte betrieben. Das Fließschema im Bereich der Hochlastbiologie und der Prozesswasserbehandlung ist in Abb.3 dargestellt. Infolge der günstigen baulichen Gegebenheiten konnten die Herstellungskosten gering gehalten werden. Die Baumeisterarbeiten für den Umbau eines Hochlastbeckens in das Reaktionsbecken mit Wochenausgleichsspeicher, Beschichtung des Wochenausgleichsspeichers, Ablaufkanal etc. betragen 2.500.000,- ATS (180.000,- Euro). Für die maschinelle, elektrotechnische und steuerungstechnische Ausrüstung wurden 550.000,- ATS (40.000,- Euro) aufgewendet. Da die gesamte maschinelle und elektrotechnische Installation, die Prozessleittechnik usw. vom Kläranlagenpersonal vorgenommen wurde, konnte mit einem Gesamtaufwand von 3.050.000,- ATS (220.000,- Euro) das Auslangen gefunden werden.

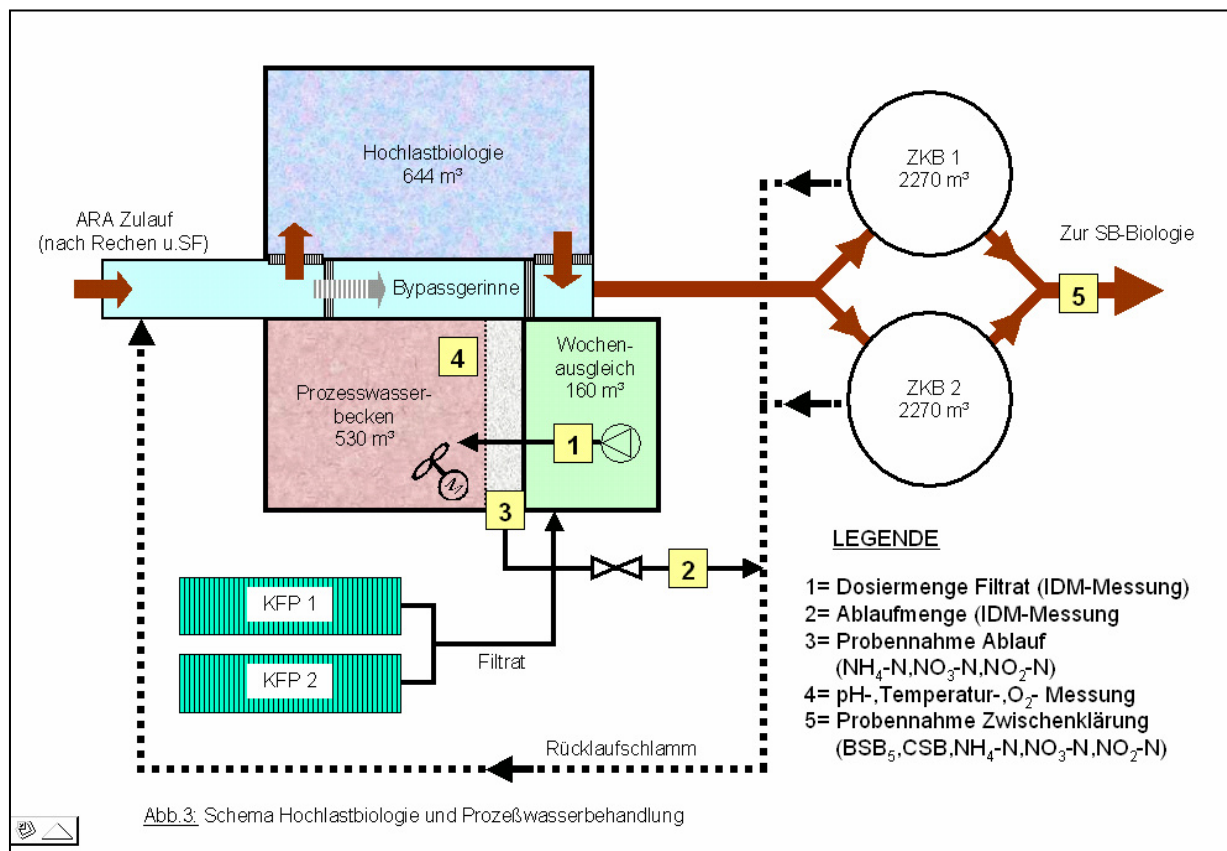


Abbildung 3: Schema Hochlastbiologie und Prozesswasserbehandlung

4.2 Betriebsweise der SBR-Anlage

Im Wochendurchschnitt werden an den 5 Arbeitstagen Montag bis Freitag 24 Pressen abgepresst, was einer Filtratmenge von wöchentlich etwa 640 m³ entspricht. Ein Wochenausgleichsspeicher von 160 m³ wurde eingerichtet, um auch an den Wochenenden einen entsprechenden Batch-Betrieb aufrecht erhalten zu können.

Der Batch-Betrieb erfolgt täglich in drei Zyklen zu je acht Stunden, mit folgendem Ablauf:

- | | | |
|-------------------|--------------------|---|
| Belüften: | 310 Minuten | alternierend innerhalb bestimmter pH-Wertgrenzen mit durchlaufender konstanter Zudosierung des Prozesswassers |
| Rühren: | 75 Minuten | mit Zugabe von etwa 30 m³ Rücklaufschlamm (ca. 3,0 g TS/l, CSB ca. 5000 mg/l) aus der Hochlaststufe als Kohlenstoffquelle für die Denitrifikation |
| Absetzen: | 65 Minuten | (mit Denitrifikation) |
| Entleeren: | 30 Minuten | Abzug von rd. 80-90 m³ Reaktorvolumen |

Der Ablauf der 3 Zyklen ist im folgenden Prozessbild dargestellt. Es sind der Reihen nach die Beschickungsmenge, der Sauerstoffgehalt, die pH-Wert Regelung, die Höhenstandsmessung im Becken und die aktuelle Menge des Filtrates im Wochenausgleichsspeicher angegeben.

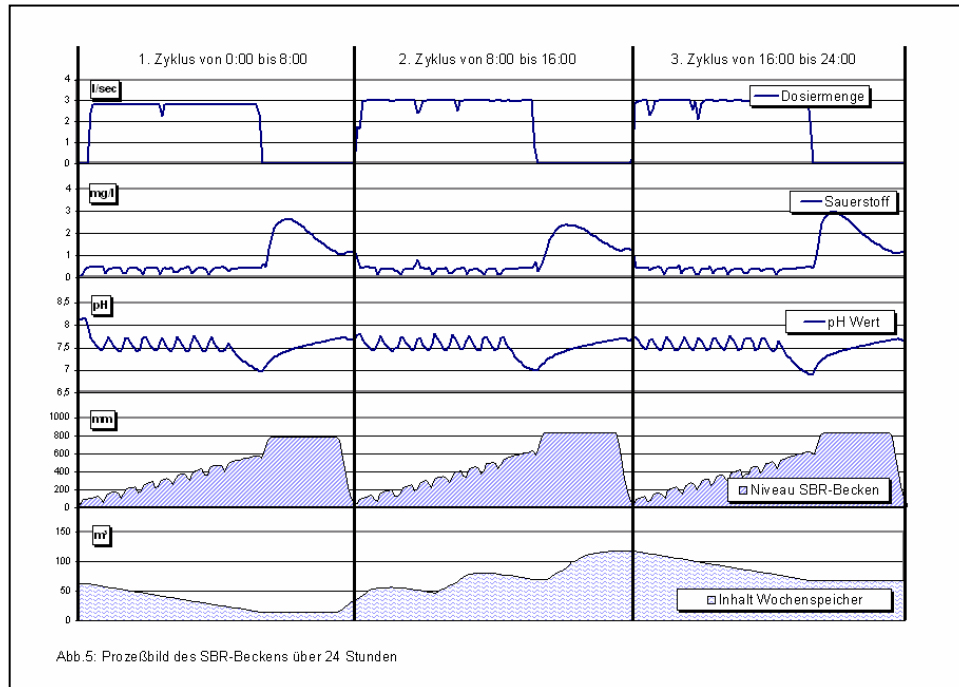


Abbildung 5: Prozessbild des SBR-Beckens über 24 Stunden

4.3 Abbauleistung

In Tabelle 4 sind die $\text{NH}_4\text{-N}$ Abbauleistungen des Prozesswasserbeckens als Monatsmittelwerte bzw. Wochenmittelwerte einiger signifikanter Zeiträume seit der Inbetriebnahme der separaten Prozesswasserbehandlung zusammengestellt. Die Tagesfrachten erreichen je nach Pressbetrieb bis zu 360 kg $\text{NH}_4\text{-N}$ pro Tag, wobei ein Teil im Ausgleichsspeicher zurückgehalten wird.

Zeitraum:	Zulauf [kg $\text{NH}_4\text{-N/d}$]	Ablauf [kg $\text{NH}_4\text{-N/d}$]	Abbau [kg $\text{NH}_4\text{-N/d}$]	Abbau [%]
August 1997	141	33	107	76
September 1997	180	27	153	85
Oktober 1997	146	21	125	86
Woche 10/1998	191	29	162	85
Jänner 1999	139	6	133	96
März 1999	164	7	157	96
Juli 1999	137	10	127	93

Tabelle 4: Durchschnittliche Abbauleistungen SBR-Becken (Teil A)

Zeitraum:	Zulauf [kg NH ₄ -N/d]	Ablauf [kg NH ₄ -N/d]	Abbau [kg NH ₄ -N/d]	Abbau [%]
Dezember 1999	107	8	99	93
Jänner 2000	161	16	145	90

Tabelle 4: Durchschnittliche Abbauleistungen SBR-Becken. (Teil B)

Da der Ablauf des Prozesswasserbeckens über den Rücklaufschlamm der Hochlastbiologie in die nachgeschaltete Zwischenklärung mit hervorragenden Denitrifikationseigenschaften mündet, werden auch hohe Konzentrationen an Nitrit und Nitrat im Ablauf des SBR-Beckens in der Zwischenklärung praktisch zur Gänze abgebaut. Zur Information sind beispielhaft die entsprechenden Konzentrationen der anorganischen Stickstoffverbindungen in der Tabelle 5 angegeben.

Zeitraum	NH ₄ -N SBR Zu	NH ₄ -N SBR Ab	NO ₂ -N SBR Ab	NO ₃ -N SBR Ab	NO ₂ -N ZKB Ab	NO ₃ -N ZKB Ab
August 1997	1788	193	163	59	0,20	0,60
September 1997	1718	144	142	50	0,15	0,62
Oktober 1997	1651	114	129	48	0,20	0,60
Woche 10/1998	1711	170	279	78	0,20	0,44
Woche 11/1998	1737	129	254	69	0,20	0,36
Woche 01/2000	1818	89	122	33	0,10	0,25

Tabelle 5: Monats- bzw. Wochenmittelwerte der Konzentrationen im SBR-Becken und im Zwischenklärbecken (ZKB) in mg/l

5. Auswirkungen auf die Gesamtanlage

5.1 Minderung der NH₄-N Fracht

Über die Online-Messung und die Analyse der Mischproben wird die Abbauleistung im Prozesswasserbehandlungsbecken ermittelt. Da der Ablauf des Beckens in die Rücklaufschlammleitung der Hochlastbiologie mündet, besteht zusätzlich die Möglichkeit, anhand des Ablaufes der Zwischenklärbecken die Abbauleistung zu überprüfen. Da in der Hochlastbiologie kaum Ammoniumstickstoff umgesetzt wird, ist die Differenz der Ammoniumkonzentrationen aus dem Kläranlagenzulauf und dem Ablauf der Zwischenklärung ein geeigneter Wert zur Kontrolle der Abbauleistungen des SBR-Beckens. In Abbildung 6 sind die Wochenmittelwerte der Ammoniumkonzentrationen des ARA Zulaufes und des Zwischenklärbeckenablaufes des Jahres 1997 dargestellt. Ohne Prozesswasserbehandlung liegen infolge des Durchschlagens der Ammoniumspitzen aus dem Filtrat die Konzentrationen im Zwischenklärbeckenablauf deutlich über der ARA-Zulaufkonzentration. Diese Differenz kann je nach Anzahl der Pressen bis zu 15 mg/l im Tagesmittelwert erreichen. Nach Inbetriebnahme der Prozesswasserbehandlung ab Woche 33 gehen die Differenzen gegen null, was bedeutet, dass die nachgeschaltete Schwachlastbiologie nur mehr durch eine geringe Restfracht aus der Schlammmentwässerung belastet wird.

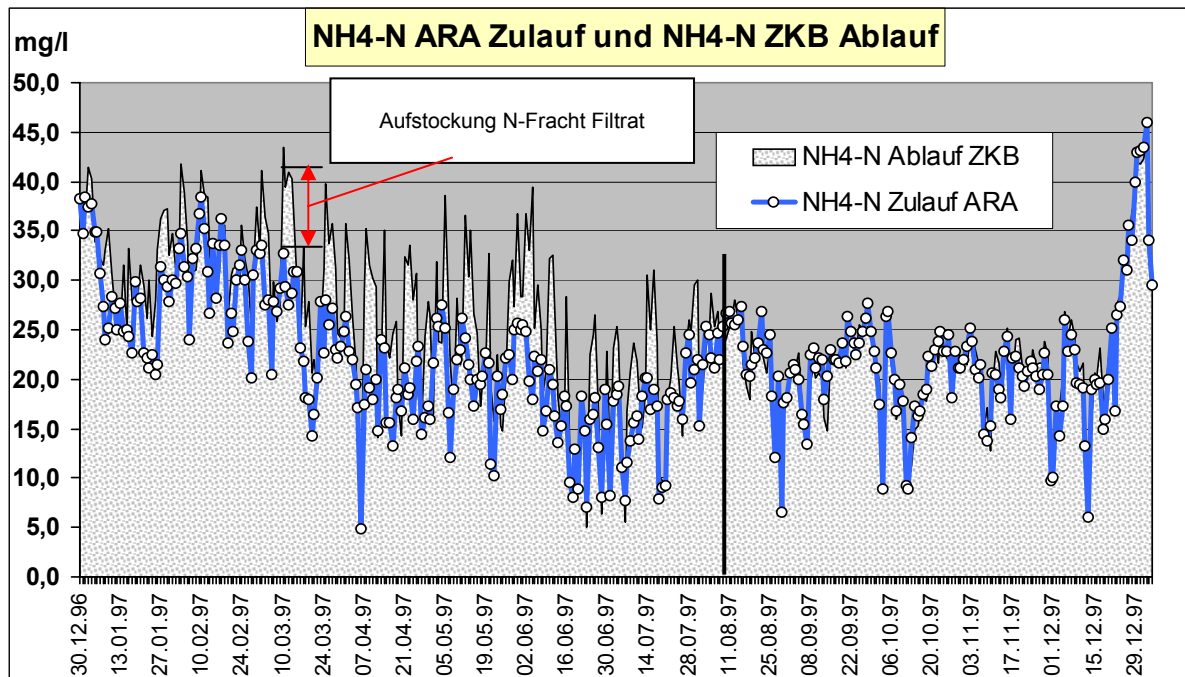


Abbildung 6: Vergleich der Ammoniumkonzentrationen im ARA-Zulauf und ZKB-Ablauf (SBR-Betrieb ab KW33/1997)

5.2 Minderung der Belastungsspitzen

Für die Schwachlastbiologie bedeutet die Elimination der Filtratwässer – neben der erheblichen Stickstoffentlastung - auch mehrere betriebliche Vorteile. Die Abb.7 zeigt typische tägliche Online-Ganglinien des Ammonium- und Nitratstickstoffes ohne und mit Prozesswasserbehandlung.

Mittels der Online-Regelung der Belüftung der Schwachlastbiologie wird der Ammoniumgehalt im Kläranlagenablauf zwischen 1 –2 mg/l gehalten. Deutlich ist aber je nach Anzahl der Pressen (Woche 18/1997 Do, Sa und So keine Pressen) der Anstieg des Nitratgehaltes infolge der längeren erforderlichen Nitrifikationszeit zu erkennen.

In Woche 51/1997 mit Prozesswasserbehandlung ist der Einfluss der Prozesswässer nicht mehr zu erkennen. Die Nitratganglinie entspricht jener an Tagen ohne Pressen. Mit dem Wegfall der früheren beträchtlichen täglichen – ja stündlichen – Ammoniumspitzen stellt sich nunmehr ein wesentlich ausgeglichener Betrieb der Belüftungsanlagen der Schwachlastbiologie ein, was für den maschinenbaulichen Teil (Motor-Generatorbetrieb, Zuschalten von Gasmotoren usw.) von erheblichem Vorteil ist.

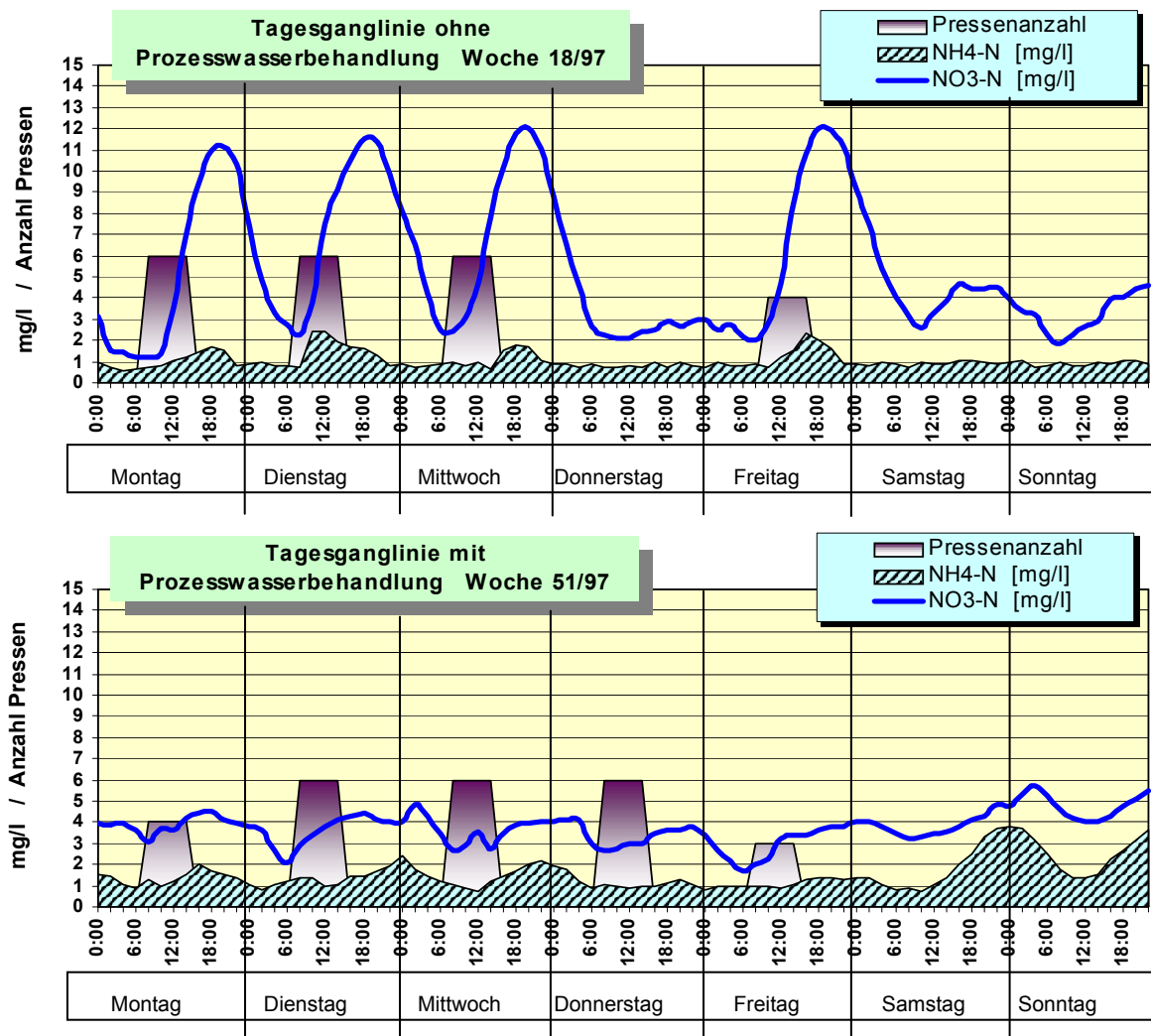


Abbildung 7: Online-Ganglinien SB-Biologie für Ammonium und Nitratstickstoff

5.3 Verbesserung des Wirkungsgrades der Stickstoffelimination

Erwartungsgemäß hat sich die Vorreinigung der Filtratwässer auf den Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung der Gesamtanlage sehr positiv ausgewirkt, da nun die bestehende Schwachlastbiologie mit 10.400 m³ Belebungsbecken – abgesehen von der geringen Restfracht - nur mehr mit den Stickstofffrachten aus dem Kläranlagenzulauf belastet wird. Durch die Prozesswasserbehandlung wurde nicht nur eine wesentlich höhere Reinigungsleistung erzielt, sondern gewissermaßen auch eine Reserve für zukünftige Frachterhöhungen aus dem Verbandsgebiet von etwa 20.000 EW (bei 10 g N/EW*d) geschaffen. Ein Vergleich der Monate Jänner-Februar 1997 und 1998, also der Zeit der Hochbelastung der ARA Strass aus dem Wintertourismus bei geringen Abwassertemperaturen, zeigt eine Steigerung der Stickstoffelimination von etwa 11%, und dies obwohl im Vergleichszeitraum Jan./Feb. 1998 etwa 13.000 EW mehr an die ARA

angeschlossen waren als 1997! Ein Vergleich der 11. und 12. Woche im März 1997/98 ergibt sogar eine Steigerung bei gleicher Belastung im Mittel von 15 % (siehe Abb.9 und Tab.6).

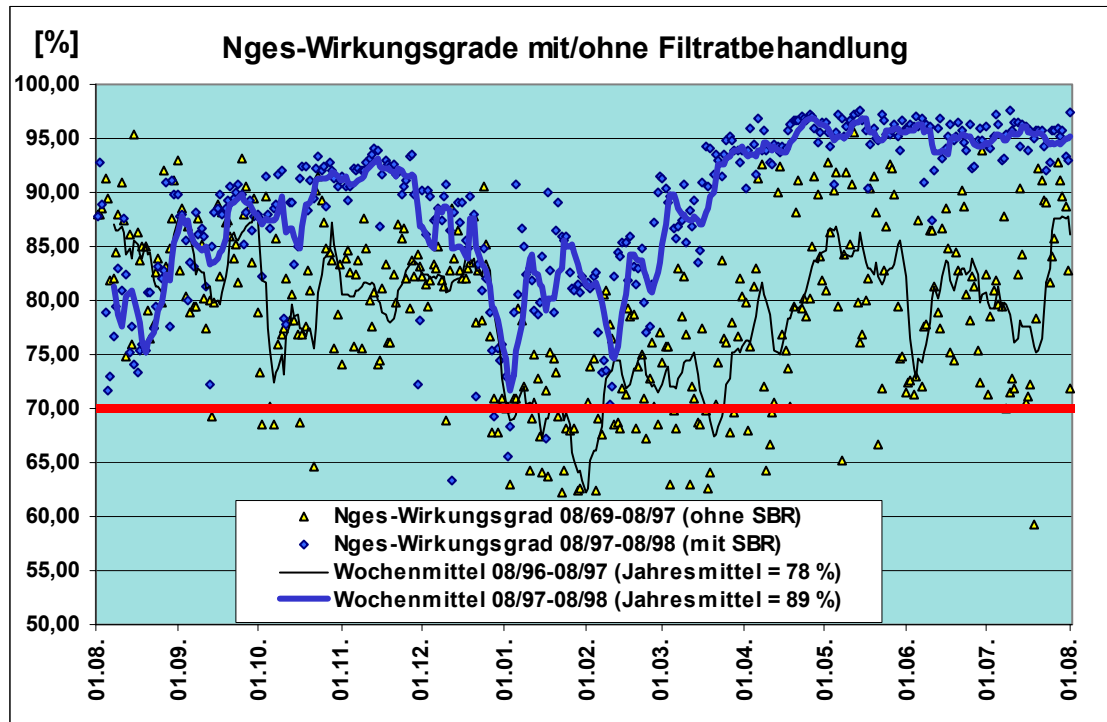


Abbildung 9: Nges-Wirkungsgrad an der ARA-Strass mit/ohne separate Filtratbehandlung

Zeitraum	EW ₆₀	Nges-Abbau [%]	Abwassertemperatur [°C]
Jän/Feb 1997	112.500	71	8,3
Jän/Feb 1998	120.000	81	9,3
Woche 10/11 1997	110.000	73	9,9
Woche 10/11 1998	110.000	88	10,2
Jahr 1996	90.200	78	12,2
Jahr 1999	103.401	89	11,7

Tabelle 6: Gesamtstickstoffentfernung ohne und mit Prozesswasserbehandlung,
(fettgedruckte bzw. hinterlegte Zeiträume mit separater Filtratbehandlung)

5.4 pH-Wert-Stabilisierung in der SB-Biologie

Ein weiterer sehr wesentlicher betrieblicher Vorteil hat sich durch die Stabilisierung des pH-Wertes, in einem für die Nitrifikation günstigen Bereich, in der 2. Biologie ergeben. Durch die Nitrifikation der NH₄-Fracht aus den Filtratwässern im Nebenstrom (SBR-Anlage) können die Belüftungsphasen in der B-Biologie verringert werden. Das führt dazu, dass durch die nunmehr vermehrte Denitrifikation in der B-Biologie der Verbrauch von H⁺ Ionen

ansteigt. Dieser Faktor trägt zu einem Alkalinitätsgewinn bzw. zu einer pH-Wert-Stabilisierung bei.

Wie die Abbildung 8 zeigt, lief vor der Inbetriebnahme der separaten Filtratbehandlung, die Nitrifikation in der 2. biologischen Stufe bei pH-Werten von 6,6 bis 6,0 ab. In diesen pH-Wertbereichen ist die Nitrifikation normalerweise bereits in einem gewissen Umfang gehemmt. Nach der Inbetriebnahme der Separatbehandlungsanlage hat sich der pH-Wert in der 2. Biologie aus den angeführten Gründen zwischen rd. 6,6-7,4 stabilisiert.

Die zeitliche Verzögerung zwischen der Inbetriebnahme der SBR-Anlage und der pH-Wertstabilisierung ist auf das Einfahren der separaten Filtratbehandlungsanlage, das sich mit steigender Filtratbeaufschlagung über ca. 3-4 Wochen erstreckte, zurückzuführen. In dieser Zeit wurde weiter unbehandeltes Filtrat in die B-Biologie zugegeben.

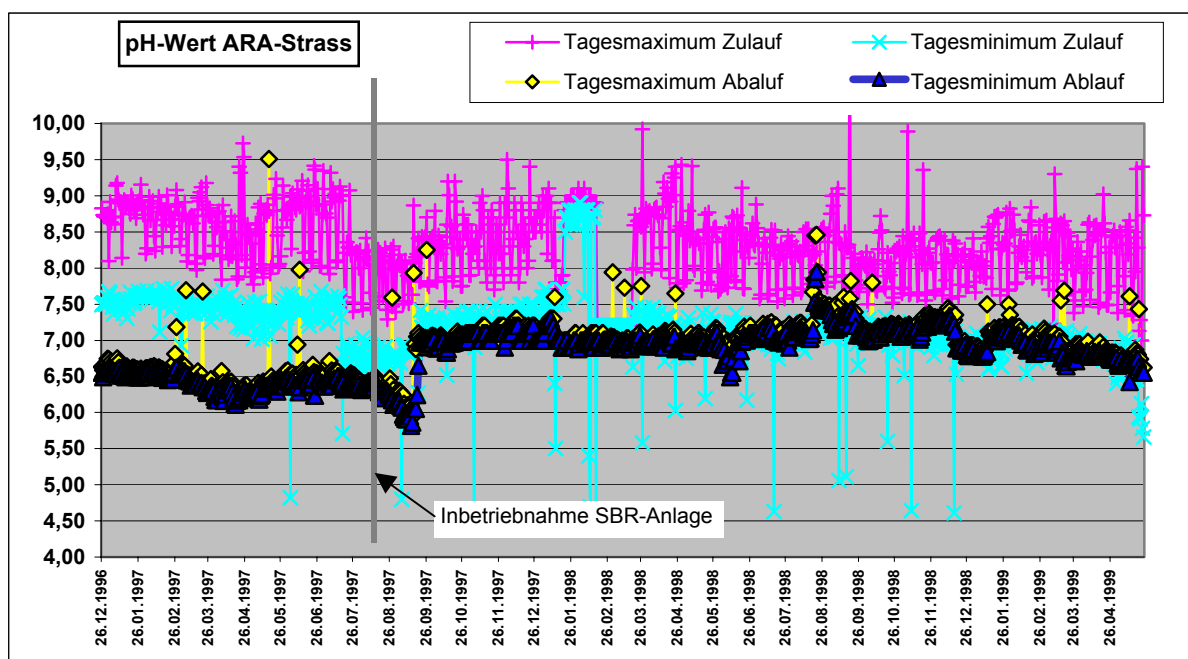


Abbildung 8: pH-Wert-Verlauf in der 2. Biologie mit/ohne SBR-Anlage

5.5 Einfluss auf den Energiehaushalt

Abgesehen von den Verbesserungen im Betrieb bzw. in der Eliminationsleistung von Stickstoff, stellt sich bei der betriebswirtschaftlichen Betrachtung der separaten Filtratwasserbehandlungsanlage die Frage der Kosten für diese betrieblichen Vorteile.

Da für die SBR-Anlage keine externen Betriebsmittel zugekauft werden und auch keine Personalaufstockung erforderlich ist, beschränkt sich die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung auf den Energieeintrag in Form von Belüftung, Pumpen und Umwälzung, sowie den Energiegewinn in Form von Faulgas.

Grundsätzlich ist der Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation durch die Stöchiometrie bestimmt und damit unabhängig davon, ob die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht im Haupt- oder Nebenstrom oxidiert wird. Eine Energieeinsparung bei der Nitrifikation ergibt sich jedoch, wenn der 2. Schritt – **die Nitratation** (über Nitrobacter)– gehemmt ist und damit die Stickstoffoxidation nur über dem ersten Schritt – **die Nitritation** (über Nitrosomonas)- erfolgt.

Diese Inhibition der Nitratation wird auf der ARA-Strass durch hohe Konzentrationen an Ammonium und hohe Temperaturen im SBR-Reaktor sowie die Steuerung über den pH-Wert und damit über die Nitrifikation erreicht. Auch die teilweise niederen Sauerstoffkonzentrationen im SBR-Reaktor haben einen hemmenden Einfluss auf die Nitritoxidenten (Nitrobacter). In Abbildung 10 wird die weitgehende Hemmung der Nitratbildung eindeutig mit einem Verhältnis $\text{NO}_2\text{-N} : \text{NO}_3\text{-N} = 75\% : 25\%$ dokumentiert.

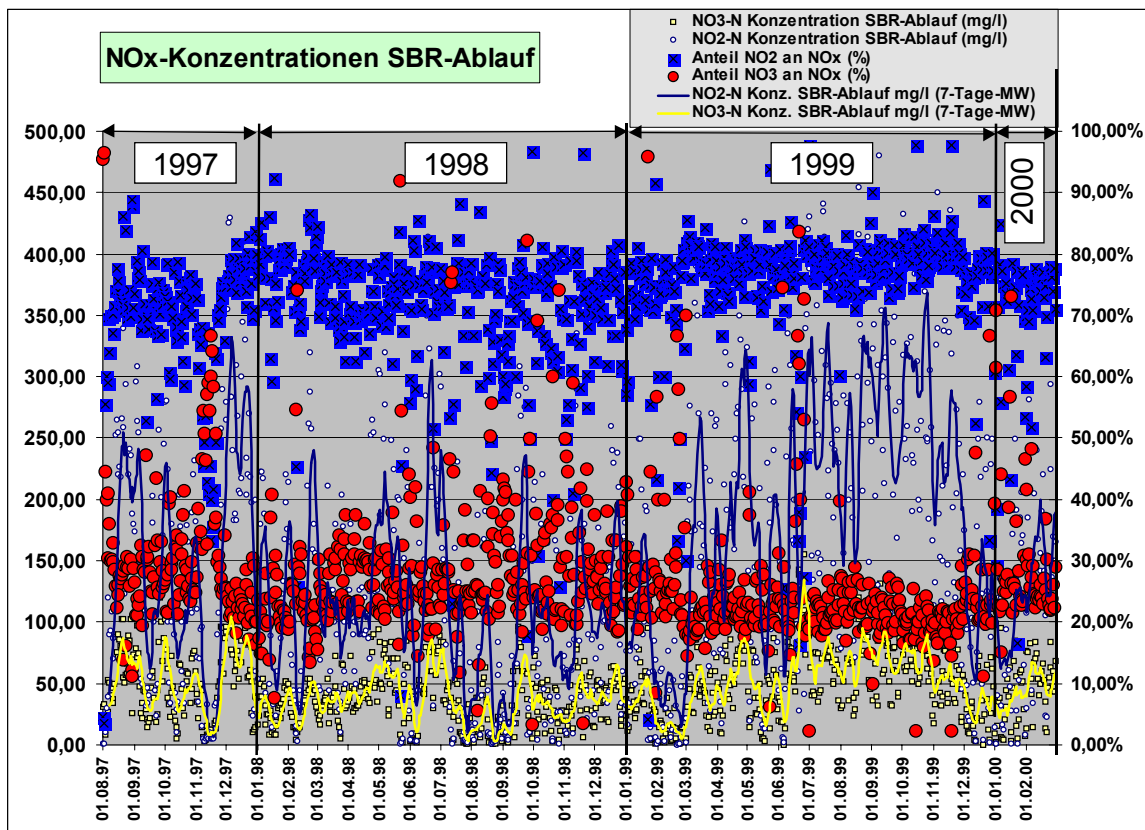


Abbildung 10: Anteile von Nitrit ($\text{NO}_2\text{-N}$) bzw. Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) an der Stickstoffoxidation im SBR-Reaktor

Durch Simulationsrechnungen, die unterschiedliche Umsatzraten von Nitrit und Nitrat bei deren Reduktion berücksichtigen, konnte nachgewiesen werden, dass über den Gesamtprozess betrachtet lediglich 15 % des produzierten Nitrits zu Nitrat weiter oxidiert werden [Wett, 2001].

Zugleich mit der Nitrifikation erfolgt der aerobe Kohlenstoffabbau. Die gelösten, organischen C-Verbindungen werden in nitrifizierenden Belebtschlammssystemen in jedem Fall weitestgehend oxidiert. Das heißt der Sauerstoffbedarf für die Elimination gelöster organischer Stoffe im Kläranlagenzulauf ist unabhängig vom Betrieb einer Teilstrombehandlung. Der Sauerstoffbedarf für den Abbau organischer Feststoffe und damit der Grad der aeroben Schlammstabilisierung hängt hingegen direkt von der Belüftungsdauer ab. Das bedeutet wiederum, je mehr heterotrophe Biomasse bei der Nitrifikation einer Ammoniumfracht „mitbelüftet“ wird um so größer ist der zusätzliche Energiebedarf. In der

Hauptstrombiologie wäre also ein größerer Aufwand an Belüftungsenergie für die Oxidation einer Ammoniumfracht erforderlich, als in der auf Nitrifikation spezialisierten Biologie der Separatbehandlung.

Durch die Zugabe von Rohschlamm (A-Schlamm) in der Teilstrombehandlung wird zusätzliche Belüftungsenergie im SBR-Reaktor verbraucht, gleichzeitig wird in der Hauptstrombiologie durch verkürzte Nitrifikationszeiten, der Belüftungsbedarf für den daran gekoppelten C-Abbau vermindert. Die Belüftungsenergie, die für die Prozesswasserbehandlung aufgewendet wird, kann in etwa im doppeltem Maße in der Hauptstrombiologie eingespart werden.

Abbildung 11 zeigt die Auswirkungen auf die spezifische Belüftungsenergie in Summation von B-Biologie und SBR-Reaktor, wobei in der Teilstrombehandlung der Energiebedarf für Belüftung, Pumpen und Umwälzung inkludiert ist. Der Energieeinsatz konnte von 25,0 kWh/1000 EW*d (1996 – ohne SBR-Anlage) auf 22,2 kWh/1000EW*d (2000) gesenkt werden. Daraus leitet sich für die ARA-Strass, bei einer mittleren Auslastung von rd. 112.000 EW₆₀ im Jahr 2000 eine Energieeinsparung bei der Belüftung von rd. 115.000 kWh ab.

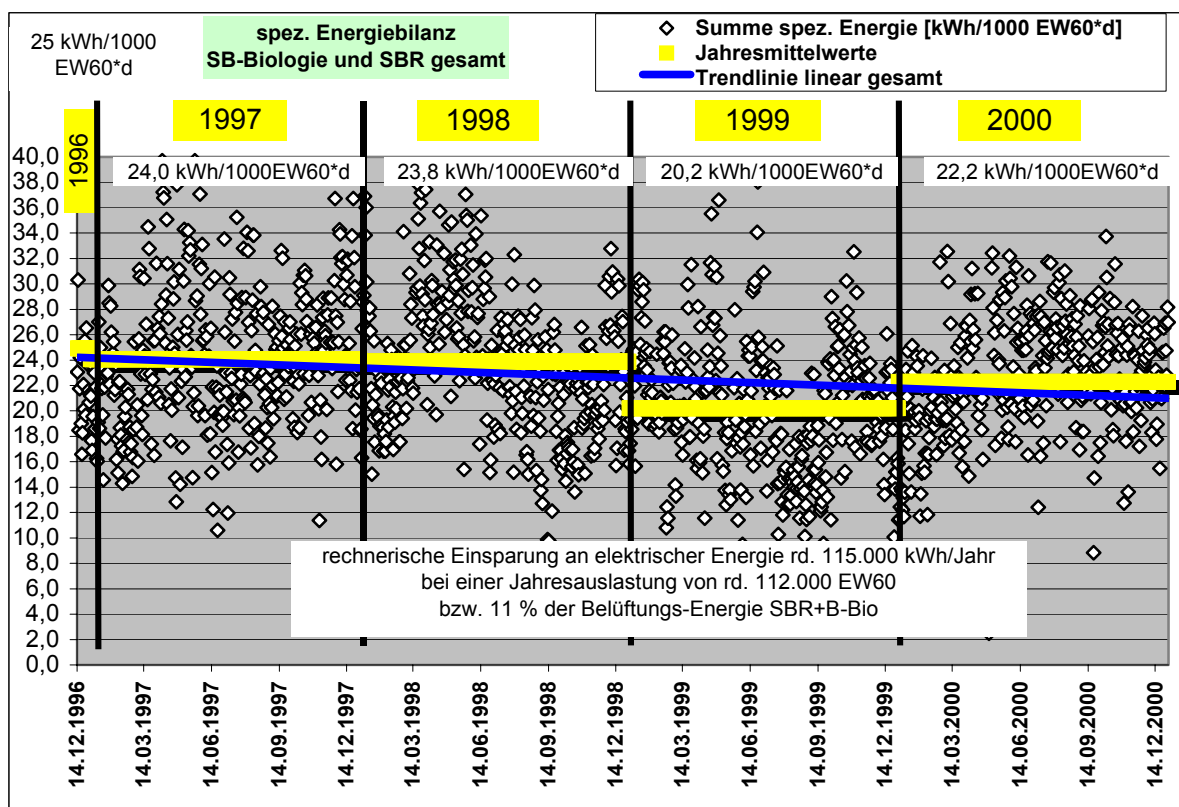


Abbildung 11: Spezifische Belüftungsenergie in Summation für B-Biologie und SBR-Reaktor

Dem mehrfach diskutierten Gasverlust, welcher sich durch den Einsatz von A-Schlamm als C-Quelle (für die Denitrifikation) im SBR-Reaktor „rein rechnerisch“ ergeben sollte, kann

mit der gleichen Argumentation wie in der zuvor aufgeworfenen „Belüftungsfrage“ begegnet werden. Der organische Anteil im zugegebenen Rohschlamm wird bei der intensiven Belüftung im Prozesswasserbecken stark vermindert bzw. als Substrat bei der Denitrifikation veratmet und damit der Energienutzung in der Faulung entzogen. Dieser Energieverlust wird aber durch eine verminderte Belüftung (Reduzierung der Nitrifikationszeiten) und somit durch eine verminderte aerobe Schlammstabilisierung in der Hauptstrombiologie kompensiert. Der Verlauf des spezifischen Gasanfalles zeigt, dass sich der Energieinhalt des gesamten anfallenden und der Faulung zugeführten Schlammes, seit der Inbetriebnahme der Prozesswasserbehandlung, nicht geändert hat.

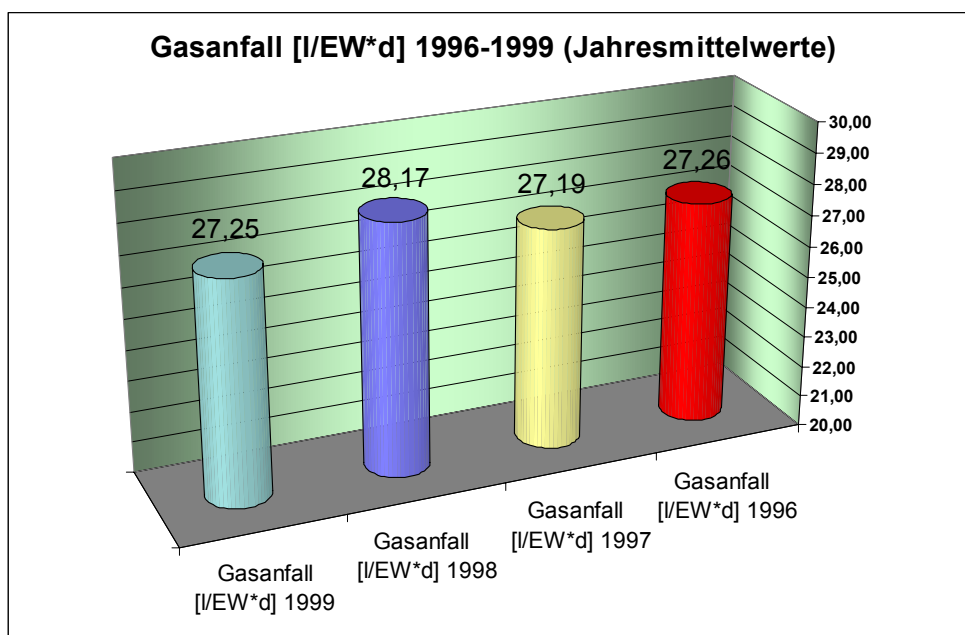


Abbildung 12: Spezifischer Gasanfall 1996-1999 (Filtratwasserbehandlung ab 08/1997)

5.6 Betriebskosten der separaten Prozesswasserbehandlungsanlage

Die Betriebskosten sind für den Anlagenbetreiber in der Beurteilung eines Systems ein wesentlicher Bestandteil des Gesamtkonzeptes. Die Kosten der Teilstrombehandlung setzen sich aus mehreren Komponenten zusammen, wobei ein wesentlicher Teil auf die Input-Output-Analysen entfällt. Nur durch die ständige Kenntnis aller wichtigen Parameter ist es möglich die Teilstrombehandlungsanlage einem Monitoring und somit einem Controlling zu unterwerfen. Für die entsprechende analytische Betreuung werden auf der ARA-Strass ca. 1/3 der auf die SBR-Anlage entfallenden Betriebskosten aufgewendet. Der restliche Teil gliedert sich in Energiekosten (Anteil ebenfalls ca. 1/3), sowie den Kosten für die laufende Wartung und einer 1/2-jährlichen Räumung des Wochenspeichers. Diese Räumung ist erforderlich um den Speicherboden von einem feinen Kalk-Schlamm-Sediment zu reinigen, welches mit dem Kammerfilterpressen-Filtrat in den Speicher gepumpt wird und sich dort absetzt. Im Zuge dieser Speicherreinigung werden auch die Rohrleitungen der Filtratbehandlungsanlage mit 3%-iger Salzsäure - welche übrigens zuerst zur Säuerung der Filtertücher der

Kammerfilterpressen verwendet wird - durch Kreislaufführung gespült und somit ein allmähliches Aufwachsen von Kalkablagerungen an den Rohrwandungen verhindert.

In Summe und unter Einrechnung dieser Reinigungsmaßnahmen ergeben sich pro Jahr rd. 350.000,- ATS an Betriebskosten. Umgelegt auf eine Jahreseliminationsleistung der Anlage von rd. 50.200 kg NH₄-N ermitteln sich die spezifischen Betriebskosten zu 7,00 ATS pro kg abgebauten Ammoniumstickstoff.

6. Zusammenfassung, Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Ammoniumstickstofffrachten aus den Filtraten oder Zentraten der Faulschlammmentwässerung stellen für viele kommunale Kläranlagen eine beträchtliche interne Rückbelastung dar. Eine Möglichkeit der getrennten biologischen Behandlung dieses Teilstromes auf Basis der SBR-Technik wurde an der ARA Strass (167.000 EW) während einer eineinhalbjährigen Versuchsphase im großtechnischen Maßstab entwickelt und optimiert. Anschließend wurde das Prozesswasserbehandlungsbecken adaptiert und damit die Teilstrombehandlung fix installiert und in Betrieb genommen. Ziel dieser Maßnahme war es, durch verbesserte Verfahrenstechnik ohne zusätzliche Reaktionsvolumina den Wirkungsgrad der Gesamtanlage zu erhöhen, um den verschärften gesetzlichen Anforderungen an die Stickstoffelimination gerecht zu werden. Die Ausgangslage an der ARA Strass, die Durchführung der Pilotversuche, die praktische Umsetzung und die mehrjährigen Betriebserfahrungen wurden in diesem Bericht dargelegt.

Nach nun 3 ½ jährigen Betriebserfahrungen wird Folgendes zusammengefasst:

- ✚ Das ursprüngliche Ziel, den Einfluss der Filtratwässer aus der Schlammbehandlung weitestgehend auszuschalten, wurde erreicht. Seit der Inbetriebnahme der Prozesswasserbehandlung ergeben sich kaum noch bemessungsrelevante interne Stickstoffbelastungen für die 2. biologische Stufe
- ✚ Der Wirkungsgrad der ARA-Strass konnte, bezogen auf N_{ges}, durch die Installierung der separaten Prozesswasserbehandlung im Jahresmittel um ca. 11 % gesteigert werden. Die Teilstrombehandlung wird dabei pro Jahr mit ca. 56.000 kg NH₄-N beschickt, wovon rd. 50.200 kg NH₄-N eliminiert werden. Der Wirkungsgrad der Teilstrombehandlung liegt im Jahresmittel bei rd. 90 % und hängt nicht von der täglichen Beschickungsmenge, sondern von den gegebenen Alkalinitätsverhältnissen ab. Im Interesse der Wirtschaftlichkeit der Prozesswasserbehandlung wird auf den Einsatz zusätzlicher Betriebsmittel (Lauge, Methanol, etc.) zur Erhöhung des Wirkungsgrades verzichtet. Die verbleibende Restfracht beeinflusst die nachgeschaltete Schwachlastbiologie nur mehr sehr geringfügig.
- ✚ Die Betriebserfahrungen zeigen auch eine hohe Prozessstabilität und geringe Störungsanfälligkeit des entwickelten Verfahrens. Die Gründe dafür liegen zum einen

am hohen Schlammalter im System (30 – 50 Tage) und zum anderen an der einfachen Instrumentierung (O_2 -; pH-Sonde, Füllstandsmessung).

- Durch hohe Systemtemperaturen im SBR-Reaktor von im Jahresmittel $> 25\text{ °C}$ werden hohe und stabile Umsatzraten pro Zeiteinheit erreicht. Bei hohen Ammonium-Belastungen des SBR-Reaktor ergeben sich Nitrifikationsraten von über $100\text{ g NH}_4\text{-N pro m}^3\text{ Reaktorvolumen und Stunde}$. Der Großteil der Betriebszeit steht damit der wesentlich langsameren anoxen Denitrifikation zur Verfügung.
- Als Anhaltswert für die Reaktorbemessung liegt an der ARA Strass die raumspezifische Beschickungsmenge bei bis zu $0,6\text{ kg NH}_4\text{-N pro m}^3\text{ Reaktionsbecken und Tag}$. Bei einer mittleren Schlamm Trockensubstanz von 12 kg/m^3 ergibt sich eine $\text{NH}_4\text{-N-Schlammbelastung}$ von rd. $50\text{ g NH}_4\text{-N/kgTS*d}$.
- Als spezifischer Energieverbrauch wurden im Mittel über die bisherige Betriebszeit $2,8\text{ kWh/kg(abgebautem NH}_4\text{-N)}$ gemessen. An Tagen mit Spitzenbelastungen sinkt der Verbrauch auf $1,5\text{ kWh/kg NH}_4\text{-N}$. Der spezifische Energieverbrauch im Belebungsbecken der 2. Biologie beträgt $7\text{-}8\text{ kWh/kg (abgebautem NH}_4\text{-N)}$.
- Der spezifische Energieaufwand für die Belüftung konnte in Summe (SBR-Reaktor und 2. biologische Stufe) von $25,0\text{ kWh/1000 EW*d im Jahr 1996 (Betrieb ohne SBR-Reaktor)}$ auf $22,2\text{ kWh/1000 EW*d}$ gesenkt werden. Bei einer mittleren Jahresauslastung der ARA-Strass von ca. 112.000 EW_{60} ergibt sich dadurch eine Einsparung von rd. $115.000\text{ kWh pro Jahr}$.
- Auf der ARA Strass wurde ein bestehendes Becken zur Umrüstung für die Prozesswasserbehandlung genutzt. Dadurch konnten wesentliche Einsparungen bei der Errichtung der Anlage erzielt werden. Rechnet man bei einem Neubau mit $7.000,-\text{ ATS (500,- Euro)}$ je m^3 Beckenvolumen, so ermitteln sich daraus Herstellungskosten für Reaktionsbecken und Ausgleichsspeicher von etwa $4.800.000,-\text{ ATS (350.000,- Euro)}$. Daraus ergibt sich für viele Kläranlagen mit Schlammfäulung und einer ähnlichen Charakteristik der Filtratwässer eine sehr wirtschaftliche und wirkungsvolle Methode zur Behandlung der Teilströme aus der Schlammmentwässerung.
- Eine Stabilisierung des pH-Wertes in der 2 biologischen Stufe – in einem für die Nitrifikation günstigen Bereich - konnte durch vermehrte Denitrifikation (Verbrauch von H^+ Ionen) erreicht werden.
- Eine Vergleichsrechnung nach den Regeln der ATV-A131 ergibt für einstufigen Anlagen in der Größenordnung der ARA Strass, dass das erforderliche Gesamtvolumen der Reaktionsbecken der Kläranlage durch die Separatbehandlung der Prozesswässer um rd. 22% vermindert wird.
- Ein messbarer Gasverlust durch die Verwendung von A-Schlamm als Kohlenstoffquelle für die Denitrifikation im SBR-Reaktor konnte bisher nicht festgestellt werden. Der

Grund dafür liegt in der eingesparten Belüftung in der 2. biologischen Stufe und dem damit einhergehenden geringeren Grad der aeroben Schlammstabilisierung.

Literaturnachweis:

- Anthonisen, A.C.; Loehr, R.C.; Prakasam, T.B.S.; Srinath, E.G.(1976): Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. Journal WPCF, 48/5, 835-852
- Abeling, U. (1994): Stickstoffelimination aus Industrieabwässern - Denitrifikation über Nitrit
Veröffentl. d. Inst. f. Siedlungswasserwirt. u. Abfalltechn. d. Univ. Hannover, 86
- Cybulski, B.; Frey, J.; Körber, W. (1997): Teilstrombehandlung von Prozesswässern der Schlammmentwässerung, awt-abwassertech., 2/95, 46-48
- Henze, M.; Grady Jr., C.P.L.; Gujer, W.; Marais, G.v.R.; Matsuo, T. (1987) : Activated sludge model No.1., IAWQ Scient. and Techn. Reports No.1
- Kolisch G. (1996): Zweistufige biologische Stickstoffelimination aus Filtraten oder Zentraten der Schlammmentwässerung, Korresp. Abwasser, 6/96, 1040-1045
- Rostek R. (1995): Kläranlagen mit ausgeprägten saisonalen Belastungsschwankungen.
Korresp. Abwasser, 3/95, 366-375
- Schmidt, F.; Kolisch, G. (1997): Prozeßwasseraufbereitung auf kommunalen Kläranlagen.
awt-abwassertech., 2/95, 49-53
- Stein, A.; Teichgräber, B; Mackowiak, J. (1995): Stickstoffelimination aus Trübwässern der Schlammbehandlung, awt-abwassertech., 2/97, 33-36
- Teichgräber, B. (1993): Control strategies for a highly loaded biological ammonia elimination process,
Wat.Sci.Tech., 28/11-12, 531-538
- Wett, B.; Rostek, R.; Rauch, W.; Ingerle, K. (1998): pH-controlled reject-water-treatment.
Wat.Sci.Tech., 37/12, 165-172
- Winter R.; Krauth K.(1996): Nitrifikation u. Denitrifikation des Abwasserteilstromes aus der anaeroben Schlammbehandlung, Korresp. Abwasser, 6/96, 1032-1039
- Wett B. (2001): Stable N-elimination on the nitrite route in a full-scale SBR for rejection water treatment, eingereicht für 2. IWA World Water Congress, Berlin 2001

Autoren:

DI. Dr. Bernhard Wett

Institut für Umwelttechnik, Universität Innsbruck
Technikerstrasse 13
6020 Innsbruck (Tel. 0512/507-6929)

Dipl.-HTL-Ing. Josef Dengg

AIZ-Abwasserverband, Geschäftsführer-Stlv.
HNr. 150
6261 Strass i. Z. (Tel. 05244/65118-11)