

BIOLOGISCHE SICKERWASSERREINIGUNG

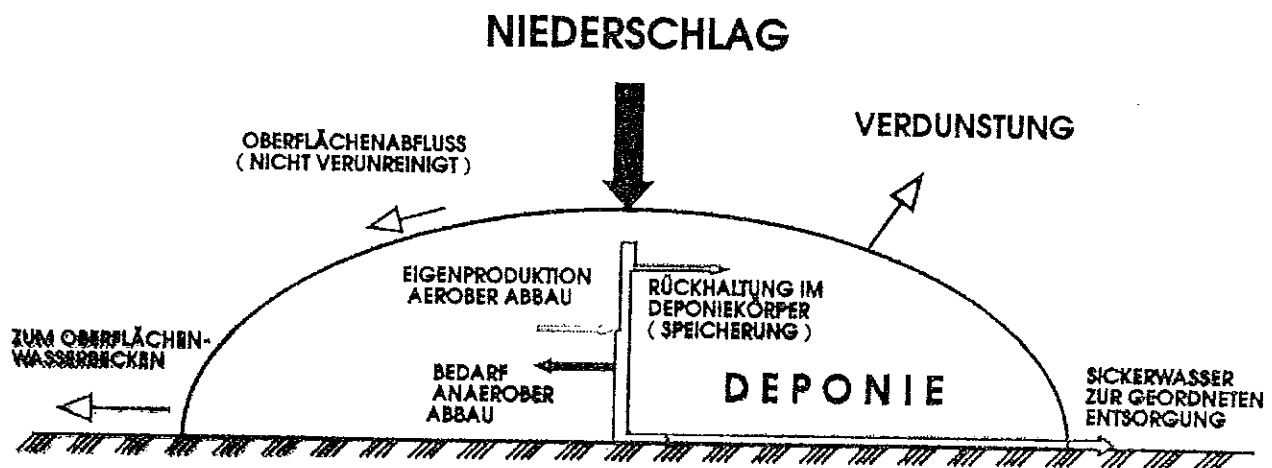
VORTRAGENDER: DI DR. B. MAYR
A.S.A.
ABFALL SERVICE HOLDING GMBH.
STRABGANGER STR. 293
A-8053 GRAZ

1. EINLEITUNG

Deponiesickerwasser (SIWA) ist als gefährlicher Abfall anzusehen und stellt – ebenso wie zahlreiche Industrieabwässer und Gülle – für Gewässer und Grundwasser ein erhebliches Gefährdungspotential dar. Die Aufbereitung dieser hochbelasteten Wässer ist eine vordringliche Aufgabe in den Bemühungen unsere wirtschaftlichen Handels- und Arbeitsabläufe in einer ökologisch verträglichen Weise in die natürlichen Kreislaufvorgänge einzubetten.

Der Gesetzgeber versucht mit der Wasserrechtsnovelle 1990 dieser Anforderung Rechnung zu tragen. Speziell für Deponien ist am 24. September 1992 die Emissionsverordnung 613 erlassen worden, in der die maximal zulässige Konzentration einer Reihe von Abwasserinhaltsstoffen erfaßt und begrenzt wird (Tab. 1).

Im ersten Referatsblock wurde die Gesetzeslage bereits eingehend erläutert. SIWA fällt bei Deponien mit Basisabdichtung als Differenz zwischen Niederschlag und Oberflächenabfluß, Verdunstung sowie Wasserrückhalt in der Deponie an (Abb. 1).



CA. 30 % DES NIEDERSCHLAGES FALLEN ALS SICKERWASSER AN

Abb. 1: Wasserbilanz einer Deponie

Anforderungen an Einleitungen in ein Fließgewässer:

PARAMETER	ALLG. WERTE DEPONIE	MDH 1992	GRENZWERT BEI DIREKT EINLEITG.
A.1. ALLGEMEINE PARAMETER			
1. Toxizität G _F	bis 60	k.A.	<3, (a)
2. Abfiltrierbare Stoffe (mg/l)	20.000	k.A.	20
3. pH-Wert	6,0-11,0	8,4	6,5 - 8,5, (b)
A.2. ANORGANISCHE PARAMETER			
4. Blei ber. als Pb (mg/l)	0,02-0,1	0,11	0,5
5. Cadmium ber. als Cd (mg/l)	0,001-0,1	0,001	0,1
6. Chromgesamt ber. als Cr (mg/l)	0,005-5	3,44	0,5
7. Kupfer ber. als Cu (mg/l)	0,001-1	0,12	0,5
8. Nickel ber. als Ni (mg/l)	0,01-3	5,6	0,5
9. Quecksilber ber. als Hg (mg/l)	0,0001-0,05	0,01	0,01
10. Zink ber. als Zn (mg/l)	0,02-2	0,57	0,5
11. Ammonium ber. als N (mg/l) (c)	100-10.000	4.500	10
12. Ammoniak ber. als N (mg/l)	von pH, Temp. etc. abh.		0,5
13. Chlorid ber. als Cl (mg/l)	500-12.000	5.950	durch G _F begrenzt
14. Nitratber. als N (mg/l)	10	6,96	35
15. Sulfid ber. als S (mg/l)	1-6	9,74	0,5
A.3. ORGANISCHE PARAMETER			
16. CSB, ber. als O ₂ (mg/l)	500-60.000	25.260	50, (e)
17. BSB ₅ , ber. als O ₂ (mg/l)	80-20.000	8.590	10, (e)
18. AOX ber. als Cl (mg/l)	0,03-5	13	0,5
19. Kohlewasserstoffe (mg/l)	1-10	1,57	5
20. BTX (mg/l)	0,01-0,1	0,03	0,1, (g)

Tabelle 1: Begrenzungen Sickerwasseremissionen aus Abfalldeponien,, Bandbreite und tatsächliche Werte der MDH aus dem Jahr 1992

a.) Ökotoxikologischer Kennwert; im Rahmen der Fremdüberwachung gemäß § 4 Abs. 3 bei begründetem Verdacht oder konkretem Hinweis der fließgewässerschädigenden Wirkung einer Abwassereinleitung, nicht jedoch in der Eigenüberwachung gemäß § 4 Abs. 2 einzusetzen.

b.) Allenfalls durch NH₃-N und Temperatur begrenzt.

c.) Bzw. durch NH₃-N, Temperatur und pH-Wert begrenzt.

e.) Durch die Festlegungen für die Parameter BSB₅ und CSB erübrigt sich eine Festlegung für den Parameter Gesamter org. geb. Kohlenstoffe.

g.) Verschreibung bei Sickerwasser aus Deponien gemäß § 1 Abs. 2 Z 2 oder 3 nicht erforderlich.

Derzeit werden Abflußwerte von 0,0035 bis 0,27 l/(s*ha) gemessen. Die SIWA-Qualität unterliegt einer zeitlichen Änderung. Eine anfängliche saure Phase, die durch hohe Konzentration organischer Inhaltsstoffe gekennzeichnet ist, wird durch eine Methanphase abgelöst. In dieser zweiten Phase sinkt die Konzentration organischer Verunreinigungen abgesehen von der Belastung durch Stickstoffverbindungen, welche annähernd konstant bleibt [1].

Neue Arbeiten [2] belegen, daß die Dauer der sauren Phase und damit die hohe organische Belastung reduziert wurden. Dies ist auf die verbesserte Betriebstechnik und Maßnahmen zur Abfallvorbehandlung zurückzuführen. Inwieweit sich die verstärkte Abtrennung des biogenen Hausmülls auf die Qualität des SIWA's auswirkt, bleibt abzuwarten.

Im Falle der Mülldeponie Halbenrain (MDH) konnte eine Verringerung der organischen Belastungen bisher nicht bestätigt werden, im Gegenteil steigen die relevanten Parameter, i.e. chem. Sauerstoffbedarf (CSB), Ammonium (NH_4) u.a., während der letzten Jahre stetig an, obwohl die Deponie bereits seit 15 Jahren bewirtschaftet wird. Die Konzentrationen der organischen Verunreinigung des SIWA's der MDH, übersteigen sämtliche publizierten Daten anderer Deponien (Tab. 1). Umfangreiche Versuche zur SIWA-Reinigung waren daher notwendig und mündeten schließlich in der Durchführung von Pilotversuchen mit einer Behälterbiologie mit integrierter Mikrofiltration.

In einer sechsmonatigen Versuchsreihe zur Biologie (1992) in Kooperation mit dem Institut für Verfahrens- und Umwelttechnik der TU Graz, wurde die prinzipielle Eignung gezeigt (3). Um für die Großanlage Erfahrungen zur Inbetriebnahme zu gewinnen und um die Umkehrosmose testen zu können, wurden ab März 1993 nochmals Versuche in Kooperation mit mehreren Universitäten (TU Graz, Uni Toulouse, Uni Zagreb) unternommen [4,5].

Im folgenden wird versucht, mit den genauen Erkenntnissen aus dem Betreiben einer hochbelasteten Biologie mit Trockensubstanzgehalten (TS) von größer 25 g/l und hohen Betriebstemperaturen ($T > 30^\circ\text{C}$) den Stand des Wissens der Abwasserbehandlung zu verifizieren.

2. BIOLOGISCHE GRUNDLAGEN DER SICKERWÄSSER

Die organische Belastung eines Abwassers, üblicherweise mit dem chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) ausgedrückt, wird bereits seit Beginn des 20. Jahrhunderts erfolgreich mittels biologischer Verfahren reduziert [6]. Der Abbau von organisch gebundenen Stickstoffverbindungen und Ammonium in kombinierten aeroben und anaeroben, biologischen Prozessen (Nitrifikation-/Denitrifikationsprozeß) wurde in den letzten Jahrzehnten etabliert und wird immer öfter in die Abwasserbehandlung eingebunden [6].

Neben den Kohlenstoffverbindungen (CSB) stellen die reduzierten Stickstoffverbindungen, ausgedrückt als TKN (Total Kjeldahl Nitrogen), mengenmäßig die wichtigsten Komponenten im SIWA dar. Oxidierter Stickstoff in Form von Nitrit oder Nitrat kommt zumeist kaum vor.

In unsterilen Abwasserreinigungsanlagen etabliert sich zumeist eine Mischpopulation mit teilweise auch höherer Lebensform (Abb.2) [6].

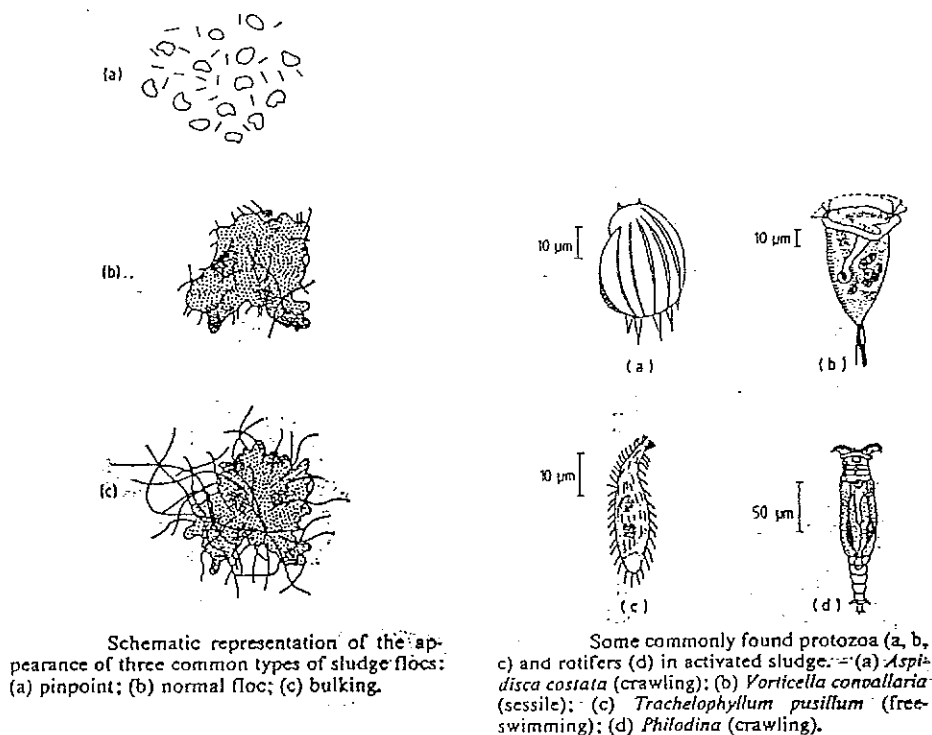
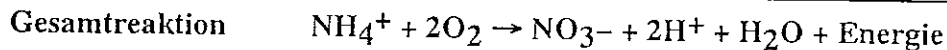
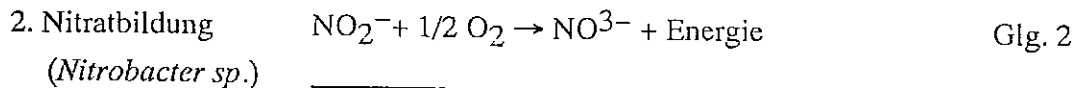
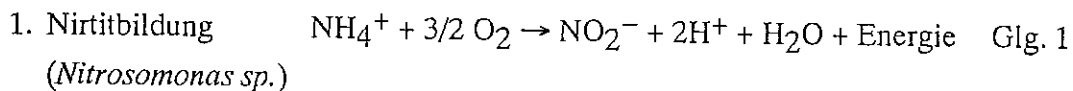


Abb. 2: Lebensformen in Abwasseranlagen [6].

Abgesehen von jenem Teil an Stickstoff, der in die Biomasse eingebaut und als Überschussschlamm aus dem System entnommen wird, wird der Rest in Gegenwart von Sauerstoff als Elektronenakzeptor (Chemolithotrophie) bei pH-Werten zwischen 7,0 und 8,5, weitgehend über Nitrit (Glg. 1) zu Nitrat (Glg. 2) oxidiert (Nitrifikation).

2.1. NITRIFIKATION:

Stöchiometrische Darstellung der Nitrifikation:



Für die Bildung von 1 g $\text{NO}_3\text{-N}$ werden 4,6 g O_2 benötigt und dabei werden 0,14 Mol H^+ gebildet (1 Mol $\text{NH}_4\text{-N}$ bildet 2 Mol H^+), d.h. es ergibt sich bei der Nitrifikation von 14 g $\text{NH}_4\text{-N}$ (=1 Mol) ein Verbrauch an Säurekapazität von 2 Mol.

Wachstumsraten und Ertrag der Nitrifikanten

Die Menge und die Aktivität der aktiven Organismen im Belebungsbecken sind für die Reinigungsleistung von besonderer Bedeutung, weil sie die Entfernung bzw. die Oxidation der Abwasserinhaltsstoffe bewirken. Diese aktive Masse ergibt sich aus der Differenz zwischen dem Bakterienzuwachs und dem Bakterienverlust bzw. -entnahme als Überschussschlamm.

Die Beziehung von Monod [7] wird als Wachstumsmodell herangezogen. Die Wachstumsrate μ wird wie folgt beschrieben.

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{N}{K_N + N} \quad \text{Glg. 3}$$

Die max. Wachstumsrate μ_{\max} ist eine bakterienspezifische Größe und ein Maß für das unlimitierte Wachstum der Bakterien bei Substratüberschuß. Bei kommunalen Anlagen mit ausreichendem Schlammalter ist die maximale Wachstumsrate von *Nitrosomonas* geringer als von *Nitrobacter* und stellt für die Nitrifikation den geschwindigkeitsbestimmenden Schritt dar. (Tab. 2).

μ_{\max} ist im wesentlichen von der Temperatur abhängig, wie von KNOWLES et al. [8] gezeigt werden konnte. Die Messungen wurden zwischen 8 und 30°C durchgeführt.

Temperatur (°C)	μ_{\max} von <i>Nitrosomonas</i>	μ_{\max} von <i>Nitrobacter</i>
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

Tab. 2: Wachstumsraten als Funktion der Temperatur [9]

Nitrosomonas: $\mu_{\max} \text{ (d}^{-1}\text{)} = 0,47 * 1,101 \text{ (T-15)}$ Glg. 4

Nitrobacter: $\mu_{\max} \text{ (d}^{-1}\text{)} = 0,78 * 1,06 \text{ (T-15)}$ Glg. 5

wobei T die Temperatur im Belebungsbecken ist.

Unter 30°C ist die Wachstumsrate von *Nitrosomonas* geringer als von *Nitrobacter* und daher maßgebend. Dieser Umstand gewährleistet auch, daß das gebildete Nitrit meist vollständig von *Nitrobacter* zu Nitrat oxidiert wird.

Die Experimente mit dem SIWA der MDH bestätigen obige Aussage, da bei Temperaturen über 35°C die *Nitrobacter* das angebotene Nitrit nicht mehr vollständig zu Nitrat oxidieren konnten. Die erzielte max. Wachstumsrate der Gesamtbiozönose betrug

$$\mu_{\max, \text{TS}} = 0,28 \text{ 1/d} \quad \text{Glg. 6}$$

bei einer Temperatur von 35°C und einem TS von 6 g/l [5].

Dieser Wert weicht daher gegenüber den in der Tabelle angeführten Daten stark nach unten ab, daher können die Erkenntnisse aus der kommunalen Abwassertechnik sicher nur zu Analogieschlüssen herangezogen werden.

Für *Nitrosomonas* (NH₄-N) und *Nitrobacter* (NO₂-N) kann die Monod Beziehung folgendermaßen angewandelt werden:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{(\text{NH}_4\text{-N})}{k_{\text{N}} + (\text{NH}_4\text{-N})} \quad \text{und} \quad \mu = \mu_{\max} \cdot \frac{(\text{NO}_2\text{-N})}{k_{\text{N}} + (\text{NO}_2\text{-N})} \quad \text{Glg. 7}$$

Unter der Voraussetzung, daß kein anderes Substrat limitierend vorliegt, kann in Abhängigkeit von der Nährstoffkonzentration und bei Kenntnis von μ_{\max} die tatsächliche Wachstumsrate ermittelt werden.

Die Temperaturabhängigkeit der k_{N} -Werte für *Nitrosomonas* wurden von

KNOWLES et al. [8] mit $k_{\text{N}} = 0,73 \cdot 1,125 (T-20)$ Glg. 8
und von

VAN HAANDEL et al [10] mit $k_{\text{N}} = 1,0 \cdot 1,23 (T-20)$ Glg. 9
angegeben.

Analog zum Ammoniumgehalt kann auch der, im Belebtschlamm gelöste Sauerstoffgehalt einen limitierenden Faktor für das Wachstum der Nitrifikanten darstellen. Auch hier gilt die Monod-Beziehung, d.h. bei Sauerstoff = 0 wird auch die Wachstumsrate = 0. Bei HENZE [11] wird $k_{\text{O}} = 0,4 \text{ mgO}_2/\text{l}$ angegeben. Bei einem Sauerstoffgehalt > 2mg/l tritt nach bisherigen Erfahrungen keine Limitierung der Nitrifikanten ein.

Die MDH-Versuche bestätigen den von HENZE [11] angegebenen Wert von 0,4 mgO₂/l. Der Wert von 2 mgO₂/l stellt somit eine sehr sichere Schranke dar. Allerdings muß während des Vorgangs der Maßstabsvergrößerung der Sauerstoffverteilung im Bioreaktor und dem Mischungsverhalten große Beachtung geschenkt werden.

Aus umfangreichen Untersuchungen ist bekannt, daß sich in größeren belüfteten Bioreaktoren anaerobe Zonen und beträchtliche pH-Gradienten ausbilden können. Dies trifft vor allem auf Blasensäulen und Airliftbioreaktoren zu [12], während andere Bauarten, wie Rührkessel [13, 14, 15, 16], Tauchstrahl [17, 18] und Hydroinjektorbioreaktoren [19] derartige Zonen auch in größerem Maßstab nicht aufweisen.

In diesem Zusammenhang ist auch ein Vergleich der volumetrischen Sauerstoffeintragungsgeschwindigkeiten (k_{la}) in den verschiedenen Bioreaktorsystemen von Interesse. Tab. 3 zeigt eine Übersicht.

k_{la} Werte in Bioreaktoren [1/h]		
Typ	Minimum	Maximum
<i>Abwasser, Oberflächenbelüftung</i>	5	30
<i>Abwasser, Boden-Blasenbelüftung</i>	20	80
<i>Blasensäule mit Bodendispersion</i>	30	100
<i>Rührkessel mit Bodendispersion</i>	100	500
<i>Airlift- bzw. Schlaufenreaktoren</i>	30	200
<i>Injektorbelüftete Bioreaktoren</i>	80	300
<i>Tauchstrahlbioreaktoren</i>	200	1000

Tab. 3: k_{la} -Werte versch. Bioreaktorbauformen

Je höher der k_{la} -Wert, desto geringer muß die eingebrachte Luftmenge sein, oder mit anderen Worten, desto besser ist die Sauerstoffausnützung:

Einfluß der Ammonium- und Nitritkonzentration sowie des pH-Wertes auf die Nitrifikation

Die Aktivität der Nitrifikanten hat im pH-Bereich 7,0 – 8,5 den optimalen Bereich, pH-Werte <6,5 führen zu einer Beeinträchtigung der Nitrifikation, während bei den Versuchen in Halbenrain bei pH-Werten bis 9,0 und geringen Ammoniumkonzentrationen keine negativen Auswirkungen beobachtet werden konnten [5].

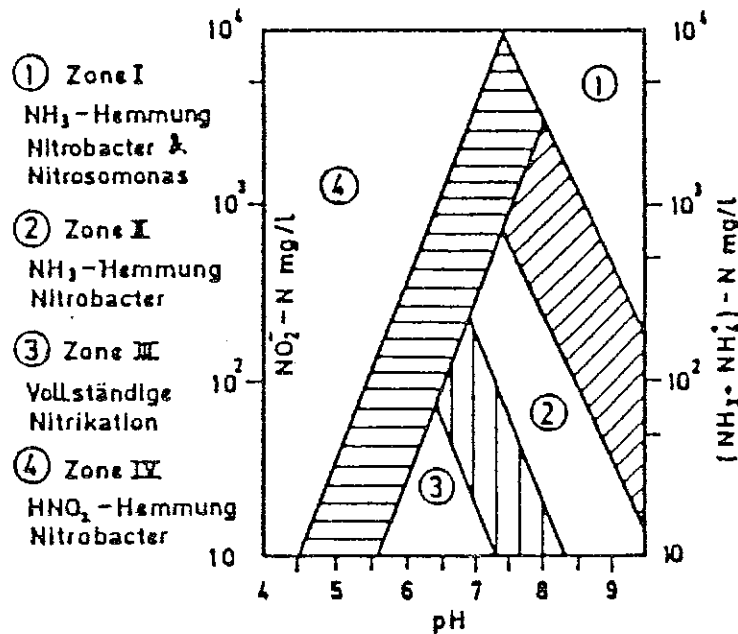


Abb. 3: Hemmung der Nitrifikation durch NH_3 und HNO_2 in Abhängigkeit vom pH-Wert (nach ANTHONISEN) [20].

Absterberate (b_A) der Nitrifikanten

Bakterien wachsen nicht nur, sie sterben auch ab bzw. werden von anderen Organismen im Belebtschlamm (Einzeller) gefressen. Diese als Absterberate b_A benannte Größe ist von der Temperatur, aber auch z.B. vom Sauerstoffgehalt (aerob oder anoxisch), nicht jedoch vom vorhandenen Substrat abhängig. Je höher die Temperatur, desto rascher sterben die Bakterien. Die Nitrifikanten sterben bei Sauerstoffgehalten >0 erheblich rascher als unter Sauerstoffmangel (Denitrifikationszone).

Die Masse des Verlustes an aktiven Nitrifikanten durch Absterben steigt proportional zur Verweilzeit der Bakterien (=Schlammalter) im aeroben Teil des Belebungsverfahrens. Je höher das Schlammalter, desto größer ist der Einfluß der Absterberate auf die Nitrifikationskapazität.

Der Einfluß des Schlammalters auf die Nitrifikation ist in Tabelle 4 [9] dargestellt.

Schlammalter (ts)	Konsequenz
$\gg \frac{1}{\mu_{\max}}$	niedrige mittlere Ablaufkonzentrationen; ΔS_i hat nur geringen Einfluß auf ΔS_e ; volle Nitrifikation
$> \frac{1}{\mu_{\max}}$	mittlere Ablaufkonzentrationen stark von ΔS_i abhängig, Belastungsspitzen im Ablauf; Teilnitrifikation
$\approx \frac{1}{\mu_{\max}}$	keine stabile Nitrifikation , Auswaschung der Nitrifikanten

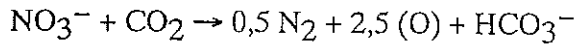
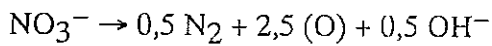
Tab. 4: Auswirkungen des Schlammalters auf die Nitrifikation [9].

Die grundlegenden Voraussetzungen für das Wachstum von nitrifizierenden Mikroorganismen können wie folgt zusammengefaßt werden [6]:

- pH-Wert: 5,5 – 9,0; unter pH=7,0 verlangsamt sich das Wachstum, das Optimum liegt bei pH=7,5
- gelöster Sauerstoff: $C_{O,\min} = 0,5 \text{ mg/l}$
- Temperatur: 5 – 40°C
- freies Nitrit und Ammoniak: Auswirkungen wie in Abb. 3 beschrieben.

2.2. DENITRIFIKATION:

Stöchiometrie der Denitrifikation:



Von den fakultativ anaeroben Bakterien wird Nitrat unter Ausschluß von Luftsauerstoff für den Atmungsprozeß verwendet und damit ein beträchtlicher Anteil des für die Nitrifikation verbrauchten Sauerstoffs wieder gewonnen. Die Umrechnung erfolgt auf der Grundlage, daß pro übertragenes Elektronenäquivalent 0,25 M O₂ bzw. 0,2 M Nitrat reduziert werden, d.h. 32*0,25gO₂ entspricht 14*0,2gNO₃-N oder 1mg NO₃-N entspricht 2,86 mg O₂ [21].

Bei der Denitrifikation von 1g NO₃-N werden 2,86 g Sauerstoff für die Kohlenstoffatmung freigesetzt. Für die Nitrifikation + Denitrifikation von 1g TKN bis zum gasförmigen Stickstoff werden daher insgesamt etwa 1,4 g Sauerstoff benötigt.

In dem Maße, in dem das Nitrat durch die Denitrifikation verbraucht wird, werden OH⁻ Ionen produziert, die durch die Dissoziation der Kohlensäure Hydrogencarbonat entstehen lassen. Das bei der Nitrifikation verdrängte Hydrogencarbonat kann im Zuge der Denitrifikation zur Hälfte wieder gebildet und damit wiedergewonnen werden.

Nach FLADERER [22] betragen die ermittelten OVDN/OVC Verhältnisse zwischen 0,45 und 0,52. Nach KAYSER [23] wird angenommen, daß OVDN/OVC=0,75 ist. Das OVDN/OVC-Verhältnis ist abhängig von der Verfügbarkeit an leicht abbaubarem Substrat in der Denitrifikationszone. Das OVDN/OVC Verhältnis wird bestimmt durch die Energieaufwendung für die Hydrolyse, sowie durch den Umstand, daß nicht alle Bakterien denitrifizieren können und auch zu einem kleinen Teil durch den geringeren Energiegewinn bei der anoxischen Atmung.

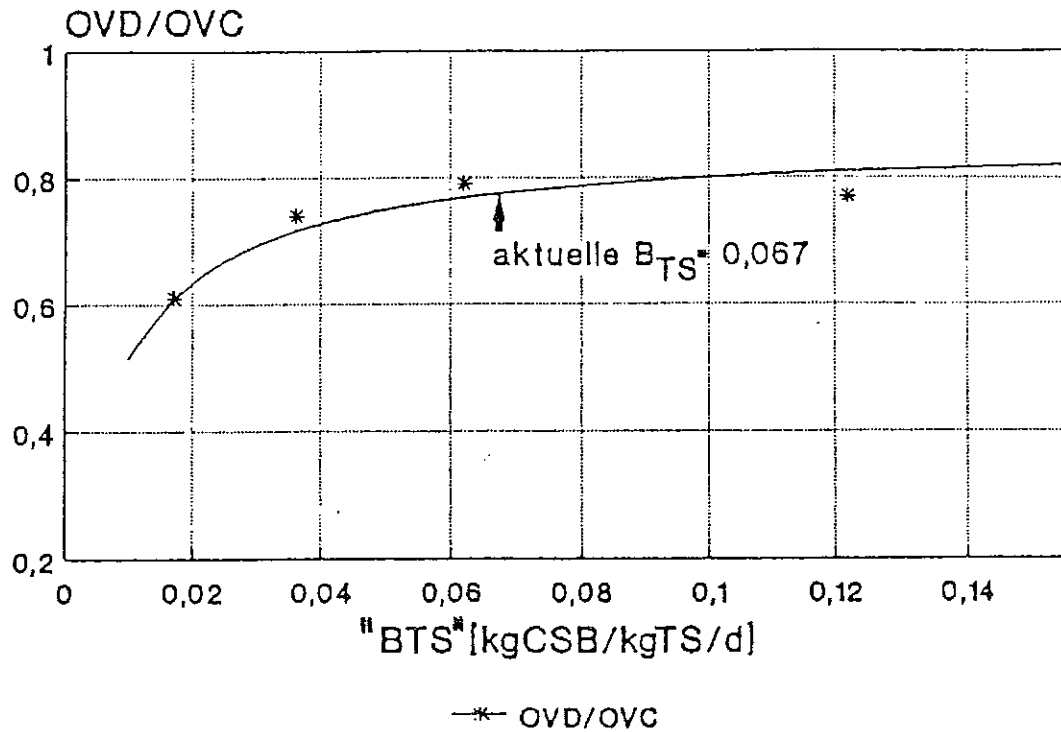


Abb. 4: OVD/OVC bei verschiedenen C-Belastungen, $T = 12^{\circ}\text{C}$ (FLADERER) [22].

Der Prozeß der Denitrifikation läuft bei folgenden Milieubedingungen [6]:

- Temperatur: 5 – 60 °C
- pH: 6 – 8; unter pH=6 wird Nitrit nur noch unvollständig abgebaut und kann sich daher akkumulieren.
- gelöst Sauerstoff: muß limitierend sein. Dabei muß beachtet werden, daß die gelöste Sauerstoffkonzentration in einer Schlammflocke mit einem Durchmesser von 100 μm und bei einer Bulkonzentration von 2 mgO_2/l im Inneren nur etwa 0,1 mgO_2/l beträgt. Daher können auch in stark belüfteten Anlagenteilen anaerobe, denitrifizierende Zonen auftreten.
- Vorhandensein eines biologischen leicht zugänglichen Elektronendonator, sprich BSB_5 .
- Nitrit bzw. Nitrat müssen als Elektronenakzeptor anwesend sein.

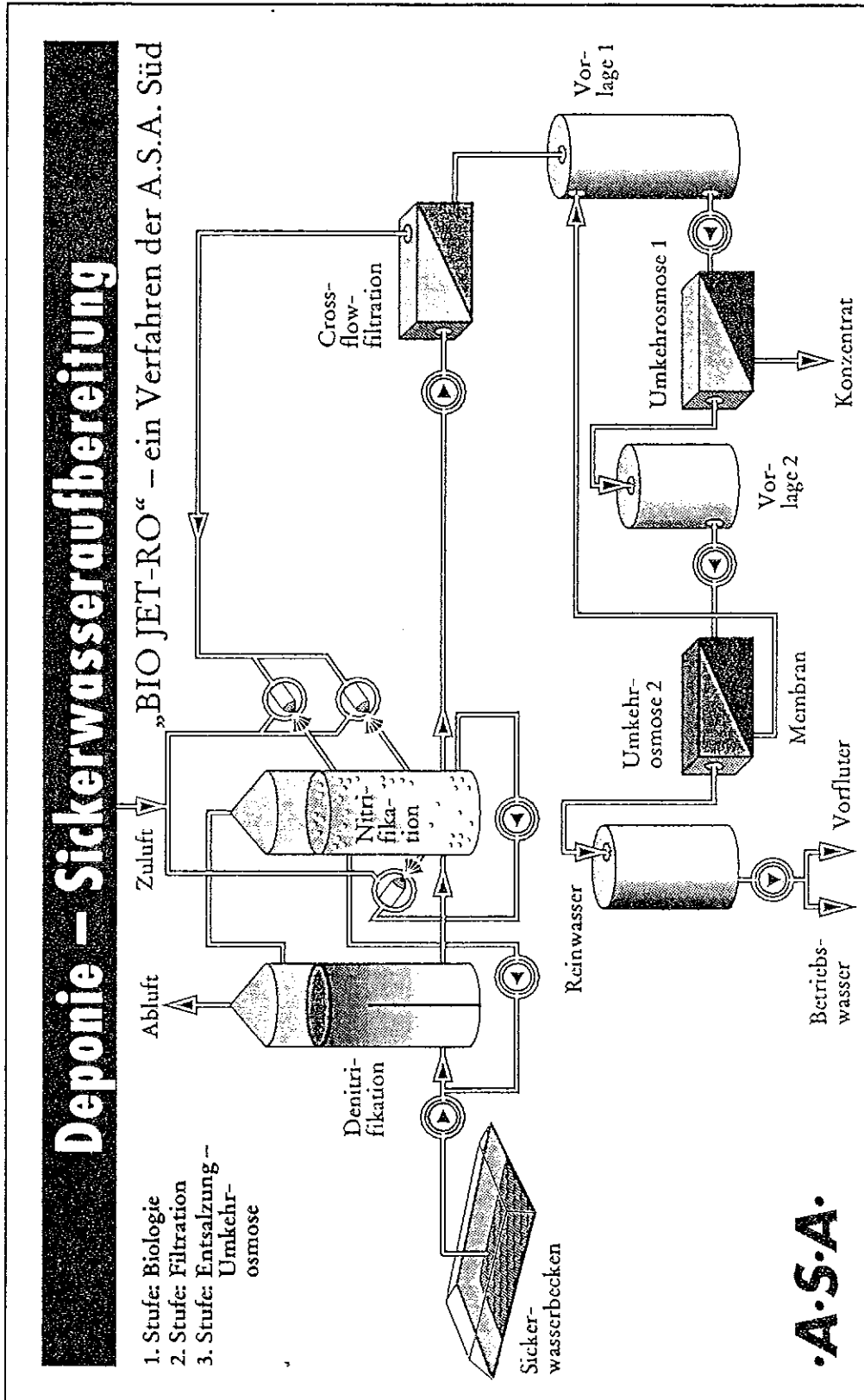
3. ANLAGENTECHNIK UND AUSLEGUNGSGRUNDLAGEN

Im Bereich SIWA-Reinigung verdrängt die Technik der Membranbioreaktoren andere Bauformen, wie Beckenbiologie mit Nachklärbecken oder Festbettverfahren zusehends.

Zahlreiche Vorteile der Membranbioreaktoren lassen sich auflisten:

- hohe TS Gehalte aufgrund des 100% Rückhaltes der Biomasse in der Filtrationsanlage
- geringer Platzbedarf
- hohe Sauerstoffausnützung
- Leckagekontrollmöglichkeit
- geringe Invest- und Betriebskosten
- keine Austragung von Blähschlamm
- Kontrolle der Temperatur und stabiler Betrieb
- bestmögliche Abbauleistung durch optimal adaptierten Schlamm
- kontrollierbares Schlammalter
- geringer Chemikalieneinsatz
- keine Geruchsbelästigung

Abb. 5 zeigt das BIOJET-RO Verfahren der A.S.A. – Süd. Wie bei allen Membranbioreaktoren ist das Nachklärbecken konventioneller Kläranlagen durch eine Cross-flow-Mikrofiltration mit 100 %igen Biomasserückhalt ersetzt.



1.9.93

Abb. 5: SIWA-Reinigung Mülldeponie Halbenrain mit "BIOJET-RO".

Wie in Abb. 6 dargestellt, lassen sich die Fluxraten der Mikrofiltration über die Anströmgeschwindigkeit und dem Transmembrandruck regeln [24].

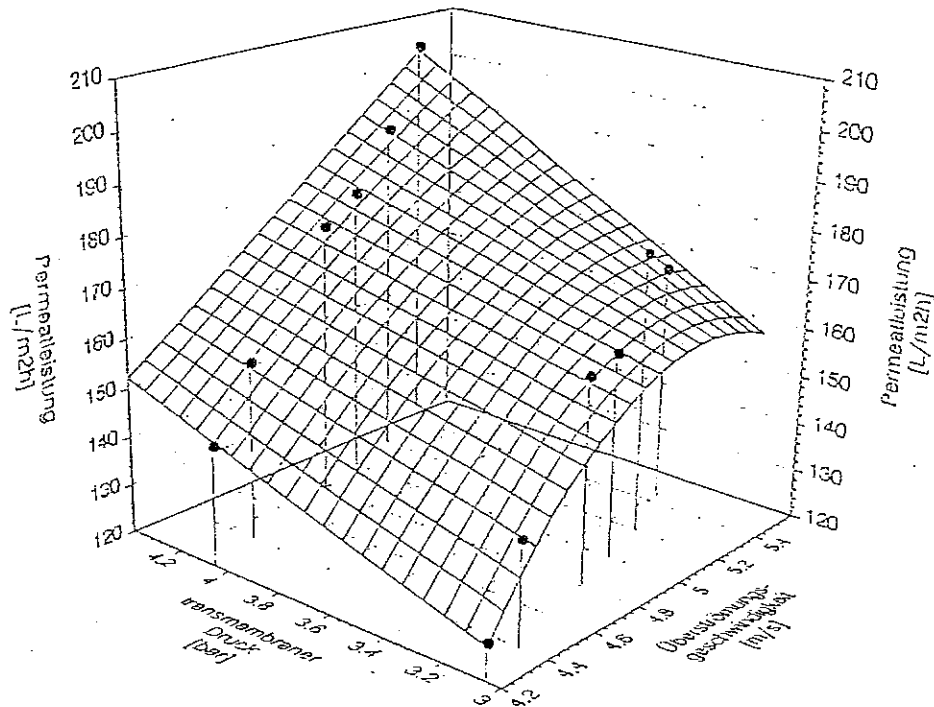


Abb. 6: Permeatleistung der Mikrofiltration als Funktion der Überströmungs- geschwindigkeit und des Transmembrandruckes [24].

Die das Belevungsverfahren limitierende Kenngröße Feststoffgehalt wird durch diese Art der Fest-Flüssig-Trennung um ein Mehrfaches gesteigert. Mit dieser Verfahrenstechnik können Feststoffgehalte bis zu 35 g/l im Bioreaktor gefahren werden. Somit kann der Raumbedarf eines biologischen Verfahrens deutlich minimiert werden. Durch die Mikrofiltration werden Bakterien, also die zum Stoffumsatz benötigte Biomasse, vollständig zurückgehalten.

Ein Biomassenverlust ist somit nicht gegeben. Die gesamte Schlammproduktion läßt sich gezielt als Überschußschlamm entnehmen. Bei diesem Verfahren kann die Ausbildung einer flockenbildenden Biozönose zu keinen Betriebsstörungen führen, da auch mit Schwerkraft nicht abtrennbare Biomasse sich mit dem Mikrofilter abscheiden läßt. Blähschlamm stellt somit kein Problem dar.

Das in der Cross-Flow-Mikrofiltrationseinrichtung zurückgehaltene Schlammkonzentrat wird kontinuierlich als Retentat durch die Injektoren in den Belebungsreaktor zurückgefördert. Dort steht die Biomasse wieder zum Abbau der Schadstoffe zur Verfügung. Die Strömungsgeschwindigkeit des Retentats wird somit zum Betreiben der Injektoren und damit zur Belüftung genutzt.

Darüber hinaus begünstigt der notwendige Überdruck vor dem Injektor die Filterleistung ganz erheblich, dies führt zur Verringerung der Filterflächen (Abb. 6) und zu Kosteneinsparungen.

Das Schlammalter ist, wie zuvor erwähnt, ausschließlich von der Schlammproduktion und der Entnahme von Überschussschlamm abhängig. Der feststofffreie Ablauf dieser Anlagen eignet sich ideal für nachgeschaltete Reinigungssysteme, wie z.B. Absorption, Oxidation oder Umkehrosmose.

Die Großanlage wurde aufgrund der Versuchsergebnisse der Pilotanlage und mit dem Arbeitsblatt ATV A131 dimensioniert und wird im Frühjahr 1994 den Betrieb aufnehmen. Das unbehandelte Sickerwasser fließt zuerst in die vorgeschaltete Denitrifikation, da die leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen von den fakultiv anaeroben Mikroorganismen zur Nitratreduktion verwendet werden und daher auf die Zudosierung einer externen Kohlenstoffquelle verzichtet werden kann. Chemikalien werden daher ausschließlich in geringer Menge in Form einer Phosphorquelle benötigt.

Die nachgeschaltete Nitrifikation bedingt, daß sich auch im Ablauf der biologischen Reinigungsstufe, sprich im Permeat der Mikrofiltrationsanlage relativ hohe Konzentrationen von Nitrat feststellen lassen: Aus der Berechnung einer Massenbilanz ergibt sich, abhängig vom gewählten Rücklaufverhältnis, eine Nitrat-Konzentration zwischen 50 und 120 mgNO₃-N/l. Diese Werte liegen über den gesetzlichen Reinheitsanfordermengen, können jedoch in nachgeschalteten Verfahrensstufen leicht auf den vorgeschriebenen Grenzwert gesenkt werden.

Unsere Versuchsergebnisse bestätigen die Daten, die in der BRD zuvor erzielt wurden. Zum Teil werden mit dem SIWA in Halbenrain auch deutlich bessere Abbauraten erzielt (Abb. 7 bis 10) [5,25].

Wie aus Abb. 7 ersichtlich, wird aufgrund des steuerbaren Schlammalters in allen Pilotversuchen und auch in Großanlagen kontinuierlich vollständig nitrifiziert. Ebenso wird der BSB₅-Wert (Abb. 8) in allen Fällen nahezu vollständig eliminiert.

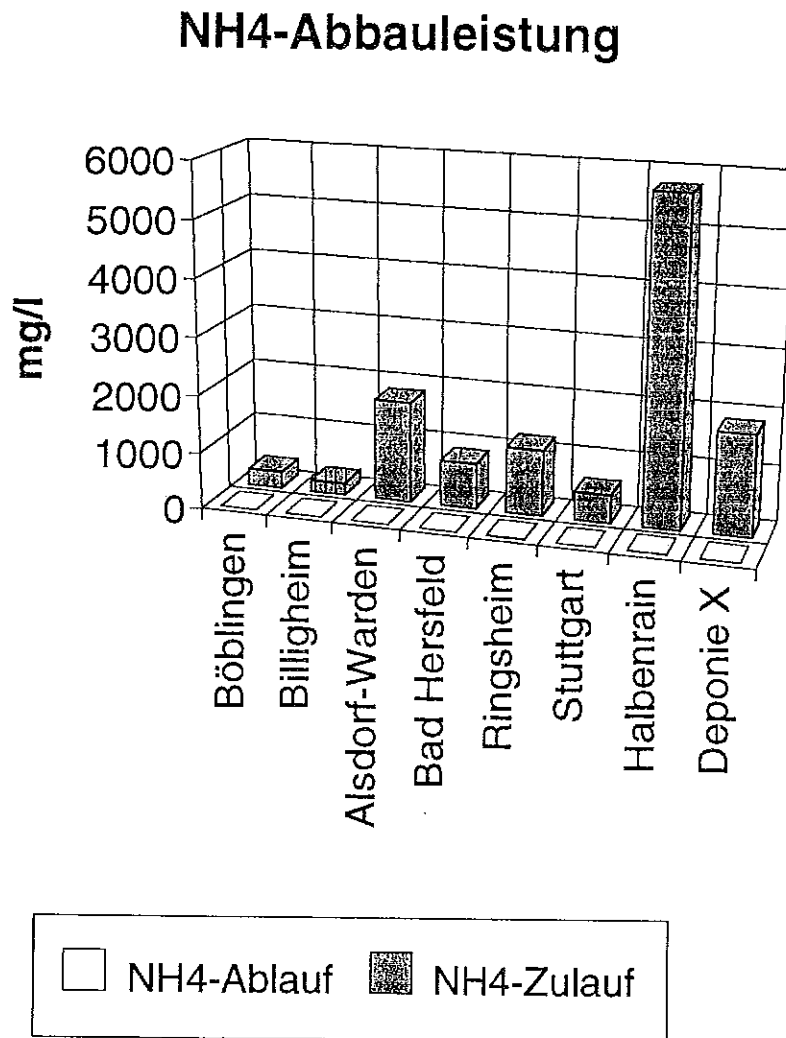


Abb. 7: NH₄-N im Zulauf sowie Ablauf Biomembranreaktor Stufe und Nachbehandlungsstufe [5,25].

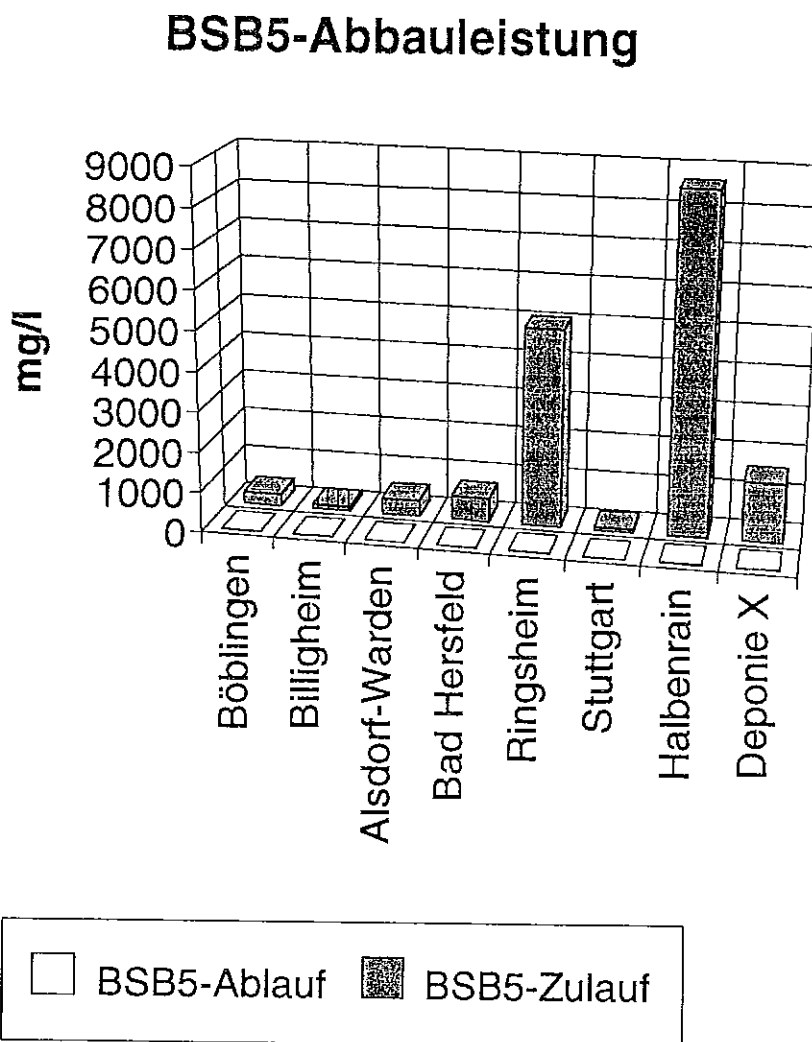


Abb. 8: BSB₅ im Zulauf sowie Ablauf BIOMEMBRAT-Stufe und Nachbehandlungsstufe [5,25].

In Abb. 9 sind die CSB-Abbauraten als Funktion der Zulaufkonzentration dargestellt. Diese Graphik zeigt eindeutig, daß der CSB-Abbau bei höheren Zulaufkonzentrationen günstiger, und die Abbauleistungen insgesamt stabiler werden.

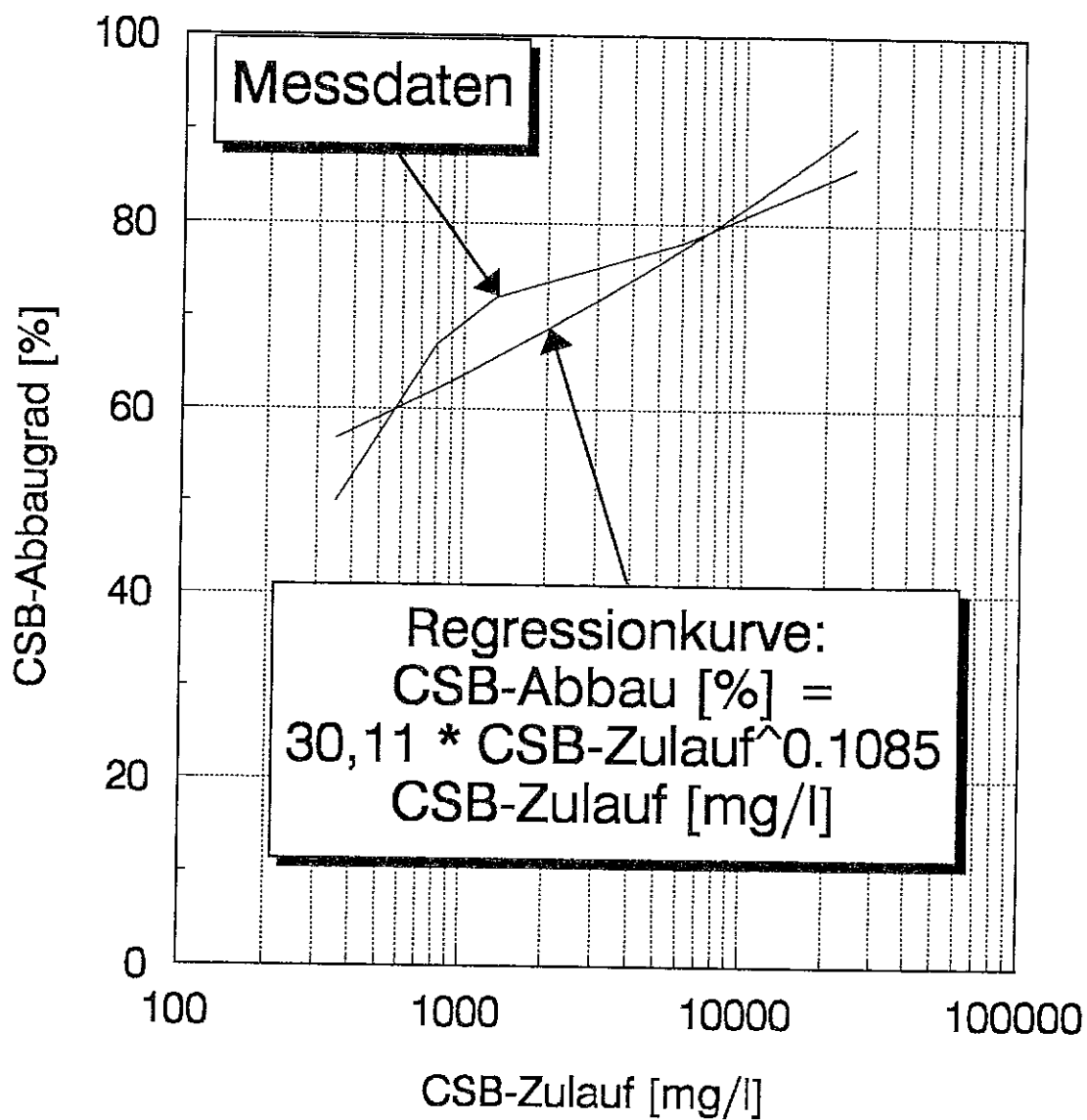


Abb. 9: CSB-Entnahme in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration [5,25].

Die Angabe der Abbauleistung bezüglich AOX ist schwierig. Wegen der hohen anorganischen Inhaltsstoffe und der damit verbundenen Unsicherheit in der AOX-Analytik können bezüglich dieses Parameters keine genaue Bilanzierungen durchgeführt werden. Die Entnahme bewegt sich in Größenordnungen zwischen 40 % und 90 % [5,25].

Die Leitfähigkeit wird bei der Anlage in Halbenrain von 55.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf Werte zwischen 15.000 und 18.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ reduziert [5].

Der Überschußschlammanfall beträgt je nach Beschaffenheit des SIWA's 0,02 bis 0,11 $\text{kg}^{\text{TS}}/\text{kg C}_5\text{Beli}$. Im Vergleich dazu wird bei kommunalen Anlagen mit einem Anfall von 0,5 kg organischer Trockensubstanz pro abgebauten Kilo BSB₅ gerechnet. In diesem Zusammenhang muß deutlich darauf hingewiesen werden, daß die Kenngröße BSB₅ für Membranbioreaktoranlagen keine Relevanz besitzt, da die tatsächlich abgebaute organische Fracht bedeutend höher ist, als mit dem Labortest für BSB₅ nachgewiesen wird. Messungen des BSB₅ erscheinen daher weder im Zu-, noch im Ablauf der Anlage als sinnvoll.

Ein kürzlich publizierter Bemessungsansatz von Chang [26] versucht verschiedene Parameter, wie Temperatur, Trockensubstanzgehalt, Schlammalter, Kohlenstoffquelle u.a. in die Auslegung miteinzubeziehen. Dabei wird streng zwischen den Teilen Nitrifikation und Denitrifikation getrennt.

Für das Beispiel-Sickerwasser sind umfangreiche Rechnungen für verschiedene Temperaturen und TS_{BB}-Gehalte durchgeführt worden. Die Ergebnisse, bezogen auf das Volumen bei 10°C und TS_{BB}=4 kg/m^3 , sind in der Abbildung 10 dargestellt. Es zeigt sich, daß durch eine Vervierfachung der Biomassenkonzentration und Erhöhung der Temperatur auf 20°C nur noch ein Zehntel des Bauvolumens benötigt wird.

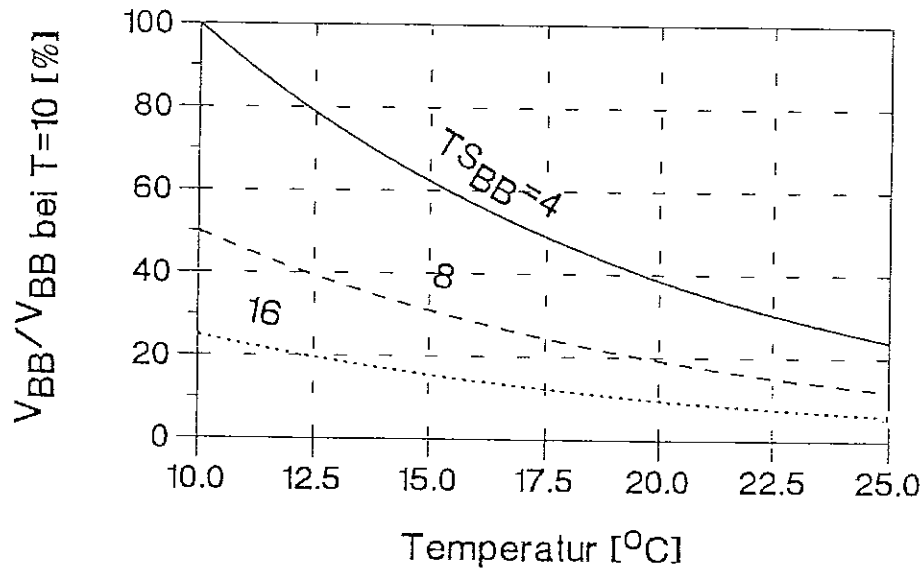


Abb. 10: Belebungsbeckenvolumen mit unterschiedlichen TS_{BB} -Gehalten, bezogen auf V_{BB} bei 10°C und $TS_{BB} = 4 \text{ kg/m}^3$ [26].

Umgelegt auf den Fall der MDH würden sich bei der Auslegung nach Chang zu geringe Volumina die Membranbioreaktoren ergeben. Dies ist jedoch nicht verwunderlich, da das Berechnungsmodell auf Versuchsergebnissen mit relativ niedrig belastetem SIWA basiert.

Die Schlussfolgerung für eine sichere und dennoch günstige Anlagenauslegung kann daher nur lauten:

Pilotversuche vor der Planung der Großanlage durchführen!

Die Maßstabvergrößerung kann dann mit guter Genauigkeit nach den Regeln der Ähnlichkeitslehre und Biotechnologie ausgeführt werden.

4. SCHLUßBEMERKUNG

Eine Biologie liegt zumeist an erster Stelle von Verfahrensketten zur SIWA-Aufbereitung. Die Aufgabe dieser ersten Stufe ist es, organische Inhaltsstoffe weitgehend in N_2 , CO_2 und Wasser umzuwandeln. Die Notwendigkeit einer solchen Stufe bzw. die positive Wirkung auf die nachfolgenden chemisch/physikalischen Verfahren sind beschrieben worden [27].

In der Praxis wird hauptsächlich das Belebungsverfahren eingesetzt. Neuere Techniken, wie z.B. Membranbioreaktoren [28], erreichen durch eine Feststoffabtrennung mittels Ultrafiltration eine Erhöhung des Belebtschlammgehaltes bis zu 35 g/l. Dadurch kann die Raumumsatzleistung erhöht und damit das Bauvolumen und die Investkosten verringert werden.

5. LITERATUR

- [1] H.-J.: Sickerwassermenge und -qualität/die Abhängigkeit von Deponietechnik und -alter, Entsorgungspraxis Spezial, Nr. 9, 11/89, S. 6ff.
- [2] Kruse, K.; Kayser, R.:
Sickerwasserqualität Niedersächsischer Hausmülldeponien, Forschungsbericht im Auftrag des Landes Niedersachsen, August 1993.
- [3] Land D.:
Deponiesickerwasser- Versuche zur biologischen Vorbehandlung, Diplomarbeit TU Graz 1992.
- [4] Simon M., Fonade C.:
Aeration of bioreactors by use of hydro-ejectors, Versuchsbericht I.N.S.A. Toulouse und A.S.A. Süd, 1993
- [5] Horvat P., Novak S.:
Report on pilot plant for treatment of landfill leachate-biological part, Versuchsbericht A.S.A. Süd, 1993
- [6] Verstraete W., Van Vaerenbergh E.:
Aerobic activated sludge, Ind. Biotechnologie, Vo1.8, VCH Verlag, Weinheim, 1986
- [7] Monod J.:
Recherche sur la croissance des cultures bactériennes, Paris, Hermann, 1942.
- [8] Knowles, G. et. al:
Determination of Kinetik Constants for Nitrifying Bacteria in Mixed Culture, with Aid of an Electronic Computer. J. Ge. Microbiol., 263-278, 1965.
- [9] Franz A.:
Chemische und mikrobiologische Grundlagen der Stickstoff- und Phosphorentfernung in: Bemessung und Betrieb von Anlagen zur Stickstoffentfernung, ÖWAV-Seminar, Wien 1993.
- [10] van Haandel et. al.,: Optimization of Nitrogen Removal in the Single Sludge Activated Sludge Process, Wat. Sci. Tech. 14, No 6/7, 433-461., 1982

- [11] Henze, M. et. al., "Activated sludge model No. 1", IAWPRC, 1986
- [12] Jury W.
Mixing in bioreactors.
Dissertation, Institut für Biotechnologie TU Graz, Austria 1989
- [13] Mayr B., Horvat P., Moser A.
Engineering approach to mixing quantification in bioreactors.
Biopr. Eng. 8: 137-143, 1992
- [14] Mayr B., Horvat P., Nagy E., Moser A.
Mixing-models applied to industrial batch bioreactors
Biopr. Eng. 9: 1-12, 1993
- [15] Mayr B., Nagy E., Horvat P., Moser A.
Modeling of mixing and simulation of its effect on glutamic acid fermentation
Chem. Biochem. Eng. Q. 7 (1): 31-42, 1993
- [16] B. Mayr, E. Nagy, P. Horvat, A. Moser
Scale-Up on basis of structured mixing models: A new Concept in Druck in
Biotechnology and Bioengineering
- [17] Moser A., Mayr B., Jury W., Steiner W., Horvat P. 1991.
Mathematical models for mixing in deep jet bioreactor: analysis.
Biopr. Eng. 7: 171-176, 1991
- [18] Moser A., Mayr B., Jury W., Steiner W., Horvat P.
Mathematical models für mixing in deep jet bioreactor: calculation of parameters.
Biopr. Eng. 7: 177-182, 1991
- [19] Rainer B.,
Etude des Performances d'aération des bioreacteurs au moyen D'un nouveau type
d'hydrojecteur, Dissertation, I.N.S.A. Toulouse, Frankreich 1992
- [20] Anthonisen, A.C. et. al:
Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous Acid. J. WPCF 24, 835-852, 1976

- [21] van Haandel, A.C. et. al., The activated sludge process-3. Single sludge denitrification. *Waster Res.*, 15, 1135-1152, 1981
- [22] Fladerer, F.,
Festlegung einer Versuchsanordnung und -durchführung für die Bestimmung der Kohlenstoffatmung mit Nitrat u./o. Nitrit als Elektronenakzeptor. Diplomarbeit an der TU-Wien, Inst. f. Wassergüte u. Abfallwirtschaft, 1992.
- [23] Kayser, R.:
Simultane Denitrifikation, ATV-Fortbildungskurz E/2, Essen 1985
- [24] Maté G.,
Membranprozesse in der SIWA-Aufbereitung Vortrag beim 1. Österr. Deponiesickerwasserseminar, Judenburg, 1993.
- [25] Wagner F.:
Ergebnisse bei der Behandlung unterschiedlicher Sickerwässer
Veröffentl. des Forschungs- und Entwicklungsinstitutes für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft, Band 112, S. 125-136, Stuttgart 1990
- [26] Chang L.:
Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen zur Behandlung von Sickerwasser aus Hausmülldeponien. KA 3/93, 40. Jahrgang.
- [27] Albers, H; Ehrig H.J.; Mennerich A.:
Sickerwasserreinigung, Müllhandbuch, Band 3, Kap. 4588, 1991
- [28] Krauth, Kh.:
Die Behandlung von Deponiesickerwasser mit Druckbelebung, Membranfiltration und Adsorption, Veröffentl. des Forschungs- und Entwicklungsinstitutes für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft, Band 112, S. 125-136, Stuttgart 1990.