

1995-15_stikstofrijke-retourstromen-nitrificatie

stowa

**Behandeling van stikstofrijke
retourstromen
op rioolwaterzuiveringsinrichtingen**

Praktijkonderzoek met de membraan-bioreactor
naar nitrificatie/denitrificatie via nitriet bij
het slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk



Zuiveringschap Hollandse
Eilanden en Waarden

95-15

Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen



Praktijkonderzoek met de membraan-bioreactor
naar nitrificatie/denitrificatie via nitriet bij
het slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk

95-15

Publicaties en het publicatieoverzicht
van de Stowa kunt u uitsluitend
bestellen bij:
Hageman Verpakkers BV
Postbus 281
2700 AC Zoetermeer
tel. 079-611188
fax 079-613927
o.v.v. ISBN- of bestelnummer en
een duidelijk afleveradres.
ISBN nr. 90.74476.35.X

7	Evaluatie	37
	7.1 Bedrijfsvoeringsaspecten	37
	7.1.1 Initiëring	37
	7.1.2 Handhaving	37
	7.2 Technologische aspecten	37
	7.2.1 Zuurstofvraag	37
	7.2.2 Loogverbruik	38
	7.2.3 Methanolverbruik	38
	7.2.4 Warmtebalans	39
	7.3 Dimensioneringsgrondslagen	40
8	Kosten	41
	8.1 Varianten	41
	8.2 Dimensionering	41
	8.3 Stichtingskosten	41
	8.4 Exploitatiekosten	42
9	Conclusies en aanbevelingen	44
	9.1 Conclusies	44
	9.2 Aanbevelingen	45
	Lijst van aangehaalde literatuur	46
	Lijst van gebruikte symbolen	49
	Lijst van gebruikte afkortingen	50

Bijlagen

Bijlage 1 Tijdplanning

Bijlage 2 Analyseresultaten

Bijlage 3 Dimensionering van varianten

Bijlage 4 Stichtingskosten (berekening)

Bijlage 5 Exploitatiekosten (berekening)

Inhoudsopgave

	Ten geleide	i
	Samenvatting	1
1	Inleiding	4
2	Doelstelling	5
3	Membraan-bioreactor	6
3.1	Achtergrond van de Membraan-bioreactor	6
3.2	Technische specificaties van de proefinstallatie	7
4	Literatuur	9
4.1	Aanleiding	9
4.2	Nitrificatie	9
4.3	Denitrificatie	10
4.4	Initiëring van de nitrietroute	12
4.4.1	Ammoniak (NH_3)	12
4.4.2	Salpeterigzuur (HNO_2)	14
4.4.3	pH	15
4.4.4	Temperatuur	15
4.4.5	Selectief remmende stoffen	15
4.4.6	Zuurstof (O_2)	16
4.4.7	Slibbelasting en sibleeftijd	16
4.4.8	Evaluatie	17
4.5	Handhaving van de nitrietroute	17
4.5.1	Denitrificatie van nitriet	17
4.5.2	Adaptatie aan nitriet	17
4.5.3	Evaluatie	18
5	Onderzoekprogramma	19
5.1	Algemeen	19
5.2	Onderzoek	19
5.2.1	Verkennd en additioneel onderzoek	19
5.2.2	Duurproef	20
5.3	Materialen en methoden	21
5.3.1	Bemonstering	21
5.3.2	Analyses	22
5.3.3	Metingen	22
5.3.4	Respiratiemetingen	22
6	Resultaten	23
6.1	Initiëring van de nitrietroute	23
6.1.1	Ammoniak (NH_3)	23
6.1.2	Salpeterigzuur (HNO_2)	24
6.1.3	pH	24
6.1.4	Temperatuur	25
6.1.5	Selectief remmende stoffen	25
6.1.6	Periode zonder voeding	26
6.1.7	Zuurstof (O_2)	27
6.1.8	Acute overbelasting	28
6.2	Denitrificatie van nitriet	28
6.3	Duurproef	30
6.3.1	Technologisch functioneren	30
6.3.2	Initiëring en handhaving van de nitrietroute	33

Ten geleide

Door de aangescherpte stikstofeis, die vanaf 1998 voor het effluent van bestaande rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's) zal gelden, zal voor sommige rwzi's capaciteitsuitbreiding onvermijdelijk zijn. Voor andere rwzi's, die de eis van N_{tot} 10 mg/l niet halen, kunnen relatief kleine aanpassingen van het zuiveringssysteem wellicht al voldoende zijn.

De behandeling van interne stikstofrijke retourstromen, vrijkomend bij de slibverwerking na de slibgisting, biedt hier een mogelijkheid om met zo min mogelijk kosten en ruimtebeslag de stikstofeis alsnog te kunnen halen. Stikstofverwijdering uit dit retourwater - een relatief zeer geringe hoeveelheid met een relatief grote stikstofvracht - kan de stikstofbelasting op de bestaande rwzi met 10 tot 20% verlagen.

In 1994 is door een combinatie van waterkwaliteitsbeheerders, ingenieursbureaus en de STOWA een aantal behandelingsmethoden voor het stikstofrijke retourwater in de praktijk op pilot plant-schaal onderzocht:

- de membraanbioreactor op de slibverwerkingsinstallatie Sluisjesdijk door het zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden en Grontmij N.V.; N-verwijdering via de nitraat- en de nitrietroute;
- de driefasen-airliftreactor op de rwzi Utrecht door de provincie Utrecht, Paques en DHV;
- het lucht- en stoomstrippen van ammoniak op de rwzi Utrecht door de provincie Utrecht en DHV;
- het stoomstrippen van ammoniak op de rwzi Amsterdam-Oost door de Dienst Riolering en Waterhuishouding Amsterdam (met financiële participatie van het hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier);
- het MAP/CAFR-proces op de rwzi Utrecht door de provincie Utrecht en DHV.

Het geheel van deze praktijkonderzoeken werd gerapporteerd in STOWA-rapport 95 - 08 "Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rwzi's; evaluatie van Nederlandse praktijkonderzoeken". De onderzoeken zijn afzonderlijk eveneens STOWA-rapporten gepubliceerd. Ook over de afzetmogelijkheden van de reststoffen, die met name bij de fysisch/chemische behandelingsmethoden vrijkomen, is in dit kader door de STOWA gerapporteerd.

Het onderhavige rapport beschrijft het onderzoek op de locatie Sluisjesdijk aan de Membraan-bioreactor, uitgevoerd door Grontmij N.V. (projectteam ir. L. van Dijk, ir. H.J.W. Postma en ing. G.C.G. Roncken). De mogelijkheid om het nitrificatie/denitrificatieproces in deze reactor volledig via nitriet in plaats van nitraat te laten verlopen, werd onderzocht. De dimensioneringsgrondslagen en de procesomstandigheden voor een goede bedrijfsvoering werden vastgesteld, evenals de stichtings- en exploitatiekosten.

De werkzaamheden werden namens de STOWA begeleid door een commissie bestaande uit ir. J. Ebbenhorst (voorzitter), ir. S.G. van der Kooij, ir. A. Mulder, ing. G.B.J. Rijs, ing. A.A.J.C. Schellen, ir. P.C. Stamperius en mw. ir. M.J.L. van de Vondervoort.

Utrecht, september 1995

De directeur van de STOWA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

Samenvatting

In opdracht van het Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden (ZHEW) heeft Grontmij Advies & Techniek bv onderzoek verricht naar de mogelijkheden van vergaande stikstofverwijdering met de Membraan-bioreactor via de zogenaamde nitrietroute. Onderhavig onderzoek is een vervolg op het onderzoek "Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen. Praktijkonderzoek aan de Membraan-bioreactor bij de slibverwerkingsinstallatie Sluisjesdijk" [28]. Uit dat onderzoek is gebleken dat de exploitatiekosten van de Membraan-bioreactor met ongeveer 13% kunnen dalen wanneer het nitrificatie/denitrificatie-proces volledig via nitriet in plaats van nitraat verloopt. Stikstofverwijdering via de nitrietroute bespaart methanol en zuurstof.

Het ZHEW werd bij dit project ondersteund door de STOWA. De resultaten van dit onderzoek zijn opgenomen in de reeks rapporten die de STOWA heeft uitgebracht van het onderzoek naar stikstofverwijdering uit interne stromen afkomstig van anaëroob vergist slib op bestaande rwzi's. Het onderzoek naar stikstofverwijdering via de nitrietroute is uitgevoerd met een *pilot plant* Membraan-bioreactor op de locatie Sluisjesdijk. Hierbij zijn de volgende specifieke doelen nagestreefd.

- Vaststelling van technologische, operationele en financieel-economische kentallen;
- Vaststelling van processtabiliteit en diverse aspecten van de bedrijfsvoering;
- Vaststelling van stichtings- en exploitatiekosten.

Dit onderzoek is onderverdeeld in een literatuuronderzoek, een verkennend en additioneel onderzoek en een duurproef. De duurproef is opgebouwd uit een initiëring- en een handavingsfase.

In de literatuur wordt een aantal stressfactoren genoemd dat direct of indirect van invloed kan zijn op de initiëring van de nitrietroute. Het effect van een stressfactor wordt evenwel mede bepaald door de mate van adaptatie van de nitrificerders aan die bepaalde stressfactor. Onderstaande tabel geeft een overzicht van de verschillende stressfactoren.

Handhaving van de nitrietroute kan geschieden door vanaf de initiëringfase het gevormde nitriet zo veel mogelijk via denitrificatie uit het systeem te verwijderen.

Invloed van stressfactoren op de initiëring van de nitrietroute en adaptatiekans

	NH ₃	HNO ₂	O ₂	T	pH	S _b	X
directe invloed	+	0	±	±	±	+	+
indirecte invloed	0	0	+	±	+	±	0
adaptatiekans	+	+	+	+	+	0	+

S_b : verhoging slibbelasting
X : selectief remmende stoffen

0 : geen
± : gering
+ : goed/positief

De nitrietroute werd geïnitieerd door toepassing van de volgende procesomstandigheden:

- hoge pH (8,5);
- hoge NH₄-concentratie (100 mg N/l);
- hoge slibbelasting (0,3 kg N/kg oDS.d);
- lage O₂-concentratie (0,5 - 1 mg O₂/l).

De initiëring kwam onder deze condities zonder problemen op gang. Binnen enkele dagen werd nitriet opgehoopt en nam de verhouding tussen de activiteiten van *Nitrobacter* en *Nitrosomonas* snel af. De nitrietroute werd na de initiëeringsfase eenvoudig voor 60-70% gehandhaafd.

Op basis van de resultaten van de duurproef zijn de onderstaande dimensioneringsgrondslagen vastgesteld.

Bioreactor

• druk	3	bar ato
• temperatuur	33	°C
• pH	6,8	-
• O ₂ -concentratie	< 0,5	mg O ₂ /l
• stikstofbelasting	0,25	kg N/kg oDS.d
• η_{NO_2}	99	%
• η_{NO_3}	30 - 40	%
• NO _x verwijdering	0,6	kg NO _x -N/kg oDS.d
• drogestofgehalte	20	kg/m ³

Influentbehandeling

• mechanisch zelfspoelend filter/zeef		
• maaswijdte zeef	1	mm
• oppervlaktebelasting	50	m/h

Beluchting

• α -factor	0,5	-
• β -factor	0,9	-
• zuurstofinbrengvermogen	1	kg O ₂ /m ³ .h

Chemicaliënverbruik

• loog	≈ 7,5	mol OH ⁻ /kg N
• methanol	1,6	kg CH ₃ OH/kg NO _x -N _{verw.}

Membraanfiltratie

• nominale membraanflux	116	l/m ² .h
• energieverbruik	4,6	kWh/m ³ _{afv.w.}

Verwijderingsrendementen

• CZV	80	%
• BZV	99	%
• N _{kj}	99	%
• N-tot	88	%

Voor de situatie Sluisjesdijk is een Membraan-bioreactor gedimensioneerd met een totaal reactorvolume van 480 m³ en een membraanoppervlak van 220 m². Hierbij is uitgegaan van een N-vracht van 1.200 kg/d en een debiet van 600 m³/d. De stichtings- en exploitatiekosten zijn als volgt vastgesteld:

• stichtingskosten Sluisjesdijk:	f 8.490.000,-
• exploitatiekosten Sluisjesdijk:	f 2.400.000,-/jaar f 5,50/ kg N _{kj-verw}

In het kader van het STOWA onderzoek zijn nog zes varianten voor rejectiewaterbehandeling doorgerekend op basis van de vastgestelde dimensioneringsgrondslagen. Hierbij is uitgegaan van drie N-concentratieniveau's van rejectiewater van een rwzi van 100.000 v.e. en drie N-concentratieniveau's van rejectiewater voor

een rwzi van 400.000 v.e.. In onderstaande tabel worden de stichtings- en exploitatiekosten voor de verschillende varianten gepresenteerd.

Stichtings- en exploitatiekosten per variant

Variant	vuilvracht [v.e.]	NKj [mg/l]	debiet [m ³ /d]	stichting [Hfl]	exploitatie [Hfl/jaar]	exploitatie [Hfl/kg N _{kj-verw}]
1	100.000	1.900	50	3.060.000,-	560.000,-	16,20
2	100.000	950	100	3.600.000,-	670.000,-	19,30
3	100.000	475	200	4.520.000,-	840.000,-	24,30
4	400.000	1.900	200	5.490.000,-	1.200.000,-	8,60
5	400.000	950	400	6.770.000,-	1.500.000,-	10,80
6	400.000	475	800	8.070.000,-	1.910.000,-	13,80

1 Inleiding

In het kader van de toekomstige eisen die gesteld worden aan de stikstof- en fosfaatgehalten van effluentlozingen van rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's), wordt veel onderzoek verricht naar aanpassingen en nieuwe technieken voor bestaande rwzi's. Vanaf 1998 moeten de bestaande rwzi's aan de volgende effluenteisen voor stikstof voldoen:

- 10 mg N_{totaal}/l voor rwzi's met een ontwerpcapaciteit > 20.000 v.e.;
- 15 mg N_{totaal}/l voor rwzi's met een ontwerpcapaciteit \leq 20.000 v.e..

Ten behoeve van deze eisen zal een groot aantal installaties aangepast moeten worden. Separate nutriëntenverwijdering uit interne stromen op zuiveringsinstallaties kan een belangrijke bijdrage leveren aan het bereiken van deze effluenteisen. Met name de interne stromen die vrijkomen bij de slibontwatering van anaëroob vergist slib bevatten hoge concentraties nutriënten. Vooral het hoge ammoniumgehalte zorgt indirect voor een relatief grote stikstofbelasting van de rwzi's.

In opdracht van het Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden (ZHEW) heeft Grontmij Advies & Techniek bv in 1994 onderzoek verricht naar de mogelijkheden om vergaand stikstof te verwijderen uit een stikstofrijke retourstroom afkomstig van anaëroob vergist slib. Na evaluatie van diverse systemen, waarbij criteria als ruimtebeslag, te verwachten operationele kosten en *full scale* ervaringen werden beschouwd, is op het slibverwerkingsbedrijf Sluisjesdijk de zogenaamde Membraan-bioreactor beproefd. De Membraan-bioreactor is een compact biologisch zuiveringssysteem (nitrificatie/denitrificatie), waarbij slibscheiding met membranen plaatsvindt.

Het ZHEW heeft met dat onderzoek geparticipeerd in een STOWA project, waarbij parallel onderzoek werd verricht naar de stikstofverwijdering uit interne stromen op rwzi's. Hierbij is een aantal technieken getest en met elkaar vergeleken. Naast het ZHEW participeerden in het STOWA project de Provincie Utrecht, de Dienst Riolering en Waterhuishouding Amsterdam en het Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen [29]. De resultaten van dat onderzoek staan uitvoerig beschreven in de STOWA-rapportage "Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen. Onderzoek aan de Membraan-bioreactor op de slibverwerkingsinstallatie Sluisjesdijk" [28].

Gedurende het hierboven genoemde onderzoek werd duidelijk dat nitrificatie/denitrificatie via de zogenaamde nitrietroute kan verlopen. Kenmerkend voor de nitrietroute is dat nitrificatie/denitrificatie via nitriet in plaats van nitraat verloopt. Doordat minder methanol en zuurstof wordt verbruikt kan 0-15% op de exploitatiekosten van de Membraan-bioreactor worden bespaard. De nitrietroute is daarom, onder voorwaarde dat de nitrietroute stabiel kan worden bedreven, financieel-economisch aantrekkelijk.

In navolging van het eerder genoemde onderzoek is in opdracht van het ZHEW onderzoek verricht naar de mogelijkheden om via de nitrietroute het stikstofrijke retourwater van het anaëroob vergiste slib van de slibverwerkingsinstallatie Sluisjesdijk met de Membraan-bioreactor te behandelen. STOWA participeerde in dit onderzoek en de resultaten van dit onderzoek zullen deel uitmaken van de reeks rapporten die de STOWA uitbrengt over het onderzoek naar stikstofverwijdering uit interne stromen op rwzi's.

2 Doelstelling

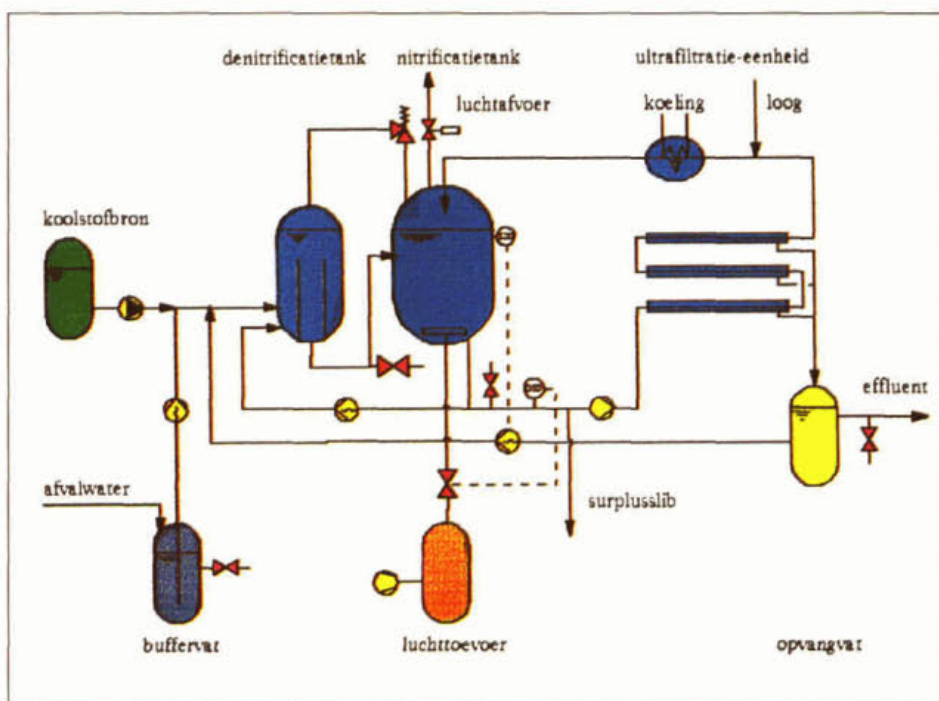
Onderhavige studie maakt deel uit van het nationale onderzoek naar de mogelijkheden van stikstofverwijdering uit interne stikstofrijke stromen op bestaande rwzi's. De interne stikstofstromen zijn afkomstig van de ontwatering van anaëroob vergist slib. Deze studie heeft tot doel de procestechnologische en financieel-economische haalbaarheid van de verwijdering van stikstof door nitrificatie/denitrificatie via nitriet met de Membraan-bioreactor te onderzoeken. Het onderzoek naar stikstofverwijdering via de nitrietroute is uitgevoerd met een *pilot plant* Membraan-bioreactor op de locatie Sluisjesdijk. Hierbij zijn de volgende specifieke doelen nagestreefd.

- Vaststelling van technologische, operationele en financieel-economische kentallen;
- Vaststelling van processtabiliteit en diverse aspecten van de bedrijfsvoering;
- Vaststelling van stichtings- en exploitatiekosten.

3 Membraan-bioreactor

3.1 Achtergrond van de Membraan-bioreactor

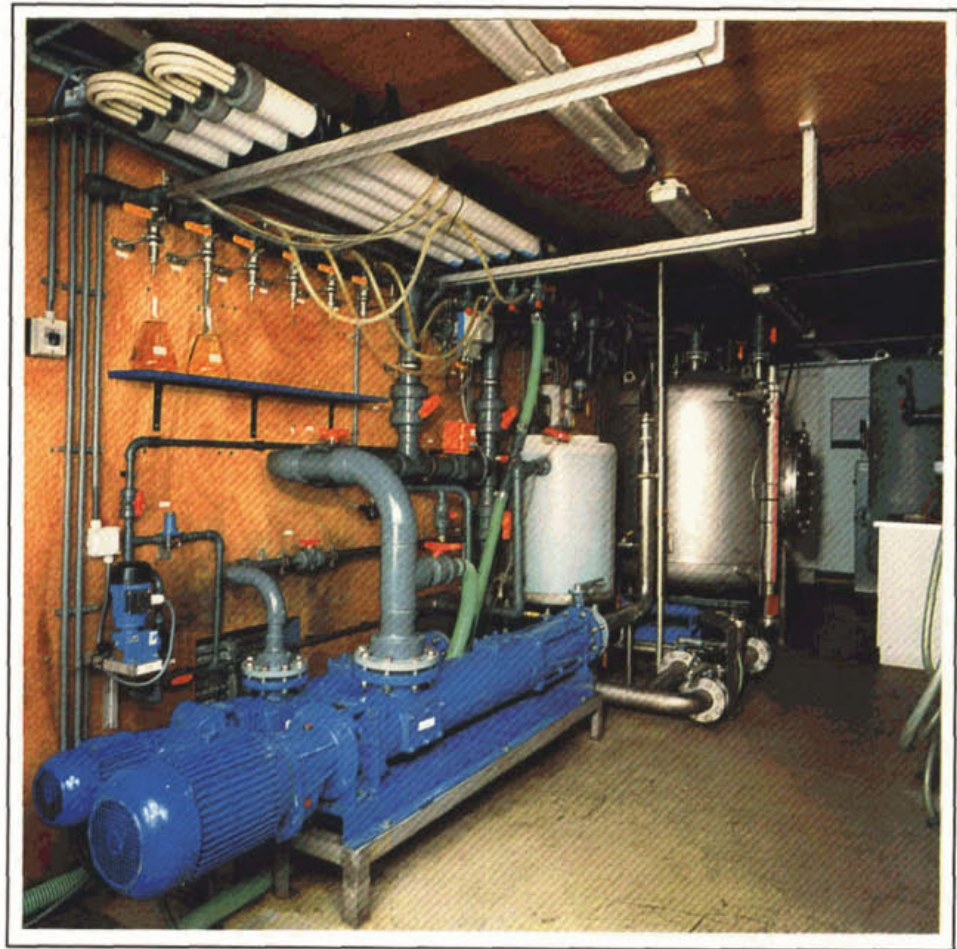
De Membraan-bioreactor is een compact afvalwaterzuiveringssysteem waarbij biologische zuiveringsprocessen (CZV-verwijdering, nitrificatie, denitrificatie) worden gecombineerd met membraantechnologie. Een principeschets van de Membraan-bioreactor, zoals toegepast tijdens dit onderzoek, is weergegeven in afbeelding 3.1. In afbeelding 3.2 is een foto van de proefopstelling weergegeven. Het te zuiveren afvalwater wordt na passage van een voorgeschakelde denitrificatietank in een beluchtingstank gebracht, waar gereduceerde stikstofverbindingen worden geoxideerd. Een deel van het slib/watermengsel uit de beluchtingstank wordt gecirculeerd over de voorgeschakelde denitrificatietank, waar nitriet en nitraat met organische stof tot stikstofgas worden omgezet. De slibstroom wordt over een ultrafiltratie-unit geleid. Hier worden slib en water van elkaar gescheiden. Het filtraat wordt afgevoerd als effluent, het concentraat wordt teruggevoerd naar de beluchtingstank. Via een spuikraan kan surplusslib worden afgelaten.



Afbeelding 3.1: Principeschets van de Membraan-bioreactor

De Membraan-bioreactor onderscheidt zich als compact zuiveringssysteem op de navolgende punten van de conventionele systemen voor biologische afvalwaterzuivering [14]:

- hoge biomassaconcentraties (20-30 kg ds/m³);
- verbeterde zuurstofoverdracht;
- hoge omzettingssnelheden;
- geringe slibproductie;
- hoge effluentkwaliteit;
- beheersbare luchtmissies.



Afbeelding 3.2: Proefopstelling van de Membraan-bioreactor te Sluisjesdijk

De combinatie van een biologisch zuiveringssysteem en membraantechnologie vormt een zeer compact zuiveringssysteem met een potentieel hoog zuiveringsrendement. Het systeem onderscheidt zich van andere compacte systemen met name door het feit dat de zuurstofoverdracht in mindere mate een limitatie vormt voor een compacte bouw.

3.2 Technische specificaties van de proefinstallatie

Voor de proefinstallatie van Membraan-bioreactor gelden de navolgende specificaties. Gedurende het onderzoek zijn enkele onderdelen gewijzigd en/of geoptimaliseerd (voorbehandeling influent, denitrificatie-reactor, beluchting).

Voorbehandeling van het influent

- zelfreinigend mechanisch filter (zeef)

Influent

- debiet : 0-250 l/h

Denitrificatie

- reactor : propstroom
- reactorvolume (effectief) : 350 l
- methanoldosering : 0.2-2 l/h
- recirculatie : 500-5.000 l/h

Nitrificatie

• reactor	:	gemengd	
• reactorvolume	:	1000	l
• beluchting			
- luchttoevoer	:	0-40	Nm ³ /h
- toevoer zuivere O ₂	:	0-3	kg O ₂ /h
• systeemdruk	:	2-5	bar
• loogdosering	:	0-5	l/h

Koelinstallatie

• type koeling	:	lucht	
• koelvermogen	:	0-30	kW

Membraanunit

• membranen	:	cross flow ultrafiltratie	
• embraanoppervlakte	:	0.5-4.3	m ²
• recirculatie	:	10.000-30.000	l/h
• werkdruk	:	2-8	bar

4 Literatuur

4.1 Aanleiding

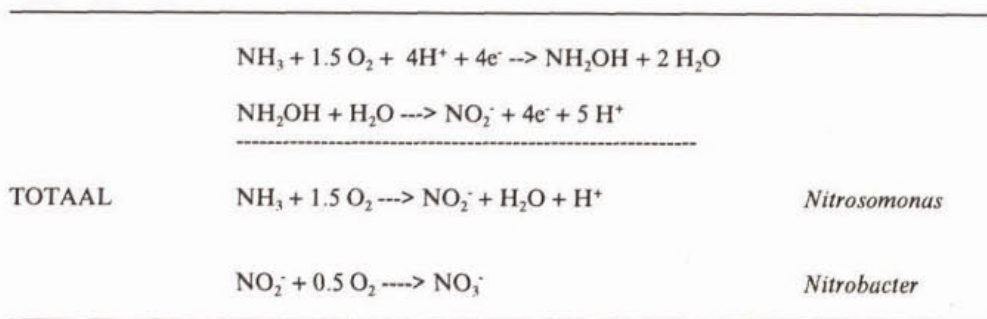
Stikstofverwijdering via de zogenaamde nitrietroute kan beschouwd worden als een variant op de algemeen toegepaste stikstofverwijdering, waarbij het door nitrificatie gevormde nitraat door denitrificatie wordt omgezet in stikstofgas. Deze vorm van stikstofverwijdering kan kortweg worden aangeduid met nitraatroute. In tegenstelling tot de nitraatroute is bij de nitrietroute nitriet het intermediair tussen nitrificatie en denitrificatie.

Dit hoofdstuk geeft een beknopt overzicht van relevante literatuur over de nitrietroute. In paragraaf 4.2 en paragraaf 4.3 wordt kort ingegaan op de mogelijkheden om de nitrietroute te initiëren. De mogelijkheden om de nitrietroute te handhaven komen in paragraaf 4.5 aan de orde.

4.2 Nitrificatie

Algemeen

Nitrificatie is een autotroof, aëroob proces, waarbij ammoniak via nitriet wordt omgezet in nitraat volgens de onderstaande reacties. Ammoniak is het substraat voor *Nitrosomonas*.



De eerste reacties kunnen worden uitgevoerd door vier bacteriestammen die algemeen worden aangeduid met *Nitrosomonas*. De reacties vinden allen in dezelfde cel plaats. De laatste reactie kan worden uitgevoerd door drie bacteriestammen die samen *Nitrobacter* worden genoemd.

Beide bacteriegroepen zijn chemotroof en verkrijgen energie uit de oxidatie van respectievelijk ammoniak en nitriet. De vrijgekomen elektronen worden overgedragen op zuurstof waarbij ATP (adinosinetrifosfaat) wordt gevormd. ATP wordt vervolgens gebruikt bij de synthese van nieuw celmateriaal. De benodigde koolstofbron kan daarbij in de vorm van CO_2 worden benut.

Afwijkende reacties

In aanwezigheid van organische koolstofverbindingen kunnen ook andere reacties plaatsvinden. *Nitrobacter* is in staat om onder anoxische omstandigheden nitraat te reduceren tot nitriet, ammoniak of stikstofgasen zoals N_2O . Hierbij wordt de organische koolstofverbinding gebruikt als koolstof- en energiebron. Nitraat dient in de ademhalingsketen als elektronenacceptor. Deze nitraatreductie door *Nitrobacter* is alleen vastgesteld in aanwezigheid van acetaat, formiaat en pyruvaat.

De nitraatreductie wordt gekatalyseerd door hetzelfde enzym dat de nitrietoxidatie katalyseert. De nitraatreductie verloopt sneller dan de nitrietoxidatie zodat

in alternerend beluchte systemen, in aanwezigheid van de juiste organische koolstofverbinding en bij lage O_2 -concentraties, ophoping van nitriet kan optreden [3,10].

Celopbrengst en groeisnelheden

Nitrificerende bacteriën worden gekenmerkt door lage celopbrengsten en lage specifieke groeisnelheden. Van de nitrificerende bacteriën heeft *Nitrobacter* zowel de laagste celopbrengst (yield) als de laagste specifieke groeisnelheid. Dit maakt *Nitrobacter* het meest gevoelig voor ongunstige procesomstandigheden [3]. Hier van kan gebruik gemaakt worden bij de opstart van de nitrietroute, hetgeen nader wordt beschreven in paragraaf 4.4.

Nitrificerende bacteriën hebben een lagere specifieke groeisnelheid dan heterotrofe bacteriën [18]. Daardoor komt het voor dat een systeem dat hoog wordt belast met organische koolstofverbindingen de nitrificerende populatie verliest [10]. Indien slib in aanwezigheid van organische koolstofverbindingen afwisselend wordt blootgesteld aan aërobe en anoxische perioden kan *Nitrobacter* in het voordeel zijn ten opzichte van *Nitrosomonas* door eerder genoemde nitraatreductie [10].

4.3 Denitrificatie

Algemeen

Nitraat dat tijdens de nitrificatie wordt gevormd, kan zowel via de assimilatorische als via de dissimilatorische nitraatreductie worden gereduceerd. Bij assimilatorische nitraatreductie wordt nitraat via nitriet omgezet in ammoniak en vervolgens gebruikt voor synthese van celmateriaal. De dissimilatorische nitraatreductie bestaat in hoofdzaak uit denitrificatie, waarbij nitraat wordt omgezet in stikstofgas. [2,16,25]. De omzetting van nitraat in stikstofgas verloopt via de volgende deelreacties die allen in dezelfde bacteriecel plaatsvinden [20].

reactie:	enzym:
$NO_3^- + 2H^+ \rightarrow NO_2^- + H_2O$	NO_3^- -reductase [10,25]
$NO_2^- + H^+ \rightarrow NO + OH^-$	NO_2^- -reductase [8,25]
$NO + NO_2^- + H^+ + 3H^+ \rightarrow N_2O + H_2O$	NO-reductase [4,25]
$N_2O + OH^- + H^+ + 2H^+ \rightarrow N_2 + 2H_2O$	N_2O -reductase [10,25]

Denitrificerende bacteriën

Denitrificerende bacteriën zijn aërobe bacteriën die onder anoxische omstandigheden nitraat, nitriet, NO en N_2O als electronenacceptor kunnen gebruiken [2,16,25]. Denitrificeerders kunnen heterotroof of autotroof zijn.

Autotrofe denitrificeerders gebruiken kooldioxide als koolstofbron en zwavel, gereduceerde zwavelverbindingen of H_2 als energiebron [11,16].

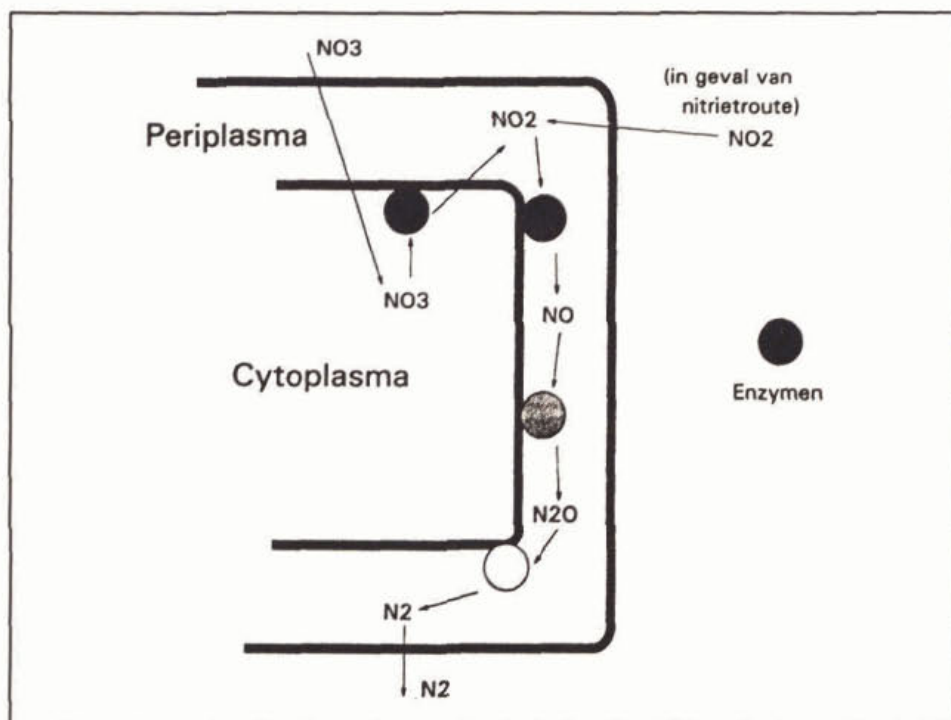
Heterotrofe denitrificeerders kunnen verschillende organische stoffen als koolstof- en energiebron gebruiken. Evenals bij de afbraak met zuurstof als electronenacceptor is er sprake van een breed scala van bacteriesoorten met elk een eigen substraatbehoefte.

In figuur 4.1 is de plaats van de vier deelreacties in de bacteriecel schematisch weergegeven. De vier deelreacties vinden allen in dezelfde bacteriecel plaats en worden gekatalyseerd door vier afzonderlijke enzymen. Deze enzymen bevinden zich op verschillende plaatsen in de bacteriecel. Bacteriën bezitten twee membranen, het celmembraan en het cytoplasmamembraan. De ruimte tussen de membranen wordt het periplasma genoemd. De benodigde enzymen bevinden zich allen aan het cytoplasmamembraan, maar de actieve plaatsen van de enzymen bevinden zich aan de verschillende zijden van het membraan. De actieve plaats

van nitraatreductase bevindt zich aan de zijde van het cytoplasma, terwijl de overige enzymen de actieve plaats aan de zijde van het periplasma hebben zitten [13,24].

Nitraat wordt van buiten de cel via twee membranen opgenomen in het cytoplasma waar omzetting in nitriet geschiedt. Vervolgens wordt het vrije intermediair nitriet via het cytoplasmamembraan naar het periplasma getransporteerd waar omzetting van nitriet in stikstofgas plaatsvindt.

Voor de nitrietroute geldt dat niet nitraat maar nitriet van buiten de cel moet worden opgenomen. In tegenstelling tot nitraat passeert nitriet hierbij slechts één membraan.



Figuur 4.1: Plaats van de deelreacties in de bacteriecel

In het navolgende zullen globaal de mechanismen van synthese en activering van de denitrificatie-enzymen worden beschreven en de invloed hierop van omgevingsfactoren.

Selectie en activering van denitrificerende bacteriën

Denitrificatie treedt pas op na de ecologische selectie van denitrificerende bacteriën. Onder anoxische omstandigheden en in aanwezigheid van de juiste koolstofbron zijn denitrificerende bacteriën in het voordeel ten opzichte van andere bacteriën omdat ze de genetische capaciteit bezitten voor de synthese van de benodigde enzymen. Na synthese van de enzymen moeten deze vervolgens worden geactiveerd [24,25,26].

Op grond van benodigde synthese- en activeringstijden kan worden verklaard dat het enige tijd kan duren voordat denitrificatie op gang komt. Deze periode wordt de lag-fase genoemd. De lengte van de lag-fase hangt af van de aan- of afwezigheid van enzymen. Indien de enzymen nog gesynthetiseerd moeten worden duurt de lag-fase enkele uren, terwijl de activering van enzymen in enkele minuten of zelfs seconden kan zijn voltooid [25].

Remming van denitrificatie

De benodigde enzymen voor denitrificatie worden gesynthetiseerd indien de substraatconcentratie hoog genoeg is. Bij aanvang zal eerst nitraat worden gereduceerd. Pas nadat zich nitriet heeft opgehoopt zal nitrietreductase gesynthe-

tiseerd en geactiveerd worden. Hetzelfde geldt voor NO- en N₂O-reductase. Door deze lag-fase en de verschillende snelheden van de deelreacties kan tijdelijk ophoping van de tussenprodukten optreden. [10,12,20]. Door deze ophoping van tussenprodukten in de bacteriecel kan remming optreden van de activiteit van de verschillende enzymen. Met name NO en nitriet werken remmend ten gevolge van interactie met de metaalionen die zich op de actieve plaatsen van enzymen bevinden [24]. Deze remming kan uiteraard invloed hebben op het verloop van de nitrietroute.

Remming van de synthese en activering van de denitrificatie-enzymen zou ook kunnen optreden als gevolg van hoge zuurstofconcentraties. Simpkin et al [25,26] hebben dit nader bestudeerd. Hierbij werd de activiteit van de enzymen gemeten bij een zuurstofconcentratie van 7 mg/l en vergeleken met de maximale activiteit van deze enzymen bij een zuurstofconcentratie < 1 mg/l. Het bleek dat de enzymactiviteit bij een hoge zuurstofconcentratie niet compleet verdween, maar zich stabiliseerde op de helft van de maximale activiteit. Indien de synthese van de enzymen geremd was door de hoge zuurstofconcentratie, zou de activiteit van de enzymen verdwenen zijn. De auteurs concludeerden hieruit dat zuurstof met name de activiteit van denitrificatie-enzymen onderdrukt.

Bovengenoemde remmende factoren kunnen van doorslaggevend belang zijn voor denitrificatie via nitriet in plaats van nitraat. De interactie tussen de vorming van nitriet en de reductie hiervan volgens de nitrietroute wordt in paragraaf 4.5 verder behandeld.

4.4 Initiëring van de nitrietroute

De nitrietroute kan worden opgestart door *Nitrobacter* te remmen. Dit kan door het kiezen van relatief ongunstige procesomstandigheden voor *Nitrobacter*. Deze ongunstige procesomstandigheden worden aangeduid met stressfactoren. De volgende stressfactoren worden puntsgewijs besproken in de paragrafen 4.4.1 t/m 4.4.7:

- ammoniak (NH₃);
- salpeterigzuur (HNO₂);
- pH;
- temperatuur;
- selectief remmende stoffen;
- zuurstof (O₂);
- slibbelasting/slibleeftijd.

De remmende werkingen van de diverse factoren kunnen elkaar versterken of afzwakken. Hierdoor kan slechts een globale indicatie worden gegeven van het effect van deze factoren. In paragraaf 4.4.8. worden de verschillende stressfactoren kort geëvalueerd

Op de langere termijn kan *Nitrobacter* waarschijnlijk het celmetabolisme aanpassen (adaptatie) aan de stressfactoren. Door de omzetting van nitriet door denitrificerende bacteriën te stimuleren, kan het substraat voor *Nitrobacter* worden weggevangen. Wellicht kan hierdoor de nitrietroute ook op langere termijn worden gehandhaafd. De handhaving van de nitrietroute komt nader aan de orde in paragraaf 4.5.

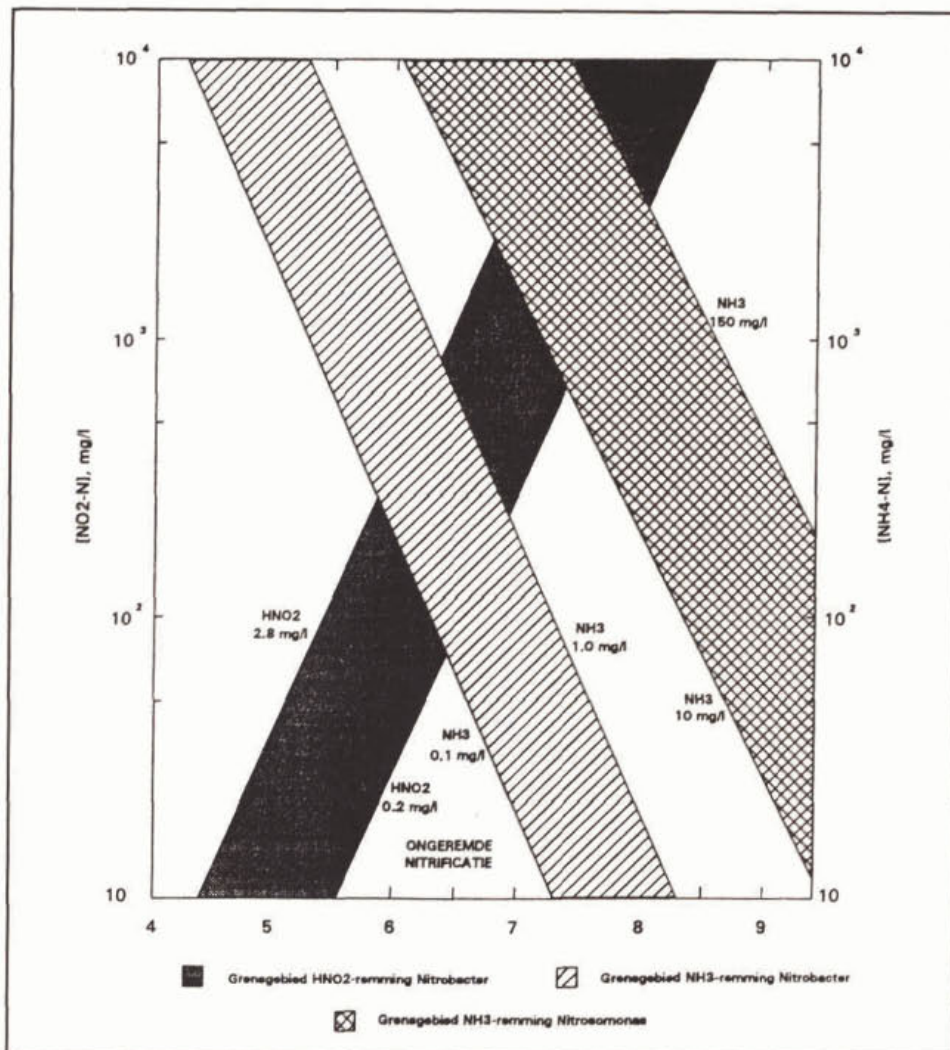
4.4.1 Ammoniak (NH₃)

Ammoniak is in evenwicht met ammonium volgens de onderstaande dissociatiereactie.



De ligging van het evenwicht, en daarmee de ammoniakconcentratie, wordt beïnvloed door de ammoniumconcentratie, de pH, de temperatuur, de systeem-

druk en de aanwezigheid van zouten [1,6]. De ammoniakconcentratie is ondermeer afhankelijk van de mate van beluchting. Door beluchting wordt ammoniak maar ook kooldioxide gestript. De aanwezigheid van kooldioxide beïnvloedt de pH en zodoende tevens het dissociatie-evenwicht van ammoniak.



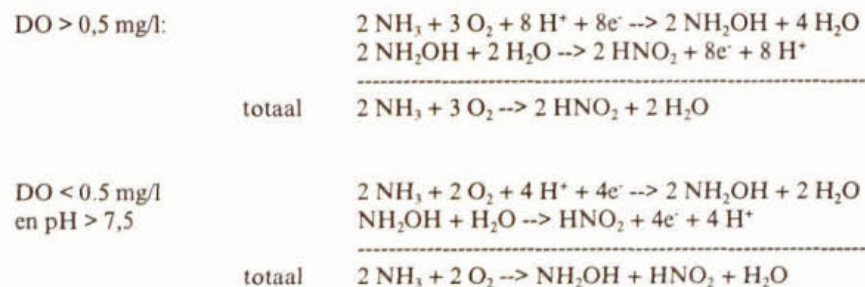
Figuur 4.2: Remming van *Nitrobacter* en *Nitrosomonas* door pH, NH_4 - en NO_2 -concentratie

Ammoniak is het substraat voor *Nitrosomonas* en wordt omgezet in NO_2 . Hoge concentraties NH_3 kunnen zowel *Nitrosomonas* als *Nitrobacter* remmen, waarbij *Nitrobacter* gevoeliger is voor hoge ammoniakconcentraties dan *Nitrosomonas* [1,3]. Hieruit blijkt dat ammoniak gebruikt kan worden om *Nitrobacter* te remmen zonder dat daarbij de activiteit van *Nitrosomonas* wordt beïnvloed. De remming door ammoniak hangt onder meer af van de slibleeftijd [3], de pH, de temperatuur, de mate van adaptatie aan ammoniak, de ammoniakconcentratie en de aanwezigheid van andere remmende factoren [7].

Door Anthonissen et al [3] is uitgebreid onderzoek verricht naar inhibitie door NH_3 en HNO_2 . In figuur 4.2 zijn de zogenaamde inhibitiebanden van ammonium en nitriet aangegeven waarbij als functie van de pH remming van *Nitrobacter* of *Nitrosomonas* kan optreden. Het spreekt voor zich dat links van de HNO_2 -inhibitieband en rechts van de NH_3 -inhibitieband altijd remming plaatsvindt. De praktische toepassing voor de nitrietroute van figuur 4.2 is voor de remming van NH_3 in navolgend overzicht uitgewerkt.

- *Nitrosomonas* en *Nitrobacter* worden geremd door hoge NH_3 -concentraties. Uit figuur 4.2 blijkt dat *Nitrobacter* gevoeliger is voor NH_3 dan *Nitrosomonas*.
- Bij een lage pH kunnen hogere NH_3 -concentraties worden gehandhaafd doordat het dissociatie-evenwicht bij een lage pH naar ammonium verschuift.
- Bij toepassing van een hoge pH wordt ammonium bij lagere concentraties remmend doordat het dissociatie-evenwicht naar NH_3 verschuift. Dit betekent dat bij een hoge pH het NH_4 -gehalte nauwkeurig gestuurd moet worden om enerzijds remming van *Nitrosomonas* te voorkomen en anderzijds juist remming van *Nitrobacter* te bewerkstelligen.

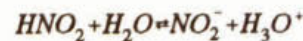
Yang et al [33] vonden dat de remming van *Nitrobacter* meer verband hield met het tussenproduct hydroxylamine (NH_2OH) dat door *Nitrosomonas* gevormd wordt bij de oxidatie van ammoniak. In aanwezigheid van voldoende zuurstof zal hydroxylamine volledig omgezet worden in salpeterigzuur. Als de opgeloste zuurstofconcentratie (DO) laag is, vindt onvolledige oxidatie van ammoniak plaats volgens de volgende reacties.



Bij hoge pH komt het hydroxylamine voor in niet gedissociëerde vorm hetgeen direct toxisch is voor *Nitrobacter* [33]. Omdat *Nitrobacter* kan adapteren aan ammoniak en hydroxylamine zullen de concentraties voor een blijvende nitriet-route steeds meer verhoogd moeten worden.

4.4.2 Salpeterigzuur (HNO_2)

Salpeterigzuur (HNO_2) is het eindproduct van de ammoniakoxidatie door *Nitrosomonas*. Salpeterigzuur is in evenwicht met nitriet volgens de volgende dissociatiereactie:



Nitriet dient als substraat voor *Nitrobacter*. De HNO_2 -concentratie hangt af van de ammoniak- en nitrietconcentratie, de pH en de temperatuur [7]. Over de invloed van druk en aanwezigheid van zouten op het dissociatie-evenwicht kan weinig informatie in de literatuur worden gevonden.

Salpeterigzuur is bij relatief lage concentraties toxisch voor *Nitrobacter* en *Nitrosomonas*, waarbij *Nitrobacter* gevoeliger is dan *Nitrosomonas* [34]. Daarnaast kan bij lage nitrietconcentraties substraatlimitatie van *Nitrobacter* optreden.

In figuur 4.2 is de inhibitieband van nitriet aangegeven waarbij als functie van de pH remming van *Nitrobacter* en *Nitrosomonas* kan optreden. In navolgend overzicht wordt de praktische toepassing van deze grafiek voor de remming van HNO_2 duidelijk gemaakt.

- *Nitrosomonas* en *Nitrobacter* worden geremd door te hoge HNO_2 -concentraties. Door het verhogen van de pH kunnen hogere nitrietconcentraties worden gehandhaafd omdat bij hogere pH het dissociatie-evenwicht meer bij nitriet komt te liggen.
- Indien alleen genitrificeerd wordt (geen denitrificatie), ontstaat bij de nitrietroute veel nitriet en is een relatief hoge pH ($\text{pH} > 8$) noodzakelijk om inhibitie van HNO_2 te voorkomen.
- Indien naast nitrificatie ook denitrificatie plaatsvindt, wordt het nitrietgehalte verlaagd, waardoor minder snel HNO_2 -inhibitie optreedt. In dat geval is het niet noodzakelijk om een hoge pH te handhaven. Het zuiveringsproces kan dan bij een lagere pH ($\pm \text{pH } 7$) worden bedreven.

Exacte remmende concentraties zijn niet aan te geven omdat deze, net als bij ammoniak, afhankelijk zijn van de toegepaste procesomstandigheden en de mate van adaptatie van het slib [7,36]. Uit de literatuur blijkt dat HNO_2 over het algemeen bij lagere concentraties remmend werkt dan ammoniak. Bij concentraties van ongeveer 1 tot 2 mg/l werd door veel auteurs remming van *Nitrobacter* geconstateerd. In sommige gevallen trad bij die concentraties zelfs remming op van *Nitrosomonas* en denitrificerende bacteriën [1,7,33,36].

4.4.3 pH

De pH beïnvloedt de lading van de actieve plaatsen van de enzymen. De werking van een enzym is optimaal als de lading van het enzym en het substraat overeenkomen. Wanneer de pH hoger of lager is dan dit optimale pH-gebied, zal de werking van het enzym geremd worden doordat het substraat niet meer gebonden kan worden. De oxidatie van nitriet door *Nitrobacter* gebeurt met behulp van het enzym nitrietoxidoreductase. De werking van dit enzym kan dus direct geremd worden door verhoging of verlaging van de pH naar een waarde die voor dit enzym buiten het optimale pH-gebied ligt.

Daarnaast beïnvloedt de pH, net als de temperatuur, het dissociatie-evenwicht van ammoniak en salpeterigzuur [7]. Bovendien wordt de dissociatie van hydroxylamine door de pH beïnvloed [33]. Hierdoor kan de pH ook indirect van invloed zijn op de initiëring van de nitrietroute.

4.4.4 Temperatuur

Het temperatuurgebied waarin remming optreedt is onder meer afhankelijk van de temperatuur waaraan de nitrificerende bacteriën zijn geadapteerd [6]. Verhoging of verlaging van deze temperatuur kan de groei van *Nitrobacter* of *Nitrosomonas* remmen. Naast het effect van de temperatuur op de groei van nitrificerders kan de temperatuur op de volgende wijzen van invloed zijn op de initiëring van de nitrietroute:

- Verandering van de temperatuur kan het effect van andere stressfactoren versterken;
- Boven een maximale temperatuur kan het enzym, dat de ammoniak- of nitrietoxidatie katalyseert, denatureren;
- De temperatuur beïnvloedt het dissociatie-evenwicht voor ammoniak en salpeterigzuur. Hierdoor kan de temperatuur indirect remmend werken via een verhoogde ammoniak- of salpeterigzuurconcentratie [7].

4.4.5 Selectief remmende stoffen

Om de remmende werking van ammoniak, salpeterigzuur en hydroxylamine te vergroten kan een extra remmende stof, bijvoorbeeld natriumchloraat, worden toegevoegd. Natriumchloraat remt *Nitrobacter* bij lage concentraties. Turk et al [32] vonden echter een sterke afname van de activiteit van zowel *Nitrosomonas* als *Nitrobacter*. Zij verklaarden dit met de hypothese dat *Nitrobacter* natriumchloraat omzet in de stof natriumchloriet die beide bacteriën kan remmen.

4.4.6 Zuurstof (O₂)

Nitrificerende bacteriën zijn strikt aëroob en hebben dus zuurstof nodig als terminale elektronenacceptor in de ademhalingsketen. De minimaal benodigde zuurstofconcentratie (K_s -waarde) is voor *Nitrosomonas* en *Nitrobacter* verschillend, waarbij *Nitrosomonas* relatief beter kan functioneren bij lagere zuurstofconcentraties dan *Nitrobacter* [3,17,21,23,27,33]. In de literatuur worden hiervoor de volgende twee verklaringen gegeven:

- *Nitrosomonas* heeft een grotere affiniteit voor zuurstof dan *Nitrobacter*. *Nitrosomonas* kan daardoor bij lage zuurstofconcentraties sneller zuurstof opnemen waardoor *Nitrobacter* wordt weggeconcentreerd [21].
- De specifieke substraatverbruiksnelheid wordt van beide bacteriegroepen bij lage zuurstofconcentraties verlaagd. Dit wordt bij *Nitrosomonas* gecompenseerd door een verhoogde celopbrengst per gram omgezet substraat (yield). Hierdoor kan *Nitrosomonas* bij lagere zuurstofconcentraties groeien. *Nitrobacter* heeft dit compensatiemechanisme niet [17].

Uit het voorgaande blijkt dat *Nitrosomonas* zich beter kan handhaven bij lagere zuurstofconcentraties dan *Nitrobacter*. Daarnaast is de zuurstofconcentratie indirect van invloed op de initiëring van de nitrietroute op de volgende wijze:

- De ammoniakoxidatie door *Nitrosomonas* is onvolledig bij een zuurstofconcentratie < 0,5 mg/l en een pH > 7,5. Hierdoor hoopt hydroxylamine op en deze stof is toxisch voor *Nitrobacter* [33].
- De zuurstofconcentratie is van invloed op de optimumtemperatuur van nitrificerende bacteriën [23].
- De handhaving van een lage zuurstofconcentratie vereist relatief minder lucht. Door de geringere beluchting wordt minder ammoniak en CO₂ gestript. Hierdoor zal de ammoniakconcentratie in de vloeistoffase toenemen en de pH afnemen, waardoor *Nitrobacter* eerder geremd kan worden.

Bij lage zuurstofconcentraties zal *Nitrobacter* niet in alle gevallen uitgeschakeld kunnen worden. Zoals eerder vermeld kan *Nitrobacter* in aanwezigheid van een organische koolstofbron en onder anoxische omstandigheden nitraat als electronenacceptor gebruiken in plaats van zuurstof. Hierbij wordt nitraat gereduceerd tot nitriet, N₂O en ammoniak. Volgens de literatuur kan *Nitrobacter* hiervoor alleen acetaat, formiaat en pyruvaat gebruiken [10].

4.4.7 Slibbelasting en slibleeftijd

Nitrosomonas heeft een hogere specifieke groeisnelheid dan *Nitrobacter*. Door acute verlaging van de slibleeftijd of verhoging van de slibbelasting wordt de groeisnelheid van *Nitrobacter* beperkend [34]. Bovendien is de K_s -waarde voor substraat voor *Nitrosomonas* hoger dan voor *Nitrobacter*. Dit betekent dat *Nitrosomonas* een snelle stijging van de substraatconcentratie beter kan verwerken [3]. De specifieke activiteit van *Nitrobacter* is namelijk hoger dan de specifieke activiteit van *Nitrosomonas*.

Voor de initiëring van de nitrietroute kan goed gebruik gemaakt worden van het verschil in groeisnelheid. Door overbelasting zal *Nitrosomonas* sneller groeien, waardoor de NH₃-oxidatiecapaciteit toeneemt. De NO₂-oxidatiecapaciteit zal door de geringe groei van *Nitrobacter* achterblijven, waardoor nitrietophoping ontstaat. Zodra *Nitrobacter* de kans krijgt om eveneens voldoende te groeien zal geen nitrietophoping meer plaatsvinden, omdat nitriet direct zal worden geoxideerd.

4.4.8 Evaluatie

In verband met de initiëring van de nitrietroute is een aantal stressfactoren genoemd dat direct of indirect van invloed kan zijn. De gevoeligheid van nitrificerders voor een stressfactor kan afnemen doordat op den duur adaptatie optreedt. In tabel 4.1 wordt een overzicht gegeven van de stressfactoren en de adaptatiekans.

Tabel 4.1: Invloed van stressfactoren op de initiëring van de nitrietroute en adaptatiekans

	NH ₃	HNO ₂	O ₂	T	pH	S _b	X
directe invloed	+	0	±	±	±	+	+
indirecte invloed	0	0	+	±	+	±	0
adaptatiekans	+	+	+	+	+	0	+

S_b : verhoging slibbelasting

X : selectief remmende stoffen

0 : geen

± : gering

+

: goed/positief

4.5 Handhaving van de nitrietroute

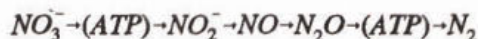
In de voorgaande paragraaf zijn factoren genoemd waarmee de nitrietroute kan worden geïnitieerd. Op de lange duur zal *Nitrobacter* vermoedelijk adapteren aan de gecreëerde omstandigheden. Dientengevolge moeten de stressfactoren waarschijnlijk continu worden veranderd om de nitrietroute te kunnen handhaven. Voor een aantal stressfactoren is het bovendien financieel-economisch niet aantrekkelijk deze voor een langere periode te handhaven.

Indien nitriet continu uit het systeem verwijderd kan worden zou handhaving van de nitrietroute gegarandeerd zijn. Verwijdering van nitriet door denitrificerende bacteriën is in dit geval de meest voor de hand liggende methode [31].

4.5.1 Denitrificatie van nitriet

In paragraaf 4.3 is beschreven dat alle intermediären van de denitrificatie vrij tussen de membranen kunnen bewegen en vanuit en naar het omringende water kunnen diffunderen. Alle intermediären kunnen daarom van buiten de cel worden opgenomen [19,24,35]. Ook is vermeld dat nitriet de bacteriële groei kan remmen door interactie met metaalionen op de actieve plaatsen van de enzymen. Wanneer nitriet van buitenaf wordt opgenomen blijkt remming van de bacteriële groei aanzienlijk minder te zijn dan wanneer deze remming wordt veroorzaakt door nitriet dat in de cel als intermediair wordt geproduceerd [24].

Verschillende onderzoekers vonden dat nitriet in vergelijking met nitraat sneller werd gereduceerd terwijl de specifieke groeisnelheid in beide gevallen gelijk was [8,30,31]. Timmermans [30] verklaarde dit met de onderstaande reactie.



Volgens deze verklaring wordt alleen ATP gevormd tijdens de eerste en de laatste reductiestap. Dit betekent dat er minder ATP wordt gevormd bij de opname en reductie van nitriet dan bij de opname en reductie van nitraat. Deze verminderde energieopbrengst kan volgens de auteurs worden gecompenseerd door een snellere reductie van nitriet of door een lagere groeisnelheid van de denitrificerders. Uit proefresultaten blijkt dat de groeisnelheid gelijk is en dat de nitrietreductie sneller verloopt [30]. Nitriet wordt dus sneller omgezet dan nitraat.

4.5.2 Adaptatie aan nitriet

Denitrificerende bacteriën kunnen adapteren aan nitriet, hetgeen wil zeggen dat zij het vermogen van nitraat-denitrificatie kunnen verliezen. Turk et al [31] vergeleken de reductie van nitriet en nitraat door gebruik te maken van zowel aan nitriet als aan nitraat geadapteerd slib. Zij vonden dat nitrietreductie even snel

verliep bij beide slibsoorten, terwijl nitraatreductie langzamer verliep bij aan nitriet geadapteerd slib dan bij aan nitraat geadapteerd slib. Zij concludeerden hieruit dat de meeste bacteriën in het aan nitriet geadapteerde slib het nitraatreductase hadden verloren [31]. Dezelfde onderzoekers constateerden ook dat in het geval van nitriet als elektronenacceptor minder slib werd geproduceerd dan bij nitraat als elektronenacceptor. Dit was onafhankelijk van de adaptatie aan nitriet of nitraat. De lagere slibproductie kan verklaard worden doordat minder ATP vrijkomt bij de reductie van nitriet en omdat de slibopbrengst evenredig is met de gevormde hoeveelheid ATP.

De groei van denitrificerende bacteriën op nitriet levert minder energie op dan de groei op nitraat. Dit kan betekenen dat in aanwezigheid van nitraat denitrificerende bacteriën overschakelen op nitraatreductie. Vooral als *Nitrobacter* niet volledig is uitgeschakeld kan dit resulteren in een instabiel verloop van de nitrietroute. De literatuur verschaft hierover niet meer informatie.

4.5.3 Evaluatie

Uit het voorgaande blijkt dat denitrificerende bacteriën nitriet als elektronenacceptor kunnen opnemen en bij constante groeisnelheid nitriet sneller kunnen reduceren dan nitraat. Daarnaast adapteert het slib na verloop van tijd aan nitriet, waarbij een groot gedeelte van de bacteriepopulatie het vermogen tot nitraat-reductie gedeeltelijk kan verliezen.

Voor handhaving van de nitrietroute moet vanaf de initiëring getracht worden het gevormde nitriet direct zo veel mogelijk door denitrificatie weg te vangen.

5 Onderzoekprogramma

5.1 Algemeen

Dit onderzoek beoogt de haalbaarheid van de behandeling van stikstofrijke stromen via de nitrietroute te beoordelen. De stikstofrijke stromen betreffen interne stromen die vrijkomen bij de slibverwerking op rwzi's. Het onderzoek is uitgevoerd met de Membraan-bioreactor waarmee de stikstofrijke retourstroom van de slibverwerkingsinstallatie Sluisjesdijk is behandeld. De gemiddelde samenstelling van het slibretourwater staat vermeld in tabel 5.1.

Tabel 5.1: Gemiddelde samenstelling van het slibretourwater te Sluisjesdijk

CZV	1.000	mg/l
BZV	300	mg/l
NKj	1.200	mg/l
P _{tot}	40	mg/l
zwevend stof	300	mg/l
waterstofbicarbonaat	81	mmol/l

In dit hoofdstuk wordt het onderzoekprogramma gepresenteerd en komen de toegepaste materialen en methoden aan de orde.

5.2 Onderzoek

Het onderzoek naar nitrificatie/denitrificatie via de nitrietroute is uitgevoerd aansluitend aan het onderzoek naar de toepassingsmogelijkheden van de Membraan-bioreactor voor de behandeling van stikstofrijke stromen op rwzi's [28]. Dientengevolge is het onderzoek gestart met reeds aan het afvalwater geadapteerd slib. Het onderzoek met de Membraan-bioreactor bestond uit een verkennend en additioneel onderzoek en een duurproef. In bijlage 1 is de tijdplanning van het onderzoek opgenomen.

5.2.1 Verkennend en additioneel onderzoek

In de literatuur wordt een aantal factoren genoemd dat van belang kan zijn voor de initiëring en/of handhaving van de nitrificatie/denitrificatie via nitriet. De toepassingsmogelijkheden en de haalbaarheid van deze factoren is nader onderzocht met verkennend en additioneel onderzoek op laboratorium- en/of *pilot scale*. De navolgende factoren zijn hierbij aan de orde gekomen:

- ammoniak (NH₃);
- salpeterigzuur (HNO₂);
- pH;
- temperatuur;
- selectief remmende stoffen;
- periode zonder voeding;
- zuurstof (O₂);
- acute overbelasting;
- denitrificatie van nitriet.

ad ammoniak (NH₃)

Inhibitie van nitrificeerders door ammoniak is onderzocht met batchproeven waarbij de respiratiesnelheid (activiteit) is gemeten als functie van de ammoniumconcentratie.

ad salpeterigzuur (HNO₂)

De invloed van gedissocieerd salpeterigzuur is beoordeeld op basis van praktijkervaringen met de proefinstallatie.

ad zuurstof (O₂)

De invloed van zuurstof op de omzetsnelheden van *Nitrobacter* en *Nitrosomonas* is onderzocht door de omzetsnelheden in de nitrificatietank van de proefinstallatie te vergelijken met die in de respirometer.

ad pH

De invloed op de activiteit van de pH is onderzocht met een batchproef door meting van de respiratiesnelheid bij toenemende pH. De pH werd hierbij stapsgewijs verhoogd van 7 tot 11.

ad temperatuur

De invloed van de temperatuur op de activiteit van nitrificerende bacteriën is met een batchproef onderzocht door meting van de respiratiesnelheid bij toenemende temperatuur. Hierbij werd de temperatuur in stappen van 0,5 °C verhoogd van 25 tot 45 °C.

ad selectief remmende stoffen

De invloed van een selectief remmende stof op de activiteit van nitrificerders is onderzocht met batchproeven door meting van de respiratiesnelheid bij verschillende concentraties selectief remmende stof.

ad periode zonder voeding

Het gevolg van een periode zonder voeding op de activiteit van nitrificerders is onderzocht met een batchproef door de respiratiesnelheid te meten voor en na de periode zonder voeding.

ad acute overbelasting

De invloed van acute overbelasting op de vorming van nitriet is onderzocht in batchproeven. De batchproeven zijn uitgevoerd voor drie verschillende maten van overbelasting. Overbelasting treedt op wanneer de substraatconcentratie veel groter is dan de K_s-waarde van dat substraat.

ad denitrificatie van nitriet

Met batchgewijze experimenten op *pilot scale* is onderzocht of de denitrificerende bacteriën een voorkeur hadden voor de omzetting van nitriet in plaats van nitraat in stikstofgas.

5.2.2 Duurproef

De duurproef heeft totaal 3 maanden in beslag genomen. De duurproef kan globaal worden onderverdeeld in 4 fasen:

- adaptatie van de denitrificatie aan methanol;
- initiëring van de nitrietroute;
- overgang van initiëring naar handhaving van de nitrietroute;
- handhaving van de nitrietroute.

Gedurende de adaptatiefase werd de dosering van methanol langzaam opgevoerd totdat een denitrificatierendement van circa 80% werd bereikt. De pH werd gelijktijdig verlaagd zodat het loogverbruik werd geminimaliseerd.

Op basis van de resultaten van het literatuuronderzoek en het verkennend onderzoek is gekozen de nitrietroute te initiëren door remming van ammoniak en overbelasting. De remming van *Nitrobacter* werd verkregen door verhoging van de pH en het ammoniumgehalte. Hierdoor nam via het dissociatie-evenwicht het ammoniakgehalte toe. Omdat 90% NH₄-verwijdering werd vereist kon de ammoniumconcentratie maar beperkt worden opgevoerd. Omdat het systeem continu met ammonium werd overbelast waren de omstandigheden voor *Nitroso-*

monas gunstiger dan voor *Nitrobacter*. Daarnaast werd gelijktijdig vergaand gedenitrificeerd zodat nitriet werd weggevangen waardoor *Nitrobacter* een substraattekort had.

Nadat de nitrietroute was geïnitieerd zijn de pH en het ammoniumgehalte geleidelijk weer verlaagd naar de beginwaarde. Gedurende de handavingsfase is de zuurstofconcentratie verder verlaagd omdat bleek dat op die wijze de nitrietroute nog meer werd bevorderd.

Gedurende het onderzoek is dagelijks de verhouding tussen de activiteiten van *Nitrosomonas* en *Nitrobacter* op basis van respiratiemetingen vastgesteld.

Tijdens de duurproef is aandacht besteed aan de volgende aspecten:

- stikstofbelasting;
- effluentkwaliteit;
- methanolverbruik;
- bedrijfsvoeringsaspecten;
- massa- en energiebalans.

ad stikstofbelasting)

De stikstofbelasting (kg N/kg oDS.d) is gedurende het onderzoek gehandhaafd op minstens 0,3. De maximaal haalbare stikstofbelasting, op basis van biologische activiteit, is dagelijks vastgesteld met respiratiemetingen.

ad effluentkwaliteit)

De effluentkwaliteit is regelmatig bepaald om het functioneren van de installatie te kunnen beoordelen. De gehalten van NH_4 , NO_3 , NO_2 , CZV, BZV en P_{tot} werden bepaald.

ad methanolverbruik)

De verhouding methanol/ NO_x - N_{verw} is vastgesteld door dagelijks nauwkeurig het methanolverbruik en de stikstofverwijdering te bepalen.

ad bedrijfsvoeringsaspecten)

De bedrijfsvoeringsaspecten (storingen, proceshandelingen etc.) zijn bijgehouden in een logboek. Op basis hiervan zijn de storingsgevoelige onderdelen van de installatie onderkend.

ad massa- en energiebalans)

Gedurende de duurproef zijn alle in- en outputs nauwkeurig vastgesteld zodat de energie(warmte)- en massabalans van de installatie kon worden opgesteld.

5.3 Materialen en methoden

Tijdens het onderzoek is een groot aantal metingen verricht. In deze paragraaf komen achtereenvolgens aan de orde: bemonstering, analyses, metingen en batchproeven.

5.3.1 Bemonstering

Het gefiltreerde influent en het effluent zijn tijdproportioneel bemonsterd. De overige monsternamen betreffen steekmonsters. De monsters zijn genomen op de volgende monsterplaatsen:

- ruw influent: buffertank rejectiewater;
- gefiltreerde influent: voorraadvat van de proefinstallatie;
- slib uit de denitrificatietank: overstort naar de nitrificatietank;
- slib uit de nitrificatietank: leiding tussen de nitrificatietank en de pomp voor de ultrafiltratie-unit;
- effluent: opvangvat voor het permeaat.

5.3.2 Analyses

De metingen voor het instellen en de controle van het proces - NH_4 , NO_2 en NO_3 - zijn uitgevoerd met behulp van de *Dr Lange photometer AQUA LASA*. Het methanolgehalte na de denitrificatieruimte is bepaald door respiatiemetingen met de *Manotherm RA-1000*. Alle overige analyses voor bepaling van de verwijderingsrendementen en het opstellen van de massabalansen zijn volgens NEN-voorschriften uitgevoerd.

5.3.3 Metingen

De proefinstallatie is voorzien van een aantal on-line metingen waarmee NH_4 -gehalte, zuurstofgehalte, temperaturen, pH, druk en debieten bepaald kunnen worden. De temperatuur is gemeten in het in- en effluent, in de nitrificatietank en voor en na de ultrafiltratie-unit. De pH is bepaald in de effluentstroom. De druk is gemeten voor en na de ultrafiltratie-unit en voor het reduceerventiel van de luchtaflaat. Het zuurstofgehalte is bepaald in de nitrificatietank.

Alle meetgegevens werden direct geregistreerd en in een PC opgeslagen.

Het influent- en effluentdebiet zijn bepaald met behulp van een flowmeter. De recirculatie debieten (ultrafiltratie, nitraat-terugvoer) zijn bepaald met behulp van het pomptoerental. De gedoseerde hoeveelheden loog en ureum zijn bepaald door meting van de afname van het volume in de voorraadtanks. Het NH_4 -gehalte van het effluent is continu gemeten met de *Dr Lange Amtax*.

5.3.4 Respiatiemetingen

Ter ondersteuning van de bedrijfsvoering en ter verkrijging van meer inzicht in de biologische processen zijn respiatiemetingen uitgevoerd met de *Manotherm RA-1000* respirometer. Tevens is van de respirometer gebruik gemaakt voor de bepaling van de afzonderlijke activiteiten van *Nitrosomonas* en *Nitrobacter*.

6 Resultaten

6.1 Initiëring van de nitrietroute

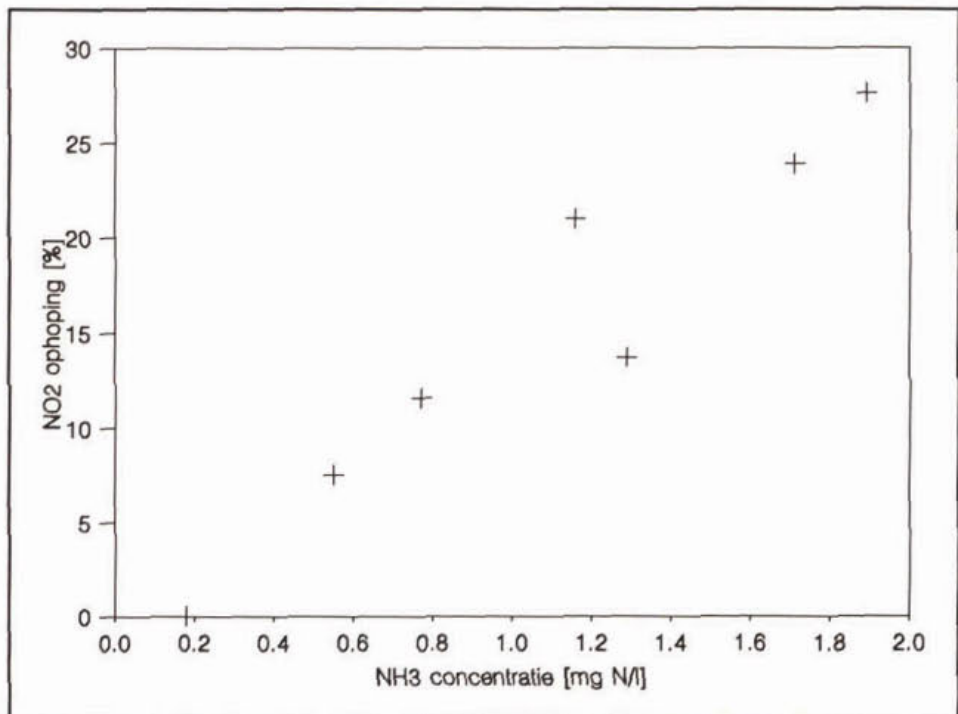
Van de volgende factoren is de invloed op de initiëring van de nitrietroute nader onderzocht:

- ammoniak (NH_3);
- salpeterigzuur (HNO_2);
- pH;
- temperatuur;
- selectief remmende stoffen;
- periode zonder voeding;
- zuurstof (O_2);
- acute overbelasting.

6.1.1 Ammoniak (NH_3)

Hoge ammoniakconcentraties werken remmend op de activiteit van nitrificeerders. *Nitrobacter* is echter gevoeliger voor NH_3 dan *Nitrosomonas*. Verhoging van de NH_3 -concentratie zou daarom de nitrietroute kunnen initiëren.

De proef werd uitgevoerd bij een pH van 8,5 en een temperatuur van 32 °C. Met behulp van een uit de literatuur bekend verband is de fractie vrij NH_3 berekend als functie van de pH, de temperatuur, de druk en het zoutgehalte. Doordat het zoutgehalte niet nauwkeurig kon worden bepaald is het mogelijk dat de NH_3 -concentratie enigszins afwijkt.



Figuur 6.1: Ophoping van nitriet door inhibitie van nitrificeerders door ammoniak

In figuur 6.1 is de inhibitie door NH_3 van nitrificeerders grafisch weergegeven. Uit de figuur blijkt dat verhoging van het ammoniakgehalte in ophoping van nitriet resulteerde.

Op basis van de resultaten kan worden geconcludeerd dat verhoging van de NH_3 -concentratie de initiëring van de nitrificatie tot nitriet kan bevorderen.

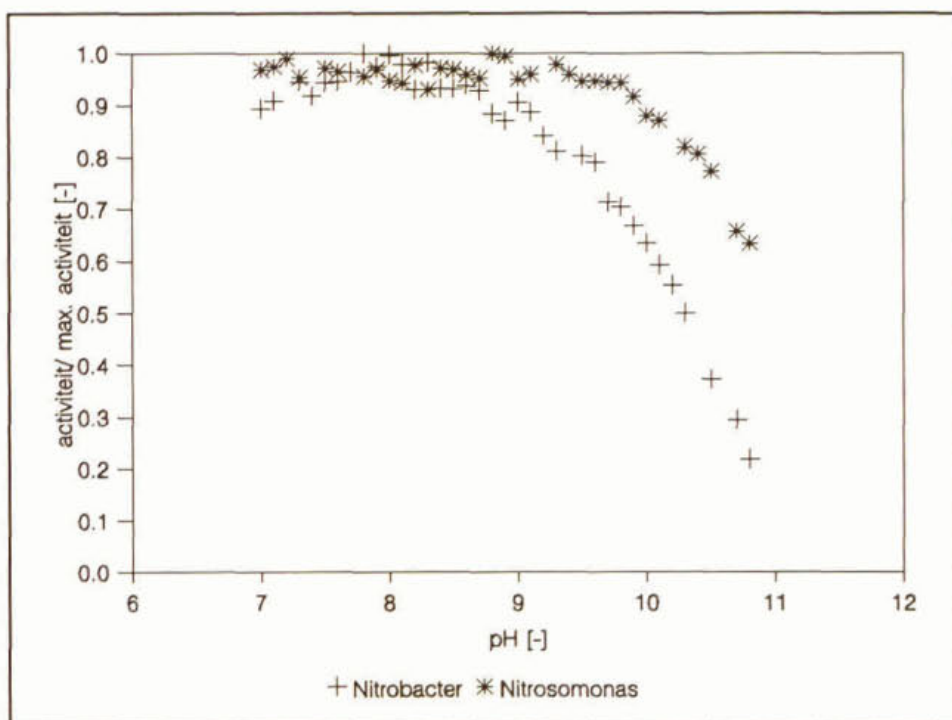
6.1.2 Salpeterigzuur (HNO_2)

Salpeterigzuur (HNO_2) is in evenwicht met nitriet. Het dissociatie-evenwicht wordt beïnvloed door de pH, de temperatuur en het zoutgehalte. *Nitrobacter* is gevoeliger voor hoge HNO_2 -concentraties dan *Nitrosomonas*. Verhoging van de HNO_2 -concentratie zou daarom in theorie de initiëring van de nitrietroute kunnen bevorderen.

Uit praktijkervaringen met de proefinstallatie is gebleken dat de combinatie van een hoog nitrietgehalte (50-100 mgN/l) en een relatief lage pH (6,8) geen snelle afname van de vorming van NO_3 tot gevolg had en dus geen remming van *Nitrobacter* kon worden waargenomen. Deze waarnemingen zouden verklaard kunnen worden op basis van de theorie dat actiefslib kan adapteren aan hoge NO_2 -concentraties.

6.1.3 pH

De pH beïnvloedt de activiteit van de nitrificerende bacteriën zowel direct als indirect. Direct beïnvloedt het zuur/base-evenwicht de activiteit van nitrificerders. Daarnaast beïnvloedt de pH het dissociatie-evenwicht van ammoniak, salpeterigzuur en hydroxylamine. Van die stoffen is bekend dat zij een remmende invloed kunnen hebben op de activiteit van nitrificerders.



Figuur 6.2: Activiteit van *Nitrobacter* en *Nitrosomonas* als functie van de pH

Figuur 6.2 toont de relatieve activiteit van *Nitrobacter* en *Nitrosomonas* als functie van de pH. De relatieve activiteit is gedefinieerd als de verhouding tussen de maximaal gemeten activiteit en de actueel gemeten activiteit. De temperatuur van het actiefslib bedroeg $32\text{ }^\circ\text{C}$ en de ammoniumconcentratie was 10 - 20 mgN/l.

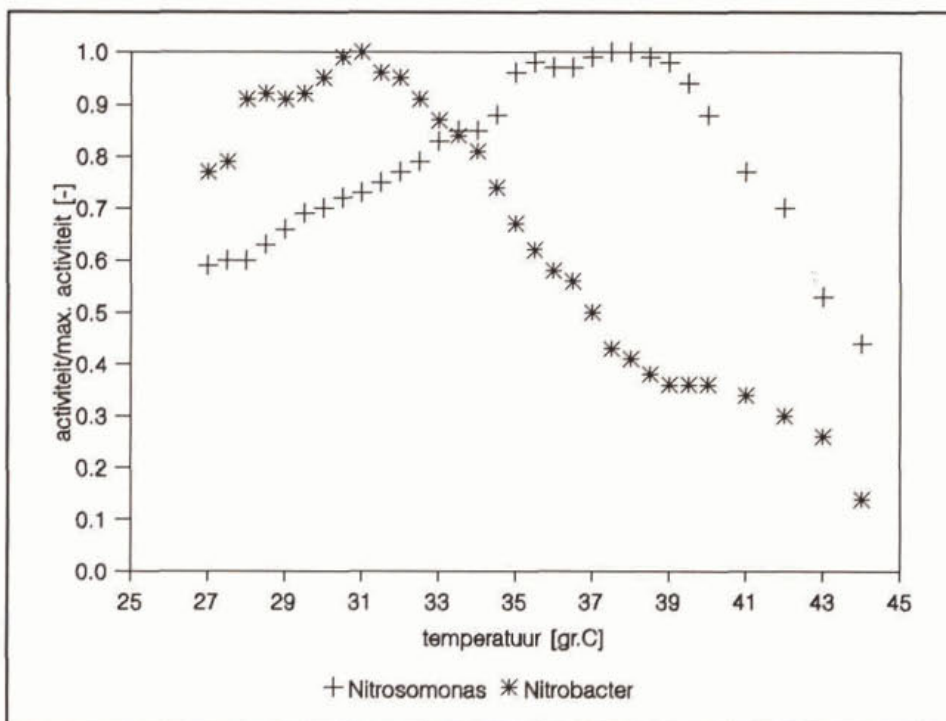
Uit figuur 6.2 blijkt dat boven een pH van circa 8,5 *Nitrobacter* sterker werd geremd dan *Nitrosomonas*.

Uit de resultaten blijkt dat *Nitrobacter* weggeselecteerd kan worden door verhoging van de pH tot boven de 8,5.

6.1.4 Temperatuur

De temperatuur is van invloed op de activiteit van nitrificerende bacteriën. Uit literatuur is bekend dat *Nitrosomonas* een hogere optimumtemperatuur heeft dan *Nitrobacter*. De optimumtemperatuur is voor beide bacteriesoorten afhankelijk van ondermeer de pH en de adaptatie aan een bepaald temperatuurtraject.

In figuur 6.3 is de relatieve activiteit van *Nitrobacter* en *Nitrosomonas* als functie van de temperatuur weergegeven. De substraatconcentratie was gedurende de proeven niet limiterend en de pH was circa 7,5.



Figuur 6.3: Activiteit van *Nitrobacter* en *Nitrosomonas* als functie van de temperatuur

Uit figuur 6.3 blijkt dat *Nitrosomonas* een hogere optimumtemperatuur had dan *Nitrobacter*. De optimumtemperatuur voor *Nitrobacter* en *Nitrosomonas* bedroeg respectievelijk 30 en 37 °C. Tevens blijkt uit figuur 6.3 dat de activiteiten van *Nitrobacter* en *Nitrosomonas* gelijk waren bij een temperatuur van 32-33 °C (temperatuur proefinstallatie). Dit geeft waarschijnlijk aan dat de nitrificerende bacteriën geïmpregeerd waren aan de temperatuur in het zuiveringssysteem.

Uit de resultaten blijkt dat tijdelijke verhoging van de temperatuur tot 37 °C de ophoping van nitriet kan stimuleren.

6.1.5 Selectief remmende stoffen

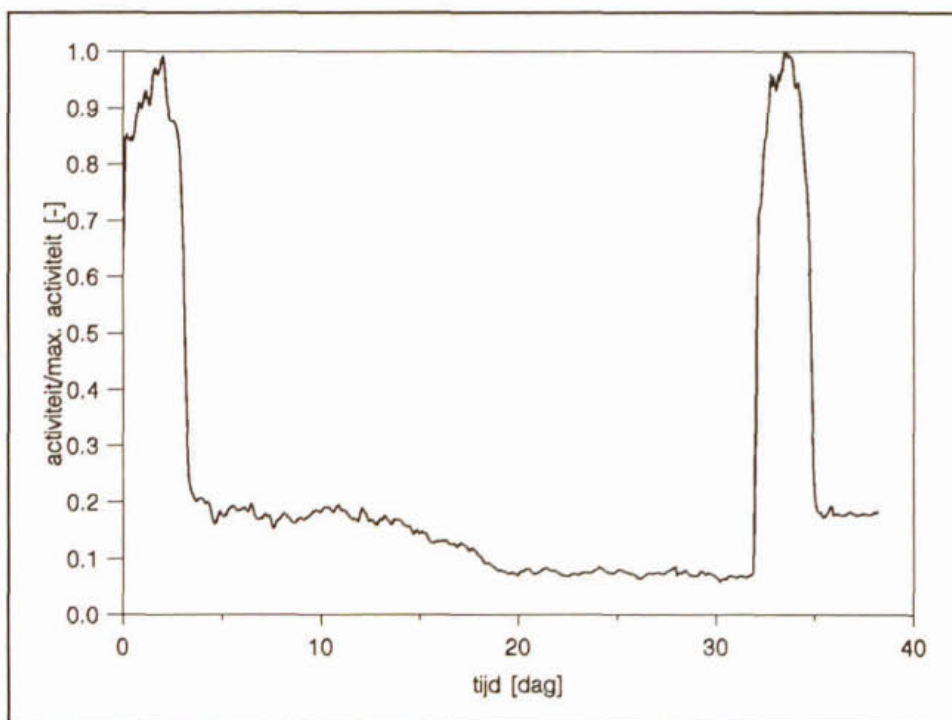
Een chemische verbinding die specifiek de activiteit van *Nitrobacter* remt, zonder de activiteit van *Nitrosomonas* te beïnvloeden, zou de initiëring van de nitrificatie tot nitriet kunnen bevorderen. In het literatuuronderzoek is in dit verband de stof natriumchloraat genoemd. Van die stof is bekend dat deze selectief remmend kan werken maar ook de gehele nitrificatie kan stilleggen.

Uit de proefresultaten bleek dat *Nitrobacter* en *Nitrosomonas* in gelijke mate door natriumchloraat werden geremd.

Op grond van de bevindingen wordt verondersteld dat natriumchloraat niet bruikbaar is voor de initiëring van de nitrificatie tot nitriet.

6.1.6 Periode zonder voeding

Een periode zonder voeding heeft vaak afname van de activiteit van bacteriën tot gevolg. Onder afwezigheid van voeding worden reservestoffen verbruikt en treedt afsterving van actiefslib op. Indien *Nitrobacter* sneller afsterft dan *Nitrosomonas* kan een periode zonder voeding een positief effect hebben op de initiëring van de nitrificatie tot nitriet.



Figuur 6.4: Activiteit van *Nitrobacter* en *Nitrosomonas* voor en na een periode zonder voeding

Tabel 6.1: Activiteit voor en na een periode zonder voeding

Nr.	duur [uur]	relatieve activiteit	omzetting	nitrificerende bacteriën
1	0 - 9	1,0	$\text{NH}_4 + \text{NO}_2$	<i>Nitrobacter</i> + <i>Nitrosomonas</i>
2	9 - 20	0,18	NO_2	<i>Nitrobacter</i>
3	20 - 32	0,07	endogeen	-
4	32 - 35	1,0	$\text{NH}_4 + \text{NO}_2$	<i>Nitrobacter</i> + <i>Nitrosomonas</i>
5	35 - 37	0,18	NO_2	<i>Nitrobacter</i>

Figuur 6.4 toont de relatieve activiteit van nitrificeerders voor en na een periode zonder voeding. De relatieve activiteit is de verhouding tussen de maximaal gemeten activiteit en de actueel gemeten activiteit. In figuur 6.4 kunnen vijf perioden worden onderscheiden. In tabel 6.1 worden de vijf perioden nader aangeduid.

Voor *Nitrosomonas* duurde de periode zonder voeding in totaal 23 (11+12) uur. *Nitrobacter* heeft slechts 12 uur geen voeding gehad. De periode zonder voeding heeft zowel voor *Nitrobacter* als voor *Nitrosomonas* geen waarneembare afname van de activiteit tot gevolg gehad. Hieruit volgt dat de verhouding tussen de activiteiten van *Nitrobacter* en *Nitrosomonas* niet veranderde.

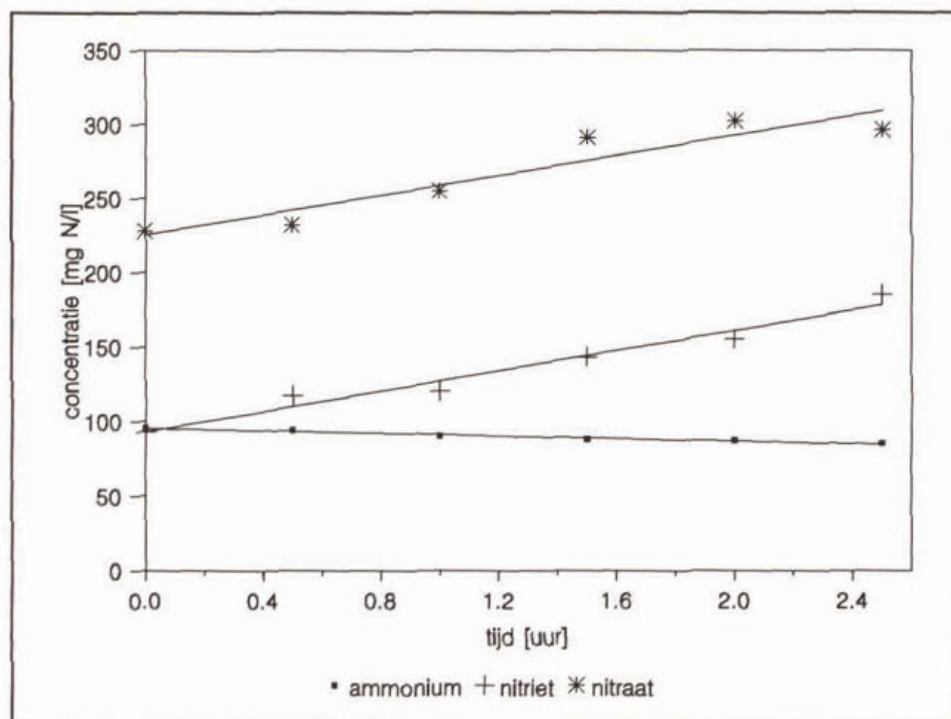
Op grond van de proefneming wordt het onwaarschijnlijk geacht dat een periode kleiner dan 24 uur de initiëring van de nitrificatie tot nitriet kan bevorderen. Een periode zonder voeding langer dan 24 uur is vanuit financieel economische en bedrijfstechnische overwegingen niet aantrekkelijk.

6.1.7 Zuurstof (O_2)

Lage zuurstofconcentraties kunnen de nitrificatiesnelheid remmen. In de literatuur zijn aanwijzingen dat *Nitrosomonas* grotere affiniteit voor zuurstof (O_2) heeft dan *Nitrobacter* en bovendien bij lage O_2 -concentraties sneller groeit. De omzetting van nitriet naar nitraat zal daarom bij lage O_2 -concentraties langzamer verlopen.

Een correcte respiratiemeting vereist dat de O_2 -concentratie niet limiterend ($>1,5$ mg O_2/l) is voor de nitrificatiesnelheid. In de nitrificatietank werd gedurende de handhavingfase een O_2 -concentratie gehandhaafd van $\leq 0,1$ mg O_2/l . De O_2 -concentratie in de nitrificatietank was dus veel lager dan in de respiratiemeter.

De invloed van de O_2 -concentratie op de activiteit van *Nitrobacter* en *Nitrosomonas* is onderzocht door de omzetsnelheid in de nitrificatietank te vergelijken met die in de respiratiemeter. De nitrificatietank werd gedurende de proef continu gevoed met influent. Het influentdebiet was gelijk aan het effluentdebiet waardoor gedurende de proef het nitrificatievolume constant bleef.



Figuur 6.5: Verloop van de NH_4^- , NO_2^- en NO_3^- -concentratie in de nitrificatietank

Figuur 6.5 toont de NH_4^- , NO_2^- en NO_3^- -concentratie in de nitrificatietank als functie van de tijd. Op basis van de massabalans voor stikstof kan worden aangetoond dat in de nitrificatietank gedurende de batchproef geen andere omzettingprocessen hebben plaatsgevonden dan nitrificatie. De omzettingssnelheid van NH_4^- kan daarom worden berekend uit de som van de richtingscoëfficiënten van NO_2^- en NO_3^- minus de richtingscoëfficiënt van NH_4^- . De omzettingssnelheid van NO_2^- is gelijk aan de richtingscoëfficiënt van NO_3^- .

De verhouding tussen de omzettingssnelheden van *Nitrobacter* en *Nitrosomonas* bedroeg 0,46. De omzetting van NH_4^- naar NO_2^- verliep dus meer dan 2 keer zo snel als de omzetting van NO_2^- naar NO_3^- . Met de respiratiemeter werd een verhouding tussen de omzettingssnelheid van *Nitrobacter* en *Nitrosomonas*

bepaald van 0.64. Uit het verschil tussen de twee verhoudingen blijkt dat in de nitrificatietank van de proefinstallatie aanzienlijk minder NO_2 in NO_3 werd omgezet dan in de respiratiemeter.

Op grond van de bevindingen kan worden geconcludeerd dat lage O_2 -concentraties ($\leq 0,1 \text{ mgO}_2/\text{l}$) de ophoping van nitriet kunnen bevorderen.

6.1.8 Acute overbelasting

Uit de literatuur is bekend dat *Nitrobacter* een hogere omzettingssnelheid kent dan *Nitrosomonas* maar daarentegen een lagere groeisnelheid heeft. Het verschil in groeisnelheid kan bij overbelasting resulteren in ophoping van nitriet omdat *Nitrosomonas* sneller kan groeien.

De proeven met acute overbelasting werden uitgevoerd bij een pH van 7 en een temperatuur van 32°C . De K_s -waarde voor ammonium werd vastgesteld op $0,4 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$. De proeven werden uitgevoerd toen de nitrietroute in de proefinstallatie nog niet was geïnitieerd.

Tabel 6.2: Ophoping van nitriet bij overbelasting

overbelasting [mgN/l]	nitrietophoping [%]
25 - 30	48
50 - 60	45
80 - 90	49

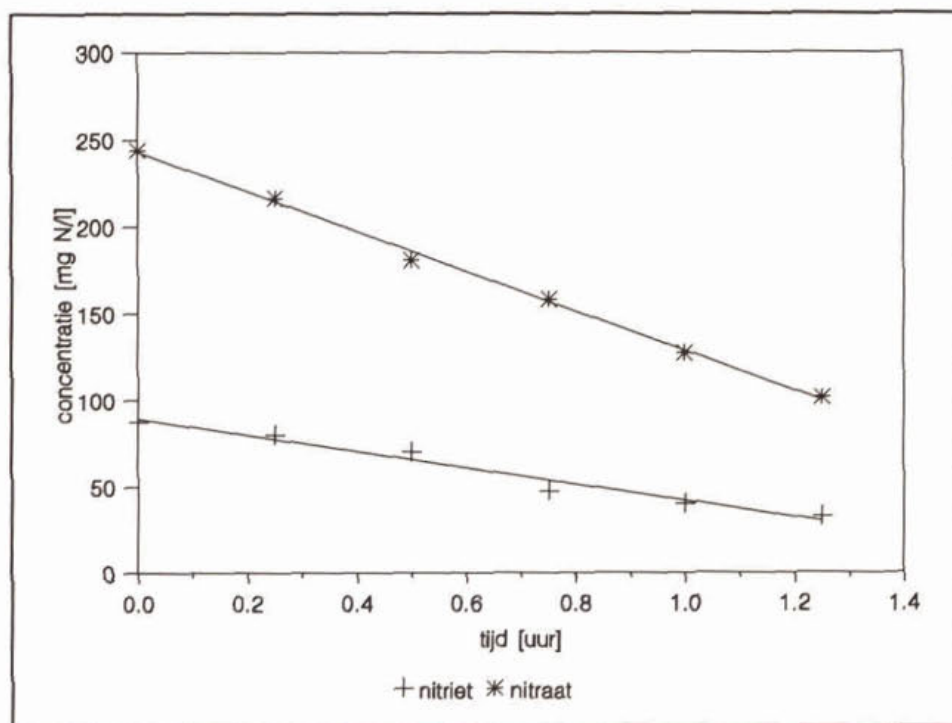
De resultaten van de proeven staan vermeld in tabel 6.2. Uit de resultaten blijkt dat ophoping van nitriet bij overbelasting optrad. De mate van overbelasting was niet van invloed op de hoeveelheid nitriet die werd opgehoopt. Tevens blijkt uit de gegevens dat de ophoping van nitriet primair een gevolg was van overbelasting en niet van selectieve remming van *Nitrobacter* door ammoniak, omdat verhoging van de ammoniumconcentratie geen gevolg had voor de hoeveelheid nitriet die werd opgehoopt.

Op basis van de proefresultaten kan worden geconcludeerd dat acute overbelasting de initiëring van de nitrificatie tot nitriet kan bevorderen.

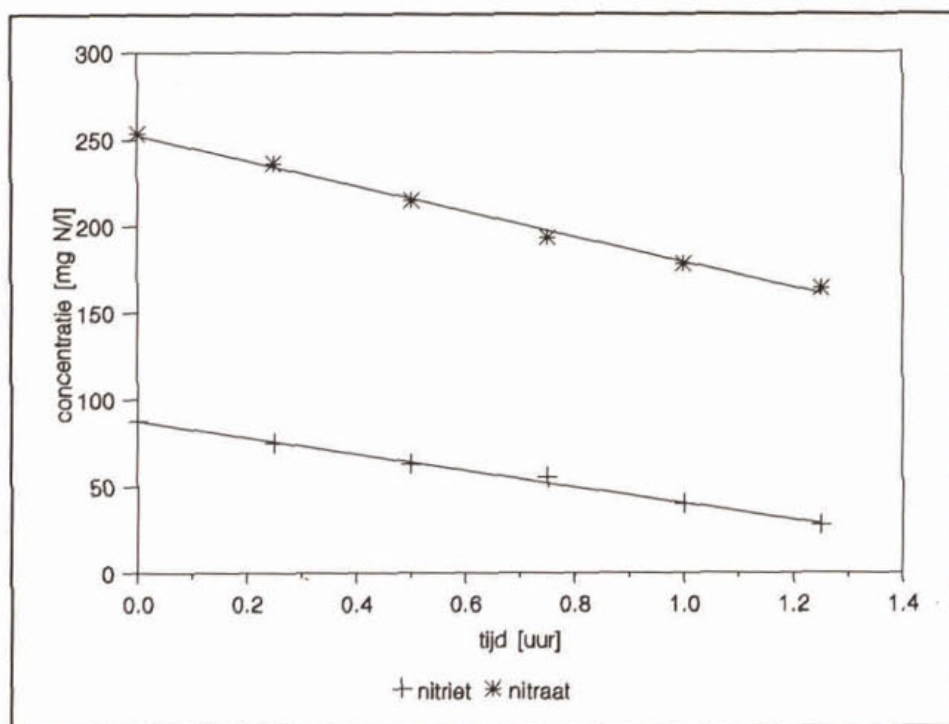
6.2 Denitrificatie van nitriet

Denitrificerende bacteriën zetten onder anoxische omstandigheden en in aanwezigheid van een C-bron (methanol), nitraat en nitriet om in stikstofgas (N_2). Denitrificatie van NO_3 in N_2 verloopt via NO_2 als tussenprodukt. De omzetting van NO_2 in N_2 vereist 40% minder methanol dan de omzetting van NO_3 in N_2 . De mogelijkheid dat nitrificatie/denitrificatie volledig via de nitrietroute kan verlopen wordt bepaald door het vermogen van denitrificerende bacteriën om NO_2 in N_2 om te zetten.

In de proefinstallatie is onderzocht of denitrificatie via nitriet kan verlopen en of denitrificerende bacteriën een voorkeur hebben voor NO_2 ten opzichte van NO_3 . Druk is theoretisch van invloed op de denitrificatie. Omdat de Membraanbioreactor onder 3 atmosfeer overdruk werd bedreven is tevens de invloed van druk op de denitrificatie onderzocht. De experimenten zijn in duplo als batchproef uitgevoerd waarbij de denitrificatietank goed werd gemengd. De pH had een waarde tussen de 7 en 8 en de temperatuur bedroeg 32°C .



Figuur 6.6: Verloop van de NO_2^- en NO_3^- concentratie bij atmosferische druk in de denitrificatietank



Figuur 6.7: Verloop van de NO_2^- en NO_3^- concentratie bij 3 atm. overdruk in de denitrificatietank

De in totaal vier proefnemingen werden op twee achtereenvolgende dagen uitgevoerd. Elke dag werd zowel een experiment onder atmosferische omstandigheden als bij drie atmosfeer overdruk uitgevoerd.

In figuur 6.6 staat voor atmosferische omstandigheden de NO_2^- en NO_3^- concentratie in de denitrificatietank als functie van de tijd afgebeeld. Figuur 6.7 geldt voor 3 atmosfeer overdruk.

De omzettingssnelheid van NO_2 is gelijk aan de som van de richtingscoëfficiënt van NO_2 en NO_3 . De omzettingssnelheid van NO_3 is gelijk aan de richtingscoëfficiënt van NO_3 . De verhouding tussen de omzettingssnelheid van NO_3 en NO_2 bedroeg onder atmosferische omstandigheden 0,7. Bij drie atmosfeer overdruk bedroeg die verhouding 0,6.

Uit de resultaten blijkt dat denitrificatie sneller via NO_2 dan via NO_3 kan verlopen en dat verhoging van de druk de voorkeur voor de omzetting van NO_2 in N_2 vergroot.

6.3 Duurproef

De proefinstallatie is continu vanaf het begin van het onderzoek naar nitrificatie/denitrificatie via de nitrietroute (1 november 1994) in bedrijf geweest. Een inregel- en opstartperiode behoefde niet in acht te worden genomen omdat dit onderzoek aansluitend is uitgevoerd aan het onderzoek naar de behandeling van stikstofrijke retourstromen met de Membraan-bioreactor op de locatie Sluisjesdijk [28]. Tijdens de duurproef zijn geen noemenswaardige storingen opgetreden die het zuiveringsproces hebben beïnvloed.

De hoge zuurstofbrengecapaciteit van een *full scale* Membraan-bioreactor werd in de proefinstallatie bereikt door additionele dosering van zuivere zuurstof. Naast de dosering van zuivere zuurstof werd de proefinstallatie normaal belucht.

De duurproef is uitgevoerd in de periode van 5 december 1994 tot en met 3 maart 1995 (13 weken). In deze paragraaf worden de resultaten van de duurproef gepresenteerd. In Bijlage 2 zijn de resultaten van de duurproef opgenomen. De bespreking van de resultaten is onderverdeeld in technologisch functioneren en in initiëring en handhaving van de nitrietroute:

6.3.1 Technologisch functioneren

Ten behoeve van de beoordeling van het technologisch functioneren van de proefinstallatie is aandacht besteed aan de volgende aspecten:

- procesparameters;
- influent- en effluentsamenstelling;
- stikstofbelasting;
- drogestofgehalte;
- denitrificatie;
- verwijderingsrendementen.

Procesparameters

In tabel 6.3 is een overzicht gegeven van de procesparameters die gedurende de duurproef zijn aangehouden.

Tabel 6.3: Procesparameters

temperatuur		33	°C
pH	(min)	6,8	-
	(max)	8,5	-
druk		3	bar
drogestofgehalte	(min)	9,9	kg/m ³
	(max)	31,9	kg/m ³

Influent- en effluentsamenstelling

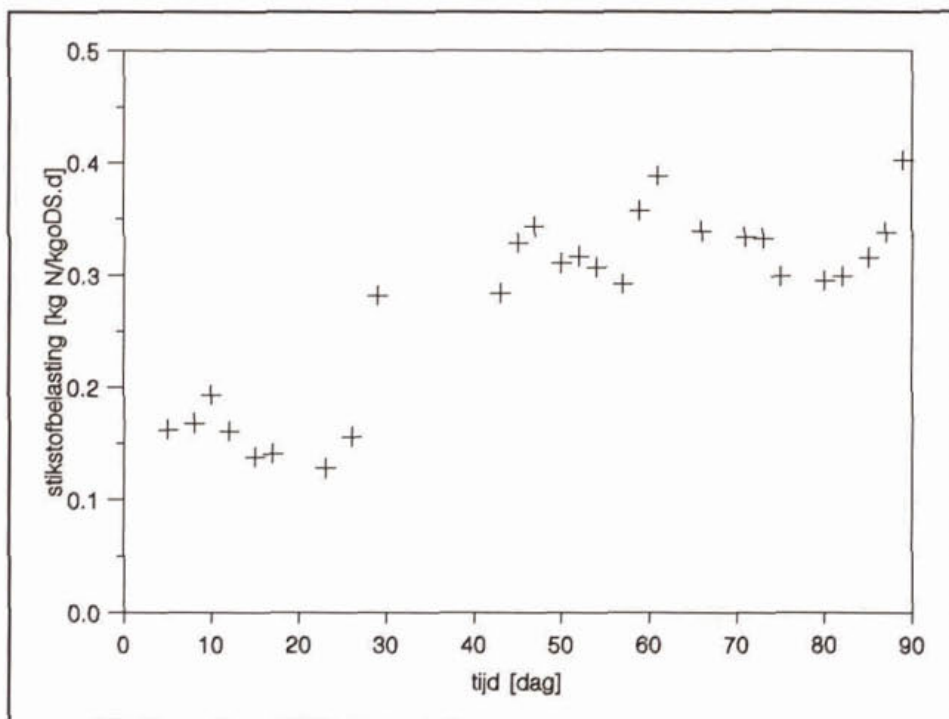
In tabel 6.4 zijn de gemiddelde concentraties van influent en effluent gedurende de duurproef weergegeven.

Tabel 6.4: Influent- en effluentconcentraties

parameter	eenheid	influent	effluent
CZV	mg/l	670	137
BZV	mg/l	180	2
NKj	mg/l	1.180	58
NH ₄ -N	mg/l	1.050	47
NO ₃ -N	mg/l	0	436
NO ₂ -N	mg/l	0	29
Zwevende stof	mg/l	41	< 10
Alkaliteit	mg/l	3.351	2.651
pH	-	6,8	8,2

Stikstofbelasting

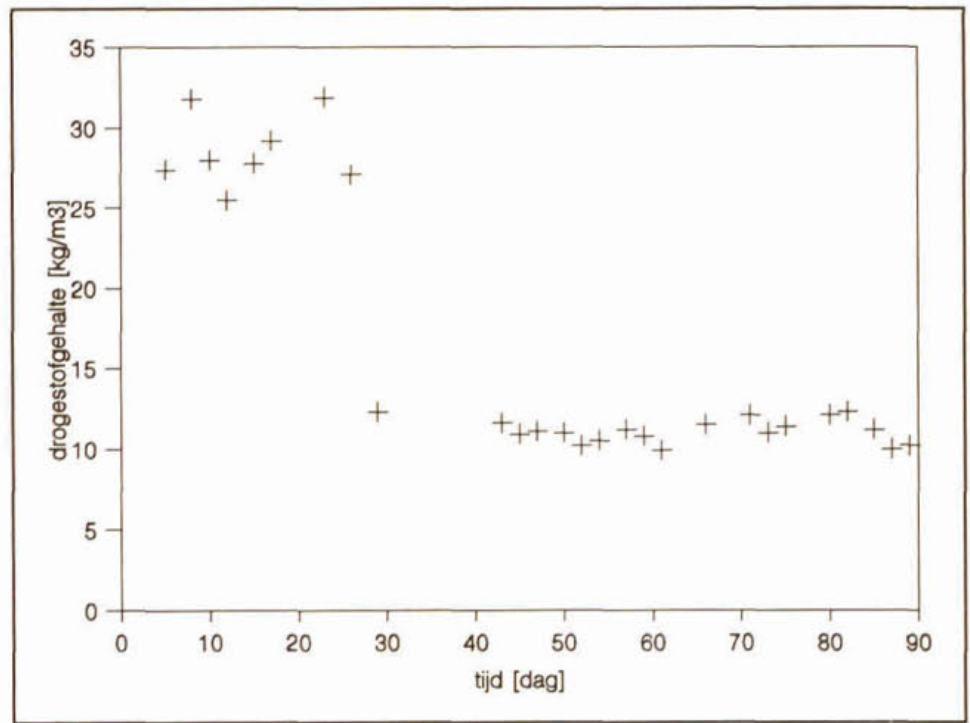
De stikstofbelasting (kg N/kg oDS.d) is gedurende het onderzoek vrijwel constant gehouden. Hierbij is getracht de stikstofbelasting op hetzelfde niveau te handhaven als het geval was gedurende het voorgaande onderzoek met de Membraanbioreactor [28]. De stikstofbelasting had toen gemiddeld een waarde van 0,274 kg N/kg oDS.d. Tijdens de laatste fase van de duurproef waarbij de nitrietroute werd gehandhaafd was de stikstofbelasting hoger namelijk 0,327 kg N/kg oDS.d. Figuur 6.8 toont de stikstofbelasting (kg N/kg oDS.d) gedurende de duurproef.



Figuur 6.8: Stikstofbelasting (N_{kj}) van het aërobe volume

Drogestofgehalte

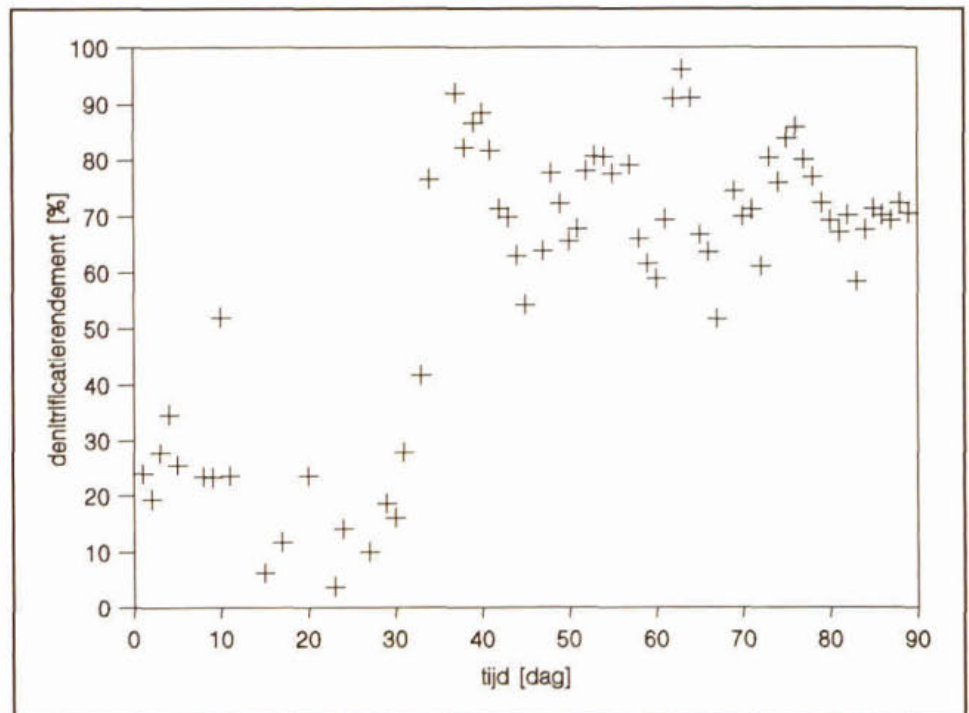
De duurproef is gestart met een hoog drogestofgehalte: 25-30 kg/m³. Tijdens de initiëring van de nitrietroute is het drogestofgehalte fors verlaagd tot ongeveer 10 kg/m³. Deze verlaging was noodzakelijk om de stikstofbelasting op basis van het drogestofgehalte te kunnen verhogen. Het drogestofgehalte van 10-12 kg/m³ werd vervolgens gehandhaafd door regelmatig slib te spuien. Het gemiddelde gehalte aan organische stof bedroeg circa 72% van de droge stof. In figuur 6.9 is het verloop van het drogestofgehalte gedurende de duurproef weergegeven.



Figuur 6.9: Drogestofgehalte van het slib in de Membraan-bioreactor

Denitrificatie

Voor vergaande denitrificatie van het stikstofrijke retourwater is gebruik gemaakt van methanol (CH_3OH) als additionele koolstofbron. In het begin van het onderzoek is geen methanol gedoseerd waardoor er vrijwel geen denitrificatie optrad.



Figuur 6.10: Denitrificatierendement met additionele koolstofbron (methanol)

Nadat werd gestart met de dosering van methanol duurde het ongeveer vier weken voordat het actiefslib was geadapteerd aan methanol als koolstofbron

voor de denitrificatie. Methanol werd gedurende deze periode licht overgedoseerd. Het denitrificatierendement op basis van het in het retourwater aanwezige BZV bedroeg 10-15%. Na adaptatie aan methanol is het denitrificatierendement opgevoerd tot ruim 85%. De methanoldosering is telkens geminimaliseerd zodat de verhouding methanol/ $\text{NO}_x\text{-N}_{\text{verw}}$ nauwkeurig kon worden vastgesteld. Het denitrificatierendement schommelde daarom dagelijks. In paragraaf 6.3.3. wordt nader ingegaan op de minimaal benodigde verhouding methanol/ $\text{NO}_x\text{-N}_{\text{verw}}$.

Gedurende de periode dat de nitrietroute werd gehandhaafd, bedroeg de gemiddelde denitrificatiecapaciteit 0,605 kg $\text{NO}_x\text{-N/kg oDS.d}$. Hierbij werd een maximale denitrificatiecapaciteit bereikt van 0,738 kg $\text{NO}_x\text{-N/kg oDS.d}$. In figuur 6.10 is het denitrificatierendement gedurende de duurproef weergegeven.

Verwijderingsrendementen

In het begin van de duurproef bedroeg het N_{Kj} -verwijderingsrendement continu >99%. Gedurende de initiëring van de nitrietroute is het verwijderingsrendement gedaald tot ongeveer 90%. Dit was noodzakelijk om ophoping van ammonium in de proefinstallatie te kunnen realiseren. Het verwijderingsrendement is daarna weer verhoogd tot >99%. Het CZV-verwijderingsrendement schommelde tijdens de duurproef tussen 64 en 89%. De gemiddelde verwijderingsrendementen voor CZV, BZV, N_{Kj} en NH_4 zijn weergegeven in tabel 6.5. In deze tabel is de verwijdering van N-tot als maximaal bereikte waarde aangegeven.

Tabel 6.5: Gemiddelde verwijderingsrendementen

parameter	verwijderingsrendement [%]
CZV	80
BZV	99
N_{Kj}	95 ¹
$\text{NH}_4\text{-N}$	96
N-tot	88 ²

¹ gemiddelde waarde

² maximale waarde

6.3.2 Initiëring en handhaving van de nitrietroute

De nitrietroute is geïnitieerd nadat een voldoende hoog denitrificatierendement met de proefinstallatie werd bereikt. Dit was noodzakelijk omdat zonder voldoende denitrificatiecapaciteit een eventuele ophoping van nitriet remmend zou kunnen zijn. Een voldoende hoog denitrificatierendement (ca. 80%) werd pas na ruim 4 weken bereikt (zie figuur 6.10) omdat het actiefslib eerst moest adapteren aan methanol als koolstofbron.

Op basis van het literatuuronderzoek en het verkennend onderzoek is gekozen voor initiëring van de nitrietroute door middel van NH_3 -remming, verlaging van de zuurstofconcentratie en overbelasting. Voor handhaving van de nitrietroute is het actuele zuurstofgehalte in de proefinstallatie op een zeer laag niveau gehandhaafd. Tabel 6.6 geeft een overzicht van de stappen die gedurende de duurproef ten behoeve van de initiëring en handhaving van de nitrietroute zijn doorlopen.

Figuur 6.11 toont het verloop gedurende de duurproef van de verhouding tussen de activiteiten van *Nitrobacter* en *Nitrosomonas*. Deze verhouding bepaald de mate waarin nitriet in nitraat door *Nitrobacter* kan worden omgezet. Een verhouding groter dan 1 betekent dat voldoende capaciteit aanwezig is om het gevormde nitriet direct tot nitraat te oxideren. Bij een verhouding kleiner dan 1 en een voldoende hoge stikstofbelasting kan ophoping van nitriet optreden. In die situatie wordt meer ammonium geoxideerd dan nitriet in nitraat kan worden

omgezet. De verhouding tussen de activiteiten is dagelijks bepaald door meting van de afzonderlijke respiratiesnelheden van *Nitrobacter* en *Nitrosomonas*.

Tabel 6.6: Procescondities tijdens de initiëring en handhaving van de nitrietroute.

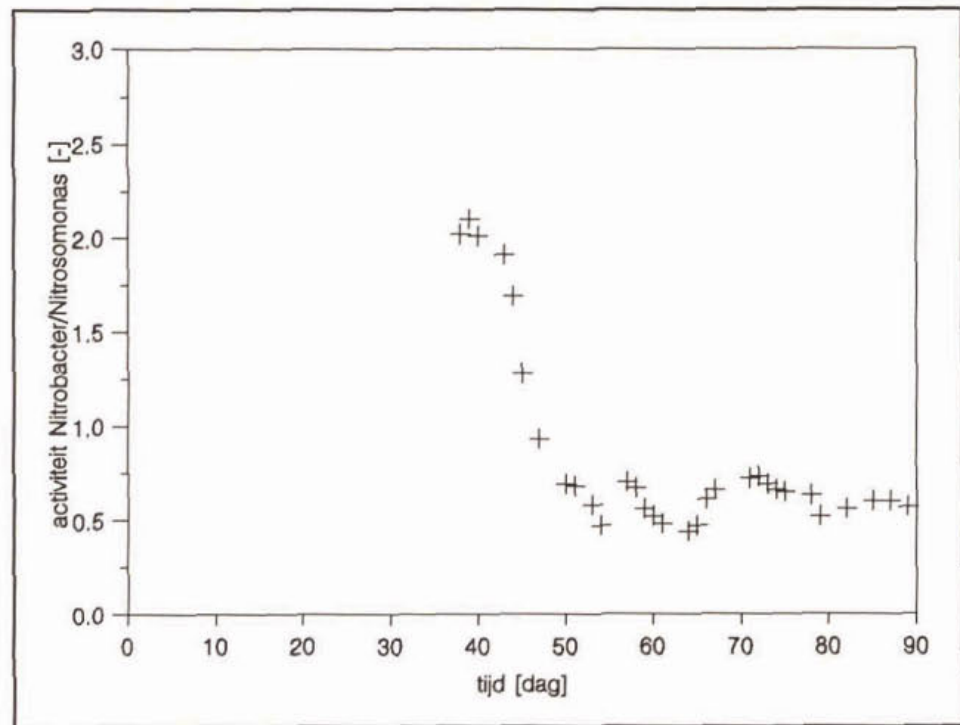
periode	duur [dag]	onderzoeksfase	procescondities
1	1 - 34	adaptatie denitrificatie	<ul style="list-style-type: none"> . verhoogde methanoldosering . NH_4-verwijdering = >99% . pH = 6,8 . O_2 = 1 - 1,5 mg/l . S_{b-NKj} = 0,20 kg N/kg oDS.d
2	35 - 55	initiëring nitrietroute	<ul style="list-style-type: none"> . verhoging pH tot 8,5 . verhoging NH_4-gehalte . overbelasting o.b.v. stikstof . NH_4-verwijdering = 90% . O_2 = 0,5 - 1 mg/l . S_{b-NKj} = 0,33 kg N/kg oDS.d
3	56 - 65	initiëring nitrietroute	<ul style="list-style-type: none"> . verlaging O_2-concentratie . O_2 = 0,2 mg/l . pH = 8,5 . NH_4-verwijdering = 90% . S_{b-NKj} = 0,35 kg N/kg oDS.d
4	66 - 70	overgang procescondities	<ul style="list-style-type: none"> . verlaging pH tot 6,8 . O_2 = 0,2 mg/l . NH_4-verwijdering 90-99% . S_{b-NKj} = 0,33 kg N/kg oDS.d
5	71 - 89	handhaving nitrietroute	<ul style="list-style-type: none"> . verlaging O_2-concentratie . O_2 = < 0,1 mg/l . pH = 6,8 . NH_4-verwijdering 90-99% . S_{b-NKj} = 0,33 kg N/kg oDS.d

Uit figuur 6.11 blijkt duidelijk dat na initiëring van de nitrietroute de activiteit van *Nitrobacter* aanzienlijk lager is dan de activiteit van *Nitrosomonas*. Vanaf dat moment is ook nitrietophoping in de proefinstallatie geconstateerd. *Nitrobacter* kon echter gedurende het onderzoek niet volledig worden verwijderd. De verhouding *Nitrobacter/Nitrosomonas* werd niet kleiner dan 0,5 - 0,6.

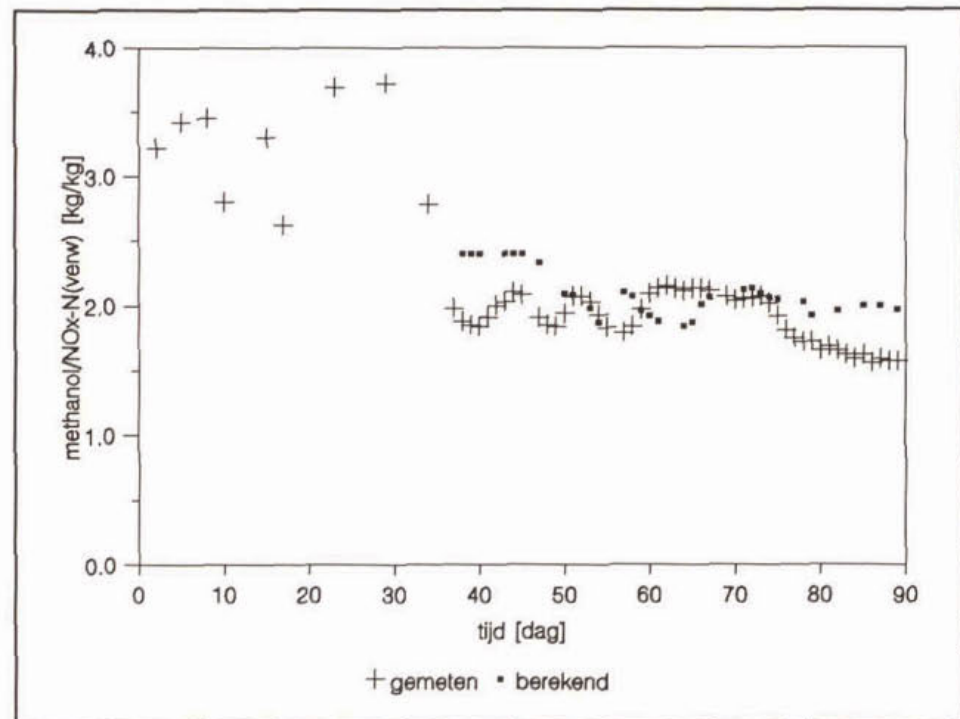
Op basis van de genoemde verhouding *Nitrobacter/Nitrosomonas* kan berekend worden hoeveel methanol theoretisch nodig is voor de volledige verwijdering van NO_x . De theoretische verhouding methanol/ NO_x - N_{verw} is gebaseerd op de aanname dat in dezelfde verhouding nitriet en nitraat door denitrificatie wordt gereduceerd als door nitrificatie wordt gevormd. De theoretische verhouding methanol/ NO_x - N_{verw} kan met de volgende vergelijking worden berekend [28].

$$\rho_{\text{NO}_x}^{\text{tot}} = \frac{\rho_{\text{NO}_2}^{\text{stoch}}}{1 - Y_{\text{NO}_2}^{\text{bruto}}} * \frac{\eta_{\text{NO}_2}}{100} * \frac{\rho_{\text{NO}_3}^{\text{stoch}}}{1 - Y_{\text{NO}_3}^{\text{bruto}}} * \frac{\eta_{\text{NO}_3}}{100}$$

Y	yield	[kg/kg]
ρ	C/N-verhouding	[kg CH_3OH /kg N]
η_{NO_2}	nitrietvorming	[%]
η_{NO_3}	nitraatvorming	[%]



Figuur 6.11: Verhouding tussen de activiteiten van Nitrobacter en Nitrosomonas



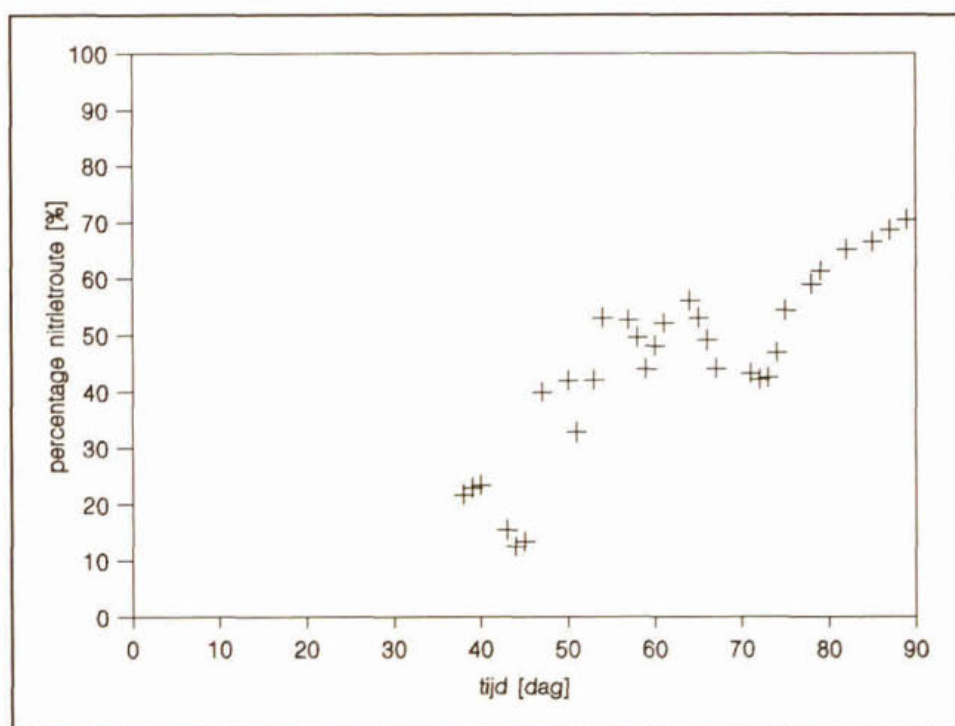
Figuur 6.12: Gemeten en berekende verhouding methanol/ $\text{NO}_x\text{-N}_{\text{verw}}$

De gemeten verhouding methanol/ $\text{NO}_x\text{-N}_{\text{verw}}$ op basis van de werkelijk verbruikte hoeveelheid methanol en verwijderde hoeveelheid NO_x is dagelijks bepaald. Figuur 6.12 toont zowel de gemeten als de berekende verhouding methanol/ $\text{NO}_x\text{-N}_{\text{verw}}$ als functie van de tijd. Uit de figuur blijkt dat de twee verhoudingen in grootte-orde overeenkomen. De berekende waarde lijkt de gemeten waarde iets vertraagd in de tijd te volgen. Het verschil zou verklaard kunnen worden op grond van het feit dat de theoretische verhouding is berekend op basis van de activiteiten van *Nitrobacter* en *Nitrosomonas*. Deze activiteiten zijn bepaald met

respiratiemetingen waarbij de zuurstofconcentratie veel hoger was dan in de proefinstallatie. Het duurt namelijk enige tijd voordat de in de proefinstallatie opgelegde stressfactoren de relatieve aanwezigheid van *Nitrobacter* daadwerkelijk doen afnemen. Met een respiratiemeting wordt de totale activiteit van de aanwezige *Nitrobacter* bepaald en niet de hoeveelheid *Nitrobacter* bacteriën.

Gedurende de handhavingsfase lag de gemeten verhouding methanol/ $\text{NO}_x\text{-N}_{\text{verw}}$ lager dan de berekende verhouding. Waarschijnlijk is ook hier de lage zuurstofconcentratie ($\leq 0,1 \text{ mg O}_2/\text{l}$) in proefinstallatie de verklaring.

In figuur 6.13 staat het percentage nitrificatie/denitrificatie via de nitrietroute als functie van de tijd afgebeeld. Uit de figuur blijkt dat de nitrietroute na initiëring snel op gang kwam. Op het einde van de initiëeringsfase verliep de nitrificatie/denitrificatie voor ongeveer 50% via de nitrietroute. Tijdens de zogenaamde overgangsfase dreigde het percentage nitrietroute af te nemen. Gedurende de handhavingsfase kon het percentage nitrietroute eenvoudig voor 60-70% worden gehandhaafd.



Figuur 6.13: Nitrificatie/denitrificatie via de nitrietroute

7 Evaluatie

7.1 Bedrijfsvoeringsaspecten

7.1.1 Initiëring

In dit onderzoek is de nitrietroute geïnitieerd door toepassing van de volgende procesomstandigheden:

- hoge pH (8,5);
- hoge NH_4 concentratie (100 mg N/l);
- hoge slibbelasting (0,3 kg N/kg oDS.d);
- lage O_2 -concentratie (0,5 - 1 mg O_2 /l).

De nitrietroute bleek onder deze condities zonder problemen op gang te komen. Binnen enkele dagen trad ophoping van nitriet op, nam snel de verhouding af tussen de activiteiten van *Nitrobacter* en *Nitrosomonas* en verliep de nitrificatie/denitrificatie voor circa 50% via de nitrieroute.

7.1.2 Handhaving

De overgang van initiëring naar handhaving van de nitrietroute gebeurde toen de nitrificatie/denitrificatie voor circa 60% verliep via de nitrietroute. De verhouding methanol/ $\text{NO}_x\text{-N}_{\text{verw}}$ was toen kleiner dan 1,8 kg/kg.

De nitrietroute kon gehandhaafd worden bij een zeer laag zuurstofgehalte in de beluchtingsruimte. De volgende procescondities werden aangehouden om de nitrietroute te handhaven:

• pH	6,8	-
• T	33	°C
• O_2	$\leq 0,1$	mg O_2 /l
• N-slibbelasting	0,25	kg N/kg oDS.d
• $\text{NH}_4\text{-N}$	2	mg/l

Onder bovenstaande procesomstandigheden daalde de verhouding methanol/ $\text{NO}_x\text{-N}_{\text{verw}}$ tot 1,6 kg/kg (70% nitrietroute).

7.2 Technologische aspecten

De nitrietroute verschilt op de volgende punten van de nitraatroute:

- zuurstofvraag;
- loogverbruik;
- methanolverbruik;
- slibgroei;
- warmteproductie.

7.2.1 Zuurstofvraag

De zuurstofvraag is in een nitrificerend systeem afhankelijk van de ammonium-oxidatie- en nitrietoxidatiesnelheid en de endogene ademhaling. De maximale zuurstofvraag kan als volgt worden beschreven:

$$\phi_{\text{O}_2} = Q_{\text{infl}} [N_{\text{Kj}}] \left(\frac{\eta_{\text{NO}_2}}{100} 3,43 + \frac{\eta_{\text{NO}_3}}{100} 1,14 \right) + R_{\text{endogeen}} V_{\text{aer}}$$

ϕ_{O_2}	zuurstofvraag	[kg O_2 /h]
$[N_{\text{Kj}}]$	concentratie	[kg N/m ³]
η_{NO_2}	percentage nitrietvorming	[%]

η_{NO_3}	percentage nitraatvorming	[%]
$R_{endogeen}$	endogene ademhaling	[kg O ₂ /m ³ .h]
V_{aer}	aeroob volume	[m ³]
Q_{infl}	influentdebiet	[m ³ /h]

Voor de nitrietroute zijn de volgende parameters vastgesteld:

- η_{NO_2} 99 %
- η_{NO_3} 30 - 40 %
- $R_{endogeen}$ 0,08 kg O₂/m³.h

De maximale zuurstofvraag wordt bij de Membraan-bioreactor beperkt door de maximale OTR. De maximale OTR bedraagt 2,3 kg O₂/m³.h. De ontwerpgrondslag is vastgesteld op 1 kg O₂/m³.h. [28].

7.2.2 Loogverbruik

De netto alkaliteitsproductie is gelijk bij de nitraat- en nitrietroute. Bij de nitrietroute zal echter ten gevolge van de geringe zuurstofvraag minder belucht hoeven worden waardoor minder CO₂ wordt gestript. Dientengevolge zal het loogverbruik toenemen.

De benodigde hoeveelheid loog per m³ afvalwater ([OH]) kan worden berekend met de volgende vergelijking [28]:

$$[OH] = 2[N_{kj}] \frac{(\eta_{NO_2} + \eta_{NO_3})}{100} - [HCO_3^-]_{infl} - Q_{infl}[N_{kj}] \frac{(\eta_{NO_2} + \eta_{NO_3})}{100} \cdot \frac{\sigma_{dnt}}{100} +$$

$$+ \frac{Q_{infl}([HCO_3^-]_{infl} + Q_{infl}[N_{kj}] \frac{(\eta_{NO_2} + \eta_{NO_3})}{100} \cdot \frac{\sigma_{dnt}}{100}}{\frac{Q_{lucht}}{0,024 \cdot 10^{pH-pK} \frac{10^5}{mRT} (P_{sat} + 0,005H)}} + Q_{infl}$$

Het loogverbruik (ϕ_{OH}) uitgedrukt in mol OH⁻/h kan worden berekend met onderstaande vergelijking:

$$\phi_{OH} = Q_{infl} \cdot [OH]$$

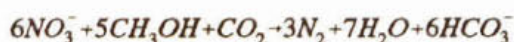
7.2.3 Methanolverbruik

De volgende algemene vergelijking kan worden opgesteld voor het methanolverbruik ($\phi_{methanol}$) bij de denitrificatie:

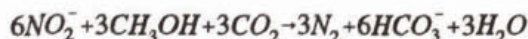
$$\phi_{methanol} = Q_{infl} \cdot [N_{kj}] \cdot \frac{(\eta_{NO_2} \rho_{NO_2}^{tot} + \eta_{NO_3} \rho_{NO_3}^{tot})}{100} \cdot \frac{\sigma_{dnt}}{100} - \delta_{methanol}$$

Voor de denitrificatie met methanol via nitraat en nitriet gelden de volgende reacties:

via nitraat



via nitriet



Op grond van de voorgaande reactievergelijkingen kan de stochiometrische CZV/N-verhouding (ρ^{stoch}) worden berekend:

$$\begin{aligned} \rho_{\text{NO}_3\text{-N}}^{\text{stoch}} &: 1,90 \text{ kg CH}_3\text{OH/kg NO}_3\text{-N} = 2,85 \text{ kg CZV/kg NO}_3\text{-N} \\ \rho_{\text{NO}_2\text{-N}}^{\text{stoch}} &: 1,14 \text{ kg CH}_3\text{OH/kg NO}_2\text{-N} = 1,71 \text{ kg CZV/kg NO}_2\text{-N} \end{aligned}$$

De totale CZV/N-verhouding (ρ^{tot}) wordt echter bepaald door de bruto yield van de denitrificeerders:

$$\rho_{\text{NO}_x}^{\text{tot}} = \frac{\rho_{\text{NO}_2}^{\text{stoch}}}{1 - Y_{\text{NO}_2}^{\text{bruto}}} * \frac{\eta_{\text{NO}_2}}{100} + \frac{\rho_{\text{NO}_3}^{\text{stoch}}}{1 - Y_{\text{NO}_3}^{\text{bruto}}} * \frac{\eta_{\text{NO}_3}}{100}$$

7.2.4 Warmtebalans

De warmtebalans voor de nitrietroute verschilt op een aantal punten van de warmtebalans voor de nitraatroute. De warmteproductie per verwijderde hoeveelheid stikstof is voor de nitrietroute lager dan voor de nitraatroute. Tengevolge van de geringe zuurstofvraag kan minder worden belucht. Hierdoor zal minder warmte door verdamping van water worden afgevoerd. De overige warmtestromen verschillen niet van elkaar.

In tabel 7.1 is de warmtebalans opgesteld voor de situatie Sluisjesdijk bij de bedrijfsvoering via de nitrietroute. De gehanteerde uitgangspunten zijn gebaseerd op het onderzoek aan de nitraatroute [28].

Het benodigde koelvermogen voor de bedrijfsvoering via de nitrietroute bedraagt 64% van het benodigde koelvermogen via de nitraatroute (748 kW) [28].

Tabel 7.1: Warmtebalans Membraan-bioreactor voor de nitrietroute op Sluisjesdijk

energieterm	
E_1 - vloeistofstromen	-233 kW
E_g - gasstromen	17 kW
E_p - pompenergie	121 kW
E_b - CZV-oxidatie (inclusief denitrificatie)	422 kW
E_b - N-oxidatie	309 kW
E_w - wanden	0 kW
E_v - verdamping	-161 kW
E_k - koeling (869 - 394) =	475 kW

7.3 Dimensioneringsgrondslagen

De dimensioneringsgrondslagen voor de nitrietroute voor de Membraan-bioreactor zijn vastgesteld op basis van de resultaten uit de evaluatie zoals gepresenteerd in paragraaf 7.2 en de resultaten uit het onderzoek "Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen. Onderzoek aan de Membraan-bioreactor op de slibverwerkingsinstallatie Sluisjesdijk" [28].

Bioreactor

• druk	3	bar ato
• temperatuur	33	°C
• pH	6,8	-
• O ₂ -concentratie	< 0,5	mg O ₂ /l
• stikstofbelasting	0,25	kg N/kg oDS.d
• η_{NO_2}	99	%
• η_{NO_3}	30 - 40	%
• NO _x verwijdering	0,6	kg NO _x -N/kg oDS.d
• drogestofgehalte	20	kg/m ³

Influentbehandeling

• mechanisch zelfspoelend filter		
• maaswijdte zeef	1	mm
• oppervlaktebelasting	50	m/h

Beluchting

• O ₂ -concentratie	0,1	mg O ₂ /l
• α -factor	0,5	-
• β -factor	0,9	-
• zuurstofinbrengvermogen	1	kg O ₂ /m ³ .h

Chemicaliënverbruik

• loog	≈ 7,5	mol OH ⁻ /kg N
• methanol	1,6	kg CH ₃ OH/kg NO _x -N _{verw.}

Membraanfiltratie

• nominale membraanflux	116	l/m ² .h
• energieverbruik	4,6	kWh/m ³ _{afv.w.}

Verwijderingsrendementen

• CZV	80	%
• BZV	99	%
• N _{kj}	99	%
• N-tot	88	%

8 Kosten

8.1 Varianten

In het kader van dit onderzoek zijn zeven varianten voor rejectiewaterbehandeling doorgerekend. Drie concentratieniveau's van rejectiewater voor een rwzi van 100.000 v.e., drie concentratieniveau's van rejectiewater voor een rwzi van 400.000 v.e. en de situatie Sluisjesdijk. In tabel 8.1 staan de uitgangspunten van deze varianten weergegeven.

Tabel 8.1 Varianten voor de rejectiewaterbehandeling

Varianten →		1	2	3	4	5	6	7
								Sluisjesdijk
vuilvracht	[v.e.]	100.000	100.000	100.000	400.000	400.000	400.000	500.000
debiet	[m ³ /d]	50	100	200	200	400	800	600
NKj	[kg/d]	95	95	95	380	380	380	1.200
	[mg/l]	1.900	950	475	1.900	950	475	2.000
CZV	[mg/l]	900	900	900	900	900	900	900
zwevende stof	[mg/l]	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
alkaliteit	[mmol/l]	136	686	34	136	68	34	143
pH (influent)	[-]	8,2	8,2	8,2	8,2	8,2	8,2	8,2

8.2 Dimensionering

De verschillende varianten zijn gedimensioneerd op basis van de in paragraaf 7.3 gepresenteerde dimensioneringsgrondslagen voor de Membraan-bioreactoren. De hoofddimensies van de verschillende varianten zijn in bijlage 3 weergegeven.

8.3 Stichtingskosten

Op grond van de dimensionering van de diverse varianten zijn de stichtingskosten berekend. De opbouw van de stichtingskosten is onderstaand aangegeven.

Bouwsom

De bouwsom inclusief de onvolledigheidstoelage wordt bepaald op basis van bij Grontmij gehanteerde kentallen en eenheidsprijzen en opgaven van leveranciers.

Bijkomende kosten

Onder de bijkomende kosten vallen onder andere kosten van verzekeringen, heffingen, vergunningen, uitbreiding van nutsvoorzieningen, grondonderzoek en leges. Deze kosten worden op 10% van de aanneemsom plus de onvolledigheidstoelage gesteld.

Onvoorzien

De post onvoorzien wordt gesteld op 10% en wordt gerekend over het totaal van de bovengenoemde posten.

Advieskosten

De advieskosten worden gesteld op 10% en worden gerekend over het totaal van bovengenoemde posten.

BTW

Alle genoemde kosten zijn inclusief 17,5% BTW.

De stichtingskosten voor de diverse varianten staan in bijlage 4 nader uitgewerkt. In tabel 8.2 staan de totale stichtingskosten per variant vermeld.

Tabel 8.2 Stichtingskosten per variant

Variant	vuilvracht [v.e.]	NKj [mg/l]	debiet [m ³ /d]	stichtingskosten [Hfl]
1	100.000	1.900	50	3.060.000,-
2	100.000	950	100	3.600.000,-
3	100.000	475	200	4.520.000,-
4	400.000	1.900	200	5.490.000,-
5	400.000	950	400	6.770.000,-
6	400.000	475	800	8.070.000,-
7 (Sluisjesdijk)	500.000	2.000	600	8.490.000,-

8.4 Exploitatiekosten

De jaarlijkse lasten per variant betreffen de exploitatiekosten voor het behandelen van het afvalwater. Voor het berekenen van de jaarlijkse lasten is uitgegaan van het prijspeil van januari 1995. De onderstaande uitgangspunten zijn gehanteerd.

Afschrijvingstermijn

Voor de afschrijvingstermijn van civieltechnische werken wordt een periode van 30 jaar aangehouden. Voor mechanische en elektrotechnische werken wordt een periode van 15 jaar aangehouden.

Kapitaallasten

De kapitaallasten worden berekend met behulp van de annuïteitenmethode. Als rentepercentage wordt 8% aangehouden. De kapitaallasten worden berekend over de stichtingskosten.

Onderhoudskosten

De onderhoudskosten voor civieltechnische werken worden gesteld op 0,5% per jaar. De onderhoudskosten voor mechanisch en electrotechnische werken worden gesteld op 3% per jaar. De percentages worden berekend over de stichtingskosten inclusief BTW.

Energiekosten

De energiekosten worden op f 0,15 kWh (inclusief BTW) gesteld.

Chemicaliën

Voor het verbruik van natronloog (33% w/w) wordt uitgegaan van f 270,- per ton (inclusief BTW) en voor het verbruik van methanol (100% w/w) wordt uitgegaan van f 650,- per ton (inclusief BTW).

Membranvervanging

Bij de kosten voor membraanvervanging wordt uitgegaan van f 800,-/m² en een standtijd van 2 jaar.

Bediening

Voor bediening wordt uitgegaan van personeelslasten van f 80.000,- per jaar en een bezetting van 0,5 manjaar.

De exploitatiekosten voor de diverse varianten staan in bijlage 5 nader uitgewerkt. In tabel 8.3 staan de exploitatiekosten per variant vermeld.

Tabel 8.3: Exploitatiekosten per variant

Variant	vuilvracht [v.e.]	NKj [mg/l]	debiet [m ³ /d]	exploitatie [Hfl/jaar]	exploitatie [Hfl/kg N]
1	100.000	1.900	50	560.000,-	16,20
2	100.000	950	100	670.000,-	19,30
3	100.000	475	200	840.000,-	24,30
4	400.000	1.900	200	1.200.000,-	8,60
5	400.000	950	400	1.500.000,-	10,80
6	400.000	475	800	1.910.000,-	13,80
7 (Sluisjesdijk)	500.000	2.000	600	2.400.000,-	5,50

9 Conclusies en aanbevelingen

9.1 Conclusies

Algemeen

In een Membraan-bioreactor die gedimensioneerd is om via de nitraatroute stikstof te verwijderen kan door wijziging van de procesomstandigheden worden overgegaan op de nitrietroute. De nitrietroute werd gedurende de gehele proef stabiel bedreven. De verhouding tussen de activiteiten van *Nitrobacter* en *Nitrosomonas* was $\leq 0,5$ en een verhouding methanol/ $\text{NO}_x\text{-N}_{\text{verw}}$ van 1,6 kg/kg werd bereikt.

In de literatuur wordt een aantal stressfactoren genoemd waarmee de relatieve activiteit van *Nitrobacter* ten opzichte van *Nitrosomonas* kan worden geremd. Met behulp van deze stressfactoren kan de nitrietroute worden geïnitieerd. Na korte tijd kan echter adaptatie aan deze stressfactoren optreden waardoor de nitrificatie/denitrificatie weer gaat verlopen via de nitraatroute. Uit de literatuur is tevens bekend dat denitrificatie van nitriet in plaats van nitraat kan optreden. Nitriet kan met een grotere snelheid dan nitraat worden omgezet in stikstofgas. De denitrificerende bacteriepopulatie verliest na een tijd gedeeltelijk het vermogen tot reductie van nitraat. De nitrietroute kan stabiel worden bedreven door het uitschakelen van zowel de bacterie *Nitrobacter* als het denitrificatie-enzym nitraatreductase.

Proces

Uit de duurproef is gebleken dat de nitrietroute geïnitieerd kan worden door toepassing van de volgende procesomstandigheden:

- hoge pH (8,5);
- hoge NH_4 -concentratie (100 mg N/l);
- hoge slibbelasting (0,3 kg N/kg oDS.d);
- lage O_2 -concentratie (0,5 - 1 mg O_2 /l).

De nitrietroute kan worden gehandhaafd bij een zeer laag zuurstofgehalte in de beluchtingsruimte. De volgende procescondities werden toegepast:

• pH	6,8	-
• T	33	°C
• O_2	< 0,5	mg O_2 /l
• N-slibbelasting	0,25	kg N/kg oDS.d
• NH_4 -concentratie	2	mg N/l

Een verdere verlaging in de beluchtingsruimte van het zuurstofgehalte ($\leq 0,1$ mg O_2 /l) resulteerde in een verhouding methanol/ $\text{NO}_x\text{-N}_{\text{verw}}$ van 1,6 kg/kg (nitrietroute 70%). Bij deze zeer lage zuurstofconcentratie vindt een nog zwaardere selectiedruk plaats op *Nitrobacter*.

Kosten

Voor de situatie Sluisjesdijk zijn voor de behandeling van rejectiewater via de nitrietroute met de Membraan-bioreactor de volgende kosten vastgesteld:

• stichtingskosten:	f 8.490.000,-
• exploitatiekosten:	f 2.400.000,-
• kosten per kg N_{kj} -verwijderd	f 5,50

In tabel 9.1 worden de stichtings- en exploitatiekosten voor zes varianten voor rejectiewaterbehandeling in het kader van het die in het STOWA onderzoek zijn doorgerekend gepresenteerd:

Tabel 9.1: Stichtings- en exploitatiekosten per variant

Variant	vuilvracht [v.e.]	NKj [mg/l]	debiet [m ³ /d]	stichting [Hfl]	exploitatie [Hfl/jaar]	exploitatie [Hfl/kg N _{kj} -verw]
1	100.000	1.900	50	3.060.000,-	560.000,-	16,20
2	100.000	950	100	3.600.000,-	670.000,-	19,30
3	100.000	475	200	4.520.000,-	840.000,-	24,30
4	400.000	1.900	200	5.490.000,-	1.200.000,-	8,60
5	400.000	950	400	6.770.000,-	1.500.000,-	10,80
6	400.000	475	800	8.070.000,-	1.910.000,-	13,80

9.2 Aanbevelingen

Aanbevolen wordt om door middel van fundamenteel onderzoek meer inzicht te krijgen in de processen die een rol spelen bij de nitrietroute. Aandachtspunten hierbij zijn:

- meer inzicht in het celmetabolisme van denitrificerende bacteriën;
- nader onderzoek naar selectief remmende stoffen waarmee specifiek de activiteit van *Nitrobacter* onderdrukt kan worden;
- nader onderzoek naar de diverse stressfactoren voor *Nitrobacter*;
- nader onderzoek naar de invloed van druk (P) op het denitrificatie proces.

Daarnaast wordt aanbevolen met een duurproef van bijvoorbeeld een jaar de stabiliteit van de nitrietroute verder te onderzoeken.

Lijst van aangehaalde literatuur

- 1 Abeling, U. en Seyfried, C.F. 'Anaerobic-aerobic treatment of potato-starch wastewater'. Water Science and Technology Vol.28, No.2, pp.165-176, 1993.
- 2 Akunna, J.C., Bizeau, C. en Moletta, R. 'Denitrification in anaerobic digesters : possibilities and influence of wastewater COD/N-NO_x ratio.' Environmental Technology Vol.13, pp.825-836, 1992.
- 3 Alleman, J.E. 'Elevated nitrite occurrence in biological wastewater treatment systems'. Water Science and Technology Vol.17, pp.409-419, 1984.
- 4 Anthonisen, A.C., Loerhr, R.C., Prakasam, T.B.S., Srinath, E.G. 'Inhibition of nitrification bij ammonia and nitrous acid'. Journal of Water Pollution Control Federation Vol.48, No.5, pp 835, 1976.
- 5 Averill, B.A. en Tiedje, J.M. 'The chemical mechanism of microbial denitrification'. FEBS Letters Vol.138, No.1, pp.8-11, 1982.
- 6 Ballester, M., Bizeau, C. en Moletta, R. 'Study of nitrification of swine waste after methanization. Selection and comparative study of two microbial nitrifying ecosystems'. Environmental Technology Vol.13, pp.837-845, 1992.
- 7 Balmelle, B., Nguyen, K.M., Capdeville, B., Cornier, J.C. en Deguin, A. 'Study of factors controlling nitrite build-up in biological processes for water nitrification'. Water Science and Technology Vol.26, No. 5/6, pp.1017-1025, 1992.
- 8 Beccari, M., Passino, R., Ramadori, R. en Tandoi, V. 'Kinetics of dissimilatory nitrate and nitrite reduction in suspended growth culture'. Journal of Water Pollution Control Federation Vol. 53, No.1, pp.58-64, 1983.
- 9 Bessières, Ph. en Henry, Y. 'Stoichiometry of nitrite reduction catalyzed by *Pseudomonas aeruginosa* nitrite-reductase'. Biochimie Vol.66, pp.313-318, 1984.
- 10 Bock, E., Wilderer, P.A. en Freitag, A. 'Growth of *Nitrobacter* in the absence of dissolved oxygen'. Water Research Vol.22, No.2, pp.245-250, 1988.
- 11 Bode, H., Seyfried, C.F. en Kraft, A. 'High rate denitrification of concentrated nitrate wastewater'. Water Science and Technology Vol.19, Rio, pp.163-174, 1987.
- 12 Chang, R. 'Physical Chemistry with applications to biological systems'. 2nd Edition, Collier Macmillan Publishers, London, 659 p., 1981.
- 13 Carr, G.J., Page, M.D. en Ferguson, S.J. 'The energy-conserving nitric-oxide-reductase system in *Paracoccus denitrificans*. Distinction from the

- nitrite reductase that catalyses synthesis of nitric oxide and evidence from trapping experiments for nitric oxide as a free intermediate during denitrification'. European Journal of Biochemie Vol.179, pp.683-692, 1989.
- 14 Dijk, L. van en G.C.G. Roncken. 'Membraan bioreactor wordt volwassen.' Milieumarkt, september 1994, pp.38-39.
- 15 Dijk, L. van en G.C.G. Roncken. 'Combinatie van biologische afvalwaterzuivering en membraantechnologie.' H₂O Vol. 27, pp.41-48.
- 16 Gayle, B.P., Boardman, G.D., Sherrard, J.H. en Benolt, R.E. 'Biological denitrification of water'. Journal of Environmental Engineering Vol.115, No.5, pp.930-943, 1989.
- 17 Hanaki, K., Wantawin, C. en Ohgaki, S. 'Nitrification at low levels of Dissolved Oxygen with and without organic loading in a suspended growth reactor'. Water Research Vol. 24, No.3, pp.297 - 302, 1989.
- 18 Jones, G.L. en Paskins, A.R. 'Influence of high partial pressure of carbon dioxide and/or oxygen on nitrification.' Journal of Chemical Technology and Biotechnology Vol.32, pp.213-223, 1982.
- 19 Juszcak, A. en Domka, F. 'The effect of initial concentrations of nitrates and nitrites on the denitrification by the bacteria of Pseudomonas genus'. Z. Wasser-Abwasser-Forsch. Vol.21, pp.193-198, 1988.
- 20 Krauth, Kh. 'N₂O in Kläranlagen'. Korrespondenz Abwasser Vol.40, pp.1777-1791, 1993.
- 21 Laanbroek, H.J. en Gerards, S. 'Competition for limiting amounts of oxygen between Nitrosomonas europaea and Nitrobacter winogradskyi grown in mixed continuous cultures'. Archives of Microbiology Vol.-159, pp. 453-459, 1993.
- 22 Nielsen, J. en Villadsen, J. 'Bioreaction engineering principles'. Plenum Press, New York and London, 1994.
- 23 Quinlan, A.V. 'Optimum temperature shift for Nitrobacter Winogradskyi. Effect of dissolved oxygen and nitrite concentrations.' Water Research Vol.20, No.5, pp.611-617, 1986.
- 24 Schulthess, R. v., Kühni, M. en Gujer, W. 'Release of nitric and nitrous oxides from denitrifying activated sludge.' Water Research Vol.29, No.1, pp.215-226, 1995.
- 25 Simpkin, T.J. en Boyle, W.C. 'The regulation of the synthesis of the denitrifying enzymes in activated sludge'. Proceedings at the 40th Industrial Waste Conference, Purdue University, pp. 825-835, 1985.
- 26 Simpkin, T.J. en Boyle, W.C. 'The lack of repression by oxygen of the denitrifying enzymes in activated sludge'. Water Research Vol.22, No. 2., pp.201-206, 1988.
- 27 Stenstrom, M.K. en Poduska, R.A. 'The effect of dissolved oxygen concentration on nitrification'. Water Research Vol.14, pp.643-649, 1979.

- 28 STOWA. 'Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen. Onderzoek aan de Membraan-bioreactor op de slibverwerkingsinstallatie Sluisjesdijk.' STOWA-rapport 95.
- 29 STOWA. 'Behandeling van stikstofrijke retourstromen op rioolwaterzuiveringsinrichtingen. Evaluatie van Nederlandse praktijkonderzoeken.' STOWA-rapport 95-08.
- 30 Timmermans, P. en Haute, A. van. 'Denitrification with methanol. Fundamental study of the growth and denitrification capacity of *Hyphomicrobium*'. Water Research Vol.17, No. 10, pp.1249-1255, 1983.
- 31 Turk, O. en Mavinic, D.S. 'Benefits of using selective inhibition to remove nitrogen from highly nitrogenous wastes'. Environmental Technology Letters Vol.8, pp.419-426, 1987.
- 32 Turk, O. en Mavinic, D.S. 'Maintaining nitrite build-up in a system acclimated to free ammonia'. Water Research Vol.23, No.11, pp.1383-1388, 1989.
- 33 Yang, L. en Alleman, J.E. 'Investigation of batchwise nitrite build-up by an enriched nitrification culture'. Water Science and Technology Vol.26, No.5-6, pp. 997-1005, 1992.
- 34 Wiesmann, U. 'Kinetics of aerobic sewage treatment deduced from decomposition of organic compounds and nitrification processes.' Chemie-Ingenieur-Technik Vol.58, No.6, pp.464-474, 1986.
- 35 Wilderer, P.A., Jones, W.L. en Dau, U. 'Competition in denitrification systems affecting reduction rate and accumulation of nitrite'. Water Research Vol.21, No.2, pp.239-245, 1987.
- 36 Wong-Chong, G.M. en Loehr, R.C. 'Kinetics of microbial nitrification : nitrite-nitrogen oxidation'. Water Research Vol.12, pp.605-609, 1978.

Lijst van gebruikte symbolen

DS	drogestofgehalte	kg/m ³
E _b	biologische warmteproductie	J/s
E _g	energie-inhoud van de gasstromen	J/s
E _k	koeling	J/s
E _l	energie-inhoud van de vloeistofstromen	J/s
E _p	energiedissipatie door pompen	J/s
E _v	verdamping	J/s
E _w	warmteverlies door wanden	J/s
H	waterhoogte	m
OTR	oxygen transfer rate	kg O ₂ /m ³ .h
P _{ext}	extern opgelegde druk	bar
P _O	atmosferische druk	bar
PV	vermogen	kW
Q	debiet	m ³ /h
Q _{inf}	afvalwaterdebiet	m ³ /h
Q _{lucht}	luchtdebiet	m ³ /h
R	gasconstante	8,314 J/mol.K
R _{endogeen}	endogene ademhaling	kg O ₂ /m ³ .h
RF	recirculatiefactor	-
S _b	slibbelasting	kg/kg DS.d
T	temperatuur	°C
T	temperatuur	K
V _{aer}	aeroob volume	m ³
Y	Yield	kg/kg
α	correctiefactor K _r A voor vuil water	-
β	correctiefactor O ₂ -oplosbaarheid in water	-
δ	verlies aan koolstofbron	kg CH ₃ OH/h
η _{NO2}	percentage nitrietvorming	%
η _{NO3}	percentage nitraatvorming	%
ρ	C/N-verhouding	kg CH ₃ OH/kg N
ρ _{vl}	dichtheid van de vloeistof	kg/m ³
σ _{dnt}	denitrificatierendement	%
φ _{methanol}	methanolverbruik	kg CH ₃ OH/h
φ _{OH}	loogverbruik	mol OH/h

Lijst van gebruikte afkortingen

ato	atmosferische overdruk
ATP	adinosinetriofosfaat
BTW	bruto toegevoegde waarde
BZV	biologisch zuurstof verbruik
CO ₂	kooldioxide
CZV	chemisch zuurstof verbruik
HNO ₂	salpeterigzuur
H ₂ O	water
CH ₃ OH	methanol
N	stikstof
NH ₄ -N	ammoniumstikstof
NKj	Kjeldahl stikstof
NO ₂ -N	nitrietstikstof
NO ₃ -N	nitraatstikstof
O ₂	zuurstof
P	fosfor
PC	personal computer
pH	zuurgraad
rwzi	rioolwaterzuiveringsinrichting
STOWA	Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
v.e.	vervuilingseenheden
Y	yield
ZHEW	Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden

Bijlagen

Bijlage 1 Tijdplanning

periode	onderzoek	duurproef
november 1994	verkennend onderzoek	
december 1994		adaptatie aan methanol
januari 1995	additioneel onderzoek	initiering nitrietroute
februari 1995		overgangsfase handhaving nitrietroute

Bijlage 2 Analyseresultaten

REJECTIEWATERBEHANDELING SLIBVERWERKINGSBEDRIJF SLUISJESDIJK
 MET BEHULP VAN DE MEMBRAAN BIOREACTOR
 NITRIFICATIE/DENITRIFICATIE VIA NITRIET
 Grontmij Advies & Techniek bv

*** INFLUENT ***										* ACTIEF SLIB *	
datum	dag	debiet l/h	CZV mg/l	BZV mg/l	N-Kj mg/l	NH4N mg/l	SS mg/l	Alk	pH	DS kg/m3	gloeifr. %
05-Dec-94	1	85				1723					
06-Dec-94	2	100				1666					
07-Dec-94	3	90				1842					
08-Dec-94	4	64				2061					
09-Dec-94	5	84	815	225	1495	1449	102	1720	8.0	27.4	32
10-Dec-94	6	82				1894					
11-Dec-94	7	82				1921					
12-Dec-94	8	82	700	210	1785	1752	43	1840	8.2	31.8	34
13-Dec-94	9	82				1832					
14-Dec-94	10	85	625	205	1849	1805	23	1800	8.2	28.0	30
15-Dec-94	11	82				1789					
16-Dec-94	12	144	630	175	840	808	30	1920	8.2	25.5	29
17-Dec-94	13	142				834					
18-Dec-94	14	142									
19-Dec-94	15	153	625	160	745	713	14	1950	8.3	27.8	29
20-Dec-94	16	146									
21-Dec-94	17	150	790	250	765	688	65	1960	8.1	29.2	33
22-Dec-94	18	141									
23-Dec-94	19	138									
24-Dec-94	20	138				972					
25-Dec-94	21	134									
26-Dec-94	22	134									
27-Dec-94	23	137	760	225	820	776	58	3280	8.1	31.9	34
28-Dec-94	24	135				970					
29-Dec-94	25	127				1060					
30-Dec-94	26	134	625	155	830	794	48	3200	8.3	27.1	37
31-Dec-94	27	131				1000					
01-Jan-95	28	110									
02-Jan-95	29	90	625	165	1060	1017	22	3440	8.3	12.3	34
03-Jan-95	30	98				981					
04-Jan-95	31	103				992					
05-Jan-95	32	105									
06-Jan-95	33	110				990					
07-Jan-95	34	113				985					
08-Jan-95	35	110				909					
09-Jan-95	36	106				1010					
10-Jan-95	37	100				1020					
11-Jan-95	38	92			1075	944					
12-Jan-95	39	97				1030					
13-Jan-95	40	89			1040	922					
14-Jan-95	41	94				972					
15-Jan-95	42	95				1000					
16-Jan-95	43	89	535	110	1030	958	43	3890	8.3	11.6	33
17-Jan-95	44	93				1020					
18-Jan-95	45	93	740	200	1105	1024	35	3630	8.2	10.9	31
19-Jan-95	46	115				1010					
20-Jan-95	47	98	745	200	1115	1015	36	2430	8.2	11.1	31
21-Jan-95	48	98				1050					
22-Jan-95	49	93				1020					
23-Jan-95	50	97	615	120	1030	1000	56	3070	8.3	11.0	30
24-Jan-95	51	89				1030					
25-Jan-95	52	94	445	110	1005	1005	10	3840	8.3	10.2	30
26-Jan-95	53	97				1010					
27-Jan-95	54	89	585	86	1025	964	23	4790	8.1	10.5	32
28-Jan-95	55	88				1020					
29-Jan-95	56	90									
30-Jan-95	57	90	565	77	1045	1013	12	4580	8.2	11.2	31
31-Jan-95	58	90				990					
01-Feb-95	59	113	570	115	1000	936	25	4860	8.2	10.8	30
02-Feb-95	60	110				965					
03-Feb-95	61	111	590	125	980	974	10	4180	8.3	9.9	32
04-Feb-95	62	108				937					
05-Feb-95	63	108				946					
06-Feb-95	64	113				957					
07-Feb-95	65	121				896					
08-Feb-95	66	120	700	245	920	920	20	3920	8.2	11.5	32
09-Feb-95	67	121				845					
10-Feb-95	68	122									
11-Feb-95	69	139				886					
12-Feb-95	70	131				924					
13-Feb-95	71	134	720	175	1005	921	24	4590	8.2	12.1	20
14-Feb-95	72	140				800					
15-Feb-95	73	149	625	240	830	808	27	3280	8.0	11.0	19
16-Feb-95	74	149				800					
17-Feb-95	75	149	620	155	790	769	24	3050	8.1	11.4	17
18-Feb-95	76	136				867					
19-Feb-95	77	137				829					
20-Feb-95	78	133				894					
21-Feb-95	79	135				890					
22-Feb-95	80	137				900					
23-Feb-95	81	140				895					
24-Feb-95	82	134				947					
25-Feb-95	83	134				880					
26-Feb-95	84	139				903					
27-Feb-95	85	135				890					
28-Feb-95	86	130				903					
01-Mar-95	87	130				896					
02-Mar-95	88	131				953					
03-Mar-95	89	130				936					

REJECTIEWATERBEHANDELING SLIBVERWERKINGSBEDRIJF SLUI
 MET BEHULP VAN DE MEMBRAAN BIOREACTOR
 NITRIFICATIE/DENITRIFICATIE VIA NITRIET
 Grontmij Advies & Techniek bv

*** STIKSTOF ***

*** CZV ***

datum	dag	*** STIKSTOF ***			*** CZV ***	
		N-vr kg/m3.dag	N-sb kg/kgO5.d	N-Kj-rd %	CZV-vr kg/dag	CZV-sb kg/kgO5.d
05-Dec-94	1	3.691		99.9		
06-Dec-94	2	4.207		99.8		
07-Dec-94	3	4.154		99.9		
08-Dec-94	4	3.324		99.9		
09-Dec-94	5	3.018	0.162	99.9	1.645	0.065
10-Dec-94	6	3.904		99.9		
11-Dec-94	7	3.960		99.9		
12-Dec-94	8	3.517	0.168	99.9	1.379	0.049
13-Dec-94	9	3.772		99.9		
14-Dec-94	10	3.776	0.193	99.9	1.277	0.048
15-Dec-94	11	3.701		99.9		
16-Dec-94	12	2.909	0.161	99.9	2.182	0.089
17-Dec-94	13	2.979		99.9		
18-Dec-94	14					
19-Dec-94	15	2.728	0.138	99.9	2.289	0.086
20-Dec-94	16					
21-Dec-94	17	2.758	0.141	99.9	2.848	0.108
22-Dec-94	18					
23-Dec-94	19					
24-Dec-94	20	3.386		99.9		
25-Dec-94	21					
26-Dec-94	22					
27-Dec-94	23	2.686	0.128	99.9	2.490	0.088
28-Dec-94	24	3.296		99.9		
29-Dec-94	25	3.380		99.9		
30-Dec-94	26	2.665	0.156	99.9	2.007	0.087
31-Dec-94	27	3.308		99.9		
01-Jan-95	28					
02-Jan-95	29	2.292	0.282	99.9	1.352	0.123
03-Jan-95	30	2.433		99.9		
04-Jan-95	31	2.562		92.5		
05-Jan-95	32					
06-Jan-95	33	2.744		92.6		
07-Jan-95	34	2.795		93.8		
08-Jan-95	35	2.513		99.9		
09-Jan-95	36	2.685		99.9		
10-Jan-95	37	2.563		94.6		
11-Jan-95	38	2.371		99.9		
12-Jan-95	39	2.515		96.8		
13-Jan-95	40	2.221		94.7		
14-Jan-95	41	2.310		91.5		
15-Jan-95	42	2.397		90.8		
16-Jan-95	43	2.207	0.284	88.8	1.147	0.109
17-Jan-95	44	2.378		93.7		
18-Jan-95	45	2.477	0.329	93.5	1.659	0.163
19-Jan-95	46	2.932		99.9		
20-Jan-95	47	2.628	0.343	99.3	1.756	0.170
21-Jan-95	48	2.582		96.8		
22-Jan-95	49	2.378		97.5		
23-Jan-95	50	2.393	0.311	97.6	1.429	0.137
24-Jan-95	51	2.310		99.0		
25-Jan-95	52	2.260	0.317	79.1	1.001	0.104
26-Jan-95	53	2.471		90.4		
27-Jan-95	54	2.191	0.307	95.0	1.251	0.130
28-Jan-95	55	2.265		92.5		
29-Jan-95	56					
30-Jan-95	57	2.260	0.292	85.2	1.222	0.117
31-Jan-95	58	2.250		96.1		
01-Feb-95	59	2.702	0.357	98.6	1.540	0.151
02-Feb-95	60	2.665		98.1		
03-Feb-95	61	2.609	0.388	80.6	1.571	0.173
04-Feb-95	62	2.555		96.1		
05-Feb-95	63	2.579		96.0		
06-Feb-95	64	2.716		96.1		
07-Feb-95	65	2.732		99.9		
08-Feb-95	66	2.652	0.339	98.6	2.018	0.191
09-Feb-95	67	2.577		92.1		
10-Feb-95	68					
11-Feb-95	69	3.092		97.5		
12-Feb-95	70	3.046		97.6		
13-Feb-95	71	3.234	0.334	94.8	2.317	0.177
14-Feb-95	72	2.830		94.8		
15-Feb-95	73	2.968	0.333	94.1	2.235	0.186
16-Feb-95	74	3.004		91.8		
17-Feb-95	75	2.825	0.299	88.6	2.217	0.174
18-Feb-95	76	2.980		91.8		
19-Feb-95	77	2.854		90.7		
20-Feb-95	78	3.001		91.3		
21-Feb-95	79	3.037		91.8		
22-Feb-95	80	3.105		93.0		
23-Feb-95	81	3.160		90.6		
24-Feb-95	82	3.203		92.5		
25-Feb-95	83	2.976		91.3		
26-Feb-95	84	3.163		92.3		
27-Feb-95	85	3.030		91.2		
28-Feb-95	86	2.965		89.9		
01-Mar-95	87	2.931		92.9		
02-Mar-95	88	3.141		90.7		
03-Mar-95	89	3.059		92.3		

REJECTIEWATERBEHANDELING SLIBVERWERKINGSBEDRIJF SLUISJESDIJK
 MET BEHULP VAN DE MEMBRAAN BIOREACTOR
 NITRIFICATIE/DENITRIFICATIE VIA NITRIET
 Grontmij Advies & Techniek bv

*** EFFLUENT ***

datum	dag	debiet l/h	CZV mg/l	BZV mg/l	N-Kj mg/l	NH4N mg/l	NO3N mg/l	NO2N mg/l	SS mg/l	Alk	pH
05-Dec-94	1	85				2.0	1372	3.1			
06-Dec-94	2	100				3.0	1406	3.2			
07-Dec-94	3	90				2.8	1396	1.0			
08-Dec-94	4	64				0.2	1412	2.4			
09-Dec-94	5	84	107	2	0.2	0.2	1124	10.0	<10	3080	8.3
10-Dec-94	6	82									
11-Dec-94	7	82									
12-Dec-94	8	82	102	2	0.2	0.2	1407	3.0	<10	1870	8.2
13-Dec-94	9	82				1.6	1472	4.0			
14-Dec-94	10	85	93	2	0.2	0.2	909	1.0	<10	1810	8.4
15-Dec-94	11	82				0.2	1436	1.6			
16-Dec-94	12	144	84	16	0.2	0.2	1411	2.9	<10	1520	8.4
17-Dec-94	13	142				0.7	884	2.4			
18-Dec-94	14	142									
19-Dec-94	15	153	92	2	0.2	0.2	699	3.0	<10	1780	8.5
20-Dec-94	16	146									
21-Dec-94	17	150	84	2	0.2	0.2	635	2.6	<10	1660	8.5
22-Dec-94	18	141									
23-Dec-94	19	138									
24-Dec-94	20	138				0.2	772	9.0			
25-Dec-94	21	134									
26-Dec-94	22	134									
27-Dec-94	23	137	85	2	0.2	0.2	787	2.8	<10	3480	8.3
28-Dec-94	24	135				0.2	870	4.8			
29-Dec-94	25	127				0.4	1030	2.4			
30-Dec-94	26	134	100	2	0.2	0.2	994	1.8	<10	3660	7.4
31-Dec-94	27	131				0.4	942	2.8			
01-Jan-95	28	110									
02-Jan-95	29	90	103	2	0.2	0.2	868	1.6	<10	5290	8.5
03-Jan-95	30	98				0.2	863	1.6			
04-Jan-95	31	103				78.0	683	13.0			
05-Jan-95	32	105									
06-Jan-95	33	110				77.0	550	11.0			
07-Jan-95	34	113				64.0	225	2.0			
08-Jan-95	35	110				0.4					
09-Jan-95	36	106				0.2					
10-Jan-95	37	100				57.9	78	3.8			
11-Jan-95	38	92				0.2	175	1.5			
12-Jan-95	39	97				34.3	134	5.5			
13-Jan-95	40	89				51.0	100	6.2			
14-Jan-95	41	94				87.0	158	12.5			
15-Jan-95	42	95				96.2	254	19.2			
16-Jan-95	43	89	93	2	115	115.0	258	10.5	<10	646	8.1
17-Jan-95	44	93				68.0	343	27.5			
18-Jan-95	45	93	104	2	72	72.0	427	32.0	<10	881	8.4
19-Jan-95	46	115									
20-Jan-95	47	98	157	2	7.7	5.5	373	9.5	<10	3000	8.4
21-Jan-95	48	98				35.0	223	15.8			
22-Jan-95	49	93				27.0	273	16.5			
23-Jan-95	50	97	158	2	24.5	22.2	329	24.0	<10	3610	8.4
24-Jan-95	51	89				11.0	326	18.0			
25-Jan-95	52	94	113	2	210	210.0	176	9.5	<10	2970	8.4
26-Jan-95	53	97				102.0	173	12.0			
27-Jan-95	54	89	125	2	51	50.0	164	23.5	<10	4790	8.5
28-Jan-95	55	88				80.0	203	19.0			
29-Jan-95	56	90									
30-Jan-95	57	90	205	2	155	145.0	119	73.0	<10	4630	8.5
31-Jan-95	58	90				41.0	260	78.0			
01-Feb-95	59	113	124	2	14.1	13.5	322	50.0	<10	3770	8.3
02-Feb-95	60	110				19.0	330	78.0			
03-Feb-95	61	111	180	2	190	190.0	193	61.0	<10	5000	8.5
04-Feb-95	62	108				38.3	53	32.0			
05-Feb-95	63	108				40.0	10	27.0			
06-Feb-95	64	113				39.0	73	13.0			
07-Feb-95	65	121				1.0	250	62.0			
08-Feb-95	66	120	130	2	12.9	12.9	310	36.0	<10	3790	8.2
09-Feb-95	67	121				70.0	360	35.0			
10-Feb-95	68	122									
11-Feb-95	69	139				23.0	207	24.5			
12-Feb-95	70	131				23.0	167	117.0			
13-Feb-95	71	134	210	2	52	51.0	156	107.0	<10	3060	7.6
14-Feb-95	72	140				44.0	237	72.0			
15-Feb-95	73	149	170	2	49	49.0	83	73.0	<10	1670	7.2
16-Feb-95	74	149				69.0	119	66.0			
17-Feb-95	75	149	167	2	90	87.0	52	64.0	<10		7.1
18-Feb-95	76	136				75.0	75	42.0			
19-Feb-95	77	137				81.0	105	52.0			
20-Feb-95	78	133				82.0	147	50.0			
21-Feb-95	79	135				77.0	175	62.0			
22-Feb-95	80	137				66.0	260	62.0			
23-Feb-95	81	140				88.0	213	66.0			
24-Feb-95	82	134				75.0	175	62.0			
25-Feb-95	83	134				80.0	275	76.0			
26-Feb-95	84	139				73.0	233	50.0			
27-Feb-95	85	135				82.0	234	72.0			
28-Feb-95	86	130				96.0	255	68.0			
01-Mar-95	87	130				67.0	241	78.0			
02-Mar-95	88	131				93.0	250	130.0			
03-Mar-95	89	130				76.0	280	102.0			

REJECTIEWATERBEHANDELING SLIBVERWERKINGSBEDRIJF SLUISJ
 MET BEHULP VAN DE MEMBRAAN BIOREACTOR
 NITRIFICATIE/DENITRIFICATIE VIA NITRIET
 Grontmij Advies & Techniek bv

*** DENITRIFICATIE ***

datum	dag	DNT %	DNT kgNOx/kgO ₂ .d	MeOH/NOx gemeten	Nbac/Nsom -	MeOH/NOx theoretisc
05-Dec-94	1	23.9				
06-Dec-94	2	19.3		3.22		
07-Dec-94	3	27.7				
08-Dec-94	4	34.6				
09-Dec-94	5	24.1	0.120	3.42		
10-Dec-94	6					
11-Dec-94	7					
12-Dec-94	8	21.0	0.115	3.45		
13-Dec-94	9	23.2				
14-Dec-94	10	50.8	0.293	2.80		
15-Dec-94	11	23.5				
16-Dec-94	12					
17-Dec-94	13					
18-Dec-94	14					
19-Dec-94	15	5.7	0.025	3.30		
20-Dec-94	16					
21-Dec-94	17	16.6	0.045	2.92		
22-Dec-94	18					
23-Dec-94	19					
24-Dec-94	20	23.5				
25-Dec-94	21					
26-Dec-94	22					
27-Dec-94	23	3.7	0.011	3.69		
28-Dec-94	24	14.1				
29-Dec-94	25					
30-Dec-94	26					
31-Dec-94	27	10.0				
01-Jan-95	28					
02-Jan-95	29	17.9	0.151	3.72		
03-Jan-95	30	16.0				
04-Jan-95	31	27.8				
05-Jan-95	32					
06-Jan-95	33	41.7				
07-Jan-95	34	76.6		2.78		
08-Jan-95	35					
09-Jan-95	36					
10-Jan-95	37	91.9		1.98		
11-Jan-95	38	82.2		1.88	2.02	2.40
12-Jan-95	39	86.7		1.85	2.10	2.40
13-Jan-95	40	88.4		1.84	2.01	2.40
14-Jan-95	41	81.7		1.91		
15-Jan-95	42	71.4		2.00		
16-Jan-95	43	70.7	0.490	2.03	1.91	2.40
17-Jan-95	44	63.1		2.10	1.69	2.40
18-Jan-95	45	55.6	0.464	2.08	1.28	2.40
19-Jan-95	46					
20-Jan-95	47	65.5	0.596	1.91	0.93	2.33
21-Jan-95	48	77.6		1.85		
22-Jan-95	49	72.3		1.84		
23-Jan-95	50	65.0	0.582	1.94	0.69	2.09
24-Jan-95	51	67.9		2.07	0.68	2.08
25-Jan-95	52	76.7	0.594	2.07		
26-Jan-95	53	80.7		2.03	0.58	1.98
27-Jan-95	54	80.8	0.663	1.93	0.47	1.87
28-Jan-95	55	77.6		1.83		
29-Jan-95	56					
30-Jan-95	57	78.7	0.581	1.79	0.70	2.10
31-Jan-95	58	66.1		1.84	0.67	2.07
01-Feb-95	59	62.3	0.610	1.97	0.56	1.96
02-Feb-95	60	59.0		2.09	0.52	1.92
03-Feb-95	61	67.8	0.654	2.13	0.48	1.88
04-Feb-95	62	91.0		2.15		
05-Feb-95	63	96.1		2.13		
06-Feb-95	64	91.1		2.11	0.44	1.84
07-Feb-95	65	66.8		2.13	0.47	1.87
08-Feb-95	66	61.9	0.639	2.13	0.61	2.01
09-Feb-95	67	51.7		2.11	0.66	2.06
10-Feb-95	68					
11-Feb-95	69	74.5		2.07		
12-Feb-95	70	70.0		2.04		
13-Feb-95	71	72.4	0.620	2.05	0.72	2.12
14-Feb-95	72	61.2		2.06	0.73	2.13
15-Feb-95	73	80.0	0.738	2.07	0.69	2.09
16-Feb-95	74	76.0		2.02	0.66	2.06
17-Feb-95	75	83.5	0.653	1.92	0.65	2.05
18-Feb-95	76	86.0		1.81		
19-Feb-95	77	80.1		1.75		
20-Feb-95	78	77.0		1.72	0.63	2.03
21-Feb-95	79	72.4		1.72	0.52	1.92
22-Feb-95	80	63.4		1.65		
23-Feb-95	81	67.2		1.68		
24-Feb-95	82	74.2		1.65	0.56	1.96
25-Feb-95	83	58.4		1.62		
26-Feb-95	84	67.7		1.59		
27-Feb-95	85	64.1		1.62	0.60	2.00
28-Feb-95	86	62.1		1.56		
01-Mar-95	87	63.5		1.59	0.60	2.00
02-Mar-95	88	58.1		1.57		
03-Mar-95	89	57.9		1.57	0.57	1.97

Bijlage 3 Dimensionering van varianten

Variant 1 (100.000 v.e., 1900 mg N/l, 50 m³/d)

Nitrificatiereactor	:	37	m ³
Denitrificatiereactor	:	16	m ³
Membraan oppervlak	:	19	m ²
Beluchttingscapaciteit	:	183	Nm ³ /h
Energie beluchting	:	11,7	kW
Energie membraanfiltratie	:	9,6	kW
Koeling	:	52	kW
Energie koeling	:	0,39	kW
Methanolverbruik	:	0,12	ton/d
Loogverbruik	:	0,26	ton/d

Variant 2 (100.000 v.e., 950 mg N/l, 100 m³/d)

Nitrificatiereactor	:	37	m ³
Denitrificatiereactor	:	16	m ³
Membraan oppervlak	:	37	m ²
Beluchttingscapaciteit	:	189	Nm ³ /h
Energie beluchting	:	12,1	kW
Energie membraanfiltratie	:	19,3	kW
Koeling	:	52	kW
Energie koeling	:	0,39	kW
Methanolverbruik	:	0,11	ton/d
Loogverbruik	:	0,34	ton/d

Variant 3 (100.000 v.e., 475 mg N/l, 200 m³/d)

Nitrificatiereactor	:	37	m ³
Denitrificatiereactor	:	16	m ³
Membraan oppervlak	:	74	m ²
Beluchttingscapaciteit	:	203	Nm ³ /h
Energie beluchting	:	12,2	kW
Energie membraanfiltratie	:	38,5	kW
Koeling	:	53	kW
Energie koeling	:	0,41	kW
Methanolverbruik	:	0,10	ton/d
Loogverbruik	:	0,50	ton/d

Variant 4 (400.000 v.e., 1900 mg N/l, 200 m³/d)

Nitrificatiereactor	:	93	m ³
Denitrificatiereactor	:	54	m ³
Membraan oppervlak	:	74	m ²
Beluchttingscapaciteit	:	731	Nm ³ /h
Energie beluchting	:	45,1	kW
Energie membraanfiltratie	:	38,5	kW
Koeling	:	230	kW
Energie koeling	:	1,74	kW
Methanolverbruik	:	0,47	ton/d
Loogverbruik	:	0,88	ton/d

Variant 5 (400.000 v.e., 900 mg N/l, 400 m³/d)

Nitrificatiereactor	:	93	m ³
Denitrificatiereactor	:	54	m ³
Membraan oppervlak	:	147	m ²
Beluchttingscapaciteit	:	756	Nm ³ /h
Energie beluchting	:	48,3	kW
Energie membraanfiltratie	:	77,0	kW
Koeling	:	232	kW
Energie koeling	:	1,80	kW
Methanolverbruik	:	0,47	ton/d
Loogverbruik	:	1,46	ton/d

Variant 6 (400.000 v.e., 475 mg N/l, 800 m³/d)

Nitrificatiereactor	:	93	m ³
Denitrificatiereactor	:	54	m ³
Membraan oppervlak	:	293	m ²
Beluchttingscapaciteit	:	811	Nm ³ /h
Energie beluchting	:	54,3	kW
Energie membraanfiltratie	:	154,0	kW
Koeling	:	235	kW
Energie koeling	:	1,88	kW
Methanolverbruik	:	0,40	ton/d
Loogverbruik	:	1,97	ton/d

Variant 7 (500.000 v.e., 2000 mg N/l, 600 m³/d)

Nitrificatiereactor	:	2 x 160	m ³
Denitrificatiereactor	:	1 x 160	m ³
Membraan oppervlak	:	220	m ²
Beluchttingscapaciteit	:	2304	Nm ³ /h
Energie beluchting	:	142,1	kW
Energie membraanfiltratie	:	115,5	kW
Koeling	:	742	kW
Energie koeling	:	5,7	kW
Methanolverbruik	:	1,49	ton/d
Loogverbruik	:	2,68	ton/d

Bijlage 4 Stichtingskosten (berekening)

Voor de berekening van de stichtingskosten van de diverse varianten is uitgegaan van de onderstaande uitgangspunten.

Bijkomende kosten	:	10%
Onvoorzien	:	10%
Advieskosten	:	10%
BTW	:	17,5%

Variant 1 (100.000 v.e., 1900 mg N/l, 50 m³/d)

Bouwsom electromechanisch	f 1770.000,-
Bouwsom civiel	f 190.000,-
Bouwsom totaal	f 1.960.000,-
bijkomende kosten	f 195.000,-
Onvoorzien	f 215.000,-
Advieskosten	f 235.000,-
BTW	f 455.000,-
Totaal	f 3.060.000,-

Variant 2 (100.000 v.e., 950 mg N/l, 100 m³/d)

Bouwsom electromechanisch	f 2.110.000,-
Bouwsom civiel	f 200.000,-
Investering totaal	f 2.310.000,-
bijkomende kosten	f 230.000,-
Onvoorzien	f 250.000,-
Advieskosten	f 275.000,-
BTW	f 535.000,-
Totaal	f 3.600.000,-

Variant 3 (100.000 v.e., 475 mg N/l, 200 m³/d)

Bouwsom electromechanisch	f 2.680.000,-
Bouwsom civiel	f 210.000,-
Bouwsom totaal	f 2.890.000,-
bijkomende kosten	f 290.000,-
Onvoorzien	f 320.000,-
Advieskosten	f 350.000,-
BTW	f 670.000,-
Totaal	f 4.520.494,-

Variant 4 (400.000 v.e., 1900 mg N/l, 200 m³/d)

Bouwsom electromechanisch	f 3.270.000,-
Bouwsom civiel	f 250.000,-
Investering totaal	f 3.520.000,-
bijkomende kosten	f 345.000,-
Onvoorzien	f 385.000,-
Advieskosten	f 425.000,-
BTW	f 815.000,-
Totaal	f 5.490.000,-

Variant 5 (400.000 v.e., 950 mg N/l, 400 m³/d)

Bouwsom electromechanisch	f 4.070.000,-
Bouwsom civiel	f 260.000,-
Bouwsom totaal	f 4.330.000,-
bijkomende kosten	f 430.000,-
Onvoorzien	f 480.000,-
Advieskosten	f 520.000,-
BTW	f 1.010.000,-
Totaal	f 6.770.000,-

Variant 6 (100.000 v.e., 475 mg N/l, 800 m³/d)

Bouwsom electromechanisch	f 4.880.000,-
Bouwsom civiel	f 280.000,-
Bouwsom totaal	f 5.160.000,-
bijkomende kosten	f 520.000,-
Onvoorzien	f 570.000,-
Advieskosten	f 620.000,-
BTW	f 1.200.000,-
Totaal	f 8.070.000,-

Variant 7 (500.000 v.e., 2000 mg N/l, 600 m³/d)

Bouwsom electromechanisch	f 5.170.000,-
Bouwsom civiel	f 260.000,-
Bouwsom totaal	f 5.430.000,-
bijkomende kosten	f 540.000,-
Onvoorzien	f 600.000,-
Advieskosten	f 660.000,-
BTW	f 1.260.000,-
Totaal	f 8.490.000,-

Bijlage 5 Exploitatiekosten (berekening)

Voor de berekening van de exploitatiekosten van de diverse varianten is uitgegaan van de onderstaande uitgangspunten.

Afschrijving electromechanisch	:	15 j
Afschrijving civiel	:	30 j
Rente percentage	:	8%
Electriciteitskosten	:	f 0,15/kWh
Methanol (100%)	:	f 0,65/kg
Loog (33%)	:	f 0,27/kg
Membraanvervanging	:	f 400,-/m ² /j
Onderhoud	:	3% electromechanisch 0,5% civiel
Personeel	:	f 80.000,-/j
Bezetting	:	2,5 mensdag/week

Variant 1 (100.000 v.e., 1900 mg N/l, 50 m³/d)

	Jaarlasten	Kosten per kg N verwijderd
Rente & afschrijving E-M	f 322.488,-/j	f 9.30/kg N
Rente & afschrijving civiel	f 26.881,-/j	f 0.78/kg N
Electriciteitskosten	f 28.487,-/j	f 0.82/kg N
Methanolkosten	f 34.672,-/j	f 1.00/kg N
Loogkosten	f 24.773,-/j	f 0.71/kg N
Membraanvervanging	f 7.310,-/j	f 0.21/kg N
Personele kosten	f 40.000,-/j	f 1.15/kg N
Onderhoud E-M	f 75.281,-/j	f 2.17/kg N
Onderhoud civiel	f 1.376,-/j	f 0.04/kg N
Totaal	f 561.267,-/j	f 16.20/kg N

Variant 2 (100.000 v.e., 950 mg N/l, 100 m³/d)

	Jaarlasten	Kosten per kg N verwijderd
Rente & afschrijving E-M	f 385.341,-/j	f 11.11/kg N
Rente & afschrijving civiel	f 27.228,-/j	f 0.79/kg N
Electriciteitskosten	f 41.677,-/j	f 1.20/kg N
Methanolkosten	f 31.140,-/j	f 0.90/kg N
Loogkosten	f 38.583,-/j	f 1.11/kg N
Membraanvervanging	f 14.620,-/j	f 0.42/kg N
Personele kosten	f 40.000,-/j	f 1.15/kg N
Onderhoud E-M	f 89.954,-/j	f 2.95/kg N
Onderhoud civiel	f 1.394,-/j	f 0.04/kg N
Totaal	f 669.937,-/j	f 19.30/kg N

Variant 3 (100.000 v.e., 475 mg N/l, 200 m³/d)

	Jaarlasten	Kosten per kg N verwijderd
Rente & afschrijving E-M	f 490.035,-/j	f 14.13/kg N
Rente & afschrijving civiel	f 28.617,-/j	f 0.83/kg N
Electriciteitskosten	f 68.777,-/j	f 1.98/kg N
Methanolkosten	f 22.812,-/j	f 0.66/kg N
Loogkosten	f 48.815,-/j	f 1.41/kg N
Membraanvervangning	f 29.240,-/j	f 0.84/kg N
Personele kosten	f 40.000,-/j	f 1.15/kg N
Onderhoud E-M	f 114.395,-/j	f 3.30/kg N
Onderhoud civiel	f 1.464,-/j	f 0.04/kg N
Totaal	f 844.156,-/j	f 24.30/kg N

Variant 4 (400.000 v.e., 1900 mg N/l, 200 m³/d)

	Jaarlasten	Kosten per kg N verwijderd
Rente & afschrijving E-M	f 597.105,-/j	f 4.31/kg N
Rente & afschrijving civiel	f 44.947,-/j	f 0.32/kg N
Electriciteitskosten	f 112.148,-/j	f 0.81/kg N
Methanolkosten	f 130.753,-/j	f 0.94/kg N
Loogkosten	f 101.297,-/j	f 0.73/kg N
Membraanvervangning	f 29.240,-/j	f 0.21/kg N
Personele kosten	f 40.000,-/j	f 0.29/kg N
Onderhoud E-M	f 139.388,-/j	f 1.00/kg N
Onderhoud civiel	f 1.748,-/j	f 0.01/kg N
Totaal	f 1.196.606,-/j	f 8.60/kg N

Variant 5 (400.000 v.e., 950 mg N/l, 400 m³/d)

	Jaarlasten	Kosten per kg N verwijderd
Rente & afschrijving E-M	f 743.823,-/j	f 5.36/kg N
Rente & afschrijving civiel	f 36.258,-/j	f 0.26/kg N
Electriciteitskosten	f 167.003,-/j	f 1.40/kg N
Methanolkosten	f 124.561,-/j	f 0.90/kg N
Loogkosten	f 154.334,-/j	f 1.11/kg N
Membraanvervangning	f 58.480,-/j	f 0.42/kg N
Personele kosten	f 40.000,-/j	f 0.29/kg N
Onderhoud E-M	f 173.639,-/j	f 1.25/kg N
Onderhoud civiel	f 1.855,-/j	f 0.01/kg N
Totaal	f 1.499.953,-/j	f 10.80/kg N

Variant 6 (400.000 v.e., 475 mg N/l, 800 m³/d)

	Jaarlasten	Kosten per kg N verwijderd
Rente & afschrijving E-M	f 891.455,-/j	f 6.43/kg N
Rente & afschrijving civiel	f 39.453,-/j	f 0.28/kg N
Electriciteitskosten	f 276.190,-/j	f 1.99/kg N
Methanolkosten	f 110.194,-/j	f 0.79/kg N
Loogkosten	f 227.825,-/j	f 1.64/kg N
Membraanvervangng	f 116.959,-/j	f 0.84/kg N
Personele kosten	f 40.000,-/j	f 0.29/kg N
Onderhoud E-M	f 208.102,-/j	f 1.50/kg N
Onderhoud civiel	f 2.019,-/j	f 0.01/kg N
Totaal	f 1.912.196,-/j	f13.80/kg N

Variant 7 (500.000 v.e., 2000 mg N/l, 600 m³/d)

	Jaarlasten	Kosten per kg N verwijderd
Rente & afschrijving E-M	f 945.335,-/j	f 2.16/kg N
Rente & afschrijving civiel	f 35.424,-/j	f 0.08/kg N
Electriciteitskosten	f 345.912,-/j	f 0.79/kg N
Methanolkosten	f 414.312,-/j	f 0.95/kg N
Loogkosten	f 309.855,-/j	f 0.71/kg N
Membraanvervangng	f 87.719,-/j	f 0.20/kg N
Personele kosten	f 40.000,-/j	f 0.09/kg N
Onderhoud E-M	f 220.641,-/j	f 0.51/kg N
Onderhoud civiel	f 1.813,-/j	f 0.00/kg N
Totaal	f 2.401.011,-/j	f 5.50/kg N

