

NN31085.92-09

e

~
i o o l w a t e r -
z u i v e r i n g s i n r i c h t i n g e n

rwzi
2000

892-09

STIKSTOFVERWIJDERING UIT INTERNE STROMEN OP RWZI'S



Rijkswaterstaat
Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer
en Afvalwaterbehandeling

Postbus 17, 8200 AA Lelystad



Stichting Toegepast Onderzoek
Waterbeheer

Postbus 8090, 3503 RB Utrecht

NM 61005,32 af

Generatie rioolwaterzuiveringsinrichtingen RWZI 2000

projectieuring en secretariaat: postbus 17, 8200 AA Lelystad 03200 - 70411



BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW

STIKSTOFVERWIJDERING UIT INTERNE STROMEN OP RWZI'S



auteur :

DHV Water B.V. :
ir. A.G.N. van Bentum

RWZI 2000 92-09

17 SEP. 1997

13. 57

INHOUD	BLZ
VOORWOORD	3
SAMENVATTING	5
1 INLEIDING	9
2 DE INVLOED VAN DE INTERNE DEELSTROMEN OP DE STIKSTOFVERWIJDERING VAN RWZI'S	11
2.1 Inleiding	11
2.2 Het IAWPRC-model	12
2.3 STREAM®	13
2.4 Het Modelsysteem	13
2.5 Simulatieberekeningen	17
2.6 Resultaten van de simulaties bij lage slibbelasting	18
2.7 Resultaten bij hoge slibbelasting	20
3 SELECTIE VAN BEHANDELINGSMETHODEN VOOR STIKSTOFHOUDENDE STROMEN	23
3.1 Inleiding	23
3.2 Uitbreiding van de conventionele zuivering	24
3.2.1 principe	24
3.2.2 ervaringen	24
3.2.3 chemicaliën en apparatuur	24
3.2.4 voor- en nadelen	24
3.3 Ammoniak-stripping	25
3.3.1 principe	25
3.3.2 ervaringen	26
3.3.3 chemicaliën en apparatuur	26
3.3.4 voor- en nadelen	26
3.4 CAFR-proces	27
3.4.1 principe	27
3.4.2 ervaringen	27
3.4.3 chemicaliën en apparatuur	28
3.4.4 voor- en nadelen	29
3.5 Airliftreactor	29
3.5.1 principe	29
3.5.2 ervaringen	30
3.5.3 chemicaliën en apparatuur	31
3.5.4 voor- en nadelen	31
3.6 Biorotor	31
3.6.1 principe	31
3.6.2 ervaringen	32
3.6.3 chemicaliën en apparatuur	32
3.6.4 voor- en nadelen	32

4	KOSTENVERGELIJKING	33
4.1	Uitgangspunten	33
4.2	Dimensionering	33
4.2.1	uitbreiding conventionele zuivering	33
4.2.2	ammoniak-stripper	35
4.2.3	CAFR-proces	35
4.2.4	airliftreactor	36
4.2.5	biorotor	36
4.3	Resultaten	37
5	EVALUATIE	41
6	CONCLUSIES	43
7	REFERENTIES	45

Bijlagen:

1. AMvB "stikstofverwijdering"
2. Resultaten van de simulatieberekeningen
3. Kostenramingen

VOORWOORD

Over enkele jaren zullen de rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi) aan strengere effluenteisen met betrekking tot P en N moeten voldoen. Vooral ten gevolge van de strengere stikstofnorm zal uitbreiding van de zuiveringscapaciteit onvermijdelijk zijn. Dit gaat veelal gepaard met hoge kosten en een groot ruimtebeslag.

In het kader van RWZI 2000 is gekeken naar een mogelijk alternatief t.w. de behandeling van interne stikstofstromen die vrijkomen na de slibbehandeling. Het gaat hierbij vaak om een geringe stroom waarmee een relatief grote hoeveelheid stikstof naar de rwzi terug wordt gevoerd. Een indruk van de grootte van de interne stikstofstromen en de eventuele consequenties voor ontwerp en dimensionering van de rwzi staan vermeld in het werkdocument "De invloed van interne stromen op de stikstofhouding bij rwzi's" (RWZI 2000 91-05W).

Als vervolg hierop is in het voorliggende rapport met behulp van simulatieberekeningen nagegaan wat het effect is van buffering en behandeling van deze stikstofstromen op de effluentkwaliteit van een rwzi. Daarnaast is op basis van een literatuurstudie gekeken welke technieken in aanmerking komen voor de behandeling van deze stikstofstromen. Over de vier meest perspectiefrijke technieken, t.w. N-strippen, CAFR-methode, biorotor en airliftréactor, vindt een kostentechnische evaluatie plaats.

Het onderzoek is uitgevoerd door DHV Water BV (projectteam bestaande uit ir. A.G.N. van Bentem, ing. J. van der Burch, ing. P.C.A.M. van Helvoort en ir. P.G. Piekema) en begeleid door ing. G.B.J. Rijs en ir. P.C. Stamperius.

Lelystad, december 1992

Voor de stuurgroep RWZI 2000

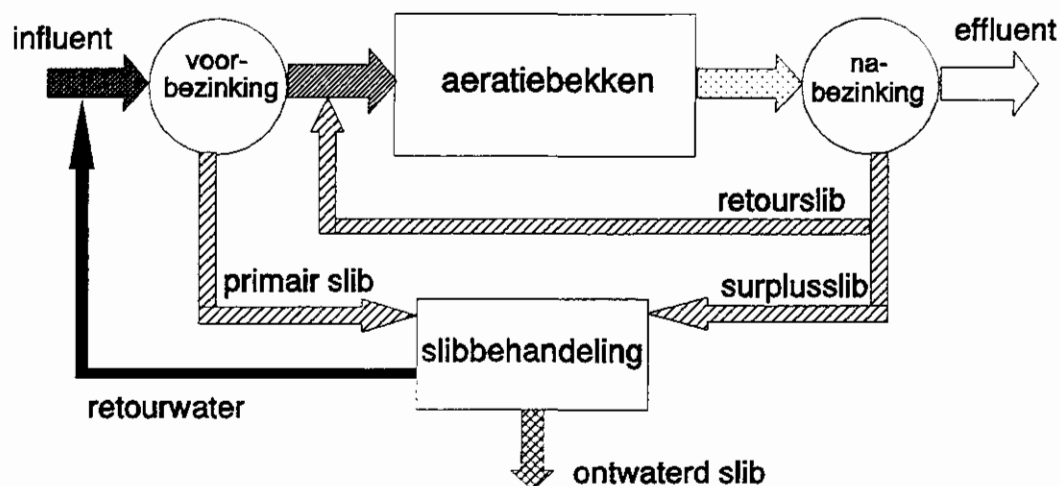
dr. J. de Jong (voorzitter)

SAMENVATTING

Algemeen

Vanaf 1998 zullen de bestaande rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's) aan strengere effluenteisen voor N en P moeten voldoen. Vooral door de stikstofeis van $10 \text{ mg N}_{\text{totaal}}/\text{l}$ zal voor sommige zuiveringsinrichtingen uitbreiding van de capaciteit onvermijdelijk zijn. Voor andere, die net niet aan de eisen voldoen, kan aanpassing van de bedrijfsvoering wellicht voldoende zijn. Er wordt thans gezocht naar alternatieven waarmee met zo min mogelijk kosten en ruimtebeslag aan de eisen kan worden voldaan.

Een veelbelovend alternatief vormt de behandeling van interne vuilwaterstromen (retourwater) die vrijkomen na de slibbehandeling (figuur 1). Het gaat hierbij vaak om een geringe stroom waarmee een relatief grote hoeveelheid stikstof naar de zuiveringsinrichting terug wordt gevoerd. Separate behandeling van dit water zal de stikstofbelasting op de bestaande installatie met 10 tot 15% verlagen, en zodoende de effluentkwaliteit verbeteren.



figuur 1. Stroomschema van een rwzi

Met behulp van simulatieberekeningen wordt het effect nagegaan van buffering en behandeling van het retourwater op de effluentkwaliteit van een rwzi.

Uit een literatuurrecherche zijn enkele technieken naar voren gekomen waarmee het retourwater kan worden behandeld. De meest veelbelovende methoden worden beschreven. Voor deze methoden is een kostenvergelijking opgesteld.

Modelberekeningen

De modelberekeningen zijn uitgevoerd met STREAM®, een simulatiemodel waarmee een rioolwaterzuiveringsinrichting gesimuleerd kan worden. Bij de berekeningen is uitgegaan van een modelzuivering van 100.000 i.e., met een slibbelasting van 0,07 kg BZV/kg d.s.d en 0,15 kg BZV/kg d.s.d. Voor de lage belasting is een omloopreactor gesimuleerd, voor de hoge belasting een propstroomreactor.

Het terugvoeren van het retourwater kan op verschillende manieren plaatsvinden. Met behulp van het simulatiemodel is de invloed van vijf mogelijkheden bekeken. Als uitgangspunt diende de situatie waarbij het retourwater gedurende 6 uur, overdag, naar de zuivering wordt teruggeleid. De vier alternatieven zijn:

- * terugvoeren gedurende 24 uur per dag
- * terugvoeren gedurende de nacht
- * volledige behandeling van het retourwater (N-verwijdering)
- * nitrificatie van het retourwater

Uit de berekeningen blijkt dat de resultaten afhankelijk zijn van de manier waarop de installatie gestuurd wordt. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen sturing op een minimaal N_{totaal} -gehalte en sturing op een minimaal NH_4^+ -N-gehalte.

De resultaten van deze berekeningen staan weergegeven in tabel 1. Hierin is de verlaging van het stikstofgehalte in het effluent ten gevolge van buffering, volledige behandeling en nitrificatie van het retourwater, aangegeven. Als referentiewaarde geldt de situatie waarbij het retourwater gedurende de dag wordt teruggevoerd.

tabel 1. Het effect van buffering, volledige behandeling en nitrificatie van retourwater op het N_{totaal} -gehalte in het effluent

ΔN_{totaal} effluent (mg/l)		N_{totaal} -sturing	NH_4^+ -sturing	
laag belast, omloopreactor 9°C	buffering	nacht	0,5	5,8
		continu	0,5	5,7
	behandeling		3,5	11,5
	nitrificatie		1,2	9,2
hoog belast, propstroom 13°C	buffering	nacht	0,1	0,0
		continu	0,1	0,1
	behandeling		4,3	8,5
	nitrificatie		2,6	6,8

Het bufferen van het retourwater, met als doel het verlagen van de piekbelasting gedurende de dag, blijkt alleen in een verbeterde effluentkwaliteit te resulteren bij ammoniumsturing in de laagbelaste omloopreactor. Er is geen verschil te constateren tussen het terugvoeren van retourwater gedurende de nacht en terugvoeren verspreid over de gehele dag.

De behandeling van retourwater blijkt onder alle omstandigheden een wezenlijke bijdrage te leveren aan het verbeteren van de effluentkwaliteit. Wanneer op een minimaal N_{totaal} -gehalte gestuurd wordt, wordt het stikstofgehalte in het effluent met gemiddeld 4 mg/l verlaagd. Wanneer op minimalisering van het ammoniumgehalte gestuurd wordt is het effect nog groter.

Het nitrificeren van het retourwater, om het daarna als nitraatrijk water terug te voeren, heeft in alle gevallen een positief effect. De effluentkwaliteit blijft in alle gevallen ongeveer 2 mg N_{totaal} /l slechter dan bij volledige stikstofverwijdering uit het retourwater.

Kostenvergelijking

Vier systemen komen in aanmerking voor de behandeling van retourwater. Twee hiervan, de CAFR-methode (Chemische Ammonium-Fällung und Rezyklie-ring) en het N-strippen, verwijderen de stikstof in zijn totaliteit. De andere twee, de biorotor en de airliftreactor, zetten ammonium om in nitraat. Als referentie voor de kostenvergelijking is de uitbreiding van de zuiveringsinrichting volgens het conventionele actief-slibproces in beschouwing genomen.

Voor deze vijf methoden zijn de stichtingskosten en de exploitatiekosten geraamd voor de retourwaterbehandeling van een zuiveringsinrichting van 100.000 i.e en van 400.000 i.e. Hierbij is voor de conventionele uitbreiding nog onderscheid gemaakt tussen het wel of niet bijbouwen van een tussengemaal voor het influent en het retourslib.

Wanneer nitrificatie van de ammonium-stikstof uit het retourwater een afdoende maatregel is, valt de keus tussen de airliftreactor en de biorotor-installatie, op basis van de tot nu toe verkregen informatie, uit in het voordeel van de airliftreactor.

De resultaten van de kostenvergelijking kunnen niet zondermeer voor elke situatie worden toegepast. De kosten van de verschillende alternatieven verschillen namelijk per rwzi.

De kosten van de conventionele uitbreiding worden in sterke mate bepaald door het feit of er wel of geen tussengemaal nodig is. Als er niet voldoende ruimte op de bestaande rwzi aanwezig is, valt deze optie bij voorbaat af. Conventionele uitbreiding is, in de situatie waarvan bij de berekeningen is uitgegaan, bij kleinere installaties en installaties met voldoende verval, goedkoper dan de behandeling van het retourwater door N-strippen of het CAFR-proces. Bij een minder gunstige influentsamenstelling of een verdergaande slibontwatering, dan is aangenomen bij de berekeningen, wordt dit verschil kleiner.

De behandeling van retourwater wordt relatief goedkoper naarmate de zuiveringsinrichting groter is.

Het verschil tussen de kosten van het CAFR-proces en het ammoniak-strippen is gering.

De effluenteisen voor rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's) zijn recentelijk voor stikstof en fosfaat aangescherpt. De nieuwe N-eisen zijn geformuleerd in een AMvB die met ingang van 1 september 1992 van kracht is geworden. De strekking van deze AMvB is schematisch weergegeven in bijlage 1.

Veel energie wordt gestoken in het zoeken naar nieuwe technieken en aanpassingen aan de bestaande zuiveringsinrichtingen om deze aan de nieuwe effluenteisen te laten voldoen. De separate behandeling van interne retourwater kan hieraan een bijdrage leveren. Dit retourwater komt vrij na de slibvergisting en de slibontwatering, en wordt normaliter teruggedleid in de zuiveringsinrichting. Dit water is verontreinigd met diverse stoffen. Vooral het hoge ammoniumgehalte maakt deze stroom tot een relatief grote belasting voor de biologische zuivering.

Het separaat zuiveren van het retourwater kan wellicht bij verschillende rwzi's de stap zijn waardoor aan de nieuwe effluenteisen voldaan kan worden zonder andere ingrepen. Hierbij kan gedacht worden aan installaties waar de effluentconcentratie 10-15 mg N/l bedraagt of waarbij de lozingseisen slechts met moeite kunnen worden gehaald. Ook bij de bouw van nieuwe installaties kan deze optie interessant zijn. Door de afname van de belasting en het wegnemen van de piekbelastingen kan de inrichting kleiner gedimensioneerd worden en is een stabielere bedrijfsvoering mogelijk.

In dit rapport worden de resultaten beschreven van een studie naar de effecten, mogelijkheden en kosten van stikstofverwijdering uit het retourwater van rwzi's. Het doel hiervan is om enerzijds de verschillende bestaande technieken te vergelijken wat betreft kosten en mogelijkheden. Anderzijds wordt het effect van de behandeling van retourwater op de effluentkwaliteit aanschouwelijk gemaakt.

De invloed van de zuivering van het retourwater op het zuiveringsproces is onderzocht met behulp van dynamische simulaties (hoofdstuk 2). De hierbij gepresenteerde getallen hebben vooral een vergelijkende waarde. Bij de simulatieberekeningen is zowel naar het effect van continue en discontinue afvoer van het retourwater naar de actief-slibinstallatie gekeken, als naar de gevolgen van separate behandeling van dit water. Deze simulaties zijn uitgevoerd bij een lage en een hoge slibbelasting.

In hoofdstuk 3 worden de verschillende relevante behandelingsmethoden beschreven. In hoofdstuk 4 wordt van de in hoofdstuk 3 beschreven technieken een kostenvergelijking opgesteld. Dit gebeurt aan de hand van een dimensionering van de betreffende installaties voor toepassing bij een aangegeven modelzuivering van 100.000 i.e. Voorts wordt ter vergelijking een indicatie van de kosten gegeven voor toepassing bij een bepaalde rwzi met een belasting van 400.000 i.e.

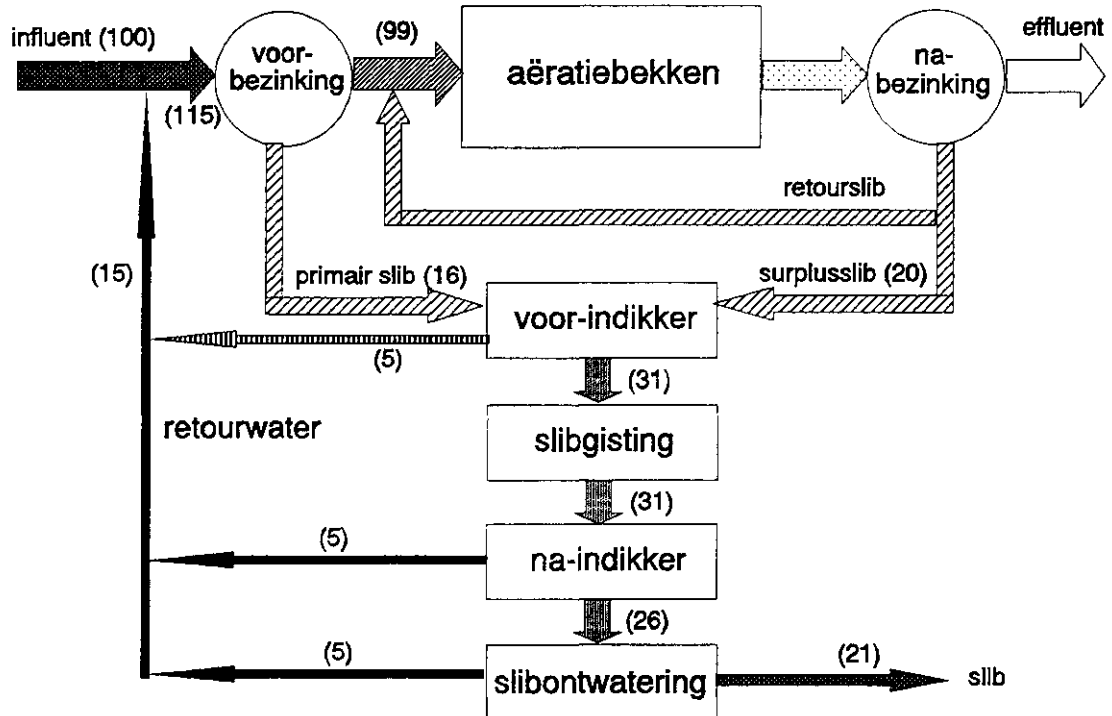
Hoofdstuk 5 bevat een evaluatie van de uitgangspunten en resultaten van de studie. In hoofdstuk 6 tenslotte, worden de resultaten van de kostenvergelijking samengevat en enkele kanttekeningen geplaatst bij de praktische toepasbaarheid van de resultaten van de studie.

2.1

Inleiding

Bij de dimensionering van een rwzi aan de hand van de benodigde stikstofverwijdering wordt de invloed van de stikstofvracht die met het influent wordt aangevoerd vaak onderschat.

In eerdere berekeningen (1) is de omvang van de verschillende interne stromen op de belasting van de zuivering globaal aangegeven. Hieruit is gebleken dat bij een actief-slibinrichting van 100.000 i.e., afhankelijk van de slibontwateringsmethode, ongeveer 15% van de dagelijkse influentstikstofvracht via interne waterstromen terug in de zuivering komt. Alleen betrokken op dit retourwater is dit ongeveer 10% (figuur 2).



figuur 2. De stikstofvrachten (%) in een zuiveringsinrichting (1)

Wanneer de na-indikker alleen overdag gevoed wordt, betekent dit dat er piekbelastingen optreden die in een korte tijd ongeveer 9% van de totale dagelijkse influentstikstofvracht in de zuivering terugvoeren. Hierdoor kunnen problemen ontstaan door tekortschietende beluchting en kan de effluentkwaliteit verslechteren. Bij slibontwatering in een sliblagune kan de piekbelasting tijdens het aflaten van slibwater zelfs 21% van de totale dagelijkse influentvracht bedragen (1).

De betreffende statische berekeningen geven een beeld van de stikstofvrachten in het zuiveringssysteem. Wat het effect van de circulatiestromen op het functioneren van de zuiveringsinrichting is, wordt slechts summier aangegeven. Teneinde dit effect vast te kunnen stellen voor een modelstelsel (paragraaf 2.4) worden bij een lage en een hoge slibbelasting dynamische simulatieberekeningen uitgevoerd.

De volgende situaties worden gesimuleerd:

- continue afvoer van het retourwater naar de actief-slibinstallatie;
- discontinue afvoer gedurende de dag van het retourwater naar de actief-slibinstallatie;
- discontinue afvoer gedurende de nacht van het retourwater naar de actief-slibinstallatie;
- separate behandeling van het retourwater gevolgd door afvoer naar de actief-slibinstallatie;
- nitrificatie van ammonium uit het retourwater gevolgd door afvoer naar de actief-slibinstallatie.

De simulatieberekeningen zijn uitgevoerd met STREAM® (Sewage TREATment Model). Dit is een model waarmee op flexibele wijze een zuiveringsinrichting kan worden gesimuleerd (paragraaf 2.3). De beschrijving van de biologische zuiveringsprocessen en de karakterisering van het influent zijn gebaseerd op het IAWPRC-model (paragraaf 2.2).

2.2 Het IAWPRC-model

Bij het opstellen van een model moeten de belangrijke processen worden geïdentificeerd en de juiste kinetische en stoichiometrische verhoudingen voor elk proces worden geselecteerd. Voor een gecompliceerd systeem als een rioolwaterzuiveringsinrichting zijn hiervoor verschillende benaderingen denkbaar.

Bij het biokinetische model van het IAWPRC (2) is uitgegaan van vier processen: groei van micro-organismen, afbraak van micro-organismen, ammonificatie van organische stikstof en hydrolyse van onopgeloste organische verbindingen. De groei van heterotrofen en autotrofen wordt beschreven met de Monod-kinetiek.

Alle substraat- en slibhoeveelheden worden uitgedrukt in CZV-eenheden. Het inkomend CZV wordt opgesplitst in zeven fracties. Het snel afbreekbare CZV wordt gelijkgesteld aan het opgeloste CZV en wordt beschouwd als de enige vorm die door de bacteriën kan worden opgenomen. De langzaam afbreekbare fractie wordt gelijkgesteld aan het onopgeloste CZV. Dit wordt direct geadsorbeerd aan de bacteriemassa en vervolgens door hydrolyse omgezet in snel afbreekbaar CZV. De hydrolysesnelheid van langzaam afbreekbaar CZV is aanzienlijk lager dan de omzettingssnelheid van snel afbreekbaar CZV.

Endogene ademhaling wordt niet als apart proces beschreven. Afbraak van de bacteriecellen wordt beschouwd als een proces dat geen zuurstof of nitraat verbruikt en plaatsvindt zowel onder aërobe, anoxische als anaërobe omstandigheden. Afbraak zet actieve biomassa om in langzaam afbreekbaar CZV en niet afbreekbaar CZV. Langzaam afbreekbaar CZV komt via hydrolyse weer ter beschikking van de bacteriën waardoor een kringloop van CZV ontstaat.

Het nitrificatieproces is beschreven volgens een Monod-vergelijking voor substraat, zuurstof en alkaliteit.

De opstellers van het model hebben het model gecalibreerd voor een Zwitserse zuiveringsinrichting. Bij de toepassing in Nederland is gebleken dat de uitkomsten van het programma niet overeenkomen met de praktijkwaarden. Het model is daarom aangepast met behulp van op de Nederlandse praktijkervaring gebaseerde ontwerpgrondslagen.

STREAM®

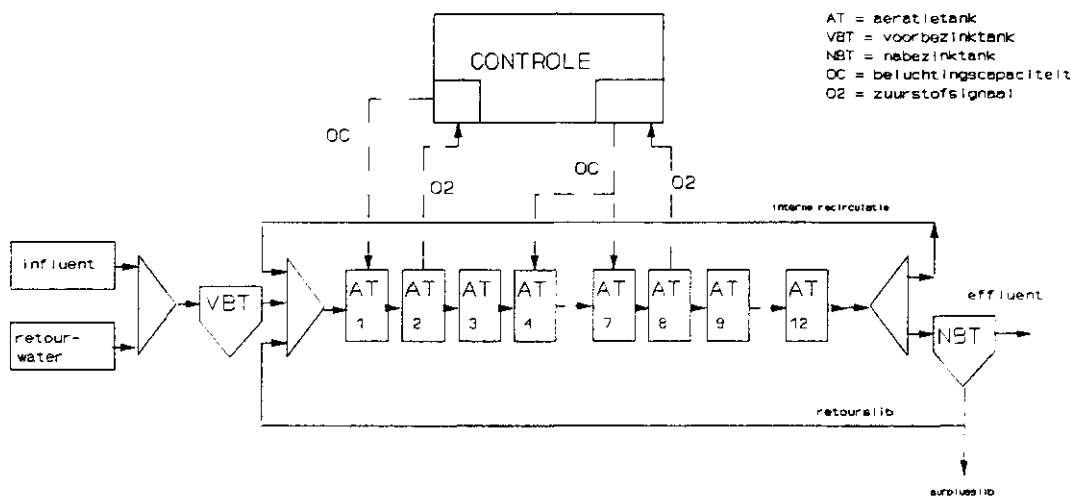
De simulatieberekeningen zijn uitgevoerd met het dynamische simulatiemodel STREAM®, dat geschreven is in de simulatietaal Simplex en is gebaseerd op de beginselen van het IAWPRC-model. De modelbank STREAM® bestaat uit verschillende componenten, zoals een aëratietank, een voorbezinktank en een nabezinktank. Met deze bouwstenen kan op een vrij eenvoudige manier iedere denkbare systeemconfiguratie in elkaar worden gezet.

De opdeling van het biologische deel van de zuiveringsinrichting in verschillende compartimenten is niet gebonden aan een maximum. Een aëratietank wordt beschouwd als een ideale menger. Door verschillende tanks achter elkaar te plaatsen kan echter ook een propstroom worden gesimuleerd.

Het is bovendien mogelijk om sturingsprocedures in het model in te bouwen. Hiermee kan de zuiveringsinrichting worden gestuurd en geoptimaliseerd.

Het Modelstelsel

Voor deze studie is uitgegaan van een actief-slibstelsel, met een capaciteit van 100.000 i.e. (i.e. = 54 g BZV) (1). De eerste serie berekeningen is uitgevoerd bij een slibbelasting van 0,07 kg BZV/kg d.s.dag en een stikstofverwijdering tot ongeveer 10 mg/l. Er is voor deze belasting gekozen omdat dit theoretisch gezien de hoogste belasting is waarbij nog aan de effluenteisen voldaan kan worden. Vervolgens zijn de simulaties herhaald bij een slibbelasting van 0,15 kg BZV/kg d.s.dag, een situatie die veel in Nederland voor komt. Voor de beide slibbelastingen zijn verschillende modelsystemen gebruikt.

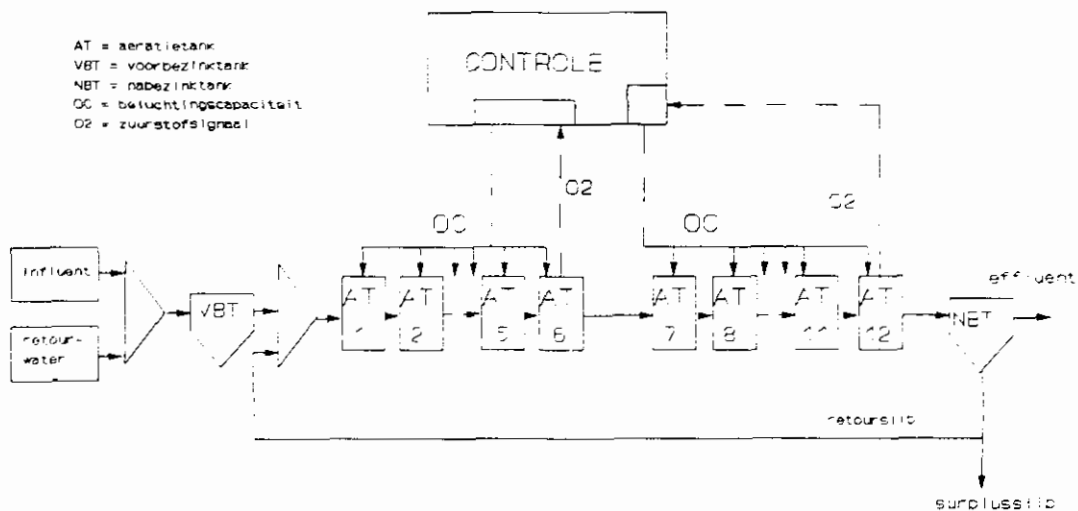


figuur 3. Simulatieschema van een omloopreactor

Het modelstelsel voor de berekeningen met de lage belasting is uitgevoerd als een omloopreactor met een hoge interne recirculatie en een voorbezinktank. Het rendement van de voorbezinking is met behulp van statische berekeningen bepaald. Er is gekozen voor de omloopreactor omdat deze bij de belasting rond 0,07 kg BZV/kg d.s.dag veel in Nederland voor komt.

De tweeënige omloopreactor, bij de modelberekeningen opgebouwd uit 12 compartimenten, is uitgerust met drie puntbeluchters (figuur 3). De zuurstofinbreng wordt gestuurd op het zuurstofgehalte op twee punten in het systeem. Hierdoor is een optimale zuurstofinbreng mogelijk waardoor gunstige omstandigheden voor nitrificatie en denitrificatie ontstaan.

Voor de simulaties met de hoge slibbelasting is een propstroomreactor gebruikt omdat dit bij deze belasting een veel voorkomende configuratie is. De voorbezinking is hetzelfde als bij de lage slibbelasting. De propstroomreactor is bij de modelberekeningen opgebouwd uit twaalf aaneengeschakelde volledig gemengde aërietanks die elk apart worden belucht. De beluchting wordt gestuurd aan de hand van twee zuurstofsetpoints (figuur 4).



figuur 4. Simulatieschema van een propstroomreactor

Het primair- en surplus-slib worden anaëroob vergist en vervolgens mechanisch ontwaterd. Het retourwater dat hierbij gevormd wordt, doorloopt dezelfde weg als het influent.

Bij het ontwerp van rwzi's wordt veelal geen of te weinig rekening gehouden met de invloed van de interne waterstromen. Om de realiteit zoveel mogelijk te benaderen wordt dit aandeel bij de dimensionering van de modelzuivering niet meegenomen. Het water uit de voorindikker, waarin het primaire en secundaire slib ingedikt worden, wordt niet tot het retourwater gerekend. Dit is een waterstroom die ongeveer dezelfde samenstelling heeft als het influent.

De influent- en ontwerpgegevens zijn grotendeels gelijk aan die uit het rapport "De invloed van interne stromen op de stikstofhuishouding bij rwzi's" (1) of zijn op basis hiervan berekend. Hierdoor kunnen deze rapporten eenvoudig naast elkaar worden gebruikt.

Voor deze simulaties is de voorbezinktank niet in het model opgenomen. Met behulp van de gegevens uit bovengenoemd rapport zijn de verwijderingsrendementen voor de verschillende stoffen berekend:

- de verwijdering van zwevende stof bedraagt 56%;
- de verwijdering van BZV bedraagt 34% van de primair-slibproductie;
- de relatieve CZV-verwijdering is gelijk aan de relatieve BZV-verwijdering;
- de N-verwijdering bedraagt 4% van de primair slibproductie.

De influentgegevens, de hieruit berekende concentraties na het verlaten van de voorbezinktank (effluent VBT) en de samenstelling van het retourwater staan vermeld in tabel 2. BZV en CZV van het retourwater zijn gelijk gesteld aan die uit een praktijkinstallatie in Denemarken (3). Bij de bepaling van de hoeveelheid retourwater is uitgegaan van de optie waarbij een centrifuge wordt ingezet voor de slibontwatering (1).

tabel 2. Concentraties in influent, effluent VBT en retourwater

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	dimensie
debiet	18700	19300	19300	19400	19400	100	m ³ /d
BZV	4160	5580	4220	5610	4230	30	kg/d
	230	290	230	290	230	300	mg/l
CZV	10400	13950	10550	14040	10590	90	kg/d
	560	720	560	720	560	890	mg/l
zwevende stof	2800	7070	3070	7170	3120	100	kg/d
	150	370	160	370	160	1000	mg/l
N _{totaal}	860	1050	890	1150	990	95	kg/d
	46	54	46	59	52	920	mg/l

- (1) = influent
- (2) = influent + water van de voorindikker
- (3) = effluent VBT van (2)
- (4) = influent + water van de voorindikker + retourwater
- (5) = effluent VBT van (4)
- (6) = retourwater

Aan de hand van de influentgegevens van het afvalwater, inclusief het water uit de voorindikker, na voorbezinking, maar zonder inachtneming van het retourwater (tabel 2, kolom 3), is de modelzuivering volgens Kayser (4) gedimensioneerd. Daarbij is het zuurstofverbruik bepaald via een CZV-balans. De slibleeftijd is berekend volgens Chudoba (5).

Uit de berekeningen blijkt dat bij de lage slibbelasting van 0,07 kg BZV/kg d.s.dag, minimaal een temperatuur van 9°C nodig is om aan de effluenteis van 10 mg N/l te kunnen voldoen. De simulatieberekeningen voor de modelzuivering met de lage slibbelasting zijn daarom bij deze temperatuur uitgevoerd. De ontwerpgegevens bij de lage slibbelasting zijn vermeld in tabel 3.

Voor de hoge slibbelasting (0,15 kg BZV/kg d.s.dag) staan de dimensioneringsberekeningen in tabel 4. Bij een dergelijke belasting is de slibleeftijd zo laag dat nitrificatie pas bij een temperatuur van 13°C volledig is. Om deze reden zijn de simulatieberekeningen bij de hoge belasting bij 13°C uitgevoerd.

tabel 3. Ontwerpgegevens bij lage slibbelasting
(0,07 kg BZV/kg d.s.dag)

	dimensie	influent	+ retour
temperatuur	°C	9	
slibgehalte	kg/m ³	3,5	
volume	m ³	17300	
debiet	m ³ /d	19300	19400
N _{ki} in toevoer	kg/d	890	980
N _{ki} effl. (5 mg/l)	kg/d	100	100
N _{ki} in slib (5%)	kg/d	170	170
te nitrificeren	kg/d	620	710
denitrif. cap.	kg/d	550	540
NO ₃ -N in effluent	kg/d	80	170
N-totaal	mg/l	9,1	13,8

tabel 4. Ontwerpgegevens bij hoge slibbelasting
(0,15 kg BZV/kg d.s.dag)

	dimensie	influent	+ retour
temperatuur	°C	13	
slibgehalte	kg/m ³	3,5	
volume	m ³	8100	
debiet	m ³ /d	19300	19400
N _{kj} in toevoer	kg/d	890	980
N _{kj} effl. (5 mg/l)	kg/d	100	100
N _{kj} in slib (5%)	kg/d	190	190
te nitrificeren	kg/d	600	690
denitrificatie cap.	kg/d	70	70
NO ₃ -N in effluent	kg/d	530	620
N-totaal	mg/l	32,5	37,0

Simulatieberekeningen

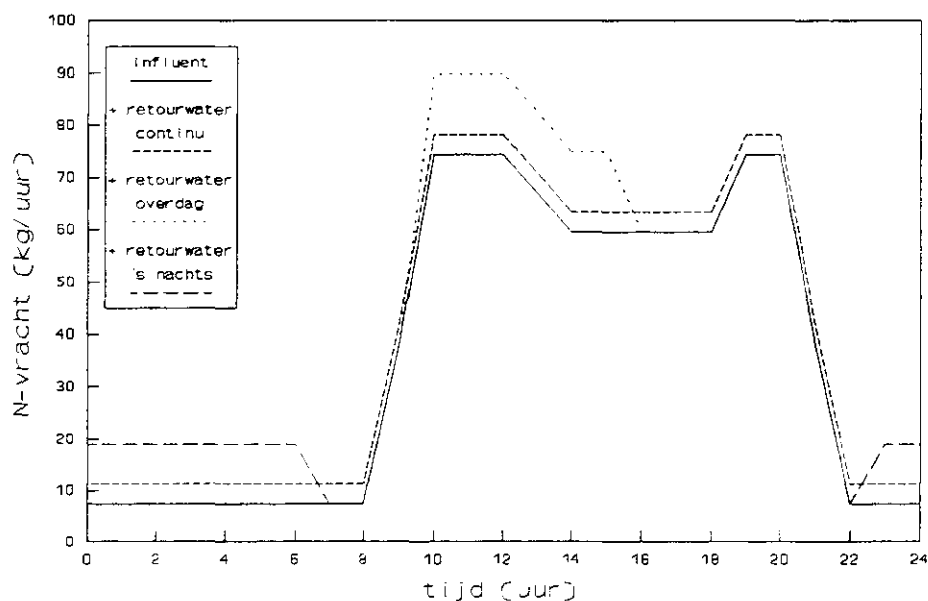
Er zijn verschillende manieren waarop het retourwater naar de zuiveringsinrichting kan worden teruggevoerd. Dit wordt bepaald door de wijze waarop de slibgisting wordt gevoed, en de wijze waarop de slibontwatering wordt bedreven. De verschillende manieren waarop het retourwater teruggevoerd kan worden, zijn alle met behulp van het model gesimuleerd. Dit zijn achtereenvolgens:

- Continue afvoer van retourwater.

Bij de continue afvoer van het retourwater naar de zuivering wordt het water uit de slibgisting gelijkmatig over de dag naar de zuivering teruggeleid. Tijdens de daluren heeft het retourwater een grote invloed op de samenstelling van het afvalwater (figuur 5).

- Discontinue afvoer van retourwater gedurende de dag.

Bij de discontinue afvoer van het retourwater gedurende de dag wordt er vanuit gegaan dat de slibgisting slechts een gedeelte van dag wordt bijgevuld, en ook de ontwateringscentrifuges of zeefbandpersen slechts gedurende de werkuren in bedrijf zijn. Dit betekent dat ook het water uit de slibgisting slechts gedurende een periode van 6 uur (9.30-15.30 uur) tijdens de dag in de zuivering wordt geleid. Dit heeft een aanzienlijke verhoging van de stikstofbelasting tot gevolg in een periode waarin de belasting van de installatie al maximaal is (figuur 5).



figuur 5. De verdeling van de stikstofvracht gedurende de dag, met en zonder retourwater

- Discontinue afvoer van retourwater gedurende de nacht.

Het bufferen van het retourwater, om dit vervolgens in de nachtelijke uren terug te leiden in de biologische zuiveringsinrichting, lijkt een interessante optie. Gedurende de nacht is de belasting van de zuiveringsinstallatie op zijn laagst. De samenstelling van het influent verandert hierdoor gedurende de nachtelijke uren echter wel. De CZV/N-verhouding daalt omdat met het retourwater vooral stikstof ingebracht wordt (figuur 5).

- Separate behandeling van retourwater.
Bij het separaat behandelen van het retourwater wordt de ammoniumstikstof uit het water verwijderd. Hierdoor wordt de biologische zuivering ontlast (figuur 5).
- Nitrificatie van retourwater.
Er zijn bepaalde compacte biologische systemen waarmee het retourwater kan worden gezuiverd. Hierbij kan gedacht worden aan slib-op-drager systemen zoals de airliftreactor en de biorotor. Deze systemen kunnen CZV verwijderen en nitrificeren; denitrificatie vindt echter niet of in beperkte mate plaats. De stikstof komt als nitraat in de biologische zuivering terecht. Dit vraagt extra denitrificatiecapaciteit. Bij de simulatie van deze situatie wordt er van uitgegaan dat het gedeeltelijk behandelde retourwater gelijkmatig verspreid over de dag naar de biologische zuivering geleid wordt.

De dynamische simulatieberekeningen zijn uitgevoerd met een systeem dat in een stabiele situatie verkeert. Het influent vertoont een dagelijkse fluctuatie waardoor ook een dagelijkse fluctuatie in de resultaten optreedt. Het verloop van de resultaten over een dag is echter elke dag gelijk. In de figuren, die het resultaat zijn van de simulatieberekeningen, wordt daarom telkens het beeld van één dag getoond.

2.6 Resultaten van de simulaties bij lage slibbelasting

De resultaten van de simulatieberekeningen bij slibbelasting 0,07 kg BZV/kg d.s.dag zijn verzameld in bijlage 2 (figuur 14 t/m 21). In de figuren is het verloop van ammonium, nitraat en totaal-stikstof in het effluent uitgezet over een periode van een dag. Het totaal-stikstof omvat naast ammonium en nitraat ook organisch gebonden stikstof.

De invloed van het retourwater is bekeken voor de situatie dat gestuurd wordt op het behalen van zo laag mogelijke totaal-stikstofconcentraties in het effluent. De gewogen gemiddelde concentraties van deze simulatieberekeningen zijn samengevat in tabel 5, de figuren staan in bijlage 2 (figuur 14 t/m 18).

Men kan er ook naar streven de lozing van ammoniumstikstof te beperken. Om aan te kunnen geven welk effect de behandeling van retourwater heeft in het geval er naar het minimaliseren van de ammonium-effluentvracht gestreefd wordt, zijn drie simulatieberekeningen uitgevoerd. Voor de situaties van continue, dag- en nachtafvoer van het retourwater is de zuivering geoptimaliseerd voor de ammoniumverwijdering. De sturing van de beluchting is zodanig ingesteld dat in alle situaties een gemiddelde effluentconcentratie van ongeveer 5 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/l}$ bereikt wordt. Bij de volledige behandeling en de nitrificatie van retourwater werd deze grens al gehaald. De resultaten van de simulatieberekeningen staan in bijlage 2 (figuur 19 t/m 21) en zijn samengevat in tabel 5.

Berekeningen met een simulatiemodel zijn altijd een benadering van de werkelijkheid. Dit betekent dat de resultaten van de simulatieberekeningen niet als absoluut gelden. Bij de interpretatie van de resultaten moet altijd bedacht worden dat de getallen slechts een vergelijkende waarde hebben.

tabel 5. Gemiddelde¹ effluent-concentraties bij de simulatieberekeningen met de lage slibbelasting

		figuur	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	N _{totaal}
N _{totaal} -sturing			(mg/l)		
zonder retourwater		14	5,1	1,9	9,4
met retour- water	continu	15	7,3	2,7	12,4
	overdag	16	8,2	2,4	12,9
	nacht	17	7,4	2,7	12,4
	nitraat	18	4,9	4,3	11,7
NH ₄ ⁺ -sturing			(mg/l)		
zonder retourwater		14	5,1	1,9	9,4
met retour- water	continu	19	5,5	7,3	15,2
	overdag	20	5,6	12,9	20,9
	nacht	21	5,0	7,7	15,1
	nitraat	18	4,9	4,3	11,7

Uit tabel 5 wordt duidelijk dat de manier waarop gestuurd wordt de resultaten sterk beïnvloedt. In de situatie waarbij op het minimaliseren van de lozing van totaal-stikstof gestuurd wordt, blijkt behandeling van retourwater een positief effect te hebben op de effluentkwaliteit. Als uitgangssituatie wordt de discontinue terugvoer van retourwater gedurende de dag beschouwd, het N_{totaal}-gehalte in het effluent is dan 12,9 mg/l.

Het totaal-stikstofgehalte neemt met 3,5 mg N/l af wanneer de interne vuilstromen buiten de biologische zuivering om behandeld worden. Indien de behandeling alleen uit een nitrificatiestap bestaat is de positieve uitwerking aanzienlijk geringer, namelijk 1,2 mg N/l.

De manier waarop het onbehandelde retourwater teruggevoerd wordt in de biologische zuiveringsinrichting heeft weinig invloed op de totale hoeveelheid stikstof die uiteindelijk met het effluent geloosd wordt. Het bufferen van het retourwater tijdens de dag, om het zodoende verdeeld over de gehele dag of alleen 's nachts aan de zuivering te voeden, heeft in deze situatie weinig zin. Hiermee kan slechts 0,5 mg N/l worden gewonnen.

Het verloop van de ammonium- en nitraatconcentratie in het effluent vertoont onder de verschillende omstandigheden ongeveer hetzelfde beeld. Tijdens de dag, wanneer de grootste vracht afvalwater binnenkomt, neemt het ammoniumgehalte toe. Bij het overdag terugvoeren van het retourwater is deze toename het grootst. 's Avonds neemt het ammoniumgehalte af. Het nitraatgehalte neemt s'avonds toe omdat de denitrificatiecapaciteit ver-

¹ gewogen debietproportioneel gemiddelde

mindert bij gebrek aan organische verbindingen. Aan het begin van de dag, als de hydraulische belasting weer toe gaat nemen, daalt het nitraatgehalte weer.

Het sturen op een lager ammoniumgehalte brengt een onevenredig grote stijging van het nitraatgehalte teweeg. Uit de simulatieberekeningen die reductie van de lozing van ammoniumstikstof tot doel hadden, blijkt dat het in dat geval wel nuttig kan zijn om het retourwater te bufferen. Door het retourwater verspreid over de dag of alleen in de nacht terug te voeren naar de biologische zuivering, kan een extra verlaging van het stikstofgehalte in het effluent van bijna 6 mg N/l gehaald worden.

Het behandelen van het retourwater wordt bij deze regeling nog interessanter. Bij volledige behandeling kan 11,5 mg N/l extra stikstofverwijdering gehaald worden ten opzichte van de situatie waarin terugvoer gedurende de dag plaatsvindt. Ten opzichte van de terugvoer gedurende de nacht is de winst nog 5,7 mg N/l. Bij nitrificatie van het retourwater is ten opzichte van terugvoer gedurende de nacht, een winst van 3,4 mg N/l te behalen.

2.7

Resultaten bij hoge slibbelasting

De resultaten van de simulatieberekeningen bij de slibbelasting van 0,15 kg BZV/kg d.s.dag zijn verzameld in bijlage 2 (figuur 22 t/m 29). De gewogen gemiddelde concentraties van deze simulatieberekeningen zijn samengevat in tabel 6.

tabel 6. Gemiddelde² effluent-concentraties bij de simulatieberekeningen met de hoge slibbelasting

		figuur	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	N _{totaal}
N_{totaal}-sturing		(mg/l)			
zonder retourwater		22	9,5	7,3	19,2
met retour- water	continu	23	13,0	7,9	23,4
	overdag	24	13,3	7,8	23,5
	nacht	25	13,1	7,9	23,4
	nitraat	26	9,3	9,2	20,9
NH₄⁺-sturing		(mg/l)			
zonder retourwater		22	9,5	7,3	19,2
met retour- water	continu	27	10,8	14,4	27,6
	overdag	28	11,3	14,0	27,7
	nacht	29	10,9	14,4	27,7
	nitraat	26	9,3	9,2	20,9

² gewogen debietproportioneel gemiddelde

Uit tabel 6 blijkt dat de behandeling van retourwater bij een hoge slibbelasting tot andere resultaten leidt dan bij de lage slibbelasting. Bij sturing op een minimaal N_{totaal} -gehalte in het effluent zijn de conclusies wel ongeveer hetzelfde. Het volledig behandelen van het retourwater heeft een verlaging van de lozing van stikstof tot gevolg. De afname van de stikstofconcentratie in het effluent is 4,3 mg N/l, ten opzichte van de situatie waarbij het retourwater gedurende de dag wordt teruggevoerd. De periode van de dag waarover het retourwater naar de biologische zuivering wordt teruggevoerd, heeft weinig invloed op de totale effluentvracht aan stikstof. Hier heeft buffering van het retourwater weinig zin. Nitrificatie van het retourwater heeft in dit geval wel een duidelijk positief effect. Hiermee kan 2,6 mg N/l extra verwijderd worden ten opzichte van de referentiesituatie.

Opvallend aan de figuren 23 en vooral 25 is de ammoniumpiek in het effluent op het moment dat de normale vuilwateraanvoer toe gaat nemen. Dit wordt veroorzaakt doordat een propstroom-installatie een heel lage interne recirculatie heeft. Hierdoor wordt de invloed van het 's nachts toegevoerde retourwater pas merkbaar op het moment dat de doorspoeling van de reactor groter wordt. Bij de omloopreactor zoals gebruikt bij de berekeningen met de lage slibbelasting is de interne recirculatie hoog en worden aanvoerpieken snel afgevlakt.

Wanneer bij de hoge slibbelasting de luchttoevoer wordt verhoogd om lagere ammoniumconcentraties in het effluent te bewerkstelligen, blijkt het bufferen van het retourwater geen zin te hebben. Dit wordt mede veroorzaakt door het propstroomeffect. Het maakt hierbij niet uit wanneer het retourwater teruggevoerd wordt, de invloed wordt pas merkbaar bij een grote toename van de hydraulische belasting.

Het separaat behandelen van het retourwater wordt bij sturing op een laag ammoniumstikstofgehalte in het effluent nog interessanter. Bij volledige behandeling wordt 8,5 mg N/l minder geloosd, bij nitrificatie van het retourwater is dit 6,7 mg N/l.

In tabel 7 zijn de resultaten van de diverse simulatieberekeningen uit tabel 5 en 6 samengevat. Er wordt hierin aangegeven welk effect buffering, volledige behandeling en nitrificatie hebben op de N_{totaal} -concentratie in het effluent.

Als referentie voor de getallen uit tabel 7 dient de situatie waarin het retourwater discontinu gedurende de dag wordt teruggevoerd. De getallen in de tabel geven aan hoe veel lager het N_{totaal} -gehalte in het effluent wordt bij de verschillende ingrepen.

tabel 7. Het effect van buffering, volledige behandeling en nitrificatie van retourwater op het N_{totaal} -gehalte in het effluent

ΔN_{totaal} -effluent (mg/l)			N_{totaal} -sturing	NH_4^+ -sturing
laag belast, omloopreactor 9°C	buffering	nacht	0,5	5,8
		continu	0,5	5,7
	behandeling		3,5	11,5
	nitrificatie		1,2	9,2
hoog belast, propstroom 13°C	buffering	nacht	0,1	0,0
		continu	0,1	0,1
	behandeling		4,3	8,5
	nitrificatie		2,6	6,8

Inleiding

De behandelingsmethode die toegepast kan worden om het retourwater te zuiveren moet aan enkele specifieke omstandigheden voldoen:

- Met de behandelingsmethode moet afvalwater van grote hoeveelheden stikstof ontdaan kunnen worden, die of hergebruikt kunnen worden of in onschadelijke vorm in het milieu kunnen worden teruggebracht. Ook methoden waarmee de ammoniumstikstof in nitraatstikstof wordt omgezet, zijn interessant.
- Het gaat om een relatief kleine, zeer geconcentreerde deelstroom waarvan het effluent eventueel terug kan worden geleid in de biologische zuiveringsinrichting. Dit laatste betekent dat bij de behandeling van het retourwater niet perse strenge effluenteisen nagestreefd hoeven te worden.
- De installatie wordt in veel van de gevallen gebouwd bij een bestaande zuiveringsinrichting. Dit brengt met zich mee dat de beschikbare ruimte gering kan zijn; compactheid is dus een vereiste.
- De installatie moet eenvoudig te bedienen en te onderhouden zijn.
- Met de behandelingsmethode moet al relevante ervaring opgedaan zijn. Deze eis is gesteld omdat technieken die zich nog niet bewezen hebben naar alle waarschijnlijkheid niet op korte termijn kunnen worden toegepast.

De methoden die in aanmerking kunnen komen voor de behandeling van retourwater zijn:

- Uitbreiding van de conventionele zuivering (paragraaf 3.2)
Deze optie wordt als referentie meegenomen in de kostenberekeningen. Een uitbreiding vraagt geen nieuwe technieken.
- Ammoniak-stripping (paragraaf 3.3)
In Denemarken is een lucht-stripproces ontwikkeld waarmee goede resultaten behaald zijn bij de zuivering van retourwater.
- CAFR-proces (3.4)
Hierbij wordt ammonium met magnesiumfosfaat neergeslagen tot ammonium-magnesium-fosfaat ofwel struviet. Na thermische behandeling wordt hieruit magnesiumfosfaat teruggewonnen en ammoniak gevormd.
- Nitrificatie in een airliftreactor (paragraaf 3.5) of een biorotor (paragraaf 3.6)
De driefasen airliftreactor is een slib-op-dragersysteem waarmee onder bepaalde procescondities volledige nitrificatie gecombineerd met CZV-verwijdering mogelijk is.
De biorotor is eveneens een slib-op-dragersysteem waarmee CZV-verwijdering en nitrificatie gerealiseerd kunnen worden.
Er zijn aanwijzingen dat onder bepaalde omstandigheden in de airliftreactor en de biorotor ook denitrificatie mogelijk is.

Methoden die wel in staat zijn stikstof uit afvalwater te verwijderen maar niet aan de voorgenoemde voorwaarden voldoen zijn hier niet verder beschreven. Dit betreft:

- Vastbedsystemen
Er zijn enkele vastbedsystemen waarmee al enige (semi)praktijkervaring is opgedaan (Biofor, Biocarbene). Deze worden echter vooral toegepast

om lage influentconcentraties te verwerken.

- Zeolieten

Ammonium kan door middel van ionenuitwisseling aan zeolieten gebonden worden. Met deze methode wordt een concentratie van het ammonium bewerkstelligd, waardoor de methode met name voor relatief lage influentconcentraties geschikt is.

- Chemische oxydatie

Met katalytische ozonoxidatie is ervaring opgedaan met de afbraak van verschillende componenten, maar nog niet met ammonium.

3.2 Uitbreiding van de conventionele zuivering

3.2.1 principe

Door uitbreiding van de zuiveringsinrichting wordt de belasting van de zuivering verlaagd. De zuiveringsmethode blijft echter gelijk. Dit heeft als groot voordeel dat er geen grote omschakelingen op het gebied van de procesvoering nodig zijn.

Het uitbreiden van een conventionele zuivering vraagt veel ruimte. Deze is niet bij elke zuiveringsinrichting aanwezig.

3.2.2 ervaringen

Met de stikstofverwijdering in een actief-slibstelsel is in de loop der jaren veel kennis en ervaring opgedaan. Procestechnisch zal deze mogelijkheid geen problemen opleveren.

Een probleem in het geval van de modelzuivering vormt het feit dat het om een omloopreactor gaat. Bij uitbreiding moet de interne recirculatie gehandhaafd blijven. Dit betekent dat niet zonder meer een extra aëratietank aan- of bijgebouwd kan worden. Een mogelijkheid vormt het instellen van het bij te bouwen volume als voordennitrificatiezone.

3.2.3 chemicaliën en apparatuur

De procesvoering blijft gelijk, alleen de slibbelasting wordt verlaagd. Dit heeft tot gevolg dat er geen andere of extra chemicaliën nodig zijn. Er moet een aëratietank met een volume van 1200 m³ bijgebouwd worden, voorzien van voortstuwars en eventueel beluchting. Daarnaast moeten leidingen en pompen bijgebouwd worden om de aan- en afvoer naar de nieuwe tank te kunnen verzorgen. Door de stijging van de zuurstofbehoefte en installatie van voortstuwars zal het energieverbruik stijgen.

3.2.4 voor- en nadelen

voordelen

- bekend proces
- geen aanpassingen bedrijfsvoering nodig
- geen extra chemicaliën

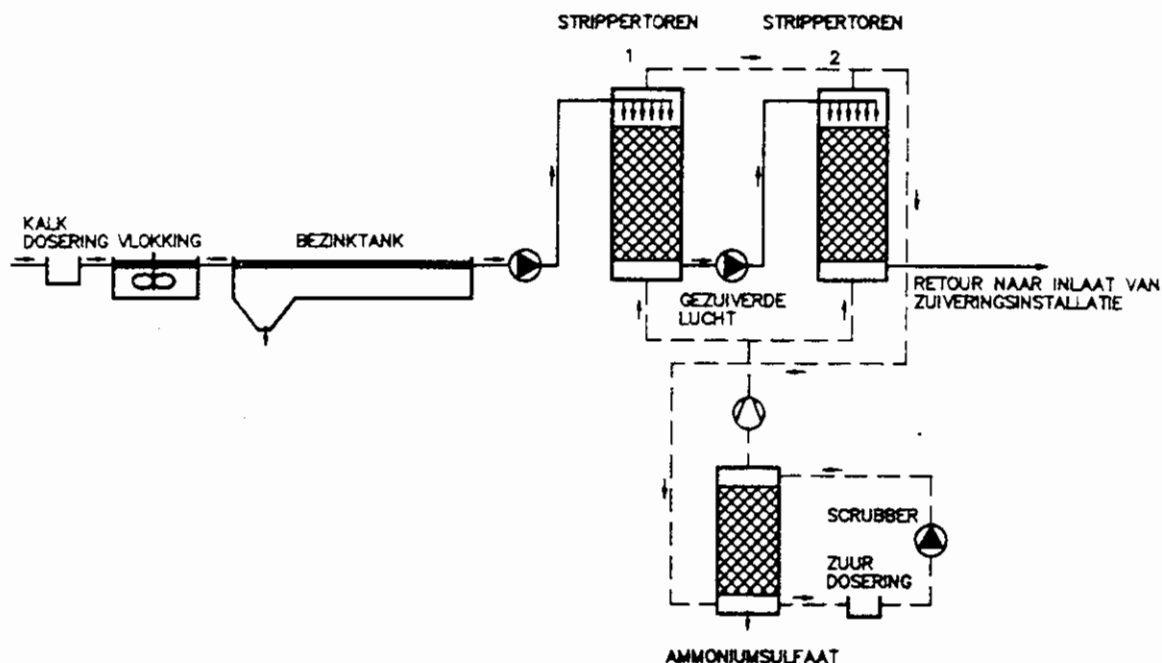
nadelen

- groot ruimtebeslag
- hoog energieverbruik

3.3 Ammoniak-stripping

3.3.1 principe

In Denemarken zijn goede resultaten behaald met het fysisch-chemisch zuiveren van retourwater (3,6,7,8). Deze door Watergroep ontwikkelde en beproefde methode bestaat uit twee trappen (figuur 6).



figuur 6. Schema van de stripperinstallatie (6)

In de eerste trap wordt kalk gedoseerd waardoor de pH oploopt tot circa 11,5. De neerslag van calciumfosfaat die hierbij ontstaat, wordt in een bezinktank verwijderd. Deze bezinking heeft tot gevolg dat grote hoeveelheden CZV, fosfaat en zwevende stoffen verwijderd worden (7). Het kalkslib wordt teruggevoerd naar de slibverwerking alwaar het een positief effect kan hebben op de slibontwaterbaarheid.

Door de zeer hoge pH (minimaal 11) is het overgrote deel van de stikstof in de vorm van ammoniak aanwezig. Dit wordt in de tweede trap uit het afvalwater gestript door twee in serie geschakelde striptorens. Het water wordt boven in de torens toegevoerd en vloeit over een kunststof medium met een groot oppervlak naar beneden. De lucht wordt aan de onderzijde ingeblazen.

Het luchtsysteem is een gesloten circuit waardoor ammoniakemissie wordt voorkomen. De lucht wordt door een wastoren geleid, waarin zwavelzuur wordt gedoseerd. Hierbij wordt de ammoniak uit de lucht verwijderd en opgelost als ammoniumsulfaat. Dit kan gebruikt worden bij de vervaardiging van kunstmest.

Het water wordt teruggeleid naar de biologische zuivering. Het ammoniumgehalte van het retourwater kan met behulp van deze techniek met 85-95% gereduceerd worden.

3.3.2 ervaringen

Watergroep heeft een mobiele pilot plant waarmee sinds 1988 testen zijn uitgevoerd op vijf zuiveringsinrichtingen in Denemarken en Zweden. De resultaten waren in alle gevallen positief.

In Frederikshaven in Denemarken is sinds 1990 een chemisch-fysische retourwaterzuiveringsinrichting op praktijkschaal in bedrijf. Het retourwater bestaat hier uit water uit de slibontwateringscentrifuges en het gistingwater. Het debiet en de samenstelling van het retourwater komen overeen met die van de modelzuivering uit paragraaf 2.4. De inrichting is gedimensioneerd op een reinigingsgraad waarbij het effluent van gelijke samenstelling is als het influent van de gewone zuivering. Hiermee wordt een zuiveringsrendement gehaald van 95% $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 90% N_{totaal} , 95% P_{tot} , 65% CZV en 60% BZV.

In Denemarken wordt het ammoniumsulfaat samen met het calciumfosfaatslib aan het ontwaterde slib toegevoegd waardoor de bemestingswaarde ervan stijgt. In Nederland zal een andere bestemming voor het ammoniumsulfaat gevonden moeten worden.

3.3.3 chemicaliën en apparatuur

Uit de ervaringen met het procedé op een praktijkinstallatie in Denemarken kunnen gegevens worden afgeleid voor het chemicaliëngebruik. Voor de pH-verhoging is zowel kalk als natriumhydroxyde toegepast. De meest aantrekkelijke optie is afhankelijk van de prijs van de betreffende chemicaliën en de kosten voor de afzet van het gevormde slib. Voor het wassen van de ammoniakrijke lucht wordt zwavelzuur toegepast. Hierbij wordt ammoniumsulfaat gevormd.

De bewuste praktijkinstallatie is opgebouwd uit de volgende hoofdonderdelen (7):

- twee striptorens, gebouwd van glasfiber polyester, gevuld met kunststof pakkingsmateriaal
- een wastoren, gebouwd van glasfiber polyester.
- een buffertank
- een flocculatietank
- een precipitatietank
- een pH-regulering
- een opslagtank en een doseerinrichting voor zwavelzuur
- een opslagtank en een doseerinrichting voor kalkmelk of natriumhydroxyde
- een opslagtank voor ammoniumsulfaat
- twee blowers in een geluiddichte ruimte.

3.3.4 voor- en nadelen

voordelen

- terugwinning ammoniumsulfaat
- goede praktijkervaringen
- hoog verwijderingsrendement
- verwijdering andere stoffen (P, CZV, zwevend stof)

nadelen

- beperkte ervaring
- aanpassing van de bedrijfsvoering nodig
- extra slibproduktie
- chemicaliën nodig

De terugwinning van ammoniumsulfaat verandert in een nadeel als er geen markt voor dit produkt is.

3.4 CAFR-proces

3.4.1 principe

Het is mogelijk ammonium uit het afvalwater te verwijderen door het neer te slaan met fosfaat en magnesium (9,10). Hierbij ontstaat magnesiumammoniumfosfaat (MAP). Het is een kristalachtig wit poeder dat in principe hergebruikt kan worden als meststof. Doordat kristallisatie wordt toegepast worden geen verontreinigingen ingesloten. Alleen ionen die in het kristal ingebouwd kunnen worden als plaatsvervanger voor een van de ionen, kunnen worden ingesloten.

De moleculaire verhoudingen in MAP zijn $\text{NH}_4:\text{Mg}:\text{PO}_4 = 1:1:1$. Om het proces goed te laten verlopen is echter een overdosis van een van de componenten noodzakelijk. De neerslagreactie verloopt het best bij een pH tussen 8 en 10. De oplosbaarheid van MAP neemt toe bij lagere temperatuur.

Voor de toepassing van dit proces bij de zuivering van retourwater is dosering van magnesium en fosfaat vereist. Magnesium kan als magnesiumoxyde (MgO) gedoseerd worden. Dit heeft als voordeel dat er automatisch een verhoging van de pH plaatsvindt waarbij de saliniteit van het water niet wordt verhoogd. De grove pH-regulering kan hierdoor met MgO plaatsvinden, een exactere regulering eventueel met NaOH .

Het doseren van fosfaat in een zuiveringsproces dat er juist op gericht is nutriënten vergaand uit het afvalwater te verwijderen, is een onlogische en misschien zelfs onacceptabele stap. Dit moet dan ook tot een minimum beperkt blijven. Het is mogelijk om bij een overdosering van magnesium en een onderdosering van fosfaat het fosfaatgehalte in het effluent onder de 1 mg/l te houden (10). Dit vermindert echter wel de ammoniumverwijdering.

Een interessant alternatief vormt een proces dat ontwikkeld en gepatenteerd is door de chemicaliënproducent NALVA (11,12), het zogenaamde CAFR-proces (Chemische Ammonium-Fällung und Rezyklierung). Hierbij wordt ammonium volgens het MAP-principe met magnesiumfosfaat gekristalliseerd tot struviet, dat vervolgens na een thermische behandeling uiteenvalt in magnesiumhydroxyfosfaat en ammoniak. De ammoniak wordt als het ware uit de MAP gestript. Het MgHPO_4 wordt op deze manier gerecycled en kan opnieuw gebruikt worden om ammonium te precipiteren. De ammoniak kan in water of in een zuur worden opgelost.

Het CAFR-proces bestaat uit vijf stappen (figuur 7).

- precipitatie van vaste stoffen met behulp van polyelectrolyt
- MAP-vorming in een kristallisatietank
- afscheiding van het gekristalliseerde MAP
- thermische behandeling van MAP (NH_3 -strippen)
- wassen van de ammoniaklucht met zwavelzuur

3.4.2 ervaringen

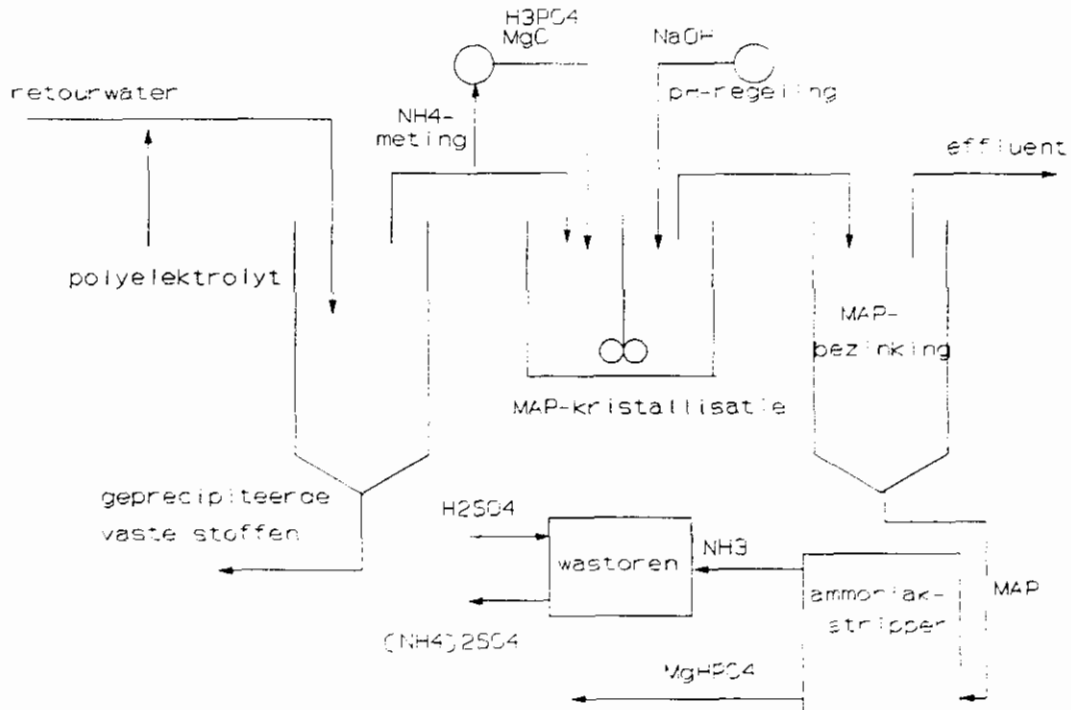
Met de MAP-precipitatie zijn vooral in de industriewaterzuivering enige laboratorium- en pilot-plant ervaringen opgedaan (10). Hierbij werden hoge verwijderingsrendementen gehaald.

Op het gebied van huishoudelijk-afvalwaterzuivering is met het CAFR-principe door NALVA ervaring opgedaan met een pilot plant van 5 m³/uur.

Het gaat om het filtraat van thermisch geconditioneerd, ontwaterd slib afkomstig van een huishoudelijk-afvalwaterzuiveringsinrichting. Hierbij werd een ammoniumverwijdering van ruim 95% gerealiseerd, bij een influentconcentratie van meer dan 1000 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$. Verder werd fosfaat voor ongeveer 80% en CZV voor meer dan 85% verwijderd. Ook vaste stoffen worden voor het grootste deel geprecipiteerd.

3.4.3 chemicaliën en apparatuur

Doordat recycling van MgHPO_4 plaatsvindt, kan op het chemicaliënverbruik aanzienlijk bespaard worden. Volledige recirculatie van het teruggewonnen MgHPO_4 is niet mogelijk. Hierdoor zou de grondstof op den duur vervuild raken, onder meer doordat accumulatie van calcium plaatsvindt. Er wordt daarom uitgegaan van een recirculatie van 70%. Naast magnesiumhydroxyfosfaat is er polyelektrolyt nodig en een grote hoeveelheid natriumhydroxyde ter verhoging van de pH. Er vindt productie plaats van ammoniumsulfaat en een hoeveelheid niet te recycleren magnesiumhydroxyfosfaat of struviet.



figuur 7. Processchema van het CAFR-proces

Voor het bouwen van een CAFR-installatie zijn nodig:

- een voorbezinktank
- een kristallisatietank met menger
- een nabezinktank
- een polyelectrolyt-dosering en opslag
- een MgO -dosering en opslag
- een H_3PO_4 -dosering en opslag
- een NH_4 -monitor
- een NaOH -dosering en opslag
- een H_2SO_4 -dosering en opslag
- een opslagtank voor ammoniumsulfaat

- een pH-reguling
- een installatie voor de thermische behandeling van het MAP
- een blower
- een wastoren.

3.4.4 voor- en nadelen

voordelen

- terugwinning ammoniumsulfaat
- hoog verwijderingsrendement
- tevens verwijdering van andere stoffen (P, CZV, zwend stof)

nadelen

- fosfaatdosering noodzakelijk
- relatief onbekend proces, weinig ervaring
- aanpassing van de bedrijfsvoering noodzakelijk
- chemicaliëndosering
- extra slibproductie

De terugwinning van ammoniumsulfaat verandert in een nadeel wanneer er geen afzetmarkt voor dit produkt is.

3.5 Airliftreactor

3.5.1 principe

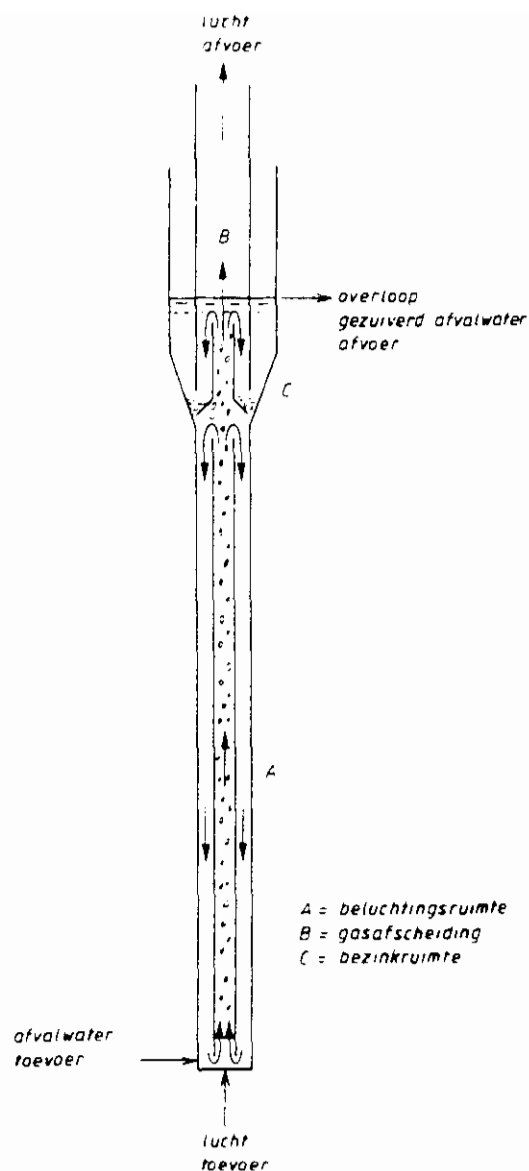
De driefasen airliftreactor is een slib-op-drager systeem waarvan het zuiveringsproces berust op hetzelfde principe als dat van de conventionele zuiveringsprocessen. Door het hechten van het slib aan een drager ontstaat een groot contactoppervlak en een hoge biomassaconcentratie. Hierdoor wordt het grootste deel van het substraat voor het onderhoud van de cellen gebruikt en wordt er weinig surplusbiomassa bijgevormd (13). De hoge biomassaconcentratie heeft tot gevolg dat het systeem vrij compact gebouwd kan worden (14).

De reactor kent drie fasen: lucht, water en een (gesuspendeerde) vaste fase: dragermateriaal voor actief-slib.

De reactor bestaat uit twee concentrische buizen (figuur 8). De vloeistofcirculatie wordt veroorzaakt door drukverschillen als gevolg van het inblazen van lucht. Het dragermateriaal wordt volledig gesuspendeerd doordat de valsnelheid van het dragermateriaal lager is dan de stroomsnelheid van het water. De ingebrachte lucht wordt boven in de afscheider afgescheiden. Het hiermee afgescheiden, begroeide dragermateriaal stroomt terug naar de beluchtingsruimte.

Vanwege de hoge turbulentie (betere menging) in de reactor worden hoge eisen gesteld aan het dragermateriaal. Lava en puimsteen zijn de meest geschikte dragermaterialen. Op deze materialen vindt meer biomassagroei plaats en is de groei egaler verdeeld dan op zand. Vooral voor de groei van nitrificerende biomassa zijn de eigenschappen van het dragermateriaal van groot belang. Wanneer de hechting beter is, treedt er minder slibverlies op waardoor een hogere slibleeftijd bereikt wordt. Eenmaal begroeide dragers die volledige nitrificatie vertonen, zijn uitstekend bestand tegen langdurige voedingsstops.

In vergelijking met de conventionele systemen kunnen vergelijkbare zuiveringsresultaten behaald worden bij aanzienlijk hogere volumebelastingen. Er kan een drager-oppervlak van 2000-3000 m²/m³ en een slibconcentratie van 15-30 g d.s/l bereikt worden. De nettoslibproductie is vergelijkbaar met die van een conventioneel laag-belast actief-slibstelsysteem.



figuur 8. Driefasen airliftreactor

3.5.2 ervaringen

De reactor is ontwikkeld door Gist-brocades voor de BZV-verwijdering en de nitrificatie van het afvalwater, en op praktijkschaal toegepast. Deze ééntraps aërobe nazuivering is achter een tweetraps anaërobe fluïd-bed zuivering geschakeld (13).

Voordat tot de bouw van de installatie werd overgegaan is op pilotschaal onderzoek uitgevoerd. Hieruit blijkt dat de nitrificatie beter verloopt bij een lagere CZV-belasting. De specifieke N-oxydatie-activiteit tijdens de experimenten met de aërobe airliftreactor was circa 0,15 g N/g o.s.dag voor NH_4^+ -oxydatie en 0,1 g N/g o.s.dag voor NO_2^- -oxydatie, bij een CZV-conversie tot 3 à 6 kg CZV/m³.dag. Bij een hogere CZV-conversie verloopt de nitrietoxydatie niet (13).

Om de genoemde zuiveringscapaciteit te kunnen realiseren dient de pH in de reactor 7,3 te zijn en is er voldoende drager vereist (200 g/l) met goede begroeiingseigenschappen.

Uit proeven met huishoudelijk afvalwater is gebleken dat volledige nitrificatie optreedt bij een CZV-belasting die lager is dan 10 kg/m³.dag (15). Een stabiele procesvoering blijkt mogelijk bij hydraulische verblijftijden van 1,5-2,5 uur en CZV-belastingen van 5-10 kg CZV/m³.dag.

Er zijn aanwijzingen dat onder bepaalde omstandigheden ook denitrificatie kan optreden.

3.5.3 chemicaliën en apparatuur

In de praktijk zal de pH van het water op peil gehouden moeten worden met natriumhydroxyde of natriumcarbonaat. Dit is nodig omdat in een airliftreactor voornamelijk nitrificatie optreedt.

Naast de airliftreactor en de chemicaliëndosering zijn nodig: blowers, leidingwerk en pH-regeling.

3.5.4 voor- en nadelen

voordelen:

- weinig ruimtebeslag
- lage slibproductie

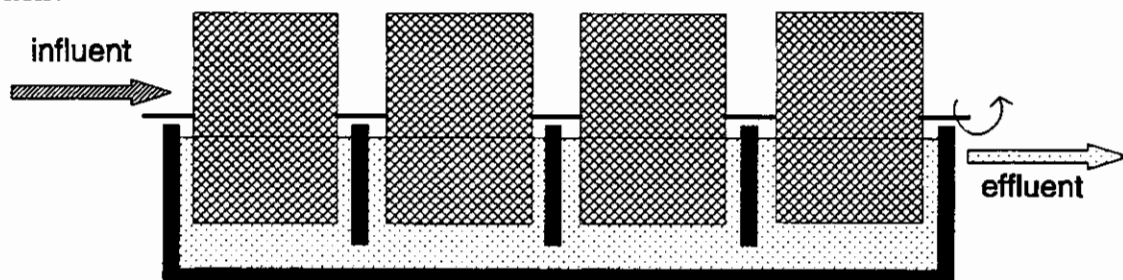
nadelen:

- nieuwe techniek, aanpassing bedrijfsvoering
- beperkte ervaring
- geen (ervaring met) denitrificatie
- geen verwijdering P en zwevend stof

3.6 Biorotor

3.6.1 principe

Biorotoren bestaan uit een langzaam roterend medium van kunststofschijven of pakketten die voor ongeveer 40-45% zijn ondergedompeld in een veelal trogvormige tank waar het afvalwater doorheen stroomt (figuur 9). De zuiverende werking berust op contact van het met biomassa bezette kunststof materiaal met het afvalwater. De zuurstoftoevoer vindt in hoofdzaak plaats door het contact van lucht met het boven het water uitstekende deel van de biomassa en in mindere mate door beluchting van het water door de roterende werking. Overtollige biomassa laat los van het kunststofmateriaal door de afschuifkrachten, opgewekt door de rotatie, en wordt met het gezuiverde water afgevoerd naar een bezinktank. Door de kans op verstopping van het rotormedium is het in het algemeen noodzakelijk dat het te behandelen afvalwater wordt voorbezouwen.



figuur 9. Biorotor-installatie

De meeste biorotorsystemen worden uitgevoerd als meertrapssystemen, d.w.z. een serieschakeling van enkele biorotoren. Wanneer nitrificatie gewenst is, wordt met drie of meer trappen gewerkt. Denitrificatie is in principe mogelijk in een aparte, aangepaste biorotor waarin een deelstroom van het influent (of een externe C-bron) wordt toegevoegd. In de praktijk is hiermee echter nog geen ervaring opgedaan.

Wanneer er sprake is van een relatief hoge stikstofbelasting ten opzichte van de BZV-belasting wordt in het algemeen de N_{kj} -belasting beperkt tot 2 à 3 g $N_{kj}/m^2.dag$ (16,17). Als er eenmaal nitrificeerders in het systeem aanwezig zijn, verdwijnen ze niet zo snel meer, ook niet bij tijdelijk hogere BZV-belastingen.

3.6.2 ervaringen

Met de biorotor is ruime ervaring opgedaan bij de zuivering van huishoudelijk afvalwater. Aan de stikstofverwijdering wordt hierbij meestal niet veel aandacht geschonken (16).

Met de zuivering van stikstofrijke stromen is minder ervaring opgedaan. Uit onderzoek met een viertraps biorotorsysteem voor de behandeling van supernatant van een slibbuffer ($NH_4^+-N = 780$ mg/l) is gebleken dat de alkaliteit van het water niet voldoende is om de pH op het juiste peil te houden. De alkaliteit dient te worden aangevuld. Omdat nitrificerende micro-organismen een anorganische koolstofbron gebruiken kan dit het best gebeuren met natriumcarbonaat. Er was ongeveer 2,9 g Na_2CO_3 per gram te verwijderen NH_4^+-N nodig. De nitrificatiesnelheid is sterk afhankelijk van de temperatuur (18). Bij 20°C werd een maximale verwijdering van 16 g N/ $m^2.d$, bij een hydraulische verblijftijd van 1 dag behaald. Bij 9°C was dit 9 g N/ $m^2.d$.

3.6.3 chemicaliën en apparatuur

Aangezien in een biorotor voornamelijk nitrificatie optreedt, naast CZV-afbraak, zal de pH van het water dalen. Afhankelijk van de buffercapaciteit van het te behandelen afvalwater moet de alkaliteit aangevuld worden met natriumhydroxyde of natriumcarbonaat.

Een biorotorinstallatie bestaat veelal uit een meer-traps systeem, dat wil zeggen verschillende biorotoren in serie.

Naast de biorotor zijn nodig:

- een voorbezinktank
- een polyelektrolyt-dosering
- een NaOH- of Na_2CO_3 -dosering en opslag
- een pH-regulering

3.6.4 voor- en nadelen

voordelen:

- compact biologisch systeem

nadelen:

- weinig ervaring met nitrificatie in de biorotor
- weinig tot geen ervaring met de behandeling van stikstofrijke stromen
- geen denitrificatie

4 KOSTENVERGELIJKING

4.1 Uitgangspunten

Ter vergelijking van de systemen wordt in dit hoofdstuk voor alle vier de varianten een kostenindicatie gegeven. Ten behoeve van de kostenvergelijking wordt voor elk systeem een dimensionering gemaakt. Voor de dimensionering is uitgegaan van continu bedrijf. Aan de hand hiervan wordt een raming voor de stichtingskosten en de exploitatiekosten opgesteld.

Bij het opstellen van de kostenramingen wordt bij elke variant een onderscheid gemaakt tussen een rwzi met een belasting van 100.000 i.e. (de modelzuivering uit hoofdstuk 2) en een van 400.000 i.e. Deze dubbele kostenraming dient om voor elke variant zicht te krijgen op de relatie tussen de kosten en de ontwerpcapaciteit. Ook voor de situatie waarin uitbreiding van de zuiveringsinrichting volgens de conventionele manier plaatsvindt, worden kostenramingen voor 100.000 en 400.000 i.e. opgesteld. Hierbij wordt een onderscheid gemaakt tussen het geval dat een tussengemaal voor het influent en retourslib noodzakelijk is, en het geval dat dit niet noodzakelijk is (4.2.1).

De stichtingskosten bestaan uit investeringskosten en advieskosten, inclusief BTW. De investeringskosten bestaan uit bouwkosten inclusief kosten voor onvoorziene uitgaven, inrichtingskosten en bijkomende kosten.

De exploitatiekosten zijn opgebouwd uit bedrijfsvoeringskosten en kapitaalslasten. De bedrijfsvoeringskosten bestaan uit energiekosten, chemicaliënkosten, kosten voor bediening, kosten voor de afzet van restprodukten en onderhoudskosten.

Bij de kostenraming is voor alle varianten dezelfde berekeningswijze aangehouden. Kosten die niet in de ramingen zijn meegenomen zijn bouwrente, grondkosten, loon- en materiaalprijswijzigingen en funderingskosten.

Bij het ramen van de onderhoudskosten en de kapitaalslasten wordt onderscheid gemaakt tussen de civiele werken enerzijds en de mechanische en elektrische onderdelen anderzijds. Als afschrijvingstermijn voor de civiele onderdelen van de installatie wordt 30 jaar aangehouden, en voor de mechanische en elektrische onderdelen 15 jaar. De onderhoudskosten voor de civiele werken bedragen 1% van de civiele investeringskosten. De onderhoudskosten van de mechanische en elektrische onderdelen zijn gerelateerd aan de complexiteit van de installatie. Voor de mechanisch/elektrisch complexere installaties als de N-stripper en de CAFR-installatie wordt gerekend met 3% van de mechanisch/elektrische investeringskosten. Voor de andere methoden wordt 2% aangehouden.

4.2 Dimensionering

4.2.1 uitbreiding conventionele zuivering

Bij de uitbreiding van de zuiveringsinrichting wordt ervan uitgegaan dat het extra benodigde actief-slibvolume als voordennitrificatietank wordt voorgeschakeld voor de bestaande aëratietank. Naast het influent en het retourslib wordt ook een recirculatiestroom vanuit de aëratietank naar

de voordennitrificatie geleid. De grootte van deze stroom is zodanig gekozen dat de verblijftijd in de voordennitrificatietank bij DWA minimaal een kwartier is.

De grootte van de uitbreiding wordt berekend als toegevoegd volume dat benodigd is om met de stikstofverwijdering aan de eisen te kunnen voldoen. De berekening is gedaan voor 9°C en is weergegeven in tabel 8. In de eerste kolom wordt de uitgangssituatie getoond, de modelzuivering van 100.000 i.e die aan de effluenteisen voldoet zonder belasting door retourwater. In de tweede kolom staan de getallen die gelden voor dezelfde zuiveringsinrichting, maar dan met retourwater. Vervolgens wordt in de laatste kolom de grootte van de benodigde zuiveringsinrichting bepaald die bij een toevoer van influent en retourwater aan de effluenteisen voldoet. Het volume van de actief-slibinstallatie moet dan met 1.200 m³ toenemen.

tabel 8. Uitbreiding van de conventionele zuivering

	dimensie	influent	+ retour	+ retour
belasting	kg BZV/kg d.s.dag	0,070	0,070	0,065
volume	m ³	17300	17300	18500
debiet	m ³ /d	19300	19400	19400
te nitrificeren	kg/d	630	710	710
denitr. cap.	kg/d	550	540	630
NO ₃ -N effluent	kg/d	80	170	80
N-totaal effluent	mg/l	9,1	13,8	9,1

Bij de kostenberekening zal aangegeven worden wat uitbreiding van de huidige rwzi door het bijbouwen van extra volume kost.

Bij de rwzi van 100.000 i.e. is een voordennitrificatieruimte van 1.200 m³ nodig. De rwzi van 400.000 i.e. wordt verondersteld te zijn opgebouwd uit drie straten. In elke straat is een voordennitrificatie van 1.600 m³ opgenomen.

tabel 9. Belangrijkste ontwerpgegevens conventionele uitbreiding

	dimensie	100.000 i.e.	400.000 i.e.
voordennitrificatie	m ³	1.200	3 x 1.600
recirculatiegemaal	m ³ /h	1.600	3 x 2.130
tussengemaal	m ³ /h	2 x 1.500/3.750 ³	6 x 2.000/5.130 ³

³ DWA/RWA-debiet

Het is afhankelijk van de omstandigheden op de bestaande rwzi of een tussengemaal voor het influent en het retourslib gebouwd moet worden. Wanneer door het tussenschakelen van de voordennitrificatieruimte het verval over de installatie niet toereikend is, is dit noodzakelijk. Bij de kostenramingen is rekening gehouden met beide situaties.

4.2.2 ammoniak-stripper

De dimensionering van de installatie heeft plaatsgevonden in samenwerking met de Watergroep uit Denemarken (19).

tabel 10. Belangrijkste ontwerpgegevens voor de ammoniak-stripper

	dimensie	100.000 i.e.	400.000 i.e.
twee strippertorens	mm	diameter 1.300	diameter 2.600
scrubber	mm	diameter 1.600	diameter 3.200
voorbezink- en flocculati-tank	m ³	15	60

Voor de verhoging van de pH wordt kalk of natronloog gebruikt, afhankelijk van de prijs van de betreffende chemicaliën en de kosten voor de afzet van slib. Bij de ramingen is uitgegaan van het gebruik van natronloog.

Voor het gevormde ammoniumsulfaat wordt verondersteld dat de kosten en baten tegen elkaar wegvallen (de prijs van commercieel ammoniumsulfaat bedraagt circa f460 per ton).

4.2.3 CAFR-proces

De dimensionering van de CAFR-installatie is gedeeltelijk gebaseerd op gegevens van NALVA (20), de firma die het proces heeft ontwikkeld. Voor een aantal onderdelen, bijvoorbeeld de ammoniak-stripper en de waskolom is een schatting gemaakt aan de hand van de literatuur (21).

tabel 11. Belangrijkste ontwerpgegevens voor de CAFR-installatie

	dimensie	100.000 i.e.	400.000 i.e.
kristallisatietank	m ³	1,5	5,7
voorbezinktank	m ³	10	20
nabezinktank	m ³	10	20
ammoniak-stripper	m ³	1	4
scrubber	m ³	0,2	0,8
hoeveelheid striplucht	m ³ /h	240	960

Voor de afzet van het gevormde ammoniumsulfaat en MAP worden geen kosten ingezet.

4.2.4 airliftreactor

 De airliftreactor wordt onder de naam Circox airlift reactor op de markt gebracht door Paques BV. In samenwerking met dit bedrijf is de dimensionering opgesteld (22). Als uitgangspunt voor het ontwerp is een stikstofbelasting van $\pm 2 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{dag}$ gehanteerd. De reactor heeft een hoogte van 20 meter.

tabel 12. Belangrijkste ontwerpgegevens voor de airliftreactor

	dimensie	100.000 i.e.	400.000 i.e.
airliftreactor	m^3	45	180
capaciteit blower	m^3/h	400	1.600

Voor neutralisatie wordt natronloog gedoseerd.

4.2.5 biorotor

 De biorotor is een installatie die door meerdere fabrikanten in verscheidene vormen wordt geleverd. Een bedrijf met ervaring op het gebied van de zuivering van stikstofrijke afvalwaterstromen met biorotoren is de Duitse firma Norddeutsche Seekabelwerke AG (NSW). De dimensionering van de biorotorinstallatie heeft plaatsgevonden in samenwerking met de Nederlandse vertegenwoordiger van dit bedrijf, Geveke werktuigbouw, in samenspraak met NSW.

Normaliter wordt een belasting van 1,5 tot 2 g $\text{N/m}^2 \cdot \text{dag}$ aangehouden. Er is bij de dimensionering uitgegaan van een ontwerpbelasting van 2 g $\text{N/m}^2 \cdot \text{dag}$.

De 100.000 i.e. installatie bestaat uit één straat met zes biorotoren. De installatie van 400.000 i.e. bestaat uit vier straten van zes biorotoren.

tabel 13. Belangrijkste ontwerpgegevens voor de biorotorinstallatie

	dimensie	100.000 i.e.	400.000 i.e.
biorotor	m	diameter :	3,50
	m	breedte :	4,35
	m^3	inhoud tank :	100
	kW	motorvermogen :	2,2
aantal biorotoren	-	6	24
voorbezinktank	m	diameter 3	diameter 4,7

Voor neutralisatie wordt natronloog gedoseerd.

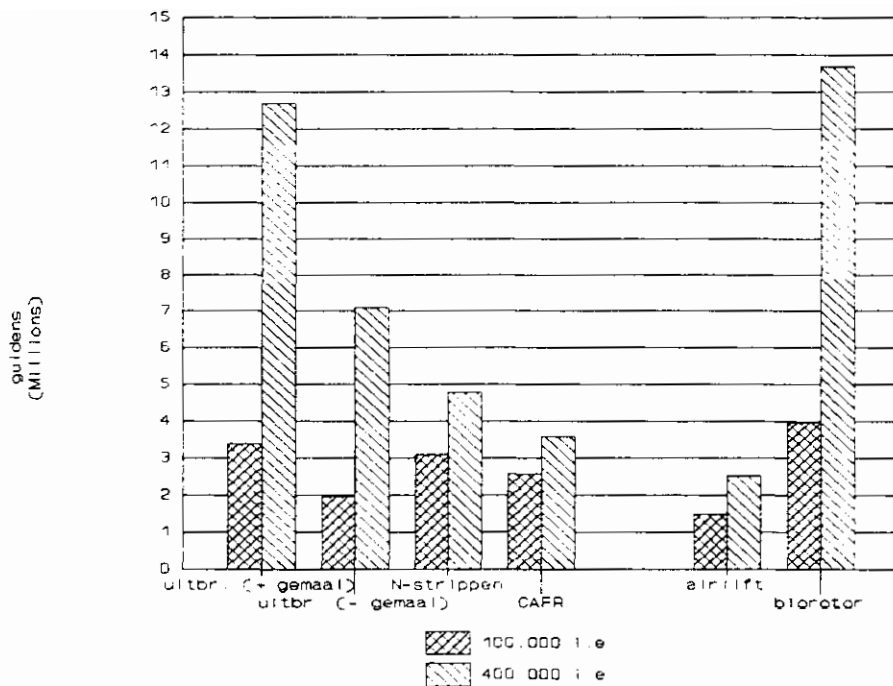
Resultaten

De kostenramingen van de verschillende behandelingsmethoden zijn gedetailleerd weergegeven in bijlagen 3 A t/m L.

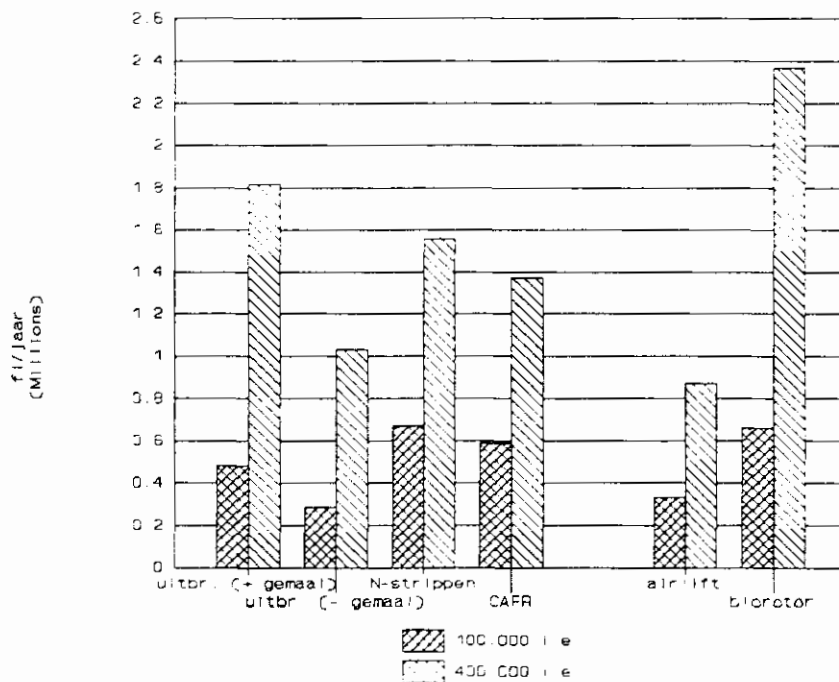
Een overzicht van de resultaten wordt gepresenteerd in de figuren 10 t/m 13 en in tabel 14.

tabel 14. Vergelijkend overzicht van stichtingskosten en exploitatiekosten

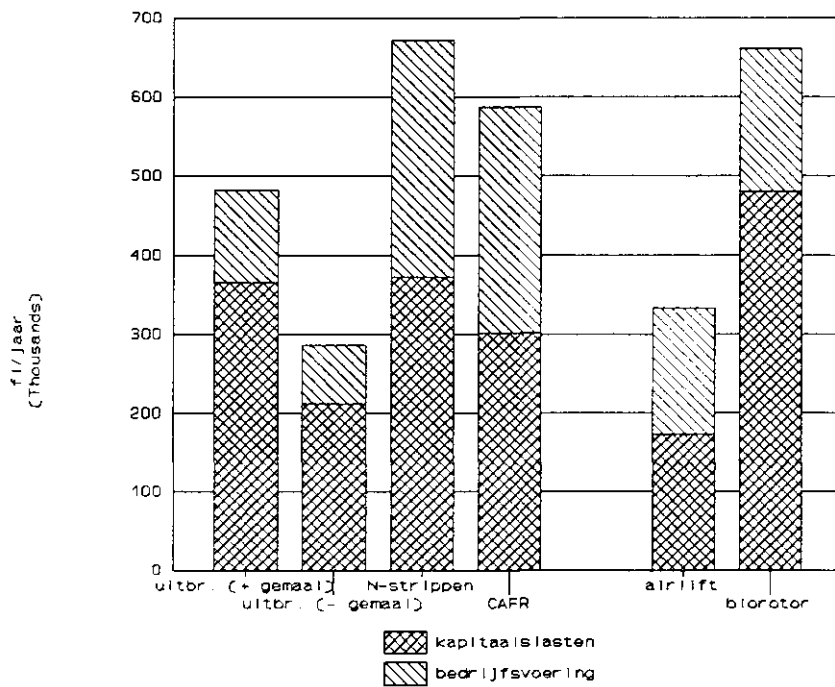
in guldens (incl. BTW)	stichtingskosten		exploitatiekosten	
	100.000 i.e	400.000 i.e	100.000 i.e	400.000 i.e
<u>verwijdering totaal-stikstof</u>				
uitbreiding incl. gemaal	3.370.000	12.690.000	480.000	1.820.000
uitbreiding excl. gemaal	1.950.000	7.080.000	290.000	1.030.000
N-strippen	3.080.000	4.760.000	670.000	1.560.000
CAFR	2.570.000	3.580.000	590.000	1.370.000
<u>omzetting ammonium in nitraat</u>				
airlift	1.460.000	2.510.000	330.000	870.000
biorotor	3.950.000	13.680.000	660.000	2.370.000



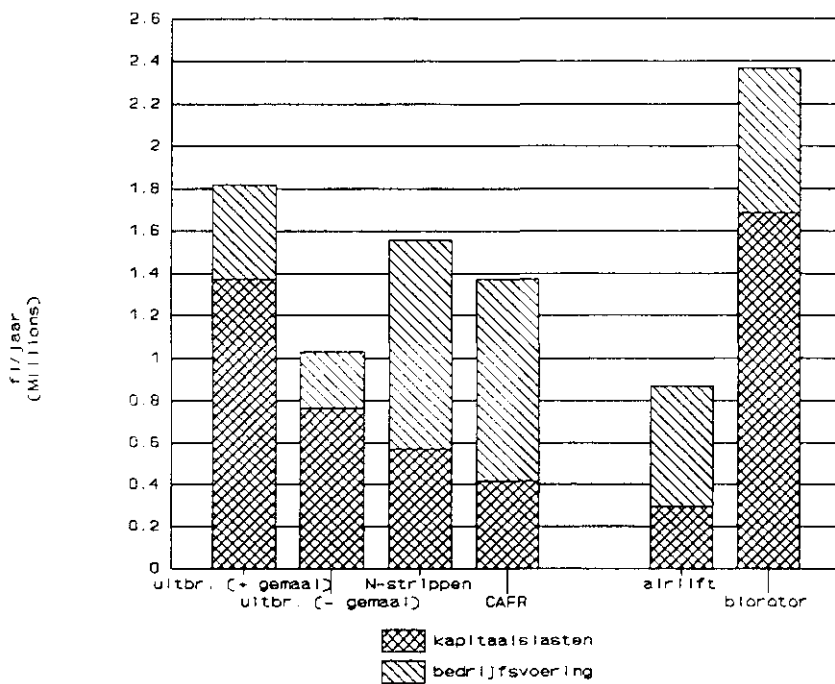
figuur 10. Stichtingskosten



figuur 11. Exploitatiekosten



figuur 12. Opbouw van de exploitatiekosten bij 100.000 i.e.



figuur 13. Opbouw van de exploitatiekosten bij 400.000 i.e.

EVALUATIE

Bij de interpretatie van de resultaten van de kostenberekeningen moet een onderscheid worden gemaakt tussen het CAFR-proces en het ammoniak-strippen enerzijds, en de biorotor en de airliftreactor anderzijds. De eerstgenoemde methoden verwijderen de stikstof in zijn totaliteit uit het water. De kosten van deze varianten kunnen zonder meer vergeleken worden met de kosten van conventionele uitbreiding.

Bij de simulaties is uitgegaan van één gedefinieerde situatie, met gedefinieerde uitgangspunten. Bij de interpretatie van de resultaten van de simulaties en de kostenramingen moeten daarom de volgende zaken in gedachten worden gehouden:

- * De keuze van een bepaalde variant wordt niet alleen bepaald aan de hand van een kostenvergelijking. Ook de omstandigheden op de zuiveringsinrichting kunnen een belangrijke rol spelen. Hierbij is vooral de beschikbare ruimte van belang.
- * Bij de opgestelde modelzuivering is ervan uitgegaan dat het slib met een droge-stofpercentage van 20% uit de ontwatering komt. De stand van de techniek op dit gebied is echter zodanig verbeterd dat tegenwoordig droge-stofpercentages van $\geq 30\%$ haalbaar zijn. Een betere slibontwatering betekent een grotere hoeveelheid retourwater. Aangezien het retourwater dan een grotere stikstofvracht vertegenwoordigt, heeft behandeling van deze stroom nog meer effect op de effluentkwaliteit. Uit de kostenramingen blijkt dat sommige varianten relatief goedkoper worden naarmate meer retourwater behandeld wordt.
- * De CZV/N-verhouding van het influent van de modelzuivering is 11,8. Bij een lagere CZV/N-verhouding verloopt de denitrificatie minder gemakkelijk en zal een grotere voordennitrificatietank gebouwd moeten worden. Dit heeft vanzelfsprekend gevolgen voor de kosten.
- * Bij dimensionering van de uitbreiding van de conventionele zuivering is uitgegaan van 9°C . Als hiervoor een lagere temperatuur wordt aangehouden zal de benodigde voordennitrificatieruimte eveneens groter worden.

De airliftreactor en de biorotor zetten de ammonium-stikstof slechts om in nitraat-stikstof. Inpassing van deze varianten stelt eisen aan de denitrificatiecapaciteit van de bestaande biologische zuiveringsinrichting. Deze varianten kunnen echter interessant zijn wanneer deze ruimte in de denitrificatiecapaciteit er is, en wanneer de bestaande zuiveringsinrichting net niet aan de gestelde stikstof-eisen kan voldoen. Uit de kostenramingen (figuur 11) valt op te maken dat de airliftreactor in dat geval aanzienlijk voordeliger is dan de biorotor-installatie. Overigens zijn er aanwijzingen dat met deze methoden onder bepaalde omstandigheden ook denitrificatie kan optreden. Dit is echter in de praktijk nog niet bevestigd.

Uit figuur 12 en 13 blijkt dat bij conventionele uitbreiding en bij de biorotor-installatie het overgrote deel van de exploitatiekosten uit kapitaalslasten bestaat. Bij deze varianten nemen de stichtingskosten vrijwel rechtevenredig toe met de grootte van de zuiveringsinrichting.

Hierdoor is er een sterke correlatie tussen de grootte van de zuiveringsinrichting en de exploitatiekosten (figuur 11).

Voor de andere varianten, CAFR-proces, N-strippen en airliftreactor, stijgen de stichtingskosten veel minder snel met het groter worden van de rwzi. Het gevolg hiervan is dat deze drie processen interessanter worden naarmate de zuiveringsinrichting waarvan het retourwater behandeld wordt, groter is.

Wanneer volledige verwijdering van de stikstof uit het retourwater gewenst is, valt de keuze op conventionele uitbreiding, CAFR-proces of N-strippen. Uit figuur 11 valt op te maken dat de keuze uit deze varianten beïnvloed wordt door de noodzaak van een tussengemaal.

Uit de resultaten valt op te maken dat de behandeling van retourwater vooral interessant is bij grotere zuiveringsinrichtingen. De verschillen tussen het CAFR-proces en ammoniak-strippen zijn niet groot. De stichtingskosten voor het strippen zijn 20 tot 30% hoger dan voor het CAFR-proces. Doordat het chemicaliënverbruik van het stripproces lager is dan bij het CAFR-proces zijn de verschillen in de exploitatiekosten van de beide varianten nog geen 15%. Aangezien beide processen nog verder ontwikkeld worden en de kostenramingen een globaal karakter hebben kan aan dit verschil geen grote betekenis worden toegekend.

Uit de simulatieberekeningen blijkt dat de behandeling van retourwater bij kan dragen aan verbetering van de effluentkwaliteit. Ook blijkt dat de invloed en de kosten van retourwaterbehandeling afhankelijk zijn van de grootte, de slibbelasting en de systeemconfiguratie van de rwzi en de manier waarop de processen worden gestuurd. Ook de influentsamenstelling en de manier waarop het slib behandeld wordt zijn van invloed.

De keuze tussen uitbreiding volgens de conventionele wijze, of behandeling van retourwater, is van vele factoren afhankelijk. Hierbij zijn de beschikbare ruimte en het aanwezige verval over de zuivering de belangrijkste.

Dit heeft tot gevolg dat de beslissing of tot retourwaterbehandeling wordt overgegaan en de manier waarop dit gaat plaatsvinden per rwzi kan verschillen. Voordat tot een keuze wordt overgegaan moet daarom per geval een zorgvuldige afweging worden gemaakt.

CONCLUSIES

- De behandeling van retourwater van een rwzi heeft een positief effect op de effluentkwaliteit. De grootte van het effect is afhankelijk van de slibbelasting en de systeemconfiguratie van de rwzi, en de manier waarop de zuivering wordt gestuurd.
- Nitrificatie van het retourwater van een rwzi heeft een verbetering van de effluentkwaliteit tot gevolg. Het N_{totaal} -gehalte van het effluent wordt echter enkele mg/l hoger dan bij volledige behandeling van het retourwater.
- Buffering van retourwater, om het vervolgens gedurende de gehele dag of de nacht naar de zuivering terug te voeren, heeft geen effect.
- De methoden die in aanmerking komen voor de behandeling van retourwater zijn: conventionele uitbreiding, ammoniak-strippen, CAFR-proces, airliftreactor en biorotor. Voor al de behandelingsmethoden geldt echter dat er geen tot weinig ervaring is opgedaan wat betreft de behandeling van retourwater.
- De kosten voor de conventionele uitbreiding zijn afhankelijk van de lokale omstandigheden. Met name de noodzaak van een tussengemaal is bepalend.
- Retourwaterbehandeling wordt relatief goedkoper naarmate de rwzi groter is.
- De kosten voor het ammoniak-strippen en het CAFR-proces zijn van dezelfde orde van grootte.
- Wanneer kan worden volstaan met nitrificatie van het retourwater is de airliftreactor aantrekkelijker dan de biorotor.
- Voor een nauwkeurigere vergelijking wat betreft prestaties en kosten is het zinvol aanvullend vergelijkend praktijkonderzoek uit te voeren met de ammoniak-stipper, het CAFR-proces en de airliftreactor.

REFERENTIES

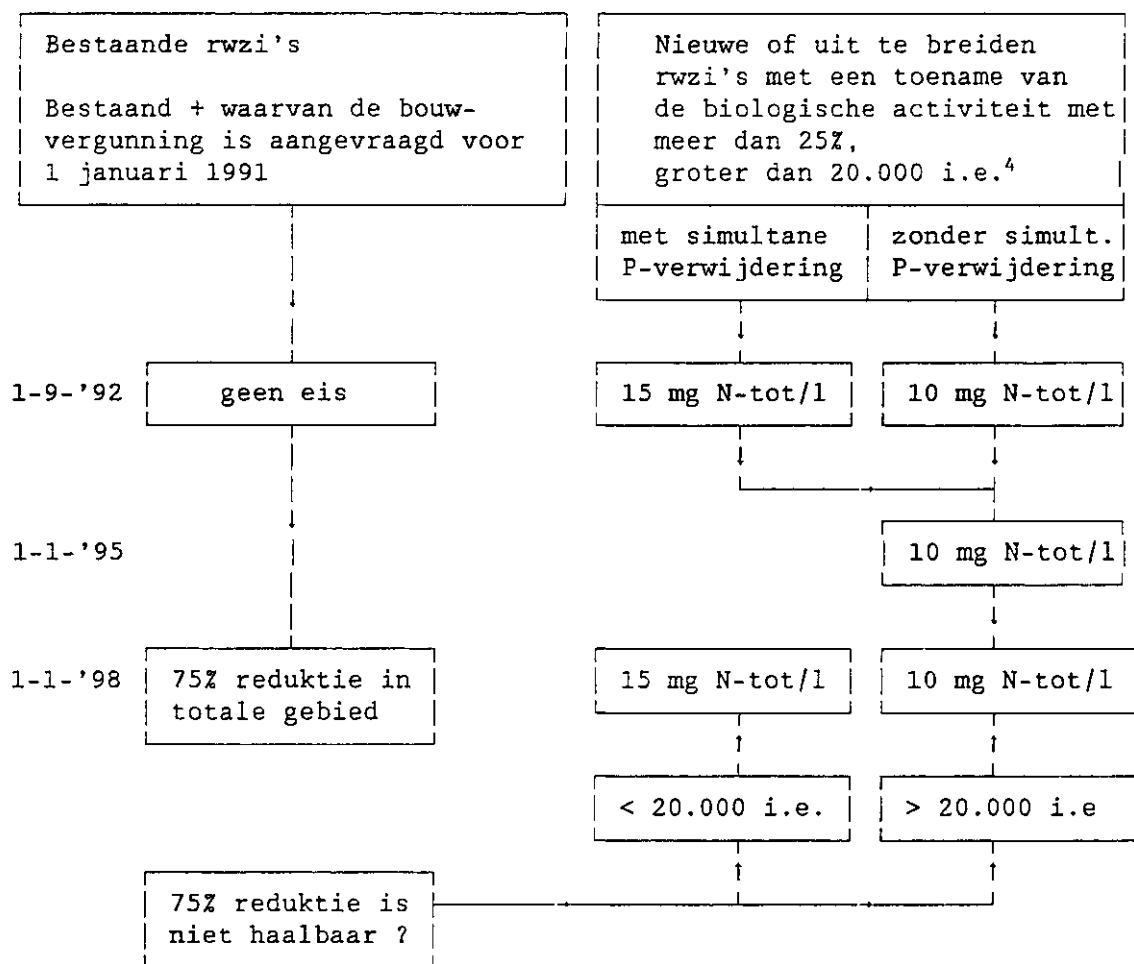
- 1 RIZA / STOWA
De invloed van interne stromen op de stikstofhuishouding bij rwzi's,
werkdocument RWZI 2000 91-05W.
- 2 Aqua-System ag
Dynamic Simulation of Complex Activated Sludge Systems
Program No.111, Version 4.0, manual.
- 3 Thorndahl, Uffe
Reinigung des Rejktwassers senkt Invest- und Betriebskosten beim
Kläranlagenbau.
WLB Wasser, Luft und Boden, 10/1991, p.34-35,128.
- 4 Kayser, R.
Ein Einsatz zur Bemessung einstufiger Belebungsanlagen für Nitrifikati-
on-Denitrifikation
gwf-Wasser/Abwasser 124, 1983, p.419-423.
- 5 Chudoba, J., J.S. Cech and P. Chudoba
The effect of aëration tank configuration on nitrification kinetics
Journ. Water Poll. Control Fed., 57/1985, p.1078.
- 6 Thorndahl, Uffe.
Reinigung van rejectiewater afkomstig van slibontwatering.
Watergroup A/S, Denemarken.
- 7 Watergroup a/s
Purification of reject water from sewege treatment plants.
- 8 Thøgersen, Torben.
Stickstoffentfernung aus Rejktwasser der Zentralkläranlage Frederiks-
havn
Technische Verwaltung, Gemeinde Frederikshavn
- 9 Schulze-Rettmer, R.
The simultaneous chemical precipitation of ammonium and phosphate in the
form of magnesium-ammonium-phosphate.
Wat.Sci.Techn., 23/1991, p.659-667.
- 10 Schulze-Rettmer und R. Blank.
Chemische Fällung von Ammonium mit Magnesiumphosphat unter
Kreislaufführung des Fällmittels
Korrespondenz Abwasser, 4/1992, p.550-559.
- 11 Lehmkuhl, Josef.
Verfahren für die Ammonium-Elimination
WLB Wasser, Luft und Boden, 1990.
- 12 Lehmkuhl, Josef.
Neue Aspekte der chemischen Phosphat- und Ammoniumfällung mit an-
schließender Rezyklierung.
Awt Abwassertechnik, 1/1992, p.19-22.

- 13 Heijnen, J.J.
Biologische anaëroob-aërobe afvalwaterzuivering bij Gist-brocades, Eindrapport 1977-1986
Publicatiereeks milieubeheer, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 1988.
- 14 RIZA / STOWA
Ontwikkeling van een slib-op-drager systeem van de aërobe zuivering van stedelijk afvalwater. Fase II: Onderzoek naar de processtabiliteit en optimalisatie van het zuiveringsrendement.
RWZI 2000, 92-07.
- 15 Mulder, A., D.H. Eikelboom, R. Kampf en R.J. Frankin.
Drie-fasen airliftreactor zuivert stedelijk afvalwater - minder recirculatie en compacte slibbelasting
Land + Water, maart 1990, p.108-111.
- 16 Witteveen & Bos
Toepassingsmogelijkheden van Stählermatic biorotoren in Nederland
Leenstra Machine- en Staalbouw bv
- 17 Wouda, T.W.M.,
Stikstofverwijdering met biorotoren
H₂O, 22/1982, p.595-600
- 18 Lue-Hing, Cecil., et.al.
Biological nitrification of sludge supernatant by rotating disks
Journal WPCF, Vol.48, No.1, 1976, p.25-46.
- 19 Thorndahl, Uffe (Watergroup)
mondelinge mededelingen
- 20 Lehmkuhl, Josef (NALVA)
mondelinge mededelingen
- 21 Schomaker, A.H.H.M. et.al.
Procestechnologisch onderzoek van het NH₃ luchtstrip/absorptieproces
Vakgroep Waterzuivering, Landbouwhogeschool, Wageningen.
- 22 Mulder, R. (Paques B.V.)
mondelinge mededelingen
- 23 Flick, M.G. en P. v. Zuylen (Geveke werktuigbouw)
mondelinge mededelingen

BIJLAGEN

Bijlage 1

AMvB "stikstofverwijdering"



Een inwonerequivalent wordt bepaald als i.e. à 54 g BZV per dag. Op rwzi's met een ontwerpcapaciteit van meer dan 100.000 i.e. dient de bemonstering debietproportioneel over 24 uur te geschieden. Voor kleinere rwzi's kan worden volstaan met tijdproportionele bemonstering. De concentratie totaal N wordt bepaald als jaargemiddelde waarde.

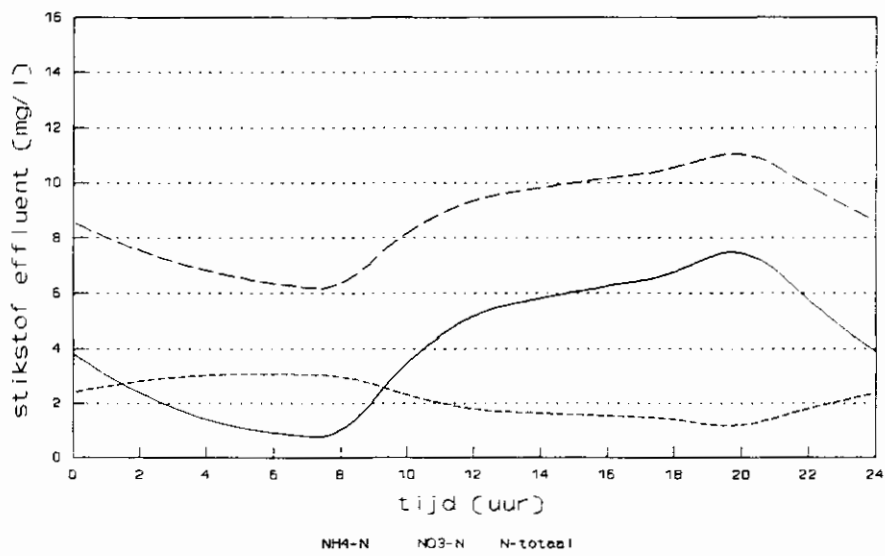
Bemonsteringsfrequentie per maand:

ontwerpcapaciteit van de rwzi	minimale bemonsterings- frequentie per maand
< 5.000 i.e.	1
van 5.000 tot 50.000 i.e.	2
van 50.000 tot 100.000 i.e.	4
> 100.000 i.e.	5

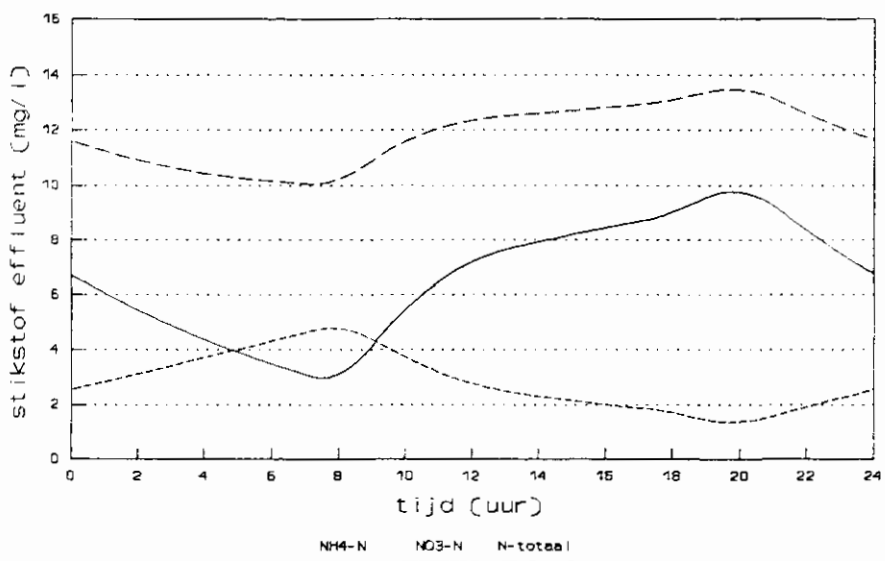
⁴ Voor nieuwe of uit te breiden rwzi's, kleiner dan 20.000 i.e. geldt vanaf 1-9-1992 een eis van 15 mg N-tot/l

Bijlage 2

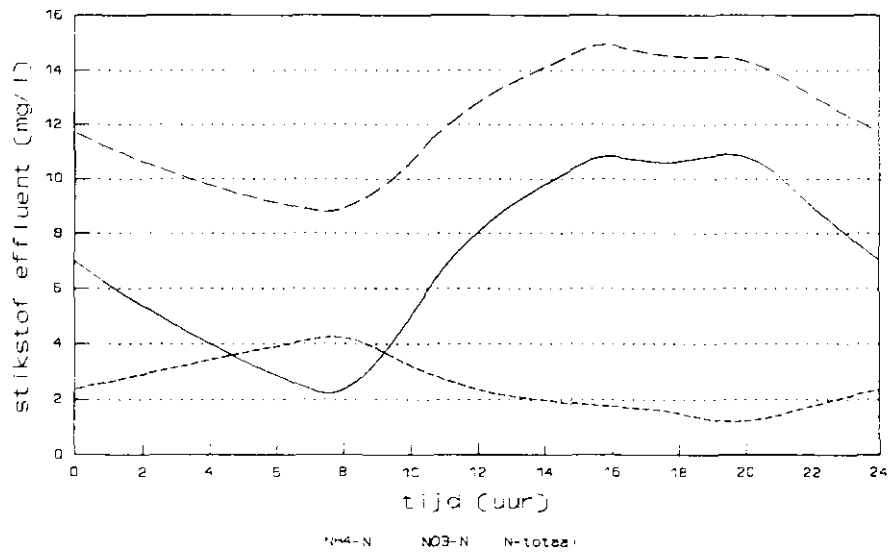
Resultaten van de simulatieberekeningen



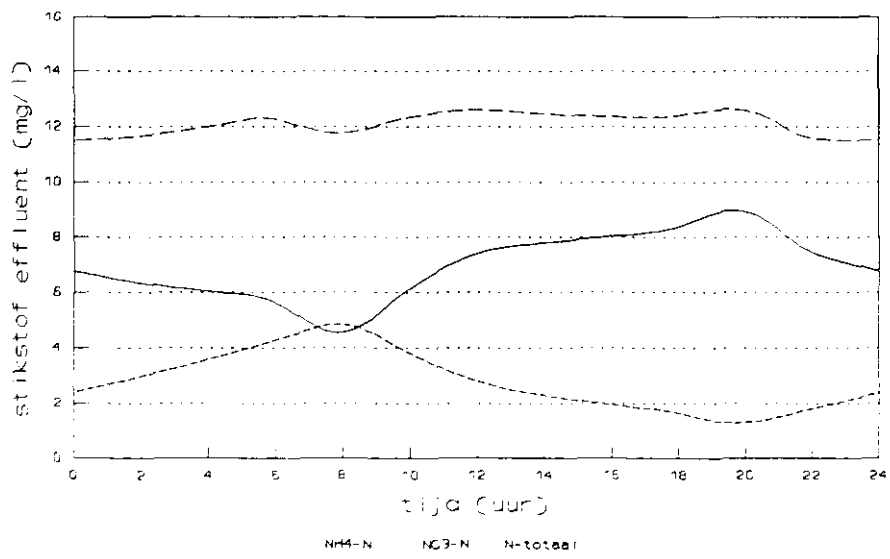
figuur 14. Separate behandeling van retourwater bij een slibbelasting van 0,07 kg BZV/kg d.s.dag, met sturing op een minimale N_{totaal}-concentratie



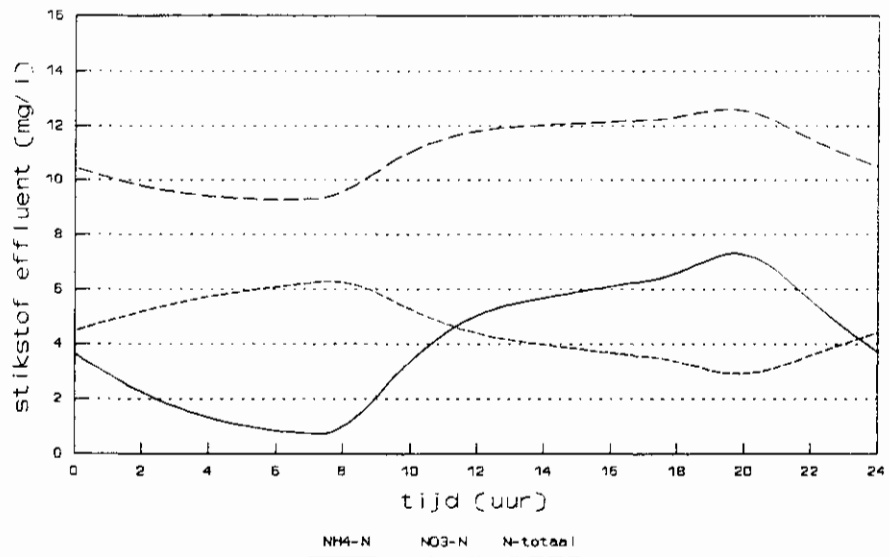
figuur 15. Continue terugvoer van retourwater bij een slibbelasting van 0,07 kg BZV/kg d.s.dag, met sturing op een minimale N_{totaal}-concentratie



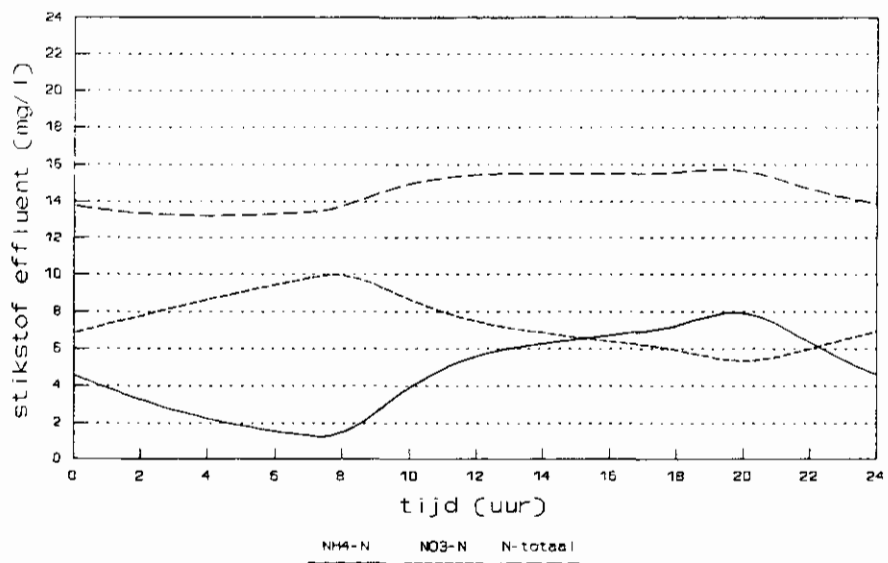
figuur 16. Discontinue terugvoer gedurende de dag van retourwater bij een slibbelasting van 0,07 kg BZV/kg d.s.dag, met sturing op een minimale N_{totaal} -concentratie



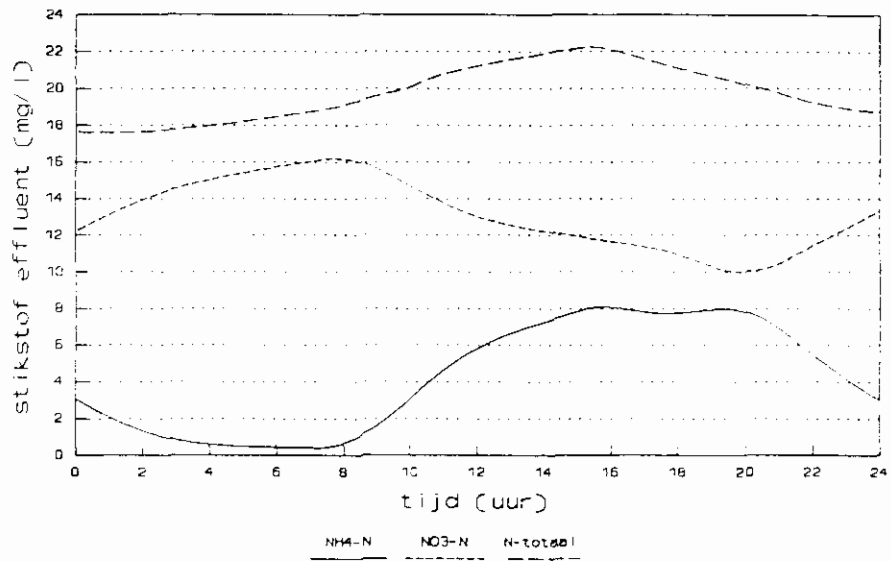
figuur 17. Discontinue terugvoer gedurende de nacht van retourwater bij een slibbelasting van 0,07 kg BZV/kg d.s.dag, met sturing op een minimale N_{totaal} -concentratie



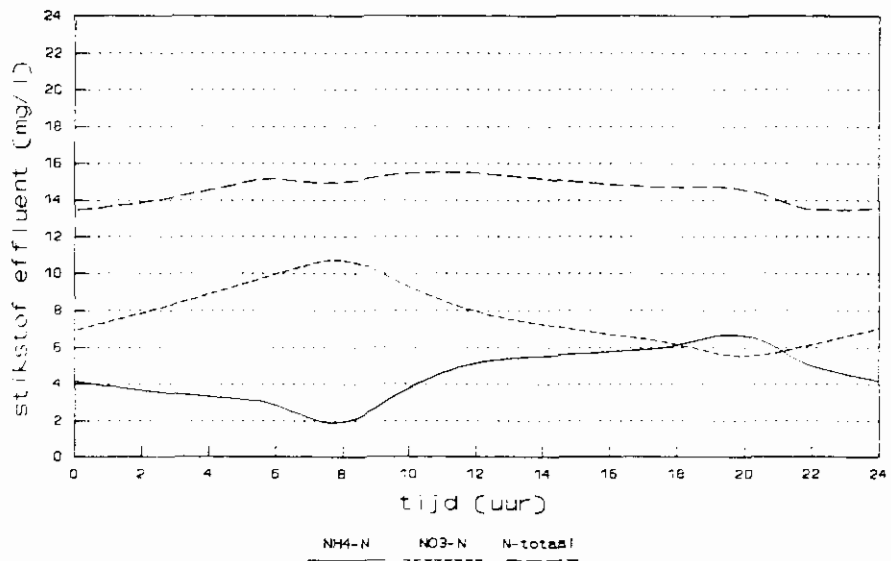
figuur 18. Nitrificatie van retourwater bij een slibbelasting van 0,07 kg BZV/kg d.s.dag, met sturing op een minimale N_{totaal}-concentratie



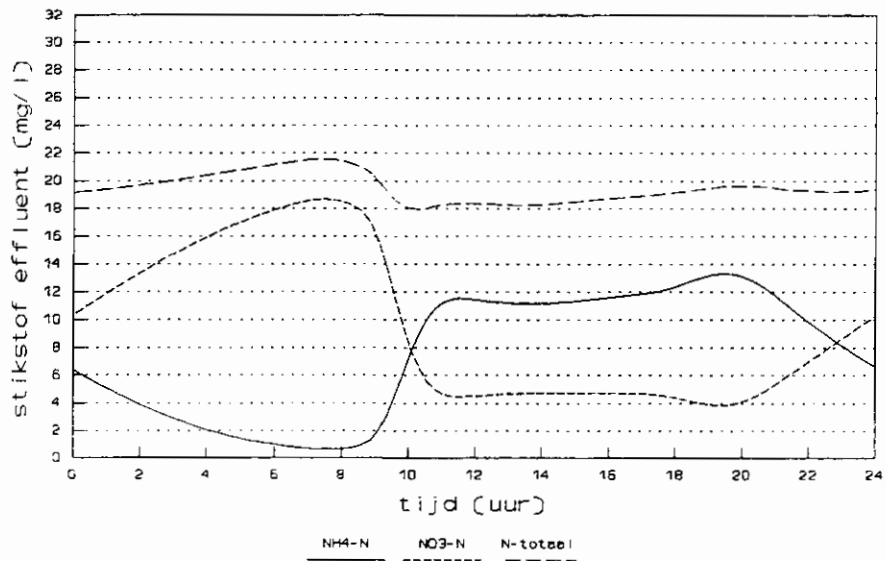
figuur 19. Continue terugvoer van retourwater bij een slibbelasting van 0,07 kg BZV/kg d.s.dag, met sturing op een minimale ammonium-concentratie



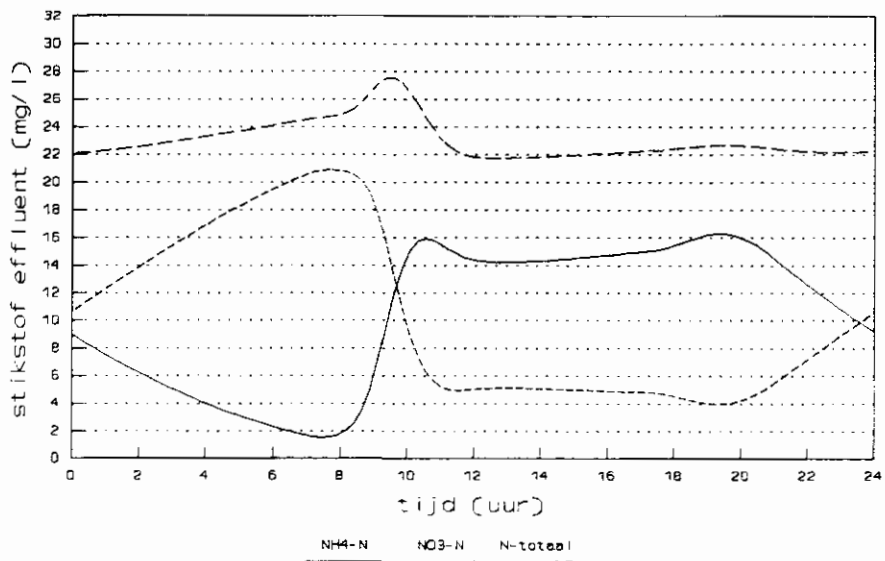
figuur 20. Discontinue terugvoer gedurende de dag van retourwater bij een slibbelasting van 0,07 kg BZV/kg d.s.dag, met sturing op een minimale ammonium-concentratie



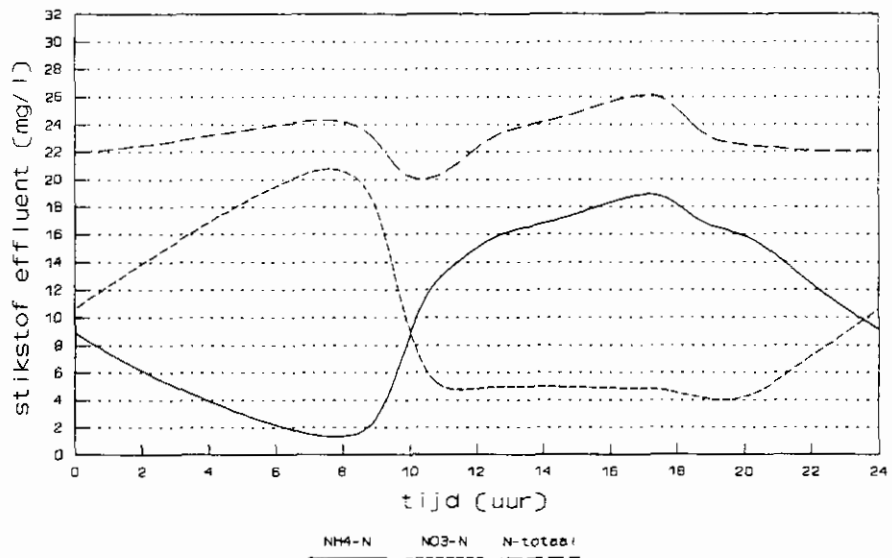
figuur 21. Discontinue terugvoer gedurende de nacht van retourwater bij een slibbelasting van 0,07 kg BZV/kg d.s.dag, met sturing op een minimale ammonium-concentratie



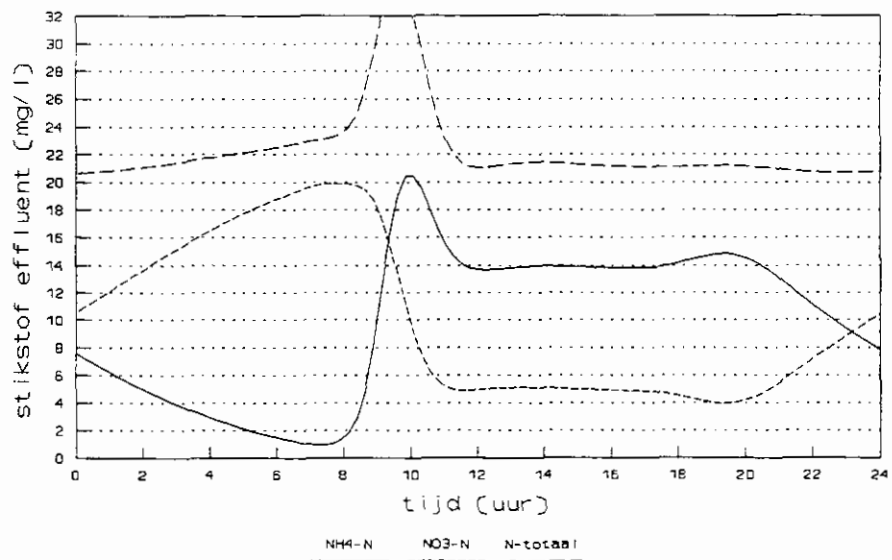
figuur 22. Separate behandeling van retourwater bij een slibbelasting van 0,15 kg BZV/kg d.s.dag, met sturing op een minimale N_{totaal} -concentratie



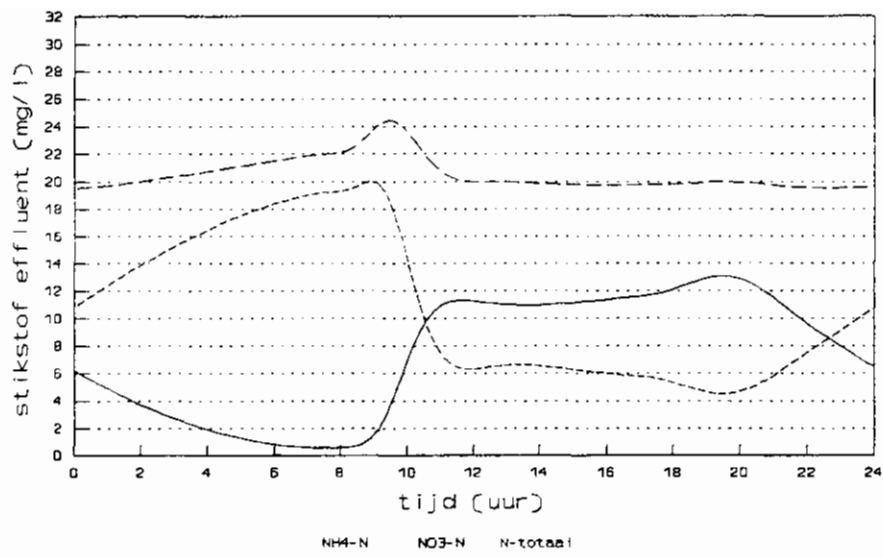
figuur 23. Continue terugvoer van retourwater bij een slibbelasting van 0,15 kg BZV/kg d.s.dag, met sturing op een minimale N_{totaal} -concentratie



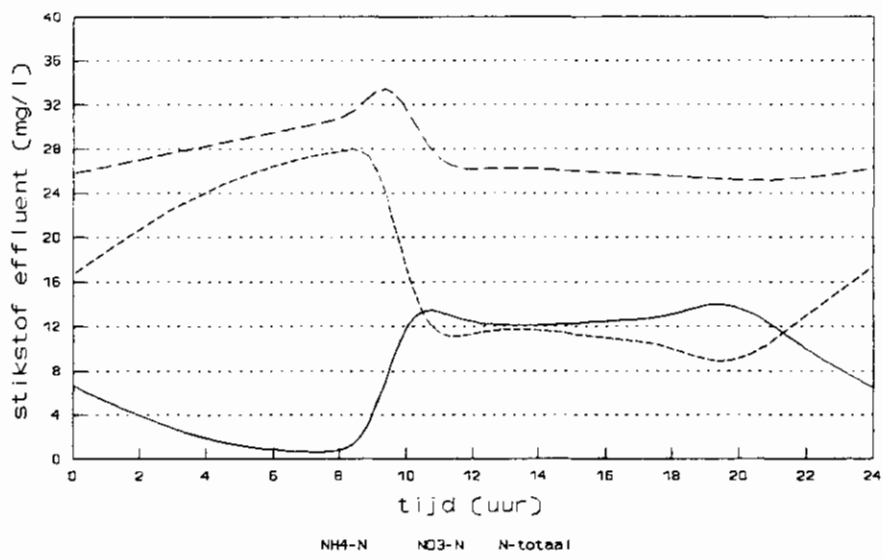
figuur 24. Discontinue terugvoer gedurende de dag van retourwater bij een slibbelasting van 0,15 kg BZV/kg d.s.dag, met sturing op een minimale N_{totaal} -concentratie



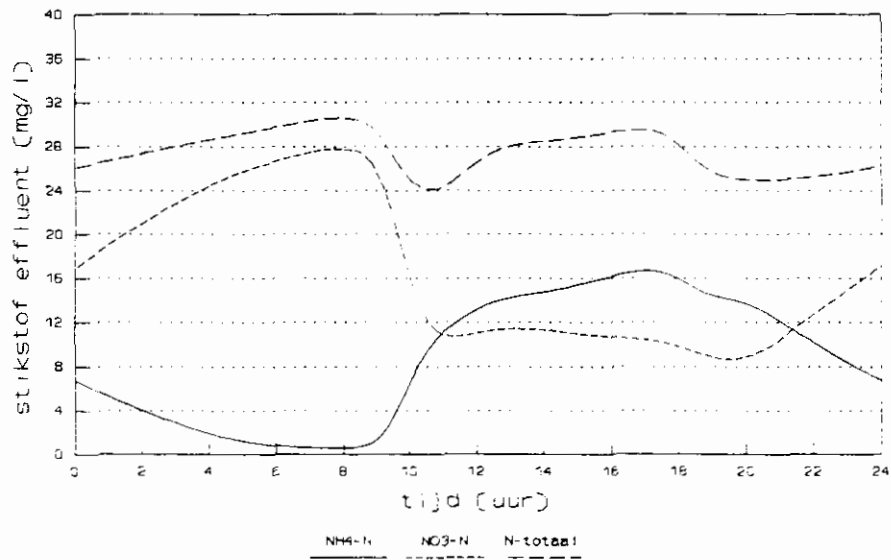
figuur 25. Discontinue terugvoer gedurende de nacht van retourwater bij een slibbelasting van 0,15 kg BZV/kg d.s.dag, met sturing op een minimale N_{totaal} -concentratie



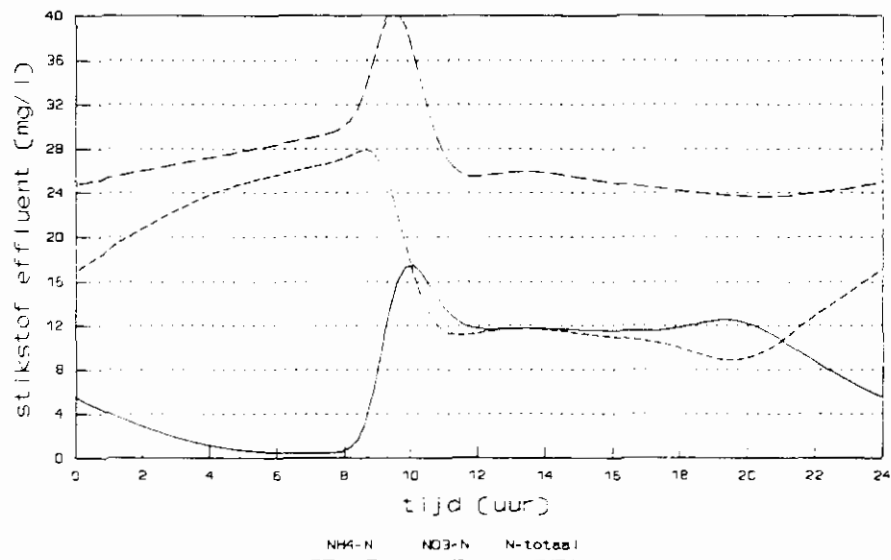
figuur 26. Nitrificatie van retourwater bij een slibbelasting van 0,15 kg BZV/kg d.s.dag, met sturing op een minimale N_{totaal} -concentratie



figuur 27. Continue terugvoer van retourwater bij een slibbelasting van 0,15 kg BZV/kg d.s.dag, met sturing op een minimale ammonium-concentratie



figuur 28. Discontinue terugvoer gedurende de dag van retourwater bij een slibbelasting van 0,15 kg BZV/kg d.s.dag, met sturing op een minimale ammonium-concentratie



figuur 29. Discontinue terugvoer gedurende de nacht van retourwater bij een slibbelasting van 0,15 kg BZV/kg d.s.dag, met sturing op een minimale ammonium-concentratie

Bijlage 3

Kostenramingen

- A : uitbreiding, inclusief tussengemaal, 100.000 i.e.
- B : uitbreiding, inclusief tussengemaal, 400.000 i.e.

- C : uitbreiding, exclusief tussengemaal, 100.000 i.e.
- D : uitbreiding, exclusief tussengemaal, 400.000 i.e.

- E : ammoniak-strippen, 100.000 i.e.
- F : ammoniak-strippen, 400.000 i.e.

- G : CAFR-installatie, 100.000 i.e.
- H : CAFR-installatie, 400.000 i.e.

- I : airliftreactor, 100.000 i.e.
- J : airliftreactor, 400.000 i.e.

- K : biorotor-installatie, 100.000 i.e.
- L : biorotor-installatie, 400.000 i.e.

RAMING STICHTINGSKOSTEN UITBREIDING (100.000 i.e.)
bijlage 3 A
(inclusief tussengemaal)

civiele werken		1,263,600
mechanische & elektrische werken		910,000

bouwkosten		2,173,600
onvoorzien	5 %	108,700
inrichtingskosten	2 %	43,500
bijkomende kosten	3 %	65,200

investeringskosten		2,391,000
advieskosten	20 %	478,200

subtotaal (excl. BTW)		2,869,200
BTW	17.5 %	502,100

totaal stichtingskosten (incl. BTW)		3,371,300
AFGEROND		<u>3,370,000</u>

BEREKENING EXPLOITATIEKOSTEN UITBREIDING HUIDIGE INSTALLATIE (100.000 i.e.)
(inclusief tussengemaal)

<u>onderhoudskosten</u>		<u>energie</u>	
percentage civiel	1.0 %	extra zuurstof (33 kg O2/uur)	396 kWh/d
percentage mech./el.	2.0 %	voortstuwer (4 kW)	96 kWh/d
jaarkosten	38,000 f/jaar	recirculatie (5.5 kW)	132 kWh/d
		tussengemaal (2 * 7.5/18 kW)	360 kWh/d
<u>kosten chemicalien</u>		diversen	50 kWh/d
geen	0 f/jaar	prijs per kWh	0.20 f/kWh
		jaarkosten	75,500 f/jaar
<u>afzet restprodukten</u>		<u>bediening</u>	
geen	0 f/jaar	aantal mensen	0.05
		jaarprijs per mens	60,000 f/mens/jaar
		jaarkosten	3,000 f/jaar
		<u>kapitaalslasten</u>	
		levensduur civiel	30 jaar
		levensduur mech./el.	15 jaar
		rentevoet	9.0 %
		annuïteit civiel	9.7 %
		annuïteit mech./el.	12.4 %
		jaarkosten	365,800 f/jaar
		TOTAAL	
		bedrijfsvoeringskosten	116,500 f/jaar
		kapitaalslasten	365,800 f/jaar

		exploitatiekosten	482,300 f/jaar
		AFGEROND	<u>480,000 f/jaar</u>

RAMING STICHTINGSKOSTEN UITBREIDING (400.000 i.e.)
bijlage 3 B
(inclusief tussengemaal)

civiele werken		4,851,600
mechanische & elektrische werken		3,330,860

bouwkosten		8,182,460
onvoorzien	5 %	409,100
inrichtingskosten	2 %	163,600
bijkomende kosten	3 %	245,500

investeringskosten		9,000,660
advieskosten	20 %	1,800,100

subtotaal (excl. BTW)		10,800,800
BTW	17.5 %	1,890,100

totaal stichtingskosten (incl. BTW)		12,690,900
AFGEROND		<u>12,690,000</u>

BEREKENING EXPLOITATIEKOSTEN UITBREIDING HUIDIGE INSTALLATIE (400.000 i.e.)
(inclusief tussengemaal)

<u>onderhoudskosten</u>		<u>energie</u>	
percentage civiel	1.0 %	extra zuurstof (132 kg O2/uur)	1584 kWh/d
percentage mech./el.	2.0 %	voortstuwvers (3*4 kW)	288 kWh/d
jaarkosten	141,800 f/jaar	recirculatie (3*7,5 kW)	540 kWh/d
		tussengemalen (3*2*11/30 kW)	1,584 kWh/d
<u>kosten chemicalien</u>		diversen	100 kWh/d
geen	0 f/jaar	prijs per kWh	0,20 f/kWh
		jaarkosten	295,400 f/jaar
<u>afzet restprodukten</u>		<u>bediening</u>	
geen	0 f/jaar	aantal mensen	0,10
		jaarprijs per mens	60,000 f/mens/jaar
		jaarkosten	6,000 f/jaar
		<u>kapitaalslasten</u>	
		levensduur civiel	30 jaar
		levensduur mech./el.	15 jaar
		rentevoet	9.0 %
		annuïteit civiel	9.7 %
		annuïteit mech./el.	12.4 %
		jaarkosten	1,373,300 f/jaar
		<u>TOTAAL</u>	
		bedrijfsvoeringskosten	443,200 f/jaar
		kapitaalslasten	1,373,300 f/jaar

		exploitatiekosten	1,816,500 f/jaar
		AFGEROND	<u>1,820,000 f/jaar</u>

RAMING STICHTINGSKOSTEN UITBREIDING (100.000 i.e.)
bijlage 3 C

(exclusief tussengemaal)

civiele werken		717,600
mechanische & elektrische werken		540,800

bouwkosten		1,258,400
onvoorzien	5 %	62,900
inrichtingskosten	2 %	25,200
bijkomende kosten	3 %	37,800

investeringskosten		1,384,300
advieskosten	20 %	276,900

subtotaal (excl. BTW)		1,661,200
BTW	17.5 %	290,700

totaal stichtingskosten (incl. BTW)		1,951,900
AFGEROND		<u>1,950,000</u>

BEREKENING EXPLOITATIEKOSTEN UITBREIDING HUIDIGE INSTALLATIE (100.000 i.e.)

(exclusief tussengemaal)

<u>onderhoudskosten</u>		<u>energie</u>	
percentage civiel	1.0 %	extra zuurstof (33 kg O2/uur)	396 kWh/d
percentage mech./el.	2.0 %	voortstuwer (4 kW)	96 kWh/d
jaarkosten	22,200 f/jaar	recirculatie (5.5 kW)	132 kWh/d
		diversen	50 kWh/d
<u>kosten chemicalien</u>		prijs per kWh	0.20 f/kWh
geen	0 f/jaar	jaarkosten	49,200 f/jaar
<u>afzet restprodukten</u>		<u>bediening</u>	
geen	0 f/jaar	aantal mensen	0.05
		jaarprijs per mens	60,000 f/mens/jaar
		jaarkosten	3,000 f/jaar
		<u>kapitaalslasten</u>	
		levensduur civiel	30 jaar
		levensduur mech./el.	15 jaar
		rentevoet	9.0 %
		annuïteit civiel	9.7 %
		annuïteit mech./el.	12.4 %
		jaarkosten	212,400 f/jaar
		<u>TOTAAL</u>	
		bedrijfsvoeringskosten	74,400 f/jaar
		kapitaalslasten	212,400 f/jaar

		exploitatiekosten	286,800 f/jaar
		AFGEROND	<u>290,000 f/jaar</u>

RAMING STICHTINGSKOSTEN UITBREIDING (400.000 i.e.)**bijlage 3 D****(exclusief tussengemaal)**

civiele werken		2,706,600
mechanische & elektrische werken		1,855,100

bouwkosten		4,561,700
onvoorzien	5 %	228,100
inrichtingskosten	2 %	91,200
bijkomende kosten	3 %	136,900

investeringskosten		5,017,900
advieskosten	20 %	1,003,600

subtotaal (excl. BTW)		6,021,500
BTW	17.5 %	1,053,800

totaal stichtingskosten (incl. BTW)		7,075,300
AFGEROND		<u>7,080,000</u>

BEREKENING EXPLOITATIEKOSTEN UITBREIDING HUIDIGE INSTALLATIE (400.000 i.e.)**(exclusief tussengemaal)**

<u>onderhoudskosten</u>		<u>energie</u>	
percentage civiel	1.0 %	extra zuurstof (132 kg O2/uur)	1584 kWh/d
percentage mech./el.	2.0 %	voortstuwers (3*4 kW)	288 kWh/d
jaarkosten	79,100 f/jaar	recirculatie (3*7.5 kW)	540 kWh/d
		diversen	100 kWh/d
<u>kosten chemicalien</u>		prijs per kWh	0.20 f/kWh
geen	0 f/jaar	jaarkosten	179,700 f/jaar
<u>afzet restprodukten</u>		<u>bediening</u>	
geen	0 f/jaar	aantal mensen	0.10
		jaarprijs per mens	60,000 f/mens/jaar
		jaarkosten	6,000 f/jaar
		<u>kapitaalslasten</u>	
		levensduur civiel	30 jaar
		levensduur mech./el.	15 jaar
		rentevoet	9.0 %
		annuïteit civiel	9.7 %
		annuïteit mech./el.	12.4 %
		jaarkosten	765,500 f/jaar
		<u>TOTAAL</u>	
		bedrijfsvoeringskosten	264,800 f/jaar
		kapitaalslasten	765,500 f/jaar

		exploitatiekosten	1,030,300 f/jaar
		AFGEROND	<u>1,030,000 f/jaar</u>

RAMING STICHTINGSKOSTEN N-STRIPPER (100.000 i.e.)

bijlage 3 E

civiele werken		178,800
mechanische & elektrische werken		1,807,000

bouwkosten		1,985,800
onvoorzien	5 %	99,300
inrichtingskosten	2 %	39,700
bijkomende kosten	3 %	59,600

investeringskosten		2,184,400
advieskosten	20 %	436,900

subtotaal (excl. BTW)		2,621,300
BTW	17.5 %	458,700

totaal stichtingskosten (incl. BTW)		3,080,000
AFGEROND		<u>3,080,000</u>

BEREKENING EXPLOITATIEKOSTEN N-STRIPPER (100.000 i.e.)

<u>onderhoudskosten</u>		<u>energie</u>	
percentage civiel	1.0 %	vermogen diversen	570 kWh/d
percentage mech./el.	3.0 %	prijs per kWh	0.20 f/kWh
jaarkosten	70,000 f/jaar	jaarkosten	41,600 f/jaar
<u>kosten chemicalien</u>		<u>bediening</u>	
totaal (incl. BTW)	167,400 f/jaar	aantal mensen	0.25 man/jaar/jaar
zwavelzuur		jaarprijs per mens	60,000 f/mens/jaar
-----		jaarkosten	15,000 f/jaar
benodigd	124 ton/jaar	<u>kapitaalslasten</u>	
zuiverheid	96 %	levensduur civiel	30 jaar
prijs per ton	175 f/ton	levensduur mech./el.	15 jaar
jaarkosten (excl. BTW)	22,600 f/jaar	rentevoet	9.0 %
natriumhydroxyde		annuïteit civiel	9.7 %
-----		annuïteit mech./el.	12.4 %
benodigd	143 ton/jaar	jaarkosten	373,300 f/jaar
zuiverheid	25 %	<u>TOTAAL</u>	
prijs per ton	210 f/ton	bedrijfsvoeringskosten	298,700 f/jaar
jaarkosten (excl. BTW)	119,900 f/jaar	kapitaalslasten	373,300 f/jaar
<u>afzet restprodukten</u>		-----	
slib naar slibverwerking	7 ton d.s./jaar	exploitatiekosten	672,000 f/jaar
kosten afzet slib	650 f/ton d.s.	AFGEROND	<u>670,000 f/jaar</u>
ammoniumsulfaat	140 ton/jaar		
kosten afzet (NH4)2SO4	0 f/ton		
jaarkosten	4,700 f/jaar		

RAMING STICHTINGSKOSTEN N-STRIPPER (400.000 i.e.)

bijlage 3 F

civiele werken		471,600
mechanische & elektrische werken		2,597,500

bouwkosten		3,069,100
onvoorzien	5 %	153,500
inrichtingskosten	2 %	61,400
bijkomende kosten	3 %	92,100

investeringskosten		3,376,100
advieskosten	20 %	675,200

subtotaal (excl. BTW)		4,051,300
BTW	17.5 %	709,000

totaal stichtingskosten (incl. BTW)		4,760,300
AFGEROND		<u>4,760,000</u>

BEREKENING EXPLOITATIEKOSTEN N-STRIPPER (400.000 i.e.)

<u>onderhoudskosten</u>		<u>energie</u>	
percentage civiel	1.0 %	vermogen diversen	2,280 kWh/d
percentage mech./el.	3.0 %	prijs per kWh	0.20 f/kWh
jaarkosten	103,000 f/jaar	jaarkosten	166,400 f/jaar
<u>kosten chemicalien</u>		<u>bediening</u>	
totaal (incl. BTW)	669,600 f/jaar	aantal mensen	0.50 manjaar/jaar
		jaarprijs per mens	60,000 f/mens/jaar
zwavelzuur		jaarkosten	30,000 f/jaar

benodigd	496 ton/jaar	<u>kapitaalslasten</u>	
zuiverheid	96 %	levensduur civiel	30 jaar
prijs per ton	175 f/ton	levensduur mech./el.	15 jaar
jaarkosten (excl. BTW)	90,400 f/jaar	rentevoet	9.0 %
		annuïteit civiel	9.7 %
<u>natriumhydroxyde</u>		annuïteit mech./el.	12.4 %
-----		jaarkosten	569,200 f/jaar
benodigd	571 kg/d		
zuiverheid	25 %	<u>TOTAAL</u>	
prijs per ton	210 f/ton	bedrijfsvoeringskosten	988,000 f/jaar
jaarkosten (excl. BTW)	479,500 f/jaar	kapitaalslasten	569,200 f/jaar

<u>afzet restproducten</u>		exploitatiekosten	1,557,200 f/jaar
slib naar slibverwerking	80 kg d.s./d	AFGEROND	<u>1,560,000 f/jaar</u>
kosten afzet slib	650 f/ton d.s.		
ammoniumsulfaat	560 ton/jaar		
kosten afzet (NH4)2SO4	0 f/ton		
jaarkosten	19,000 f/jaar		

RAMING STICHTINGSKOSTEN CAFR-INSTALLATIE (100.000 i.e.)
bijlage 3 G

civiele werken		377,000
mechanische & elektrische werken		1,279,500

bouwkosten		1,656,500
onvoorzien	5 %	82,800
inrichtingskosten	2 %	33,100
bijkomende kosten	3 %	49,700

investeringskosten		1,822,100
advieskosten	20 %	364,400

subtotaal (excl. BTW)		2,186,500
BTW	17.5 %	382,600

totaal stichtingskosten (incl. BTW)		2,569,100
AFGEROND		<u>2,570,000</u>

BEREKENING EXPLOITATIEKOSTEN CAFR-INSTALLATIE (100.000 i.e.)

<u>onderhoudskosten</u>		<u>afzet restproducten</u>	
percentage civiel	1.0 %	MAP-slurry	155 ton/jaar
percentage mech./el.	3.0 %	kosten afzet MAP	0 f/ton
jaarkosten	52,400 f/jaar	ammoniumsulfaat	100 ton/jaar
		kosten afzet (NH4)2SO4	0 f/ton
<u>kosten chemicalien</u>		jaarkosten	0 f/jaar
totaal (incl. BTW)	196,200 f/jaar		
		<u>energie</u>	
magnesium-oxide		verbruik aardgas	73 m3/d
-----		prijs aardgas	0.53 f/m3
benodigd	24 ton/jaar	vermogen diversen	100 kWh/d
zuiverheid	96 %	prijs per kWh	0.20 f/kWh
prijs per ton	390 f/ton	jaarkosten	21,400 f/jaar
jaarkosten (excl. BTW)	9,700 f/jaar		
		<u>bediening</u>	
fosforzuur		aantal mensen	0.25 man/jaar/jaar
-----		jaarprijs per mens	60,000 f/mens/jaar
benodigd	58 ton/jaar	jaarkosten	15,000 f/jaar
zuiverheid	75 %		
prijs per ton	375 f/ton	<u>kapitaalslasten</u>	
jaarkosten (excl. BTW)	28,800 f/jaar	levensduur civiel	30 jaar
		levensduur mech./el.	15 jaar
natriumhydroxyde		rentevoet	9.0 %
-----		annuïteit civiel	9.7 %
benodigd	137 ton/jaar	annuïteit mech./el.	12.4 %
zuiverheid	25 %	jaarkosten	302,300 f/jaar
prijs per ton	210 f/ton		
jaarkosten (excl. BTW)	115,200 f/jaar	<u>TOTAAL</u>	
		bedrijfsvoeringskosten	285,000 f/jaar
zwavelzuur		kapitaalslasten	302,300 f/jaar
-----			-----
benodigd	73 ton/jaar	exploitatiekosten	587,300 f/jaar
zuiverheid	96 %	AFGEROND	<u>590,000 f/jaar</u>
prijs per ton	175 f/ton		
jaarkosten (excl. BTW)	13,300 f/jaar		

RAMING STICHTINGSKOSTEN CAFR-INSTALLATIE (400.000 i.e.)

bijlage 3 H

civiele werken		639,600
mechanische & elektrische werken		1,669,800

bouwkosten		2,309,400
onvoorzien	5 %	115,500
inrichtingskosten	2 %	46,200
bijkomende kosten	3 %	69,300

investeringskosten		2,540,400
advieskosten	20 %	508,100

subtotaal (excl. BTW)		3,048,500
BTW	17.5 %	533,500

totaal stichtingskosten (incl. BTW)		3,582,000
AFGEROND		<u>3,580,000</u>

BEREKENING EXPLOITATIEKOSTEN CAFR-INSTALLATIE (400.000 i.e.)

<u>onderhoudskosten</u>		<u>afzet restprodukten</u>	
percentage civiel	1.0 %	MAP-slurry	620 ton/jaar
percentage mech./el.	3.0 %	kosten afzet MAP	0 f/ton
jaarkosten	70,000 f/jaar	ammoniumsulfaat	400 ton/jaar
		kosten afzet (NH4)2SO4	0 f/ton
<u>kosten chemicalien</u>		jaarkosten	0 f/jaar
totaal (incl. BTW)	784,400 f/jaar		
		<u>energie</u>	
magnesium-oxide		verbruik aardgas	292 m3/d
-----		prijs aardgas	0.53 f/m3
benodigd	95 ton/jaar	vermogen diversen	200 kWh/d
zuiverheid	96 %	prijs per kWh	0.20 f/kWh
prijs per ton	390 f/ton	jaarkosten	71,200 f/jaar
jaarkosten (excl. BTW)	38,700 f/jaar		
		<u>bediening</u>	
fosforzuur		aantal mensen	0.50 manjaar/jaar
-----		jaarprijs per mens	60,000 f/mens/jaar
benodigd	230 ton/jaar	jaarkosten	30,000 f/jaar
zuiverheid	75 %		
prijs per ton	375 f/ton	<u>kapitaalslasten</u>	
jaarkosten (excl. BTW)	115,000 f/jaar	levensduur civiel	30 jaar
		levensduur mech./el.	15 jaar
natriumhydroxyde		rentevoet	9.0 %
-----		annuïteit civiel	9.7 %
benodigd	548 ton/jaar	annuïteit mech./el.	12.4 %
zuiverheid	25 %	jaarkosten	416,900 f/jaar
prijs per ton	210 f/ton		
jaarkosten (excl. BTW)	460,700 f/jaar	<u>TOTAAL</u>	
		bedrijfsvoeringskosten	955,600 f/jaar
zwavelzuur		kapitaalslasten	416,900 f/jaar
-----			-----
benodigd	292 ton/jaar	exploitatiekosten	1,372,500 f/jaar
zuiverheid	96 %	AFGEROND	<u>1,370,000 f/jaar</u>
prijs per ton	175 f/ton		
jaarkosten (excl. BTW)	53,200 f/jaar		

RAMING STICHTINGSKOSTEN AIRLIFT (100.000 i.e.)
bijlage 3 I

civiele werken		201,500
mechanische & elektrische werken		742,300

bouwkosten		943,800
onvoorzien	5 %	47,200
inrichtingskosten	2 %	18,900
bijkomende kosten	3 %	28,300

investeringskosten		1,038,200
advieskosten	20 %	207,600

subtotaal (excl. BTW)		1,245,800
BTW	17.5 %	218,000

totaal stichtingskosten (incl. BTW)		1,463,800
AFGEROND		<u>1,460,000</u>

BEREKENING EXPLOITATIEKOSTEN AIRLIFT (100.000 i.e.)

<u>onderhoudskosten</u>		<u>energie</u>	
percentage civiel	1.0 %	pompen, beluchting (25 kW)	600 kWh/d
percentage mech./el.	2.0 %	prijs per kWh	0.20 f/kWh
jaarkosten	20,900 f/jaar	jaarkosten	43,800 f/jaar
<u>kosten chemicalien</u>		<u>bediening</u>	
totaal (incl. BTW)	89,300 f/jaar	aantal mensen	0.10
<u>natriumhydroxyde</u>		jaarprijs per mens	60,000 f/mens/jaar
-----		jaarkosten	6,000 f/jaar
<u>benodigd</u>	91 ton/jaar	<u>kapitaalslasten</u>	
zuiverheid	25 %	levensduur civiel	30 jaar
prijs per ton	210 f/ton	levensduur mech./el.	15 jaar
jaarkosten (excl. BTW)	76,000 f/jaar	rentevoet	9.0 %
<u>afzet restprodukten</u>		annuïteit civiel	9.7 %
geen	0 f/jaar	annuïteit mech./el.	12.4 %
		jaarkosten	172,800 f/jaar
		<u>TOTAAL</u>	
		bedrijfsvoeringskosten	160,000 f/jaar
		kapitaalslasten	172,800 f/jaar

		exploitatiekosten	332,800 f/jaar
		AFGEROND	<u>330,000 f/jaar</u>

RAMING STICHTINGSKOSTEN AIRLIFT (400.000 i.e.)

bijlage 3 J

civiele werken		426,400
mechanische & elektrische werken		1,189,500

bouwkosten		1,615,900
onvoorzien	5 %	80,800
inrichtingskosten	2 %	32,300
bijkomende kosten	3 %	48,500

investeringskosten		1,777,500
advieskosten	20 %	355,500

subtotaal (excl. BTW)		2,133,000
BTW	17.5 %	373,300

totaal stichtingskosten (incl. BTW)		2,506,300
AFGEROND		<u>2,510,000</u>

BEREKENING EXPLOITATIEKOSTEN AIRLIFT (400.000 i.e.)

<u>onderhoudskosten</u>		<u>energie</u>	
percentage civiel	1.0 %	pompen, beluchting (100 kW)	2400 kWh/d
percentage mech./el.	2.0 %	prijs per kWh	0.20 f/kWh
jaarkosten	34,800 f/jaar	jaarkosten	175,200 f/jaar
<u>kosten chemicalien</u>		<u>bediening</u>	
totaal (incl. BTW)	357,300 f/jaar	aantal mensen	0.20
<u>natriumhydroxyde</u>		jaarprijs per mens	60,000 f/mens/jaar
-----		jaarkosten	12,000 f/jaar
benodigd	362 ton/jaar	<u>kapitaalslasten</u>	
zuiverheid	25 %	levensduur civiel	30 jaar
prijs per ton	210 f/ton	levensduur mech./el.	15 jaar
jaarkosten (excl. BTW)	304,100 f/jaar	rentevoet	9.0 %
<u>afzet restprodukten</u>		annuïteit civiel	9.7 %
geen	0 f/jaar	annuïteit mech./el.	12.4 %
		jaarkosten	292,500 f/jaar
		<u>TOTAAL</u>	
		bedrijfsvoeringskosten	579,300 f/jaar
		kapitaalslasten	292,500 f/jaar

		exploitatiekosten	871,800 f/jaar
		AFGEROND	<u>870,000 f/jaar</u>

RAMING STICHTINGSKOSTEN BIOROTOR (100.000 i.e.)

bijlage 3 K

civiele werken		162,000
mechanische & elektrische werken		2,383,600

bouwkosten		2,545,600
onvoorzien	5 %	127,300
inrichtingskosten	2 %	50,900
bijkomende kosten	3 %	76,400

investeringskosten		2,800,200
advieskosten	20 %	560,000

subtotaal (excl. BTW)		3,360,200
BTW	17.5 %	588,000

totaal stichtingskosten (incl. BTW)		3,948,200
AFGEROND		<u>3,950,000</u>

BEREKENING EXPLOITATIEKOSTEN BIOROTOR (100.000 i.e.)

<u>onderhoudskosten</u>		<u>energie</u>	
percentage civiel	1.0 %	biorotor (6 * 2,2 kW)	320 kWh/d
percentage mech./el.	2.0 %	prijs per kWh	0.20 f/kWh
jaarkosten	61,700 f/jaar	jaarkosten	23,400 f/jaar
<u>kosten chemicalien</u>		<u>bediening</u>	
totaal (incl. BTW)	89,300 f/jaar	aantal mensen	0.10
natriumhydroxyde		jaarprijs per mens	60,000 f/mens/jaar
		jaarkosten	6,000 f/jaar
<u>benodigd</u>		<u>kapitaalslasten</u>	
zuiverheid	91 ton/jaar	levensduur civiel	30 jaar
prijs per ton	25 %	levensduur mech./el.	15 jaar
jaarkosten	210 f/ton	rentevoet	9.0 %
	76,000 f/jaar	annuïteit civiel	9.7 %
<u>afzet restprodukten</u>		annuïteit mech./el.	12.4 %
geen	0 f/jaar	jaarkosten	481,300 f/jaar
		<u>TOTAAL</u>	
		bedrijfsvoeringskosten	180,400 f/jaar
		kapitaalslasten	481,300 f/jaar

		exploitatiekosten	661,700 f/jaar
		AFGEROND	<u>660,000 f/jaar</u>

RAMING STICHTINGSKOSTEN BIOROTOR (400.000 i.e.)

bijlage 3 L

civiele werken		144,000
mechanische & elektrische werken		8,677,600

bouwkosten		8,821,600
onvoorzien	5 %	441,100
inrichtingskosten	2 %	176,400
bijkomende kosten	3 %	264,600

investeringskosten		9,703,700
advieskosten	20 %	1,940,700

subtotaal (excl. BTW)		11,644,400
BTW	17.5 %	2,037,800

totaal stichtingskosten (incl. BTW)		13,682,200
AFGEROND		<u>13,680,000</u>

BEREKENING EXPLOITATIEKOSTEN BIOROTOR (400.000 i.e.)

<u>onderhoudskosten</u>		<u>energie</u>	
percentage civiel	1.0 %	biorotor (24 * 2,2 kW)	1280 kWh/d
percentage mech./el.	2.0 %	prijs per kWh	0.20 f/kWh
jaarkosten	219,800 f/jaar	jaarkosten	93,400 f/jaar
<u>kosten chemicalien</u>		<u>bediening</u>	
totaal (incl. BTW)	357,300 f/jaar	aantal mensen	0.20
<u>natriumhydroxyde</u>		jaarprijs per mens	60,000 f/mens/jaar
		jaarkosten	12,000 f/jaar
benodigd	362 ton/jaar	<u>kapitaalslasten</u>	
zuiverheid	25 %	levensduur civiel	30 jaar
prijs per ton	210 f/ton	levensduur mech./el.	15 jaar
jaarkosten	304,100 f/jaar	rentevoet	9.0 %
<u>afzet restprodukten</u>		annuïteit civiel	9.7 %
geen	0 f/jaar	annuïteit mech./el.	12.4 %
		jaarkosten	1,684,600 f/jaar
		<u>TOTAAL</u>	
		bedrijfsvoeringskosten	682,500 f/jaar
		kapitaalslasten	1,684,600 f/jaar

		exploitatiekosten	2,367,100 f/jaar
		AFGEROND	<u>2,370,000 f/jaar</u>

**PUBLIKATIREEKS "TOEKOMSTIGE GENERATIE
RIOOLWATERZUIVERINGSINRICHTINGEN RWZI 2000"¹**

- 1 "Behandeling van stedelijk afvalwater in de toekomst"
Een haalbaarheidsonderzoek. I. Eindrapport II. Werkrapport
RIZA, TNO-Maatschappelijke Technologie en Witteveen & Bos Raadgevende
ingenieurs
Juli 1986
- 2 "Toekomstige generatie rioolwaterzuiveringsinrichtingen; RWZI 2000"
Onderzoekplan
RIZA, STORA
Januari 1988
- 3 "Jaarverslag 1988"
RIZA, STORA
Maart 1989
- 4 "Slibontwatering; een voorstudie"
TU-Delft, TU-Eindhoven
RWZI 2000 89-01
Januari 1989
- 5 "Knelpunten bij de invoering van defosfatering"
Witteveen & Bos Raadgevende ingenieurs
RWZI 2000 89-02
April 1989
- 6 "Selectieve verwijdering van zware metalen uit ruw rioolwater met behulp van
een magneetsysteem"
Smit-Nymegen, TNO-Maatschappelijke Technologie
RWZI 2000 89-03
Oktober 1989
- 7 "Verwijdering van zware metalen uit zuiveringsslib door elektrolyse"
TNO-Maatschappelijke Technologie
RWZI 2000 89-04
Oktober 1989

¹ Te bestellen bij:
STOWA, Postbus 8090, 3503 RB Utrecht
tel. 030-321199

- 8 "Hydrolyse van zuiveringsslib in combinatie met anaërobe vergisting"
TNO-Maatschappelijke Technologie
RWZI 2000 89-05
Oktober 1989
- 9 "Het drogen van zuiveringsslib met het Carver-Greenfieldproces"
TNO-Maatschappelijke Technologie, Witteveen & Bos Raadgevende
ingenieurs
RWZI 2000 89-06
December 1989
- 10 "Natte oxydatie van zuiveringsslib met het Vertech-systeem"
TNO-Maatschappelijke Technologie, Witteveen & Bos Raadgevende
ingenieurs
RWZI 2000 89-07
December 1989
- 11 "Symposium "RWZI 2000" d.d. 5 oktober 1989"
RIZA, STORA
RWZI 2000 89-08
December 1989
- 12 "Jaarverslag 1989"
RIZA, STORA
RWZI 2000 90-01
Maart 1990
- 13 "AB-Systemen; een inventarisatie"
DHV Raadgevend Ingenieursbureau BV
RWZI 2000 90-02
September 1990
- 14 "Vergisting van aëroob gestabiliseerd slib"
DHV Raadgevend Ingenieursbureau BV
RWZI 2000 90-03
Augustus 1990
- 15 "Het afleiden van procestechnologische relaties uit bedrijfsgegevens van rwzi's"
DHV Raadgevend Ingenieursbureau BV
RWZI 2000 90-04
December 1990
- 16 "Automatische regeling van het slibgehalte in beluchtingstanks"
Adviebureau BKH
RWZI 2000 90-05
September 1990

- 17 "Verkenning Bio-Denitro/Bio-Denipho"
Witteveen & Bos Raadgevende ingenieurs
RWZI 2000 90-06
Juni 1990
- 18 "Linpor-sponsjes als dragermateriaal bij de aërobe zuivering van rioolwater"
TNO-Maatschappelijke Technologie
RWZI 2000 90-07
Oktober 1990
- 19 "Jaarverslag 1990"
RIZA, STORA
RWZI 2000 91-01
Maart 1991
- 20 "Deep Shaft-systemen; een inventarisatie"
DHV Raadgevend Ingenieursbureau BV
RWZI 2000 91-02
Maart 1991
- 21 "Perspectives for the utilization of membrane-assisted sludge retention in municipal waste water treatment plants"
A feasibility study
RU-Groningen
RWZI 2000 91-03
Juni 1991
- 22 "Jaarverslag 1991"
RIZA, STOWA
RWZI 2000 92-01
Maart 1992
- 23 "Vergisten van zuiveringsslib; een vergelijking tussen thermofiele en mesofiele slibgisting"
Haskoning B.V., RIZA, LU-Wageningen, DHV Water B.V.
RWZI 2000 92-02
Maart 1992
- 24 "First Dutch-Japanese workshop on the treatment of municipal waste water;
8-11 april 1991, Heelsum, The Netherlands. Part I and part II.
RIZA, STOWA, TU-Delft
RWZI 2000 92-03
Maart 1992

- 25 "Biologische fosfaatverwijdering in combinatie met een korrelreactor"
LU-Wageningen, DHV Water B.V.
RWZI 2000 92-04
Augustus 1992
- 26 "Anaërobe behandeling van stedelijk afvalwater in Nederland"
Covernota van het uitgevoerde onderzoek 1976 - 1991
LU-Wageningen, Haskoning B.V.
RWZI 2000 92-05
Mei 1992
- 27 "Vergaande nutriëntenverwijdering op een zeer laagbelaste aktiefslibinstallatie"
Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, Grontmij N.V.
RWZI 2000 92-06
Oktober 1992
- 28 "Ontwikkeling van een slib-op-drager systeem voor de aërobe zuivering van stedelijk afvalwater"
Fase II: Onderzoek naar de processtabiliteit en optimalisatie van het zuiveringsrendement.
TNO-IMW
RWZI 2000 92-07
Oktober 1992
- 29 "Behandeling van stedelijk afvalwater met het Multireactor-systeem"
Multireactor B.V.
RWZI 2000 92-08
November 1992
- 30 "Stikstofverwijdering uit interne stromen op rwzi's"
DHV Water B.V.
RWZI 2000 92-09
december 1992