740 NN 08201 740 C

Eliminatie van stikstof uit afvalwater door denitrificatie

A. Klapwijk

NN08201.740

A. Klapwijk

Eliminatie van stikstof uit afvalwater door denitrificatie

Proefschrift
ter verkrijging van de graad van
doctor in de landbouwwetenschappen,
op gezag van de rector magnificus,
dr. H.C. van der Plas,
hoogleraar in de organische scheikunde,
in het openbaar te verdedigen
op woensdag 8 november 1978
des namiddags te vier uur in de aula
van de Landbouwhogeschool te Wageningen

Centrum voor landbouwpublikaties en landbouwdocumentatie

Wageningen - 1978

Abstract

Klapwijk, A. (1978) Eliminatie van stikstof uit afvalwater door denitrificatie / Elimination of nitrogen from sewage by denitrification. Doctoral thesis, Wageningen. (x) + 132 p., 52 figs, 36 tables, 81 refs, Eng. and Dutch summaries.
Also: Versl. landbouwk. Onderz. (Agric. Res. Rep.) 878.

A study was made on the use of denitrification to improve the conventional purification of sewage. Denitrification, the elimination of nitrogen, saves oxygen needed for elimination of organic compounds.
The kinetics was studied of the activated sludge with either nitrate or oxygen as electron acceptor. The overall rate of substrate removal was almost the same in both systems. The gross sludge yield with nitrate seems to be somewhat more than with oxygen. A one-sludge system with intermittent denitrification was studied on laboratoryscale and in a pilot plant. A high rate of removal of nitrogen was attainable with that system, if in the unaerated phase of the cycle all the sewage flowed into the reactor.
In the study with a two-sludge system with preliminary denitrification, an upflow reactor without carrier material was used for denitrification. A model is presented to calculate the mass concentration of nitrate and of chemical oxygen demand in the effluent of the nitrification and denitrification reactor. In several circumstances, part of the sewage should flow directly into the nitrification reactor. This can be calculated with the model, if certain characteristics of the particular sewage are measured.
A study was made of the use of an upflow reactor for purification of sewage with added nitrate in an upflow reactor. A high mass concentration of suspended solids (30/g/l) could be maintained. The removal of chemical oxygen demand was about 70% with a sludge load ($\Delta m_{COD}/m_{B,COD}\ \Delta t$) of 0,18 g/g d.

Free descriptors: activated sludge process, kinetics of substrate elimination biological waste treatment, models of sewage purification, fluidized bed reactor, intermittently aerated reactor, nitrate, oxygen, chemical oxygen demand.

This thesis will also be published as Agricultural Research Reports 878.

©Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen, 1978.

No part of this book may be reproduced or published in any form, by print, photoprint, microfilm or any other means without written permission from the publishers.

Stellingen

1. Indien de eliminatie van een mengsel organische stoffen, gemeten aan een collectieve parameter, in actief-slib met een afgeleide-Monod-betrekking beschreven kan worden, is K_S recht evenredig met de beginconcentratie aan organische stoffen.

Dit proefschrift.

2. Stover en Kincannon concluderen ten onrechte, dat er in een twee-traps actief-slib-inrichting meer slib wordt geproduceerd dan in een één-traps actief-slibinrichting.

E.L. Stover & D.F. Kincannon, 1976. One-versus two-stage nitrification in the activated sludge process. Journal of the Water Pollution Control Federation 48.645-651.

3. De door Riemer en Harremoës berekende pH-waarden van 8.5 - 9.5 in een denitrificerende biofilm gelden slechts voor organische substraten met een CZV/TOC-verhouding van meer dan 3 1/3.

M. Riemer & P. Harremoës, 1978. Multi-component diffusion in denitrifying biofilms. 9th International Conference on Water Pollution Research, Stockholm, 1978, p. 149-165.

4. De theorie van Arvin, dat de aanzienlijke fosfaateliminatie waargenomen in actief-slibinrichtingen in gebieden met zacht leidingwater toegeschreven moet worden aan precipitatie van calciumfosfaat in een denitrificerende biofilm, is niet houdbaar.

E. Arvin, 1978. Calcium phosphate precipitation in a denitrifying biofilm - the conceptual basis. IAWPR Workshop on Kinetics in Waste Water Treatment, Kopenhagen, 1978.

5. Fysisch-chemische factoren spelen een belangrijke rol bij het ontstaan van goed bezinkbaar actief-slib in een propstroom-reactor en slecht bezinkbaar actief-slib in een volledig gemengde reactor.

J.H. Rensink, K. Jellema & T. Ywema, 1977. De invloed van de substraatgradiënt op het ontstaan van licht slib. H_2O 10: 338-340.

6. Adsorptie van gelatine op gevlokte poederkool vergroot de lading van de kooldeeltjes en veroorzaakt daardoor ontvlokking.

G. Lettinga, W.A. Beverloo & W.C. van Lier, 1977. The use of flocculated powdered activated carbon in water treatment. International Conference on Advanced Treatment and Reclamtion of Waste Water, Johannesburg, 1977.

7. Handley maakt in de afleiding van de formule voor de berekening van de toelaatbare stof-oppervlaktebelasting van continue indikkers een fundamentele vergissing.

J. Handley, 1974. Sedimentation: An introduction to solids flux theory. Water Pollution Control 73: 230-240.

8. In tegenstelling tot hetgeen Dawes en Ribbons suggereren, is op eenvoudige wijze experimenteel te bepalen of na toevoegen van substraat aan micro-organismen de endogene ademhaling doorgaat of niet.

E.A. Dawes & D.W. Ribbons, 1962. The endogenous metabolism of microorganisms. Annual Review of Microbiology 16: 241-264.

9. De overweging, dat de onttrekker van grond- en oppervlaktewater er tevens voor verantwoordelijk geacht moet worden, dat het water na gebruik weer een voor lozing aanvaardbare kwaliteit verkrijgt, is een belangrijker motief voor samenvoegen van de taken van afvalwaterzuivering en drinkwaterbereiding dan de technische overeenkomst tussen beiden.

10. Een heffing op lozing van zware metalen geeft voedsel aan een verkeerde interpretatie van het beginsel: de vervuiler betaalt.

11. De vraagstukken van milieuvervuiling en van energie- en grondstoffenvoorziening verliezen hun dodelijke angel in de verwachting van een nieuwe hemel en een nieuwe aarde.

Openbaring.

12. Eindeloze energie bestaat niet.

E. Lysen, 1977. Eindeloze energie. Het Spectrum, Utrecht/Antwerpen.

13. Uit de handelwijze van Chef en Jochem om de verkoop van jenever op te voeren valt af te leiden dat verhoging van de energieprijs geen beperking in het energieverbruik zal opleveren.

Herman de Man, 1974. De kleine wereld, 8ste druk, Em. Querido's Uitg., Amsterdam p. 90-102.

Woord vooraf

De studie over eliminatie van stikstof uit afvalwater is met medewerking van verschillende personen tot stand gekomen. Het onderwerp is gekozen op advies van prof.dr. P.G. Fohr en door hem is het onderzoek begeleid. Van dr.ir. G. Lettinga is het idee afkomstig de denitrificatie uit te voeren in een opwaarts doorstroomde kolom zonder dragermateriaal voor het actief-slib. Een deel van de experimenten is uitgevoerd door mw S.A. Alkema-Boudesteijn en mw J.A. Jacobs. Voorts hebben ir. L.J.E. Duysens, ir. W.J. Homans, ir. F. Jansen, C. Jol, ir. J. Leentvaar, ir. H.J. ter Maat en ir. E.J. Remmelzwaal in het kader van hun doctoraal studie meegewerkt aan dit onderzoek.

De apparatuur voor dit onderzoek is gemaakt door A. van Amersfoort en door medewerkers van de Centrale Dienst van het Biotechnion. De tekeningen voor dit proefschrift zijn vervaardigd door C. Rijpma en M. Schimmel. Mw N.Th.J. Verhoeff-van den Bosch heeft het manuscript getypt. Ir. J. van den Heuvel van het Pudoc verzorgde de boekuitgave van het proefschrift.

Allen die meegewerkt hebben aan deze publicatie zeg ik hierbij hartelijk dank.

Curriculum vitae

De auteur is op 9 juni 1944 geboren te Capelle aan den IJssel. Van 1956 tot 1961 bezocht hij de 1ste Christelijke HBS te Rotterdam. Na het behalen van het diploma HBS-B volgde de studie aan de Landbouwhogeschool te Wageningen. In 1968 werd het ingenieursdiploma in de landbouwwetenschappen (studierichting cultuurtechniek, specialisatie waterzuivering) behaald. Het vakkenpakket in de ingenieursfase bestond uit waterzuivering, microbiologie, fysische en kolloïdchemie en agrarisch recht. Vanaf 1968 is de auteur medewerker van de Vakgroep waterzuivering van de Landbouwhogeschool. Het promotieonderzoek werd onder leiding van prof.dr. P.G. Fohr verricht.

Het huidige adres is Langhoven 44, 6721 SK Bennekom.

Inhoud

1	*Inleiding*	1
2	*Literatuur*	3
3	*De kinetiek van denitrificerend actief-slib*	9
3.1	Inleiding	9
3.2	De kinetiek van het aërobe actief-slib	9
3.2.1	Het kinetisch model voor een reincultuur gevoed met een enkelvoudig substraat	10
3.2.2	Modellen voor de substraateliminatie door actief-slib	12
3.2.3	Discussie en conclusie	16
3.3	Een literatuuroverzicht over de kinetiek van denitrificerend actief-slib in vergelijking tot aëroob actief-slib	20
3.4	De behandeling van synthetisch afvalwater met nitraat en met zuurstof in een geautomatiseerde opstelling voor ladingsgewijze voeding	22
3.4.1	Materiaal en methode	22
3.4.2	Resultaten	25
3.5	Eenmalige ladingsgewijze experimenten met denitrificerend en met aëroob actief-slib	29
3.5.1	Materiaal en methode	30
3.5.2	Resultaten	31
3.5.2.1	Substraat: caseïne	31
3.5.2.2	Substraat: lactose	33
3.5.2.3	Substraat: gelatine	35
3.5.2.4	Substraat: oplosbaar zetmeel	38
3.6	Discussies en conclusies	42
3.6.1	Primaire eliminatie	42
3.6.2	Substraateliminatiesnelheid	43
3.6.3	Slibopbrengstcoëfficiënt	44
3.6.4	Endogene slibvertering	46
3.6.5	Samenvatting	48
4	*Het voorkomen van denitrificerende micro-organismen in actief-slib*	49
4.1	Inleiding	49
4.2	Materiaal en methode	49
4.3	Resultaten	50
4.4	Conclusie	54

5 *De vorming en het behoud van denitrificerend actief-slib* 56
5.1 Inleiding 56
5.2 Materiaal en methode 56
5.3 Resultaten en discussie 57
5.4 Conclusie 59

6 *N-eliminatie in een alternerend beluchte actief-slibinrichting* 61
6.1 Inleiding 61
6.2 Een model voor de N-huishouding in een alternerend beluchte actief-slibinrichting 62
6.2.1 De actief-slibinrichting 62
6.2.2 De processen in een alternerend beluchte actief-slibinrichting 63
6.2.3 De parameters 64
6.2.4 Een model voor de N-huishouding 65
6.2.4.1 Een model voor de N-huishouding bij aanvoer van afvalwater zowel in de aërobe periode als in de anaërobe periode 65
6.2.4.2 Een model voor de N-huishouding in een alternerend beluchte reactor met uitsluitend aanvoer van afvalwater tijdens de niet-beluchte periode 68
6.3 Experimenten op laboratoriumschaal met synthetisch afvalwater 72
6.3.1 Materialen en methode 72
6.3.2 Resultaten 73
6.3.2.1 De nitrificatiecapaciteit 73
6.3.2.2 De ammoniumopname voor inbouw in celmateriaal 74
6.3.2.3 Nitraatopname per hoeveelheid aangevoerd substraat 75
6.3.2.4 De massaconcentratie van ammonium en nitraat in het effluent van de alternerend beluchte reactor 75
6.3.2.5 Verloop nitraatgehalte en ammoniumgehalte in een alternerend beluchte reactor 77
6.3.3 Conclusie 79
6.4 Experimenten met huishoudelijk afvalwater op semi-technische schaal 80
6.4.1 Materiaal en methode 80
6.4.2 Resultaten 81
6.4.2.1 De nitrificerende capaciteit 81
6.4.2.2 De hoeveelheid stikstof in het afvalwater beschikbaar voor nitrificatie 81
6.4.2.3 Denitrificerende capaciteit, opname nitraat per mg geëlimineerde CZV 83
6.4.2.4 Alternerend beluchten met continue aanvoer van afvalwater 84
6.4.2.5 Alternerend beluchten met aanvoer van afvalwater uitsluitend tijdens de anaërobe periode 86
6.5 Dimensionering van een alternerend beluchte actief-slibinrichting 88
6.5.1 Nitrificatie 88
6.5.2 Denitrificatie 88
6.5.3 Tijdsduur van de cyclus 89
6.5.4 Dimensionering van een alternerend beluchte actief-slibinrichting 89

6.5.5 Vergelijking alternerend nitrificatie/denitrificatie met voor-denitrificatie 90

7 Het twee-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie 93

7.1 Een model voor de N- en CZV-huishouding in een twee-slibsoorten-systeem 95

7.1.1 Materiaal en methode 98

7.1.2 Resultaten 100

7.1.3 Discussie en conclusie 104

7.2 De zuivering van nitraathoudend huishoudelijk afvalwater in een opwaarts doorstroomde reactor 105

7.2.1 Materiaal en methode 105

7.2.2 Resultaten 105

7.2.3 Discussie en conclusie 110

7.3 Conclusie 112

Samenvatting 114

Summary

Elimination of nitrogen from sewage by denitrification 119

Literatuur 123

Lijst van indices, symbolen en afkortingen 126

1 Inleiding

In het algemeen wordt in lozingsvergunningen de eis gesteld dat het te lozen afvalwater geen of weinig zuurstofbindende stoffen mag bevatten. Dit betekent dat de rioolwaterzuiveringsinrichting tenminste in staat moet zijn om zowel vaste en opgeloste, biodegradeerbare organische stoffen te elimineren als organisch gebonden stikstof en ammonium om te zetten in nitraat.

Er is nog steeds een discussie gaande over de vraag of lozing van (geoxydeerde) stikstofverbindingen in het oppervlaktewater al dan niet toelaatbaar is. Lozing van stikstofverbindingen is - zo wordt gesteld - mede bepalend voor het optreden van algengroei in het oppervlaktewater. Op grond hiervan is er een streven de lozing van (geoxydeerde) stikstofverbindingen in het oppervlaktewater te beperken. Van Kessel (1976) is tot de conclusie gekomen dat het stikstofgehalte van ondiepe oppervlaktewateren voortdurend en in belangrijke mate wordt verlaagd door het optreden van denitrificatie. Volgens hem wordt geloosde nitraatstikstof dus niet in algen opgenomen.

In deze studie ga ik voorbij aan de vraag of lozing van (geoxydeerde) stikstofverbindingen toelaatbaar is en beperk ik me tot bestudering van de N-eliminatie.

Uit de literatuur (Reeves, 1972; Dijkstra, 1974) blijkt dat aan biologische N-eliminatie door middel van nitrificatie- en denitrificatieprocessen de voorkeur gegeven wordt boven N-eliminatie door middel van fysisch-chemische of chemische processen. In dit onderzoek heb ik me daarom beperkt tot de biologische N-eliminatie. Bij de biologische N-eliminatie wordt ammoniumstikstof, dat als zodanig in het afvalwater aanwezig is of uit organisch gebonden stikstof gevormd wordt, eerst omgezet in nitraat (nitrificatie). Vervolgens wordt nitraat door heterotrofe micro-organismen met organische stoffen gereduceerd tot distikstof of distikstofoxyde (denitrificatie).

Er zijn een groot aantal processchema's voorgesteld voor eliminatie van stikstofverbindingen uit (huishoudelijk) afvalwater (Christensen & Harremoes 1975). Bij een nadere beschouwing blijkt dat deze processchema's in te delen zijn in die waarbij de organische stoffen uit het afvalwater direct of indirect als elektronendonor in het denitrificatieproces gebruikt worden, en die waarbij extra organisch substraat ten behoeve van het denitrificatieproces toegevoegd wordt. De eerste groep processchema's geeft bij toepassing in het zuiveringsproces een besparing in het verbruik van moleculaire zuurstof. Bij toepassing van denitrificatie worden de organische stoffen niet met zuurstof maar geheel of gedeeltelijk met nitraat geoxydeerd.

De tweede groep processchema's heeft als bezwaar ten opzichte van de eerste groep dat er extra organische stoffen nodig zijn. Voor de behandeling van huishoudelijk afvalwater en van verschillend industrieel afvalwater moet aan de processchema's uit de eerste groep de voorkeur gegeven worden vanwege de besparing in het zuurstofverbruik.

Uit het voorgaande blijkt dat de vraag of lozing van (geoxydeerde) stikstofverbindingen in oppervlaktewateren toelaatbaar is, geen beslissende betekenis heeft bij de toepassing van het denitrificatieproces in het actief-slibsysteem. De besparing in energiekosten is op zich al reden de toepassing van het denitrificatieproces bij de zuivering van afvalwater te bevorderen. In deze studie over biologische N-eliminatie beperk ik me tot processchema's waarbij direct of indirect de organische stoffen uit het afvalwater als elektronendonor in het denitrificatieproces toegepast worden.

Het doel van deze studie is het verkrijgen van inzicht in de toepassing van het denitrificatieproces bij de N-eliminatie, mede met het oog op het beantwoorden van de vraag aan welk processchema van de groep, waarbij organische stoffen uit het afvalwater voor het denitrificatieproces gebruikt worden, de voorkeur gegeven moet worden. Er wordt zowel aandacht geschonken aan een aantal fundamentele aspecten van de toepassing van de denitrificatie als aan de vraag welk processchema met denitrificatie het meest optimaal is.

In hoofdstuk 2 wordt een kort overzicht gegeven van de processen die bij de eliminatie van biodegradeerbare organische stoffen door aërobe micro-organismen een rol spelen, van de nitrificatie van ammonium en van de denitrificatie van nitraat. Voorts wordt in dit hoofdstuk een overzicht gegeven van de verschillende processchema's voor eliminatie van stikstofverbindingen uit afvalwater.

Voor de dimensionering van een denitrificatiefase in een zuiveringsinrichting is inzicht in de kinetiek van het denitrificatieproces van belang. In de literatuur wordt geringe aandacht gegeven aan deze problematiek. Vanwege de overeenkomsten tussen aërobe stofwisselingsprocessen en het denitrificatieproces wordt in hoofdstuk 3 een theoretische verhandeling gegeven over de kinetiek van het aërobe actief-slibproces. In dit hoofdstuk wordt een vergelijkend onderzoek naar de kinetiek van de behandeling van een synthetisch afvalwater met aëroob actief-slib en met denitrificerend actief-slib gepresenteerd.

In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op de vraag in welke mate er in een actief-slibinrichting zonder speciale voorzieningen ter bevordering van de denitrificatie denitrificerende micro-organismen aanwezig zijn. Hoofdstuk 5 behandelt ter beantwoording van de vraag bij welke processchema's voor N-eliminatie de aanwezigheid van denitrificerend actief-slib het beste gewaarborgd is, onder welke condities denitrificerend actief-slib, dat is actief-slib met een hoog percentage denitrificerende micro-organismen, ontstaat en blijft bestaan.

In de laatste hoofdstukken worden resultaten van experimenten met een tweetal processchema's voor N-eliminatie beschreven. In hoofdstuk 6 wordt ingegaan op de dimensionering van een alternerend beluchte actief-slibinrichting. Voorts wordt in hoofdstuk 7 een aantal aspecten van het twee-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie behandeld. In een dergelijk twee-slibsoortensysteem wordt het afvalwater eerst in contact gebracht met denitrificerend actief-slib en het effluent hiervan wordt vervolgens in belucht actief-slib geleid. Er worden resultaten gegeven van de behandeling van huishoudelijk afvalwater waaraan nitraat toegevoegd is, in een opwaarts doorstroomde denitrificatiereactor zonder hechtmateriaal voor actief-slib. Voorts is voor een synthetisch huishoudelijk afvalwater een aantal aspecten van de dimensionering van een twee-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie belicht.

2 Literatuur

2.1 MICROBIOLOGISCHE PROCESSEN

De eliminatie van organische stoffen uit afvalwater in een actief-slibinrichting is afhankelijk van de stofwisseling van chemoheterotrofe bacteriën. De biochemische processen, die hierbij van belang zijn, komen kort samengevat op het volgende neer. De chemoheterotrofe bacteriën nemen biologisch degradeerbare organische stoffen als substraat uit het water op. Een deel van deze organische stoffen wordt met zuurstof geoxydeerd (dissimilatie). De energie die hierbij vrijkomt, wordt voornamelijk gebruikt voor synthese van celmateriaal uit de andere opgenomen organische stoffen (assimilatie).

Biologische N-eliminatie wordt bewerkstelligd door nitrificatie en denitrificatie. Eventueel aanwezig organisch gebonden stikstof wordt door chemoheterotrofe bacteriën eerst in ammonium omgezet, voordat nitrificatie kan optreden.

Onder nitrificatie verstaat men het proces waarbij ammonium via nitriet omgezet wordt in nitraat. Deze omzettingen worden door autotrofe bacteriën uitgevoerd die hieruit energie verkrijgen voor synthese van celmateriaal. De omzetting van ammonium in nitriet wordt onder meer door het geslacht *Nitrosomonas* uitgevoerd en de omzetting van nitriet in nitraat onder meer door het geslacht *Nitrobacter*. De oxydatie van ammonium en van nitriet wordt met de volgende reacties beschreven:

$$NH_4^+ + 1\tfrac{1}{2}O_2 \rightarrow NO_2^- + 2H^+ + H_2O$$

en

$$NO_2^- + \tfrac{1}{2}O_2 \rightarrow NO_3^-$$

Naast autotrofe zijn er ook heterotrofe bacteriën die ammonium in nitriet en nitraat kunnen omzetten. Het is niet duidelijk of deze bacteriën een rol spelen bij de vorming van nitraat in een actief-slibinrichting. Voor een literatuuroverzicht over nitrificatie verwijzen we naar Painter (1970, 1975) en Sharma & Ahler (1977).

Denitrificatie wordt teweeggebracht door denitrificerende micro-organismen. Dit zijn chemoheterotrofe bacteriën die niet alleen met zuurstof maar ook met nitraat organische stoffen kunnen oxyderen. Het nitraat wordt dan via nitriet omgezet in distikstof en soms in distikstofoxyde. Denitrificerende micro-organismen gebruiken in het algemeen bij voorkeur zuurstof als elektronenacceptor. Deze micro-organismen gebruiken nitraat, zodra de behoefte aan elektronenacceptoren groter is dan het aanbod aan moleculaire zuurstof, als het O_2-gehalte dus laag is. In het algemeen zal daarom in een actief-slibinrichting slechts denitrificatie kunnen optreden bij een massaconcentratie van O_2 van 1 mg/l of lager. Uit

de literatuur (Wuhrmann & Mechsner, 1964) blijkt dat er op deze regel uitzonderingen zijn.

De oxydatie met nitraat verloopt, wanneer er bijvoorbeeld methanol geoxydeerd wordt, als volgt:

$$5CH_3OH + 6NO_3^- \rightarrow 3N_2 + 4HCO_3^- + CO_3^{2-} + 8H_2O$$

Voor oxydatie met nitriet krijgen we de volgende reactievergelijking:

$$CH_3OH + 2NO_2^- \rightarrow N_2 + CO_3^{2-} + 2H_2O$$

Uit de reactievergelijkingen valt af te leiden, dat het denitrificatieproces pH-verhogend werkt.

Het is van belang dat het nitraat- en/of nitrietverbruik gemakkelijk met een zuurstofverbruik of een CZV-opname vergeleken kan worden. Daarom wordt in deze studie het nitraat- en/of nitrietverbruik uitgedrukt in N-zuurstofequivalenten (NZE). 1 mg NZE is de massa nitraat en/of nitriet die in het denitrificatieproces bij reductie tot distikstof evenveel elektronen bindt als 1 mg zuurstof. Omrekening van nitraat naar NZE is mogelijk door de elektronenopname door nitraat met die door zuurstof te vergelijken:

nitraat: $N^{5+} + 5e \rightarrow N$
zuurstof: $O + 2e \rightarrow O^{2-}$

Het blijkt dat 4 mol nitraat-N bij reductie tot distikstof evenveel elektronen bindt als 5 mol O_2. Hieruit is te berekenen dat 1 mg nitraat-N evenveel elektronen bindt als 20/7 mg zuurstof. Een verbruik van 1 mg nitraat-N komt dus overeen met een verbruik van 20/7 mg zuurstof, ofwel 20/7 mg NZE. Op overeenkomstige wijze valt te berekenen dat omzetting van 1 mg nitriet in distikstof gelijk te stellen is aan 12/7 mg NZE. Het NZE-verbruik is te berekenen met de volgende vergelijking:

$$\Delta m_{NZE} = 20/7\ \Delta m_{\text{nitraat-N}} + 12/7\ \Delta m_{\text{nitriet-N}}$$

Voor een uitgebreid literatuuroverzicht over denitrificatie verwijzen we naar Payne (1973) en Painter (1970, 1975).

2.2 PROCESSCHEMA'S VOOR BIOLOGISCHE N-ELIMINATIE

Er is geen voor de hand liggend antwoord op de vraag hoe de optimale schakeling is van de microbiologische processen, die zich afspelen bij de eliminatie van organische stoffen en van niet-geoxydeerde stikstofverbindingen. De niet-geoxydeerde stikstofverbindingen moeten onder aërobe condities eerst in nitraat omgezet worden. Onder deze aërobe condities worden evenwel ook organische stoffen geoxydeerd; er zijn dan voor de omzetting van nitraat in distikstof geen of weinig organische stoffen meer beschikbaar. De N-eliminatie zal dan ook niet optimaal zijn. Voor dit probleem worden in de literatuur verschillende oplossingen voorgesteld. Een uitstekend overzicht van de literatuur op het

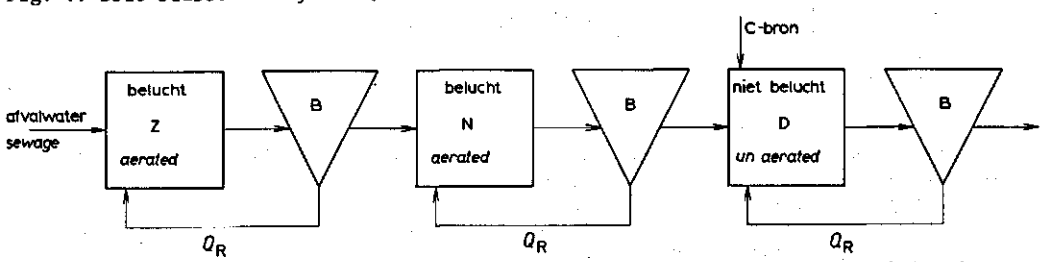
gebied van N-eliminatie geeft Christensen & Harremoes (1975).

In deze studie ben ik voor een indeling van de systemen voor biologische N-eliminatie ervan uitgegaan dat drie verschillende groepen micro-organismen een functie hebben bij de eliminatie van organische stoffen en niet-geoxydeerde stikstofverbindingen. Dit zijn:
1. heterotrofe bacteriën die alleen zuurstof als elektronenacceptor kunnen gebruiken (zuurstofverbruikende heterotrofe bacteriën);
2. heterotrofe bacteriën die behalve zuurstof onder bepaalde condities ook nitraat als elektronenacceptor kunnen gebruiken (denitrificerende bacteriën);
3. autotrofe, nitrificerende bacteriën.

De processchema's voor biologische N-eliminatie worden naar het al of niet samen in hetzelfde actief-slib voorkomen van deze drie groepen micro-organismen ingedeeld. Bovendien worden de systemen voor biologische N-eliminatie ingedeeld op basis van de volgorde waarin het afvalwater aan denitrificatie en nitrificatie onderworpen wordt. Er zijn werkwijzen waarbij het afvalwater eerst aan denitrificatie en vervolgens aan nitrificatie onderworpen wordt (voor-denitrificatie). Voorts zijn er werkwijzen met de volgorde nitrificatie-denitrificatie (na-denitrificatie). Tenslotte komt het voor dat de aëratietank alternerend belucht wordt en er dus afwisselend nitrificatie en denitrificatie optreedt (alternerend nitrificatie/denitrificatie). De systemen voor biologische N-eliminatie zijn dan als volgt in te delen:
1. drie-slibsoortensysteem;
2. twee-slibsoortensysteem met (a) na-denitrificatie of (b) voor-denitrificatie;
3. één-slibsoortensysteem met (a) na-denitrificatie, (b) voor-denitrificatie of (c) alternerend nitrificatie/denitrificatie.

In een drie-slibsoortensysteem (Barth et al., 1968) wordt het afvalwater eerst gemengd met actief-slib waarin zich vooral zuurstofverbruikende, heterotrofe bacteriën bevinden (fig. 1). In deze fase worden de biologisch degradeerbare organische stoffen uit het afvalwater geëlimineerd. Het slibwatermengsel stroomt in een bezinktank waar slib en

Fig. 1. Drie-slibsoortensysteem.



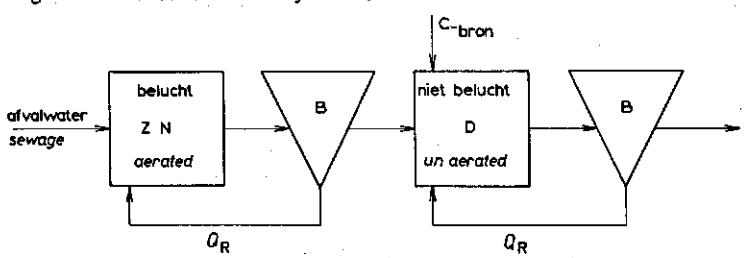
Z, actief-slib met zuurstofverbruikende, heterotrofe micro-organismen / activated sludge with oxygen-consuming heterotrophic micro-organisms; N, actief-slib met nitrificerende micro-organismen / activated sludge with nitrifying micro-organisms; D, actief-slib met denitrificerende micro-organismen / activated sludge with denitrifying micro-organisms; B, bezinktank / settling tank; Q_R, retourstroom actief-slib / return flow activated sludge

Fig. 1. Three-sludge system.

water gescheiden worden. Het effluent van deze fase met een hoog ammoniumgehalte wordt vervolgens toegevoegd aan nitrificerend actief-slib. In deze tweede fase wordt nitraat gevormd. Nadat in een bezinkfase slib en water gescheiden zijn, stroomt het nitraathoudend effluent in een denitrificatiereactor. Aangezien in de eerste fase de biologisch degradeerbare stoffen uit het afvalwater geëlimineerd zijn, is het voor het verloop van het denitrificatieproces noodzakelijk een koolstofbron toe te voegen. Daar er met deze inrichting N-eliminatie beoogd wordt en er in de denitrificatiefase geen nitrificatie meer plaatsvindt, moet de koolstofbron geen of weinig gereduceerde stikstof bevatten. In de literatuur wordt hiervoor vooral methanol aanbevolen.

Bij een twee-slibsoortensysteem (fig. 2) worden twee processchema's onderscheiden:
- Een processchema waarbij het afvalwater eerst in contact komt met actief-slib waarin zich zuurstofverbruikende en nitrificerende micro-organismen bevinden en vervolgens met actief-slib met denitrificerende micro-organismen. In de denitrificatiereactor dient evenals bij het drie-slibsoortensysteem een koolstofbron gebracht te worden. Onderzoek met

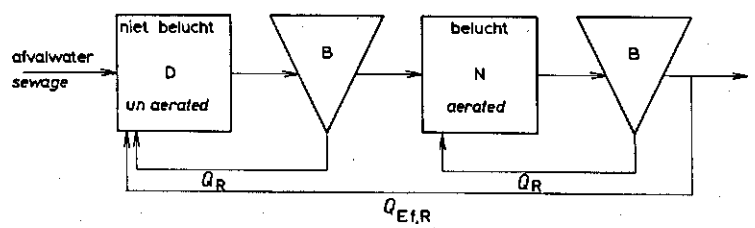
Fig. 2. Twee-slibsoortensysteem.



Twee-slibsoortensysteem met na-denitrificatie / two-sludge system with post-denitrification

Stap 1. C-eliminatie+ nitrificatie
Step 1. Elimination of C+nitrification

Stap 2. denitrificatie
Step 2. denitrification



Twee-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie / two-sludge system with preliminary denitrification

Stap 1. denitrificatie+ C-eliminatie
Step 1. denitrification+ elimination of C

Stap 2. nitrificatie
Step 2. nitrification

Z N, actief-slib met zuurstofverbruikende, heterotrofe micro-organismen en nitrificerende micro-organismen / activated sludge with oxygen-consuming heterotrophic micro-organisms and nitrifying micro-organisms; D, actief-slib met denitrificerende micro-organismen / activated sludge with denitrifying micro-organisms; N, actief-slib met nitrificerende micro-organismen / activated sludge with nitrifying micro-organisms; B, bezinktank / settling tank; Q_R, retourstroom actief-slib / return flow activated sludge; $Q_{Ef,R}$, retourstroom effluent / return flow effluent

Fig. 2. Two-sludge system.

een dergelijk processchema is voor het eerst uitgevoerd door Bringmann (1960).
- Een processchema waarbij het afvalwater eerst in contact gebracht wordt met denitrificerend actief-slib en vervolgens met nitrificerend actief-slib. In een dergelijk processchema dient genitrificeerd water van de tweede fase naar de denitrificatiereactor gevoerd te worden. Hierdoor wordt de denitrificatiereactor van nitraat voorzien. Voor zover bekend is een dergelijk processchema in de literatuur nog niet beschreven.

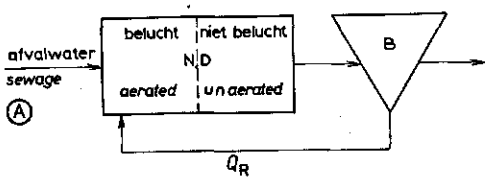
In een één-slibsoortensysteem bevinden zich in het actief-slib zowel denitrificerende micro-organismen als nitrificerende micro-organismen en, eventueel, zuurstofverbruikende, heterotrofe micro-organismen. Eliminatie van organische stoffen en van stikstofverbindingen wordt verkregen door het actief-slib afwisselend onder aërobe en onder anaërobe condities te brengen. Onder anaërobe omstandigheden functioneren de denitrificerende en onder aërobe de nitrificerende en de zuurstofverbruikende, heterotrofe micro-organismen. Er dient bedacht te worden dat onder aërobe condities de stofwisselingsprocessen van de denitrificerende micro-organismen doorgaan, maar nu met zuurstof in plaats van nitraat.
In beperkte mate is er ook onder aërobe condities gebruik van nitraat als elektronenacceptor mogelijk. In deze studie laat ik dit aspect verder buiten beschouwing.

In het één-slibsoortensysteem (fig. 3) is een verdere indeling mogelijk naar de wijze waarop aërobe en anaërobe processen elkaar opvolgen:
- Bij na-denitrificatie (fig. 3A) komt het afvalwater in een beluchte tank in contact met actief-slib waarin zowel nitrificerende als zuurstofverbruikende, heterotrofe micro-organismen functioneren. Vervolgens stroomt het slibwatermengsel naar een niet-beluchte tank waarin denitrificerende micro-organismen functioneren. Dit processchema is voorgesteld door Wuhrmann (1957).
- Bij voor-denitrificatie (fig. 3B) wordt het afvalwater eerst in een niet-beluchte tank gevoerd. Vervolgens stroomt het slibwatermengsel naar een beluchte tank. Het nitraat dat in de niet-beluchte tank moet worden gedenitrificeerd, wordt aangevoerd met het retourslib, eventueel via directe recirculatie van slibwatermengsel van de beluchte naar de niet-beluchte tank. Dit processchema is voorgesteld door Ludzack & Ettinger (1962).
- In het één-slibsoortensysteem met alternerend denitrificatie/nitrificatie (fig. 3C) wordt het afvalwater aangevoerd in een actief-slibtank die alternerend belucht en niet belucht wordt. Dit processchema is voorgesteld door Christensen (1974) en Klapwijk (1974).

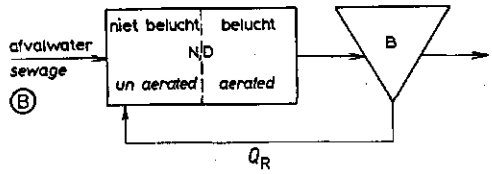
Bij een nadere bestudering van alle processchema's uit de literatuur (Christensen & Harremoes 1975) zal blijken dat niet alle voorstellen in bovenstaande indeling passen; deze kunnen evenwel als varianten op bovenstaande indeling beschouwd worden.

In deze studie wordt beoogd inzicht te krijgen in de vraag, aan welk processchema voor de eliminatie van organische stoffen en van organisch gebonden stikstof en ammoniumstikstof de voorkeur gegeven moet worden. Het is duidelijk dat een werkwijze waarbij organische stoffen uit afvalwater als koolstofbron voor de denitrificatie gebruikt kan worden, voordeliger is dan processchema's waarbij een extra koolstofbron toegevoegd moet worden. In het vervolg laten wij derhalve het drie-slibsoortensysteem en het twee-slibsoortensysteem met na-denitrificatie buiten beschouwing.

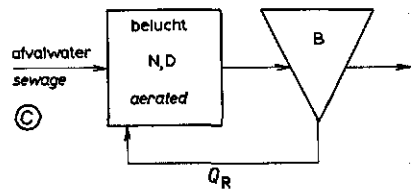
Fig. 3. Een-slibsoortensysteem.



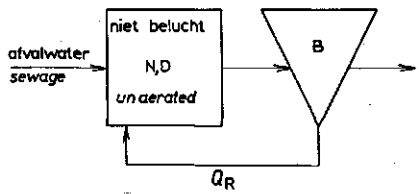
Een-slibsoortensysteem met na-denitrificatie / one-sludge system with post-denitrification



Een-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie / one-sludge system with preliminary denitrification



Fase 1. nitrificatie (+ C-eliminatie)
Phase 1. nitrification (+ elimination of C)



Fase 2. denitrificatie + C-eliminatie
Phase 2. denitrification + elimination of C

Een-slibsoortensysteem met alternerend nitrificatie/denitrificatie / one-sludge system with intermittent nitrification/denitrification

N,D, actief-slib met nitrificerende en denitrificerende micro-organismen / activated sludge with nitrifying and denitrifying micro-organisms; B, bezinktank / settling tank; Q_R, retourstroom actief-slib / return flow activated sludge

Fig. 3. One-sludge system.

3 De kinetiek van denitrificerend actief-slib

3.1 INLEIDING

Voor de dimensionering van de denitrificatiestap in een zuiveringsinrichting is inzicht in de kinetiek van denitrificerend actief-slib van essentieel belang. Er zijn een aantal redenen om in een studie over de kinetiek van het denitrificatieproces ook aandacht te besteden aan de kinetiek van het aërobe actief-slibproces:

- Men dient te bedenken dat er over de kinetiek van het aërobe actief-slibproces meer gepubliceerd is dan over de kinetiek van het denitrificatieproces. Vanwege de overeenkomst tussen nitraat en zuurstof als elektronenacceptor is het te verwachten dat in principe hetzelfde kinetisch model van toepassing is voor beide processen. Een oriënterende literatuurstudie over de kinetiek van het aërobe actief-slibproces (zie par. 3.2) kan dan inzicht verschaffen in de vraag welk kinetisch model een goede beschrijving geeft van het denitrificatieproces in actief-slib.
- Voorts komt toepassing van het denitrificatieproces neer op vervanging van zuurstof door nitraat. Over de dimensioneringsgrondslagen van het aërobe actief-slibproces is reeds veel bekend. Vergelijking tussen nitraat en zuurstof maakt het mogelijk om uitgaande van de dimensioneringsgrondslagen van het aërobe proces een algemene conclusie te trekken over de dimensionering van de denitrificatiestap.

Er is daarom een beknopt literatuuroverzicht geschreven over de kinetiek van denitrificerend actief-slib, toegespitst op vergelijkend onderzoek naar nitraat en zuurstof als elektronenacceptor (zie par. 3.3). Hiernaast zijn experimenten uitgevoerd waarbij synthetisch afvalwater gezuiverd werd in een geautomatiseerde opstelling voor ladingsgewijze belasting met afvalwater met aëroob actief-slib en met denitrificerend actief-slib (zie par. 3.4). Voorts werd in experimenten met éénmalige ladingsgewijze belasting de eliminatie van de afzonderlijke organische stoffen uit het afvalwater met het daarmee gepaard gaande zuurstof- of NZE-verbruik bestudeerd (zie par. 3.5).

Doel van deze experimenten is het verkrijgen van inzicht in de dimensioneringsgrondslagen bij toepassing van denitrificatie in het actief-slibproces.

3.2 DE KINETIEK VAN HET AËROBE ACTIEF-SLIBPROCES

Onder het kinetische model voor het actief-slibproces wordt verstaan een wiskundige beschrijving van de groei van het actief-slib, de substraatopname en het daarmee gepaard gaande zuurstofverbruik. Bij beschouwing van de processen die optreden, wanneer organisch substraat en bacteriën met elkaar in contact zijn, kan men of de meeste nadruk leggen op de groei van de bacteriecultuur of op substraateliminatie. Beide processen zijn echter onlosmakelijk aan elkaar verbonden. In de meer fundamentele microbiologische studies

staat vooral de groei van de bacteriecultuur voorop, terwijl bij de afvalwaterzuivering men het meest geïnteresseerd is in de eliminatie van het organisch substraat. De bruikbaarheid van de kinetische modellen voor het actief-slibproces zal ik in deze studie vooral beoordelen op grond van de betrekkingen die gelden voor de substraatopname.

De kinetische modellen voor het actief-slibproces zijn of ontwikkeld uit het model voor de groei van een reincultuur gevoed met een enkelvoudig substraat of empirisch afgeleid uit experimenten met actief-slib. In paragraaf 3.2.1 wordt een overzicht gegeven van de betrekkingen waarmee de groei van een reincultuur beschreven wordt. Uit deze betrekkingen worden een aantal formules afgeleid met betrekking tot slibproduktie, zuurstofverbruik en substraateliminatie. Vervolgens wordt in paragraaf 3.2.2 een overzicht gegeven van de relaties die in de literatuur gepresenteerd worden ter beschrijving van de substraateliminatie door actief-slib.
In de daarop volgende discussie (3.2.3) wordt ingegaan op de vraag welke betekenis de aanwezigheid van meerdere componenten in het afvalwater en van verschillende bacteriesoorten heeft op de kinetiek van het actief-slibproces en op de vraag welk model voor het actief-slibproces gehanteerd kan worden.

3.2.1 Het kinetisch model voor een reincultuur gevoed met een enkelvoudig substraat

Er is in de laatste jaren een duidelijke tendens het kinetische model ter beschrijving van het actief-slibproces te ontlenen aan betrekkingen die zijn voortgekomen uit studies met reinculturen en enkelvoudige substraten. De betrekkingen waarmee de groei van een bacteriecultuur beschreven wordt, zijn als volgt samen te vatten.
1. De brutogroeisnelheid van de biomassa is rechtevenredig met de biomassa ($dm_B/dt = \mu\, m_B$). Er geldt voor $X = m_B/V$:

$$\frac{dX}{dt} = \mu\, X \qquad (1)$$

2. De relatieve brutogroeisnelheid is een functie van de concentratie van het groeibeperkend substraat (de Monod-betrekking):

$$\mu = \mu_{max}\, \frac{S}{K_S+S} \qquad (2)$$

3. Er bestaat voor elke combinatie van substraat en bacteriën een vaste verhouding tussen de brutotoename van de biomassa en de massa opgenomen substraat ($Y = -dm_B/dm_S$). Er geldt voor $X = m_B/V$ en $S = m_S/V$:

$$\frac{dX}{dt} = -Y\frac{dS}{dt} \qquad (3)$$

4. De afname van massaconcentratie van de biomassa, onder meer door endogene vertering, is recht evenredig met de biomassa ($dm_B/dt = -k_d\, m_B$). Er geldt voor $X = m_B/V$:

$$\frac{dX}{dt} = -k_d\, X \qquad (4)$$

5. Er bestaat voor elke combinatie van substraat en bacteriën een vaste verhouding tussen het brutozuurstofverbruik en de massa opgenomen substraat ($(1-Y) = -dm_O/dm_S$). Van het substraat wordt een fractie Y omgezet in celmateriaal (inclusief reservemateriaal) en een fractie $(1-Y)$ wordt geoxydeerd. Voor het verband tussen zuurstofverbruik per volume en substraatopname per volume ($C = m_O/V$ en $S = m_S/V$) geldt, wanneer het substraat en het celmateriaal beide in zuurstofequivalenten wordt uitgedrukt:

$$\frac{dC}{dt} = -(1-Y)\frac{dS}{dt} \tag{5}$$

6. Het endogene zuurstofverbruik is recht evenredig met de biomassa ($dm_O/dt = q_{En}\, m_B$). Er geldt voor $C = m_O/V$ en $X = m_B/V$:

$$\frac{dC}{dt} = q_{En}\, X \tag{6}$$

Verschillende auteurs, zoals Westberg (1967), Lawrence & McCarthy (1970) en Moser (1974), geven een verdere uitwerking van bovenstaande betrekkingen voor actief-slibsystemen, zowel voor volledig gemengde reactoren als voor reactoren met propstroming.

Uitgaande van de betrekkingen 1 t/m 6 kunnen we formules afleiden voor de nettoslibproduktie, het totale zuurstofverbruik en de nettosubstraateliminatie.

De nettoslibproduktie is de resultante van de slibproduktie uit substraat en de afname van de biomassa. Combinatie van (3) en (4) geeft voor de nettoslibproduktie de volgende betrekking:

$$\frac{dX}{dt} = -Y\frac{dS}{dt} - k_d\, X \tag{7}$$

Het nettozuurstofverbruik is de resultante van het zuurstofverbruik voor de oxydatie van het substraat en het endogene zuurstofverbruik. Combinatie van (5) en (6) geeft voor het nettozuurstofverbruik de volgende betrekking:

$$\frac{dC}{dt} = -(1-Y)\frac{dS}{dt} + q_{En}\, X \tag{8}$$

Een betrekking voor substraateliminatie (de afgeleide-Monod-betrekking) volgt uit de combinatie (1), (2) en (3):

$$\frac{dS}{dt} = \frac{\mu_{max}}{Y}\,\frac{S}{K_S+S}\,X \tag{9}$$

Voor $\frac{\mu_m}{Y}$ kunnen we ook schrijven k_m, zodat (9) overgaat in

$$\frac{dS}{dt} = -k_{max}\,\frac{S}{K_S+S}\,X \tag{10}$$

Voor de substraatconcentratie S als functie van de tijd voor een ladingsgewijs gevoede bacteriecultuur (met constante X) volgt uit integratie van (10):

$$S_0 - S_t + K_S \ln \frac{S_0}{S_t} = k_{max} X t \tag{11}$$

Er zijn twee situaties denkbaar die tot vereenvoudiging van (10) leiden. In het eerste geval ($K_S << S$) volgt uit (10)

$$\frac{dS}{dt} = -k_{max} X \tag{12}$$

Integratie van (12) geeft dan het volgende verband tussen substraatconcentratie en de tijd:

$$S_t = S_0 - k_{max} X t \tag{13}$$

Er is een lineaire afname van de substraatconcentratie als functie van de tijd.

In het tweede geval ($K_S >> S$) volgt uit (10)

$$\frac{dS}{dt} = -k_{max} \frac{S}{K_S} X \tag{14}$$

Het verband tussen S_t en de tijd volgt uit integratie van (14)

$$S_t = S_0 . e^{-\frac{k_{max}}{K_S} X t} \tag{15}$$

Het verloop van de substraatconcentratie wordt in een situatie met $K_S >> S$ beschreven met een betrekking van de eerste orde.

3.2.2 Modellen voor de substraateliminatie door actief-slib

In de voorgaande paragraaf hebben we ons beperkt tot een reincultuur gevoed met een enkelvoudig substraat. Het actief-slibsysteem daarentegen is op te vatten als een mengcultuur gevoed met een mengsel van organische stoffen.

In de literatuur worden, al of niet gebaseerd op het model ter beschrijving van de groei van een reincultuur, de volgende betrekkingen gepresenteerd ter beschrijving van de substraateliminatie door actief-slib:

1. een nulde-orde;
2. een eerste-orde;
3. een tweede-orde;
4. een afgeleide-Monod-betrekking.

Ad 1. Substraateliminatie beschreven met een nulde-orde-betrekking. Uit ladingsgewijze experimenten met enkelvoudige substraten zoals glucose, saccharose, butyraat, tryptofaan

en asparginezuur concludeerde Wuhrmann (1958), dat de eliminatie van eenvoudige organische substraten tot lage substraatconcentraties met een nulde-orde-betrekking beschreven kunnen worden. Deze waarnemingen zijn onder andere bevestigd door Burkhead & McKinney (1968) en met glucose, phenylamine en azijnzuur door Tischler & Eckenfelder (1969).
Ad 2. Substraateliminatie beschreven met een eerste-orde-betrekking. Volgens Eckenfelder (1959, 1961) spelen bij de BZV_5-eliminatie van gecompliceerde substraten, zoals huishoudelijk en industrieel afvalwater, door actief-slib naast de bio-oxydatie ook adsorptie en coagulatie een rol. Hij onderscheidt drie fasen in de BZV_5-verwijdering tijdens het bio-oxydatieproces:
- een aanvankelijke eliminatie door adsorptie in 1-15 min;
- een eliminatie door opname in de cel;
- oxydatie van celmateriaal door endogene vertering.

Bij de BZV_5-eliminatie in de tweede fase maakt hij onderscheid tussen hoge en lage substraatconcentraties. In het eerste geval is in een systeem met relatief geringe toename van de actief-slibconcentratie de BZV_5-eliminatie evenredig met het actief-slibgehalte, terwijl volgens hem bij lage BZV_5-concentraties de substraateliminatie met een betrekking van de eerste orde beschreven kan worden. McKinney (1962) gaat voor de eliminatie van organische stoffen in zijn beschouwingen over de volledig gemengde actief-slibinstallatie eveneens uit van een betrekking van de eerste orde.

Aanvankelijk neemt Eckenfelder (1959) aan dat bij lage substraatconcentraties (BZV_5 < 160 mg/l) de groeisnelheid en dientengevolge het tempo van BZV_5-verwijdering beperkt wordt door het tempo van massa-overdracht uit de oplossing naar de bacteriecel. Later (Eckenfelder, 1967) stelt hij dat van een afvalwater de afzonderlijke componenten elk volgens een nulde-orde-reactie geëlimineerd worden. De 'overal' eliminatie zal afhankelijk zijn van de eliminatietempo's en de concentraties van de afzonderlijke componenten. Afhankelijk van de samenstelling van het afvalwater kan men dan voor de totale eliminatie een eerste- of tweede-orde-betrekking verwachten.

Eckenfelder (1959) steunt voor zijn kinetische model onder andere op resultaten van ladingsgewijze experimenten met industriële afvalwaters. Voorts (Eckenfelder, 1967) wijst hij op een aantal resultaten met huishoudelijk afvalwater in installaties met volledig gemengde aëratietanks. Deze resultaten zijn echter beperkt tot gevallen waarbij de BZV_5 van het effluent 80 mg/l of lager was. Goodman & Englander (1974) geven een overzicht van de wiskundige modellen voor substraatverwijdering beschreven met een eerste-orde-betrekking.
Ad 3. Substraateliminatie beschreven met een tweede-orde-betrekking. Tuček & Chudoba (1969) komen voor huishoudelijk afvalwater op grond van resultaten van ladingsgewijze experimenten, van experimenten met praktijkinstallaties met propstroming en met een laboratoriumopstelling met een volledig gemengde reactor tot de conclusie dat de eliminatie van organische stoffen uit dit afvalwater volgens een tweede-orde-reactie verloopt. In een ladingsgewijs experiment wordt de substraateliminatie beschreven met de formule:

$$\frac{S_0 - S_t}{S_0} = \frac{S_0 K_2 t}{1 + S_0 K_2 t} \qquad (16)$$

Een nadere uitwerking voor verschillende reactortypes is te vinden bij Tuček et al. (1971).
Ad 4. Substraateliminatie beschreven met een afgeleide-Monod-betrekking. Verschillende auteurs gaan voor de beschrijving van de substraateliminatie uit van de afgeleide-Monod-betrekking. Een overzicht van een aantal relevante experimenten op dit gebied zullen hier gepresenteerd worden, gerangschikt naar de condities waaronder deze experimenten uitgevoerd zijn. Painter et al. (1968), Sato & Akiyama (1972) en Novak & Kraus (1973) hebben ladingsgewijze experimenten uitgevoerd met actief-slib waaraan als substraat enkelvoudige organische stoffen toegevoegd werden. De substraatconcentratie was zodanig, dat de toename van de biomassa verwaarloosd kon worden ten opzichte van de concentratie van de biomassa. Het zuurstofverbruik bij verschillende substraatconcentraties werd bepaald en hiervan uitgaande werd μ_{max} en K_S berekend. Painter et al. (1968) namen als substraat verschillende suikers, zoals glucose, fructose, lactose, ribose en voorts acetaat en oplosbaar zetmeel. De door hem berekende K_S-waarden (m_{Or}/v) liggen allemaal beneden 20 mg/l en het tempo van substraateliminatie ($dm_{Or}/dt\ m_{Dr}$) voor glucose in actief-slib bedroeg 62-156 mg/g h. Sato & Akiyama (1972) gebruikten als substraat vetzuren zoals mierezuur, azijnzuur, propionzuur. De K_S-waarden (m_{Or}/v) lopen uiteen van 15-85 mg/l. Voor de substraateliminatie-snelheid ($dm_{Or}/dt\ m_{Dr}$) werd gevonden 26,6-88,4 mg/g h. Novak & Kraus (1973) tenslotte experimenteerden met vetzuren met lange ketens, zoals palmitinezuur, oleïnezuur en linolzuur. De gevormde K_S-waarden (m_{Or}/V) lopen uiteen van 20-240 mg/l en het tempo van zuurstofverbruik ($dm_{CZV}/dt\ m_{Dr}$) van 2,7 tot 54,6 mg/g h.

Onderzoek met reactoren zonder bacterie-slibterugvoer (doorstroomreactoren) is onder andere uitgevoerd door Hettling et al. (1966), Radhakrishnan & Ray (1974), George & Gaudy (1973), Stensel & Shell (1974) en Ghosh & Pohland (1972).

Hettling & Washington (1966) gingen uit van reinculturen (*Pseudomonas fluorescens, Escherichia coli*) in een doorstroomreactor met als substraat enkelvoudige organische stoffen zoals glucose, acetaat, succinaat. Tevens werden een paar experimenten uitgevoerd met industrieel afvalwater en een synthetisch afvalwater. De biomassa en de substraatconcentratie bij verschillende doorstroomsnelheden werden bepaald. Zij berekenden hieruit voor K_S (m_{CZV}/V waarbij m_{CZV} de elimineerbare CZV is) 61-89 mg/l (de concentratie niet-elimineerbare CZV bedroeg 33-85 mg/l), de relatieve maximum groeisnelheid ($dm_{Dr}/dt\ m_{Dr}$) 0,7-1,2 g/g h en het tempo van endogene afbraak ($dm_{Dr}/dt\ m_{Dr}$) 0,01-0,067 g/g h. Ook Radhakrishnan & Ray (1974) gingen uit van een reincultuur (*Bacillus cereus*) met als substraat fenol. Er werd gevonden dat 82% van het fenol in bacteriemateriaal omgezet werd. De maximum groeisnelheid ($dm_{Dr}/dt\ m_{Dr}$) is bij 40 °C 0,628 g/g h en het tempo van endogene afbraak ($dm_{Dr}/dt\ m_{Dr}$) 2,2 mg/g h.

George & Gaudy (1973) gingen in hun onderzoek uit van een ongedefinieerde mengcultuur en glucose als substraat. Uit hun metingen werd bijvoorbeeld voor K_S (m_{Or}/V) en μ_{max} ($dm_{Dr}/dt\ m_{Dr}$) berekend: K_S= 106 mg/l; μ_{max} = 0,53 g/g h.

Stensel & Shell (1974) bepaalden Y en k_d voor afvalwater van een olieraffinaderij in een chemostaat met een mengcultuur. Zij vonden Y = 0,31 mg/mg (dm_{Dr}/dm_{CZV}) en k_d = 0,02 g/g d ($dm_{Dr}/dt\ m_{Dr}$).

Ghosh et al. (1972) breidden het onderzoek uit door in de experimenten een mengsubstraat in de doorstroomreactor te leiden bestaande uit glucose en galactose, naast

experimenten met deze substraten afzonderlijk. Zij berekenden de kinetische constanten: μ_{max} = 0,68-1,64 mg/mg h ($dm_{Dr}/dt\ m_{Dr}$), K_S = 0,84-82,9 mg/l (m_{Or}/V), Y = 0,9 mg/mg (dm_{Dr}/dm_{Or}), k_d = 0,12 mg/mg h ($dm_{Dr}/dt\ m_{Dr}$). De som van de substraten gedraagt zich niet als één substraat.

Grady & Williams (1975) onderzochten het effect van de substraatconcentratie (mengsel van glucose, galactose, fructose, sorbitol en lysine) in een doorstroomreactor waarin zich een ongedefinieerde mengcultuur bevond. Zij concludeerden dat de substraateliminatie met het Monod-model beschreven kan worden, waarin K_S een functie is van de influentconcentratie.

Eckhoff & Jenkins (1966) maakten in hun onderzoek gebruik van een reactor met terugvoer van actief-slib. Als substraat werd onder meer vleesextract gebruikt. Zij gingen uit van de Monod-vergelijking, maar stelden dat $K_S >> S$. Dit houdt in dat de substraateliminatie met een eerste-orde-vergelijking beschreven wordt. Humenick & Ball (1974) gebruikten glucose-gistextract als substraat voor een actief-slibinrichting met terugvoer van bacteriemateriaal. Zij vinden Y = 0,44 g/g (dm_{Or}/dm_{CZV}), K_S = 312 mg/l (m_{CZV}/V), de maximale groeisnelheid ($dm_{Or}/dt\ m_{Dr}$) is 2 g/g d en het tempo van slibafbraak ($dm_{Dr}/dt\ m_{Dr}$) is 0,12 g/g d.

Jennett & Patterson (1971) hebben een onderzoek uitgevoerd naar de behandeling van afvalwater van een raffinaderij door actief-slib. Ook zij nemen aan dat $K_S >> S$ geldt. In batch experimenten volgen zij de opgeloste CZV als functie van de tijd. Uit deze gegevens berekenen zij $\mu_{max}/K_S\ Y$, Y en k_d. Zij constateerden een aanzienlijke spreiding in waarnemingsresultaten. De meest extreme waarden werden verwaarloosd en door de overigen wordt een best mogelijke lijn getrokken!

Middlebrooks & Garland (1968) voerden hun experimenten uit met een actief-slibinstallatie op laboratoriumschaal met als voeding huishoudelijk afvalwater. De slibbelasting ($m_{CZV}/m_{Dr}\ t$) varieerde in hun experimenten van 0,06-0,18 g/g d. Bij de verwerking van de resultaten werden tevens resultaten van praktijkinstallaties betrokken. Zij gingen uit van de oorspronkelijke Monod-vergelijking. De verschillende proefseries resulteerden in sterk uiteenlopende waarden voor de proces-constanten, K_S (m_{CZV}/V): 12-173 mg/l; Y (m_{Dr}/m_{CZV}): 0,77- > 1,00; k_d ($dm_{Dr}/dt\ m_{Dr}$): 0,0006-0,004 g/g h; μ_{max} ($dm_{Dr}/dt\ m_{Dr}$): 0,0016-0,0147 g/g h. Wanneer men echter de resultaten van alle proefseries beschouwt en bijvoorbeeld de opbrengstcoëfficiënt Y berekent, dan wordt hiervoor een negatieve waarde gevonden!

Wuhrmann (1966) verwerkt zijn resultaten met installaties op semi-technische schaal, eveneens op basis van de Monod-betrekking. De slibbelasting ($\Delta m_{BZV}/m_{Dr}\ \Delta t$) ligt bij zijn onderzoek in het traject 0,15-10 g/g d en hij vond daarbij een BZV_5-rendement van 50-90%. Volgens Wuhrmann (1966) is het zuiveringsrendement omgekeerd evenredig met de slibbelasting. Hij ziet over het hoofd dat dit alleen het geval is wanneer geldt $S >> K_S$. Hoewel hij zelf tot de conclusie komt dat n inderdaad omgekeerd evenredig is met de slibbelasting, wijzen zijn resultaten hier in geen enkel opzicht op!

3.2.3 Discussie en conclusie

De resultaten met afvalwater geven bepaald geen eenduidig beeld met betrekking tot de vraag of de afgeleide Monod-betrekking een betrouwbare weergave geeft van de substraat-eliminatie in een actief-slibinrichting. In verschillende gevallen worden de waarnemingen met enige moeite ingepast in het model (Jennett & Patterson, 1971). In andere onderzoekingen worden er ten onrechte vooraf bepaalde aannamen gedaan (Wuhrmann, 1968). Ook komt het voor dat op basis van experimenten met weinig uiteenlopende slibbelastingen de betrouwbaarheid van het Monod-model aangetoond wordt (Middlebrooks & Garland, 1968).

Wuhrmann (1968) stelt terecht dat toepassing van de afgeleide Monod-betrekking alleen geoorloofd is, wanneer aan de volgende voorwaarden voldaan wordt. In de eerste plaats moet het actief-slib (de mengcultuur) zich gedragen alsof het een reincultuur is. En in de tweede plaats moet het mengsel van stoffen zich gedragen alsof het een enkelvoudige organische stof is. We zullen bezien of aan deze voorwaarden voldaan wordt.

Bacteriegroei kan zich onder vele verschillende situaties voordoen. Deze verschillen hebben onder meer betrekking op:

1 a. de aanwezigheid in de biomassa van één bacteriesoort ofwel
  b. van meerdere bacteriesoorten;
2 a. de aanwezigheid in de voedingsoplossing van één organisch substraat ofwel
  b. van verschillende organische stoffen;
3 a. continue voeding van de biomassa of
  b. discontinue voeding;
4 a. toepassing van een volledig gemengde reactor of
  b. toepassing van een reactor met propstroming;
5 a. afvoer van het gevormde bacteriemateriaal met effluent of
  b. terugvoer dan wel vasthouden van gevormd bacteriemateriaal;
6 a. een reactor waarin de concentratie van de biomassa toeneemt, of
  b. een reactor met een vrijwel constante concentratie van de biomassa.

Uitgaande van deze verschillen zijn er tenminste 24 verschillende situaties voor bacteriegroei te onderscheiden. Het oorspronkelijke onderzoek van Monod (1942) heeft betrekking op een reincultuur die ladingsgewijs gevoed wordt met een enkelvoudig substraat (situatie 1a, 2a, 3b, 6b). Vervolgens is door Monod (1950) en Herbert et al. (1956) de betrekking voor de groei van een bacteriecultuur herleid voor een reincultuur die continu gevoed wordt met substraat en waarbij bacteriemateriaal continu via het effluent afgevoerd wordt (situatie 1a, 2a, 3a, 4a, 5a, 6b).

In de afvalwaterzuivering komen we een aantal situaties met groei van biomassa tegen. Hiervan is de BZV-bepaling te karakteriseren als situatie 1b, 2b, 3b, 6a; een zuiveringsvijver als situatie 1b, 2b, 3a, 4a, 5a, 6b; een verontreinigde rivier als situatie 1b, 2b, 3a, 4b, 5a, 6a en tenslotte een actief-slibinrichting als situatie 1b, 2b, 3a, 4a of 4b, 5b, 6b.

Het actief-slibsysteem verschilt van de situaties waarvoor de Monod-betrekking in eerste instantie gevonden is, vooral wat betreft de aanwezigheid van verschillende bacteriesoorten in de biomassa en de aanwezigheid van verschillende organische stoffen in het substraat. De vraag welke consequenties deze verschillen hebben op de toepassing van de Monod-

betrekking voor het actief-slibsysteem komt in de literatuur nauwelijks aan de orde,

Eerst wordt bezien welke consequenties de aanwezigheid van een mengcultuur heeft op de toepassing van de Monod-betrekking. Onderscheid wordt dan gemaakt tussen een mengcultuur met een constante samenstelling en een mengcultuur die afhankelijk van de fase van het experiment een andere samenstelling heeft. Een mengcultuur met een constante samenstelling zal zich naar aangenomen mag worden op dezelfde manier gedragen als een reincultuur. In een reincultuur bevinden zich bacteriën in verschillende stadia van ontwikkeling en dus met verschillende capaciteiten. In een mengcultuur worden de verschillen in capaciteiten van iedere bacterie afzonderlijk niet alleen veroorzaakt door verschillende stadia van ontwikkeling, maar ook door verschillen in soorten. Bij een constante samenstelling zal de som van capaciteiten niet variëren. Ik concludeer dat een Monod-betrekking evengoed voor een mengcultuur met constante samenstelling geldt als voor een reincultuur.

In de praktijk hebben we echter meer te maken met mengcultures die, afhankelijk van de condities, een variërende samenstelling hebben. Actief-slibinrichtingen die hetzelfde afvalwater bij bijvoorbeeld verschillende slibbelastingen verwerken, zullen naar aangenomen mag worden verschillend actief-slib krijgen. Er is dan bepaald geen zekerheid dat de kinetische constanten bepaald bij een bepaalde samenstelling van het actief-slib ook voor actief-slib met een andere samenstelling gelden. De conclusie is dan dat het actief-slib zich niet zonder meer gedraagt alsof het een reincultuur is. Dit betekent dat aan procesconstanten die met een bepaald actief-slib vastgesteld zijn, slechts een beperkte betekenis gehecht kan worden.

In de tweede plaats valt te overwegen welke betekenis de aanwezigheid van verschillende organische stoffen heeft op de toepassing van de Monod-betrekking voor het actief-slibsysteem.

Verschillende onderzoekers hebben gevonden dat de eliminatie van eenzijdig samengestelde substraten met een nulde-orde-vergelijking beschreven kan worden of met een afgeleide-Monod-betrekking. In het laatste geval blijkt dat de K_S-waarden veelal laag zijn (onder andere Painter et al., 1968; Sato & Akiyama, 1972). Voorts is uit onderzoek van Tischler & Eckenfelder (1969) gebleken dat de eliminatie van verschillende stoffen onafhankelijk van elkaar plaatsvindt, waarbij de eliminatie van iedere stof met een nulde-orde-vergelijking te beschrijven is. Hieruit leid ik af dat in principe de eliminatie van de afzonderlijke stoffen ook met de afgeleide-Monod-betrekking beschreven kan worden. Het verloop van de eliminatie van alle stoffen samen is de resultante van de eliminatie van de afzonderlijke stoffen. Het hangt van de concentraties en van de eliminatiesnelheden van de afzonderlijke stoffen af hoe het verloop zal zijn van de totale organische stofconcentratie of van de CZV-concentratie.

Door verschillen in concentraties en eliminatiesnelheid kunnen er grote verschillen in het verloop van de 'overall' substraatconcentratie optreden. Er zijn dan geen argumenten aan te voeren die pleiten voor toepassing van de Monod-betrekking onder alle omstandigheden.

Men kan zich echter voorstellen dat de eliminatie van de CZV van afvalwateren met een bepaalde samenstelling wel met een afgeleide-Monod-betrekking beschreven zou kunnen worden (Jones, 1973). In het vervolg wordt nagegaan hoe deze empirische betrekking dan

bezien dient te worden.

In ladingsgewijs gevoed actief-slib met een relatief geringe slibtoename tijdens het experiment geldt (11):

$$(S_0 - S_t) + K_S \ln\frac{S_0}{S_t} = \frac{\mu_{max}}{Y} X\ t$$

Beschouwd wordt een substraatmengsel I met n organische stoffen. Aangenomen wordt dat de K_S-waarde voor deze stoffen verwaarloosbaar klein is, zodat de eliminatie van elk der componenten met een nulde-orde-betrekking beschreven kan worden. De specifieke substraat-eliminatiesnelheden van deze stoffen, gerangschikt naar volgorde waarin zij volledig uit de oplossing verdwenen zijn, bedragen respectievelijk k_1, $k_2 \ldots k_n$.

De massaconcentratie van het substraat direct na toevoegen van mengsel I aan actief-slib (met massaconcentratie van droge stof X) bedraagt voor iedere component respectievelijk $S_{0,1}$, $S_{0,2}$, $\cdots$ $S_{0,n}$.

De totale massaconcentratie van het substraat ($S_{0,I}$) in de reactor bedraagt dan

$$S_{0,I} = S_{0,1} + S_{0,2} + \cdots S_{0,n} \qquad (17)$$

Voor de totale massaconcentratie van het substraat $S_{t,I}$ geldt:

$$S_{t,I} = (S_{0,1} - k_1\ X\ t) + (S_{0,2} - k_2\ X\ t) + .. + (S_{0,n} - k_n\ X\ t) \qquad (18)$$

Hierbij geldt $(S_{0,n} - k_n\ X\ t) > 0$

K_S is numeriek gelijk aan de massaconcentratie van het substraat waarbij de substraat-eliminatie-snelheid de helft van de maximale is. De maximale substraat-eliminatiesnelheid voor dit mengsel is $k_{max} = k_1 + k_2 + .. + k_n$. We stellen dat de 'overall' substraateliminatiesnelheid tot de helft gereduceerd is, wanneer er p stoffen ($p < n$) uit het mengsel geëlimineerd zijn. De massaconcentratie van het substraat op dat moment is gelijk aan $K_{S,I}$ en er geldt dan:

$$K_{S,I} = (S_{0,n-p} - k_{n-p}\ X\ t) + (S_{0,n-p+1} - k_{n-p+1}\ X\ t) + .. + (S_{0,n} - k_n\ X\ t) \qquad (19)$$

Het tempo van substraateliminatie is tot de helft gereduceerd wanneer stof p juist is geëlimineerd, met andere woorden wanneer geldt

$$S_{0,p} - k_p\ X\ t = 0.$$

Voor het tijdstip waarop dit het geval is geldt:

$$t = \frac{S_{0,p}}{k_p \frac{}{X}} \tag{20}$$

Vervolgens beschouwen we een mengsel II met dezelfde relatieve samenstelling doch een andere absolute massaconcentratie. Het verband tussen de massaconcentratie wordt gegeven uit $S_{0,I} = a\, S_{0,II}$.
Voor dit mengsel II geldt voor de massaconcentratie van het substraat $S_{i,II}$:

$$S_{i,II} = (a\, S_{0,1} - k_1\, X\, i) + (a\, S_{0,2} - k_2\, X\, i) + .. + (a\, S_{0,n} - k_n\, X\, i) \tag{21}$$

Ook hier geldt $(a\, S_{0,n} - k_n\, X\, i) > 0$

Evenals in het eerste mengsel zal het tempo van substraateliminatie tot de helft gereduceerd zijn, zodra stof p uit de oplossing verdwenen is $(a\, S_{0,p} - k_p\, X\, i = 0)$. Er geldt dan:

$$K_{S,II} = (a\, S_{0,n-p} - k_{n-p}\, X\, i) + (a\, S_{0,n-p+1} - k_{n-p+1}\, X\, i) + .. + (a\, S_{0,n} - k_n\, X\, i) \tag{22}$$

Deze waarde wordt voor dit mengsel bereikt op tijdstip

$$i = \frac{a\, S_{0,p}}{k_p \frac{}{X}} \tag{23}$$

Uit (20) en (23) volgt het volgende verband tussen de tijdstippen waarop de substraateliminatiesnelheid de helft van de maximale is

$$i = a\, t \tag{24}$$

Invoeren van (24) in (22) en combineren met (19) levert:

$$K_{S,I} = aK_{S,II} \tag{25}$$

Voor a geldt $a = S_{0,I}/S_{0,II}$, zodat uit (25) volgt:

$$\frac{S_{0,I}}{K_{S,I}} = \frac{S_{0,II}}{K_{S,II}} \tag{26}$$

K_S is voor een mengsel organische substraten dus niet constant maar recht evenredig met de aanvangssubstraatmassaconcentratie. Grady & Williams (1975) komen op grond van resultaten van experimenten tot dezelfde conclusie.

Op grond van het bovenstaande concludeer ik dat voor situaties waarbij de 'overall' eliminatie van een samengesteld afvalwater met een afgeleide-Monod-betrekking beschreven kan worden, de constante K_S een totaal andere betekenis heeft dan bij de groei van een reincultuur met een enkelvoudig substraat. In het laatste geval geeft K_S de massaconcen-

tratie aan waarbij de groeisnelheid van de bacterie de helft van de maximale groeisnelheid is als gevolg van het feit dat de opnamesnelheid van het enkelvoudig substraat de helft van de maximale opnamesnelheid is. Bij een samengesteld substraat daarentegen geeft K_S de massaconcentratie waarbij zóveel van de organische stoffen uit het mengsel geëlimineerd zijn, dat de 'overall' eliminatiesnelheid van de resterende organische stoffen de helft van de maximale 'overall' eliminatiesnelheid is. Voor samengestelde afvalwateren met verschillende beginconcentratie en gelijke relatieve samenstelling is de K_S-waarde niet "constant", maar evenredig met de beginconcentratie.

Samenvattend kan geconcludeerd worden dat een mengcultuur gevoed met een samengesteld substraat zoveel verschilt van een reincultuur gevoed met een enkelvoudig substraat, dat het model waarmee de groei van een reincultuur beschreven kan worden, niet zonder meer geldt voor een mengcultuur.

De eliminatie van een mengsel organische substraten is te beschrijven als de som van de eliminatie van de afzonderlijke substraten. De eliminatie van de afzonderlijke componenten gaat veelal volgens een nulde-orde-reactie. Ook Grau et al. (1975) vatten de substraateliminatie op als de som van de nulde-orde-eliminatie van de samenstellende stoffen. Voor de 'overall' eliminatie wordt dan de volgende betrekking verkregen:

$$S_t = S_{0,1} - k_1 X t + S_{0,2} - k_2 X t + .. + S_{0,n} - k_n X t \qquad (27)$$

Deze betrekking heeft alleen betekenis, wanneer de concentratie van de afzonderlijke stoffen bepaald kan worden. In andere situaties zal voor de 'overall' eliminatie bezien moeten worden welke empirische vergelijking toegepast kan worden. Ingeval een afgeleide-Monod-betrekking gebruikt wordt, moet er rekening mee gehouden worden dat K_S niet "constant" is, maar evenredig met de substraatconcentratie.

Tenslotte dient bedacht te worden dat kinetische constanten bepaald met actief-slib van een bepaalde samenstelling niet zonder meer gelden voor situaties waarbij het actief-slib een andere samenstelling heeft.

3.3 EEN LITERATUUROVERZICHT OVER DE KINETIEK VAN DENITRIFICEREND ACTIEF-SLIB IN VERGELIJKING TOT AËROOB ACTIEF-SLIB

Het onderzoek over biologische N-eliminatie heeft onder meer informatie opgeleverd over waarden voor de kinetische constanten, zoals slibopbrengstcoëfficiënt van denitrificerend actief-slib, tempo van NZE-verbruik bij aanwezigheid van substraat en het tempo van endogeen NZE-verbruik. Voor de slibopbrengstcoëfficiënt (m_{Dr}/m_{BZV}) is gevonden 0,26-0,62 g/g en voor het tempo van NZE-verbruik ($q_S = dm_{NZE}/dt\ m_{Or}$) met methanol als substraat 3-70 mg/g h. Hierbij dient bedacht te worden dat het tempo van NZE-verbruik afhankelijk is van de belasting met de desbetreffende organische stoffen. Het tempo van endogeen NZE-verbruik ($q_{En} = dm_{NZE}/dt\ m_{Or}$) is in het algemeen 1-6 mg/g h. Voor gedetailleerde informatie wordt verwezen naar Christensen & Harremoes (1975).

Er zijn voorts een paar studies uitgevoerd waarbij zuurstof en nitraat naast elkaar als elektronenacceptor voor de verwerking van hetzelfde afvalwater toegepast zijn. McKinney & Conway (1957) concludeerden uit een onderzoek met aëroob actief-slib en deni-

trificerend actief-slib voor de zuivering van een natriumacetaatoplossing en van een industrieel afvalwater met vetzuren, alcoholen en aromaten, dat nitraat in plaats van zuurstof toegepast kan worden in het actief-slibproces.

Een vergelijkend onderzoek naar de rol van zuurstof en nitraat in de bio-oxydatie is uitgevoerd door Schroeder & Busch (1968). Zij experimenteerden met bacteriemateriaal aangepast aan nitraat en met glucose als substraat. In hun experimenten werden drie condities aangehouden, te weten, aëroob, anaëroob met nitraat en anaëroob zonder nitraat. Zij bestudeerden het verloop van de glucose-eliminatie aan de hand van het glucosegehalte en aan de hand van het organische-C-gehalte. Het bleek dat het glucosegehalte in een bacteriecultuur aangepast aan zuurstof zowel onder aërobe condities als onder anaërobe condities met en zonder nitraat vrijwel even snel daalde. De afname van het organische-C-gehalte met deze bacteriecultuur verliep onder de drie verschillende condities niet even snel; met zuurstof daalde dit gehalte snel tot een laag niveau en met nitraat kwam na een snelle afname van het organische-C-gehalte een periode zonder afname, die gevolgd werd door een periode met een langzame afname. Ook onder anaërobe omstandigheden zonder nitraat werd een snelle afname gevolgd door een langzame daling van het organische-C-gehalte. Het bacteriemateriaal, aangepast aan nitraat, gedroeg zich vrijwel op dezelfde manier. Alleen kwam de periode zonder afname van het organische-C-gehalte onder anaërobe omstandigheden met nitraat minder duidelijk tot uiting. Schroeder & Busch (1968) verklaren het verschil in gedrag onder invloed van nitraat uit de omstandigheid dat met nitraat de oxydatie van de glycolyse-produkten langzamer verloopt dan de glycolyse zelf. Uit het onderzoek van Schroeder & Busch (1968) blijkt dat de opnamesnelheid van organische koolstof in een aëroob systeem groter is dan in een denitrificerend systeem. Voorts constateren zij dat de opbrengstcoëfficiënt ($dm_{Dr}/dm_{glucose-C}$) van het anaërobe systeem met nitraat 0,932 g/g is en van het aërobe systeem 1,11 g/g. Opgemerkt moet worden, dat de massaconcentratie van de bacteriemassa tijdens hun experimenten toenam van circa 10 mg/l tot, afhankelijk van de hoeveelheid toegevoegde glucose, 30 tot 120 mg/l.

Mudrack (1970) voerde een uitgebreid onderzoek uit naar de zuivering van industrieel afvalwater waarin onder andere cellulose, hemicellulose, weekmakers, oplosmiddelen en organische zuren aanwezig zijn, met het actief-slibproces onder aërobe en anaërobe condities. Daar er nitraat in het afvalwater aanwezig is, zal de eliminatie onder anaërobe condities met denitrificerende bacteriën verlopen. Zowel op laboratorium-, als op semitechnische en technische schaal slaagde Mudrack (1970) er in bevredigende zuiveringsresultaten te krijgen met het denitrificerende actief-slib. De procentuele eliminatie in zuiveringsinrichtingen met vrijwel dezelfde slibbelastingen voor het denitrificerend als het aërobe actief-slib zijn gelijk. Bij het onderzoek op technische schaal was de slibproduktie (dm_{Dr}/dm_{BZV}) aëroob 0,44 kg/kg en voor het denitrificerende actief-slib 0,34 kg/kg. Uit overige gegevens blijkt echter dat er niet gewerkt is bij dezelfde slibbelasting, zodat uit deze resultaten geen conclusies getrokken mogen worden over de slibproduktie met denitrificerend actief-slib in vergelijking met aëroob actief-slib

Johnson (1972) stelt dat de Monod-vergelijking eveneens voor het denitrificerend actief-slib toegepast mag worden. Op basis van literatuurgegevens komt hij tot de volgende kinetische constanten:

	$1-Y$ (m_O/m_{BZV})	k_d $(dm_{Dr}/dt\ m_{Dr})$	μ_{max} $(dm_{Dr}/dt\ m_{Dr})$	K_S (m_{BZV}/V)	Y (m_{Dr}/m_{BZV})
aëroob actief-slib	0,4-0,6	0,1	4,5	150	0,4-0,7
denitrificerend actief-slib	0,6-0,8	0,1	2,5	150	0,2-0,5

3.4 DE BEHANDELING VAN SYNTHETISCH AFVALWATER MET NITRAAT EN MET ZUURSTOF IN EEN GEAUTOMATISEERDE OPSTELLING VOOR LADINGSGEWIJZE VOEDING

In aanvulling op gegevens uit de literatuur over de kinetiek van denitrificerend actief-slib is een vergelijkend onderzoek ingesteld naar de behandeling van synthetisch afvalwater in een aërobe en in een denitrificerende actief-slibinrichting. Hoewel in het kader van dit onderzoek experimenten met huishoudelijk afvalwater meer voor de hand zouden liggen, is er om praktische redenen gekozen voor een samengesteld synthetisch afvalwater. Het onderzoek is uitgevoerd met een geautomatiseerde opstelling voor ladingsgewijze belasting met afvalwater. Door wijziging van het tijdsinterval tussen twee voedingen is het mogelijk met verschillende slibbelastingen te werken. Het doel van dit onderzoek is het verkrijgen van inzicht in de kinetiek van denitrificerend actief-slib in vergelijking met aëroob actief-slib.

3.4.1 Materiaal en methode

Er zijn twee experimenten uitgevoerd. In het eerste is gewerkt met synthetisch afvalwater met een CZV van circa 1150 mg/l en in het tweede met synthetisch afvalwater met een CZV van circa 575 mg/l. De samenstelling van het afvalwater is als volgt (massaconcentraties):

	Synthetisch afvalwater A (massaconcentratie CZV = 1150 mg/l)	Synthetisch afvalwater B (massaconcentratie CZV = 575 mg/l)
ureum	90 mg/l	45 mg/l
gelatine	180 mg/l	90 mg/l
oplosbaar zetmeel	360 mg/l	180 mg/l
ondermelkpoeder	540 mg/l	270 mg/l
toiletpapier	8 mg/l	4 mg/l
KCl	8 mg/l	4 mg/l
$FeCl_3.6H_2O$	8 mg/l	4 mg/l
$MgSO_4.7H_2O$	6 mg/l	3 mg/l
$NaHCO_3$	300 mg/l	150 mg/l
$Na_2HPO_4.2H_2O$	3 mg/l	1,5 mg/l

Het ondermelkpoeder in dit afvalwater heeft de volgende samenstelling (*m/m*):

water	4	%
vet	1	%
caseïne	29	%
serum-eiwitten	7	%
as	7	%
lactose	52	%

In dit onderzoek is gebruik gemaakt van een geautomatiseerde opstelling voor ladingsgewijze belasting met afvalwater. Bij een ladingsgewijze belasting met afvalwater zijn de volgende procesfasen te onderscheiden:

- het toevoegen van afvalwater aan actief-slib (de influentfase);
- het beluchten en/of mengen van het actief-slibwatermengsel (de mengfase);
- het bezinken van het actief-slib (de bezinkfase);
- het onttrekken van het effluent (de effluentfase).

In deze opstelling zorgt een programmaschakeling ervoor dat deze procesfasen elkaar opvolgen en dat er na het beëindigen van een cyclus weer een nieuwe cyclus begint.

Het eerste experiment is uitgevoerd met de opstelling, zoals beschreven is door Klapwijk (1971), en het tweede experiment met een verbeterde versie daarvan (fig.4). De geautomatiseerde opstelling uit het tweede experiment functioneert als volgt. In een bak met gekoeld water (0-3 °C) bevindt zich een vat met geconcentreerd synthetisch afvalwater. Tijdens de bezinkfase van de cyclus wordt er in een mengvat 0,1 l geconcentreerd synthetisch afvalwater en 2,4 l leidingwater gepompt. Vervolgens wordt tijdens de effluentfase door het openzetten van een elektrische afsluiter het influent verdeeld over twee vaatjes.

Fig. 4. Een geautomatiseerde opstelling voor ladingsgewijze belasting.

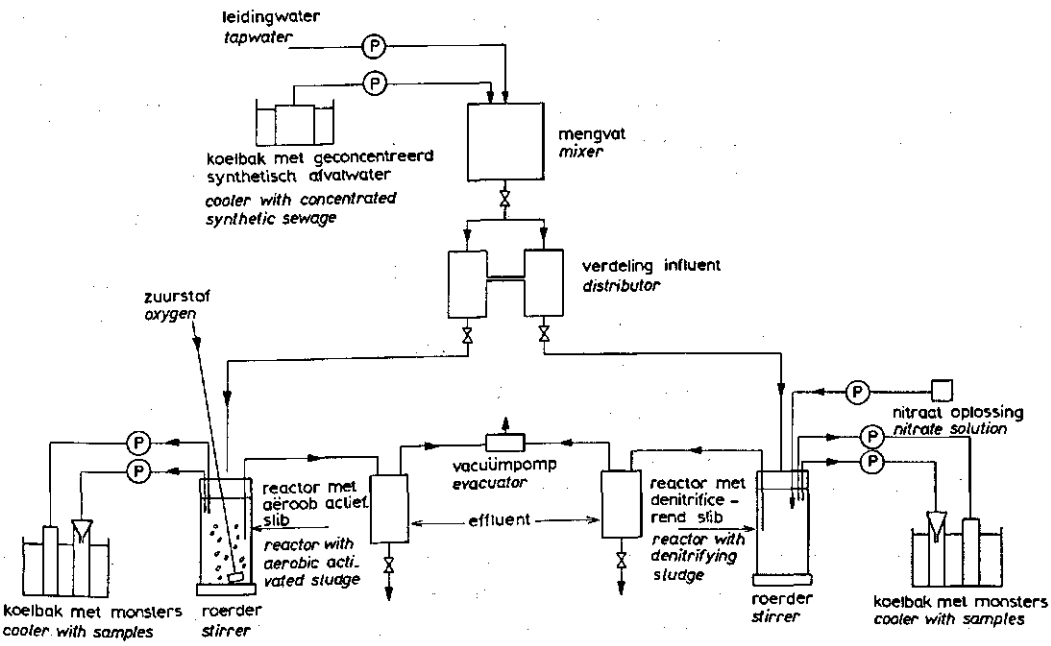


Fig. 4. An automatic batch feeder.

In de influentfase stroomt het afvalwater in twee reactoren. Deze reactoren zijn cilinderglazen van 3 l waarin zich, voordat er afvalwater toegevoegd wordt, 1,25 l actief-slib bevindt. In één van de twee reactoren (de denitrificatiereactor) wordt een nitraatoplossing gepompt. De nitraatconcentratie (m_{NaNO_3}/V) van deze oplossing bedraagt 180 mg/l en er wordt per cyclus circa 33 ml oplossing in de reactor gebracht. In de influentfase wordt bovendien een monster van het influent getrokken. Het monster wordt verpompt naar een vaatje dat in het gekoelde water staat. In de daaropvolgende mengfase draaien de magneetroerders en staat de elektrische afsluiter van de persluchtleiding open. Eén van de twee reactoren (de aërobe reactor) wordt belucht. In de mengfase is het slib in contact met het afvalwater en in deze periode (de contactperiode) worden de organische stoffen uit het afvalwater geëlimineerd. Met het uitschakelen van de roerders en het sluiten van de magneetklep in de persluchtleiding begint de bezinkfase. In deze fase wordt het actief-slib en het water gescheiden. In de daaropvolgende effluentfase wordt 1,25 l van de bovenstaande vloeistof in de reactor overgebracht naar een opvangvaatje. In het opvangvaatje wordt met behulp van een waterstraalluchtpomp een vacuüm gezogen en hierdoor wordt de vloeistof uit de reactor in het opvangvaatje getrokken. Uit de opvangvaatjes worden per vaatje twee monsters getrokken met een slangenpomp. De pompjes worden aangezet, nadat al het effluent overgebracht is naar de opvangvaatjes. Eén van de monsters wordt rechtstreeks in een vaatje in de koelbak gepompt. Het andere monster wordt in een vouwfilter gebracht en het filtraat komt eveneens in een vaatje in de koelbak terecht. Tijdens de volgende influentfase worden de elektrische afsluiters onder de opvangvaatjes geopend en hierdoor stroomt het effluent in het verzamelvat.

Hieronder volgen schematisch alle handelingen die in de geautomatiseerde opstelling voor ladingsgewijze belasting met afvalwater uitgevoerd worden.

Fase	*Handelingen*	*Duur fase*
(bezinkfase):	verdunnen afvalwater	(15 min)
(effluentfase):	verdelen afvalwater over twee vaatjes + bemonsteren influent	(6 min)
influentfase:	toevoegen influent + nitraatoplossing aan reactor	(6 min)
mengfase:	mengen en/of beluchten actief-slib	variabel
bezinkfase:	bezinken actief-slib	15 min
effluentfase:	overbrengen effluent naar opvangvaatjes; na 4 min start bemonsteren effluent	6 min
(influentfase):	effluent overbrengen in verzamelvat	(6 min)

Het actief-slib in deze experimenten is oorspronkelijk afkomstig uit de actief-slibinrichting te Zeist (S_B ($\Delta m_{BZV}/m_{Dr}$ Δt) = circa 0,5 kg/kg d) of uit die te Woudenberg (S_B ($\Delta m_{BZV}/m_{Dr}$ Δt) = circa 0,1 kg/kg d). Voorafgaand aan het eigenlijke experiment is het

actief-slib aangepast aan synthetisch afvalwater onder aërobe en onder denitrificerende (anaëroob bij aanwezigheid van nitraat) condities.

De analyses zijn uitgevoerd volgens NEN 3235, terwijl het zuurstofverbruik van het actief-slib is bepaald met de Sapromaat (Liebmann & Offhaus, 1966).

Er zijn twee experimenten uitgevoerd, één met afvalwater A met een CZV = 1150 mg/l en één met afvalwater B met een CZV = 575 mg/l.

In het eerste experiment (A) zijn de volgende contacttijden aangehouden: 1, 2, 4, 6 en 12 h. Bij iedere contacttijd is gestart met nieuw actief-slib uit een praktijkinstallatie. In de eerste veertien dagen is het actief-slib aangepast aan het synthetisch afvalwater onder aërobe en onder anaërobe condities. In de derde week zijn de analyses uitgevoerd.

In het tweede experiment (B) zijn de volgende contacttijden aangehouden: ½, 15, 30, 45, 98 en 218 min. De proeven met de contacttijden van 45, 98 en 218 min zijn op dezelfde manier als in het experiment A uitgevoerd. Bij een tweede proef met een contacttijd van 45 min en de proeven met kortere contacttijden is een andere werkwijze gevolgd. In de denitrificerende reactor kan het slib gaan opdrijven tijdens de bezinkfase. Bij korte contacttijden wordt er vaak effluent afgezogen. Het risico dat er veel slib verloren gaat, is dan groot. Op grond van deze overweging is gekozen voor een contacttijd van 3 h; alleen tijdens de werkdag werd de korte contacttijd ingeschakeld. In dit geval wordt het effluent van de eerste drie cycli buiten beschouwing gelaten. De experimenten met de korte contacttijden duren steeds één week. Na het beëindigen van een bepaalde contacttijd is in de daaropvolgende week met hetzelfde actief-slib de zuivering bij een nieuwe contacctijd uitgevoerd.

In deze experimenten (A en B) is het actief-slibgehalte steeds bepaald en uitgedrukt in massa CZV per volume (m_{CZV}/V).

3.4.2 Resultaten

In de twee experimenten (A en B) is synthetisch afvalwater bij verschillende slibbelastingen behandeld met aangepast aëroob actief-slib en aangepast denitrificerend actief-slib. In experiment A is gewerkt met synthetisch afvalwater met een CZV van 1150 mg/l en in experiment B met afvalwater met een CZV van 575 mg/l.

Het CZV-rendement in experiment A als functie van de reciproque slibbelasting is in figuur 5 te zien. Het blijkt dat het verband tussen rendement en slibbelasting voor het aërobe en het denitrificerend actief-slib globaal hetzelfde beeld vertoont. In beide gevallen neemt het rendement toe bij toename van de reciproque slibbelasting ($\Delta t\ m_{B,CZV}/\Delta m_{CZV}$) tot circa 0,4 g d/g ($S_B$ > 2,5 g/g d). Het rendement voor de aërobe en de denitrificerende actief-slibinrichting is dan respectievelijk 97 en 95%. Vervolgens neemt het rendement weer af bij toename van de reciproque slibbelasting. Er blijkt een lineair verband te zijn tussen rendement en reciproque slibbelasting voor $1/S_B \geq 0{,}4$ g d/g. Voor het aërobe actief-slib geldt dan in dit experiment $\eta = -2{,}2(1/S_B) + 99{,}4$ en voor het denitrificerende actief-slib: $\eta = -2{,}1(1/S_B) + 96$.

Uit de betrekkingen tussen rendement en reciproque slibbelasting valt af te leiden dat er een lineair verband bestaat tussen de hoeveelheid CZV die per dag via het effluent afgevoerd wordt en de slibmassa in het systeem. Voor het aërobe actief-slib geldt:

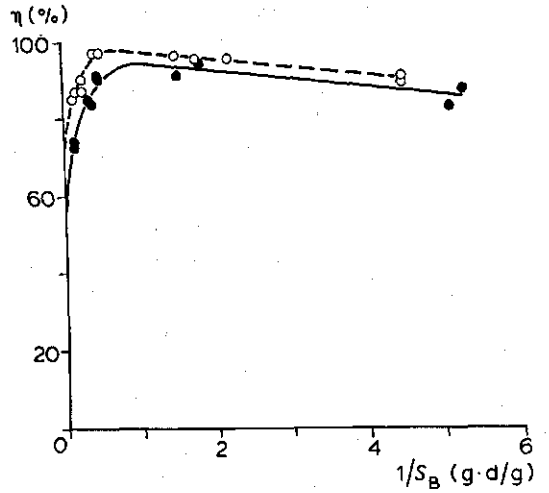


Fig. 5. CZV-rendement (%) als functie van reciproque slibbelasting ($m_{B,CZV}\ \Delta t/\Delta m_{CZV}$). o, aëroob actief-slib; •, denitrificerend actief-slib.

Fig. 5. COD efficiency (%) as function of the reciprocal of sludge load ($m_{B,COD}\ \Delta t/\Delta m_{COD}$). o, aerobic activated sludge; •, denitrifying activated sludge.

$Q\ S_{Ef} = 0{,}022\ V\ X_a + 0{,}01\ Q\ S_{In}$ en voor het denitrificerend actief-slib geldt:
$Q\ S_{Ef} = 0{,}021\ V\ X_a + 0{,}04\ Q\ S_{In}$.

De CZV die via het effluent afgevoerd wordt, kan zowel bestaan uit organische stoffen uit het afvalwater die niet of moeilijk biologisch te elimineren zijn als uit organische stof die ontstaat bij afsterving van actief-slib. We kunnen er van uitgaan dat bij $1/S_B > 0{,}4$ g d/g ($\Delta t\ m_{CZV}/\Delta m_{CZV}$) de biologisch elimineerbare stoffen vrijwel volledig geëlimineerd zijn. Uit de betrekking tussen CZV die via het effluent weggevoerd wordt en de slibmassa in het systeem valt af te leiden welk percentage van de influent CZV niet te elimineren is en hoeveel biologisch niet-elimineerbare CZV bij afsterving van het actief-slib ontstaat. Van de influent CZV is onder aërobe condities 1% en onder denitrificerende condities 4% niet te elimineren. Voorts wordt er respectievelijk 22 en 21 mg/g d ($dm_{CZV}/m_{B,CZV}\ dt$) biologisch niet-elimineerbare CZV geproduceerd.

In experiment A is weinig aandacht besteed aan het rendement van de aërobe en de denitrificerende actief-slibinrichtingen bij hoge slibbelastingen. In het experiment B is hieraan meer aandacht besteed. Figuur 6 geeft het verband tussen rendement en reciproque slibbelasting voor de aërobe en voor de denitrificerende actief-slibinrichting. Het blijkt dat bij een zeer hoge slibbelasting, dus als $1/S_B$ nadert tot nul, reeds een aanzienlijke CZV-eliminatie optreedt. Voor het denitrificerende actief-slib en voor het aërobe actief-slib is het rendement, als $1/S_B$ nadert tot nul, respectievelijk 40 en 20%. Deze eliminatie kan onder meer toegeschreven worden aan uitvlokking van organische stoffen uit het afvalwater in de aërobe en in de denitrificerende reactor. Bij toename van de reciproque slibbelasting neemt het rendement toe, evenals in experiment A, om bij $1/S_B = 0{,}4$-$0{,}5$ g d/g ($\Delta t\ m_{B,CZV}/\Delta m_{CZV}$) zijn maximum te bereiken. Vanaf dit punt is er een lineair verband tussen rendement en reciproque slibbelasting. Voor het aërobe actiefslib geldt: $\eta = -1{,}6(1/S_B) + 95$ en voor het denitrificerend actief-slib $\eta = -2{,}5(1/S_B) + 97$.

Hieruit valt voor het verband tussen hoeveelheid CZV die met het effluent afgevoerd wordt en de slibmassa in het systeem af te leiden:

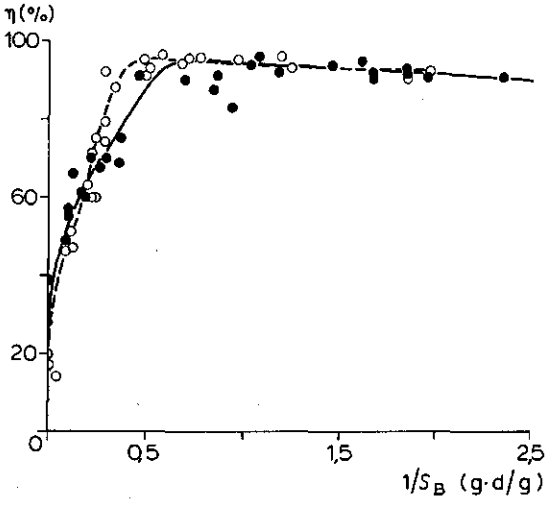


Fig. 6. CZV-rendement (%) als functie van reciproque slibbelasting ($m_{B,CZV}\,\Delta t/\Delta m_{CZV}$). o, aëroob actief-slib; •, denitrificerend actief-slib.

Fig. 6. COD efficiency (%) as function of the reciprocal of sludge load ($m_{B,COD}\,\Delta t/\Delta m_{COD}$). o, aerobic activated sludge; •, denitrifying activated sludge.

$Q\,S_{Ef} = 0{,}016\,V\,X_a + 0{,}05\,Q\,S_{In}$ voor het aërobe en

$Q\,S_{Ef} = 0{,}025\,V\,X_a + 0{,}03\,Q\,S_{In}$ voor het denitrificerende systeem. Dit betekent dat onder aërobe en onder denitrificerende condities respectievelijk 5 en 3% niet-biologisch degradeerbaar is. Voorts is de produktie aan biologisch niet-degradeerbare CZV uit het actief-slib respectievelijk 16 en 25 mg/g d ($dm_{CZV}/m_{B,CZV}\,dt$).

Voor het inzicht in de kinetiek van het actief-slibproces is vervolgens ook het zuurstofverbruik of het NZE-verbruik van belang. Het zuurstofverbruik valt te verdelen in zuurstofverbruik voor oxydatie van de organische stoffen uit het afvalwater en het zuurstof of NZE-verbruik voor oxydatie van het celmateriaal. In paragraaf 3.2.1 is voor het zuurstofverbruik de volgende betrekking (8) afgeleid:

$$\frac{dC}{dt} = -\,(1-Y)\,\frac{dS}{dt} + q_{En}\,X$$

Het zuurstofverbruik in een ladingsgewijs experiment waarin de relatieve toename van de actief-slibconcentratie te verwaarlozen is, volgt uit integratie van (8):

$$C_t = (1-Y)(S_0 - S_t) + q_{En}\,X\,t$$

In dit experiment hebben we te maken met ladingsgewijze experimenten die steeds na elkaar herhaald worden. Aan het eind van de contacttijd t vinden we een substraatconcentratie S_t. Deze is gelijk aan de effluent substraatconcentratie S_{Ef} ($S_t = S_{Ef}$). (29)

Voor het verband tussen influent substraatconcentratie en de begin substraatconcentratie in de reactor geldt:

$$S_0 = \frac{V_{In}S_{In} + V_{Ef}S_{Ef}}{V} \qquad (30)$$

In dit experiment geldt:

$$V_{In} = V_{Ef} = \tfrac{1}{2}V \tag{31}$$

Uit (28) volgt na invoeren van (29), (30) en (31)

$$C_t = \tfrac{1}{2}(1-Y)(S_{In} - S_{Ef}) + q_{En}\, X\, t \tag{32}$$

ofwel

$$\frac{2\,C_t}{S_{In} - S_{Ef}} = (1-Y) + 2\,q_{En}\,\frac{X\,t}{S_{In} - S_{Ef}} \tag{33}$$

Voor het NZE-verbruik geldt dezelfde betrekking.

In figuur 7 is voor experiment A voor het aërobe en voor het denitrificerende systeem respectievelijk het zuurstof- en het NZE-verbruik per geëlimineerde CZV uitgezet als functie van $x\ t/(S_{In}-S_{Ef})$. Uit deze resultaten valt af te leiden dat het zuurstof- respectievelijk NZE-verbruik voor directe oxydatie van het substraat $(1-Y)(m_O/m_{CZV})$ in denitrificerend en in aëroob actief-slib respectievelijk 0,31 mg/mg en 0,24 mg/mg bedraagt. Het tempo van endogene vertering ($q_{En} = dm_O/dt\ m_{CZV}$) is respectievelijk 28 mg/g d en 66 mg/g d.

Bij experiment B is het zuurstofverbruik van het aërobe actief-slib niet bepaald. Figuur 8 geeft het verband tussen $2\,C/(S_{In}-S_{Ef})$ en $X\ t/(S_{In}-S_{Ef})$ voor het denitrificerende actief-slib. Hieruit volgt: $(1-Y) = 0{,}44$ mg/mg (m_O/m_{CZV}) en $q_{En} = 16$ mg/g d $(dm_O/dt\ m_{CZV})$.

Tenslotte is bij de kinetiek van het actief-slibproces de slibproduktie van belang. De nettoslibproduktie is de resultante van de directe, brutoslibproduktie en de slibafsterving. In paragraaf 3.2.1 is voor de nettoslibproduktie de volgende betrekking (7) afgeleid

$$\frac{dX}{dt} = -Y\,\frac{dS}{dt} - k_d\,X$$

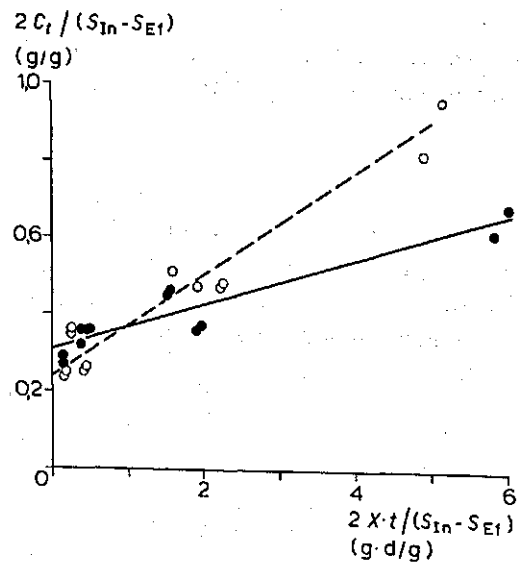


Fig. 7. Fractie CZV (m_O/m_{CZV} of m_{NZE}/m_{CZV}) geoxydeerd als functie van reciproque CZV-eliminatiesnelheid ($m_{B,CZV}\ dt/dm_{CZV}$). o, aëroob actief-slib; •, denitrificerend actief-slib.

Fig. 7. Fraction of COD oxidized (m_O/m_{COD} or m_{NOE}/m_{COD}) as a function of the reciprocal of the rate of disappearance of COD ($m_{B,COD}\ dt/dm_{COD}$). o, aerobic activated sludge; •, denitrifying activated sludge.

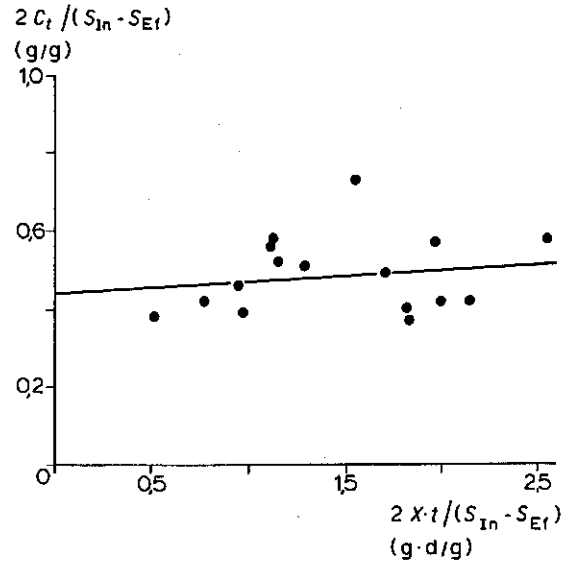


Fig. 8. Fractie CZV geoxydeerd (m_{NZE}/m_{CZV}) als functie van reciproque CVZ-eliminatie-snelheid ($m_{B,CZV}\ dt/dm_{CZV}$). •, denitrificerend actief-slib.

Fig. 8. Fraction of COD oxidized (m_{NOE}/m_{COD}) as a function of the reciprocal of the rate of disappearance of COD ($m_{B,COD}\ dt/dm_{COD}$). •, denitrifying activated sludge.

In een ladingsgewijs experiment met relatief verwaarloosbare slibtoename volgt de betrekking voor de nettoslibproduktie uit integratie van (7):

$$X_t = X_0 + Y(S_0 - S) - k_d\ X\ t \qquad (34)$$

Voor een experiment waarbij de ladingsgewijze belasting steeds herhaald wordt, is uit (34) op dezelfde manier als voor het zuurstofverbruik de volgende betrekking af te leiden

$$(X_t - X_0) = \tfrac{1}{2}Y(S_{In} - S_{Ef}) - k_d\ X\ t \qquad (35)$$

of

$$\frac{2(X_t - X_0)}{S_{In} - S_{Ef}} = Y - \frac{2\ k_d\ X\ t}{S_{In} - S_{Ef}} \qquad (36)$$

In experiment B is de slibtoename bepaald uit de toename van de slibmassa in de reactor en de afvoer via het effluent. Bij de experimenten met lange contactperioden is dit gedaan over een periode van een week. Bij de andere experimenten is de slibproduktie in één dag bepaald. De resultaten zijn samengevat in figuur 9. Hieruit volgt een slibopbrengstcoëfficiënt (dm_{CZV}/dm_{CZV}) in het aerobe en in het denitrificerende actief-slib van 0,66 mg/mg. Het tempo van slibafbraak k_d ($dm_{CZV}/dt\ m_{CZV}$) is respectievelijk 42 en 21 mg/mg d.

3.5 EENMALIGE LADINGSGEWIJZE EXPERIMENTEN MET DENITRIFICEREND EN MET AËROOB ACTIEF-SLIB

Naast de experimenten met de geautomatiseerde opstelling voor ladingsgewijze belasting zijn er ook eenmalige ladingsgewijze experimenten uitgevoerd. Hierbij is het verloop van de CZV-eliminatie en het zuurstof- of NZE-verbruik gevolgd na toevoegen van het

Fig. 9. Relatieve slibproduktie ($m_{B,CZV}/m_{CZV}$) als functie van reciproque CZV-eliminatiesnelheid ($m_{B,CZV}\ dt/dm_{CZV}$). o, aëroob actief-slib; •, denitrificerend actief-slib.

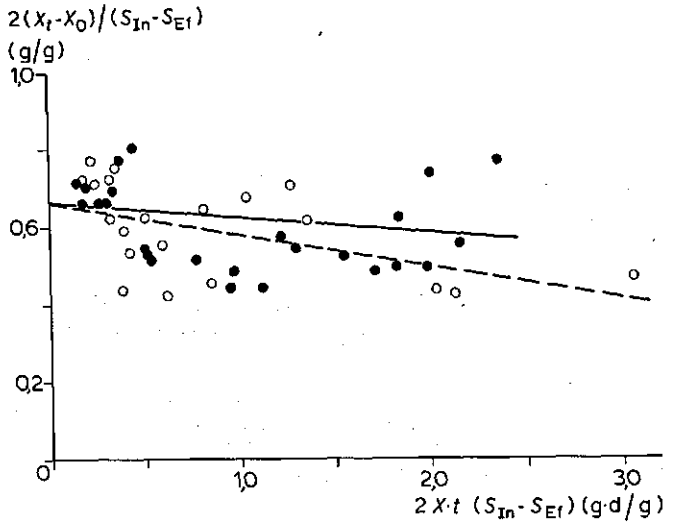


Fig. 9. Relative sludge production ($m_{B,COD}/m_{COD}$) as a function of the reciprocal of the rate of disappearance of COD ($m_{B,COD}\ dt/dm_{COD}$). o, aerobic activated sludge; •, denitrifying activated sludge.

afvalwater. Bij de uitwerking van de resultaten van de experimenten met de geautomatiseerde opstelling was gebleken dat de substraateliminatie niet met een afgeleide-Monod-betrekking beschreven kan worden. Na overweging van hetgeen de literatuur vermeldt op het gebied van de kinetiek van het actief-slibproces (zie par. 3.2) is gebleken dat de aanwezigheid van verschillende substraten in het afvalwater hier debet aan is. Er is toen besloten met eenmalige ladingsgewijze experimenten inzicht te krijgen in de substraateliminatie van de afzonderlijke stoffen uit het synthetisch afvalwater.

3.5.1 Materiaal en methode

In deze experimenten is zowel gebruik gemaakt van actief-slib dat onder aërobe condities aan synthetisch afvalwater is aangepast, als van actief-slib aangepast onder denitrificerende condities. De experimenten zijn uitgevoerd met oplosbaar zetmeel, caseïne, gelatine en lactose.

Een eenmalig ladingsgewijs experiment is als volgt uitgevoerd. Aan 1,5 l actief-slib is 1,5 l substraatoplossing met een CZV van circa 1 g/l toegevoegd. Het verloop is bepaald van de massaconcentratie van de opgeloste CZV, het nitraat en nitriet na toevoegen van het substraat evenals het O_2-verbruik van het aërobe actief-slib. Dit laatste is met de sapromaat uitgevoerd. Uit het verloop van het nitraatgehalte is het NZE-verbruik berekend. Het slibgehalte is bepaald in massa CZV per volume. De analyses zijn uitgevoerd volgens NEN 3235.

3.5.2 Resultaten

3.5.2.1 Substraat: caseïne

Figuren 10 en 11 geven het verloop van de CZV en van het zuurstof- en NZE-verbruik van denitrificerend en van aëroob actief-slib gevoed met caseïne. De opgeloste CZV direct na toevoegen van het substraat is zowel bij het denitrificerend als bij het aërobe actief-slib circa 100 mg/l lager dan berekend uit de CZV van het substraat en de reeds aanwezige

Fig. 10. O_2-verbruik (m_O/V) en CZV-eliminatie (m_{CZV}/V) in aëroob actief-slib gevoed met caseïne. o, CZV experiment 1; •, CZV experiment 2; □, O_2 experiment 1; ■, O_2 experiment 2.

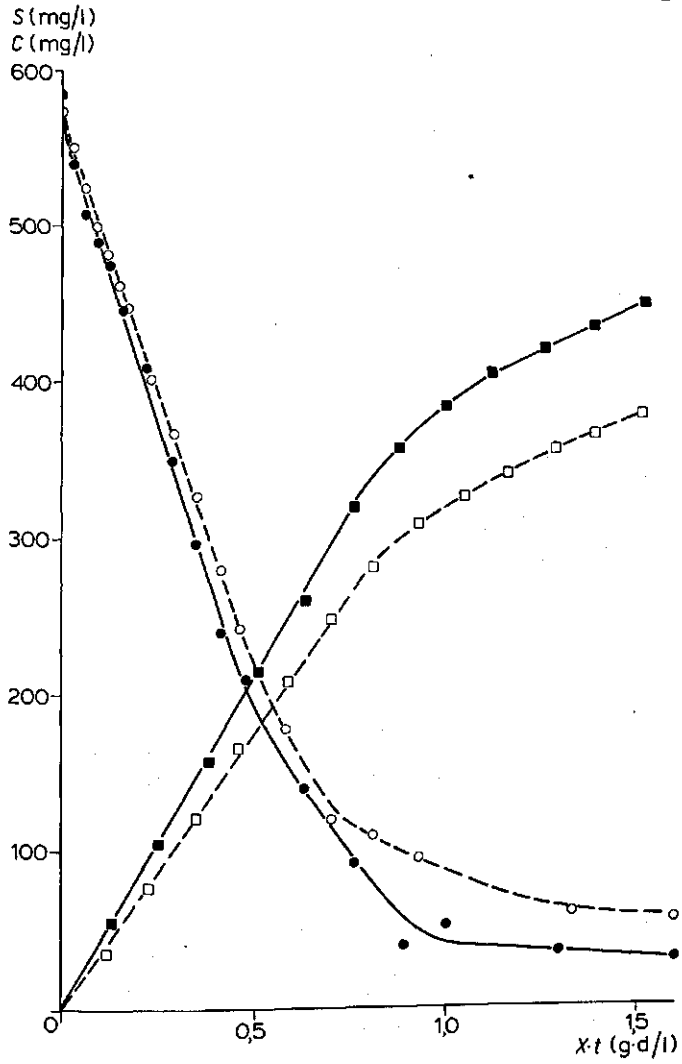


Fig. 10. Consumption of O_2 (m_O/V) and disappearance of COD (m_{COD}/V) in aerobic activated sludge fed with casein. o, COD experiment 1; •, COD experiment 2; □, O_2 experiment 1; ■, O_2 experiment 2.

Fig. 11. NZE-verbruik (m_O/V) en CZV-eliminatie (m_{CZV}/V) in denitrificerend actief-slib gevoed met caseïne. o, CZV experiment 1; •, CZV experiment 2; □, NZE experiment 1; ■, NZE experiment 2.

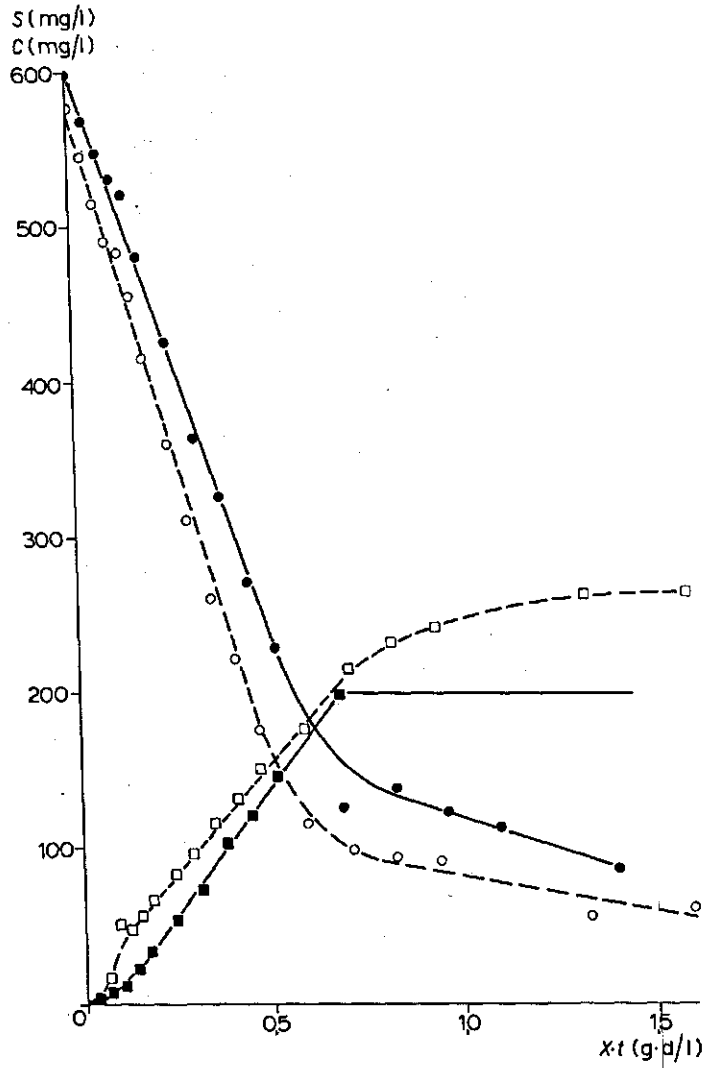


Fig. 11. Consumption of NOE (m_O/V) and disappearance of COD (m_{COD}/V) in denitrifying activated sludge fed with casein. o, COD experiment 1; •, COD experiment 2; □, NOE experiment 1; ■, NOE experiment 2.

opgeloste CZV. Het gehalte caseïne, uitgedrukt in CZV, blijkt tot een CZV van 100 à 120 mg/l lineair met de tijd af te nemen.

Het tempo van caseïne-eliminatie (tabel 1) is in het denitrificerend actief-slib iets hoger dan in het aërobe actief-slib. Bij een massaconcentratie van CZV van 100 à 120 mg/l wordt het tempo van CZV-eliminatie trager om bij een CZV van 40 à 60 tot nul gereduceerd te zijn.

Ten tijde van de caseïne eliminatie verloopt het zuurstof- dan wel het NZE-verbruik

Tabel 1. Tempo van CZV-eliminatie ($dm_{CZV}/dt\ m_{B,CZV}$) in aëroob actief-slib en in denitrificerend actief-slib ladingsgewijs gevoed met caseïne.

Tempo CZV-eliminatie (mg/g d)	
aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib
670	710
660	810
aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge
Rate of disappearance (mg/g d)	

Table 1. Rate of disappearance of COD ($dm_{COD}/dt\ m_{B,COD}$) in aerobic activated sludge and in denitrifying activated sludge fed with casein in a batch experiment.

ook lineair met de tijd. Zodra het substraat geëlimineerd is, neemt het tempo van O_2- of NZE-verbruik af. Het tempo van O_2- of NZE-verbruik ten tijde van de substraateliminatie, verminderd met het tempo van endogene verademing, geeft het tempo van O_2- of NZE-verbruik ten behoeve van directe oxydatie van het substraat (tabel 2).

Het tempo van endogene vertering is bij het denitrificerend actief-slib bijzonder laag in vergelijking tot het aërobe actief-slib. Het gedeelte van het substraat dat direct geoxydeerd wordt met zuurstof of nitraat (1-*Y*), valt te berekenen uit de tempo's van CZV-eliminatie en tempo O_2- of NZE-verbruik ten behoeve van directe oxydatie. Hieruit volgt vervolgens het gedeelte substraat dat omgezet wordt in celmateriaal (de opbrengstcoëfficiënt *Y*) (tabel 3).

3.5.2.2 Substraat: lactose

Het verloop van de CZV en van het O_2- of NZE-verbruik voor aëroob actief-slib en denitrificerend actief-slib ladingsgewijs gevoed met lactose is in de figuren 12 en 13 weergegeven. Het verschil tussen de berekende opgeloste CZV direct na toevoegen van het substraat en de gevonden opgeloste CZV bedraagt voor het aërobe en voor het denitrificerend actief-slib circa 50 mg/l. De massaconcentratie lactose, uitgedrukt in CZV, daalt lineair met de tijd tot een CZV van circa 60 voor het aërobe actief-slib en van 100 mg/l voor het denitrificerend actief-slib. Hierna neemt het tempo van CZV snel af om bij een CZV van 20-40 mg/l voor het aërobe actief-slib nul te worden.

De eliminatie van lactose (tabel 4) door aëroob actief-slib verloopt ongeveer tweemaal sneller dan de eliminatie door denitrificerend actief-slib. Het tempo van O_2- of NZE-verbruik (tabel 5) is tijdens de substraateliminatie constant. Na voltooiïng van de substraateliminatie daalt het tempo van NZE-/O_2-verbruik. Evenals bij de experimenten met caseïne is het tempo van endogene ademhaling voor het denitrificerend actief-slib laag in vergelijking tot het aërobe actief-slib. De opbrengstcoëfficiënt (tabel 6) berekenen we uit het tempo van CZV-eliminatie en het tempo van O_2- of NZE-verbruik ten behoeve van oxydatie van het substraat.

Tabel 2. Tempo van O_2 ($dm_O/dt\ m_{B,CZV}$) en NZE-verbruik ($dm_{NZE}/dt\ m_{B,CZV}$) in respectievelijk aëroob actief-slib en denitrificerend actief-slib ladingsgewijs gevoed met caseïne.

Tempo van O_2- of NZE-verbruik (mg/g d)			
substraatoxydatie[a]		endogene oxydatie	
aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib	aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib
320	b	105	b
255	275	90	25
aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge	aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge
substrate oxidation[a]		endogenous oxidation	
Rate of consumption (mg/g d)			

a. Het tempo van O_2- of NZE-verbruik tijdens substraat-oxydatie verminderd met het tempo van O_2- of NZE-verbruik ten behoeve van endogene oxydatie geeft het tempo van O_2- of NZE-verbruik ten behoeve van substraatoxydatie.
The total rate of consumption of O_2 or NOE during substrate oxidation minus the rate of consumption of O_2 or NOE for endogenous oxidation gives the rate of consumption of O_2 or NOE for substrate oxidation.
b. Het totale tempo van NZE-verbruik bedraagt 300 mg/g d; het tempo van endogene oxydatie is niet bepaald.
The total rate of consumption of NOE is 300 mg/g d; the rate of endogenous oxidation isn't determined.

Table 2. Rate of consumption of O_2 ($dm_O/dt\ m_{B,COD}$) and of NOE ($dm_{NOE}/dt\ m_{B,COD}$) in aerobic activated sludge and in denitrifying activated sludge fed with casein in a batch experiment.

Tabel 3. Opbrengstcoëfficiënt ($m_{B,CZV}/m_{CZV}$) van caseïne in aëroob actief-slib en in denitrificerend actief-slib.

Opbrengstcoëfficiënt (g/g)	
aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib
0,52	0,61
0,62	0,66
aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge
Yield coefficient (g/g)	

Table 3. Yield coefficient ($m_{B,COD}/m_{COD}$) of casein in aerobic activated sludge and in denitrifying activated sludge.

Fig. 12. O_2-verbruik (m_O/V) en CZV-eliminatie (m_{CZV}/V) in aëroob actief-slib gevoed met lactose. o, CZV experiment 1; •, CZV experiment 2; □, O_2 experiment 1; ■, O_2 experiment 2.

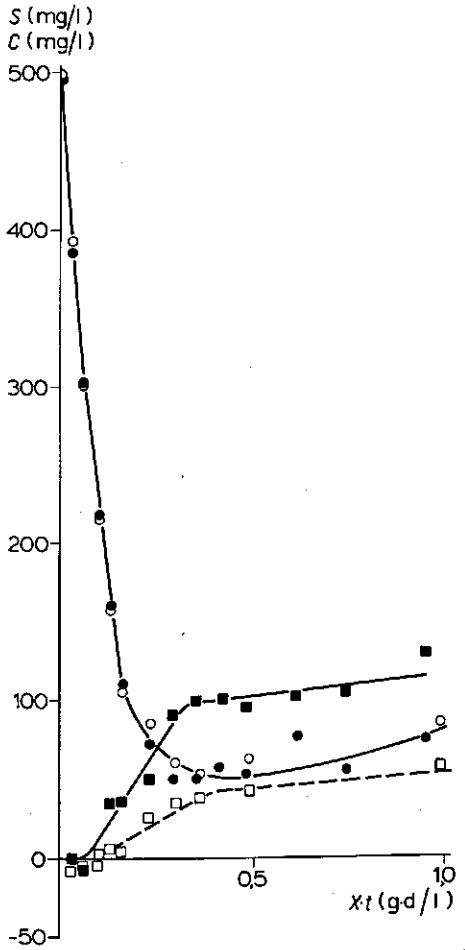


Fig. 12. Consumption of O_2 (m_O/V) and disappearance of COD (m_{COD}/V) in aërobic activated sludge fed with lactose. o, COD experiment 1; •, COD experiment 2; □, O_2 experiment 1; ■, O_2 experiment 2.

Fig. 13. NZE-verbruik (m_{NZE}/V) en CZV (m_{CZV}/V) eliminatie in denitrificerend actief-slib gevoed met lactose. o, CZV experiment 1; •, CZV experiment 2; □, NZE experiment 1; ■, NZE experiment 2.

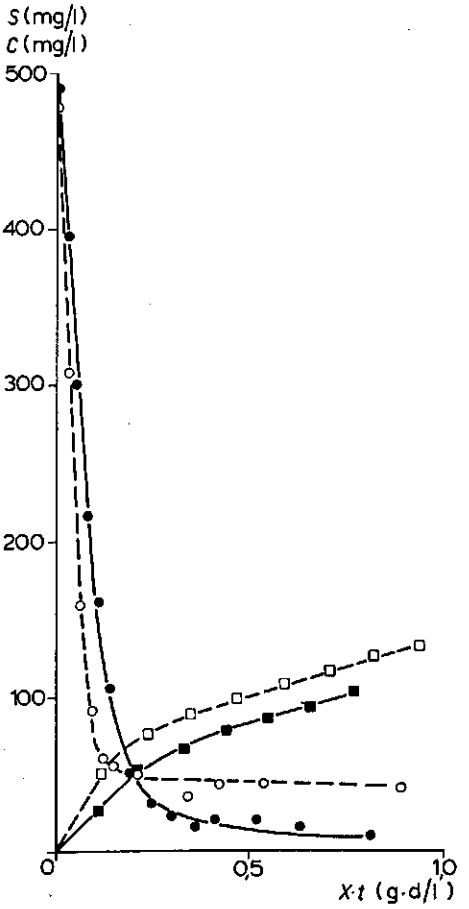


Fig. 13. Consumption of NOE (m_{NOE}/V) and disappearance of COD (m_{COD}/V) in denitrifying activated sludge fed with lactose. o, COD experiment 1; •, COD experiment 2; □, NOE experiment 1; ■, NOE experiment 2.

3.5.2.3 Substraat: gelatine

De resultaten van de experimenten met gelatine zijn in de figuren 14 en 15 weergegeven. De opgeloste CZV direct na toevoegen van het substraat is voor gelatine vrijwel gelijk aan de berekende begin-CZV. In het denitrificerend actief-slib neemt de CZV tot circa 100 mg/l lineair met de tijd af. Hierna vindt een afbuiging plaats. De uiteindelijke rest-CZV bedraagt 50-80 mg/l. In tegenstelling met het denitrificerend actief-slib neemt de CZV in het aërobe actief-slib niet lineair met de tijd af. Direct na het toevoegen van gelatine is het tempo van CZV-eliminatie ($dm_{CZV}/dm_{CZV}t$) circa 900 mg/g d, terwijl de CZV-daling van 300 tot 200 mg/l met een tempo van 400 mg/g d verloopt. Tot een concen-

Tabel 4. Tempo van CZV-eliminatie ($dm_{CZV}/dt\ m_{B,CZV}$) in aëroob actief-slib en in denitrificerend actief-slib ladingsgewijs gevoed met lactose.

Tempo CZV-eliminatie (mg/g d)	
aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib
2330	1490
4370	1840
aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge
Rate of disappearance (mg/g d)	

Table 4. Rate of disappearance of COD ($dm_{COD}/dt\ m_{B,COD}$) in aerobic activated sludge and in denitrifying activated sludge fed with lactose in a batch experiment.

Tabel 5. Tempo van O_2 ($dm_O/dt\ m_{B,CZV}$) en NZE-verbruik ($dm_{NZE}/dt\ m_{B,CZV}$) in respectievelijk aëroob actief-slib en denitrificerend actief-slib ladingsgewijs gevoed met lactose.

Tempo van O_2- of NZE-verbruik (mg/g d)			
substraatoxydatie[a]		endogene oxydatie	
aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib	aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib
160	370	65	25
435	125	65	15
aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge	aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge
substrate oxidation[a]		endogenous oxidation	
Rate of consumption (mg/g d)			

a. Zie tabel 2.
See table 2.

Table 5. Rate of consumption of O_2 ($dm_O/dt\ m_{B,COD}$) and of NOE ($dm_{NOE}/dt\ m_{B,COD}$) in aerobic activated sludge and in denitrifying activated sludge fed with lactose in a batch experiment.

Tabel 6. Opbrengstcoëfficiënt van lactose ($m_{B,CZV}/m_{CZV}$) in aëroob actief-slib en in denitrificerend actief-slib.

Opbrengstcoëfficiënt (g/g)	
aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib
0,93	0,75
0,90	0,93
aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge
Yield coefficient (g/g)	

Table 6. Yield coefficient of lactose ($m_{B,COD}/m_{COD}$) in aerobic activated sludge and in denitrifying activated sludge.

Fig. 14. O_2-verbruik (m_O/V) en CZV-eliminatie (m_{CZV}/V) in aëroob actief-slib gevoed met gelatine. ○, CZV experiment 1; ●, CZV experiment 2; □, O_2 experiment 1; ■, O_2 experiment 2.

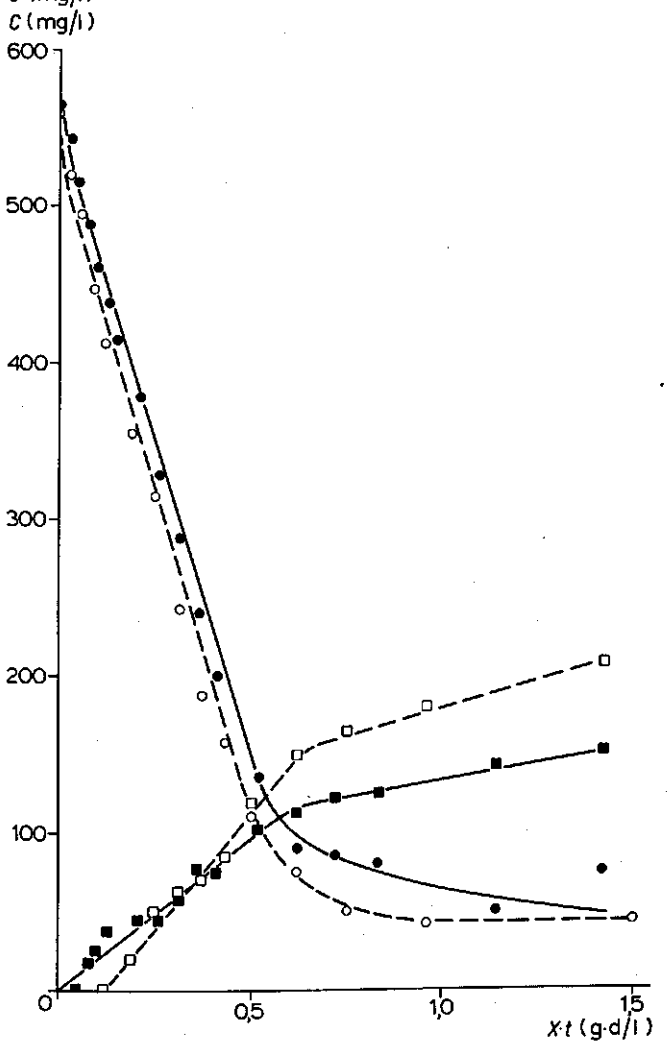


Fig. 14. Consumption of O_2 (m_O/V) and disappearance of COD (m_{COD}/V) in aerobic activated sludge fed with gelatin. ○, COD experiment 1; ●, COD experiment 2; □, O_2 experiment 1; ■, O_2 experiment 2.

tratie (m_{CZV}/V) van circa 125 mg/l kunnen we echter de CZV-eliminatie bij benadering beschrijven met de betrekking van een nulde-orde-betrekking. Hierna neemt het tempo van CZV-eliminatie sterk af om bij een CZV van circa 75 mg/l tot nul gereduceerd te zijn.

De eliminatie van gelatine (tabel 7) verloopt in aëroob actief-slib sneller dan in denitrificerend actief-slib. Het tempo van NZE- of O_2-verbruik (tabel 8) is zowel voor het denitrificerend actief-slib als voor het aërobe actief-slib ten tijde van de substraateliminatie praktisch constant. Ook bij deze experimenten bleek het lage tempo van endogene verademing van het denitrificerend actief-slib. Uit gegevens over tempo van substraateliminatie en tempo van O_2- of NZE-verbruik ten behoeve van substraatoxydatie is Y (tabel 9) berekend.

Fig. 15. NZE-verbruik (m_O/V) en CZV-eliminatie (m_{CZV}/V) in denitrificerend actief-slib gevoed met gelatine. o, CZV experiment 1; •, CZV experiment 2; □, NZE experiment 1; ■, NZE experiment 2.

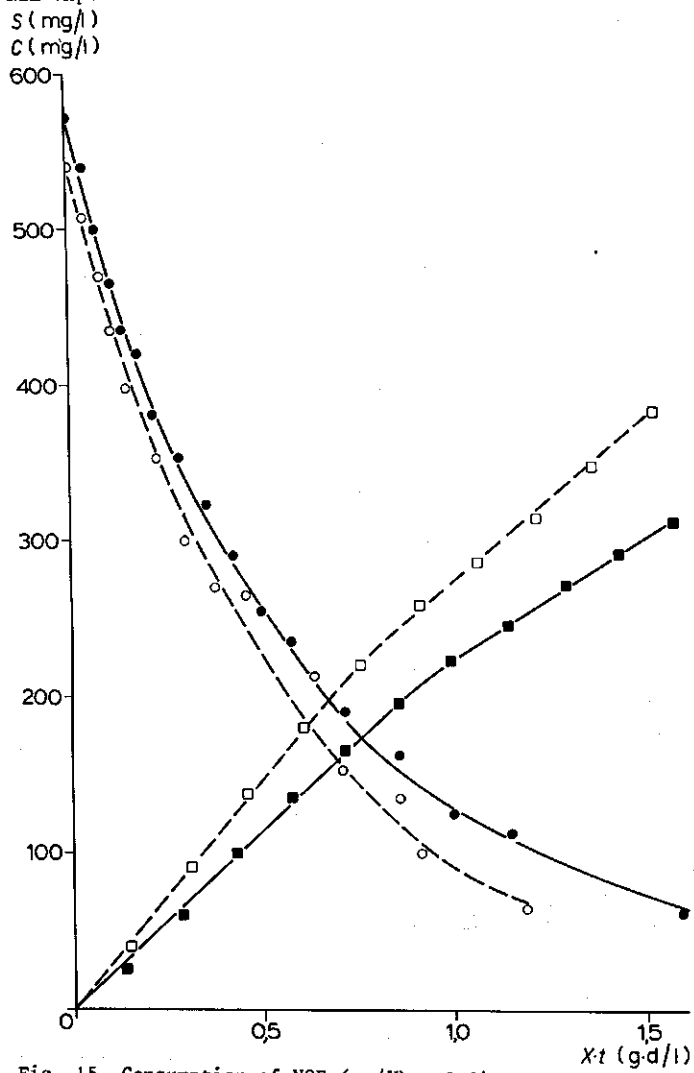


Fig. 15. Consumption of NOE (m_O/V) and disappearance of COD (m_{COD}/V) in denitrifying activated sludge fed with gelatin. o, COD experiment 1; •, COD experiment 2; □, NOE experiment 1; ■, NOE experiment 2.

3.5.2.4 Substraat: oplosbaar zetmeel

In figuren 16 en 17 zijn de resultaten van de experimenten met oplosbaar zetmeel weergegeven. De opgeloste CZV direct na toevoegen van oplosbaar zetmeel is in denitrificerend actief-slib en in aëroob actief-slib circa 25 mg/l lager dan op grond van de berekende CZV te verwachten was. Zowel in het aërobe als in het denitrificerende actief-slib is er geen lineaire afname van de opgeloste CZV met de tijd te constateren. De afname van het opneembaar substraat (dat is de opgeloste CZV verminderd met de opgeloste CZV na lange

Tabel 7. Tempo van CZV-eliminatie ($dm_{CZV}/dt\ m_{B,CZV}$) in aëroob actief-slib en in denitrificerend actief-slib ladingsgewijs gevoed met gelatine.

Tempo CZV-eliminatie (mg/g d)	
aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib
500	795
470	825
aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge
Rate of disappearance (mg/g d)	

Table 7. Rate of disappearance of COD ($dm_{COD}/dt\ m_{B,COD}$) in aerobic activated sludge and in denitrifying activated sludge fed with gelatin in a batch experiment.

Tabel 8. Tempo van O_2 ($dm_O/dt\ m_{B,CZV}$) en NZE-verbruik ($dm_{NZE}/dt\ m_{B,CZV}$) in respectievelijk aëroob actief-slib en denitrificerend actief-slib ladingsgewijs gevoed met gelatine.

Tempo van O_2- of NZE-verbruik (mg/g d)			
substraatoxydatie[a]		endogene oxydatie	
aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib	aeroob actief-slib	denitrificerend actief-slib
130	170	90	15
175	260	80	30
aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge	aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge
substrate oxidation[a]		endogenous oxidation	
Rate of consumption (mg/g d)			

a. Zie tabel 2.
See table 2.

Table 8. Rate of consumption of O_2 ($dm_O/dt\ m_{B,COD}$) and of NOE ($dm_{NOE}/dt\ m_{B,COD}$) in aerobic activated sludge and in denitrifying activated sludge fed with gelatin in a batch experiment.

contacttijd) valt te beschrijven met een betrekking van de eerste orde ($S_t = S_0 e^{-k\ t}$). Tabel 10 geeft de snelheidsconstante k in aëroob en in denitrificerend actief-slib.

Voorts is het gemiddelde tempo van CZV-eliminatie tot een massaconcentratie van CZV van 75 mg/l berekend (tabel 11). De afname van de opgeloste CZV met oplosbaar zetmeel verloopt in denitrificerend actief-slib sneller dan in aëroob actief-slib.

In het denitrificerend actief-slib wordt er in de eerste periode na toevoegen van het substraat geen nitraat opgenomen. Daarna is er een periode met een relatief snelle opname van nitraat, gevolgd door een periode met zeer laag NZE-verbruik. Het langzame tempo van NZE-verbruik begint niet op het moment dat de opgeloste CZV geëlimineerd is. Deze

Tabel 9. Opbrengstcoëfficiënt van gelatine ($m_{B,CZV}/m_{CZV}$) in aëroob actief-slib en en in denitrificerend actief-slib.

Opbrengstcoëfficiënt (g/g)	
aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib
0,74	0,79
0,63	0,68
aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge
Yield coefficient (g/g)	

Table 9. Yield coefficient of gelatin ($m_{B,COD}/m_{COD}$) in aerobic activated sludge and in denitrifying activated sludge.

Fig. 16. O_2-verbruik (m_O/V) en CZV-eliminatie (m_{CZV}/V) in aëroob actief-slib gevoed met oplosbaar zetmeel. o, CZV experiment 1; •, CZV experiment 2; □, O_2 experiment 1; ■, O_2 experiment 2.

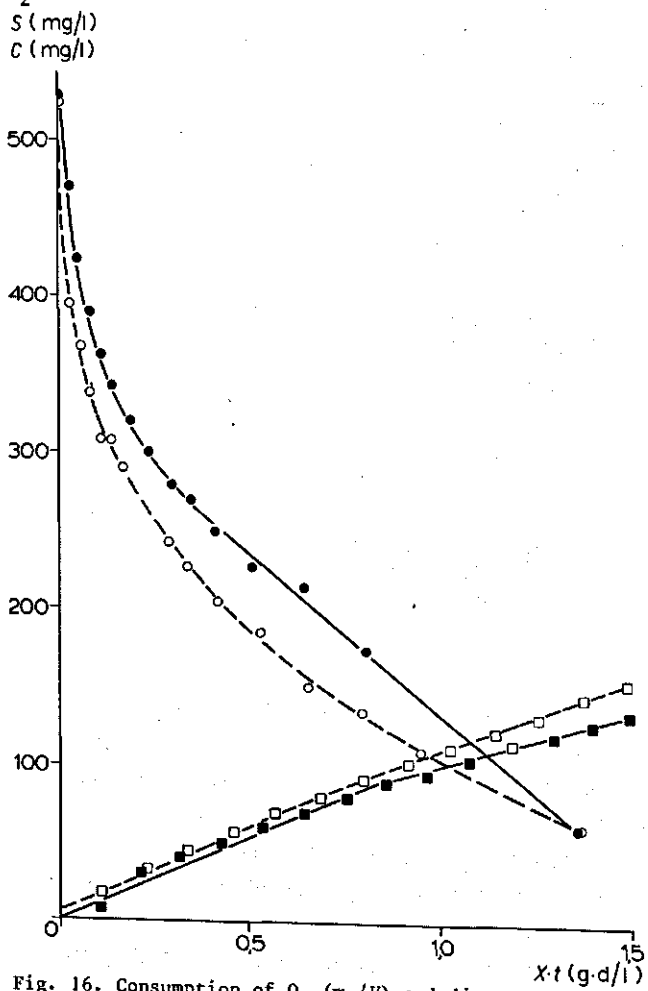


Fig. 16. Consumption of O_2 (m_O/V) and disappearance of COD (m_{COD}/V) in aerobic activated sludge fed with soluble starch. o, COD experiment 1; •, COD experiment 2; □, O_2 experiment 1; ■, O_2 experiment 2.

Fig. 17. NZE-verbruik (m_O/V) en CZV-eliminatie (m_{CZV}/V) in denitrificerend actief-slib gevoed met oplosbaar zetmeel. o, CZV experiment 1; •, CZV experiment 2; □, NZE experiment 1; ■, NZE experiment 2.

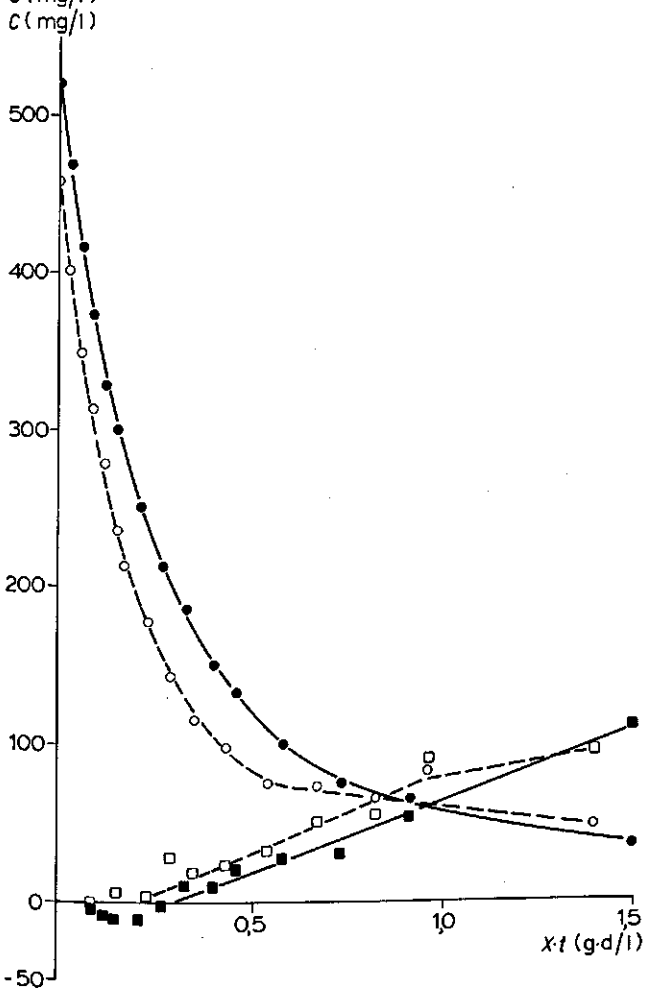


Fig. 17. Consumption of NOE (m_O/V) and disappearance of COD (m_{COD}/V) in denitrifying activated sludge fed with soluble starch. o, COD experiment 1; •, COD experiment 2; □, NOE experiment 1; ■, NOE experiment 2.

verschijnselen duiden er op dat de fysisch-chemische eliminatieprocessen van opgelost zetmeel sneller verlopen dan de biochemische oxydaties. In tabel 12 wordt het gemiddelde tempo van NZE-verbruik gegeven gedurende de periode van substraat NZE-verbruik. Tussen haakjes wordt het tempo van NZE-verbruik gegeven gedurende de periode met constant tempo van NZE-verbruik.

Een zeer arbitraire schatting van de omzettingscoëfficiënt geeft de in tabel 13 vermelde resultaten.

Tabel 10. Snelheidsconstante k voor CZV-eliminatie in aëroob actief-slib en in denitrificerend actief-slib ladingsgewijs gevoed met oplosbaar zetmeel.

Snelheidsconstante (d^{-1})	
aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib
1,74	3,17
1,76	3,26
aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge
Rate constant (d^{-1})	

Table 10. Rate constant k for disappearance of COD in aerobic activated sludge and in denitrifying activated sludge fed with soluble starch.

Tabel 11. Het gemiddelde tempo van CZV-eliminatie ($dm_{CZV}/dt\ m_{B,CZV}$) in aëroob actief-slib en in denitrificerend actief-slib ladingsgewijs gevoed met oplosbaar zetmeel.

Tempo van CZV-eliminatie (mg/g d)	
aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib
350	610
295	705
aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge
Rate of disappearance (mg/g d)	

Table 11. Mean rate of disappearance of COD ($dm_{COD}/dt\ m_{B,COD}$) in aerobic activated sludge and in denitrifying activated sludge fed with soluble starch in a batch experiment.

3.6 DISCUSSIES EN CONCLUSIES

3.6.1 Primaire eliminatie

Robarts & Kempton (1971) en ook anderen hebben aangetoond dat in de eerste drie minuten na toevoegen van het afvalwater een snelle opname van organische stoffen door het actief-slib kan plaatsvinden. Dit verschijnsel wordt in de literatuur (Robarts & Kempton, 1971) verklaard als uitvlokking, mechanische adsorptie aan de slibvlok en/of omzettingen in niet-geoxydeerde reservestoffen. Mijn ladingsgewijze experimenten met lactose, caseïne, gelatine en oplosbaar zetmeel laten weinig verschil zien tussen primaire eliminatie bij aëroob en bij denitrificerend actief-slib. Vooral caseïne en lactose vertonen een aanzienlijke primaire eliminatie. De experimenten met de automatische opstelling voor ladingsgewijze belasting geeft wel een verschil tussen aëroob en denitrificerend actief-slib. De primaire eliminatie is het sterkst voor het denitrificerend actief-slib. Er is, gezien de

Tabel 12. Tempo van O_2 ($dm_O/dt\ m_{B,CZV}$) en NZE-verbruik ($dm_{NZE}/dt\ m_{B,CZV}$) in respectievelijk aëroob actief-slib en denitrificerend actief-slib ladingsgewijs gevoed met oplosbaar zetmeel.

Tempo van O_2- of NZE-verbruik (mg/g d)			
substraatoxydatie[a]		endogene oxydatie	
aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib	aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib
20	72	80	3
25	53	70	7
aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge	aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge
substrate oxidation[a]		endogenous oxidation	
Rate of consumption (mg/g d)			

a. Zie tabel 2.
See table 2.

Table 12. Rate of consumption of O_2 ($dm_O/dt\ m_{B,CZV}$) and of NOE ($dm_{NOE}/dt\ m_{B,COD}$) in aerobic activated sludge and in denitrifying activated sludge fed with soluble starch in a batch experiment.

Tabel 13. Opbrengstcoëfficiënt van oplosbaar zetmeel ($m_{B,CZV}/m_{CZV}$) in aëroob actief-slib en in denitrificerend actief-slib.

Opbrengstcoëfficiënt[a] (g/g)	
aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib
0,94	0,88
0,92	0,92
aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge
Yield coefficient[a] (g/g)	

a. Schatting
Estimate

Table 13. Yield coefficient of soluble starch ($m_{B,COD}/m_{COD}$) in aerobic activated sludge and in denitrifying activated sludge.

betrekkelijk geringe relevantie van dit verschijnsel in het kader van het totale project, geen verder onderzoek ingesteld naar de oorzaken ervan.

3.6.2 *Substraateliminatiesnelheid*

De ladingsgewijze experimenten met de afzonderlijke organische stoffen geven meer inzicht in de substraateliminatiesnelheid door aërobe en denitrificerend actief-slib dan

de experimenten met het samengestelde, synthetische afvalwater. Een overzicht van de maximale substraateliminatiesnelheden uit de ladingsgewijze experimenten (par. 3.5) geeft tabel 14.

Uit dit overzicht blijkt in de eerste plaats dat de eliminatiesnelheid van de verschillende organische stoffen in hetzelfde actief-slib sterk uiteen kunnen lopen. Met name lactose wordt snel geëlimineerd, terwijl oplosbaar zetmeel met een veel trager tempo verwijderd wordt. Voorts volgt uit deze resultaten dat er verschil is tussen aëroob actief-slib en denitrificerend actief-slib. Lactose wordt in deze experimenten sneller door aëroob slib geëlimineerd dan door denitrificerend slib. Met gelatine en oplosbaar zetmeel is echter het omgekeerde het geval, terwijl de eliminatiesnelheden van caseïne in aëroob en denitrificerend actief-slib elkaar niet veel ontlopen. Voor een samengesteld afvalwater lijkt de kans betrekkelijk groot dat de 'overall' eliminatiesnelheid in aëroob en in denitrificerend actief-slib vrijwel hetzelfde is. Uit het experiment met synthetisch afvalwater (par. 3.4) blijkt ook dat het maximale rendement zowel voor denitrificerend actief-slib als voor aëroob actief-slib bij een $S_B(\Delta m_{CZV}/m_{CZV}\ \Delta t)$ van 2,5 g/g d bereikt wordt, dus met een gemiddeld tempo van CZV-eliminatie ($dm_{CZV}/m_{CZV}\ dt$) van 2500 mg/g d.

Het zal in het algemeen van de samenstelling van het afvalwater en de eigenschappen van de samenstellende stoffen afhangen hoe het rendement in relatie tot de slibbelasting afhangt van het gebruik van zuurstof dan wel van nitraat. Er is op grond van mijn resultaten voorlopig geen aanleiding voor de dimensionering van het denitrificatieproces andere grondslagen te gebruiken dan bij aërobe actief-slibinrichtingen.

3.6.3 Slibopbrengstcoëfficiënt

In de afvalwaterliteratuur met betrekking tot denitrificatie (Painter, 1970; Johnson, 1972) komt meermalen de opvatting naar voren dat de celopbrengstfactor voor denitrificerende bacteriën kleiner zou zijn dan voor aërobe, heterotrofe bacteriën. Painter (1970) haalt hiervoor Nicholas (1963) aan. De laatste poneert echter zonder argumenten. Johnson (1972) neemt aan dat de opbrengstcoëfficiënt (dm_{Dr}/dm_{BZV}) voor denitrificerend actief-slib

Tabel 14. Tempo van CZV-eliminatie van verschillende organische substraten ($dm_{CZV}/dt\ m_{B,CZV}$) in aëroob en in denitrificerend actief-slib.

Substraat	Tempo van CZV-eliminatie (mg/g d)		
	aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib	
caseïne	670 - 660	710 - 810	casein
lactose	2330 - 4370	1490 - 1840	lactose
gelatine	500 - 470	795 - 825	gelatin
oplosbaar zetmeel	350 - 295	610 - 705	soluble starch
	aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge	
	Rate of disappearance (mg/g d)		Substrate

Table 14. Rate of disappearance of COD from different organic substrates ($dm_{COD}/dt\ m_{B,COD}$) in aerobic and denitrifying activated sludge.

0,2-0,5 is tegen 0,4-0,7 voor aëroob actief-slib. Hij gaat hiervoor uit van resultaten verkregen door Hadjepetrou & Stouthamer (1965). Zij vonden namelijk voor *Aerobacter aerogenes* met glucose als C-bron onder anaërobe condities zonder nitraat en onder anaërobe condities met nitraat celopbrengsten ($dm_{Or}/dm_{glucose}$) van respectievelijk 0,14 en 0,25 g/g. Onder aërobe condities vonden zij een celopbrengst ($dm_{Or}/dm_{glucose}$) van 0,4 g/g. *Aerobacter aerogenes* vormt echter nitriet uit nitraat, terwijl Johnson (1972) zijn beschouwing geeft over denitrificatie, dus voor het geval er distikstof uit nitraat gevormd wordt.

Servizi & Bogan (1964) en McCarthy (1972) verklaren verschillen in groei-opbrengstfactoren voor verschillende substraten en omzettingsprocessen uit thermodynamische overwegingen. Volgens Servizi & Bogan (1964) is de celopbrengst evenredig met de hoeveelheid gevormde ATP per eenheid verwerkt substraat. Zij stellen verder dat de ATP-produktie evenredig is met de vrije energie vrijgekomen bij de oxydatie van het substraat. McCarthy (1972) gaat in principe van hetzelfde uitgangspunt uit. Voor een aantal substraten en omzettingssystemen berekent hij de verhouding tussen elektronenequivalenten van de elektronendonor omgezet in energie en de elektronenequivalenten van de gesynthetiseerde bacteriecellen. Deze verhouding is gelijk aan de verhouding tussen geoxydeerd substraat en substraat omgezet in celmateriaal. In tabel 15 wordt een overzicht gegeven van een aantal opbrengstcoëfficiënten berekend uit de gegevens van McCarthy (1972).

Op grond van thermodynamische overwegingen kan er dus slechts een miniem verschil zijn in celopbrengst voor zuurstof en voor nitraat, omgezet in distikstof als elektronenacceptor. Dit verschil is te verwaarlozen ten opzichte van de verschillen als gevolg van bepalings fouten voor de slibopbrengstfactor van actief-slib. Uit tabel 15 blijkt dat Johnson ten onrechte uitgaat van gegevens met betrekking tot *Aerobacter aerogenes* waar slechts nitraat uit nitraat ontstaat.

In mijn experiment zijn voor het synthetische afvalwater (par. 3.4) en voor de afzonderlijke substraten (par. 3.5) slibopbrengstcoëfficiënten bepaald (tabel 16 en 17). Rekening houdend met de relatieve samenstelling volgt uit de gegevens van de afzon-

Tabel 15. Berekende opbrengstcoëfficiënten ($m_{B,CZV}/m_{CZV}$) voor acetaat en glucose bij toepassing van zuurstof of nitraat als elektronenacceptor.

Elektronendonor	Elektronenacceptor	Opbrengstcoëfficiënt	
acetaat	$O_2 \rightarrow O^{2-}$	0,59	acetate
acetaat	$NO_3^- \rightarrow N_2$	0,57	acetate
acetaat	$NO_3^- \rightarrow NO_2^-$	0,47	acetate
acetaat	$NO_2^- \rightarrow N_2$	0,62	acetate
glucose	$O_2 \rightarrow O^{2-}$	0,72	glucose
glucose	$NO_3^- \rightarrow N_2$	0,71	glucose
glucose	$NO_3^- \rightarrow NO_2^-$	0,64	glucose
glucose	$NO_2^- \rightarrow N_2$	0,75	glucose
	Electron acceptor	Yield coefficient	Electron donor

Table 15. Calculated yield coefficient ($m_{B,COD}/m_{COD}$) for acetate and glucose with oxygen or nitrate as electron acceptor.

Tabel 16. Experimenteel bepaalde opbrengstcoëfficiënt ($m_{B,CZV}/m_{CZV}$) voor synthetisch afvalwater in aeroob en in denitrificerend actief-slib (3.4.2).

Experiment	Opbrengstcoëfficiënt (g/g)		
	aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib	
afvalwater A[a]	0,76	0,69	wastewater A[a]
afvalwater B[a]	0,56	.	wastewater B[a]
afvalwater B[b]	0,66	0,66	wastewater B[b]
	aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge	
Experiment	Yield coefficient (g/g)		Experiment

a. Berekend uit de zuurstof of NZE-balans.
   Calculated from balance of oxygen or NOE.
b. Berekend uit de CZV-balans.
   Calculated from balance of COD.

Table 16. Experimentally estimated yield coefficient ($m_{B,COD}/m_{COD}$) for synthetic sewage in aerobic and in denitrifying activated sludge (3.4.2).

Tabel 17. Experimenteel bepaalde opbrengstcoëfficiënt ($m_{B,CZV}/m_{CZV}$) voor verschillende organische stoffen in aëroob en in denitrificerend actief-slib (3.5.2).

Substraat	Opbrengstcoëfficiënt (g/g)		
	aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib	
caseïne	0,52 - 0,62	0,61 - 0,66	casein
lactose	0,93 - 0,90	0,75 - 0,93	lactose
gelatine	0,74 - 0,63	0,79 - 0,68	gelatin
oplosbaar zetmeel	0,94 -0,92	0,88 - 0,92	soluble starch
	aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge	
	Yield coefficient (g/g)		Substrate

Table 17. Experimentally estimated yield coefficient ($m_{B,COD}/m_{COD}$) for different organic compounds in aerobic and in denitrifying activated sludge (3.5.2).

derlijke substraten voor de opbrengstcoëfficiënt (dm_{CZV}/dm_{CZV}) van synthetisch afvalwater in aëroob en in denitrificerend actief-slib 0,8 g/g. Bij vergelijking van de resultaten in aëroob en in denitrificerend actief-slib dienen we er rekening mee te houden dat de bepaling van de slibopbrengstcoëfficiënt niet nauwkeurig uitgevoerd kan worden; ik concludeer dan dat er nauwelijks verschil bestaat tussen bruto-opbrengstcoëfficiënt in aëroob en in denitrificerend actief-slib.

3.6.4 Endogene slibvertering

De tabellen 18 en 19 geven een overzicht van het tempo van endogene verademing en het tempo van slibafbraak, bepaald in de eenmalige ladingsgewijze experimenten en in de herhaalde ladingsgewijze experimenten. Het tempo van endogene verademing in aëroob

Tabel 18. Tempo van endogene oxydatie van aëroob actief-slib en van denitrificerend actief-slib (respectievelijk $dm_O/dt\ m_{B,CZV}$ en $dm_{NZE}/dt\ m_{B,CZV}$) in ladingsgewijze experimenten.

Substraat	Tempo van endogene oxydatie (mg/g d)		
	aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib	
caseïne	95	25	casein
lactose	65	20	lactose
gelatine	85	25	gelatin
oplosbaar zetmeel	75	5	soluble starch
	aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge	
	Rate of endogenous oxidation (mg/g d)		Substrate

Table 18. Rate of endogenous oxidation of aerobic activated sludge and of denitrifying activated sludge ($dm_O/dt\ m_{B,COD}$ and $dm_{NOE}/dt\ m_{B,COD}$) in batch experiments.

Tabel 19. Tempo van endogene vertering ($dm_O/dt\ m_{B,CZV}$) of ($dm_{NZE}/dt\ m_{B,CZV}$), van slibafbraak ($dm_{B,CZV}/dt\ m_{B,CZV}$) en van produktie van niet-biologisch degradeerbare CZV ($dm_{CZV}/dt\ m_{B,CZV}$) in aëroob actief-slib en in denitrificerend actief-slib, bepaald in experimenten met de geautomatiseerde opstelling voor ladingsgewijze belasting.

	Tempo endogene oxydatie (mg/g d)		
	aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib	
Afvalwater A	66	28	sewage A
Afvalwater B	.	16	sewage B
	aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge	
	Rate of endogenous oxidation (mg/g d)		
	Tempo slibafbraak (mg/g d)		
	aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib	
Afvalwater B	42	21	sewage B
	aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge	
	Rate of breakdown (mg/g d)		
	Tempo produktie biologisch niet degradeerbare CZV (mg/g d)		
	aëroob actief-slib	denitrificerend actief-slib	
Afvalwater A	22	21	sewage A
Afvalwater B	16	25	sewage B
	aerobic activated sludge	denitrifying activated sludge	
	Production rate (mg/g d)		

Table 19. Rate of endogenous oxidation ($dm_O/dt\ m_{B,COD}$) or ($dm_{NOE}/dt\ m_{B,COD}$), of sludge breakdown ($dm_{B,COD}/dt\ m_{B,COD}$) and of production of biologically undegradable COD ($dm_{COD}/dt\ m_{B,COD}$) in aerobic activated sludge and in denitrifying activated sludge estimated in an automatic batch-feeder.

actief-slib is tweemaal zo groot als in denitrificerend actief-slib. Het is niet duidelijk waaraan dit verschil toegeschreven moet worden. Het is niet uitgesloten dat een belangrijk percentage van de organische stoffen die in oplossing gaat bij afsterving van bacteriën, niet met nitraat geoxydeerd kan worden. In dit geval is het hergebruik van deze stoffen als substraat voor bacteriën in het aërobe systeem groter dan in het denitrificerend systeem. Dit resulteert ook in een hogere endogene verademing. Het is echter ook mogelijk dat het hogere zuurstofverbruik toe te schrijven is aan hogere organismen die wel in het aërobe maar niet in het denitrificerende actief-slib voorkomen.

Het tempo van slibafbraak is in het aërobe actief-slib eveneens hoger dan in het denitrificerende actief-slib. Gezien de onnauwkeurigheid waarmee de bepaling van de slibbalans gepaard gaat, is het niet mogelijk hieruit conclusies te trekken.

Het tempo van produktie van moeilijk afbreekbare CZV is in het aërobe en in het denitrificerende actief-slib vrijwel even groot (tabel 19).

3.6.5 Samenvatting

In het onderzoek naar de kinetiek van denitrificerend actief-slib in vergelijking tot aëroob actief-slib is naar voren gekomen dat er nauwelijks verschil bestaat tussen de brutoslibopbrengstcoëfficiënt in beide systemen. Er zijn aanwijzingen dat het tempo van slibafsterving in het aërobe systeem groter is dan in het denitrificerende systeem. Dit betekent dat de nettoslibproduktie in het denitrificatieproces iets groter kan zijn dan in het aërobe systeem. Het tempo van substraateliminatie van een bepaalde stof kan in aëroob actief-slib en in denitrificerend actiefslib verschillen. Voor een mengsel van organische stoffen is de kans groot dat de 'overall' eliminatiesnelheid in beide situaties vrijwel gelijk is. Er moet evenwel rekening mee gehouden worden dat sommige organische stoffen in het geheel niet door denitrificerende bacteriën geëlimineerd kunnen worden.

Er is op grond van de resultaten uit dit onderzoek geen aanleiding voor de behandeling van een afvalwater met denitrificerend actief-slib andere dimensioneringsgrondslagen te kiezen dan bij behandeling met aëroob actief-slib.

4 Het voorkomen van denitrificerende micro-organismen in actief-slib

4.1 INLEIDING

Voor een optimale N-eliminatie is de aanwezigheid van denitrificerende micro-organismen een eerste vereiste. In verband hiermee kam men zich afvragen of en zo ja, in welke mate er in actief-slibinrichtingen zonder extra voorzieningen ter bevordering van het denitrificatieproces denitrificerende micro-organismen aanwezig zijn.

Er zijn een aantal aanwijzingen dat er in deze actief-slibinrichtingen denitrificatie plaats vindt. Volgens Johnson (1958) en volgens Barth et al. (1966) verdwijnt er namelijk via het spui-slib en via het effluent minder stikstof dan er via het influent in een actief-slibinrichting aangevoerd wordt. In een aantal situaties kan desorptie van ammoniak en van andere vluchtige N-verbindingen een negatieve N-balans veroorzaken. In het algemeen (Barth et al., 1966; Wuhrmann, 1954) wordt echter het optreden van denitrificatie als oorzaak gegeven voor de negatieve N-balans. Een aanwijzing voor de laatste verklaring is de waarneming dat de N-tekorten het grootst zijn in inrichtingen met nitrificatie (Barth et al., 1966). Ook valt te wijzen op het opdrijven van actief-slib in een nabezinktank (Sawyer & Bradwey, 1945) tot adstructie van het vermoeden dat de negatieve N-balans door denitrificatie veroorzaakt wordt. Rüffer (1964) heeft voorts met redoxindicatoren de aanwezigheid van een anaërobe zone in een actief-slibvlok aannemelijk gemaakt. Aangezien anaërobie wordt gezien als voorwaarde voor het kunnen optreden van denitrificatie, vormt de aanwezigheid van een anaërobe zone in een actief-slibvlok een aanwijzing dat de negatieve N-balans door denitrificatie veroorzaakt wordt.

De aanwezigheid van denitrificerende bacteriën in belucht actief-slib is aannemelijk gemaakt door Wuhrmann (1964) en Rüffer (1964). In actief-slib uit beluchte actief-slibinrichtingen dat onder anaërobe condities gebracht werd, namen zij daling van het nitraatgehalte en vorming van distikstof waar.

Er is in de literatuur geen informatie over het percentage denitrificerende micro-organismen in actief-slib uit inrichtingen zonder extra voorzieningen voor N-eliminatie. Enig inzicht hierin geeft het tempo van nitraat- en substraatverbruik onder anaërobe condities in vergelijking tot het tempo van zuurstof- en van substraatverbruik onder aërobe condities. In deze studie is voor actief-slib uit een hoogbelaste, niet-nitrificerende en uit een nitrificerende actief-slibinrichting getracht inzicht te krijgen in het percentage heterotrofe micro-organismen dat kan denitrificeren.

4.2 MATERIAAL EN METHODE

Het actief-slib in dit onderzoek is afkomstig van de zwaarbelaste actief-slibinrichting te Zeist (slibbelasting ($\Delta m_{BZV}/m_{Dr}\ \Delta t$) circa 0,5 g/g d, de oxydatiesloot te Otterlo

(slibbelasting circa 0,05 g/g d), de oxidatiesloot te Woudenberg (slibbelasting circa 0,05 g/g d) en een proefinstallatie te Ede met dagelijkse, ladingsgewijze belasting met afvalwater (slibbelasting circa 0,05 g/g d). In deze installaties zijn geen voorzieningen getroffen ter bevordering van de N-eliminatie.

Van elk van deze soorten actief-slib is het tempo van substraat- en zuurstof- of NZE-verbruik onder aërobe en onder anaërobe condities bepaald. Hiervoor is de volgende werkwijze aangehouden. Aan 2 l actief-slib wordt 0,8 g/l natriumacetaat en circa 1,2 g/l natriumnitraat toegevoegd (in één experiment is per abuis het nitraat niet toegevoegd aan het beluchte actief-slib). Bij de bepaling van het substraat- en zuurstofverbruik onder aërobe condities wordt het actief-slib belucht. Een deel van het actief-slib waaraan reeds natriumacetaat en natriumnitraat toegevoegd is, is gebruikt voor de bepaling van het zuurstofverbruik in de Sapromaat (Liebmann & Offhaus, 1966). In het resterende beluchte actief-slib is over een tijdsverloop van een aantal uren het verloop van opgeloste CZV, nitriet en nitraat bepaald. Bij de bepaling van het substraat- en NZE-verbruik onder anaërobe condities wordt het actief-slib van de lucht afgesloten en wordt er stikstofgas door geleid. Ook in dit geval wordt het verloop van de massaconcentratie opgeloste CZV en de massaconcentratie van het nitriet en nitraat bepaald. Het verloop van de massaconcentratie van nitriet en nitraat wordt omgerekend in NZE-verbruik. In het beluchte en in het niet-beluchte actief-slib wordt hetzelfde slibgehalte aangehouden. De analyses van CZV, nitriet en nitraat worden volgens NEN 3235 uitgevoerd.

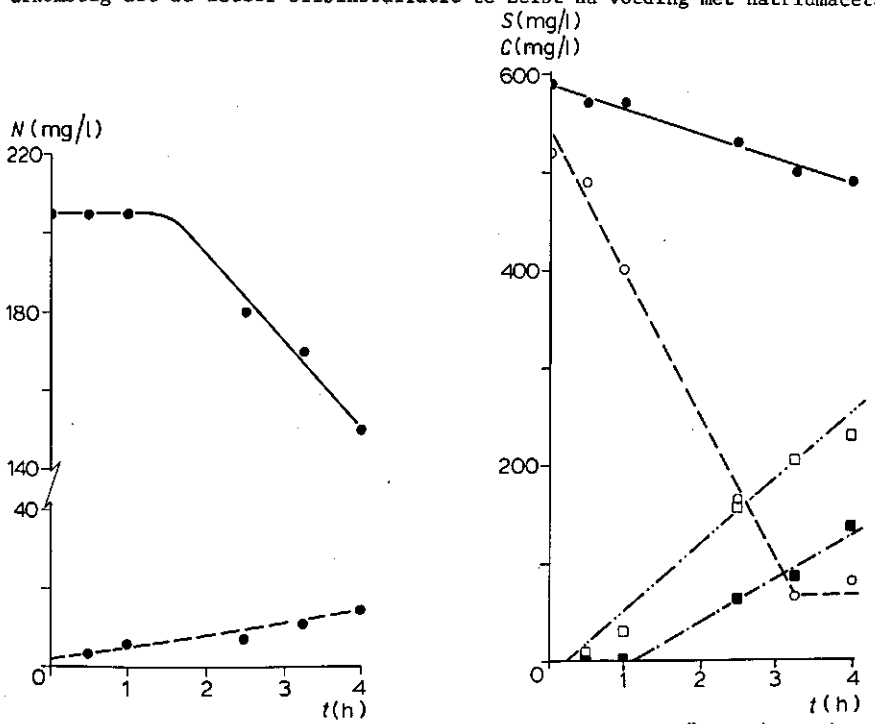
4.3 RESULTATEN

Voor actief-slib uit de zuiveringsinrichtingen te Zeist, Otterlo, Woudenberg en Ede is het verloop van de substraateliminatie in belucht actief-slib en in niet-belucht actief-slib, beide gevoed met natriumacetaat, bepaald. Tevens is respectievelijk het zuurstofverbruik en het NZE-verbruik, berekend uit het verloop van de nitriet- en nitraatmassaconcentraties, bepaald (zie fig. 18-21). Voor de berekening van het NZE-verbruik (zie par. 2.1) is aangenomen dat de daling van de massaconcentratie van nitraat en nitriet toe te schrijven is aan vorming van distikstof.

Het blijkt dat de afname van de CZV en ook het O_2- en NZE-verbruik lineair met de tijd verloopt. Uit de resultaten is het tempo van CZV-eliminatie (tabel 20), het tempo van zuurstofverbruik en het tempo van NZE-verbruik (tabel 21) berekend voor de actief-slib van verschillende herkomst. Het blijkt dat het tempo van CZV-reductie (tabel 20) in niet-belucht actief-slib slechts 18-40% van het tempo van CZV-eliminatie in belucht actief-slib is. Vervolgens blijkt uit tabel 21 dat het NZE-verbruik in niet-belucht actief-slib 30-65% van het zuurstofverbruik in belucht actief-slib is.

Substraatopname door de bacteriën gaat onder aërobe condities gepaard met zuurstofverbruik en onder anaërobe condities bij aanwezigheid van nitraat met NZE-verbruik. Daarnaast is er zuurstof of NZE nodig voor endogene oxydatie. Het is te verwachten dat de verhouding tussen CZV-eliminatie en zuurstof- dan wel NZE-verbruik respectievelijk in belucht en in niet-belucht actief-slib in dezelfde orde van grootte zal liggen. Tabel 22 geeft voor het actief-slib van verschillende herkomst de verhouding tussen CZV-eliminatie en zuurstofverbruik onder aërobe condities en de verhouding tussen CZV-eliminatie en NZE-

Fig. 18. Het verloop van een aantal parameters in anaëroob en in aëroob actief-slib afkomstig uit de actief-slibinstallatie te Zeist na voeding met natriumacetaat.



—— N_{Ni} (m_N/V) anaëroob / anaerobic,
--- $N_{nitriet}$ ($m_{nitriet}/V$) anaëroob / anaerobic

• CZV (m_{CZV}/V) anaëroob / COD (m_{COD}/V) anaerobic, o CZV aëroob / COD aerobic, ▪ NZE (m_{NZE}/V) anaëroob / NOE (m_{NOE}/V) anaerobic, □ O_2 (m_O/V) aëroob / O_2 (m_O/V) aerobic

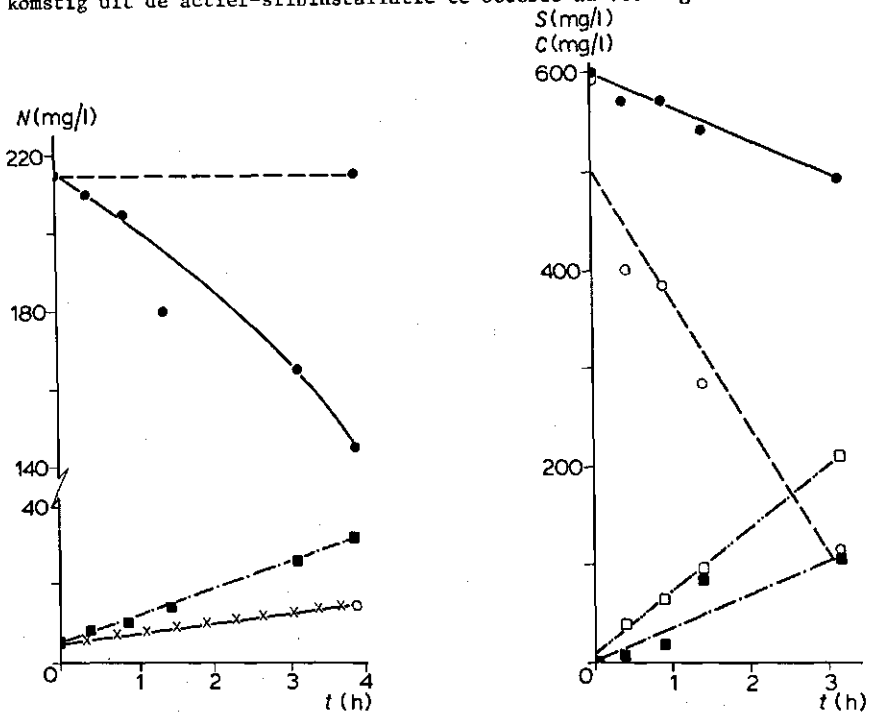
Fig. 18. Change in some parameters in anaerobic and in aerobic activated sludge from the activated-sludge plant in Zeist fed with sodium acetate.

Tabel 20. Tempo van CZV-eliminatie ($dm_{CZV}/dt\ V$) onder aërobe condities en onder anaërobe condities in actief-slib afkomstig van verschillende actief-slibinrichtingen bij aanwezigheid van natriumacetaat.

Herkomst	Tempo van CZV-eliminatie (mg/l h)		Verhouding van tempo van CZV-eliminatie onder anaërobe condities tot tempo van CZV-eliminatie onder aërobe condities
	aëroob	anaëroob	
Zeist	142	25	0,18
Otterlo	131	33	0,25
Woudenberg	95	35	0,37
Ede	102	40	0,40
	aerobic	anaerobic	
Origin	Disappearance rate (mg/l h)		Ratio of disappearance rates under anaerobic to aerobic conditions

Table 20. Rate of disappearance of COD ($dm_{COD}/dt\ V$) under aerobic conditions and anaerobic conditions in activated sludge from different activated sludge plants fed with sodium acetate.

Fig. 19. Het verloop van een aantal parameters in anaëroob en in aëroob actief-slib afkomstig uit de actief-slibinstallatie te Otterlo na voeding met natriumacetaat.



—N_{Ni} (m_N/V) anaëroob / anaerobic,
---N_{Ni} aëroob / aerobic,—·—$N_{nitriet}$ (m_N/V) anaëroob / anaerobic
—x—$N_{nitriet}$ aëroob / aerobic

• CZV (m_{CZV}/V) anaëroob / COD (m_{COD}/V) anaerobic, o CZV aëroob / COD aerobic,
■ NZE (m_{NZE}/V) anaëroob / NOE (m_{NOE}/V) anaerobic, □ O_2 (m_O/V) aëroob / aerobic

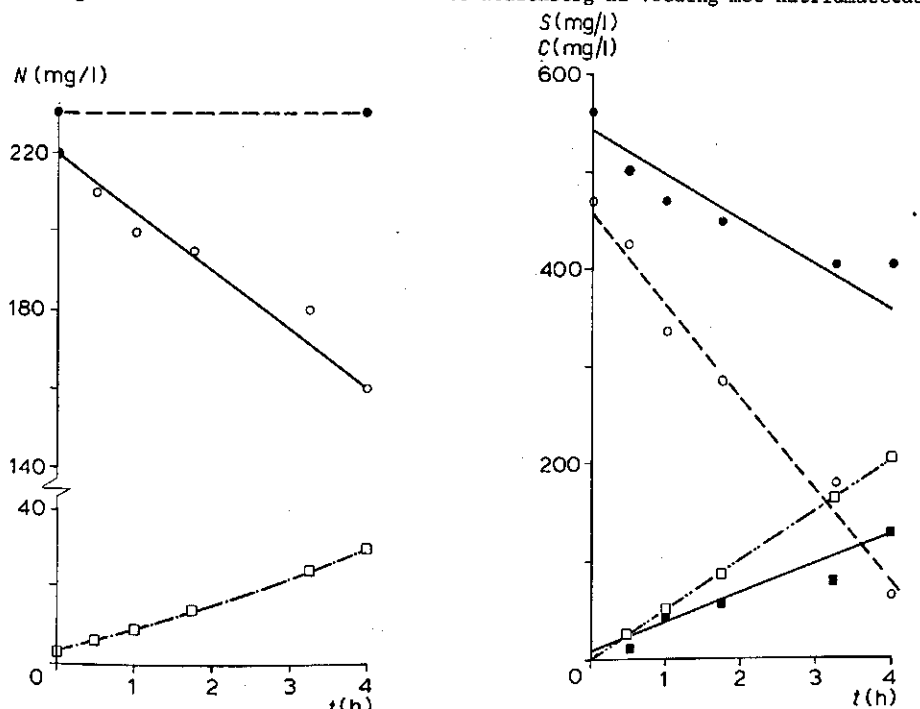
Fig. 19. Change in some parameters in anaerobic and in aerobic activated sludge from the activated-sludge plant in Otterlo fed with sodium acetate.

Tabel 21. Tempo van zuurstofverbruik ($dm_O/dt\ V$) onder aërobe condities en tempo van NZE-verbruik ($dm_{NZE}/dt\ V$) onder anaërobe condities in actief-slib afkomstig van verschillende actief-slibinrichtingen bij aanwezigheid van natriumacetaat.

Herkomst van actief-slib	Tempo van O_2-verbruik aëroob (mg/l h)	Tempo van NZE-verbruik anaëroob (mg/l h)	Verhouding NZE-verbruik anaëroob tot O_2-verbruik aëroob
Zeist	65	42	0,65
Otterlo	64	36	0,56
Woudenberg	51	30	0,59
Ede	46	14	0,30
Origin	O_2 rate aerobic (mg/l h)	NOE rate anaerobic (mg/l h)	Ratio of NOE rate to oxygen

Table 21. Rate of consumption of O_2 ($dm_O/dt\ V$) during aerobic conditions and of NOE ($dm_{NOE}/dt\ V$) during anaerobic conditions in activated sludge from different activated sludge plants fed with sodium acetate.

Fig. 20. Het verloop van een aantal parameters in anaëroob en in aëroob actief-slib afkomstig uit de actief-slibinstallatie te Woudenberg na voeding met natriumacetaat.



——N_{Ni} (m_N/V) anaëroob / anaerobic, ---N_{Ni} aëroob / aerobic, -·-·$N_{nitriet}$ (m_N/V) anaëroob / anaerobic

• CZV (m_{CZV}/V) anaëroob / COD (m_{COD}/V) anaerobic, ○ CZV aëroob / COD aerobic, ■ NZE (m_{NZE}/V) anaëroob / NOE (m_{NOE}/V) anaerobic, □ O_2 (m_O/V) aëroob / aerobic

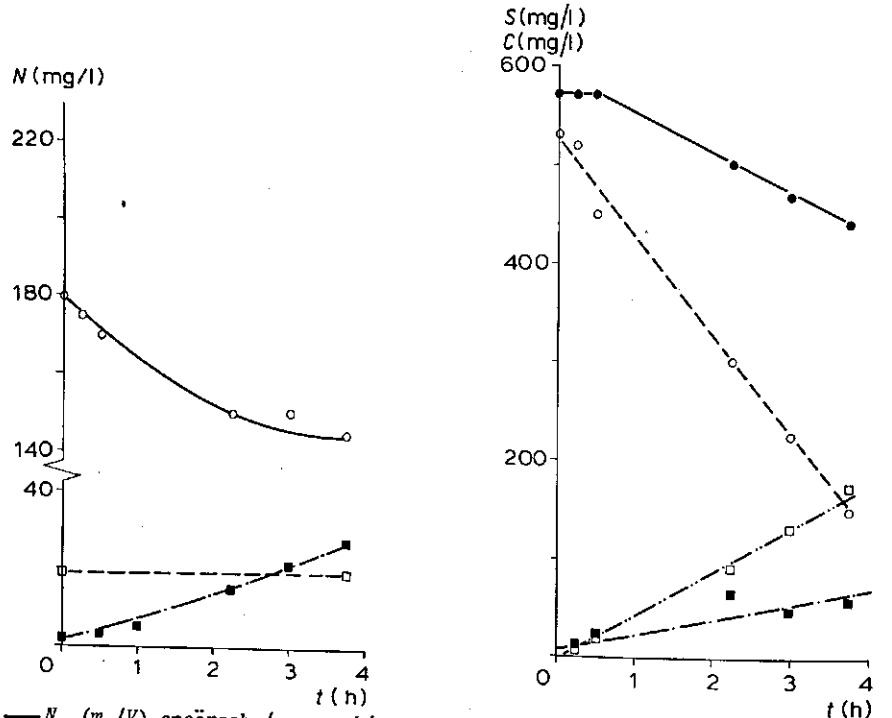
Fig. 20. Change in some parameters in anaerobic and in aerobic activated sludge from the activated-sludge plant in Woudenberg fed with sodium acetate.

Tabel 22. De verhouding tussen O_2-verbruik en CZV-eliminatie (m_O/m_{CZV}) onder aërobe condities en de verhouding tussen NZE-verbruik en CZV-eliminatie (m_{NZE}/m_{CZV}) onder anaërobe condities voor actief-slib van verschillende actief-slibinrichtingen gevoed met natriumacetaat.

Herkomst	Verhouding NZE-verbruik tot CZV-eliminatie (anaëroob)	Verhouding O_2-verbruik tot CZV-eliminatie (aëroob)
Zeist	1,68	0,46
Otterlo	1,09	0,49
Woudenberg	0,86	0,54
Ede	0,35	0,46
Origin	Ratio NOE to COD (anaerobic)	Ratio O_2 to COD (aerobic)

Table 22. Ratio between consumption of O_2 and disappearance of COD (m_O/m_{COD}) under aerobic conditions and ratio between consumption of NOE and disappearance of COD (m_{NOE}/m_{COD}) under anaerobic conditions of activated sludge from different activated sludge plants fed with sodium acetate.

Fig. 21. Het verloop van een aantal parameters in anaëroob en in aëroob actief-slib afkomstig uit een proefinstallatie te Ede na voeding met natriumacetaat.



—— N_{Ni} (m_N/V) anaëroob / anaerobic, --- N_{Ni} aëroob / aerobic, —·— $N_{nitriet}$ (m_N/V) anaëroob / anaerobic

• CZV (m_{CZV}/V) anaëroob / COD (m_{COD}/V) anaerobic, ○ CZV aëroob / COD aerobic, ■ NZE (m_{NZE}/V) anaëroob / NOE (m_{NOE}/V) anaerobic, □ O_2 (m_O/V) aëroob / aerobic

Fig. 21. Changes in some parameters in anaerobic and in aerobic activated sludge from a pilot plant in Ede fed with sodium acetate.

verbruik onder anaërobe condities. Het blijkt dat in het aërobe actief-slib de verhouding tussen O_2-verbruik en CZV-eliminatie bij de slibsoorten van verschillende herkomsten 0,46-0,54 is. Onder anaërobe condities is de verhouding tussen NZE-verbruik en CZV-eliminatie voor het actief-slib uit Woudenberg en Ede minder dan 1 (0,35-0,86). Daarentegen is deze verhouding voor het actief-slib uit Zeist en Otterlo onder anaërobe condities hoger dan 1 (respectievelijk 1,68 en 1,09). Dit zou betekenen dat het NZE-verbruik hoger is dan voor volledige oxydatie van de geëlimineerde CZV nodig is. Deze afwijkende verhouding lijkt alleen mogelijk wanneer er een relatief hoog endogeen NZE-verbruik is of wanneer nitraat niet of niet geheel in distikstof wordt omgezet. Daar deze verschijnselen in het kader van deze studie niet van belang zijn, is van een verder onderzoek afgezien.

4.4 CONCLUSIE

Het vóórkomen van denitrificerende micro-organismen in actief-slib uit installaties zonder extra voorzieningen ter bevordering van de N-eliminatie is af te leiden uit het ver-

mogen om onder anaërobe condities bij aanwezigheid van nitraat organisch substraat te elimineren. Het blijkt dat het substraat-eliminerend vermogen onder anaërobe condities bij aanwezigheid van nitraat circa 20-40% van het substraat-eliminerend vermogen onder aërobe condities is. Het NZE-verbruik onder anaërobe condities is in een aantal gevallen hoger dan op grond van de CZV-eliminatie verwacht mag worden. Het NZE-verbruik in relatie tot het zuurstofverbruik geeft daarom geen reëel beeld van de fractie denitrificerende micro-organismen in het actief-slib.

Van de heterotrofe bacteriën in het actief-slib is maar een geringe fractie in staat te denitrificeren. Ter verkrijging van denitrificerend actief-slib, dat is actief-slib met een hoog percentage denitrificerende micro-organismen, dienen speciale voorzieningen getroffen te worden.

5 De vorming en het behoud van denitrificerend actief-slib

5.1 INLEIDING

In hoofdstuk 4 is aangetoond dat een beperkt deel van de heterotrofe bacteriën uit het actief-slib van een praktijkinstallatie waar geen voorzieningen voor N-eliminatie getroffen zijn, in staat is nitraat als alternatieve elektronenacceptor te gebruiken. Er zijn in de literatuur vele experimenten met denitrificerend actief-slib beschreven, maar er is weinig aandacht besteed aan de factoren die bepalend zijn voor vorming en behoud van denitrificerend actief-slib.

Bij het afwegen van de voor- en nadelen van de voorgestelde processchema's voor eliminatie van organische stoffen door denitrificerende bacteriën is inzicht in de vraag welke factoren de vorming en het behoud van denitrificerend actief-slib bepalen, van groot belang. In dit hoofdstuk worden een aantal aspecten van deze vraag belicht.

5.2 MATERIAAL EN METHODE

Er is gebruik gemaakt van vier reactoren met een nuttige inhoud van 5 l. Het actief-slib in deze reactoren wordt in suspensie gehouden door beluchten met perslucht, doorleiden van stikstofgas of met behulp van een bovenroerder. Er kan continu synthetisch afvalwater gedoseerd worden. De niet-beluchte reactoren zijn van de lucht afgesloten.

Het actief-slib in deze experimenten is afkomstig van een actief-slibinrichting op semi-technische schaal te Ede. In deze proefinstallatie wordt het actief-slib discontinu (1 x per etmaal) belast met huishoudelijk afvalwater. De slibbelasting ($\Delta m_{BZV}/m_{Dr}\ \Delta t$) van de inrichting te Ede bedraagt circa 0,2 g/g d.

Het synthetisch afvalwater is als volgt samengesteld (m/v):

ureum	80	mg/l
gelatine	160	mg/l
oplosbaar zetmeel	320	mg/l
ondermelkpoeder	480	mg/l
$Na_2HPO_4.2H_2O$	7,5	mg/l
$NaHCO_3$	375	mg/l
$MgSO_4.7H_2O$	7,5	mg/l
$FeCl_3.6H_2O$	10	mg/l
KCl	10	mg/l
$NaNO_3$	150	mg/l

De CZV van dit afvalwater bedraagt circa 1 g/l.

De experimenten zijn als volgt opgezet. In de vier reactoren zijn verschillende condities aangelegd met betrekking tot de substraatvoorziening en de zuurstofvoorziening:
reactor A: continue aanvoer van substraat, continue beluchting
reactor B: continue aanvoer van substraat, geen beluchting
reactor C: geen aanvoer van substraat, continue beluchting
reactor D: geen aanvoer van substraat, geen beluchting.

In alle reactoren is er nitraat aanwezig. In de niet-beluchte reactoren wordt het actief-slib met een bovenroerder in suspensie gehouden. In de reactoren A en B is bij de start van het experiment 2 1 actief-slib uit Ede gebracht en in de reactoren C en D 4 1. Bij de reactoren A en B wordt met een slangenpomp 2 1 substraatoplossing per dag aangevoerd. Eenmaal per etmaal wordt de beluchting in deze reactoren stilgezet. Na bezinken van het actief-slib wordt 2 1 bovenstaande vloeistof verwijderd. Vervolgens wordt de beluchting of de bovenroerder weer aangezet. De reactoren C en D worden niet belast met synthetisch afvalwater. In deze reactoren wordt bij de start van het experiment de massaconcentratie van nitraat op circa 150 mg/l gebracht. Zodra de massaconcentratie van nitraat beneden 10 mg/l gedaald is, wordt een nieuwe dosis nitraat gegeven. Verdampingsverliezen in deze reactoren worden met leidingwater aangevuld. De niet-beluchte reactoren D en B worden, nadat de reactor geopend is geweest, weer anaëroob gemaakt door gedurende 15 minuten stikstofgas door te leiden.

Het actief-slib in de vier reactoren wordt regelmatig geanalyseerd op droge-stofgehalte en denitrificerende capaciteit. Het effluent wordt geanalyseerd op CZV, nitraat en nitrietgehalte. De analyses van CZV, nitraat, nitriet en droge stofgehalte zijn uitgevoerd volgens NEN 3235.

Onder de denitrificerende capaciteit ($dm_{NZE}/m_{Dr}dt$) wordt verstaan de N_2-produktie van het actief-slib gevoed met overmaat substraat, hier synthetisch afvalwater, uitgedrukt in mg/g h. Voor de bepaling van de denitrificerende capaciteit wordt gebruik gemaakt van een erlenmeyer met een inhoud van 500 ml. In deze erlenmeyer wordt 100 ml actief-slib gebracht dat met een magneetroerder in suspensie wordt gehouden. Aan de inhoud wordt 25 ml geconcentreerd synthetisch afvalwater toegevoegd, wat resulteert in een beginconcentratie (m_{CZV}/V) van 3500 mg/l. Voorts wordt er 300 mg natriumnitraat toegevoegd. Gedurende 3 minuten wordt er N_2-gas door het actief-slib geleid. Vervolgens wordt door het openen van een kraan het reactievat aangesloten op een gasburet. In deze gasburet bevindt zich als spervloeistof een 20% (*m/m*) natriumsulfaatoplossing met 5% (*m/m*) vrij zwavelzuur waaraan methyloranje is toegevoegd. Er wordt na het aansluiten van de buret 10 minuten gewacht en vervolgens wordt het gasvolume in de buret op nul gezet. Na één uur wordt het gasvolume afgelezen. Een bakje met 4 ml KOH (50% (*m/m*)) in de erlenmeyer zorgt ervoor dat er alleen N_2 gemeten wordt en geen CO_2. Uit de produktie van N_2 wordt de denitrificerende capaciteit berekend.

5.3 RESULTATEN EN DISCUSSIE

De resultaten van dit experiment zijn samengevat in figuur 22. De denitrificerende capaciteit ($dm_{NZE}/dt\ m_{Dr}$) van het actief-slib bedraagt bij de start van het experiment 26 mg/g h. De overgang van aërobe condities naar anaërobe condities heeft geen gevolgen

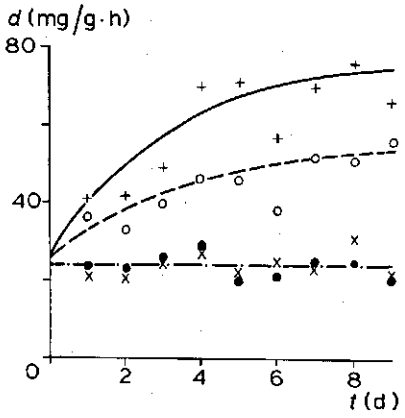


Fig. 22. Het verloop van de denitrificatiecapaciteit d ($dm_{NZE}/m_{Dr}\ dt$) van actief-slib onder verschillende condities. + niet belucht, gevoed met synthetisch afvalwater; o belucht, gevoed met synthetisch afvalwater; • niet belucht, niet gevoed; x belucht, niet gevoed.

Fig. 22. Changes in the denitrifying capacity d ($dm_{NGE}/m_{Dr}\ dt$) of activated sludge under different conditions. + unaerated, fed with synthetic sewage; o aerated, fed with synthetic sewage; • unaerated, unfed; x aerated, unfed.

voor de denitrificerende capaciteit van het actief-slib zonder aanvoer van substraat. Onder aërobe en onder anaërobe condities blijft de denitrificerende capaciteit in beide gevallen gemiddeld 24 mg/g h.

Uit verschillende onderzoekingen is gebleken dat bacteriën die potentieel in staat zijn denitrificerende enzymen te vormen, dit vrij snel na overgang van aërobe condities naar anaërobe condities doen. Onderzoek van Payne & Riley (1969) met *Pseudomonas perfectomarinus* heeft uitgewezen dat bacteriecellen in 40 tot 60 minuten, nadat zij uit aëroob milieu onder anaërobe condities gebracht zijn, denitrificerende enzymen gevormd hebben. Ook Downey et al. (1969) constateerden in een onderzoek met *Bacillus stearothermophilus* dat de nitraatreductase-activiteit sneller toenam dan de bacteriemassa. In ons experiment verandert de denitrificerende capaciteit vrijwel niet, nadat het slib uit het aërobe milieu van de semi-technische installatie in de laboratoriumreactor onder anaërobe condities gebracht wordt. Zelfs in de daaropvolgende 10 dagen verandert de denitrificerende capaciteit vrijwel niet. Hieruit is af te leiden dat er in het actief-slib vrijwel geen bacteriën aanwezig zijn die potentieel in staat zijn onder anaërobe condities denitrificerende enzymen te vormen.

De vrijwel onveranderde denitrificerende capaciteit van het beluchte actief-slib zonder aanvoer van substraat stemt overeen met de waarneming van Pichinoty (1965); hij constateerde dat beluchten geen effect heeft op het behoud van denitrificerende enzymen.

In het niet-beluchte actief-slib met aanvoer van substraat neemt de denitrificerende capaciteit toe van 26 mg/g h tot circa 75 mg/g h. Op grond van de resultaten met het niet-beluchte actief-slib zonder aanvoer van substraat sluiten we adaptatie aan nitraat van reeds aanwezige bacteriën uit. De toename is toe te schrijven aan selectieve groei van denitrificerende bacteriën.

Ook in het beluchte actief-slib met aanvoer van substraat neemt de denitrificerende capaciteit toe en wel tot circa 50 mg/g h. Er is lange tijd geen duidelijkheid geweest over de vraag welke invloed zuurstof heeft op de vorming van denitrificerende enzymen. Payne (1973) concludeert in zijn overzichtsartikel dat zuurstof als zodanig de vorming van denitrificerende enzymen niet onderdrukt. Collins (1955) en Nason (1962) toonden aan dat er minder denitrificerende enzymen geproduceerd worden naarmate er meer zuurstof beschikbaar is. In het beluchte actief-slib is ook nitraat continu in het actief-slib

gebracht. Uit de nitraatmassaconcentratie van het effluent blijkt dat een deel van het nitraat is gebruikt voor oxydatie van organisch substraat. Bovendien wordt er ook substraat geoxydeerd met zuurstof, want in het experiment met het niet-beluchte actief-slib is het nitraatverbruik groter. De toename in de denitrificatiecapaciteit van het beluchte actief-slib en het niet-beluchte actief-slib is evenredig met het nitraatverbruik in beide slibsoorten. Het percentage denitrificerende micro-organismen in actief-slib is gerelateerd aan de fractie van het substraat geoxydeerd met nitraat.

5.4 CONCLUSIE

De denitrificerende capaciteit van actief-slib lijkt afhankelijk van de verhouding tussen verbruik van nitraat en zuurstof voor oxydatie van organisch substraat. Er ontstaat denitrificerend actief-slib, d.w.z. actief-slib met een hoog percentage denitrificerende bacteriën, ingeval al het organisch substraat met nitraat geoxydeerd wordt. Wanneer al het substraat met zuurstof geoxydeerd wordt, zal de denitrificerende capaciteit van het actief-slib laag zijn. Voorts is gebleken dat langdurig beluchten als zodanig geen effect heeft op de denitrificerende capaciteit.

Op grond van het voorafgaande is na te gaan in hoeverre het ontstaan van denitrificerend actief-slib in de verschillende processchema's voor N-eliminatie gewaarborgd is. In de twee- en drie-slibsoortensystemen wordt het actief-slib dat ontstaat uit verwerking van organisch substraat met nitraat, niet vermengd met ander actief-slib. In de denitrificatiestap wordt voornamelijk nitraat als elektronenacceptor toegepast en het actief-slib in deze fase zal een hoog percentage denitrificerende bacteriën bevatten.

In het één-slibsoortensysteem bevinden zich in het actief-slib naast elkaar alle bacteriën die in de verschillende fasen van het proces gevormd zijn. We zullen bezien in hoeverre de aanwezigheid van denitrificerende bacteriën in de verschillende één-slibsoortensystemen gewaarborgd is.

Bij het één-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie komt het afvalwater eerst in een anaërobe tank, waar door recirculatie ook nitraat aanwezig is. In het één-slibsoortensysteem met voor-denitrificaties wordt dus aan de voorwaarden voor de vorming van denitrificerende bacteriën voldaan.

In het één-slibsoortensysteem met alternerend nitrificatie/denitrificatie is de situatie enigszins anders, wanneer de aanvoer van organisch substraat zowel tijdens het beluchten als het niet-beluchten plaatsvindt. In dit geval kan een deel van het substraat met zuurstof geoxydeerd worden en in een lager percentage denitrificerende bacteriën resulteren. Wordt echter het organisch substraat alleen in de anaërobe fase aangevoerd, dan zal er actief-slib met een hoog percentage denitrificerende bacteriën gevormd worden.

Tenslotte valt te bezien of in het één-slibsoortensysteem met na-denitrificatie in voldoende mate denitrificerende bacteriën gevormd kunnen worden. Het afvalwater wordt in dit systeem in een beluchte fase aangevoerd. Strikt genomen zou al het organisch substraat met zuurstof verwerkt kunnen worden en zal het percentage denitrificerende bacteriën laag zijn. Dit resulteert in een lage omzettingssnelheid van nitraat onder anaërobe condities en dus in een lange verblijftijd voor de anaërobe denitrificatiefase. Niettemin wordt er ook met het één-slibsoortensysteem met na-denitrificatie N-eliminatie verkregen

(Wuhrmann, 1964; Christensen et al., 1975).

In dit experiment is gebleken dat beluchten het optreden van denitrificatie niet voorkomt. Ook bij een praktijkinstallatie (Matsché, 1975) is aangetoond dat in het beluchte deel van de aëratietank anaërobie voorkomt en dat er dus denitrificatie kan optreden. De aanwezigheid van denitrificerende bacteriën in het actief-slib uit het één-slibsoortensysteem met na-denitrificatie is toe te schrijven aan oxydatie van organisch substraat met nitraat in het beluchte deel van de tank en aan oxydatie van organische stoffen die in de beluchte fase nog niet verwerkt waren, in de niet-beluchte fase. De aanwezigheid van denitrificerende bacteriën in slib uit dit systeem is afhankelijk van moeilijk in de hand te houden factoren, zoals verhouding beluchtingscapaciteit en zuurstofbehoefte in de eerste fase.

Op grond van het voorgaande concludeer ik dat aan één-slibsoortensystemen met voordenitrificatie of met alternerend nitrificatie/denitrificatie de voorkeur gegeven moet worden boven het één-slibsoortensysteem met na-denitrificatie.

6 N-eliminatie in een alternerend beluchte actief-slibinrichting

6.1 INLEIDING

De processchema's voor biologische N-eliminatie volgens het één-slibsoortensysteem zijn in te delen in processchema's met voor-denitrificatie, met na-denitrificatie en met alternerend nitrificatie/denitrificatie. In hoofdstuk 5 is geconcludeerd dat in een processchema met na-denitrificatie de aanwezigheid van denitrificerende micro-organismen niet gewaarborgd is. Daarom is het één-slibsoortensysteem met na-denitrificatie een minder aantrekkelijke werkwijze voor biologische N-eliminatie. Er is inmiddels vrij veel onderzoek gedaan naar het systeem met voor-denitrificatie, terwijl het systeem met alternerend nitrificatie/denitrificatie betrekkelijk recent (Klapwijk 1974, Christensen 1974) naar voren is gekomen. Deze studie beoogt het inzicht in de toepassingsmogelijkheden van een één-slibsoortensysteem met alternerend nitrificatie/denitrificatie te vergroten.

Christensen (1974) heeft een werkwijze voorgesteld die schematisch is weergegeven in figuur 23. De installatie is opgebouwd uit twee reactoren, 1 en 2. Er zijn in deze werkwijze vier fasen te onderscheiden. In de eerste fase is reactor 1 anaëroob en reactor 2 aëroob. Het afvalwater wordt in reactor 1 gebracht. In de tweede fase wordt ook reactor 1 belucht. Vervolgens wordt in de derde fase reactor 2 anaëroob en wordt het afvalwater in 2 ingevoerd. In de vierde fase tenslotte zijn beide reactoren aëroob.

Christensen (1974) stelt dat het N-rendement bepaald wordt door de volgende factoren:

Fig. 23. De opeenvolgende procescondities in de alternerend beluchte actief-slibinrichting (Christensen, 1974). AN, anaërobe condities; A, aërobe condities; B, bezinktank; Q_R, slibretour.

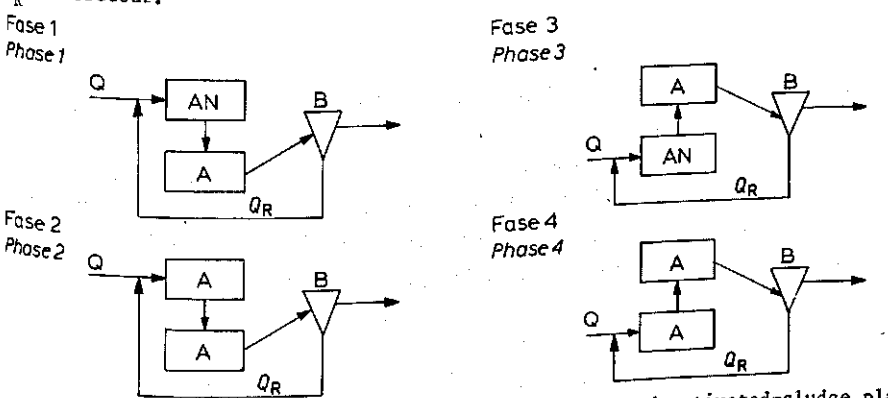


Fig. 23. Operational sequence of an intermittently aerated activated-sludge plant(Christensen, 1974). AN, anaerobic conditions; A, aerobic conditions; B, sedimentation; Q_R, sludge return.

- De hoeveelheid stikstof die in de aërobe periode genitrificeerd kan worden;
- de hoeveelheid stikstof die in de anaërobe periode gedenitrificeerd kan worden;
- de werkelijke C/N-verhouding ten opzichte van de C/N-verhouding die noodzakelijk is voor volledig denitrificatie van het nitraat;
- de uitstroming van stikstof als gevolg van menging en verdunning en afvoer via het effluent.

Uitgaande van deze factoren presenteert hij een model voor de berekening van het N-eliminatie-rendement. In een onderzoek met een actief-slibinrichting (reactorvolume 1200 m^3) bereikt hij met een aërobe/anaërobe cyclus van 3 uur een verlaging van de massaconcentratie van stikstof ($m_{Am + Ni}/V$) tot 3 mg/l.

Tholander (1975) past in een praktijkinstallatie de werkwijze van Christensen toe. De actief-slibinrichting bestaat uit twee oxydatiesloten met een bezinktank. De fasen 1 en 3 duren één uur en de fasen 2 en 4 een half uur. In de fasen 1 en 3 vervullen de beluchters in de anaërobe reactor een mengfunctie. Hij concludeert dat onder normale omstandigheden een restmassaconcentratie van stikstofverbindingen van 3 mg/l, corresponderend met een rendement van 90%, bereikbaar is.

Bishop et al. (1976) bereiken een stikstofrendement van 75-84% in een alternerend beluchte actief-slibinrichting. Zij gebruiken twee parallelle reactoren die afwisselend gedurende 30 minuten belucht wordt. Bij een slibbelasting ($\Delta m_{BZV}/m_{Dr}\ \Delta t$) van 0,1 g/g d bereiken zij volledige nitrificatie. De S/N-verhouding (m_{CZV}/m_{Kj}) van het afvalwater bepaalt het maximale N-rendement. Bij een S/N verhouding (m_{CZV}/m_{Kj}) van 10 wordt in de zomer 84% en in de winter 75% N-verwijdering bereikt.

In deze studie heb ik een model ontwikkeld voor de berekening van het verloop van de massaconcentratie van het nitraat en ammonium in een reactor tijdens de aërobe en de anaërobe periode. Ook is een model ontwikkeld voor de berekening van de massaconcentraties van ammonium en nitraat in het effluent van een alternerend beluchte actief-slibinrichting als functie van een aantal procesomstandigheden. In een laboratoriumonderzoek met synthetisch afvalwater is nagegaan of het model een redelijke voorspelling van de resultaten geeft. Op semi-technische schaal is huishoudelijk afvalwater in een alternerend beluchte actief-slibinrichting behandeld. Aan de hand van de resultaten hiervan wordt een beschouwing gegeven over de dimensionering van een alternerend beluchte actief-slibinrichting voor huishoudelijk afvalwater.

6.2 EEN MODEL VOOR DE N-HUISHOUDING IN EEN ALTERNEREND BELUCHTE ACTIEF-SLIBINRICHTING

In deze paragraaf wordt eerst ingegaan op de processen die van belang zijn voor de stikstofhuishouding in een alternerend beluchte actief-slibinrichting. Vervolgens worden de parameters gedefinieerd die gebruikt worden voor een wiskundige beschrijving van de N-huishouding. Tenslotte wordt een model voor de N-huishouding ontwikkeld.

6.2.1 De actief-slibinrichting

Ik beperk me in deze beschouwing tot een actief-slibinrichting met een volledig gemengde, alternerend beluchte reactor (fig. 24). De periode met positieve massaconcen-

Fig. 24. De alternerend beluchte actief-slibinrichting.

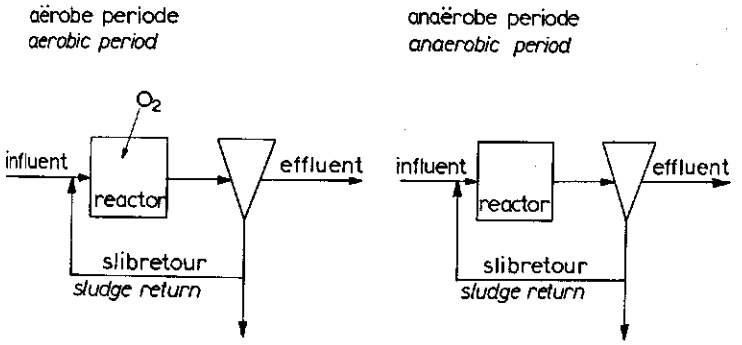


Fig. 24. Intermittently aerated activated sludge plant.

tratie van zuurstof noemen we de aërobe periode en de daaropvolgende periode met massaconcentratie van zuurstof nul de anaërobe periode. De beluchtingsperiode valt niet geheel samen met de aërobe periode, aangezien het actief-slib nog enige tijd na beëindigen van de beluchting aëroob blijft. Een anaërobe en een aërobe periode vormen samen een cyclus. In de aërobe periode zijn de milieucondities geschikt voor nitrificatie. In de anaërobe periode zijn de milieucondities gunstig voor denitrificatie, waarbij het nitraat gebruikt wordt voor verwerking van organisch substraat en voor endogene vertering. Uiteraard zal er in de aërobe periode alleen ammonium in nitraat omgezet worden, wanneer er in het actief-slib nitrificerende bacteriën aanwezig zijn. De aanwezigheid van nitrificerende bacteriën is pas gewaarborgd, wanneer de gemiddelde verblijftijd van het actief-slib in de installatie groter is dan de generatietijd van nitrificerende bacteriën. Voor een volledige nitrificatie is een lage slibbelasting nodig.

6.2.2 *De processen in een alternerend beluchte actief-slibinrichting*

De belangrijkste processen van invloed op de stikstofhuishouding in een actief-slibinrichting met alternerend beluchten zijn:
- inbouw van stikstof in celmateriaal;
- nitrificatie;
- denitrificatie.

Inbouw van stikstof in celmateriaal. De eliminatie van organische stoffen uit afvalwater in een actief-slibinrichting resulteert onder meer in vorming van nieuw bacteriemateriaal. Hiervoor zijn niet alleen organische C-verbindingen nodig, maar ook stikstof en andere nutriënten. Hoeveel van de met het afvalwater aangevoerde stikstof in het actief-slib wordt opgenomen, is afhankelijk van de nettoslibproduktie. De nettoslibproduktie is weer afhankelijk van de hoeveelheid geëlimineerde organische stoffen en van de hoeveelheid endogeen verteerd actief-slib. Per 100 mg geëlimineerde organische stof uitgedrukt in CZV, wordt circa 2,5 mg stikstof opgenomen ten behoeve van inbouw in celmateriaal.

Nitrificatie vindt uitsluitend plaats in de aërobe fase. In de anaërobe periode zal

daarom door aanvoer van organisch gebonden en ammoniakale stikstof met het afvalwater de massaconcentratie van ammonium toenemen. Er wordt van uitgegaan dat de-aminering geen beperkende stap in het proces is en dat dientengevolge geen opgeloste, organisch gebonden stikstof in het slib/watermengsel aanwezig is. In het begin van de aërobe periode is er dus geen sprake van een meetbare massaconcentratie van ammonium. Er wordt van uitgegaan dat de omzetting van ammonium in nitraat volgens een nulde-orde-betrekking verloopt. Na inschakelen van de beluchting bepaalt, zolang er ammonium in oplossing aanwezig is, de nitrificatiecapaciteit, dat is het maximale tempo van nitrificatie ($dm_{Am}/dt\ m_B$) onder de heersende milieucondities, de omzetting van ammonium in nitraat. Zodra de massaconcentratie van ammonium nul geworden is, zal de toevoer van ammonium en organisch gebonden stikstof bepalend zijn voor de snelheid van nitraatvorming. Hoewel er bij nitrificatie enige ophoping van nitriet kan plaatsvinden, gaan we er hier van uit dat dit niet plaatsvindt.

Denitrificatie vindt plaats in de anaërobe periode en in bepaalde mate in de aërobe periode. In deze beschouwing ga ik er echter van uit dat er in de aërobe fase geen denitrificatie optreedt. In de aërobe periode zal de massaconcentratie van nitraat in het slib/watermengsel toenemen. In de anaërobe periode wordt het nitraat in distikstof omgezet. Voor het denitrificatieproces is niet alleen nitraat maar ook endogeen of exogeen substraat nodig. Aan het begin van de anaërobe periode is er wel nitraat in overmaat aanwezig, maar geen of weinig exogeen organisch substraat. De actuele denitrificatiesnelheid wordt dus bepaald door de aanvoer van organisch substraat. Er wordt echter ook nitraat gebruikt voor endogene vertering van bacteriemateriaal. De hoeveelheid geëlimineerde CZV is dus niet uitsluitend bepalend voor de hoeveelheid omgezet nitraat. Ter vereenvoudiging wordt echter aangenomen dat er een vaste relatie is tussen het nitraatverbruik en de aanvoer van organische stoffen uitgedrukt in CZV. Deze veronderstelling is gerechtvaardigd wanneer men zich beperkt tot situaties met vergelijkbare slibbelasting. Ik ga er verder ook van uit dat er geen ophoping van nitriet tijdens de denitrificatie optreedt.

6.2.3 De parameters

Beschouwd wordt een actief-slibinrichting (fig. 24) met een nuttig reactorvolume V (l) en een afvalwaterstroom van $Q(m^3/d)$. In de bezinktank vinden, naar we aannemen, geen relevante omzettingen plaats. De retourslibstroom kan dan opgevat worden als een interne recirculatiestroom. De massaconcentratie van het actief-slib (m_{Dr}/V) in de reactor is X g/l en de nitrificatiecapaciteit ($dm_{Am}/dt\ m_{Dr}$) van dit actief-slib onder de heersende omstandigheden is n (mg/g h). De CZV massaconcentratie (m_{CZV}/V) van het afvalwater is S_{In}(mg/l) en de massaconcentratie Kjeldahlstikstof (m_{Kj}/V) is N_{Kj}(mg/l). De massaconcentratie stikstof beschikbaar voor nitrificatie N_{In}(mg/l) is de totale hoeveelheid stikstof (N_{Kj}) verminderd met de massaconcentratie stikstof nodig voor inbouw in celmateriaal, eventueel verminderd met niet-nitrificeerbare stikstof. De nitraatbehoefte (dm_{Ni}/dm_{CZV}) van het afvalwater onder anaërobe condities is b(mg/mg). De massaconcentraties van ammonium en nitraat in het effluent bedragen respectievelijk $N_{Ef,Am}$ en $N_{Ef,Ni}$(mg/l).

Een wiskundige beschrijving wordt gegeven van de stikstofhuishouding in een alternerend beluchte actief-slibinrichting voor de volgende situaties:
- bij aanvoer van afvalwater zowel tijdens de aërobe als tijdens de anaërobe periode;
- bij aanvoer van afvalwater alleen tijdens het niet-beluchten.

6.2.4.1 Een model voor de N-huishouding bij aanvoer van afvalwater zowel in de aërobe periode als in de anaërobe periode

Het actief-slib in de alternerend beluchte reactor is gedurende een tijd t_a (h) aëroob en gedurende een daarop volgende tijd t_{an} (h) anaëroob. De totale duur van aërobe en de anaërobe periode (de cyclus) is T (h).

In de anaërobe periode heeft zich ammonium opgehoopt in de reactor, daar de nitrificerende bacteriën in die periode niet kunnen functioneren. Zodra het actief-slib weer aëroob is, neemt de massaconcentratie van ammonium snel af. De nitrificatiecapaciteit bepaalt nu de snelheid van nitraatvorming. De duur van deze periode is t_{a1} (h). In de daaropvolgende periode is de massaconcentratie van ammonium nul, mits de aanvoer aan ammonium kleiner is dan de nitrificatiecapaciteit. In deze periode wordt de vormingssnelheid van nitraat bepaald door de snelheid van ammoniumaanvoer. De duur van deze periode is t_{a3} (h)[1]. In de anaërobe periode (t_{an}) neemt de massaconcentratie van ammonium weer toe en daalt de massaconcentratie van nitraat als gevolg van het optreden van denitrificatie. In figuur 25 is het verloop van de massaconcentraties van nitraat geschetst. Tabel 23 en 24 geven een overzicht van de gebruikte symbolen.

De massaconcentratie van ammonium. In de periode t_{a1} zal de aanvoer van stikstof met het influent gelijk zijn aan het ammoniumverbruik door nitrificatie plus de afvoer van ammonium via het effluent en de massaconcentratieverandering in de reactor. Uit deze stikstofbalans valt af te leiden dat de massaconcentratie van ammonium aan het einde van de periode t_{a1} gelijk is aan:

$$N_{1,Am} = (-N_{In} + n\frac{V}{Q}X) + (N_{4,Am} - N_{In} + n\frac{V}{Q}X)\exp(-\frac{Q}{V}t_{a1}) \qquad (37)$$

In de periode t_{a1} bepaalt de nitrificerende capaciteit de nitraatvorming. Aan het eind van deze periode zal de massaconcentratie van ammonium daarom nul zijn. Invoeren van $N_1 = 0$ in formule (37) resulteert in:

$$t_{a1} = -\frac{V}{Q}\ln\frac{n\frac{V}{Q}X - N_{In}}{N_{4,Am} - N_{In} + X.n\frac{V}{Q}} \qquad (38)$$

In de periode t_{a3} bepaalt de belasting met ammonium en organisch gebonden stikstof ($S_{B,N}$)

1. In 6.2.2 zal blijken waarom het symbool t_{a2} hier overgeslagen is.

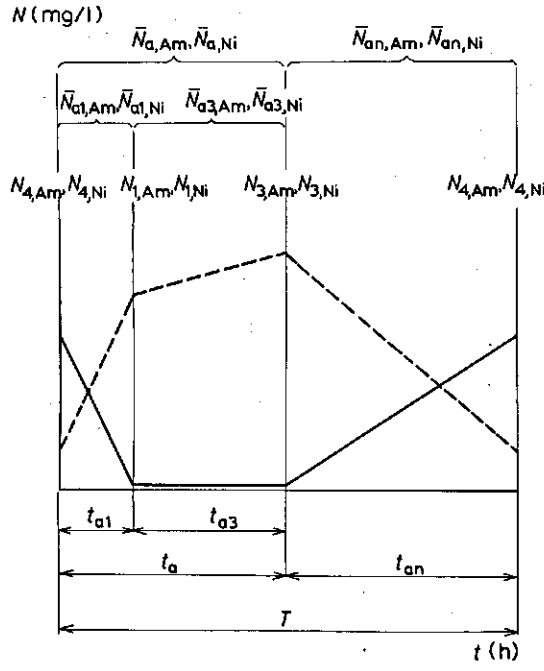


Fig. 25. Het verloop van de massaconcentratie van ammonium (m_N/V) (——) en van nitraat (m_N/V) (– – –) in een alternerend beluchte actief-slibinrichting met continue voeding (voor betekenis symbolen zie tabel 23 en 24).

Fig. 25. Changes in massconcentration of ammonium (m_N/V) (——) and of nitrate (m_N/V) (– – –) in an intermittently aerated activated sludge plant continuously fed. Symbols as in Tables 23 and 24.

Tabel 23. Een overzicht van symbolen gebruikt voor massaconcentratie van ammonium en nitraat uitgedrukt in stikstof op een bepaald tijdstip in de cyclus van een alternerend beluchte actief-slibinrichting met continue aanvoer van afvalwater.

Tijdstip	Massaconcentratie N_{Am}	Massaconcentratie N_{Ni}	
begin aërobe periode	$N_{4,Am}$	$N_{4,Ni}$	start of aerobic phase
einde periode t_{a1}	$N_{1,Am}$	$N_{1,Ni}$	end of phase t_{a1}
einde periode t_{a3}	$N_{3,Am}$	$N_{3,Ni}$	end of phase t_{a3}
einde anaërobe periode	$N_{4,Am}$	$N_{4,Ni}$	end of anaerobic phase
	Massconcentration N_{Am}	Massconcentration N_{Ni}	Time

Table 23. List of symbols used for concentration of ammonium and of nitrate as nitrogen at fixed stages in the cycle of an intermittently aerated activated sludge plant continuously fed with sewage.

de vorming van nitraat, zolang $S_{B,N} < n$. In deze periode zal de massaconcentratie van ammonium nul blijven: $N_{3,Am} = 0$ mg/l

In de anaërobe periode zal de aanvoer aan stikstof gelijk zijn aan de afvoer van stikstof via het effluent en de stijging van de massaconcentratie van ammonium. Uit deze stikstofbalans valt af te leiden:

$$N_{4,Am} = N_{In} \{1 - \exp (- \frac{Q}{V} t_{an})\} \qquad (39)$$

Tabel 24. Een overzicht van symbolen gebruikt voor de gemiddelde massaconcentratie van ammonium en nitraat uitgedrukt in stikstof in een bepaalde periode van de cyclus van een alternerend beluchte actief-slibinrichting met continue aanvoer van afvalwater.

Periode	Gemiddelde massa-concentratie N_{Am}	Gemiddelde massa-concentratie N_{Ni}	
aërobe periode	$\overline{N}_{a,Am}$	$\overline{N}_{a,Ni}$	aerobic phase
periode t_{a1}	$\overline{N}_{a1,Am}$	$\overline{N}_{a1,Ni}$	phase t_{a1}
periode t_{a3}	$\overline{N}_{a3,Am}$	$\overline{N}_{a3,Ni}$	phase t_{a3}
anaërobe periode	$\overline{N}_{an,Am}$	$\overline{N}_{an,Ni}$	anaerobic phase
	Mean massconcen-tration N_{Am}	Mean massconcen-tration N_{Ni}	Phase

Table 24. List of symbols used for mean massconcentrations of ammonium and nitrate as nitrogen in a defined period of the cycle of an intermittently aerated activated sludge plant continuously fed with sewage.

De gemiddelde massaconcentratie in een bepaalde periode wordt gevonden door de vergelijking die het verloop van de massaconcentratie beschrijft, te integreren en te delen door de tijdsduur van de desbetreffende periode. Voor het gemiddelde massaconcentratie van ammonium in de verschillende perioden krijgen we dan:

- aërobe periode t_{a1}:

$$\overline{N}_{a1,Am} = (N_{In} - n\,\frac{V}{Q}\,X) + \frac{V}{Q\,t_{a1}}\,\{N_{4,Am} - (N_{In} - n\,\frac{V}{Q}\,X)\}\,(1 - \exp\,(-\frac{Q}{V}\,t_{an})) \qquad (40)$$

- aërobe periode t_{a3}:

$$\overline{N}_{a3,Am} = 0 \text{ mg/l} \qquad (41)$$

- anaërobe periode t_{an}:

$$\overline{N}_{an,Am} = N_{In} - \frac{V.N_{In}}{Q.t_{an}}\,\{1 - \exp\,(-\frac{Q}{V}t_{an})\} \qquad (42)$$

Voor de massaconcentratie van ammonium in het effluent geldt:

$$N_{Ef,Am} = \frac{\overline{N}_{a1,Am}\,t_{a1} + N_{an}\,t_{an}}{t_{a1} + t_{a3} + t_{an}} \qquad (43)$$

De massaconcentratie van nitraat. In periode t_{a1} hebben we in de reactor te maken met maximale nitraatvormingsnelheid, nitraatverlies via het effluent en stijging van de massaconcentratie van nitraat. Uit de nitraatbalans volgt:

$$N_{1,Ni} = n\,X\,\frac{V}{Q} + (N_{4,Ni} - n\,X\,\frac{V}{Q})\,\exp\,(-\frac{Q}{V}\,t_{a1}) \qquad (44)$$

In de periode t_{a3} wordt in tegenstelling tot periode t_{a1} de nitraatvorming bepaald door de N-belasting. Dan geldt:

$$N_{3,Ni} = N_{In} + (N_{1,Ni} - N_{In}) \exp (- \frac{Q}{V} t_{a3}) \quad (45)$$

In de anaërobe periode wordt er nitraat verbruikt door de denitrificerende bacteriën, voorts treedt er nitraatverlies via effluent op en zal de nitraatmassaconcentratie dalen. Uit de nitraatbalans volgt:

$$N_{4,Ni} = b\, S_{In} + (N_{3,Ni} - b\, S_{In}) \exp (- \frac{Q}{V} t_{an}) \quad (46)$$

Uit (44), (45) en (46) volgt:

$$N_{4,Ni} = \{- b\, S_{In} (1 - \exp (- \frac{Q}{V} t_{an})) + N_{In} (\exp (- \frac{Q}{V} t_{an})) (1 - \exp (- \frac{Q}{V} t_{a2}))$$
$$+ n\, X \frac{V}{Q} \exp (- \frac{Q}{V} t_{a2})) (\exp (- \frac{Q}{V} t_{an})) (1 - \exp (- \frac{Q}{V} t_{a1}))\}:$$
$$\{1 - (\exp (- \frac{Q}{V} t_{a1})) (\exp (- \frac{Q}{V} t_{a2})) (\exp (- \frac{Q}{V} t_{an}))\} \quad (47)$$

Voor de gemiddelde massaconcentraties van nitraat in de verschillende perioden geldt:
- aërobe periode t_{a1} :

$$\overline{N}_{a1,Ni} = n\, X \frac{V}{Q} + \frac{1}{t_{a1}} \frac{V}{Q} (N_{4,Ni} - n\, X \frac{V}{Q}) (1 - \exp (- \frac{Q}{V} t_{a1})) \quad (48)$$

- aërobe periode t_{a3}:

$$\overline{N}_{a3,Ni} = N_{In} + \frac{1}{t_{a3}} \frac{V}{Q} (N_{1,Ni} - N_{In}) (1 - \exp (- \frac{Q}{V} t_{a3})) \quad (49)$$

- anaërobe periode t_{an}:

$$\overline{N}_{an,Ni} = - b.S_{In} + \frac{1}{t_{an}} \frac{V}{Q} (N_{3,Ni} + b\, S_{In}) (1 - \exp (- \frac{Q}{V} t_{an})) \quad (50)$$

Voor de gemiddelde massaconcentratie van nitraat in het effluent geldt:

$$\overline{N}_{Ef,Ni} = \frac{N_{a1,Ni}\, t_{a1} + N_{a3,Ni}\, t_{a3} + N_{an}\, t_{an}}{t_{a1} + t_{a3} + t_{an}} \quad (51)$$

6.2.4.2 Een model voor de N-huishouding in een alternerend beluchte reactor met uitsluitend aanvoer van afvalwater tijdens de niet-beluchte periode

Het actief-slib in de alternerend beluchte reactor is gedurende t_a (h) aëroob en gedurende t_{an} (h) anaëroob. De periode dat het actief-slib belucht wordt, is evenwel korter dan t_a (h). Nadat de beluchting uitgezet is, duurt het nog een tijd, voordat de zuurstof

aanwezig in het actief-slib geconsumeerd is.

Met opzet wordt de situatie beschouwd waarbij de aanvoer van afvalwater start, zodra de beluchter uitgezet is. Door het zuurstofverbruik van het aangevoerde substraat is de zuurstof uit het actief-slib snel geconsumeerd. Bovendien is een schakeling waarbij gelijktijdig de beluchting uitgezet wordt en de aanvoer van afvalwater start, eenvoudiger dan een schakeling waarbij de aanvoer van afvalwater start op het moment dat het actief-slib anaëroob geworden is.

In de anaërobe periode neemt de massaconcentratie van ammonium toe (fig. 26). Zodra de beluchter aangezet is, wordt de ammonium die in de voorgaande periode opgehoopt is in nitraat omgezet. De periode dat er nitraat in maximaal tempo gevormd wordt, duurt een tijd t_{a1} (h). Hierna blijft de massaconcentratie van ammonium en van nitraat nul, daar er geen aanvoer van afvalwater plaatsvindt en dus ook niet van ammonium. Deze periode is t_{a2} (h). Zodra de beluchter uitgezet is, start de aanvoer van afvalwater. De massaconcentratie van ammonium blijft nul, zolang het actief-slib aëroob is en de massaconcentratie van nitraat stijgt. Deze periode is t_{a3} (h). Zodra het actief-slib anaëroob geworden is, stijgt de massaconcentratie van ammonium weer en neemt door het optreden van denitrificatie de massaconcentratie van nitraat af. In tabel 25 staan de symbolen die gebruikt worden voor de aanduiding van de massaconcentratie van ammonium en van nitraat op bepaalde tijdstippen van de cyclus. Tabel 26 geeft de symbolen voor de gemiddelde massaconcentraties in bepaalde perioden van de cyclus.

De massaconcentratie van ammonium. Voor de massaconcentratie van ammonium in de aërobe periode t_{a1} geldt vanwege het ontbreken van aanvoer van afvalwater en afvoer van effluent:

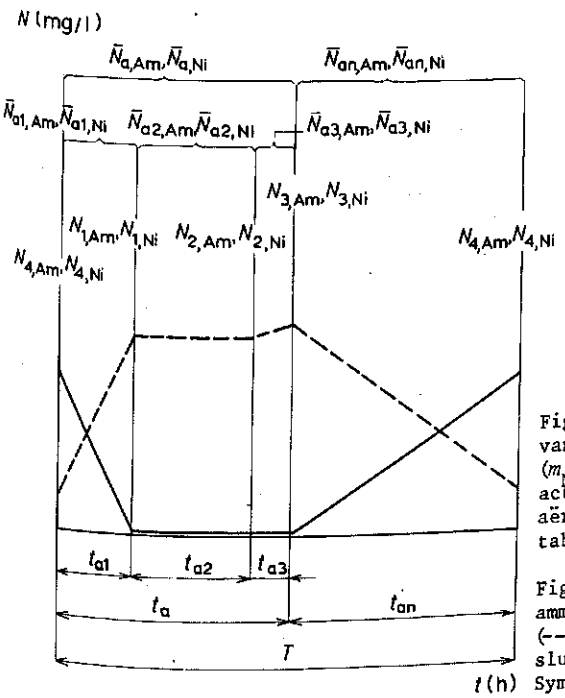


Fig. 26. Het verloop van de massaconcentratie van ammonium (m_N/V) (——) en van nitraat (m_N/V) (---) in een alternerend beluchte actief-slibinrichting met voeding in de anaërobe periode (voor betekenis symbolen zie tabel 25 en 26).

Fig. 26. Changes in the massconcentration of ammonium (m_N/V) (——) and of nitrate (m_N/V) (---) in an intermittently aerated activated sludge plant fed in the anaerobic phase. Symbols as in Tables 25 and 26.

Tabel 25. Een overzicht van symbolen gebruikt voor massaconcentratie van ammonium en nitraat uitgedrukt in stikstof op een bepaald tijdstip in de cyclus van een alternerend beluchte actief-slibinrichting met discontinue aanvoer van afvalwater.

Tijdstip	Massaconcentratie N_{Am}	Massaconcentratie N_{Ni}	
begin aërobe periode	$N_{4,Am}$	$N_{4,Ni}$	start of aerobic phase
einde periode t_{a1}	$N_{1,Am}$	$N_{1,Ni}$	end of phase t_{a1}
einde periode t_{a2}	$N_{2,Am}$	$N_{2,Ni}$	end of phase t_{a2}
einde periode t_{a3}	$N_{3,Am}$	$N_{3,Ni}$	end of phase t_{a3}
einde anaërobe periode	$N_{4,Am}$	$N_{4,Ni}$	end of anaerobic phase
	Massconcentration N_{Am}	Massconcentration N_{Ni}	Time

Table 25. List of symbols used for massconcentration of ammonium and nitrate as nitrogen at a defined time in the cycle of an intermittently aerated activated sludge plant discontinuously fed with sewage.

Tabel 26. Een overzicht van symbolen gebruikt voor gemiddelde massaconcentratie van ammonium en nitraat uitgedrukt in stikstof in een bepaalde periode van de cyclus van een alternerend beluchte actief-slibinrichting met discontinue aanvoer van afvalwater.

Periode	Gemiddelde massa-concentratie N_{Am}	Gemiddelde massa-concentratie N_{Ni}	
aërobe periode	$\overline{N}_{a,Am}$	$\overline{N}_{a,Ni}$	aerobic phase
periode t_{a1}	$\overline{N}_{a1,Am}$	$\overline{N}_{a1,Ni}$	phase t_{a1}
periode t_{a2}	$\overline{N}_{a2,Am}$	$\overline{N}_{a2,Ni}$	phase t_{a2}
periode t_{a3}	$\overline{N}_{a3,Am}$	$\overline{N}_{a3,Ni}$	phase t_{a3}
anaërobe periode	$\overline{N}_{an,Am}$	$\overline{N}_{an,Ni}$	anaerobic phase
	Mean massconcentration N_{Am}	Mean massconcentration N_{Ni}	Phase

Table 26. List of symbols used for mean massconcentrations of ammonium and nitrate as nitrogen in a defined phase of the cycle of an intermittently aerated activated sludge plant discontinuously fed with sewage.

$$N_{1,Am} = N_{4,Am} - n \; X \; t_{a1} \tag{52}$$

Aangezien $N_{1,Am} = 0$ geldt:

$$t_{a1} = \frac{N_{4,Am}}{n \; X} \tag{53}$$

De periode t_{a2} geldt:

$$N_{2,Am} = 0 \text{ mg/l} \tag{54}$$

Ook voor periode t_{a3} geldt, wanneer $S_{B,N} < n$:

$$N_{3,Am} = 0 \text{ mg/l} \tag{55}$$

In de anaërobe periode t_{an} geldt, evenals in de situatie met continue aanvoer van afvalwater:

$$N_{4,Am} = N_{IN} \{1 - \exp (- \frac{Q}{V} t_{an})\} \tag{56}$$

Voor de gemiddelde massaconcentraties in de verschillende perioden geldt:

aëroob t_{a1} : $$\overline{N}_{a1,Am} = N_{4,Am} - \tfrac{1}{2} n X t_{a1} \tag{57}$$

aëroob t_{a2} : $$\overline{N}_{a2,Am} = 0 \tag{58}$$

aëroob t_{a3} : $$\overline{N}_{a3,Am} = 0 \tag{59}$$

anaëroob t_{an} : $$N_{an,Am} = N_{In} - \frac{V N_{In}}{Q t_{an}} (1 - \exp (- \frac{Q}{V} t_{an})) \tag{60}$$

Voor de massaconcentratie van ammonium in het effluent geldt:

$$N_{Ef,Am} = \frac{\overline{N}_{a1,Am} t_{a1} + \overline{N}_{an,Am} t_{an}}{t_{a1} + t_{a2} + t_{a3} + t_{an}} \tag{61}$$

De massaconcentratie van nitraat. Voor de massaconcentratie van nitraat geldt in de aërobe periode:

$$N_{1,Ni} = N_{4,Ni} + n X t \tag{62}$$

In periode t_{a2} geldt:

$$N_{2,Ni} = N_{1,Ni} \tag{63}$$

Voor periode t_{a3} geldt, evenals in de situatie met continue aanvoer van afvalwater:

$$N_{3,Ni} = N_{In} + (N_{2,Ni} - N_{In}) \exp (- \frac{Q}{V} t_{a3}) \tag{64}$$

en voor de anaërobe periode geldt:

$$N_{4,Ni} = - b.S_{In} + (N_{3,Ni} + b S_{In}) \exp (- \frac{Q}{V} t_{an}) \tag{65}$$

De gemiddelde massaconcentratie van nitraat in de verschillende perioden zijn met de volgende formules te berekenen:

aëroob t_{a1} : $\overline{N}_{a1,Ni} = N_{4,Ni} + \frac{1}{2} n X t_{a1}$ (66)

aëroob t_{a2} : $\overline{N}_{a2,Ni} = N_{a1,Ni}$ (67)

aëroob t_{a3} : $\overline{N}_{a3,Ni} = N_{In} + \frac{1}{t_{a3}} \frac{V}{Q} (N_{2,Ni} - N_{In}) (1 - \exp(-\frac{Q}{V} t_{a3}))$ (68)

anaëroob t_{an} : $\overline{N}_{an,Ni} = - b.S_{In} + \frac{1}{t_{an}} \frac{V}{Q} (N_{3,Ni} + b\,S_{In}) (1 - \exp(-\frac{Q}{V} t_{an}))$ (69)

Voor de gemiddelde massaconcentratie van nitraat in het effluent geldt:

$$N_{Ef,Ni} = \frac{\overline{N}_{a1,Ni}\, t_{a1} + \overline{N}_{a2,Ni}\, t_{a2} + N_{a3,Ni}\, t_{a3} + N_{an,Ni}\, t_{an}}{t_{a1} + t_{a2} + t_{a3} + t_{an}}$$

6.3 EXPERIMENTEN OP LABORATORIUMSCHAAL MET SYNTHETISCH AFVALWATER

In paragraaf 6.2 is een model ontwikkeld ter beschrijving van de stikstofhuishouding in een alternerend beluchte actief-slibinrichting als functie van een aantal procesomstandigheden. In deze paragraaf wordt een experiment met synthetisch afvalwater op laboratoriumschaal beschreven. Dit experiment verschaft in de eerste plaats gegevens over de orde van grootte van de nitrificerende capaciteit (n), het nitraatverbruik per aangevoerd CZV (b) en de hoeveelheid stikstof opgenomen voor inbouw in celmateriaal per mg aangevoerde CZV. In de tweede plaats is nagegaan of er een redelijke overeenstemming is tussen waargenomen resultaten en de resultaten berekend uit het model.

6.3.1 Materialen en methode

De actief-slibinstallaties op laboratoriumschaal (fig. 24) is opgebouwd uit een reactor met een nuttig volume van 6 l en een bezinktank van 3 l. Het influent en het retourslib wordt verpompt met een slangenpomp; debieten verhouden zich als 1 : 1.

De beluchting vindt plaats met persLucht. Toepassing van een tijdschakelaar die volgens een ingesteld patroon een magneetklep in de persluchtleiding sluit en opent, maakt alternerend beluchten mogelijk. In de periode zonder beluchting zorgt een bovenroeder voor menging van het actief-slib/watermengsel.

Het experiment is gestart met een mengsel van actief-slib afkomstig uit de oxydatiesloot van Bennekom en van een laboratoriumkweekvat dat met ammoniumhoudend afvalwater zonder organische stoffen gevoed wordt. De massaconcentratie van actief-slib (m_{Dr}/V) tijdens het experiment is 1,5 g/l.

Het afvalwater is als volgt samengesteld (massaconcentraties):

Natriumacetaat. $3H_2O$	425 mg/l of 640 mg/l
NH_4Cl	50 mg N/l
$FeCl_3.6H_2O$	4 mg/l
$MgSO_4$	3 mg/l
KCl	4 mg/l
NaH_2PO_4	3 mg/l
$NaHCO_3$	150 mg/l

De massaconcentratie van CZV van dit afvalwater bedraagt 200 mg/l bij een massaconcentratie van natriumacetaat. $3H_2O$ van 425 mg/l en 300 mg/l bij 640 mg/l natriumacetaat. $3H_2O$.

Het debiet van de influentstroom is 310 ml/h. Hieruit volgt voor de belasting met CZV en met N respectievelijk:

$S_{B,CZV}$ = 165 mg/g dag ($\Delta m_{CZV}/m_{Dr}\ \Delta t$)

$S_{B.N}$ = 41,5 mg/g dag ($\Delta m_N/m_{Dr}\ \Delta t$)

De duur van het experiment is totaal 153 dagen. Eerst wordt de reactor continu belucht en daarna alternerend. Tabel 27 geeft een overzicht van de verschillende experimenten. De beluchtingsperiode was steeds circa 30 minuten korter dan de aërobe periode. De analyses (CZV, NH_4^+-N, NO_2^--N, NO_3^--N) zijn uitgevoerd volgens NEN 3235.

De nitrificatiecapaciteit is met een batch-experiment bepaald. Aan een hoeveelheid actief-slib wordt circa 50 mg/l ammonium-N toegevoegd. Het verloop van de massaconcentratie van ammonium wordt bepaald, evenals de massaconcentratie van actief-slib (m_{Dr}/V). Uit deze gegevens wordt de nitrificatiecapaciteit ($dm_N/m_{Dr}dt$) berekend.

6.3.2 Resultaten

6.3.2.1 De nitrificatiecapaciteit

Figuur 27 geeft de nitrificatiecapaciteit n van de start van dit experiment tot de afsluiting weer. In de aërobe periode is de nitrificatiecapaciteit ($dm_N/m_{Dr}dt$) 2,2-3,4 mg/g h met een gemiddelde van 2,8 mg/g h. Zodra overgegaan wordt op alternerend beluchten, neemt de nitrificatiecapaciteit toe. De hoge nitrificerende capaciteit van 11 mg/g h valt samen met een ten opzichte van de totale tijdsduur van de cyclus relatief korte aërobe periode. De hoeveelheid ammonium die maximaal per dag in een actief-slibinrichting in nitraat omgezet kan worden, valt te berekenen met

$$n\ X\ \frac{t_a}{t_a + t_{an}} = n\ X\ \frac{t_a}{T} \qquad (71)$$

Tabel 27. Overzicht van de experimenten.

Duur experiment (d)	Volledig belucht of alternerend belucht	Duur cyclus T (h)	Duur aërobe periode t_a (h)	Duur anaërobe periode t_{an} (h)	
90	volledig belucht				continuously aerated
14	alternerend belucht	24	11,5	12,5	intermittently aerated
10	alternerend belucht	12	5,5	6,5	intermittently aerated
12	alternerend belucht	3	0,9	2,1	intermittently aerated
17	alternerend belucht	2,5	1,0	1,5	intermittently aerated
10	alternerend belucht	2,4	0,9	1,5	intermittently aerated
(d) Duration	Continuously or intermittently	T (h) Period of cycle	t_a (h) Aërobic phase	t_{an} (h) Anaerobic phase	Phase

Table 27. Summary of the experiments.

Fig. 27. Het verloop van de nitrificatiecapaciteit n ($dm_{Am}/m_{Dr}\ dt$). Vanaf de 91ste dag werd het actief-slib alternerend belucht (zie tabel 27).

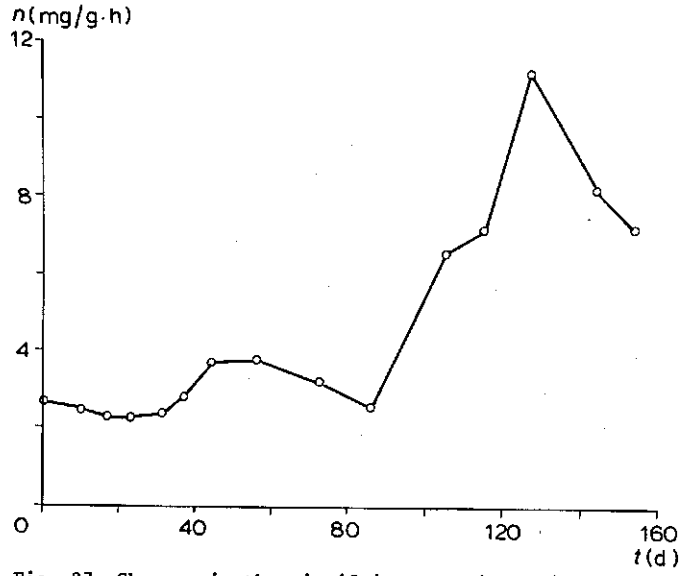


Fig. 27. Changes in the nitrifying capacity n ($dm_{Am}/m_{Dr}\ dt$). From the 91st day, the activated sludge was intermittently aerated. For details of treatment see Table 27.

Uit figuur 28 blijkt dat er een lineair verband bestaat tussen de nitrificerende capaciteit en T/t_a. Dit zou betekenen dat binnen het gebied waar de metingen gedaan zijn, de totale hoeveelheid ammonium die maximaal genitrificeerd kan worden, onafhankelijk is van de ingestelde anaërobe periode. Ondanks de tijdelijke anaërobie kan deze actief-slib-inrichting dus tijdens het alternerend beluchten in principe evenveel ammonium verwerken als in de periode van continu beluchten. Dit verschijnsel is momenteel niet te verklaren (zie ook par. 6.4.2.1).

6.3.2.2 De ammoniumopname voor inbouw in celmateriaal

In de periode van continu beluchten bedraagt het influent stikstofgehalte N_{Kj} (m_N/V) gemiddeld 50 mg/l. In het effluent wordt geen ammonium en nauwelijks nitriet aangetroffen. De massaconcentratie van nitraat in het effluent bedraagt gemiddeld 44,3 mg/l. Ervan uitgaande dat er alleen opname van stikstof in het celmateriaal plaatsvindt en er geen andere processen, zoals denitrificatie, optreden, volgt uit deze resultaten dat er onder omstandigheden van dit experiment per liter afvalwater 5,7 mg N voor celinbouw gebruikt wordt. Daar de massaconcentratie van CZV in influent 200 mg/l bedroeg en de slibbelasting zo laag is dat alle aangevoerde CZV opgenomen wordt, kunnen we stellen dat er voor inbouw in celmateriaal 28,5 mg nitraat-N per g CZV nodig is.

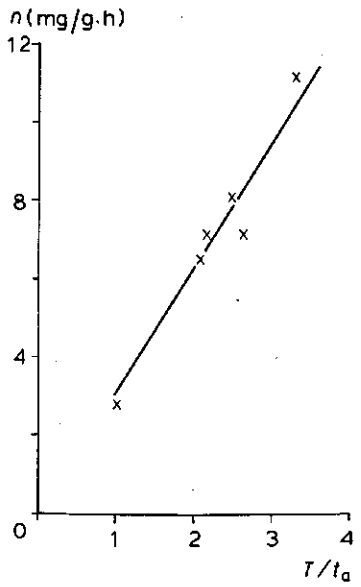


Fig. 28. Het verband tussen nitrificatiecapaciteit n en T/t_a T, tijdsduur cyclus; t_a, tijdsduur aërobe periode.

Fig. 28. Relation between nitrifying capacity n and T/t_a T, anaerobic and aerobic period; t_a, aerobic phase.

6.3.2.3 Nitraatopname per hoeveelheid aangevoerd substraat

In de experimenten met alternerend beluchten wordt in de anaërobe periode nitraat als elektronenacceptor toegepast. Uit het verschil tussen de massaconcentraties van stikstofverbindingen in influent en effluent valt te berekenen hoeveel stikstof er voor inbouw in celmateriaal plus denitrificatie gebruikt wordt. Er is berekend dat er voor inbouw in celmateriaal 28,5 mg nitraat-N per CZV nodig is, zodat we vervolgens kunnen berekenen hoeveel nitraat er gedenitrificeerd wordt. De slibbelasting in deze experimenten is zo laag dat vrijwel alle aangevoerde CZV geëlimineerd wordt. De CZV van het effluent zal voornamelijk ontstaan zijn uit afbraak van celmateriaal (zie paragraaf *3.4.2*). Het nitraatverbruik per gram substraat valt daarom te berekenen uit het totale nitraatverbruik en de CZV aangevoerd in de anaërobe periode. Tabel 28 geeft de resultaten van deze berekening voor de verschillende experimenten. Het gemiddelde nitraatverbruik per mg CZV b (m_{Ni}/m_{CZV}) bedraagt 0,21 mg/mg.

6.3.2.4 De massaconcentratie van ammonium en nitraat in het effluent van de alternerend beluchte reactor

Een aantal keren zijn de massaconcentraties van ammonium, nitriet en nitraat ven het effluent bepaald voor verschillende aërobe/anaërobe perioden. Hiernaast zijn de massaconcentraties in het effluent berekend volgens het model uit uit paragraaf 6.2.4.1. Voor de berekening zijn de volgende uitgangsgegevens van belang:

V (volume reactor) 6 l
Q_{In} (debiet influent) 0,31 l/h
S_{In} (m_{CZV}/V) 200 mg/l of 300 mg/l
X (m_{Dr}/V) 1,5 g/l
b (m_{Ni}/m_{CZV}) 0,21 mg/mg

Tabel 28. De verhouding tussen nitraatverbruik en CZV-belasting in de anaërobe periode (m_{Ni}/m_{CZV}) (b) bepaald in experimenten met een alternerend beluchte actief-slibinrichting.

Verhouding aërobe periode en anaërobe periode in de verschillende experimenten (h/h)	Massaverhouding[a] (mg/mg)
2,5/4,5	0,18
2,5/4,5	0,20
1,5/2,0	0,21
1,0/2,0	0,22
0,9/1,6	0,23
0,9/1,6	0,24
gemiddeld	0,21 mean

Ratio of aerobic phase to anaerobic phase	(mg/mg) Mass ratio[a]

a. $$b = \frac{\{(N_{In}) - \frac{28,5}{S_{In}} - (N_{Ef,Am}) - (N_{Ef,nitriet}) - (N_{Ef,Ni})\}\ Q\ T}{100\ S_{In}\ t_a}$$

Table 28. Mass ratio of consumption of nitrate expressed as nitrogen to COD charge in the anaerobic phase (b) estimated in experiments with an activated sludge plant intermittently aerated.

In tabel 29 zijn de voor berekening relevante gegevens als t_{al}, t_{an}, N_{In}, n genoteerd alsook de waargenomen en berekende resultaten. Er blijkt een redelijke overeenstemming te zijn tussen de waargenomen resultaten en de voorspellingen uit het model. Ik concludeer dat het model ter beschrijving van de ammonium- en nitraatgehalten een redelijk beeld geeft van de resultaten.

De duur van de aërobe periode ten opzichte van de tijdsduur van de totale cyclus blijkt ruim voldoende om alle aangevoerde ammonium te nitrificeren. Het ammonium is vooral afkomstig van uitspoeling van ammonium in de anaërobe periode. Het is dan ook te begrijpen dat de massaconcentratie van ammonium hoog is bij een langdurige anaërobe periode van 4,5 uur.

De massaconcentratie van nitraat bij de experimenten met S_{In} (m_{CZV}/V) = 200 mg/l is relatief hoog (tabel 29). De beperkende stap voor N-eliminatie is in deze gevallen gelegen in een relatief te gering substraataanbod tijdens de anaërobe periode. Verlaging van de massaconcentratie van nitraat kan verkregen worden door vergroting van de relatieve duur van de anaërobe periode alsook door opvoeren van de massaconcentratie van CZV in het influent. Tabel 29 geeft ook resultaten van experimenten met een S_{In}(m_{CZV}/V) van 300 mg/l. De overige condities zijn dezelfde als bij het vorige experiment. De resultaten bevestigen dat bij toename van het CZV-aanbod in de anaërobe periode de massaconcentratie van nitraat verlaagd wordt.

Tabel 29. De berekende massaconcentratie van ammonium en nitraat uitgedrukt in stikstof in het effluent van een alternerend beluchte installatie en de resultaten van experimenten.

S_{In} (mg/l)	Aërobe periode (h)	Anaërobe periode (h)	n (mg/g h)	N_{In} (mg/l)	$N_{Ef,Am}$ (mg/l) waar-neming	$N_{Ef,Am}$ (mg/l) berekend	$N_{Ef,nitriet}$ (mg/l) waarneming	$N_{Ef,Ni}$ (mg/l) waar-neming	$N_{Ef,Ni}$ (mg/l) berekend
200	2,5	4,5	11	37,8	3,7	2,6	2,1	9,3	7,8
200	2,5	4,5	11	37,9	3,6	2,9	0,6	8,5	7,8
200	1,5	2,0	7,5	37,3	0,1	1,1	0,3	13,2	12,1
200	1,0	2,0	11	39,1	0,1	1,5	0,4	10,0	9,3
200	0,92	1,58	7,5	38,1	0,1	1,2	0,1	8,5	10,5
200	0,92	1,58	7,5	41,3	0,6	1,3	0,1	10,7	13,4
300	0,92	1,58	7,5	42,8	0,6	1,3	0,1	2,3	2,9
300	0,92	1,58	7,5	42,8	0,6	1,3	0,2	2,2	2,9
					ob-served	calcu-lated	observed	observed	calcu-lated
S_{In} (mg/l)	Aerobic phase (h)	Anaerobic phase (h)	n (mg/g h)	N_{In} (mg/l)	$N_{Ef,Am}$ (mg/l)	$N_{Ef,Am}$ (mg/l)	$N_{Ef,nitriet}$ (mg/l)	$N_{Ef,Ni}$ (mg/l)	$N_{Ef,Ni}$ (mg/l)

Table 29. Observed and calculated massconcentrations of ammonia and nitrate expressed as nitrogen in the effluent of an activated-sludge plant intermittently aerated.

6.3.2.5 Verloop nitraatgehalte en ammoniumgehalte in een alternerend beluchte reactor

Het model ter beschrijving van het gebeuren met betrekking tot ammonium en nitraat in een reactor met alternerend beluchten (6.2.4.1) kan gebruikt worden ter voorspelling van het verloop van de massaconcentraties van ammonium en van nitraat in de reactor.

Voor drie situaties is het verloop van de massaconcentratie van ammonium en van nitraat tijdens een cyclus bepaald. Ter controle is tevens de massaconcentratie van nitriet bepaald. Tijdens het experiment zijn in alle drie de gevallen de volgende condities aangehouden:

V = 6 l

Q = 0,31 l/h

X = 1,5 g/l (m_{Dr}/V)

b = 0,21 mg/mg (m_{Ni}/m_{CZV})

n = 7,5 mg/g h ($dm_{Am}/dt\ m_d$)

Voor experiment 1 geldt verder:

S_{In} = 200 mg/l (m_{CZV}/V)

t_a = 1,5 h

t_{an} = 2,5 h

N_{In} = 37 mg/l (m_{Am}/V)

Voor experiment 2 geldt:

S_{In} = 200 mg/l (m_{CZV}/V)

t_a = 0,92 h

t_{an} = 1,58 h

N_{In} = 40 mg/l (m_{Am}/V)

Voor experiment 3 geldt:

S_{In} = 300 mg/l (m_{CZV}/V)
t_a = 0,92 h
t_{an} = 1,58 h
N_{In} = 42,8 mg/l (m_{Am}/V)

Figuren 29, 30 en 31 geven van deze experimenten de gemeten massaconcentraties van ammonium en van nitraat en het verloop berekend met behulp van het model. In alle drie de gevallen zien we een redelijke overeenstemming tussen meetresultaten en het voorspelde resultaat. Op grond van deze resultaten kan geconcludeerd worden, dat het model een

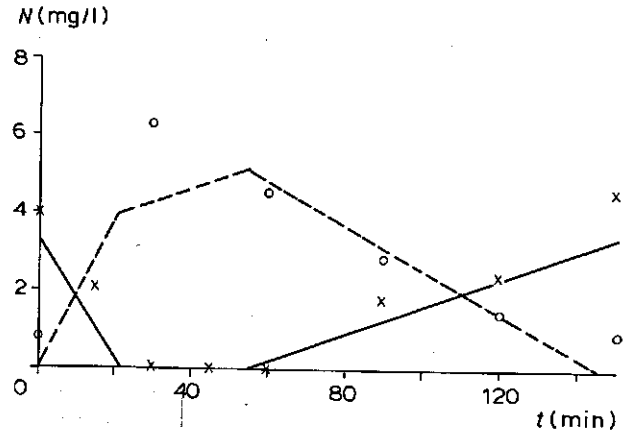


Fig. 29. Het verloop van de massaconcentratie van ammonium en van nitraat (m_N/V) van de alternerend beluchte actief-slibinrichting in experiment 1. x, N_{Am}; o, N_{Ni}; ——, N_{Am} berekend; – – –, N_{Ni} berekend.

Fig. 29. Changes in massconcentration of ammonium and of nitrate (m_N/V) in the intermittently aerated activated sludge plant in Experiment 1. x, N_{Am}; o, N_{Ni}; ——, N_{Am} computed; – – –, N_{Ni} computed.

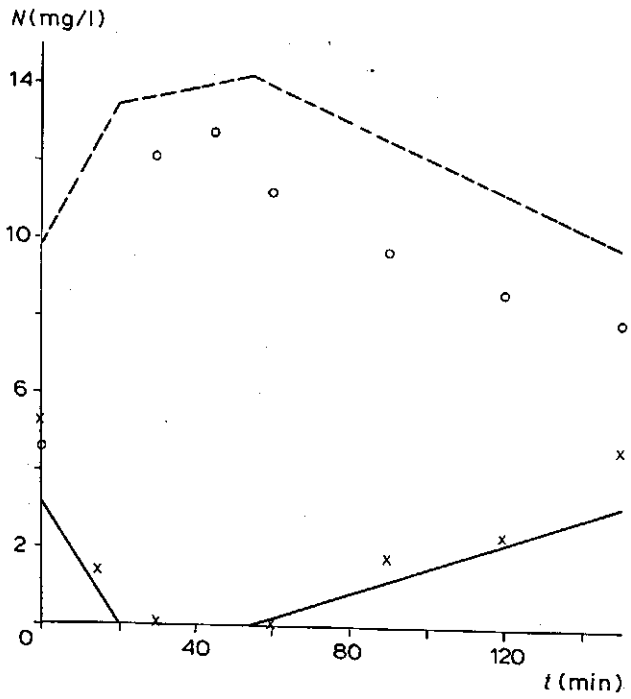


Fig. 30. Het verloop van de massaconcentratie van ammonium en van nitraat (m_N/V) van de alternerend beluchte actief-slibinrichting in experiment 2. x, N_{Am}; o, N_{Ni}; ——N_{Am} berekend; – – –, N_{Ni} berekend.

Fig. 30. Changes in massconcentration of ammonium and of nitrate (m_N/V) in the intermittently aerated activated sludge plant in Experiment 2. x, N_{Am}; o, N_{Ni}; —— N_{Am} computed; – – – N_{Ni} computed.

Fig. 31. Het verloop van de massaconcentratie van ammonium en van nitraat (m_N/V) van de alternerend beluchte actief-slibinrichting in experiment 3. x, N_{Am}; o, N_{Ni}; —— N_{Am} berekend; --- N_{Ni} berekend.

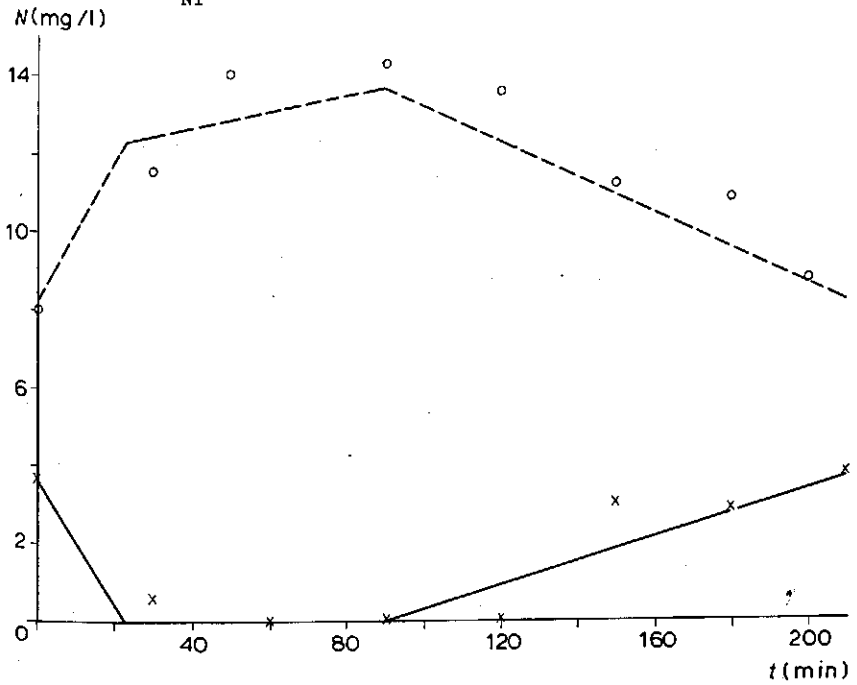


Fig. 31. Changes in massconcentration of ammonium and of nitrate (m_N/V) in the intermittently aerated activated-sludge plant in Experiment 3. x, N_{Ni}; o, N_{Ni}; —— N_{Am} computed; ---N_{Ni} computed.

redelijk inzicht geeft in het gebeuren in een reactor met alternerend beluchten wat betreft de massaconcentraties van ammonium en van nitraat.

6.3.3 Conclusies

Experimenten op laboratoriumschaal met een afvalwater waarin als organisch substraat natriumacetaat en als N-bron ammoniumchloride opgelost is, hebben aangetoond dat het model uit 6.2.4.1 een goede beschrijving geeft van de stikstofhuishouding in een alternerend beluchte actief-slibinrichting. Met het model kan zowel het verloop van de massaconcentraties van deze stoffen als de eindmassaconcentraties in het effluent redelijk voorspeld worden. Hierbij dient evenwel bedacht te worden dat het experiment niet is opgezet ter toetsing van de orde van grootte van procesconstanten n en b; deze zijn uit de experimenten zelf afgeleid. Overeenkomst tussen resultaten en voorspellingen betekent dat het model uitgaat van juiste veronderstellingen ten aanzien van de processen tijdens het alternerend beluchten.

Naast de parameters als volume reactor, debiet influent, massaconcentraties van N en van CZV in het influent, is vooral de nitraatopname in relatie tot geëlimineerde CZV onder denitrificerende condities b en de nitrificerende capaciteit n bepalend voor het rendement bij een bepaalde anaërobe/aërobe cyclus. Voor dit afvalwater geldt b = 0,21 mg/

mg (m_{Ni}/m_{CZV}). In dit experiment komt naar voren dat n afhankelijk is van de relatieve duur van de aërobe periode. Er is gevonden dat voor $t_a/T = \frac{1}{2}$ geldt n = 7,5 mg/g h ($dm_{Am}/dt\ m_{Dr}$)

6.4 EXPERIMENTEN MET HUISHOUDELIJK AFVALWATER OP SEMI-TECHNISCHE SCHAAL

In vervolg op de experimenten met synthetisch afvalwater is een onderzoek uitgevoerd naar het effect van alternerend beluchten op de behandeling van voorbezonken huishoudelijk afvalwater in een actief-slibinrichting op semi-technische schaal. Met dit onderzoek is beoogd inzicht te krijgen in de orde van grootte van procesconstanten en eigenschappen van huishoudelijk afvalwater, in verband met het dimensioneren van een alternerend beluchte actief-slibinrichting.

6.4.1 Materiaal en methode

De actief-slibinrichting op semi-technische schaal is opgebouwd uit een volledig gemengde reactor met een nuttig volume van 1000 l en een bezinktank met een nuttig volume van 500 l. De beluchting van het actief-slib wordt uitgevoerd met perslucht via Brandolbuizen. In de niet-beluchte periode zorgen vier centrifugaal pompen met ieder een capaciteit van 1000 l/h voor menging van het actief-slib/watermengsel. Het aan/uitschakelen van de beluchting vindt plaats met een tijdschakelaar.

Er wordt 415 l/d voorbezonken rioolwater aangevoerd. Het is zonodig mogelijk de aanvoer van afvalwater in de beluchte periode stop te zetten en al het afvalwater in de niet-beluchte periode aan te voeren. De verhouding influentdebiet/retourslibstroom bedraagt 1,0.

Van het Bennekomse huishoudelijk afvalwater zijn tijdens het experiment de volgende, gemiddelde gegevens vastgesteld:

S_{In} = 542 mg/l (m_{CZV}/V)
S_{In} = 380 mg/l (m_{BZV_5}/V)
N_{Kj} = 67,7 mg/l (m_{Kj}/V)
P -totaal = 22,9 mg/l (m_P/V)
pH = 7,4
Temperatuur = 20 °C.
Het heeft tijdens het experiment vrijwel niet geregend.

Het actief-slib is afkomstig uit kweekvaten waarin ladingsgewijs het actief-slib tweemaal per etmaal gevoed wordt met voorbezonken afvalwater (S_B = circa 0,1 g/g d ($\Delta m_{CZV}/m_{Dr}\ \Delta t$)). Tevens is actief-slib toegevoegd uit een installatie die gevoed werd met ammoniumhoudend afvalwater waarin weinig organische stoffen aanwezig zijn. Hierdoor is de nitrificerende capaciteit bij de start van het experiment relatief hoog. De massaconcentratie van droge stof in de reactor bedraagt 1,6 - 2,9 g/l. De belasting met CZV ($\Delta m_{CZV}/m_{Dr}\ \Delta t$) bedraagt circa 120 mg/g d en de belasting met ammoniakale en organisch gebonden stikstof ($\Delta m_N/m_{Dr}\ \Delta t$) circa 15 mg/g d. Er worden 2 x per week 24 uurs-monsters getrokken van het influent en van het effluent. De analyses wat betreft CZV, N-Kjeldahl, P-totaal, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , pH zijn uitgevoerd volgens NEN 3235.

De nitrificatiecapaciteit is als volgt bepaald. Er wordt 4 l actief-slib tweemaal

uitgewassen met leidingwater. Aan het gewassen actief-slib wordt 460 mg NH_4Cl toegevoegd en zonodig bicarbonaat om de pH op 7,5 te houden. Het verloop van de massaconcentratie van ammonium en de massaconcentratie van actief-slib (m_{Dr}/V) wordt bepaald. Uit deze gegevens wordt de nitrificatiecapaciteit berekend.

De denitrificatiecapaciteit is bepaald door 2 l actief-slib te nemen. Na bezinken van het actief-slib wordt 1 l van de bovenstaande vloeistof vervangen door 1 l huishoudelijk afvalwater waaraan 600 mg $NaNO_3$ toegevoegd was. Het actief-slib wordt met een roerder in suspensie gehouden. Op het wateroppervlak worden polystyreenkorrels gebracht ter voorkoming van luchtinbreng in het actief-slib. Het verloop van de massaconcentraties van nitraat en van nitriet worden bepaald, evenals de massaconcentratie van actief-slib (m_{Dr}/V). Uit deze gegevens wordt de snelheid van nitraatafname (de denitrificatiecapaciteit) berekend ($dm_{Ni}/dt\ m_{Dr}$).

Er zijn in totaal 3 experimenten uitgevoerd:

- Tijdens *experiment 1* is de reactor continu belucht. Het debiet van de afvalwaterstroom is 17,3 l/h. Dit experiment neemt 37 dagen in beslag.
- Tijdens *experiment 2* is de reactor gedurende 2½ uur belucht en gedurende 3½ uur niet belucht. Uit meting van het O_2-gehalte blijkt dat na stopzetting van de beluchting het O_2-gehalte na circa 30 minuten nul geworden is. De aërobe periode kunnen we dus op 3 uur stellen en de anaërobe periode eveneens op 3 uur. Het debiet van de afvalwaterstroom is 17,3 l/h. Het experiment duurt 35 dagen.
- Tijdens *experiment 3* (duur 24 dagen) is op dezelfde manier als bij experiment 2 belucht. Tijdens de aërobe periode is er geen afvalwater aangevoerd en tijdens de anaërobe periode is het debiet van de afvalwaterstroom 34,6 l/h.

6.4.2 Resultaten

6.4.2.1 De nitrificerende capaciteit

Figuur 32 geeft het verloop van de nitrificerende capaciteit tijdens de drie experimenten. In tegenstelling tot het experiment met synthetisch afvalwater (fig. 27) is er geen uitgesproken toename van de nitrificerende capaciteit na overschakeling van volledige aërobie op alternerend beluchten. De nitrificerende capaciteit ($dm_{Am}/dt\ m_{Dr}$) van het actief-slib bedraagt gemiddeld 2,55 mg/g h.

De belasting met stikstof ($\Delta m_{Kj}/m_{Dr}\ \Delta t$) varieert van 0,73-0,41 mg/g h (respectievelijk X = 1,6 en X = 2,85 g/l). Er valt af te leiden dat onder aërobe condities voor de vorming van nitraat slechts 29-16% van de beschikbare, nitrificerende capaciteit gebruikt wordt. Voorts volgt hieruit dat voor volledige nitrificatie in een alternerend beluchte actief-slibinrichting terminste 29-16% van de cyclusduur aëroob moet zijn.

6.4.2.2 De hoeveelheid stikstof in het afvalwater beschikbaar voor nitrificatie

Experiment 1, waarbij de reactor continu belucht is, biedt mogelijkheden te berekenen hoeveel N er onder condities van dit experiment opgenomen wordt voor inbouw in celmateriaal. Tabel 30 geeft de gemiddelde resultaten van tien 24 uurs-monsters.

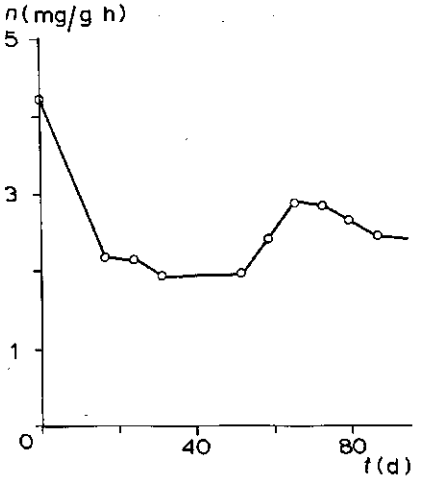


Fig. 32. Het verloop van de nitrificatiecapaciteit n ($dm_{Am}/m_{Dr}\ dt$) tijdens de drie experimenten.

Fig. 32. Changes in nitrifying capacity n ($dm_{Am}/m_{Dr}\ dt$) during three experiments.

Tabel 30. Resultaten van de behandeling van huishoudelijk afvalwater in een continu beluchte actief-slibinrichting.

	Influent (mg/l)	Effluent (mg/l)	Rendement (%)
$S(m_{CZV}/V)$	535	58	89
$N_{Kj}(m_N/V)$	66,2	.	
$N_{Am}(m_N/V)$	.	0,9	
$N_{nitriet}(m_N/V)$	.	0,1	
$N_{Ni}(m_N/V)$	.	64,5	
ΣN	66,2	65,5	1
	Influent (mg/l)	Effluent (mg/l)	Efficiency (%)

Table 30. Results of treatment of domestic sewage in a activated-sludge plant continuously aerated.

De massaconcentratie van actief-slib (m_{Dr}/V) is 1,6 g/l. De CZV-belasting ($\Delta m_{CZV}/m_{Dr}\ \Delta t$) komt dan op 0,14 g/g d. Het CZV-rendement bedraagt 89%. Er wordt per 1000 mg geëlimineerde CZV slechts 1,3 mg stikstof opgenomen voor inbouw in celmateriaal, hetgeen uitzonderlijk weinig is. De oorzaak hiervan is niet duidelijk.

De belasting met stikstof ($\Delta m_{Kj}/m_{Dr}\ \Delta t$) bedraagt 0,7 mg/g.h. Daar de nitrificerende capaciteit ($dm_{Am}/dt\ m_{Dr}$) op gemiddeld 2,55 mg/g h gesteld kan worden, zou alle ammonium-stikstof in principe in nitraat omgezet kunnen worden. Er blijkt toch een massaconcentratie van 0,9 mg/l ammonium-N waargenomen te worden. Aangenomen wordt dat er van de stikstof in het afvalwater 0,9 mg/l niet genitrificeerd kan worden.

De massaconcentratie stikstof, beschikbaar voor nitrificatie, vinden we door de massaconcentratie N_{Kj} te verminderen met de hoeveelheid nodig voor inbouw in celmateriaal (0,7 mg/l) en met de hoeveelheid die niet genitrificeerd kan worden (0,9 mg/l), dus $N_{In} = N_{Kj} - 1,6$.

6.4.2.3 Denitrificerende capaciteit, opname nitraat per mg geëlimineerde CZV

Het nitraatverbruik per mg aangevoerde CZV (b) neemt een sleutelpositie in bij het optimaliseren van de N-eliminatie in een actief-slibinrichting. Uit de resultaten van de experimenten 2 en 3 met alternerend beluchten (tabel 31 en 32) valt b te berekenen voor huishoudelijk afvalwater.

De hoeveelheid gedenitrificeerde stikstof per dag wordt gevonden uit de massaconcentratie Kj-stikstof in het influent verminderd met de hoeveelheid N nodig voor inbouw in celmateriaal (0,7 mg/l) en verminderd met de som van de massaconcentraties van ammonium,

Tabel 31. Resultaten van de behandeling van huishoudelijk afvalwater in een alternerend beluchte actief-slibinrichting (aëroob: 3 h; anaëroob: 3 h) met continue aanvoer van afvalwater.

	Influent (mg/l)	Effluent (waarneming) (mg/l)	Effluent (berekend) (mg/l)	Rendement (%)
$S(m_{CZV}/V)$	539	54		90
$N_{Kj}(m_N/V)$	65,3	.		
$N_{Am}(m_N/V)$	.	1,6	1,9	
$N_{nitriet}(m_N/V)$	.	0,5		
$N_{Ni}(m_N/V)$	.	31,3	30,2	
ΣN	65,3	33,4	32,1	49
	Influent (mg/l)	Effluent (observed) (mg/l)	Effluent (calculated) (mg/l)	Efficiency (%)

Table 31. Results of treatment of domestic sewage in an activated-sludge plant intermittently aerated and (aerobic 3 h; anaerobic 3h) continuously fed with sewage.

Tabel 32. Resultaten van de behandeling van huishoudelijk afvalwater in een alternerend beluchte actief-slibinrichting (aeroob: 3 h; anaeroob: 3 h) met alleen aanvoer van afvalwater in de anaërobe periode.

	Influent (mg/l)	Effluent (waarneming) (mg/l)	Effluent (berekend) (mg/l)	Rendement (%)
$S(m_{CZV}/V)$	555	47		91
$N_{Kj}(m_N/V)$	67,1	.		
$N_{Am}(m_N/V)$	.	3,4	3,0	
$N_{nitriet}(m_N/V)$	.	0,2		
$N_{Ni}(m_N/V)$	.	7,6	6,0	
ΣN	67,1	11,2	9,0	83
	Influent (mg/l)	Effluent (observed) (mg/l)	Effluent (calculated) (mg/l)	Efficiency (%)

Table 32. Results of treatment of domestic sewage in an activated-sludge plant intermittently aerated (aerobic 3 h; anaerobic 3h) fed with sewage only in the anaerobic phase.

van nitriet en van nitraat in het effluent maal het influentdebiet. De hoeveelheid CZV per dag aangeboden in de anaërobe fase wordt gevonden uit de CZV van het afvalwater maal de hoeveelheid afvalwater per dag, aangevoerd in de anaërobe fase. Uit deze berekeningen volgt voor b (m_{Ni}/m_{CZV}) in experiment 2 en 3 in beide gevallen 0,12 mg/mg.

Tijdens de anaërobe fase is in experiment 2 de belasting met CZV ($\Delta m_{CZV}/m_{Dr}\ \Delta t$) circa 5,0 mg/g h en in experiment 3 circa 6,7 mg/g h. Hieruit volgt dat het nitraat-verbruik ($\Delta m_{Ni}/m_{Dr}\ \Delta t$) respectievelijk circa 0,6 en 0,8 mg/g.h zal zijn.

Figuur 33 geeft het verloop van de denitrificerende capaciteit tijdens experiment 2 en 3. De denitrificerende capaciteit geeft enig inzicht in het maximale tempo van nitraat-verbruik bij aanwezigheid van overmaat substraat. De resultaten blijken niet eenduidig te zijn. Er is een aanzienlijke schommeling op te merken. De denitrificerende capaciteit is echter steeds hoger dan het berekende actuele nitraat-N-verbruik (0,6 - 0,8 mg/g h). Hieruit volgt dat de aanvoer van CZV in de anaërobe fase de snelheidsbeperkende factor in het nitraatverbruik is.

6.4.2.4 Alternerend beluchten met continue aanvoer van afvalwater

De actief-slibreactor is gedurende een periode van 34 dagen alternerend belucht met aanvoer van afvalwater tijdens de aërobe en de anaërobe periode. Voor berekening van het verloop van de massaconcentraties van ammonium en van nitraat in de reactor èn de massaconcentraties van ammonium en van nitraat in het effluent met het model uit 6.2.4.1 zijn de volgende procesomstandigheden van belang:

volumereactor	: V = 1000 l
debiet afvalwater	: Q = 17,3 l/h
massaconcentratie van CZV in het afvalwater (m_{CZV}/V)	: S_{In} = 539 mg/l
massaconcentratie van N_{Kj} in het afvalwater (m_{Kj}/V)	: N_{Kj} = 65,3 mg/l
nitrificeerbare N in afvalwater (m_{Am}/N)	: N_{In} = 63,7 mg/l
nitraatverbruik per mg CZV (m_{Ni}/m_{CZV})	: b = 0,12 mg/mg
nitrificatiecapaciteit ($dm_{Am}/dt\ m_{Dr}$)	: n = 2,55 mg/g h
massaconcentratie van droge stof in reactor (m_{Dr}/V)	: X = 1,85 g/l

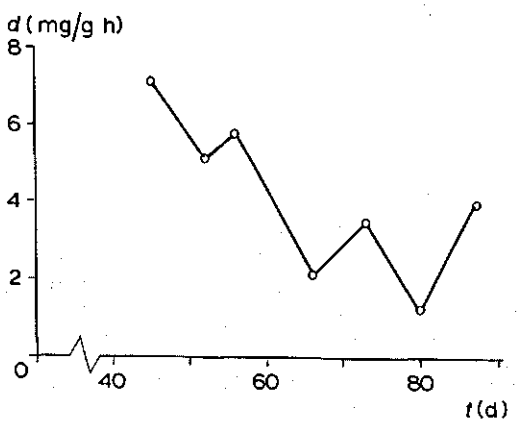


Fig. 33. Het verloop van de denitrificatie-capaciteit d ($dm_{NZE}/m_{Dr}\ dt$) tijdens de laatste twee experimenten.

Fig. 33. Changes in denitrifying capacity d ($dm_{NOE}/m_{Dr}\ dt$) during the last two experiments

duur anaërobe periode : t_{an} = 3 h

duur aërobe periode : t_a = 3 h

De waarden voor S_{In}, N_{Kj}, X en n zijn gemiddelden van een serie waarnemingen.

Figuur 34 geeft het berekende verloop van de massaconcentratie van ammonium en van nitraat in de reactor. In tabel 31 zijn de gemiddelden van de waarnemingen met betrekking tot influent en effluentkwaliteit opgenomen, alsook berekende resultaten. In de tabel is voor de berekende massaconcentratie ammonium opgenomen het resultaat van de berekening met N_{In} = 63,7 mg/l vermeerderd met de restmassaconcentratie niet nitrificeerbare N (0,9 mg/l). De resultaten en de berekende waarden stemmen goed met elkaar overeen.

De duur van de aërobe periode is ruimschoots voldoende voor volledige nitrificatie van de aangevoerde stikstof. De beperkende stap in de N-eliminatie in dit experiment is de hoeveelheid CZV die in de anaërobe periode beschikbaar is. Voor dit afvalwater is een verbetering van de N-eliminatie mogelijk door de relatieve duur van de anaërobe periode te verlengen of door uitsluitend in de niet-beluchte periode afvalwater aan te voeren.

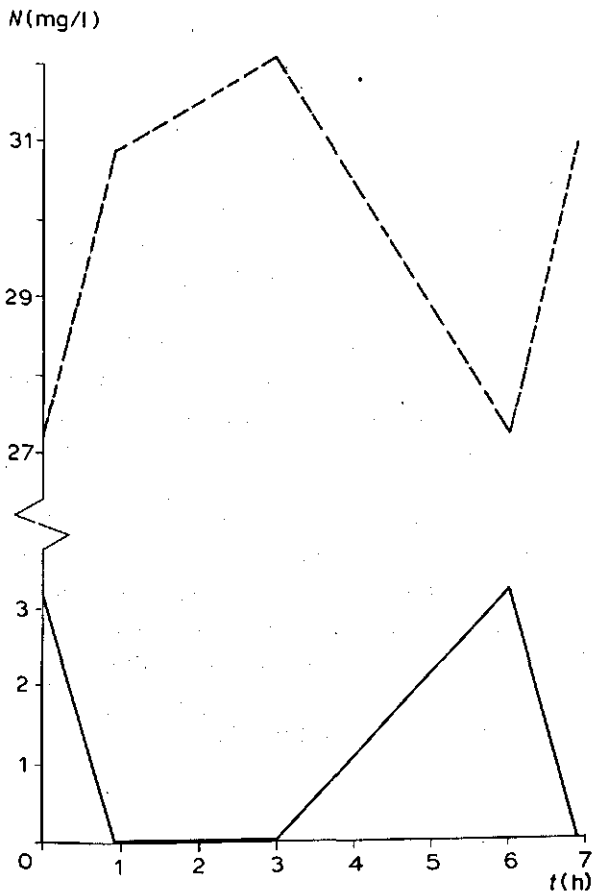


Fig. 34. Het berekende verloop van de massaconcentratie (m_N/V) van ammonium (——) en van nitraat (---) in een alternerend beluchte actief-slibinrichting, continu gevoed met huishoudelijk afvalwater.

Fig. 34. Calculated changes in massconcentration (m_N/V) of ammonium (——) and of nitrate (---) in intermittently aerated activated sludge plant continuously fed with domestic sewage.

6.4.2.5 Alternerend beluchten met aanvoer van afvalwater uitsluitend tijdens de anaërobe periode

Er is tevens een experiment uitgevoerd met alternerend beluchten waarbij alleen in de niet-beluchte periode aanvoer van al het afvalwater plaats vindt. Voor de berekeningen zijn de volgende paramaters noodzakelijk:

volumereactor	: V = 1000 l
debiet afvalwater in niet-beluchte periode	: Q = 34,6 l/h
duur niet-beluchte periode	: 3,5 h
duur beluchte periode	: 2,5 h
duur aërobe periode	: t_a = 3,0 h
duur anaërobe periode	: t_{an} = 3,0 h
massaconcentratie van CZV in het afvalwater (m_{CZV}/V)	: S_{In} = 555 mg/l
massaconcentratie van N_{Kj} in het afvalwater (m_{CZV}/V)	: N_{Kj} = 67,7 mg/l
nitrificeerbare N in afvalwater (m_{Am}/V)	: N_{In} = 65,5 mg/l
nitraatopname per mg CZV (m_{Ni}/m_{CZV})	: b = 0,12 mg/mg
nitrificatie capaciteit ($dm_{Am}/dt\ m_{Dr}$)	: n = 2,55 mg/g.h
massaconcentratie van droge stof in reactor (m_{Dr}/V)	: X = 2,85 g/l

De gegevens voor S, N_{Kj}, X en n zijn gemiddelden van een serie waarnemingen. Uit dit overzicht blijkt dat de niet-beluchte periode een half uur langer is dan de aërobe periode. Na uitschakelen van de beluchter gaat er ongeveer een half uur overheen voordat de massaconcentratie van de zuurstof nul geworden is.

Figuur 35 geeft het verloop van de massaconcentratie van ammonium en van nitraat in de reactor berekend volgens model uit 6.2.4.2. In tabel 32 zijn gemiddelde gegevens van influent- en effluentkwaliteit opgenomen. De berekende massaconcentratie van ammonium is de som van de uitkomst van de berekening met het model vermeerderd met de massaconcentratie niet-nitrificeerbare N (0,9 mg/l). De waarnemingen en de berekeningen stemmen goed met elkaar overeen. Zoals ook uit het berekende verloop van de concentraties blijkt, is de aërobe periode ruimschoots toereikend voor nitrificatie. In de anaërobe periode wordt juist voldoende CZV aangeboden voor nitraatverwijdering, zoals blijkt uit de massaconcentratie van nitraat aan het eind van de aërobe periode. Verdere verlaging van de massaconcentratie van stikstof zou verkregen moeten worden door verkorten van de duur van de (äerobe/anaërobe) cyclus.

Figuur 36 geeft het verloop van de massaconcentratie van O_2 tijdens een cyclus. Na inschakelen van de beluchting gaat de massaconcentratie van zuurstof, na even laag gebleven te zijn, stijgen. De massaconcentratie van zuurstof lijkt zich te gaan stabiliseren op circa 5,5 mg/l. Ongeveer 50 minuten na inschakelen van de beluchting treedt een nieuwe stijging in de massaconcentratie van O_2 op. Op dit punt is, zoals uit vergelijking met figuur 35 te zien is, de nitrificatie beeindigd. Na 2½ uur wordt de beluchting weer stilgezet en daalt in circa 30 minuten de massaconcentratie van O_2 tot nul.

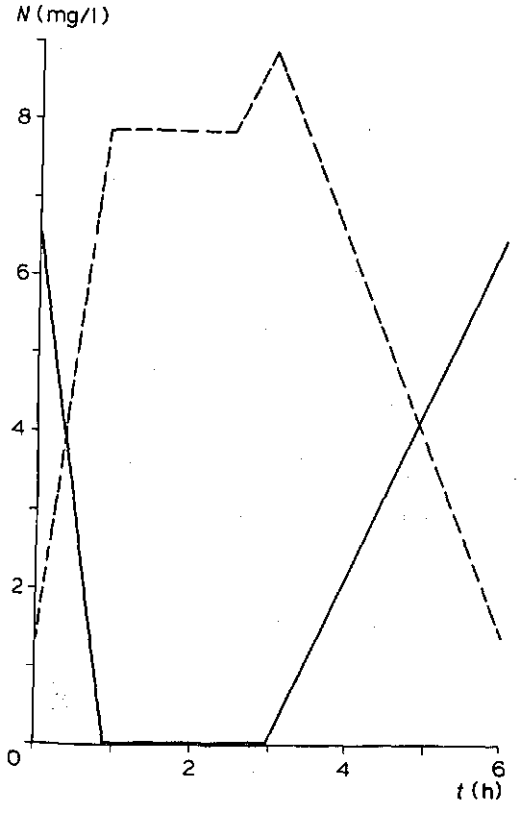


Fig. 35. Het berekende verloop van de massaconcentratie (m_N/V) van ammonium (——) en van nitraat (- - -) in een alternerend beluchte actief-slibinrichting belast met huishoudelijk afvalwater in de niet-beluchte periode.

Fig. 35. Calculated changes in massconcentration (m_N/V) of ammonium (——) and of nitrate (- - -) in intermittently aerated activated sludge loaded with domestic sewage in the unaerated phase.

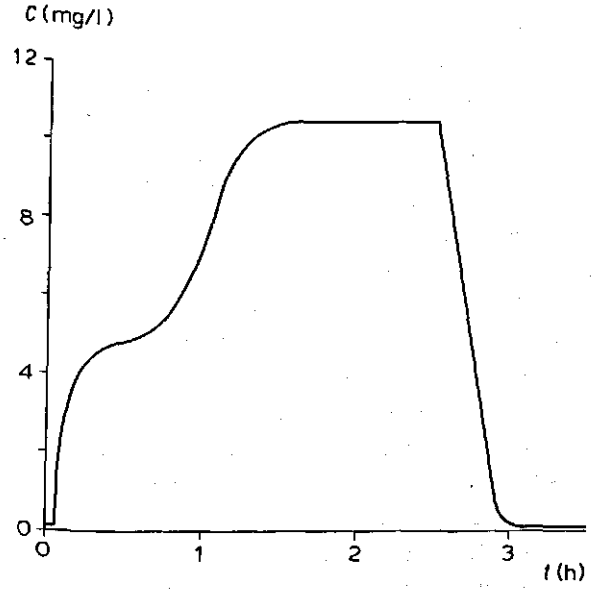


Fig. 36. Het verloop van de O_2-massaconcentratie (m_O/V) in de beluchte periode van een alternerend beluchte actief-slibinstallatie.

Fig. 36. Changes in massconcentration of oxygen (m_O/V) in the aerated phase of intermittently aerated activated sludge.

6.5 DIMENSIONERING VAN EEN ALTERNEREND BELUCHTE ACTIEF-SLIBINRICHTING

Uit de voorgaande experimenten is naar voren gekomen dat de N-eliminatie in een actief-slibinrichting met alternerend beluchten bepaald wordt door:
- nitrificatie;
- denitrificatie;
- tijdsduur aërobe/anaërobe cyclus

6.5.1 Nitrificatie

Het is duidelijk dat aanwezigheid van een voldoende hoeveelheid nitrificerende bacteriën essentieel is voor het functioneren van een actief-slibinrichting met alternerende beluchting. Bij een slibbelasting waar de gemiddelde verblijftijd van het actief-slib in de reactor groter is dan de reciproque van de maximale groeisnelheid van de nitrificerende bacteriën, zullen nitrificerende bacteriën niet uitgespoeld worden. Aan deze voorwaarde zal een alternerend beluchte actief-slibinrichting in elk geval moeten voldoen. Voorts is het voor volledige nitrificatie noodzakelijk dat in de aërobe periode alle aangevoerde stikstof genitrificeerd kan worden. Dit betekent dat voldaan moet worden aan:

$$S_{B,N} \leq \frac{t_a}{T} n \qquad (72)$$

6.5.2 Denitrificatie

Aanwezigheid van denitrificerende bacteriën is van essentieel belang voor het functioneren van een actief-slibinrichting met alternerend beluchten. In hoofdstuk 5 is naar voren gekomen dat anaërobie, aanwezigheid van organisch substraat en aanwezigheid van nitraat essentieel zijn voor de vorming van denitrificerende bacteriën. In de anaërobe fase wordt aan deze voorwaarden voldaan.

Voor het gebruikte huishoudelijk afvalwater is gevonden dat er per mg beschikbare CZV 0,12 mg NO_3-N in de stikstof omgezet wordt. Volledige N-eliminatie is met dit afvalwater dus alleen te verkrijgen wanneer de massaconcentratieverhouding N/CZV van het afvalwater tenminste 0,12 bedraagt. In het algemeen kan gesteld worden dat moet gelden: $N/CZV \leq b$. Voor afvalwater dat aan deze voorwaarde niet voldoet, kan alleen met aanvullend organisch substraat volledige N-eliminatie verkregen worden.

Voorts moet ook nog aan de voorwaarde voldaan worden dat in de anaërobe fase voor volledige denitrificatie de verhouding tussen aangevoerde nitraat en in de anaërobe fase beschikbare CZV met elkaar in evenwicht moet zijn. Overmaat N resulteert in onvolledige N-eliminatie. Ondermaat N betekent dat de behoefte aan elektronenacceptor (nitraat) groter is dan het aanbod en er te weinig CZV geoxydeerd wordt. Verslechtering van de slibkwaliteit, met name wat betreft de bezinkbaarheid, moet dan gevreesd worden.

In de anaërobe fase kan de CZV-belasting een beperkende factor vormen wanneer de nitraatbehoefte die uit een bepaalde CZV-belasting voortvloeit, groter is dan de denitrificerende capaciteit. Er moet gelden:

$$S_{B,CZV} \frac{t_{an}}{T} b \leqslant d \qquad (73)$$

In deze formule is d het maximale tempo van denitrificatie.

6.5.3 Tijdsduur van de cyclus

Wanneer aan de voorwaarde voor optimale nitrificatie en optimale denitrificatie voldaan wordt, betekent dit nog niet dat er volledige N-eliminatie zal optreden. In de anaërobe periode vindt namelijk een stijging van de massaconcentratie van ammonium en een daling van de massaconcentratie van nitraat plaats, terwijl in de aërobe periode het omgekeerde plaats vindt. Op ieder moment wordt er uit de alternerend beluchte reactor effluent afgevoerd waarin dus meer of minder ammonium of nitraat aanwezig is. Bij een korte cyclus is het verschil tussen de maximale en minimale massaconcentraties van ammonium en van nitraat uiteraard kleiner dan bij een lange cyclus. Dit betekent dat de massaconcentraties van ammonium en van nitraat verlaagd kunnen worden door verkorting van de cyclus. Vooral wanneer verder voldaan is aan de voorwaarden voor optimale nitrificatie en optimale denitrificatie, zal de verhouding tussen cyclusduur en verblijftijd van het afvalwater de beperkende factor in de N-eliminatie vormen.

6.5.4 Dimensionering van een alternerend beluchte actief-slibinrichting

Voor het gebruikte huishoudelijk afvalwater uit Bennekom zal nu de dimensioneringsgrondslag van een alternerend beluchte actief-slibinrichting uitgewerkt worden. Hiervoor wordt van de volgende gegevens uitgegaan:

volumereactor V : V = 1000 l
debiet afvalwater : Q = 480 l/d
massaconcentratie van CZV in het afvalwater (m_{CZV}/V) : S_{In} = 550 mg/l
massaconcentratie van nitrificeerbare N (m_{Am}/V) : N_{In} = 70 mg/l
nitrificatiecapaciteit ($dm_{Am}/dt\ m_{Dr}$) : n = 2,5 mg/g h
nitraatverbruik per mg CZV (m_{Ni}/m_{CZV}) : b = 0,12 mg/mg
massaconcentratie van actief-slib in reactor (m_{Dr}/V) : X = 2 g/l

In dit voorbeeld is de belasting met CZV:

$$S_{B,CZV} = 0{,}13 \text{ g/g d } (\Delta m_{CZV}/m_{Dr}\ \Delta t)$$

en de belasting met N:

$$S_{B,N} = 0{,}7 \text{ mg/g h } (\Delta m_{Am}/m_{Dr}\ \Delta t)$$

Daar de nitrificatiecapaciteit ($dm_{Am}/dt\ m_{Dr}$) 2,5 mg/g h is, zal minimaal 28% van de duur van de aërobe/anaërobe cyclus aëroob moeten zijn.

Voor de massaconcentratieverhouding N/CZV van dit afvalwater geldt:

$$N/CZV = 0{,}127$$

Daar voor dit afvalwater b = 0,12 mg/mg (m_{Ni}/m_{CZV}) geldt, zal alle CZV in de anaërobe fase aangevoerd moeten worden. In de aërobe periode van de cyclus mag geen afvalwater aangevoerd worden. In deze periode zal bijvoorbeeld afvalwater opgevangen moeten worden in een buffertank. Men zou ook twee of meer aëratietanks naast elkaar kunnen bedrijven. De laatste oplossing verdient uit praktische overwegingen wellicht de voorkeur. De aërobe periode van de één moet dan samenvallen met de anaërobe periode van de andere, zodat het aangevoerde afvalwater continu in één van de twee reactoren opgevangen kan worden. In het vervolg zal ik daarom uitgaan van een situatie waarbij de periodes met beluchten en zonder beluchten even lang zijn en het afvalwater alleen in de anaërobe periode aangevoerd wordt.

Uit de massaconcentratieverhouding N/CZV van het afvalwater blijkt dat er slechts een gering tekort aan CZV is. Door het alternerend beluchten is niet alle N beschikbaar voor denitrificatie, maar wordt ook een deel van de stikstof als nitraat en/of ammonium weggevoerd via het effluent. Vooral bij een lange cyclus kan dit vrij veel zijn hetgeen betekent dat niet alle CZV in de anaërobe fase aangevoerd moet worden, doch ook een klein deel in de aërobe fase. Er is sprake van optimale nitrificatie wanneer de massaconcentratie van ammonium aan het einde van de aërobe periode nul is en van optimale denitrificatie wanneer de massaconcentratie van nitraat nul is aan het einde van de anaërobe periode. De cyclus valt in te delen in:

aëroob t_{a1} : zonder aanvoer van afvalwater, nitrificatie
aëroob t_{a2} : zonder aanvoer afvalwater, geen nitrificatie
aëroob t_{a3} : aanvoer afvalwater, nitrificatie
anaëroob t_{an} : aanvoer afvalwater, denitrificatie
Voorts geldt:

$$t_{a1} + t_{a2} = t_{a3} + t_{an}$$

Uit het model valt af te leiden hoe lang t_{a3} moet zijn bij een bepaalde t_{an} om aan het einde van de anaërobe periode een massaconcentratie van nitraat nul te krijgen. Aan de eis dat de massaconcentratie van ammonium nul moet zijn aan het eind van de aërobe periode, zal vrij gemakkelijk voldaan worden, daar hiervoor aërobie gedurende 28% van de cyclusduur al voldoende is. Uitgaande van deze eisen is berekend over hoeveel tijd van de aërobe periode afvalwater aangevoerd moet worden om optimale nitrificatie en optimale denitrificatie te verkrijgen (tabel 33). Voorts is het N-rendement onder die omstandigheden berekend (tabel 34).

In figuur 37 is het rendement uitgezet als functie van de tijdsduurcyclus. In dit voorbeeld wordt het maximale rendement (94%) bereikt bij een cyclusduur van 3 uur.

6.5.5 Vergelijking alternerend nitrificatie/denitrificatie met voor-denitrificatie

Bij de voor-denitrificatie moet in grote lijnen aan dezelfde voorwaarden met betrekking tot nitrificatie en denitrificatie voldaan worden als bij alternerende nitrificatie/denitrificatie.

In het systeem met alternerend beluchten is om praktische redenen de tijd met be-

Tabel 33. Optimale N-eliminatie[a] in een alternerend beluchte actief-slibinstallatie met anaërobe perioden van verschillende duur.

t_{an} (h)	t_{a1} (h)	t_{a2} (h)	t_{a3} (h)	N_{Ni} (mg/l)	N_{Am} (mg/l)	η^b (%)
1,5	0,82	0,68	0	1,58	2,49	94
2	1,08	0,96	0,04	2,05	3,34	92
4	2,07	2,40	0,47	3,58	6,81	85
6	2,99	4,39	1,38	4,67	10,46	78
8	3,83	7,16	2,99	5,35	14,30	72
10	4,62	10,96	5,58	5,66	18,50	66
12	5,34	16,40	9,74	5,61	23,10	59
t_{an} (h)	t_{a1} (h)	t_{a2} (h)	t_{a3} (h)	N_{Ni} (mg/l)	N_{Am} (mg/l)	η (%)

a. Er is berekend hoe de verhouding van t_{a3}, t_{a1} en t_{a2} moet zijn bij een bepaalde t_{an} ter verkrijging van optimale nitrificatie en denitrificatie.
The mutual ratios of t_{a3}, t_{a1} and t_{a2} to get optimum nitrification and optimum denitrification with a certain t_{an} was calculated.
b. N_{In} = 50 mg/l.

Table 33. Optimum disappearance of nitrogen in an intermittently activated-sludge plant with different anaerobic phases.

Tabel 34. Overzicht van r_{Ef} en a bij de experimenten in volgorde van uitvoering.

r_{Ef}	a
1	0,09
1	0,18
1	0,29
4	0,15
4	0,30
4	0,60
2	0,6
2	0,3
2	0,1

Table 34. Survey of r_{Ef} and a in the experiments in sequence of execution.

luchten even lang als de tijd zonder beluchten. Bij een systeem met voor-denitrificatie is het mogelijk de verblijftijf in de aërobe fase beter te laten aansluiten aan de eisen die hieraan met het oog op de nitrificatiecapaciteit gesteld worden. Voorts is ook voor het systeem met voor-denitrificatie een optimale denitrificatie alleen mogelijk, wanneer het afvalwater aan de minimumeis met betrekking tot de massaconcentratie verhouding CZV/N voldoet. Het systeem met voor-denitrificatie verschilt van het andere systeem met alternerende nitrificatie/denitrificatie met betrekking tot de condities waaronder het actief-slib zich bevindt, wanneer het naar de bezinktank getransporteerd wordt. In het systeem met voor-denitrificatie wordt belucht actief-slib naar de bezinktank gevoerd, zodat hier effluent wordt verkregen waarin nauwelijks ammonium voorkomt. Met alternerend nitrificatie/denitrificatie wordt slibwatermengsel in de niet-beluchte fase naar de bezinktank gevoerd.

Fig. 37. Het berekende verband tussen N-rendement (m_N/m_N) en duur aërobe/anaërobe cyclus (T).

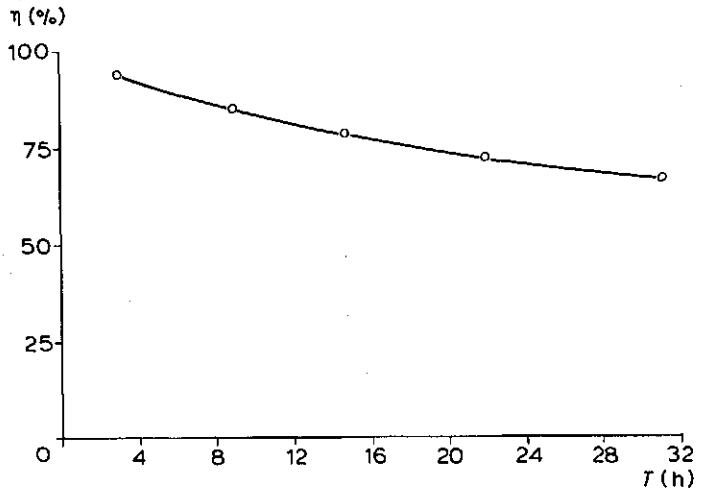


Fig. 37. Calculated relation between efficiency of eliminating N (m_N/m_N) and period of aerobic/anaerobic cycle (T).

Hierin komt zowel ammonium als nitraat voor.

Het belangrijkste verschil is evenwel gelegen in de wijze waarop het N-rendement verkregen wordt. Bij het systeem met voor-denitrificatie wordt een rendement van 90% verkregen bij een recirculatie-verhouding (Q/Q_R) van 0,1 (Barnard, 1973), terwijl bij een alternerend beluchte installatie dit rendement al bereikt wordt bij een cyclusduur van 6 uur. Op grond hiervan concludeer ik, dat bij het systeem met alternerend beluchten met minder energiekosten een hoog N-rendement verkregen kan worden dan bij het één-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie.

7 Het twee-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie

In dit hoofdstuk wordt aandacht besteed aan het twee-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie. Deze werkwijze is van de twee- en drie-slibsoortensystemen de enige waarbij een optimaal gebruik gemaakt kan worden van de organische stoffen uit het huishoudelijk afvalwater in het denitrificatieproces. Alleen bij deze werkwijze is dus een besparing in het totale zuurstofverbruik mogelijk.

Bij het twee-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie wordt het afvalwater eerst in contact gebracht met denitrificerend en vervolgens met nitrificerend slib. Het water dat de denitrificatiefase verlaat, dient slibvrij te zijn. Dit kan bewerkstelligd worden door gebruik te maken van:

- een opwaarts doorstroomde reactor met een gepakt bed van stenen en dergelijke waaraan de biomassa is vastgehecht (Bringmann & Kühn, 1962);
- een opwaarts doorstroomde reactor met een gefluïdiseerd bed van actieve kool of zand dat als dragermateriaal voor de biomassa dient (Jeris et al., 1974; Jeris & Owens, 1975).
- een reactor met ronddraaiende schijven waaraan de biomassa vastgehecht is (Pretorius, 1972);
- een reactor waarin zich het actief-slib als suspensie bevindt met een nageschakelde afscheider (nabezinktank) met terugvoer van het afgescheiden slib in de reactor.
- een opwaarts doorstroomse reactor met een gefluïdiseerd bed van actief-slib zonder dragermateriaal, waarin zowel omzettingsprocessen als scheiding van slib/water plaatsvinden (Klapwijk & Lettinga, 1975; Miyaji & Kato, 1975).

Een reactor met een gepakt bed groeit snel dicht en moet daarom veelvuldig schoongespoeld worden. In opwaarts doorstroomde reactoren met en zonder dragermateriaal voor het denitrificerend slib kan men meestal met een hoge massaconcentratie van slib werken. Bovendien hebben deze reactoren het voordeel dat omzettingsprocessen en scheiding slib/water in dezelfde ruimte plaatsvinden. Dit laatste is niet het geval bij een reactor met gesuspendeerd actief-slib en een aparte bezinktank. Ook kan in deze reactoren meestal slechts met een lage massaconcentratie van slib gewerkt worden. In deze studie heb ik voor de denitrificatiefase steeds gebruik gemaakt van een opwaarts doorstroomde reactor zonder dragermateriaal.

Het twee-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie voor de behandeling huishoudelijk afvalwater waarin een opwaarts doorstroomde reactor voor de denitrificatie gebruikt wordt, ziet er in grote lijnen als volgt uit (figuur 38). Het afvalwater waarin geen nitraat aanwezig is, wordt in de opwaarts doorstroomde denitrificatiereactor gevoerd. Het effluent van deze reactor heeft een lage massaconcentratie van organische stoffen, een lage massaconcentratie van nitraat en een lage massaconcentratie van slib, maar een relatief hoge massaconcentratie van ammonium. Dit effluent wordt in een beluchte actief-slibtank gebracht waar nitraat gevormd wordt. Het slibwatermengsel van deze reactor stroomt naar

Fig. 38. Schema twee-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie. V, inhoud; X, massaconcentratie slib; S, massaconcentratie CZV; N, massaconcentratie ammoniumstikstof; C, NZE; In, influent; Ef,d, effluent denitrificatiereactor; Ef,N, effluent nitrificatiereactor; Ef,R, effluentretour.

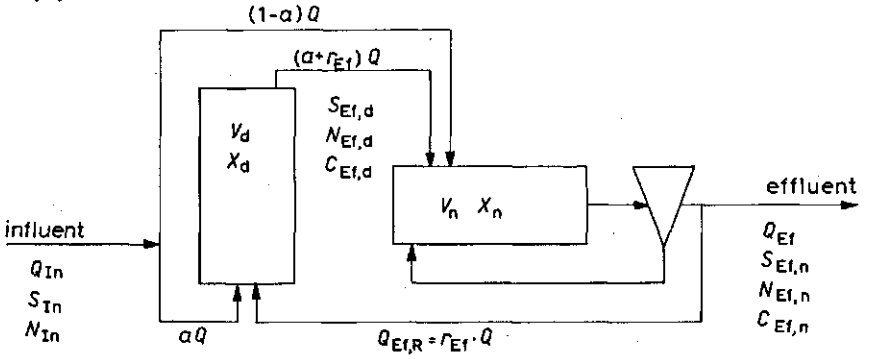


Fig. 38. Scheme of two-sludge system with preliminary denitrification, V, volume; X, sludge massconcentration; S, massconcentration COD; N, massconcentration ammoniumnitrogen; C, NOE; In, influent; Ef,d, effluent denitrification reactor; Ef,N, effluent nitrification reactor; Ef,R, effluent return.

een bezinktank. Het afgescheiden actief-slib wordt teruggevoerd naar de aëratietank; een deel van het effluent wordt gerecirculeerd naar de denitrificatiereactor en het andere deel wordt als effluent afgevoerd.

Het N-rendement van een twee-slibsoortensysteem zal onder meer afhankelijk zijn van de fractie effluent van de nitrificatiereactor dat teruggevoerd wordt naar de denitrificatiereactor. Deze fractie bepaalt welk percentage van de stikstof in principe gedenitrificeerd kan worden. Voorts is bepalend voor het N-rendement welk percentage van de stikstof genitrificeerd wordt in de nitrificatiereactor en welk percentage er gedenitrificeerd wordt in de denitrificatiereactor. De hoeveelheid nitraat die gedenitrificeerd wordt, is vooral afhankelijk van de nitraatbehoefte die ontstaat door de aanvoer van afvalwater. Het is voor te stellen dat de nitraatbehoefte groter is dan de nitraataanvoer. In die omstandigheden is het noodzakelijk een deel van het afvalwater rechtstreeks naar de nitrificatiereactor te voeren.

In dit hoofdstuk worden slechts een paar aspecten van het twee-slibsoortensysteem bezien. In paragraaf 7.1 wordt een model ontwikkeld dat het mogelijk maakt de massaconcentratie van stikstof en van biodegradeerbare CZV te berekenen in het effluent van de denitrificatie- en van de nitrificatiereactor als functie van procesparameters. Voorts is het mogelijk te berekenen welk percentage van het afvalwater rechtstreeks naar de nitrificatiereactor gevoerd moet worden. In een onderzoek met synthetisch afvalwater is nagegaan of er overeenkomst is tussen berekende waarden en experimenteel bepaalde resultaten.

Miyaji & Kato (1975) en Klapwijk & Lettinga (1975) hebben vrijwel gelijktijdig geconstateerd dat ook in een opwaarts doorstroomde reactor zonder dragermateriaal een hoge massaconcentratie van slib te verkrijgen is. Miyaji & Kato hebben een experiment uitgevoerd met afvalwater van de petrochemische industrie waarin veel nitraat aanwezig is. De installatie in hun onderzoek bestaat uit een reactorgedeelte (hoogte = 1,5 m, inwendige diameter = 1,8 m) met daarboven een bezinkgedeelte (hoogte = 0,85 m, inwendige diameter =

2,3 m). De inhoud van de reactor wordt continu geroerd (0,03 - 0,3 omwentelingen/min). Het debiet van het afvalwater wordt van 350 l/h opgevoerd tot 1000 l/h. De hierbij behorende opwaartse snelheid is 0,14 m/h tot 0,39 m/h. Bij de start van het experiment is de massaconcentratie van slib in het slibdek en van de reactor 11 g/l en dit stijgt in circa 40 dagen tot 24 g/l. Uit hun onderzoek blijkt dat circa 86% van de CZV direct geoxydeerd wordt met nitraat en dat 14% in celmateriaal wordt omgezet. Het tempo van endogene vertering ($dm_{NZE}/dt\ m_{Dr}$) is 73 mg/g d. Miyaji & Kato (1975) constateerden in 3-7 dagen na start van het experiment vorming van korrelvormig slib. Klapwijk & Lettinga (1975) hebben gebruik gemaakt van natriumacetaat als organische C-bron voor de denitrificerende bacteriën en ook zij werken met een massaconcentratie van actief-slib van 30 g/l.

In vervolg hierop heb ik een oriënterend onderzoek uitgevoerd naar de toepassing van een opwaarts doorstroomde reactor zonder dragermateriaal voor denitrificerend slib bij de behandeling van huishoudelijk afvalwater (paragraaf 7.2).

7.1 EEN MODEL VOOR DE N- EN CZV-HUISHOUDING IN EEN TWEE-SLIBSOORTENSYSTEEM

Beschouwd wordt een actief-slibinrichting, opgebouwd uit een opwaarts doorstroomde reactor met een nuttig volume van $V_d(1)$ en een beluchte nitrificatiereactor met een nuttig volume van $V_n(1)$ met een slibafscheider (fig. 38). Het afvalwater $Q(1/d)$ wordt verdeeld in twee fracties. Een deel $aQ(1/d)$ wordt naar de denitrificatiereactor gevoerd en een deel $(1-a)Q$ (1/d) gaat rechtstreeks naar de nitrificatiereactor. De massaconcentratie van biodegradeerbare organische stoffen (m_{CZV}/V) in het afvalwater is S_{In}(mg/l). De massaconcentratie van deze stoffen in het effluent van de denitrificatiereactor en van de nitrificatiereactor is respectievelijk $S_{Ef,d}$ en $S_{Ef,n}$ (mg/l). De massaconcentratie van nitrificeerbare stikstof (m_{Am}/V) in het afvalwater en in het effluent van de denitrificatie- en nitrificatiereactor is respectievelijk N_{In}, $N_{Ef,d}$ en $N_{Ef,n}$(mg/l). De massaconcentratie van NZE in het effluent van de denitrificatie- en van de nitrificatiereactor is respectievelijk $C_{Ef,d}$ en $C_{Ef,n}$. Het gemiddelde massaconcentratie slib (m_{Dr}/V) in het nuttige deel van de denitrificatie- en van de nitrificatiereactor is respectievelijk X_d en X_n(g/l).

Het is de bedoeling de massaconcentraties van biodegradeerbare organische stoffen en van stikstofverbindingen in het afvalwater in deze zuiveringsinrichting te verlagen. De eliminatie van de organische stoffen wordt uitgevoerd door heterotrofe bacteriën die nitraat of zuurstof gebruiken voor oxydatie van een deel van de organische stoffen uit het afvalwater. Het percentage geëlimineerde organische stoffen wordt vooral bepaald door de slibbelasting met organische stoffen. Ik ga er in deze beschouwing van uit dat de slibbelasting met organische stoffen in de denitrificatiereactor, de nitrificatiereactor en in de totale reactor niet beperkend is voor de eliminatie van organische stoffen. De massaconcentratie van biodegradeerbare stoffen in het effluent van deze actief-slibinrichting is dan verwaarloosbaar klein ten opzichte van S_{In}($S_{Ef,n}$= 0 mg/l).

De eliminatie van de stikstofverbindingen verloopt in een aantal stappen. Organisch gebonden stikstof wordt eerst omgezet in ammoniumstikstof. Ammoniumstikstof wordt door autotrofe nitrificerende bacteriën omgezet in nitraat. Onder anaërobe condities fungeert nitraat als elektronenacceptor voor heterotrofe bacteriën en wordt daarbij omgezet in distikstof. In het kader van deze beschouwing kan ik me beperken tot de nitrificatie en

de denitrificatie. Voor een maximale N-eliminatie is het van belang dat alle nitrificeerbare stikstof metterdaad in nitraat omgezet wordt. In deze beschouwing beperk ik mij tot situaties waarbij alle nitrificeerbare stikstof in de nitrificatiereactor in nitraat omgezet wordt. Of anders gezegd: de slibbelasting met nitrificeerbare stikstof is kleiner dan de nitrificatiecapaciteit. De massaconcentratie van nitrificeerbare stikstof in het effluent van de nitrificatiereactor is dan nul ($N_{Ef,n} = 0$ mg/l). De massaconcentratie van nitrificeerbare stikstof in het afvalwater is de som van de massaconcentraties van organisch gebonden stikstof en van ammoniumstikstof verminderd met de massaconcentratie van stikstof die gebruikt wordt voor inbouw in het celmateriaal door de heterotrofe bacteriën. De massa stikstof gebruikt voor inbouw in celmateriaal is afhankelijk van de massaconcentratie van CZV van het afvalwater.

In de denitrificatiereactor wordt nitraat omgezet in stikstofgas door heterotrofe bacteriën die nitraat als elektronenacceptor kunnen gebruiken. Als elektronendonor worden de biodegradeerbare stoffen uit het afvalwater gebruikt en het bacteriemateriaal zelf. Een deel van het substraat Y (m_{CZV}/m_{CZV}) wordt in bacteriemateriaal omgezet en een deel $1-Y$ (m_{NZE}/m_{CZV}) wordt geoxydeerd. De belasting van de denitrificatiereactor met biodegradeerbare stoffen resulteert in een NZE-behoefte welke als volgt is te berekenen:

$$C_S = a\ Q(1-Y)\ \ S_{In} - (a+r_{Ef})\ Q\ (1-Y)S_{Ef,d} \tag{74}$$

C_S: NZE-behoefte als gevolg van substraatademhaling in g/d (m_{NZE}/t).
De NZE-behoefte bij de endogene vertering wordt rechtevenredig met de totale hoeveelheid actief-slib in de reactor gesteld:

$$C_{En} = q_{En}\ V_d\ X_d \tag{75}$$

q_{En}: tempo van endogene vertering g/g d ($dm_{NZE}/dt\ m_{Dr}$);
C_{En}: NZE-behoefte als gevolg van endogene vertering g/d (m_{NZE}/t).
Voor de totale NZE-behoefte in de denitrificatiereactor geldt:

$$C_{Tb} = a\ Q(1-Y)S_{In} - (a+r_{Ef})Q(1-Y)S_{Ef,d} + q_{En}\ V_d\ X_d \tag{76}$$

Het totale NZE-verbruik in de denitrificatiereactor valt ook te berekenen uit de NZE-balans van de denitrificatiereactor:

$$C_{Tv} = r_{Ef}\ C_{Ef,n} - (a+r_{Ef})Q\ C_{Ef,d} \tag{77}$$

Een stikstofbalans voor het twee-slibsoortensysteem kan nu opgezet worden. De aanvoer van nitrificeerbare stikstof is gelijk aan de afvoer van nitraat via het effluent en het verbruik in de vorm van nitraat in de denitrificatiereactor:

$$Q.N_{In} = \frac{7}{20}\{Q\ C_{Ef,n} + a\ Q\ S_{In}\ (1-Y) + (a+r_{Ef})Q\ S_{Ef,d}\ (1-Y) + q_{En}\ V_d\ X_d\} \tag{78}$$

of

$$Q.N_{In} = \frac{7}{20} \{ Q\, C_{Ef,n} + r\, Q_{Ef} C_{Ef,n} - (a+r_{Ef})\, Q\, C_{Ef,d} \} \quad (79)$$

Uit (78) volgt:

$$C_{Ef,n} = \frac{20}{7} N_{In} - a\, S_{In}\, (1-Y) + (a+r_{Ef}) S_{Ef,d}\, (1-Y) - q_{En} \frac{V_d\, X_d}{Q} \quad (80)$$

en uit (79) volgt:

$$C_{Ef,n} = \frac{\frac{20}{7} N_{In} + (a+r_{Ef})\, C_{Ef,d}}{1+r_{Ef}} \quad (81)$$

In de denitrificatiereactor is de NZE-behoefte maximaal gelijk aan:

$$C_{max} = a\, Q(1-Y) S_{In} + q_{En}\, V_d\, X_d \quad (82)$$

Voor de NZE-aanvoer voor de denitrificatiereactor geldt:

$$C = r_{Ef}\, Q\, C_{Ef,n} \quad (83)$$

Er kunnen zich in principe twee situaties voordoen. In de eerste plaats kan de behoefte aan NZE groter zijn dan de aanvoer van NZE:

$$a\, Q(1-Y) S_{In} + q_{En}\, V_d\, X_d > r_{Ef}\, Q\, C_{Ef,n} \quad (84)$$

In dit geval zal de massaconcentratie van NZE in het effluent van de denitrificatiereactor nul zijn ($C_{Ef,d} = 0$ mg/l) en biodegradeerbare CZV in het effluent aanwezig zijn ($S_{Ef,d} > 0$ mg/l).

In de tweede situatie is de behoefte aan NZE kleiner dan of gelijk aan de NZE-aanvoer:

$$a\, Q(1-Y) S_{In} + q_{En}\, V_d\, X_d \leq r_{Ef}\, Q\, C_{Ef,n} \quad (85)$$

Nu zal de massaconcentratie van biodegradeerbare stoffen in het effluent van de denitrificatiereactor nul zijn ($S_{Ef,d} = 0$ mg/l) en de massaconcentratie van NZE in het effluent zal > 0 mg/l zijn ($C_{Ef,d} > 0$ mg/l).

Beschouwend wordt eerst de situatie waarbij geldt dat de behoefte aan NZE groter is dan de aanvoer. Voor de NZE-balans van de denitrificatiereactor geldt dan dat de aanvoer aan NZE uit de nitrificatiereactor gelijk is aan het verbruik:

$$r_{Ef}\, Q\, C_{Ef,n} = a\, Q\, S_{In}\, (1-Y) - (a+r_{Ef})\, Q\, S_{Ef,d}\, (1-Y) + q_{En}\, V_d\, X_d \quad (86)$$

Voor de massaconcentratie van NZE in het effluent van de nitrificatiereactor geldt (81). Aangezien in deze situatie geldt $C_{Ef,d} = 0$ gaat deze over in

$$C_{Ef,n} = \frac{\frac{20}{7} N_{In}}{1+r_{Ef}} \tag{87}$$

Uit (86) en (87) volgt:

$$S_{Ef} = \frac{a(1+r_{Ef})Q\ S_{In}\ (1-Y) + (1+r_{Ef})q_{En}\ V_d\ X_d - r_{Ef}\ \frac{20}{7}\ N_{In}}{(1+r_{Ef})(a+r_{Ef})Q(1-Y)} \tag{88}$$

Vervolgens beschouwen wij de situatie dat de maximale NZE-behoefte kleiner is dan of gelijk aan de NZE-aanvoer. Voor de NZE-balans geldt dat de aanvoer uit de nitrificatiereactor gelijk is aan het verbruik in de denitrificatiereactor en de afvoer naar de nitrificatiereactor:

$$r_{Ef}.Q.C_{Ef,n} = a\ Q\ S_{In}\ (1-Y) + q_{En}\ V_d\ X_d + (a+r_{Ef})Q\ C_{Ef,d} \tag{89}$$

Hieruit volgt:

$$C_{Ef,d} = \frac{r_{Ef}QC_{Ef,n} - aQS_{In}(1-Y) - q_{En}V_d.X_d}{(a+r_{Ef})Q} \tag{90}$$

Voor de massaconcentratie van NZE in het effluent van de nitrificatiereactor geldt (81):

$$C_{Ef,n} = \frac{\frac{20}{7} N_{In} + (a+r_{Ef}C_{Ef,d})}{1+r_{Ef}}$$

Uit (81) en (90) volgt:

$$C_{Ef,d} = \frac{r_{Ef}Q\ \frac{20}{7}\ N_{In} - (1+r_{Ef})a\ Q\ S_{In}\ (1-Y) - (1+r_{Ef})q_{En}\ V_d\ X_d}{(a+r_{Ef})Q} \tag{91}$$

7.1.1 Materiaal en methode

In deze paragraaf wordt een experiment met een twee-slibsoortensysteem gevoed met synthetisch afvalwater beschreven. Nagegaan is of de berekende effluentkwaliteit van de denitrificatie- en de nitrificatiereactor onder verschillende condities overeenstemt met de waargenomen resultaten.

Het twee-slibsoortensysteem is opgebouwd uit een opwaarts doorstroomde reactor, een beluchte nitrificatietank en een bezinktank. De opwaarts doorstroomde reactor (fig. 39) is een plexiglascilinder met een inwendige diameter van 0,19 m en een totale hoogte van 0,58 m. In dit experiment is onderin de reactor een grintbed gebracht. Het afvalwater wordt onderin ingevoerd, passeert de grintlaag en stroomt vervolgens door een actief-slibbed. Het geproduceerde gas wordt opgevangen in een gasklok. De ruimte boven de gasklok fungeert als een bezinkruimte. Het volume van de reactor tussen grintbed en gasklok bedraagt ongeveer 13,5 l. In de reactor wordt intermitterend geroerd (2 min rust, 2 s

Fig. 39. Opwaarts doorstroomde denitrificatiereactor.

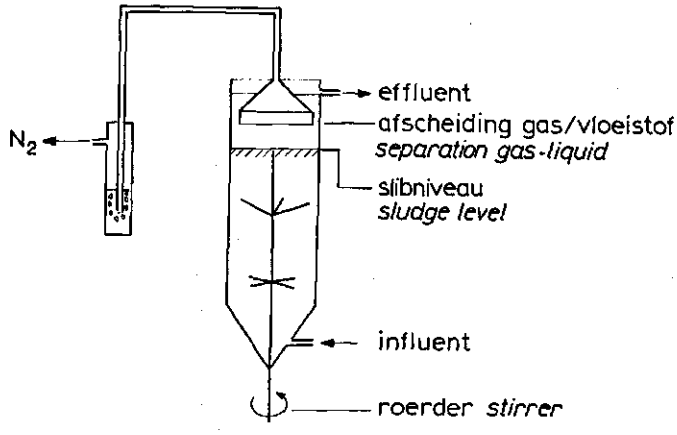


Fig. 39. Denitrifying upflow reactor.

roeren, 0,75 omwentelingen/s).

De beluchte nitrificatiereactor bestaat uit een langwerpige bak met een inhoud van 150 l. Het actief-slib/watermengsel wordt belucht door middel van een geperforeerde buis die onderin de V-vormige bodem ligt. De bak is door middel van schotten verdeeld in 10 compartimenten. Het actief-slib/watermengsel stroomt van de beluchte nitrificatiereactor naar een nabezinktank met een nuttig volume van 12 l. Het ingedikte slib wordt teruggevoerd naar het begin van de beluchte reactor.
In de nabezinktank kan geroerd worden. Hierdoor wordt vasthechten van slib aan de bodem voorkomen.

Het afvalwater is als volgt samengesteld (massaconcentraties):

$Na_2C_2H_3O_2.2H_2O$	1000 mg/l
NH_4Cl	191 mg/l
$NaHCO_3$	7,5 mg/l
$Na_2HPO_4.2H_2O$	1,5 mg/l
$FeCl_3.6H_2O$	4 mg/l
$MgSO_4.7H_2O$	3 mg/l
KCl	4 mg/l

De massaconcentratie van CZV van dit afvalwater is ongeveer 500 mg/l en de massaconcentratie van ammoniumstikstof 50 mg/l.
De analyses zijn uitgevoerd volgens methoden NEN 3235. De massaconcentratie van acetaat is bepaald met een gaschromatograaf.

Het actief-slib in de denitrificatie- en de nitrificatiereactor is, voorafgaand aan het eigenlijk onderzoek, aangepast aan het hier gebruikte afvalwater. In de denitrificatiereactor is er aan actief-slib 100 g droge stof aanwezig en in de nitrificatiereactor 300 g.

In dit onderzoek is het CZV- en N-rendement bepaald bij drie verschillende verhoudingen tussen debiet effluentretourstroom en het totale influentdebiet (r_{Ef}). Voorts zijn bij iedere r_{Ef} drie verschillende verhoudingen tussen het influentdebiet van de denitrifi-

catiereactor en het totale influentdebiet (a) gekozen. Iedere combinatie van a en r_{Ef} is gedurende 10 dagen gehandhaafd.

7.1.2 Resultaten

Met behulp van het model uit paragraaf 7.1 is berekend welke massaconcentratie van acetaat uitgedrukt in CZV in het effluent van de denitrificatiereactor te verwachten is voor een aantal gegeven condities. Eveneens is berekend welke massaconcentraties van ammonium en van nitraat in het effluent van de denitrificatie en massaconcentratie van nitraat in het effluent van de nitrificatiereactor te verwachten is. Bij deze berekening is van de volgende uitgangspunten uitgegaan:

Q (debiet afvalwater): 100 l/d

S_{In} (massaconcentratie CZV in het afvalwater) 500 mg/l

$V_d X_d$ (massa droge stof actief-slib in denitrificatiereactor) 100 g

a (fractie afvalwater die rechtstreeks naar denitrificatiereactor gaat) oplopend van 0 tot 1 (V/V)

r_{Ef} (verhouding retourstroom genitrificeerd water tot effluentstroom) 1,2 en 4 (V/V)

N_{Kj} (massaconcentratie Kjeldahlstikstof in afvalwater) 50 mg/l

Uitgaande van een N-behoefte voor inbouw in celmateriaal (m_{Kj}/m_{CZV}) van 2,35 mg/100 mg wordt:

N_{In} (massaconcentratie nitrificeerbare N) 38,25 mg/l

Er is voorts aangenomen dat geldt:

$(1-Y)$ = 0,3 g/g (m_{NZE}/m_{CZV})

q_{En} = 40 mg/g d ($dm_{NZE}/dt\ m_{Dr}$)

Het resultaat van de berekening is te zien in figuur 40, 41 en 42. In deze figuren is tevens opgenomen het resultaat van het experiment. Het experiment is bij dezelfde condities uitgevoerd als aangenomen in de berekening.

De massaconcentratie van acetaat in het effluent van de denitrificatiereactor is in het algemeen lager dan uit de berekening zou volgen. Alleen in het experiment met a = 0,6 en r_{Ef} = 4 is de werkelijke massaconcentratie van acetaat veel hoger dan volgens de berekening.

Voor de massaconcentratie van ammonium in het effluent van de denitrificatie- en van de nitrificatiereactor stemmen waarnemingen en berekening redelijk met elkaar overeen. Alleen voor de experimenten met r_{Ef} = 2 is de massaconcentratie van ammonium lager dan op grond van de berekeningen te verwachten is. Dit suggereert een hoger ammoniumverbruik voor inbouw in het celmateriaal in de denitrificatiereactor dan aangenomen is in de berekeningen. De massaconcentratie van nitraat in het effluent van de denitrificatiereactor komt redelijk overeen met hetgeen met het model berekend is. Hierbij dient wel bedacht te worden dat er relatief weinig waarnemingen in het kritische gebied gedaan zijn.

De massaconcentratie van nitraat in het effluent van de nitrificatiereactor is bij de experimenten met r_{Ef} = 1 en r_{Ef} = 2 lager dan uit de berekeningen met het model volgt. Ik schrijf dit toe aan het optreden van denitrificatie in de nabezinktank van de nitrificatiereactor. Deze gedachte wordt ondersteund door de waarneming (tabel 35) dat opvoeren van het debiet van het retourslib in het experiment met r_{Ef} = 2 en a = 0,1 de massa-

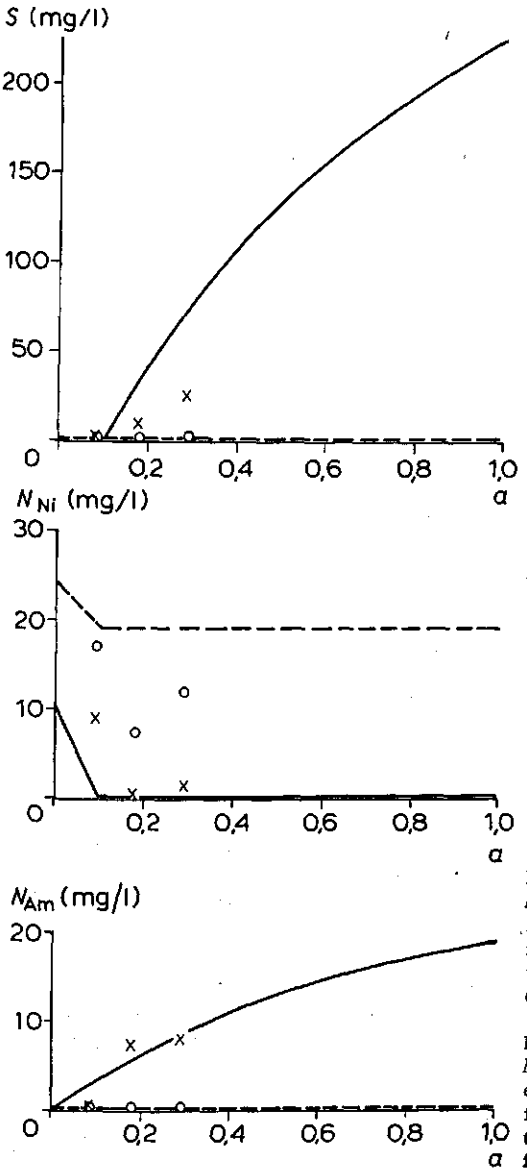


Fig. 40. Massaconcentratie CZV (S) (m_{CZV}/V), N_{Ni} (m_N/V) en N_{Am} (m_N/V) voor r_{Ef} = 1 in effluent denitrificatiereactor (x;——) en effluent nitrificatiereactor (0;– – –) van een twee-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie.

Fig. 40. Massconcentration of COD (S) (m_{COD}/V), N_{Ni} (m_N/V) and N_{Am} (m_N/V) for r_{Ef} = 1 in effluent denitrification reactor (x,——) and effluent nitrification reactor (0;– – –) of a two-sludge system with preliminary denitrification.

concentratie van nitraat in het effluent doet stijgen.

Opvoeren van de retourslibstroom geeft verlaging van de verblijftijd van het slibwatermengsel in de nabezinktank waardoor de kans op nitrificatie wordt verlaagd. In de experimenten van r_{Ef} = 4 is er door de hoge recirculatie van het effluent al een korte verblijftijd van het slibwatermengsel in de nabezinktank.

In de loop van het experiment is de SVI van het denitrificerend slib bepaald. In de eerste periode is de SVI betrekkelijk hoog. In deze periode is de verdeling van afvalwater over denitrificatie- en nitrificatiereactor zo geweest dat er een N-tekort in de denitrificatie optrad ofwel tijdelijk evenwicht tussen N-aanvoer en N-behoefte. Vanaf

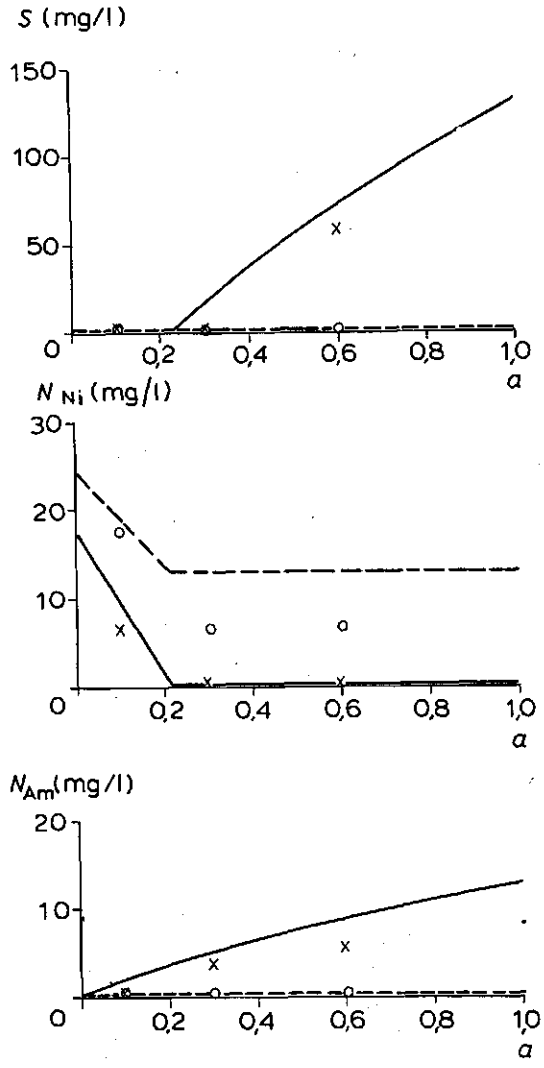


Fig. 41. Massaconcentratie CZV (S) (m_{CZV}/V), N_{Ni} (m_N/V) en N_{Am} (m_N/V) voor r_{Ef} = 2 in effluent denitrificatiereactor (x;——) en effluent nitrificatiereactor (0;) van een twee-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie.

Fig. 41. Massconcentration of COD (S) (m_{COD}/V), N_{Ni} (m_N/V) and N_{Am} (m_N/V) for r_{Ef} = 2 in effluent denitrification reactor (x;——) and effluent nitrification reactor (0;---) of a two-sludge system with preliminary denitrification.

het moment dat het N-aanbod en de N-behoefte met elkaar in evenwicht zijn (vanaf de 19e dag), zien we de SVI verbeteren en in dit experiment uiteindelijk 35 ml/g worden (tabel 36).

In figuur 43 is het verband geschetst tussen de fractie afvalwater die naar de denitrificatie gevoerd moet worden, en de verhouding tussen debiet van het te recirculeren effluent van de nitrificatiereactor en het debiet van de afvalwaterstroom. Het blijkt dat bij r_{Ef} = 4 er 31,5% van het afvalwater uit dit experiment naar de denitrificatiereactor gevoerd moet worden. Verdubbeling van het te recirculeren effluent tot r_{Ef} = 8 doet de fractie afvalwater, te voeren naar de denitrificatiereactor, toenemen tot 38%. Het N-rendement neemt met deze maatregel toe van ongeveer 80% tot ongeveer 87,5%.

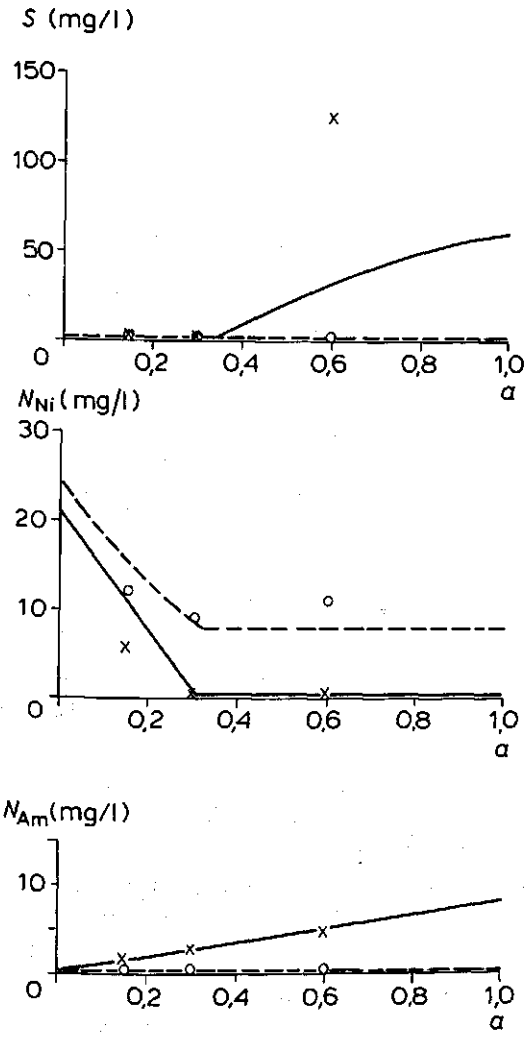


Fig. 42. Massaconcentratie CZV (S) (m_{CZV}/V), N_{Ni} (m_N/V) en N_{Am} (m_N/V) voor r_{Ef} = 4 in effluent denitrificatiereactor (x;——) en effluent nitrificatiereactor (0;– – –) van een twee-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie.

Fig. 42. Massconcentration of COD (S) (m_{COD}/V), N_{Ni} (m_N/V) and N_{Am} (m_N/V) for r_{Ef} = 4 in effluent denitrification reactor (x;——) and effluent nitrification reactor (0;– – –) of a two-sludge system with preliminary denitrification.

Tabel 35. De massaconcentratie van nitraat uitgedrukt in stikstof in het effluent van een tweeslibsoortensysteem met vóór-denitrificatie (r_{Ef} = 2; a = 0,1) bij verschillende debieten van de retourslibstroom van de nitrificatiereactor.

Debiet retourslibstroom (l/d)	Massaconcentratie van nitraat (mg/l)
40	12,0
80	13,1
180	15,7

Return flow rate (l/d)	Massconcentration of nitrate (mg/l)

Table 35. Massconcentration of nitrate expressed as nitrogen in the effluent of a two-sludge system with preliminary denitrification (r_{Ef} = 2; a = 0,1) with different rates of return flow of sludge to the nitrifying reactor.

Tabel 36. SVI (V/m_{Dr}) van het actief-slib in de opwaarts doorstroomde denitrificatiereactor gedurende het experiment.

Dag	SVI (ml/g)
0	180
10	170
19	215
34	145
43	90
53	35

Day	SVI (ml/g)

Table 36. The sludge volume index (V/m_{Dr}) of activated sludge in the upflow denitrification reactor during the experiment.

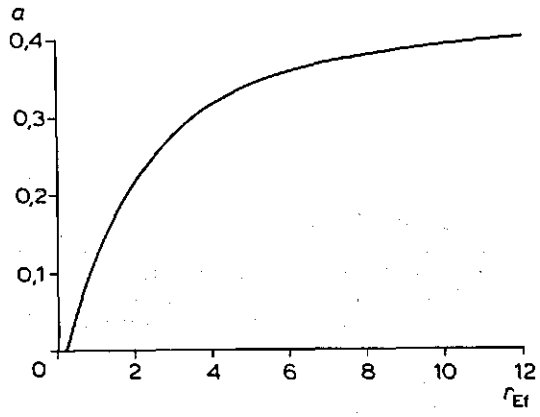


Fig. 43. Het optimale verband tussen a (V/V) en r_{Ef}(V/V) voor een natriumacetaatoplossing.

Fig. 43. Optimum relation between a (V/V) and r_{Ef}(V/V) for a sodium acetate solution.

7.1.3 Discussie en conclusie

De experimenten hebben aangetoond dat de bezinkbaarheid van het actief-slib in de denitrificatiereactor niet goed is, wanneer er minder nitraat aangevoerd wordt dan er in de denitrificatiereactor nodig is. Hieruit volgt dat bij toepassing van een twee-slibsoortensysteem slechts een deel van het afvalwater direct naar de denitrificatiereactor gevoerd kan worden.

De fractie afvalwater die naar de denitrificatie gevoerd kan worden, is in het onderzoek met synthetisch afvalwater laag. Afhankelijk van de hoeveelheid nitraat die er teruggevoerd wordt, is dit 10-30%. Het N-rendement neemt, zoals te verwachten is, toe naarmate er relatief meer genitrificeerd water teruggevoerd wordt.

In het geval een twee-slibsoortensysteem toegepast wordt voor vergaande eliminatie van organische stoffen en voor vergaande omzetting van ammoniumstikstof in nitraat, zal een recirculatie van r_{Ef} = 3 à 4 optimaal zijn. Bedacht dient te worden dat de bezinkbaarheid van het slib in de denitrificatiereactor een belangrijke rol speelt bij de vraag welke r_{Ef} gekozen moet en kan worden. In deze studie is niet ingegaan op deze vraag.

7.2 DE ZUIVERING VAN NITRAATHOUDEND HUISHOUDELIJK AFVALWATER IN EEN OPWAARTS DOORSTROOMDE REACTOR

7.2.1 Materiaal en methode

De opwaarts doorstroomde reactor (figuur 39) in dit experiment is gemaakt van plexiglas. De reactor heeft een diameter van 0,19 m en is 0,58 m hoog. Het volume tot de gas/vloeistofafscheider is 14,7 l. Het slib in de reactor wordt intermitterende geroerd; meestal staat de roerder 10 min uit en 3 s aan (2 omwentelingen/s).

Het actief-slib in dit experiment is afkomstig van de alternerend beluchte actief-slibinrichting (par. 6.4). Het experiment is gestart met 90 g droge stof in de opwaarts doorstroomde reactor.

Het voorbezonken rioolwater van Bennekom heeft ten tijde van dit experiment de volgende gemiddelde samenstelling (massaconcentratie):

CZV	410 mg/l	± 117
N-Kjeldahl	65,6 mg/l	± 21
P-totaal	17,0 mg/l	± 4,8
pH	6,8-7,4	
temperatuur	9-11 °C	

Aan het afvalwater wordt 80-110 mg/l natriumnitraat-N toegevoegd. Het debiet van afvalwaterstroom is 80 l/d (dag 0-15), 60 l/d (dag 16-39) en 85 l/d (dag 40-68).

De slibbelasting varieert tijdens dit experiment als gevolg van toename van de hoeveelheid actief-slib in de reactor en als gevolg van wisseling in vervuilingskracht van het afvalwater. De gemiddelde slibbelasting ($\Delta m_{CZV}/m_{Dr}\ \Delta t$) bedraagt 0,18 g/g d.

Het influent en het effluent worden continu bemonsterd. De analyses worden uitgevoerd met 24 uurs-monsters en tijdens de weekwisseling met monsters verzameld over 3 dagen. De CZV-, N-Kjeldahl-, P-totaal., NH_4^+-N-, NO_2^--N-analyses zijn uitgevoerd volgens NEN 3235. De bezinkcurven zijn bepaald in een cilinder (inhoud 1 l) met een diameter van 0,082 m en een hoogte van 0,19 m.

7.2.2 Resultaten

Een overzicht van de massaconcentratie van CZV in influent en effluent, zowel de opgeloste CZV als de niet-opgeloste CZV, geeft figuur 44. De eerste dag van het experiment is de massaconcentratie van opgeloste CZV van het effluent nog vrij hoog. De gemiddelde massaconcentratie van CZV van het gefiltreerde effluent tijdens het experiment bedraagt 127 mg/l (± 35). Bij een massaconcentratie van CZV in het influent van gemiddeld 410 mg/l geeft dit een rendement van 70%.

Uit figuur 44 blijkt dat er met het effluent ook actief-slib weggevoerd wordt en een aantal keren zelfs extreem veel. Een hoge massaconcentratie van slib in het effluent trad ondermeer op, nadat al het slib uit de reactor gehaald was voor bepaling van de totale hoeveelheid droge stof in de reactor. Ook na de periode met een tekort aan nitraat (dag 55-61) is de massaconcentratie van actief-slib in het effluent hoog. De gemiddelde massaconcentratie van niet-opgeloste CZV bedraagt, wanneer we de extreme waarden ($m_{ZCV}/V >$

Fig. 44. Massaconcentratie van CZV (S) (m_{CZV}/V) in influent en effluent. --- influent; -·-effluent (opgelost); —— effluent (niet opgelost).

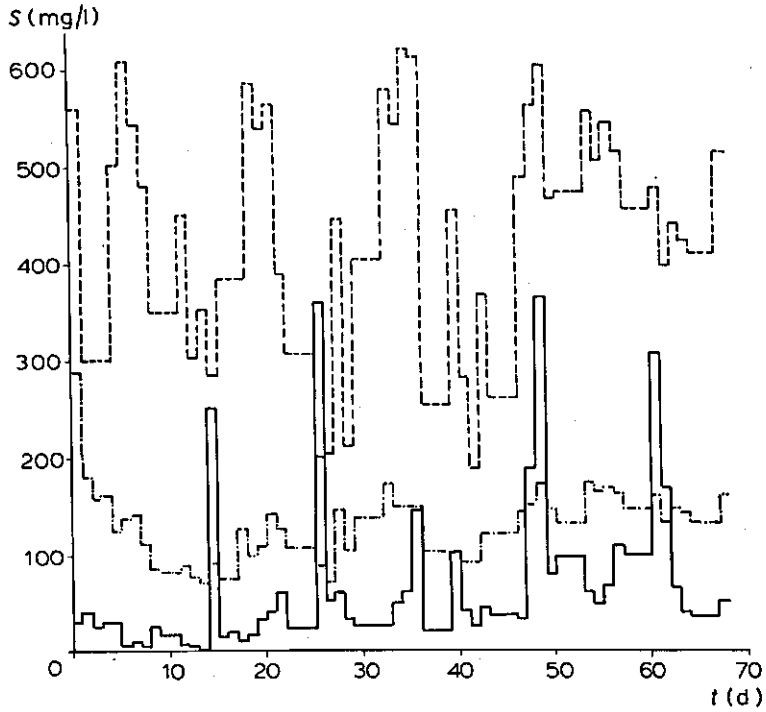


Fig. 44. Massconcentration of COD (S) (m_{COD}/V) in influent and effluent. --- influent; -·- effluent (dissolved COD); —— effluent (COD in solid).

100 mg/l) buiten beschouwing laten, 36 mg/l.

Een beeld van het nitraatverbruik in de denitrificatiereactor geeft figuur 45. De nitrietconcentratie ($m_{nitriet}/V$) is minder dan 5 mg/l. Het nitraatverbruik per dag schommelt sterk, zoals blijkt uit variaties in de massaconcentratie van nitraat in het effluent. Aangezien het nitraatverbruik ondermeer gerelateerd is aan de CZV-opname is in figuur 46 de CZV-eliminatie per dag en het nitraatverbruik omgerekend in NZE per dag uitgezet. In het algemeen geldt dat een hogere CZV-eliminatie per dag gepaard gaat met een hoger NZE-verbruik per dag. Niettemin is in deze figuur al te zien dat het NZE-verbruik niet evenredig is met de CZV-eliminatie. In de discussie wordt hierop teruggekomen.

De massaconcentratie N-Kj van het influent bedraagt 57,1 mg/l en de massaconcentratie van opgeloste ammoniumstikstof in het effluent 48,5 mg/l. Het verschil tussen deze massaconcentraties valt toe te schrijven aan opname van stikstof in het celmateriaal. Ook de massaconcentratie van P van het effluent is lager dan van het influent; de gemiddelde concentraties (m_P/V) bedragen respectievelijk 7,0 mg/l en 14,6 mg/l. Door het denitrificatieproces is de pH in de reactor hoger dan in het afvalwater (fig. 47). Ondanks deze pH-verhoging lijkt de P-eliminatie voornamelijk een gevolg te zijn van opname van P in het celmateriaal. In het afvalwater is vermoedelijk te weinig calcium aanwezig om aanzienlijke P-eliminatie door uitvlokking van fosfaat te bewerkstelligen.

Het experiment is gestart met 90 g droge stof in de opwaarts doorstroomde reactor.

Fig. 45. Nitraat- en nitrietmassaconcentratie (m_N/V) in influent en effluent. - - - nitraat influent; —— nitraat effluent; ····· nitriet effluent.

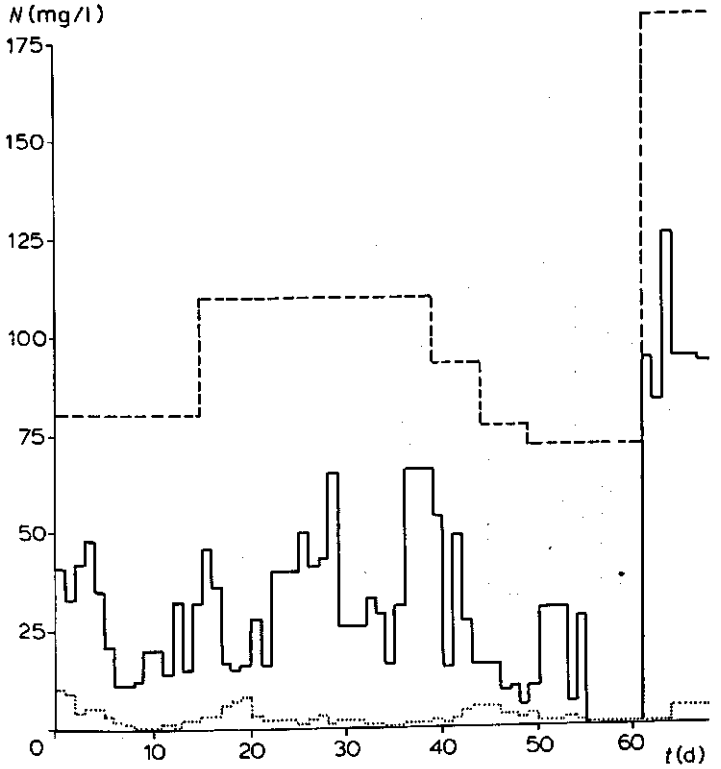


Fig. 45. Massconcentration of nitrate and nitrite (m_N/V) in influent and effluent. - - - nitrate influent; —— nitrate effluent; ····· nitrite effluent.

Aan het eind van het experiment (figuur 48) is er 235 g droge stof met 25% anorganisch materiaal in de reactor aanwezig. De toename aan vaste organische stoffen is derhalve ongeveer 95 g organische stof. Van het begin tot het eind van het experiment is er 1450 g CZV geëlimineerd en in deze periode is het NZE-verbruik 915 g. Dit betekent dat van de geëlimineerde CZV er 915 g geoxydeerd is en dat er 535 g CZV-slib gevormd is. Via het effluent is er 165 g CZV-slib verdwenen. Op grond van deze balans is de toename aan slib in de reactor 370 g CZV-slib. De CZV van het slib (m_{CZV}/m_{Or}) is 1,7 g/g, zodat de toename aan slib 96 g organische stof moet zijn. Inderdaad is er een toename van ongeveer 95 g organische stof bepaald.

In het begin van het experiment is er 13,5 l actief-slib met een gemiddelde massaconcentratie van slib (m_{Dr}/V) in het slib-bed van 6,7 g/l. Binnen een uur nam het volume van het slib-bed af tot 9,5 l met een gemiddelde massaconcentratie van slib van 9,5 g/l. Het volume van het slib-bed is weinig veranderd gedurende het experiment (figuur 49), maar de massaconcentratie van actief-slib neemt toe. In de laatste dagen van het experiment neemt de massaconcentratie sterk toe tot 30 g/l. Het slib-bed is op dag 55-63 moeilijk te onderscheiden, daar het effluent in die dagen erg troebel is. In deze periode is er een nitraattekort. Spoedig na het opheffen van het nitraattekort (dag 63) daalt het

Fig. 46. Eliminatie van CZV (m_{CZV}/t) en verbruik van NZE (m_{NZE}/t) in de denitrificatie-reactor. —— CZV; ---NZE.

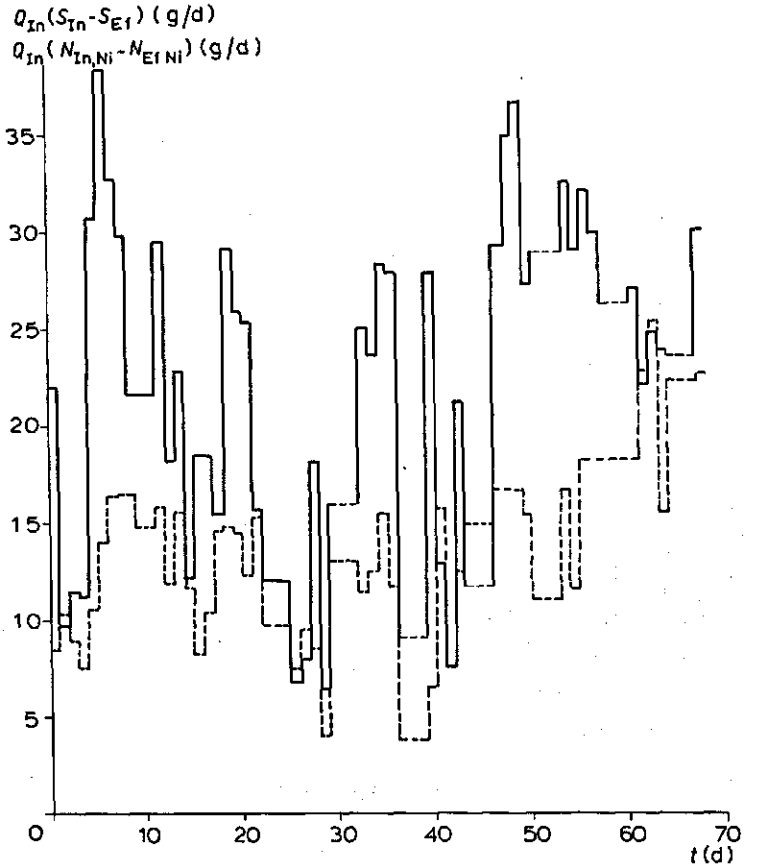


Fig. 46. Massrates of disappearance of COD (m_{COD}/t) and of consumption of NOE (m_{NOE}/t) in the denitrification reactor.—COD;---NOE.

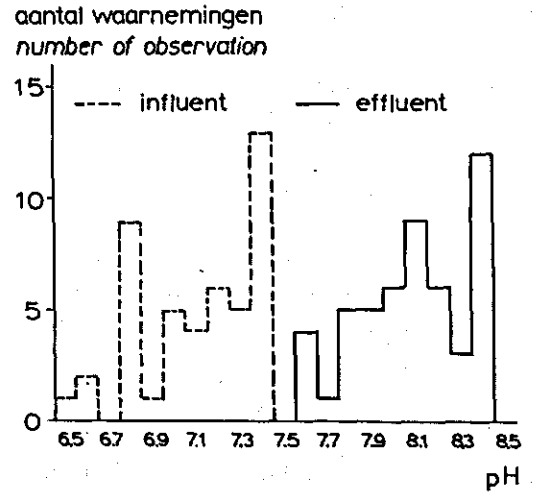


Fig. 47. Influent en effluent pH.

Fig. 47. Influent and effluent pH.

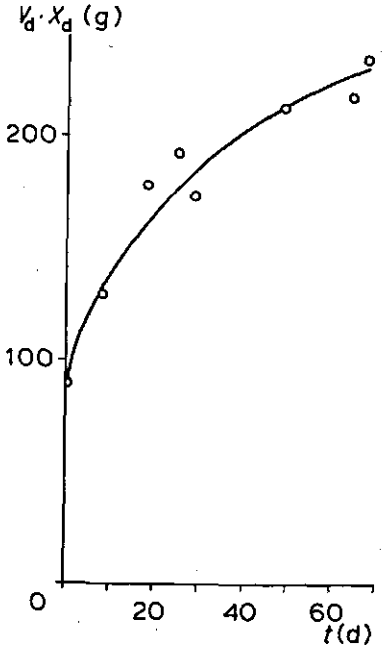


Fig. 48. Verloop massa droge stof (m_{Dr}) in denitrificatiereactor.

Fig. 48. Change in mass of suspended solids (m_{Dr}) in denitrification reactor.

Fig. 49. Verloop volume slib-bed (V) (——) en massconcentratie slib X_d (m_{Dr}/V) in slib-bed (---).

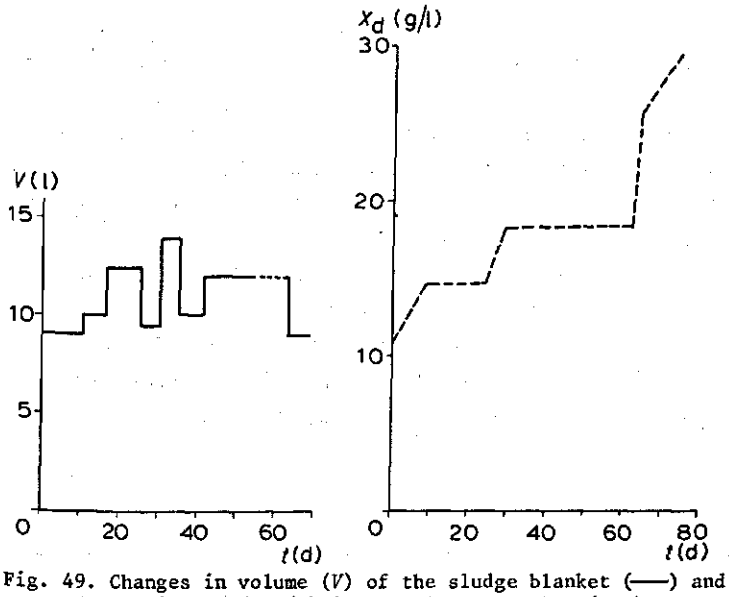


Fig. 49. Changes in volume (V) of the sludge blanket (——) and massconcentration of suspended solids X_d (m_{Dr}/V) in the sludge blanket (---).

slib-bed tot 9 l en neemt de massaconcentratie van slib tot 25 g/l toe.

De opwaartse snelheid van het afvalwater in de reactor bedraagt 0,117 m/h (dag 0-15), 0,088 m/h (dag 16-39) en 0,125 m/h (dag 40-68). De massaconcentratie van slib neemt in deze periode toe, hetgeen een gevolg is van de verbetering van de bezinkeigenschappen (figuur 50).

Fig. 50. Bezinkcurve actief-slib. • dag 0, X (m_{Dr}/V) = 3,4 g/l; o dag 8, X (m_{Dr}/V) = 6,5 g/l; x dag 74, X (m_{Dr}/V) = 7,5 g/l.

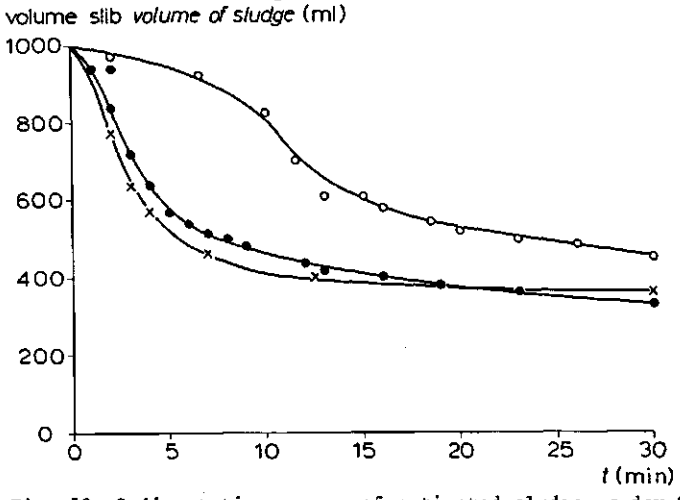


Fig. 50. Sedimentation curves of activated sludge. • day 0, X (m_{Dr}/V) = 3,4 g/l; o day 8, X (m_{Dr}/V) = 6,5 g/l; x day 74, X (m_{Dr}/V) = 7,5 g/l.

7.2.3 Discussie en conclusie

Het CZV-rendement bedraagt 70% bij een gemiddelde slibbelasting ($\Delta m_{CZV}/m_{Dr}\ \Delta t$) van 0,18 g/g dag. In een aërobe actief-slibinrichting wordt met hetzelfde afvalwater een rendement van 80-90% bereikt. In hoofdstuk 3 is naar voren gekomen dat in een denitrificerende actief-slibinrichting en in een aërobe actief-slibinrichting de massaconcentratie van CZV dat ontstaat door afsterving van bacteriemateriaal, in dezelfde orde van grootte ligt. Op grond hiervan concludeer ik dat het verschil in rendement bij huishoudelijk afvalwater toe te schrijven is aan aanwezigheid van organische stoffen in het huishoudelijk afvalwater die niet door denitrificerende bacteriën met nitraat geoxydeerd kunnen worden. Aërobe nabehandeling zal derhalve in een verbetering van het rendement resulteren.

Er is reeds geconcludeerd dat er geen evenredigheid bestaat tussen het CZV-verbruik en het NZE-verbruik. Het NZE-verbruik dient voor oxydatie van organisch substraat en voor endogene ademhaling (zie par. 3.4.2). Voor het NZE-verbruik (m_{NZE}/t) geldt:

$$C_{Tv} = (1-Y)\ (S_I - S_{Ef,d})\ Q + q_{En}\ X_d\ t$$

Voor iedere dag is het NZE-verbruik en de CZV-eliminatie berekend en uitgezet in figuur 51. Uit deze resultaten volgt dat $(1-Y)$ = 0,42 g/g (m_{NZE}/m_{CZV}) en q_{En} = 0,025 g/g.d ($dm_{NZE}/dt\ m_{Dr}$). De correlatie is evenwel slecht (r^2 = 0,32; n = 52). Er zijn een aantal verklaringen voor de slechte correlatie. In de eerste plaats is de CZV die door het actief-slib geoxydeerd wordt, groter dan het verschil tussen CZV-influent en CZV-effluent. Er wordt namelijk ook biologisch elimineerbare organische stof door het actief-slib geproduceerd (zie par. 3.4.2). Aangezien niet bekend is welke orde van grootte deze CZV-produktie bij huishoudelijk afvalwater heeft, is hiermee geen rekening gehouden. In de tweede plaats

Fig. 51. Verband tussen $\frac{Q_{In}(C_{In}-C_{Ef,d})}{Q_{In}(S_{In}-S_{Ef,d})}$ (m_{NZE}/m_{CZV}) en $\frac{V_d\ X_d}{Q_{In}(S_{In}-S_{Ef,d})}$ ($m_{Dr}\ t/m_{CZV}$) (dagmonsters).

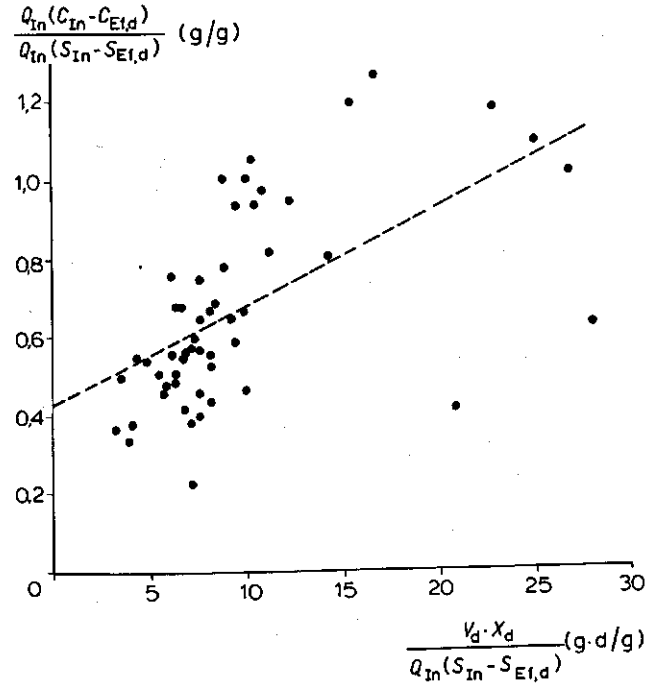


Fig. 51. Relation between $\frac{Q_{In}(C_{In}-C_{Ef,d})}{Q_{In}(S_{In}-S_{Ef,d})}$ (m_{NOE}/m_{COD}) and $\frac{V_d\ X_d}{Q_{In}(S_{In}-S_{Ef,d})}$ ($m_{Dr}\ t/m_{COD}$) (daily samples).

is gebleken dat het tempo van endogeen NZE-verbruik ($dm_{NZE}/dt\ m_{Dr}$) hoger is dan het tempo van slibafbraak ($dm_{CZV}/dt\ m_{Dr}$). Dit verschijnsel is verklaard door aan te nemen dat bij slibafbraak een hergebruik van substraat optreedt waardoor het tempo van endogeen O_2-verbruik hoger kan zijn dan het tempo van slibafbraak. In dit experiment kwam naar voren dat juist bij een geringe CZV-aanvoer de verhouding tussen NZE-verbruik en CZV-reductie groter dan één is, als de dag daarvoor een hoge CZV-aanvoer opgetreden is. Kennelijk is het actief-slib op de dag van de geringe CZV-aanvoer nog bezig met de oxydatie van het de dag daarvoor opgenomen substraat. Samenvattend concludeer ik dat wisseling in CZV-aanvoer het verkrijgen van een goede correlatie tussen de dagelijkse CZV-opname en het NZE-verbruik in de weg staat.

In aansluiting hierop is het NZE-verbruik en het CZV-verbruik berekend over perioden van 4 dagen (maandag 9 uur tot vrijdag 9 uur) (fig. 52). Nu wordt gevonden $1-Y = 0{,}41$ g/g (m_{NZE}/m_{CZV}) en $q_{En} = 0{,}019$ g/g.d ($dm_{NZE}/dt\ m_{Dr}$) ($r^2 = 0{,}69$; $n = 8$). De goede correlatie is in dit geval voor een deel toe te schrijven aan de niet-uniforme verdeling van de waarnemingen.

Het is in elk geval duidelijk dat het actuele nitraatverbruik op een bepaalde dag moeilijk te voorspellen is. Dit komt ook naar voren in figuur 45. Van dag 50 tot dag 61 is de massaconcentratie van nitraat in het influent constant. De massaconcentratie van CZV in het influent (figuur 44) varieert in deze periode niet sterk. Niettemin is er eerst een

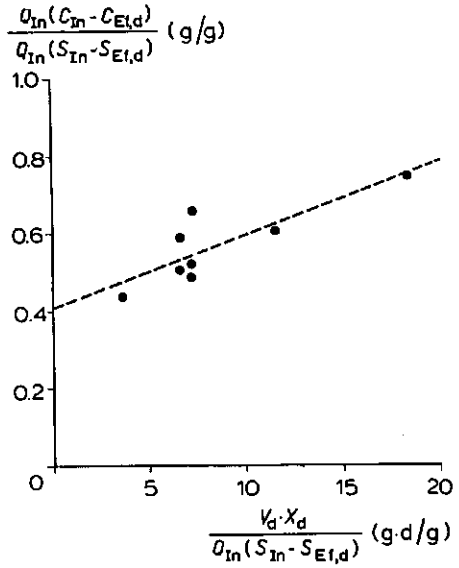


Fig. 52. Verband tussen $\frac{Q_{In}(C_{In}-C_{Ef,d})}{Q_{In}(S_{In}-S_{Ef,d})}$ (m_{NZE}/m_{CZV}) en $\frac{V_d\ X_d}{Q_{In}(S_{In}-S_{Ef,d})}$ ($m_{Dr}\ t/m_{CZV}$) (monsters van 4 dagen).

Fig. 52. Relation between $\frac{Q_{In}(C_{In}-C_{Ef,d})}{Q_{In}(S_{In}-S_{Ef,d})}$ (m_{NOE}/m_{COD}) and $\frac{V_d\ X_d}{Q_{In}(S_{In}-S_{Ef,d})}$ ($m_{Dr}\ t/m_{COD}$) (samples over 4 days).

hoge massaconcentratie van nitraat; vanaf dag 55 is de massaconcentratie van nitraat zonder aanwijsbare oorzaak echter laag. Een nadere studie naar de oorzaken van deze verschillen is wenselijk.

De bezinkeigenschappen van het actief-slib in de opwaarts doorstroomde reactor vertonen een duidelijke verbetering. Eerst is er bij een opwaartse snelheid van 0,12 m/h een massaconcentratie van slib van 10 g/l te handhaven en aan het eind een massaconcentratie van 30 g/l. Een verdere verbetering is vermoedelijk te krijgen, wanneer in de opwaarts doorstroomde reactor door toevoeging van calciumionen en verhoging van de pH fosfaat- en carbonaat precipitatie verkregen wordt. Hierdoor kan de soortelijk massa van de slibvlok stijgen en zal er naar verwacht mag worden met nog hogere massaconcentratie van slib gewerkt kunnen worden.

7.3 CONCLUSIE

In dit hoofdstuk zijn slechts een aantal aspecten van het twee-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie onderzocht. Voor de denitrificatiefase is in dit onderzoek gebruik gemaakt van een opwaarts doorstroomde reactor met denitrificerend actief-slib zonder dragermateriaal.

Uit het onderzoek met synthetisch afvalwater is gebleken dat in een twee-slib-soortensysteem de aanvoer van nitraat tenminste gelijk moet zijn aan de nitraatbehoefte. Zonodig dient een gedeelte van het afvalwater rechtstreeks naar de nitrificatiereactor gevoerd te worden. Met het model voor de massaconcentratie van CZV, ammonium en nitraat in het effluent van de denitrificatie en nitrificatiereactor kan berekend worden welke fractie afvalwater niet naar de denitrificatiereactor gevoerd mag worden.

Een oriënterend onderzoek naar de behandeling van huishoudelijk afvalwater in een opwaarts doorstroomde denitrificatie heeft uitgewezen dat bij een gemiddelde slibbelasting

van 0,18 g/g d ($\Delta m_{CZV}/m_{Dr}\ \Delta t$) het CZV-rendement ongeveer 70% is. Er valt te berekenen dat bij behandeling van huishoudelijk afvalwater in een twee-slib-soortensysteem een deel (ongeveer 30-50%) rechtstreeks naar de nitrificatiereactor gevoerd moet worden. In dit onderzoek bleek een massaconcentratie (m_{Dr}/V) van 30 g/l te handhaven te zijn bij een opwaartse snelheid van 0,1 m/h.

Een conclusie met betrekking tot de voor- en nadelen van het twee-slib-soortensysteem is nog niet te geven. Voortzetting van het onderzoek is gewenst onder meer in verband met de vraag of er bij huishoudelijk afvalwater in de opwaarts doorstroomde reactor een massaconcentratie van slib (m_{Dr}/V) van 25 g/l bij een opwaartse snelheid van 1 m/h te handhaven is. In het algemeen valt te concluderen dat het twee-slibsoortensysteem, gebruikmakende van een opwaarts doorstroomde denitrificatiereactor, goede perspectieven biedt en nader onderzocht dient te worden.

Samenvatting

N-eliminatie wordt noodzakelijk geacht vanwege de gevolgen die lozing van stikstofverbindingen heeft op de kwaliteit van het oppervlaktewater. Eén van deze bezwaren is het effect van lozing van ammonium op de zuurstofhuishouding van oppervlaktewater als gevolg van oxydatie van ammonium tot nitraat door autotrofe micro-organismen (nitrificatie). Een ander bezwaar - zo wordt gesteld - vormt de bevordering van algengroei in oppervlaktewater door lozing van ammonium en/of nitraat.

Biologische eliminatie van stikstofverbindingen uit afvalwater is te verkrijgen door toepassing van nitrificatie en denitrificatieprocessen. Bij het nitrificatieproces wordt de ammonium die als zodanig in het afvalwater aanwezig is, samen met de ammonium die uit de organische gebonden stikstof vrijkomt, in nitraat omgezet. In het denitrificatieproces wordt nitraat als elektronenacceptor door heterotrofe bacteriën gebruikt en wordt daarbij omgezet in gasvormig distikstof of distikstofoxyde. Aan biologische N-eliminatie wordt de voorkeur gegeven boven N-eliminatie door middel van fysisch-chemische of chemische processen (Reeves, 1972; Dijkstra, 1974).

Het onderzoek van Van Kessel (1976) heeft aangetoond dat de massaconcentratie van stikstof in ondiepe oppervlaktewateren voortdurend en in belangrijke mate wordt verlaagd door het optreden van denitrificatie. Op grond hiervan zou de noodzaak om stikstof te elimineren betwijfeld kunnen worden.

Er wordt in de praktijk echter gestreefd naar afvalwaterzuivering waarbij zowel organische stoffen als gereduceerde stikstofverbindingen geëlimineerd worden. De eliminatie van gereduceerde stikstofverbindingen wordt gerealiseerd door nitraat te vormen uit die stikstofverbindingen door middel van het nitrificatieproces. Bij een nadere beschouwing van de huidige doelstellingen van de afvalwaterzuivering (vergaande C-eliminatie en nitrificatie) blijkt dat toepassing van het denitrificatieproces ook als optimalisering van de zuiveringsinrichting te beschouwen is. Toepassing van organische stoffen uit het afvalwater als elektronendonor in het denitrificatieproces geeft namelijk een besparing in de hoeveelheid zuurstof die nodig is voor de zuivering van afvalwater.

Toepassing van het denitrificatieproces bij de behandeling van het huishoudelijk afvalwater stuit op het eerste gezicht op bezwaren. Weliswaar kunnen organische stoffen uit het afvalwater als elektronendonor in het denitrificatieproces gebruikt worden, maar in het afvalwater zelf is meestal nauwelijks nitraat aanwezig. Het nitraat moet eerst onder aërobe condities door middel van nitrificerende bacteriën uit ammonium gevormd worden. Onder deze aërobe condities worden echter ook organische stoffen met zuurstof geoxydeerd. Nadat er nitrificatie heeft plaatsgevonden, is er dus wel nitraat, maar geen of weinig organische stof meer aanwezig.

Er zijn in de literatuur voor dit vraagstuk een aantal oplossingen voorgesteld. In hoofdstuk 2 wordt een opsomming gegeven van werkwijzen voor biologische N-eliminatie.

De werkwijzen waarbij het organisch substraat uit het afvalwater direct of indirect voor het denitrificatieproces gebruikt worden, zijn:
1. Het één-slibsoortensysteem met
(a) na-denitrificatie, (b) voor-denitrificatie, (c) alternerend nitrificatie/denitrificatie.

2. Het twee-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie.

In actief-slibinrichtingen met biologische N-eliminatie zijn de volgende groepen bacteriën te onderscheiden:
1. heterotrofe micro-organismen, die zowel nitraat als zuurstof als elektronenacceptor kunnen gebruiken en het nitraat in distikstof omzetten (denitrificerende micro-organismen);
2. heterotrofe micro-organismen die uitsluitend zuurstof als elektronenacceptor kunnen gebruiken;
3. autotrofe bacteriën die ammonium via nitriet in nitraat omzetten (nitrificerende micro-organismen).

In het één-slibsoortensysteem wordt actief-slib gebruikt waarin zowel denitrificerende als nitrificerende micro-organismen voorkomen en eventueel heterotrofe micro-organismen die uitsluitend zuurstof als H-acceptor kunnen gebruiken.

In het één-slibsoortensysteem met na-denitrificatie wordt het afvalwater eerst in een aërobe reactor gebracht waar nitrificatie en (gedeeltelijk) eliminatie van organische stoffen plaatsvindt. Vervolgens stroomt het slib/watermengsel naar een niet-beluchte reactor waar denitrificatie plaatsvindt. In deze niet-beluchte reactor worden als organisch substraat gebruikt de organische stoffen die nog niet door de bacteriën verbruikt zijn en celmateriaal van de denitrificerende micro-organismen.

In het één-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie komt het afvalwater eerst in een niet-beluchte reactor. Vervolgens stroomt het slib-watermengsel naar een beluchte reactor. In de beluchte reactor wordt genitrificeerd en het hier gevormde nitraat wordt teruggevoerd naar de eerste, niet-beluchte reactor waar denitrificatie plaatsvindt.

In het één-slibsoortensysteem met alternerend nitrificatie/denitrificatie wordt de reactor alternerend belucht. In de periode met beluchting vindt nitrificatie plaats en in de periode zonder beluchting denitrificatie.

Bij het twee-slibsoortensysteem wordt gebruik gemaakt van actief-slib met voornamelijk denitrificerende micro-organismen (denitrificerend slib) en van actief-slib met voornamelijk nitrificerende bacteriën (nitrificerend slib). In het twee-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie wordt het afvalwater eerst in contact gebracht met denitrificerend slib en vervolgens met nitrificerend slib. Het nitraat dat in de laatste reactor ontstaat wordt teruggevoerd naar de eerste reactor met denitrificerend slib.

In deze studie zijn een aantal aspecten verbonden aan de toepassing van het denitrificatieproces bij de zuivering van afvalwater door middel van het actief-slibproces onderzocht. Hierbij is in de eerste plaats aandacht besteed aan een aantal algemene vraagstukken, zoals voorwaarden voor het ontstaan van denitrificerend actief-slib en kinetiek van

het denitrificerend actief-slib. In de tweede plaats wordt ingegaan op processchema's voor de behandeling van huishoudelijk afvalwater waarin het denitrificatieproces toegepast wordt. Met name wordt aandacht besteed aan het alternerend beluchte actief-slibsysteem en aan de toepassing van een opwaarts doorstroomse denitrificatiereactor zonder hechtmateriaal voor de denitrificerende micro-organismen.

Het is ter beantwoording van de vraag, in hoeverre het denitrificatieproces toegepast kan worden voor eliminatie van organische stoffen, van belang inzicht te hebben in de kinetiek van het denitrificatieproces in actief-slib. In de literatuur wordt weinig aandacht besteed aan kinetische modellen voor het denitrificatieproces in actief-slib. Vanwege de overeenkomst die er bestaat tussen zuurstof en nitraat als elektronenacceptor heb ik een literatuurstudie gemaakt over kinetische modellen voor het aërobe actief-slibproces (hoofdstuk 3). Er blijkt geen eenstemmigheid te zijn over de vraag welk kinetisch model voor het actief-slibproces een goede beschrijving geeft van de werkelijkheid. De conclusie is, dat de aanwezigheid van een groot aantal verschillende bacteriesoorten de toepassing van het Monod-model niet verhindert. Er is op theoretische gronden betoogd dat het Monod-model voor de bacteriegroei niet zonder meer toegepast mag worden voor de beschrijving van de groei van actief-slib met een samengesteld afvalwater. Met name de aanwezigheid van een groot aantal onbekende organische stoffen maakt het vrijwel onmogelijk een algemeen geldend model voor een actief-slibsysteem te geven.

Ter verkrijging van inzicht in het uiteindelijke effect van de vervanging van zuurstof door nitraat is er onderzoek gedaan naar de substraateliminatiesnelheid, de slibopbrengstcoëfficiënt en de slibafname voor niet-belucht denitrificerend actief-slib en voor belucht actief-slib (hoofdstuk 3). Aan het niet-beluchte actief-slib is nitraat toegevoegd. Het onderzoek toonde aan dat er verschillen zijn tussen substraateliminatiesnelheid van de verschillende organische stoffen in belucht actief-slib en niet-belucht actief-slib. De 'overall' eliminatie van het in dit onderzoek gebruikte, samengestelde afvalwater was in belucht en niet-belucht actief-slib vrijwel gelijk. De brutoslibopbrengstcoëfficiënt is voor het beluchte en niet-beluchte actief-slib vrijwel hetzelfde. De slibafnamesnelheid is voor het niet-beluchte slib tweemaal zo laag als voor het beluchte slib. Geconcludeerd wordt dat bij eenzelfde slibbelasting het rendement van de eliminatie van organische stoffen in belucht en niet-belucht slib vrijwel hetzelfde zal zijn. De slibopbrengst daarentegen is voor het niet-beluchte actief-slibsysteem groter dan voor het beluchte actief-slibsysteem.

De vraag is gesteld (hoofdstuk 4) of in het actief-slib van een zuiveringsinrichting waarin geen maatregelen ter bevordering van het denitrificatieproces genomen zijn, denitrificerende micro-organismen voorkomen en zo ja, welke fractie van de heterotrofe bacteriën kan denitrificeren. Het is gebleken dat het tempo van eliminatie van acetaat in niet-belucht actief-slib waaraan nitraat toegevoegd was, ongeveer 20-40% van het tempo van acetaat-eliminatie in hetzelfde, beluchte actief-slib was. Op grond hiervan wordt geconcludeerd dat ongeveer 20-40% van de heterotrofe bacteriën in actief-slib uit installaties waarin geen maatregelen ter bevordering van de denitrificatie genomen zijn, denitrificerende micro-organismen zijn.

Er is vervolgens (hoofdstuk 5) gevonden dat het percentage denitrificerende micro-

organismen niet toeneemt, wanneer het actief-slib gedurende lange tijd niet belucht wordt en er geen organisch substraat, maar wel nitraat toegevoegd wordt. Ook in niet-belucht actief-slib waaraan zowel organisch substraat als nitraat toegevoegd wordt, neemt het percentage denitrificerende micro-organismen niet plotseling toe. Geconcludeerd wordt dat er vrijwel geen heterotrofe bacteriën in het actief-slib voorkomen die zich alsnog kunnen adapteren aan nitraat als elektronenacceptor. Toename van de denitrificatiecapaciteit is een gevolg van selectieve groei van denitrificerende micro-organismen.

Zowel in belucht als in niet-belucht actief-slib waaraan organisch substraat en nitraat toegevoegd wordt, neemt het percentage denitrificerende micro-organismen toe. Het tempo waarmee nitraat onder bepaalde gestandaardiseerde condities door het actief-slib opgenomen wordt (denitrificatiecapaciteit) is uiteindelijk voor het beluchte actief-slib lager dan voor het niet-beluchte actief-slib. Het blijkt dat de verhouding tussen de toename van de denitrificatiecapaciteit in het beluchte en niet-beluchte actief-slib gelijk is aan de verhouding tussen de hoeveelheid substraat die het desbetreffende slib met nitraat geoxydeerd heeft. Geconcludeerd wordt dat het percentage denitrificerende micro-organismen afhankelijk is van de fractie organische stof die als substraat in het denitrificatieproces gebruikt wordt.

In het volgende deel van het onderzoek zijn een aantal aspecten van het één-slibsoortensysteem met alternerend nitrificatie/denitrificatie èn het twee-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie nader bestudeerd.

In hoofdstuk 6 wordt het onderzoek met het één-slibsoortensysteem met alternerend denitrificatie beschreven. Er is een model afgeleid ter beschrijving van de massaconcentratie van ammonium en van nitraat in het effluent van een één-slibsoortensysteem met alternerend nitrificatie/denitrificatie als functie van procesconstanten (massaconcentratie van CZV in het afvalwater, massaconcentratie van stikstof in het afvalwater, volume reactor, debiet afvalwater, duur cyclus belucht/niet-belucht, verhouding belucht/niet-belucht, nitraatverbruik per mg aangevoerde CZV en nitrificatiecapaciteit).

Uit een onderzoek met synthetisch afvalwater op laboratoriumschaal is gebleken dat het model een goede beschrijving geeft van de processen in een alternerend beluchte installatie. Voorts is uit experimenten op semi-technische schaal met voorbezonken huishoudelijk afvalwater gebleken dat vergaande N-eliminatie alleen mogelijk is, wanneer alleen in de niet-beluchte periode afvalwater aangevoerd wordt. Er wordt geconcludeerd dat bij alternerend beluchten een vergaande N-eliminatie op eenvoudiger wijze te realiseren is dan bij het één-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie.

In hoofdstuk 7 wordt ingegaan op het twee-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie. Er is voor de denitrificatiefase gebruik gemaakt van een opwaarts doorstroomde reactor zonder dragermateriaal voor het denitrificerend slib. In 7.1 wordt een model beschreven aan de hand waarvan de massaconcentraties van CZV, van ammonium en van nitraat in effluent van de nitrificatie en denitrificatiereactor beschreven kan worden. Uit een onderzoek met synthetisch afvalwater blijkt een redelijke overeenstemming tussen de voorspellingen uit het model en de resultaten. Ook blijkt uit dit onderzoek dat de slibkwaliteit van het denitrificerend actief-slib nadelig beïnvloed wordt wanneer de NZE-behoefte groter is dan de NZE-aanvoer. Het is uit de literatuur (Miyaji & Kato, 1975; Klapwijk & Lettinga, 1975)

bekend dat in een opwaarts doorstroomde denitrificatiereactor hoge massaconcentraties van slib te handhaven zijn. Een oriënterend onderzoek naar de behandeling van huishoudelijk afvalwater waaraan nitraat toegevoegd is, wordt in 7.2 beschreven. Er wordt ongeveer 70% van de CZV geëlimineerd bij een slibbelasting ($\Delta m_{CZV}/m_{Dr}\ \Delta t$) van 0,18 g/g d. Massaconcentratie van slib (m_{Dr}/V) is uiteindelijk 30 g/l geworden bij een opwaartse snelheid van 0,1 m/h. Ook voor huishoudelijk afvalwater blijkt het noodzakelijk de afvalwaterstroom te verdelen over de denitrificatie en nitrificatiereactor. Op grond van dit onderzoek wordt geconcludeerd dat een twee-slibsoortensysteem met voor-denitrificatie bij toepassing van een opwaarts doorstroomde reactor voor het denitrificerend proces goede perspectieven biedt.

Summary

Elimination of nitrogen from sewage by denitrification

The effects of discharge of nitrogen compounds on the quality of surface waters was reason to consider nitrogen elimination. Water deteriorates because of oxygen demand for oxidation of ammonium to nitrate and because nitrogen compounds stimulate algal growth.

Nitrogen can be eliminated from sewage biologically by nitrification and denitrification. Nitrification is conversion of ammonium into nitrate by autotrophic micro-organisms. Denitrification is conversion of nitrate to gaseous dinitrogen (or nitrous oxide) by heterotropic bacteria. Biological elimination of nitrogen is preferred to elimination by physico-chemical and chemical methods (Reeves, 1972; Dijkstra, 1974).

Van Kessel (1976) showed that the nitrate content of shallow natural waters decreased permanently and considerably by denitrification. Therefore the necessity of eliminating nitrate to prevent algal growth is doubtful. Nevertheless wastewater should be denitrified during the purification if nitrate is produced by nitrifying micro-organisms. Nitrate can then be used as alectron acceptor in the oxidation of organic compounds from the sewage. So less oxygen is needed for purification and energy for aeration is saved. Denitrification can be taken as a way of imptoving the conventional purification of sewage.

There is a problem in use of denitrification in purification. In the sewage, organic compounds for denitrification are present, but nitrate is absent. After aerobic treatment, nitrate is present, but organic compounds are well-nigh absent by oxidation with oxygen. In the literature, several solutions have been reported.

Chapter 2 gives a list of biological methods for eliminating nitrogen. The methods, in which the organic compounds of the sewage are directly or indirectly used for denitrification, are as follows:

1. The one-sludge system (Fig. 1) with (a) post-denitrification, (b) preliminary denitrification and (c) intermittent nitrification/denitrification.
2. The two-sludge system with preliminary denitrification.

In an activated-sludge installation with biological elimination of nitrogen the following groups of bacteria play a role:

1. heterotrophic micro-organisms that can use both nitrogen and oxygen as electron acceptor (denitrifying micro-organisms);
2. heterotrophic micro-organisms that can exclusively use oxygen as electron acceptor;
3. autotrophic micro-organisms that convert ammonia to nitrite and ultimately nitrate (nitrifying micro-organisms).

In a one-sludge system, activated sludge is used in which both denitrifying micro-organisms are present and sometimes also heterotrophic micro-organisms that can exclusively use oxygen as electron acceptor.

In a one-sludge system with post-denitrification, the sewage firtsly enters an aerobic reactor in which nitrification and (partial) elimination of organic compounds takes place. Then the mixed liquor flows to an unaerated denitrification reactor. There the organic compounds not eliminated in first stage and biomass are used as electron donors for denitrification.

In a one-sludge system with preliminary denitrification, the sewage first enters an unaerated and then an aerated reactor. In the aerated reactor, the ammonia is converted into nitrate, which is returned to the first stage by sludge return.

In a one-sludge system with intermittent denitrification, the reactor is intermittently aerated. In the aerated phase of the cycle, wastewater is nitrified and in the anaerobic phase denitrified.

In a two-sludge system, activated sludge is used with mainly denitrifying micro-organisms (denitrifying sludge) and activated sludge is used with mainly nitrifying micro-organisms (nitrifying sludge). In the two-sludge system with preliminary denitrification, the sewage is first mixed with denitrifying sludge and then with nitrifying sludge. The nitrate produced in the last reactor is returned to the denitrification reactor.

In this study, some aspects of application of denitrification in sewage purification were examined. Attention was first paid to some general aspects such as the conditions to produce denitrifying sludge and the kinetics of the denitrifying sludge. Secondly the use was studied of denitrification in systems for the treatment of domestic sewage. Attention was concentrated on the one-sludge system with alternating denitrification and on the two-sludge system with preliminary denitrification. In the two-sludge system, an upflow reactor without a carrier was used for the denitrifying sludge.

In this study, nitrate consumption was expressed as nitrogen-oxygen equivalents (NOE). A mass of NOE is the equivalent mass of oxygen that would accept as many electrons as the amount nitrate or nitrite during reduction to dinitrogen. By reduction to dinitrogen, 4 moles of NO_3^- accept as many electrons as 5 moles O_2. Therefore 1 mg nitrate nitrogen is equivalent to 20/7 mg of oxygen. A consumption of 1 mg nitrate nitrogen is thus equivalent to a consumption of 20/7 mg of NOE. In the same way 1 mg nitrite nitrogen is equivalent to 12/7 mg of NOE. The NOE can be calculated as follows:

$$\Delta m_{NOE} = (20/7)\ \Delta m_{\text{nitraat-N}} + (12/7)\ \Delta m_{\text{nitriet-N}}$$

The kinetics of the denitrification process (Chapter 3) are relevant to the elimination of organic compounds. In the literature, little attention is paid to kinetic models of the denitrification process in activated sludge. In the light of the correspondence between oxygen and nitrate as electron acceptor, Chapter 3 reviews the kinetic models for the aerobic activated-sludge process. There is no agreement about which kinetic models well reflect reality. The presence of many different bacterial genera do not invalidate the Monod model. The presence of a complex substrate like sewage could invalidate the model. The growth of activated sludge can sometimes be empirically described by the Monod equitation, but then the Monod 'constant' (K_S) is not constant but is proportional to the influent concentration.

A synthetic sewage (section 3.3) was treated either in aerobic activated sludge

or in denitrifying activated sludge. For both, the rate of substrate elimination, the yield coefficient and the rate of sludge decay were measured. The rate of substrate elimination of any of the organic compounds differed between aerobic and denitrifying sludge.Rate of elimination of total organic compounds of the synthetic sewage expressed as COD was almost equal by the two processes. The yield coefficient was the same too for aerated and denitrifying sludge. The rate of sludge breakdown in denitrifying activated sludge was about half that in aerobic activated sludge. With the same sludge load, the efficiency of removal of organic compounds in aerated and denitrifying sludge is nearly the same. The net sludge yield, on the contrary, in a denitrifying sludge is higher than in an aerated activated sludge.

We found (Chapter 4) that denitrifying micro-organisms are present in activated sludge of purification installations for sewage without special measures to promote denitrification. The rate of elimination of acetate is unaerated activated sludge taken from such an installation with nitrate was about 20-40 % of the rate of elimination of acetate by aerated activated sludge. Thus about 20-40 % of the heterotrophic bacteria in installations without special measures to promote denitrification are denitrifyers.

The denitrifying capacity of activated sludge did not change if the activated sludge was kept aerobic in the presence of nitrate for a long time (Chapter 5). In unaerated conditions with nitrate and organic compounds, the denitrification capacity did not increase immediately. Thus in aerobic activated sludge, there are practically no heterotrophic micro-organisms that can adapt to nitrate as electron acceptor. Increase in denitrifying capacity is a result of multiplication of denitrifying organisms.

In aerated and unaerated activated sludge, denitrifying capacity increased with time, more so in the unaerated sludge. The increase in denitrifying capacity was proportional to the amount of organic substrate that had already been oxidized with nitrate. Thus the proportion of denitrifying micro-organisms to total heterotrophic micro-organisms is related to the proportion of organic substrate oxidized with nitrate.

Chapter 6 deals with some aspects of the one-sludge system with intermittent denitrification. A model is given to describe the ammonium and nitrate concentration in the effluent of this system in relation to process parameters (Chemical oxygen demand of the sewage, Nitrogen concentration in sewage, volume reactor, influent flow, period of the cycle aerated/unaerated, nitrate concumption divided by mass of chemical oxygen demand, and denitrifying capacity). An experiment with synthetic sewage on bench scale indicated that the model well describes reality. Experiments with domestic sewage in a pilot plant showed that to eliminate nitrogen completely all the sewage had to flow into the reactor in the unaerated period.

The last chapter (7) deals with the two-sludge system with preliminary denitrification. For the denitrification, an upflow reactor without carrier material for the activated sludge (Klapwijk & Lettinga, 1974; Miyaji & Kato, 1974) was used. A model is is given for concentration of ammonium, nitrate and chemical oxygen demand in the effluent of the denitrification reactor and of the nitrification reactor. In an experiment with synthetic sewage, there was a good correspondence between calculated and measured values. The sludge volume index of the denitrifying sludge was high when

the nitrogen demand in the denitrification reactor was greater than the nitrate supply. In such cases, part of the sewage should flow directly into the nitrification reactor.

An upflow reactor without carrier material for the activated sludge was used for the treatment of domestic sewage with added nitrate. With a sludge load, S_B ($\Delta m_{COD}/m_{B,COD}\ \Delta t$) of 0.18 g/g d, the removal of chemical oxygen demand was about 70 %. A sludge concentration ($m_{B,COD}/V$) of 30 g/l was reached in the upflow reactor at an upward volume flux density of 0.1 m/h. The two-sludge system with preliminary nitrification offers good prospects, especially in view of the high concentration of sludge that can be maintained in the upflow reactor. These conclusions would need further research before practical application.

Literatuur

Barnard, J.L., 1973. Biological denitrification. Water Pollution Control 72: 705-720.

Barth, E.F., R.C. Brenner & R.F. Lewis, 1968. Chemical-biological control of nitrogen and phosphorus in waste-water effluent. Journal of the Water Pollution Control Federation 40: 2040-2054.

Barth, E.F., M. Mulbarger, B.V. Salotto & M.B. Ettinger, 1966. Removal of nitrogen by municipal waste-water treatment plants. Journal of the Water Pollution Control Federation 38: 1208-1219.

Bishop, D.F., J.A. Heidman & J.B. Stamberg, 1976. Single-stage nitrification-denitrification. Journal of the Water Pollution Control Federation 48: 520-532.

Bringmann, G., 1960. Optimale Stickstoff-Abgassung durch Einsatz von nitrifizierenden Belebtschlamm und Redox-Steuerung. Gesundheits-Ingenieur 81: 140-142.

Bringmann, G. & R. Kühn, 1962. Einschnell-denitrifikations. Verfahren mit automatischen Redox-Steuerung. Gesundheits-Ingenieur 83: 333-334.

Burkhead, C.E. & R.E. McKinney, 1968. Application of complete mixing activated-sludge design equations to industrial wastes. Journal of the Water Pollution Control Federation 40: 557-570.

Christensen, M.H., 1974. Denitrification of sewage by alternating process operation. In: S.H. Jenkins (Ed.), Water Pollution Research, Proceedings of the 7th International Conference, Parijs. Pergamon Press, Oxford, New York, Toronto, Sydney, Paris, Frankfurt. p. 339-346.

Christensen, M.H. & P. Harremoes, 1975. A literature review of biological denitrification of sewage. Conference on Nitrogen as a Water Pollutant. Copenhagen, Volume 3.

Christensen, M.H., P. Harremoes & O.R. Jensen, 1975. Combined sludge denitrification of sewage utilizing internal carbon sources. Conference on Nitrogen as a Water Pollutant, Copenhagen, Volume 3.

Collins, F.N., 1955. Effect of aeration on the formation of nitrate-reducing enzymes by P. aeruginosa. Nature 175: 173-174.

Dijkstra, F., 1974. De verwijdering van stikstofverbindingen uit afvalwater. H_2O 7: 489-496.

Downey, R.J., D.F. Kiszkiss & J.H. Nuner, 1969. Influence of oxygen on development of nitrate respiration in Bacillus stearothermophilus. Journal of Bacteriology 98: 1056-1062.

Eckenfelder, W.W., 1959. Kinetic relationships in the bio-oxidation of sewage and industrial wastes. Proceedings of the 14th Industrial Waste Conference, Purdue University. p. 495-508.

Eckenfelder, W.W., 1961. Theory and practice of activated-sludge process modifications. Water and Sewage Works 108: 145-150.

Eckenfelder, W.W. 1967. Theory of biological treatment of trade wastes. Journal of the Water Pollution Control Federation 39: 240-250.

Eckhoff, D.W. & D. Jenkins, 1966. Transient loading effects in the activated-sludge process. Advances in Water Pollution Research 2: 309-333.

George, T.K. & A.F. Gaudy, 1973. Response of completely mixed systems to hydraulic shock loads. Journal of the Environmental Engineering Division, Proceedings of the American Society of Civil Engineers 99: 593-606.

Ghosh, S., F.G. Pohland & W.E. Gates, 1972. Phasic utilisation of substrates by aerobic cultures. Journal of the Water Pollution Control Federation 44: 376-400.

Goodman, B.L. & A.I. Englander, 1974. A unified model of the activated-sludge process. Journal of the Water Pollution Control Federation 46: 312-332.

Grady, C.P.L. & D.R. Williams, 1975. Effects of influent substrate concentration on the kinetics of natural microbial populations in continuous culture. Water Research 9: 171-180.

Grau, P., M. Dohányos & J. Chudoba, 1975. Kinetics of multicomponent substrate removal by activated-sludge. Water Research 9: 637-642.

Hadjepetrou, L.P. & A.H. Stouthamer, 1965. Energy production during nitrate respiration by Aerobacter Aerogenes. Journal of General Microbiology 38: 29-34.

Herbert, D., R. Elsworth & R.C. Telling, 1956. The continuous culture of bacteria; a theoretical and experimental study. Journal General Microbiology 14: 601-622.
Hettling, L.I. & D.R. Washington, 1965. Kinetics of the steady-state bacterial culture III. Growth rate. Proceedings of the 20th Industrial Waste Conference, Purdue University. p. 254-264.
Humenick, H.J. & J.E. Ball, 1974. Kinetics of activated-sludge oxygenation. Journal of the Water Pollution Control Federation 46: 735-747.
Jennett, J.C. & C.C. Patterson, 1971. Treatability of reverse osmosis raffinates by activated-sludge. Journal of the Water Pollution Control Federation 43: 381-391.
Jeris, J.S., C. Beer & J.A. Mueller, 1974. High-rate biological denitrification using a granular fluidized bed. Journal of the Water Pollution Control Federation 46: 2118-2128.
Jeris, J.S. & R.W. Owens, 1975. Pilot-scale, high-rate biological denitrification. Journal of the Water Pollution Control Federation 47: 2043-2057.
Johnson, W.K., 1958. Nutrient removals by concentional treatment processes. Proceedings of the 13th Industrial Waste Conference, Purdue University p. 151-162.
Johnson, W.K., 1972. Process kinetics for denitrification. Journal of the Sanitary Engineering Division, Proceedings of the American Society of Civil Engineers 98: 623-634.
Jones, G.L., 1973. Bacterial growth kinetics: measurement and significance in the activated-sludge process. Water Research 7: 1475-1492.
Kessel, J.F. van, 1976. Influence of denitrification in aquatic sediments on the nitrogen content of natural waters. Agricultural Research Reports 858, Pudoc, Wageningen.
Klapwijk, A., 1971. Een geautomatiseerde actiefslibinstallatie voor ladingsgewijze zuivering van afvalwater. H_2O 4: 291-295.
Klapwijk, A., 1974. Nitrificatie en denitrificatie. H_2O 7: 299-340.
Klapwijk, A. & G.L. Lettinga, 1975. Discussion on the paper of Bailey & Thomas. Progress in Water Technology 7: 33.
Lawrence, A.L. & P.L. McCarty, 1970. Unified basis for biological treatment design and operation. Journal of the Sanitary Engineering Division, Proceedings of the American Society of Civil Engineers 96: 757-778.
Liebmann, H. & K. Offhaus, 1966. Volumetrische BSB-Messungen mit Hilfe des 'Sapromaten', einem neuen Gerät zur Bestimmung des biochemischen Sauersoffbedarfs (BSB_5) und der Toxizität. Abwassertechnik 3: 4-6.
Ludzack, F.J. & M.B. Ettinger, 1962. Controlling operation to minimize activated sludge effluent nitrogen. Journal of the Water Pollution Control Federation 34: 920-931.
Matschê, N.F.; 1975. Removal of nitrogen by simultaneous nitrification-denitrification in an activated-sludge plant with mammoth motor aeration. Conference on Nitrogen as a Water Pollutant, Copenhagen, Volume 3.
McCarthy, P.L., 1972. Energetics of organic matter degradation. Water Pollution Microbiology (ed. R. Mitchell): 91-118.
McKinney, R.E., 1962. Mathematics of complete-mixing activated-sludge. Journal of the Sanitary Engineering Division, Proceedings of the American Society of Civil Engineers 88: 87-113.
McKinney, R.E. & R.A. Conway, 1957. Chemical oxygen in biological waste treatment. Sewage and Industrial Wastes 19: 1097-1106.
Middlebrooks, E.I. & C.F. Garland, 1968. Kinetics of model and field extended-aeration wastewater treatment units. Journal of the Water Pollution Control Federation 40: 586-612.
Miyaji, Y. & K. Kato, 1975. Biological treatment of industrial wastes water by using nitrate as an oxygen source. Water Research 9: 95-101.
Monod, J., 1942. Recherches sur la croissance des cultures bactériennes. Hermann & Cie, Paris.
Monod, J., 1950. La technique de culture continue; théorie et applications. Annales de l'Institut Pasteur, 79: 390-410.
Moser, A., 1974. Die Kinetik der biologischer Abwasserreinigung I Teil: Die Bestimmung der Parameter mit Hilfe kinetischer Modelle. Das Gas- und Wasserfach/Wasser-Abwasser 115: 411-417.
Mudrack, K., 1970. Untersuchungen über die Anwendung der Mikrobiellen Denitrifikation zur biologischen Reinigung von Industrie-abwasser. Veröffentlichungen des Instituts für Siendlungswasserwirtschaft der Technische Universität Hannover, Heft 36. Hannover.
Nason, A., 1962. Enzymatic pathways of nitrate, nitrite and hydroxylanine metabolisms. Bacteriological Review 26: 16-41.
NEN 3235. Onderzoekmethoden voor afvalwater.
Nicholas, D.J.D., 1963. The metabolism of inorganic nitrogen and its compounds in microorganisms. Biological Reviews 38: 530-568.

Novak, J.T. & D.L. Kraus, 1973. Degradation of long chain fatty acids by activated-sludge. Water Research 7: 843-851.
Painter, H.A., 1970. A review of literature on inorganic nitrogen metabolism in micro-organisms. Water Research 4: 393-450.
Painter, H.A., 1975. Microbial transformations of inorganic nitrogen. Conference on Nitrogen as a Water Pollutant, Copenhagen, Volume 1.
Painter, H.A., R.S. Denton & C. Quarmby, 1968. Removal of sugars by activated-sludge. Water Research 2: 427-447.
Payne, W.J., 1973. Reduction of nitrogeneous oxides by micro-organisms. Bacteriological Reviews 37: 409-452.
Payne, W.J. & P.S. Riley, 1969. Suppression by nitrate of enzymatic reduction of nitric oxide. Proceedings of the Society for Experimental Biology and Medicine 132: 258-260.
Pichinoty, F., 1965. L'effect oxygène de la biosynthèse des enzymes d'oxydoredution bacteriennes. In: Mechanismes de regulation des activitées cellulaires chez les microorganismes. Centre national de la Recherche Scientifique 124: 507-522.
Pretorius, W.A., 1972. The complete treatment of raw sewage with special emphasis on nitrogen removal. In: S.H. Jenkins (Ed.), Advances in Water Pollution Research, Proceedings of the International Conference, Jerusalem. Pergamon Press, Oxford, New York, Toronto, Sydney, Braunschweig. p. 685-690.
Radhakrishnan, I. & A.K. Sinha Ray, 1974. Activated-sludge studies with phenol bacteria. Journal of the Water Pollution Control Federation 46: 2393-2418.
Reeves, F.G., 1972. Nitrogen removal: A literature review. Journal of the Water Pollution Control Federation 44: 1895-1908.
Robarts, R.D. & A.G. Kempton, 1971. Use of ^{14}C-glucose to study substrate removal by activated sludge. Journal of the Water Pollution Control Federation 43: 1499-1506.
Rüffer, H., 1964. Nitrifikation und Denitrifikation bei der Abwasserreinigung. Vom Wasser 31: 134-152.
Sato, T. & T. Akiyama, 1972. Biochemical oxidation of volatile organic acids by activated-sludge. Water Research 6: 1059-1072.
Sawyer, C.N. & L. Bradwey, 1945. Rising of activated-sludge in final settling tanks. Sewage Works Journal 17: 1191-1196.
Schroeder, E.D. & A.W. Busch, 1968. The role of nitrate nitrogen in bio-oxidation. Journal of the Water Pollution Control Federation 40: R 445-R 459.
Servizi, J.A. & R.H. Bogan, 1964. Thermodynamic aspects of biological oxidation and synthesis, Journal of the Water Pollution Control Federation 36: 607-618.
Sharma, B. & R.C. Ahler, 1977. Nitrification and Nitrogen removal. Water Research 11: 897-925.
Stensel, H.D. & G.L. Shell, 1974. Two methods of biological treatment design. Journal of the Water Pollution Control Federation 46: 271-283.
Tholander, B., 1975. An example of design of activated-sludge plants with denitrification. Conference on Nitrogen as a Water Pollutant, Copenhagen, Volume 3.
Tischler, L.L. & W.W. Eckenfelder Jr., 1969. Linear substrate removal in the activated-sludge process. Advances in Water Pollution Research 4: 361-374.
Tuček, F. & J. Chudoba, 1969. Purification efficiency in aeration tanks with complete mixing and piston flow. Water Research 3: 559-570.
Tuček, F., J. Chudoba & V. Maděra, 1971. Unified basis for design of biological aerobic treatment process. Water Research 5: 647-680.
Westberg, N., 1967. A study of the activated-sludge process as a bacterial growth process. Water Research 1: 795-804.
Wuhrmann, K., 1957. Die dritte Reinigungsstufe: Wege und bisherige Erfolge in der Elimi-nierung eutrophierende Stoffe. Schweizerische Zeitschrift fuer Hydrologie 19: 409-427.
Wuhrmann, K., 1958. Factors affecting efficiency and solids production in the activated-sludge process. In: J. McCabe & W.W. Eckenfelder, Jr. (Eds). Biological treatment of sewage and industrial wastes, volume 1. Reinhold Publishing Corporation, New York, Chapman & Hall Ltd, London. p. 49-65.
Wuhrmann, K., 1954. High rate activated-sludge treatment and its relation to stream sani-tation. Sewage and Industrial Wastes 26: 1-27.
Wuhrmann, K., 1964. Stickstoff und Phosphorelimination, Ergebnisse von Versuchen im tech-nischen Massstab. Schweizerische Zeitschrift fuer Hydrologie 26: 520-558.
Wuhrmann, K., 1968. Research developments in regard to concept and base values of the activated-sludge system. Advances in Water Quality Improvement (E.F. Gloyna & W.W. Eckenfelder, Jr., eds): 143-170.
Wuhrmann, K. & Kl. Mechsner, 1964. Uber den Einfluss von Sauerstoffspannung und Wasserstoff-konzentration des Milieus auf die mikrobielle Denitrifikation. Pathologia et Micro-biologia 28: 99-106.

Lijst van indices, symbolen en afkortingen

Indices/subscripts

a	aëratietank/aerationtank
Am	ammoniumstikstof volgens NEN 3235/ammonium nitrogen by the method of NEN 3235
B,COD	see B,CZV
B,CZV	biomassa als CZV volgens NEN 3235/biomass expressed as chemical oxygen demand by the method of NEN 3235
B	biomassa/biomass
BOD	see BZV
BZV	substraat uitgedrukt als BZV_5 volgens NEN 3235 of met de Sapromaat/substrate expressed as biological oxygen demand over 5 days by the method of NEN 3235 or with the Sapromat
COD	see CZV
d	denitrificatiereactor/denitrification reactor
Dr	droge stof volgens NEN 3235/suspended solids by the method of NEN 3235
Ef	effluent
En	endogeen (zonder substraat)/endogenous (without substrate)
In	influent
Kj	Kjeldahlstikstof volgens NEN 3235/Kjeldahl nitrogen by the method of NEN 3235
max	maximaal/maximum
n	nitrificatiereactor/nitrification reactor
N	stikstofverbindingen uitgedrukt als stikstof/nitrogen compounds expressed as nitrogen
Ni	nitraat uitgedrukt als stikstof volgens NEN 3235/nitrate expressed as nitrogen by the method of NEN 3235
NOE	see NZE
NZE	stikstof-zuurstofequivalent berekend als volgt: $NZE = (20/7)\Delta m_{\text{nitraat-N}} + (12/7)\Delta m_{\text{nitriet-N}}$/nitrogen-oxygen equivalent calculated as follows: $NOE = (20/7)\Delta m_{\text{nitraat-N}} + (12/7)\Delta m_{\text{nitriet-N}}$
O	zuurstof/oxygen
Or	organisch stof (gloeiverlies) volgens NEN 3235/organic matter (ignition loss) by the method of NEN 3235
p	orthofosfaat uitgedrukt als P volgens NEN 3235/orthophosphate expressed as P by the method of NEN 3235
R	retourslib/return sludge
S	substraat/substrate
Tb	totale behoefte/total demand
Tv	totale verbruik/total consumption

Afkortingen/abbreviations

ATP Adenosine trifosfaat/Adenosine triphosphate

BOD_5 see BZV_5

BZV_5 biochemisch zuurstofverbruik: de massa van zuurstof die door micro-organismen per volume water wordt verbruikt gedurende vijf dagen bij een temperatuur van 20 °C; g/l, mg/l
biochemical oxygen demand: mass of oxygen required over 5 days by micro-organisms divided by volume of water at a temperature of 20 °C; g/l, mg/l

COD see CZV

CZV chemisch zuurstofverbruik: de massa kaliumdichromaat, uitgedrukt in een equivalente massa zuurstof, verbruikt bij de oxydatie van organische stoffen per volume water; g/l, mg/l
chemical oxygen demand: mass of potassium dichromate, expressed as an equivalent mass of oxygen, for the oxidation of organic compounds divided by volume of water; g/l, mg/l

NOE see NZE

NZE stikstof-zuurstofequivalent: de massa zuurstof afkomstig van nitraat en nitriet, uitgedrukt in een equivalente massa zuurstof, dat in het denitrificatieproces bij reductie tot distikstof wordt verbruikt; g,mg
nitrogen oxygen equivalent: mass of nitrate and nitrite, expressed in an equivalent mass of oxygen, required in the denitrification for reduction to dinitrogen; g, mg

SVI slibvolume index: het volume dat 1 g slib, uitgedrukt in droge stof, inneemt na 30 min. bezinken; ml/g
sludge volume index: volume fraction occupied by sludge after settlement for 30 min divided by mass concentration of sludge in the initial sample; ml/g

Symbolen/symbols

a zie onder Q/see under Q

$(1-a)$ zie onder Q/see under Q

b de massa nitraatstikstof verbruikt door denitrificerend actief-slib per massa CZV aangevoerd tijdens denitrificatie; g/g
mass of nitrate nitrogen lost by denitrification divided by the mass of chemical oxygen demand supplied in the activated sludge during denitrification; g/g

C, C_t de massa O_2 of NZE verbruikt per volume mengsel actief-slib/water; mg/l, g/l
mass of oxygen or nitrogen-oxygen equivalent consumed divided by volume of mixture of liquor and activated sludge; mg/l, g/l

C_{En} de massa NZE verbruikt per dag in een denitrificatiereactor ten behoeve van endogene ademhaling ($\Delta m/\Delta t$); g/d
mass of nitrogen-oxygen equivalent consumed by endogenous respiration in a denitrification reactor divided by time ($\Delta m/\Delta t$); g/d

C_{Tv} de totale massa NZE verbruikt per dag in een denitrificatiereactor ($\Delta m/\Delta t$); g/d
total mass of nitrogen-oxygen equivalent consumed in a denitrification reactor divided by time ($\Delta m/\Delta t$); g/d

C_{Tb} de totale behoefte aan massa NZE per dag in een denitrificatiereactor ($\Delta m/\Delta t$); g/d
total mass of nitrogen-oxygen equivalent demand in a denitrification reactor divided by time ($\Delta m/\Delta t$); g/d

$C_{Ef,n}$ de massaconcentratie van nitraat en nitriet uitgedrukt in NZE in het effluent van de nitrificatiereactor in een twee-slibsoortensysteem; g/l
mass concentration of nitrogen-oxygen equivalent from nitrate and nitrite in effluent from the nitrification reactor in a two-sludge system; g/l

$C_{Ef,d}$ de massaconcentratie van nitraat en nitriet uitgedrukt in NZE in het effluent van de denitrificatiereactor in een twee-slibsoortensysteem; g/l
mass concentration of nitrogen-oxygen equivalent from nitrate and nitrite in the effluent of the denitrification reactor in a two-sludge system; g/l

C_S de massa NZE verbruikt per dag in een denitrificatiereactor ten behoeve van oxydatie van organisch substraat ($\Delta m/\Delta t$); g/d
mass of nitrogen-oxygen equivalent consumed in a denitrification reactor for oxidation of organic substrate divided by time ($\Delta m/\Delta t$); g/d

d denitrificerend vermogen: maximale massasnelheid van nitraat en nitriet uitgedrukt in massa NZE door actief-slib onder anaërobe condities per massa biomassa bij aanwezigheid van overmaat organisch substraat ($dm_{NZE}/dt\ m_B$); g/g d
denitrification capacity: maximum mass rate of nitrogen-oxygen equivalent from nitrate and nitrite with activated sludge in anaerobic conditions divided by mass of biomass with excess organic substrate ($dm_{NOE}/dt\ m_B$); g/g d

k substraateliminatiesnelheid: de snelheid waarmee substraat (uitgedrukt in bijvoorbeeld massa CZV) per massa biomassa (uitgedrukt in bijvoorbeeld massa droge stof) geëlimineerd wordt (bijvoorbeeld $dm_{CZV}/dt\ m_{Dr}$); g/g d
rate of disappearance of substrate expressed for instance, as chemical oxygen demand divided by amount of biomass expressed for instance, as suspended solids present at that time ($dm_{COD}/dt\ m_{Dr}$); g/g d

k_{max} de maximale substraateliminatiesnelheid ($dm_S/dt\ m_B$); g/g d
maximum rate of disappearance of substrate ($dm_S/dt\ m_B$); g/g d

$k_1, k_2 \ldots k_n$ de maximale substraateliminatiesnelheid van respectievelijk de eerste, de tweede, ... de $n$de organische stof van een samengesteld afvalwater met n organische stoffen ($dm_S/dt\ m_B$); g/g d
maximum rate of disappearance of substrate of respectively the first, second, ...nth organic compound of a complex wastewater with n organic substances ($dm_S/dt\ m_B$); g/g d

K_S de massaconcentratie van het groeibeperkend substraat waarbij geldt $\mu = \frac{1}{2}\mu_{max}$ of $k = \frac{1}{2}k_{max}$; g/l
mass concentration of growth limiting substrate for which $\mu = \frac{1}{2}\mu_{max}$ or $k = \frac{1}{2}k_{max}$; g/l

$K_{S,I}$ $K_{S,II}$ de massaconcentratie substraat uitgedrukt in CZV in actief-slib/watermengsel op het tijdstip dat de snelheid van totale substraateliminatie de helft van de maximale substraateliminatiesnelheid is; g/l
mass concentration of substrate expressed as chemical oxygen demand in liquor from activated sludge, fed with a complex wastewater with n organic substances at time rate of disappearance of total substrate is half the maximum rate of disappearance; g/l

m massa/mass

n nitrificatiecapaciteit: de maximale omzettingssnelheid van de massa ammoniumstikstof in massa nitraatstikstof door actief-slib ($dm_{Am}/dt\ m_{Dr}$); g/g d
nitrification capacity: maximum mass rate of ammonium nitrogen converted into nitrate by activated sludge divided by mass of organic matter ($dm_{Am}/dt\ m_{Dr}$); g/g d

N de massaconcentratie van een stikstofverbinding uitgedrukt in stikstof (m_N/V); mg/l
mass concentration of nitrogen expressed as nitrogen (m_N/V); mg/l

N_{Ef} massaconcentratie ammoniumstikstof in het effluent; mg/l
mass concentration of ammonium nitrogen in the effluent; mg/l

$N_{Ef,d}$ massaconcentratie ammoniumstikstof in effluent denitrificatiereactor; mg/l
mass concentration ammonium nitrogen in effluent denitrification reactor; mg/l

N_{In} massaconcentratie nitrificeerbare stikstof in het influent (m/v)
mass concentration of nitrogen that can be nitrified in the influent; mg/l

N_{Kj} massaconcentratie organisch gebonden en ammoniakale stikstof (Kjeldahlstikstof); mg/l
mass concentration of Kjeldahl nitrogen; mg/l

$N_{1,Ni}$, $N_{2,Ni}$, $N_{3,Ni}$, $N_{4,Ni}$ massaconcentratie nitraatstikstof in de aëratietank van een alternerend beluchte actief-slibinrichting aan het einde van respectievelijk periode t_{a1}, t_{a2}, t_{a3}, t_{an}; mg/l
mass concentration of nitrate nitrogen in the aeration tank of an intermittently aerated installation for activated sludge at the end of the respectively times t_{a1}, t_{a2}, t_{a3}, t_{an}; mg/l

$\overline{N}_{a1,Ni}$, $\overline{N}_{a2,Ni}$, $\overline{N}_{a3,Ni}$, $\overline{N}_{an,Ni}$ gemiddelde massaconcentratie nitraatstikstof in de aëratietank van een alternerend beluchte actief-slibinrichting tijdens respectievelijk periode t_{a1}, t_{a2}, t_{a3}, t_{an}; mg/l
mean mass concentration of nitrate nitrogen in the aeration tank of an intermittently aerated installation for activated sludge during the respectively times t_{a1}, t_{a2}, t_{a3}, t_{an}; mg/l

$N_{1,Am}$, $N_{2,Am}$, $N_{3,Am}$, $N_{4,Am}$ massaconcentratie ammoniumstikstof in de aëratietank van een alternerend beluchte actief-slibinrichting aan het einde van respectievelijk periode t_{a1}, t_{a2}, t_{a3}, t_{an}; mg/l
mass concentration of ammonium nitrogen in the aeration tank of an intermittently aerated installation for activated sludge at the end of respectively times t_{a1}, t_{a2}, t_{a3}, t_{an}; mg/l

$\overline{N}_{a1,Am}$, $\overline{N}_{a2,Am}$, $\overline{N}_{a3,Am}$, $\overline{N}_{an,Am}$ gemiddelde massaconcentratie ammoniumstikstof in de aëratietank van een alternerend beluchte actief-slibinrichting tijdens respectievelijk periode t_{a1}, t_{a2}, t_{a3}, t_{an}; mg/l
mean mass concentration of ammonium nitrogen in the aeration tank of an intermittently aerated installation for activated sludge during the respectively times t_{a1}, t_{a2}, t_{a3}, t_{an}; mg/l

P massaconcentratie orthofosfaat uitgedrukt als fosfor; mg/l
mass concentration of orthophosphate expressed as phosphorus; mg/l

q het tempo van zuurstof- of NZE-verbruik ($dm_O/dt\ m_B$ of $dm_{NZE}/dt\ m_B$); g/g d
mass ratio rate of oxygen or NOE to biomass ($dm_O/dt\ m_B$ or $dm_{NOE}/dt\ m_B$); g/g d

q_{En} het tempo van zuurstof- of NZE-verbruik voor endogene vertering ($dm_O/dt\ m_B$ of $dm_{NZE}/dt\ m_B$); g/g d
mass ratio rate of oxygen or NOE for endogenous respiration to biomass ($dm_O/dt\ m_B$ or $dm_{NOE}/dt\ m_B$); g/g d

q_S het tempo van zuurstof- of NZE-verbruik voor substraatoxydatie ($dm_O/dt\ m_B$ of $dm_{NZE}/dt\ m_B$); g/g d
mass fraction rate of oxygen or NOE for substrate oxidation to biomass ($dm_O/dt\ m_B$ or $dm_{NOE}/dt\ m_B$); g/g d

Q volumestroom ($\Delta V/\Delta t$); l/d
volume rate ($\Delta V/\Delta t$); l/d

Q_{Ef} volumestroom van het effluent uit een actief-slibinrichting ($\Delta V/\Delta t$); l/d
volume rate of effluent out of an activated sludge installation ($\Delta V/\Delta t$); l/d

Q_{In} volumestroom van het influent van een actief-slibinrichting ($\Delta V/\Delta t$); l/d
volume rate of influent from an activated sludge installation ($\Delta V/\Delta t$); l/d

aQ_{In} volumestroom afvalwater naar de denitrificatiereactor in het twee-slibsoortensysteem ($\Delta V/\Delta t$); l/d
volume rate of wastewater into the denitrification reactor of the two-sludge system ($\Delta V/\Delta t$); l/d

$(1-a)Q_{In}$ volumestroom afvalwater naar de nitrificatiereactor in het twee-slibsoortensysteem ($\Delta V/\Delta t$); l/d
volume rate of wastewater into the nitrification reactor of the two-sludge system ($\Delta V/\Delta t$); l/d

Q_R volumestroom retourslib in een actief-slibinrichting ($\Delta V/\Delta t$); l/d
volume rate of return sludge in an activated sludge installation ($\Delta V/\Delta t$); l/d

$Q_{Ef,r}$ volumestroom van het effluent van de nabezinktank in een twee-slibsoortensysteem, gerecirculeerd naar de denitrificatiereactor ($\Delta V/\Delta t$); l/d
volume rate of effluent from the settling tank in a two-sludge system, recirculated to the denitrification reactor ($\Delta V/\Delta t$); l/d

r_{Ef} volume verhouding tussen gerecirculeerd effluent en effluent van de actief-slibinrichting: $Q_{Ef,r}/Q_{Ef}$ (V/V)
volume rate ratio of recirculated effluent to effluent: $Q_{Ef,r}/Q_{Ef}$ (V/V)

S massaconcentratie van het substraat, uitgedrukt in CZV; g/l
mass concentration of substrate, expressed in chemical oxygen demand; g/l

S_B slibbelasting: massa substraat per massa biomassa per tijdseenheid ($\Delta m_S/m_B\ \Delta t$); g/g d
sludge load: mass of substrate divided by mass of biomass and by time ($\Delta m_S/m_B\ \Delta t$); g/g d

$S_{B,CZV}$ slibbelasting: de massa substraat, uitgedrukt in massa CZV, per massa biomassa, uitgedrukt in bijvoorbeeld droge stof per tijdseenheid ($\Delta m_{CZV}/m_{Dr}\ \Delta t$); g/g d
sludge load: mass of chemical oxygen demand divided by mass of biomass, expressed for instance in mass of suspended solids, and by time ($\Delta m_{COD}/m_{Dr}\ \Delta t$); g/g d

$S_{B,N}$ slibbelasting: de massa Kjeldahlstikstof per massa biomassa, uitgedrukt in bijvoorbeeld massa droge stof, per tijdseenheid ($\Delta m_{Kj}/m_{Dr}\ \Delta t$); g/g d

sludge load: mass of Kjeldahl nitrogen divided by mass of biomass, expressed for instance as suspended solids, and by time ($\Delta m_{Kj}/m_{Dr}\ \Delta t$); g/g d

S_{Ef} massaconcentratie substraat, uitgedrukt in massa CZV, in het effluent van een actief-slibinrichting; g/l
mass concentration of substrate, expressed in chemical oxygen demand, in effluent of an activated sludge installation; g/l

$S_{Ef,d}$ massaconcentratie van het substraat, uitgedrukt in massa CZV, in het effluent van de denitrificatiereactor van het twee-slibsoortensysteem; g/l
mass concentration of substrate, expressed as chemical oxygen demand in effluent of the denitrification reactor of the two-sludge system; g/l

$S_{Ef,n}$ massaconcentratie van het substraat, uitgedrukt in massa CZV in het effluent van de nitrificatiereactor in het twee-slibsoortensysteem; g/l
mass concentration of substrate expressed as chemical oxygen demand in the effluent of the nitrification reactor of the two-sludge system; g/l

S_{In} massaconcentratie van het substraat uitgedrukt in CZV in het influent van een actief-slibinrichting; g/l
mass concentration of substrate expressed as chemical oxygen demand in the influent of an activated-sludge installation; g/l

S_i,S_t massaconcentratie CZV in een actief-slibsuspensie op tijdstip i respectievelijk t na toevoegen van een samengesteld afvalwater met n organische stoffen; g/l
mass concentration of chemical oxygen demand in activated sludge liquor at time i or time t respectively (two series of trials after feeding the activated sludge with a complex wastewater with n organic substances; g/l

$S_{0,1}$, $S_{0,2}$, ..., $S_{0,n}$ massaconcentratie van respectievelijk organische stof 1, organische stof 2, ..., organische stof n uitgedrukt in massa CZV in een actief-slibsuspensie direct na toevoegen van een samengesteld afvalwater met n organische stoffen waarbij de totale massaconcentratie CZV $S_{0,I}$ is; g/l
mass concentration of organic substance 1, organic substance 2, ..., organic substance n expressed in chemical oxygen demand in activated sludge liquor after feeding with a complex wastewater containing n organic substances with total mass concentration of chemical oxygen demand of $S_{0,I}$; g/l

$S_{0,I}$, $S_{0,II}$ massaconcentratie CZV in een actief-slibsuspensie direct na toevoegen van een samengesteld afvalwater met n organische stoffen ($S_{0,I} = a\ S_{0,II}$); g/l
mass concentration of chemical oxygen demand after feeding with complex wastewater with n organic substances ($S_{0,I} = a\ S_{0,II}$); g/l

t_a aërobe periode in de alternerend beluchte actief-slibinrichting (t); h
aerobic phase in an intermittently aerated activated sludge installation (t); h

t_{a1} aërobe periode in alternerend belucht actief-slib waarin de snelheid van nitraatvorming bepaald wordt door de nitrificatiecapaciteit (t); h
aerobic phase in intermittently aerated activated sludge during which the rate of nitrate production is dependent on the nitrification capacity (t); h

t_{a2} aërobe periode in alternerend belucht actief-slib waarin geen nitraat gevormd wordt (t); h
aerobic phase in intermittently aerated activated sludge during which no nitrate is produced (t); h

t_{a3} aërobe periode in alternerend belucht actief-slib waarin de snelheid van nitraatvorming bepaald wordt door aanvoer van stikstof (t); h
aerobic phase in intermittently aerated activated sludge during which the rate of nitrate production is dependent on loading with nitrogen (t); h

t_{an} anaërobe periode in de alternerend beluchte actief-slibinrichting (t); h
anaerob phase in an intermittently aerated activated sludge installation (t); h

T duur van een aaneengesloten aërobe en anaërobe periode in een alternerend beluchte actief-slibinrichting $T=t_a+t_{an}$ (t); h
period of an aerobic and anaerobic cycle in an intermittently aerated activated sludge installation $T=t_a+t_{an}$ (t); h

V volume van de reactieruimte; l
volume of reactor; l

V_n volume van de nitrificatiereactor in een twee-slibsoortensysteem; l
volume of the nitrification reactor in a two-sludge system; l

V_d volume van de denitrificatiereactor in een twee-slibsoortensysteem; l
volume of the denitrification reactor in a two-sludge system; l

X massaconcentratie biomassa uitgedrukt als droge stof (m_{Dr}/V), organische stof (m_{Or}/V) of CZV (m_{CZV}/V); g/l
mass concentration of biomass expressed as duspended solids (m_{Dr}/V), organic solids (m_{Or}/V) of chemical oxygen demand (m_{COD}/V); g/l

X_d gemiddelde massaconcentratie biomassa in de denitrificatiereactor van een twee-slibsoortensysteem (m_B/V); g/l
mean mass concentration of biomass in the denitrification reactor of a two-sludge system (m_B/V); g/l

X_n gemiddelde massaconcentratie biomassa in de nitrificatiereactor van een twee-slibsoortensysteem (m_B/V); g/l
mean mass concentration of biomass in the nitrification reactor of a two-sludge system (m_B/V); g/l

Y opbrengstcoëfficiënt: de massa biomassa, uitgedrukt in massa CZV, gevormd per massa substraat, uitgedrukt in CZV ($m_{B,CZV}/m_{CZV}$); g/g
yield coefficient: biomass produced expressed as mass chemical oxygen demand divided by mass of substrate, expressed as mass of chemical oxygen demand ($m_{B,COD}/m_{COD}$); g/g

$1 - Y$ de massa van zuurstof of NZE verbruikt voor oxydatie van substraat uitgedrukt in massa CZV (m_O/m_{CZV} of m_{NZE}/m_{CZV}); g/g
mass ratio of oxygen or nitrogen-oxygen equivalent required for oxidation of substrate expressed as mass chemical oxygen demand (m_O/m_{COD} or m_{NOE}/m_{COD}); g/g

μ de relatieve brutogroeisnelheid van de biomassa ($dm_B/dt\ m_B$); g/g d
gross crescence of biomass ($dm_B/dt\ m_B$); g/g d

μ_{max} de maximale relatieve brutogroeisnelheid van de biomassa ($dm_B/dt\ m_B$); g/g d
maximum gross crescence of biomass ($dm_B/dt\ m_B$); g/g d

η het zuiveringsrendement: de massa geëlimineerde substraat gedeeld door de massa substraat in het influent
efficiency: mass of substrate eliminated divided by mass of substrate in influent