

# Optimalisering van de biologische zuivering van klaverdrijfmest in een actief-slibstelsysteem

## Inleiding

Door een werkgroep bestaande uit medewerkers van het ILB, de RAAD en het RIZA werd in enkele praktijkinstallaties onderzoek verricht naar de mogelijkheden om mest en gier biologisch af te breken. (Ten Have, 1971). Het meeste perspectief leek daarbij de verwerking van kalverdrijfmest en van varkensgier te bieden. Het volume surplusslib dat moest worden uitgereden op het land bedroeg slechts 10 - 15 % van het drijfmestvolume. De effluentkwaliteit liet te wensen over:

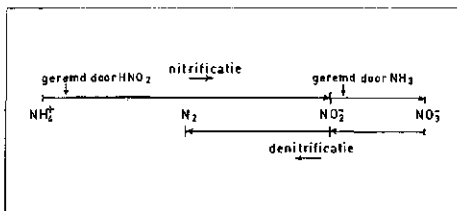


DRS. H. G. VAN FAASSEN  
Instituut voor  
Bodemvruchtbaarheid,  
Haren (Gr.)

naast een te hoog biologisch zuurstofverbruik (BZV) had het effluent vaak hoge ammonium- en nitrietgehalten; ook het fosfaatgehalte van het effluent was vermoedelijk aan de hoge kant. De praktijkinstallaties boden geen mogelijkheden voor procesregeling en het bleek haast niet mogelijk om sluitende materiaalbalansen op te stellen op grond van de geanalyseerde monsters. Gedetailleerd onderzoek naar de oorzaken van de tegenvallende resultaten en naar optimalisering van de processen was dan ook niet mogelijk. Dergelijk meer fundamenteel geaard onderzoek werd in 1973 op laboratoriumschaal gestart op het Instituut voor Bodemvruchtbaarheid. De coördinatie van dit onderzoek vindt plaats in de MEGISTA-projectgroep 'Biologische verwerking van mest en gier'. In het volgende zal uitsluitend worden ingegaan op de resultaten van de zuivering van kalverdrijfmest.

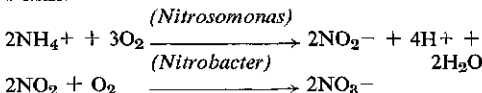
## Doelstelling

Doel van het laboratoriumonderzoek was na te gaan wat de beste procesvoering en de optimale procesomstandigheden zijn om kalverdrijfmest te zuiveren tot een loosbaar effluent en een minimaal volume surplusslib. Als eerste streven voor de effluentkwaliteit gold de samenstelling van het effluent van de rioolwaterzuivering. De gemiddelde effluent-samenstelling van 17 zuiveringsinstallaties van het waterschap Regge en Dinkel in 1972 is te zien onderaan tabel I. In het onderzoek is de nadruk gelegd op de optimalisering van de stikstof- en fosfaatverwijdering, omdat dit in de praktijk de slechtste resultaten had opgeleverd. De verwachting was dat het effluent dan tevens zou voldoen aan de eis van BZV<sub>5</sub> kleiner

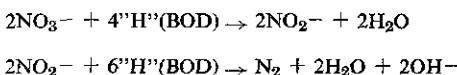


Afb. 1 - Schema van de omzettingen bij de processen nitrificatie en denitrificatie.

Nitrificatie



Denitrificatie



dan 20 mg/l. Om tot een betrouwbaar en weinig toezicht vragend systeem te komen moet de procesvoering in de praktijk kunnen worden geautomatiseerd.

## Stikstofverwijdering

Uitgangspunt vormt de omzetting van ammoniumstikstof in stikstofgas via de biologische processen van nitrificatie en denitrificatie (afb. 1). Hoe kunnen deze processen achtereenvolgens optimaal verlopen in een actief-slibstelsysteem? Eerst moet ammoniumstikstof — gevormd uit ureum en organische verbindingen — zo volledig mogelijk worden genitrificeerd tot nitriet en eventueel verder tot nitraat. Dit brengt meteen het eerste probleem aan het licht dat gemakkelijk kan optreden. De omzetting van ammonium in nitriet gaat in een zwak gebufferd systeem gepaard met een sterke daling van de pH. In verschillende proeven bleek dat de ammoniumoxidatie werd vertraagd of onvolledig verliep bij ophoping van nitriet en daling van de pH tot 6,0 - 6,5. Prakasam en Loehr (1972) vonden ook dat de ammoniumoxidatie onvolledig verliep bij hoge nitriet-plus-nitraatgehalten. Dat hier sprake is van remming door lage concentraties ongesplitst  $\text{HNO}_2$  is onlangs gepubliceerd door Anthonisen et al. (1976). Het gevormde nitriet kan op twee manieren verdwijnen: door omzetting in nitraat of in stikstofgas. Dit laatste is in feite ons doel. Bij de omzetting van nitriet in stikstofgas loopt de pH weer op, wat gunstig is voor de ammoniumoxidatie door *Nitrosomonas*. De omzetting van nitriet in nitraat, door *Nitrobacter*, komt bij het opbouwen van een actief-slibstelsysteem vaak wat later op gang dan de nitrietvorming. De nitraatvorming wordt namelijk geremd door de aanwezigheid van vrij ammoniak ( $\text{NH}_3$ ), dus vooral bij hogere pH, en ook door geringe concentraties ongesplitst  $\text{HNO}_2$ , dus vooral

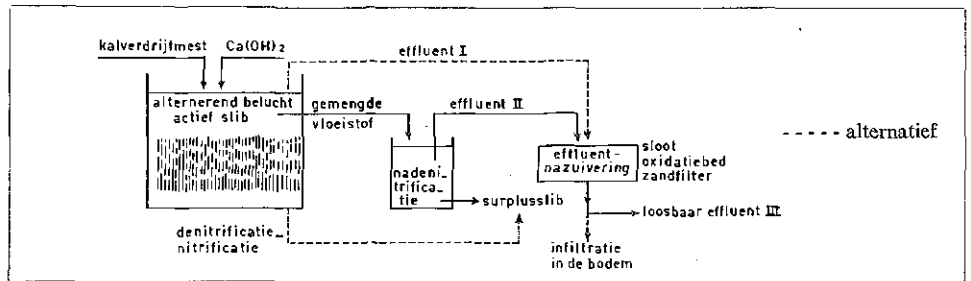
bij lage pH. In feite kan de nitraatvorming maar in een beperkt gebied van pH, ammonium- en nitrietgehalten ongeremd verlopen (Murray et al., 1975). Door in een zuiveringstelsysteem de beluchting te stoppen zodra vrijwel alle ammoniumstikstof is omgezet in nitriet, is er onvoldoende tijd voor de vorming van nitraat. Daarmee wordt dan ook de opbouw van een aanzienlijke *Nitrobacter* populatie voorkomen. De vorming van nitraat is namelijk onvoordelig met het oog op het uiteindelijke doel, de omzetting van ammoniumstikstof in stikstofgas (Voets et al., 1975). In afb. 1 is te zien dat voor de omzetting van nitraat in stikstofgas veel meer waterstofdonor (BZV) vereist is dan voor de omzetting van nitriet. In kalverdrijfmest is nu juist relatief weinig BZV aanwezig in verhouding tot nitrificeerbare stikstof; de BZV :  $\text{NH}_4\text{-N}$  verhouding van kalverdrijfmest is slechts 2-4. Theoretisch moet BZV :  $\text{NO}_2\text{-N}$  minimaal 1,7 bedragen en BZV :  $\text{NO}_3\text{-N}$  minimaal 2,9 voor volledige denitrificatie. Het is dus zaak het nitriet rechtstreeks om te zetten in stikstofgas en niet via de omweg over nitraat. Om een redelijk snelle denitrificatie te krijgen is een overmaat BZV nodig. Het best kan BZV van de mest worden benut voor denitrificatie van nitriet, door de mest stootsgewijs toe te voegen aan het actief-slib na stopzetten van de beluchting. Er is dan geen concurrentie om BZV met de normale substraatademhaling, waarbij zuurstof als uiteindelijke waterstofacceptor optreedt. Door de afwezigheid van opgeloste zuurstof kan de denitrificatie optimaal verlopen. Als de denitrificatie volledig of grotendeels verlopen is kan de beluchting worden hervat. Overmaat BZV wordt na de denitrificatie verwijderd tijdens de beluchting. Het merendeel van het zuurstofgebruik tijdens de beluchting komt echter op rekening van de nitrietvorming. Als de zuurstofinbrengingsnelheid kleiner is dan de potentiële zuurstofverbruikssnelheid van de *Nitrosomonas*-populatie dan verloopt de nitrietvorming bij een gehalte aan opgeloste zuurstof kleiner dan 1 mg/l. In hoeverre dit nog van invloed is op de nitraatvorming is niet te zeggen. Zolang er nog een te hoge concentratie aan vrij  $\text{NH}_3$  bestaat wordt de nitraatvorming immers al geremd. Op het moment dat de ammoniumoxidatie (nitrietvorming) volledig verlopen is, daalt het zuurstofverbruik opeens sterk. Dan is de zuurstofinbreng niet langer beperkend en het gehalte aan opgeloste zuurstof loopt snel op. Omdat ook geen vrij  $\text{NH}_3$  meer aanwezig is, zijn de omstandigheden gunstig voor de nitraatvorming. Om dit te vermijden moet dan de beluchting worden gestopt door sturing op basis van het gehalte aan

opgeloste zuurstof. Effluent (na bezinken van het slib) of gemengde vloeistof kan dan worden afgelaten. Daarna kan weer drijfmest worden toegevoegd en kan er een volgende denitrificatie-nitrificatiecyclus starten.

Het aantal cycli dat nodig is voor een optimale stikstofverwijdering zal afhangen van de hoeveelheid stikstof die per cyclus kan worden verwijderd en van het stikstofgehalte van de drijfmest. Het gehalte aan gemakkelijk nitrificeerbare stikstof in kalverdrijfmest (ca. 2,5 g N/l) is ca. 50 maal zo hoog als in huishoudelijk afvalwater. Door per cyclus 2 - 5 % van het actief-slibvolume te vervangen door kalverdrijfmest, worden steeds aanvanggehalten bereikt van 50 - 125 mg/l nitrificeerbare stikstof. Als deze stikstof volledig wordt gemitrificeerd, komt in het effluent geen ammoniumstikstof meer voor. Wel bevat het effluent dan minimaal 50 - 125 mg/l  $\text{NO}_2\text{-N}$ , gevormd uit de laatst toegevoegde portie drijfmest tijdens de laatste beluchtingsperiode. Als het effluent ook geen nitriet mag bevatten om het te kunnen lozen, moet dit nitriet nog in een nadenitrificatietrap worden verwijderd. Als de denitrificatie achter blijft bij de nitrificatie komt in het effluent meer nitriet voor dan de genoemde minimale gehalten. In feite vindt de stikstofverwijdering dus plaats in ca. 20 - 50 cycli. De gemiddelde verblijftijd van de drijfmest in het actief-slibstelsel is daarbij ca. 20 - 40 dagen. De belasting per cyclus is zo gekozen, dat het nitrietgehalte niet zo hoog wordt dat het remmend kan gaan werken. Anderzijds moet per keer ook voldoende drijfmest worden toegevoegd om een vlotte denitrificatie te bevorderen. Kort na het toevoegen is er een aanzienlijke hoeveelheid nitriet verdwenen. In de daaropvolgende tijd verdwijnt het nitriet veel minder snel; ook als de beluchting is hervat neemt de som van ammonium-, nitriet- en nitraatstikstof vaak nog een tijdlang af. Om er achter te komen hoe de denitrificatie precies verloopt zal nog nader onderzoek nodig zijn.

### Fosfaatverwijdering

Hoewel kalverdrijfmest nogal wat fosfaat bevat, is dit nog lang niet allemaal in opgeloste vorm aanwezig; deels zit het fosfaat in de bacteriecellen van de mest, deels komt het voor als calciumfosfaatkristallen. Het percentage fosfaat dat na actief-slibzuivering van kalverdrijfmest met het effluent wordt afgevoerd (ruim 30 %) is dan ook kleiner dan bij effluent van rioolwaterzuivering. Dit percentage zal o.a. nog afhangen van het calciumgehalte van de drijfmest, het slibgehalte en van de pH. Het effluent van de drijfmestzuivering



Afb. 2 - Schema van een kalverdrijfmestzuivering.

bevat, als geen extra kalk wordt toegevoegd, minstens 100 mg P/l; dit is ongeveer 10 maal zo hoog als in een 'huishoudelijk' effluent.

Op een aanwijzing van het CTI-TNO is gestart met het neerslaan van opgelost fosfaat door toevoegen van kalkmelk. Omdat, door het overheersen van de nitrificatie, de pH van het actief-slibmengsel steeds de neiging vertoonde om te dalen tot 6,0 - 6,5, werd besloten om de kalkmelk rechtstreeks in het actief-slibstelsel te doseren. Hierdoor wordt de pH gestabiliseerd op een waarde rond 8,0, wat een gunstige pH is voor de nitrietvorming en relatief ongunstig is voor de nitraatvorming. De kalkmelkdosering vindt plaats tegen het eind van de beluchtingsperiode, om de vorming van calciumcarbonaat zo klein mogelijk en die van calciumfosfaat zo groot mogelijk te doen zijn. Per liter influent werd steeds 2 gram fijnverdeeld calciumhydroxide aan het slib toegevoegd. De fosfaatverwijdering kan ook nog deels plaats vinden in trap 2, waar door de denitrificatie de pH tot ongeveer 9 kan oplopen. Anderzijds bestaat het risico dat uit het onbeluchte surplus-slib weer fosfaat in oplossing gaat. Het feit dat calciumcarbonaat- en calciumfosfaatkristallen deels in de slibvlokken voorkomen, zal de bezinkbaarheid van het slib bevorderen. Een deel van het fosfaat in het effluent van de nadenitrificatietrap kan nog gebonden zijn geweest aan zwevend materiaal; een nazuivering van dit effluent kan door het verwijderen van dit zwevende materiaal nog een verdere daling van het fosfaatgehalte geven.

### Het zuiveringssysteem

Een volledig zuiveringssysteem zou er uit kunnen zien als het drietrapsstelsel waarmee op laboratoriumschaal is gewerkt (zie afb. 2). Het actief-slibmengsel dat is afgetapt uit trap 1 wordt nog een tijd bewaard in een nadenitrificatietrap (trap 2). Hier wordt

resterend nitriet en nitraat omgezet in stikstofgas; het celmateriaal van het surplus-slib doet daarbij dienst als waterstofdonor. Misschien kan deze tweede trap in de praktijk vervallen, als het nitriet-plus-nitraatgehalte van het effluent uit trap 1 niet te hoog is.

Op laboratoriumschaal blijkt het surplus-slib in trap 2 na volledige denitrificatie en omroeren, goed te bezinken. Het bezonken slib ontwaterd gemakkelijk en kan daarna stankvrij aan de lucht worden gedroogd. Zolang nog nitriet of nitraat aanwezig is, blijft het surplus-slib stankvrij; het blijft ook stankvrij als het af en toe wordt belucht. Het verdient aanbeveling om regelmatig wat surplus-slib uit trap 2 te verwijderen, omdat anders de effluentkwaliteit ongunstig wordt beïnvloed o.a. door het vrijkomen van ammoniumstikstof uit afstervende cellen. Als men het effluent wil lozen op het oppervlaktewater zal er nog wel een effluent-nazuivering vereist zijn (trap 3). Hiervoor komen in aanmerking een sloot, een oxidatiebed of een zandfilter. Liefst moet in deze effluentnazuivering zowel denitrificatie, bijv. in het bodemslib van de sloot (Van Kessel, 1975), als nitrificatie kunnen optreden, naast rest-BZV-verwijdering. Ook zwevend materiaal kan in trap 3 worden verwijderd.

Op laboratoriumschaal is als derde trap een kolomsysteem beproefd. De kolom is bovenin gevuld met perliet, een synthetisch sponzig silicaat; dat deel van de kolom is dan ook vrijwel steeds aëroob. Onderin bevat de kolom een mengsel van veen en calciumcarbonaat met wat hydroxyapatiet als kristallisatiekernen voor fosfaatprecipitatie. Het effluent van trap 2 wordt stootsgewijs op de kolom gebracht. Bovenin de kolom vindt nitrificatie plaats van resterende ammoniumstikstof; hierbij wordt deels nitraat gevormd. Onderin de kolom wordt het nitriet en nitraat weer omgezet in stikstofgas door denitrificatie. Het toetreden van zuurstof tot het onderste deel van de kolom wordt zoveel mogelijk beperkt door dat deel volledig waterverzadigd te houden.

### Resultaten op 10-literschaal

In tabel I is globaal weergegeven de gemid-

TABEL I - Gemiddelde samenstelling van in de proeven gebruikte kalverdrijfmest; resultaten van de zuivering van kalverdrijfmest bij ca. 15 °C in een drietrapsysteem.

	droge stof	'vluchtige' stof	As	CZV <sup>1</sup>	N <sub>Kj</sub> <sup>1</sup>	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>totaal</sub>
	(mg/)				(g/l)				
Kalverdrijfmest zoals gebruikt in de proeven incl. verdunningswater	13	7	6	13	3000	2500	—	—	500
Trap 1: Actief-slib									
Actief-slibmengsel bij aftappen	14	5,5	8,5	8	450	< 5	150(40) <sup>2</sup>	10(160) <sup>2</sup>	500
Effluent trap 1 (voorlopig)	7	1,3	5,5	1	35	< 5	150(40)	10(160)	60
Trap 2: Nadenitrificatie									
Bezonken surpluslib (20 volume %)	44	22	22	32	2200	50	0	0	3000
Effluent trap 2 (80 volume %)	7	1,5	5,5	1,2	60	20	0	0	20
Trap 3: Effluent nazuivering over een kolom (nog niet optimaal)									
Effluent trap 3	7	1,2	5,5	0,8	25	< 5	< 10	< 20	10
Ter vergelijking:									
Effluent rioolwaterzuivering <sup>3</sup>				(0,1)	—	17	—	9	11
gemiddelde waarde				(0,05 - 0,2)	—	0,6 - 55	—	0,3 - 27	5 - 27
uiterste waarden									

<sup>1</sup> CZV = chemisch zuurstofverbruik volgens een gewijzigde bichromaatmethode (o.a. geen correctie voor chloride); N<sub>Kj</sub> = stikstof volgens Kjeldahl, dus incl. NH<sub>4</sub>-N.

<sup>2</sup> Bij gedeeltelijke nitrificatie tot nitraat.

<sup>3</sup> Gemiddelde van 17 rioolwaterzuiveringsinstallaties van het waterschap Regge en Dinkel, 1972.

delde samenstelling van de in de proeven gebruikte kalvermest en het resultaat van de zuivering.

Er is steeds gewerkt met mest en urine, uit balansproeven met kalveren, van het ILOB. Hierdoor werd het probleem van de monsternamen uit opslagbassins e.d. omzeild. Mest en urine zijn grof gezeefd (0,6 mm) en goed gemengd toegevoegd vanuit een geroerd voorraadvat. Hierdoor onderging de drijfmest al een zekere veroudering voordat deze werd gezuiverd; de samenstelling van de mest leek er niet sterk van te veranderen, al nam het ammoniumgehalte iets toe. Gebleken is dat de drijfmestsamenstelling zowel afhangt van de voersamenstelling als van de leeftijd van het dier. De voor stikstofverwijdering zo belangrijke verhouding BZV : NH<sub>4</sub>-N kan in de praktijk hoger uitvallen door voerresten die in de mest terecht komen en door ammoniakvluchtiging, maar ook lager zijn door voorbezinking. In een voorbezinking zal ook een groot deel van het fosfaat achterblijven. De drijfmest die in de proeven is gebruikt heeft een CZV : NH<sub>4</sub>-N-verhouding uiteenlopend van 4 tot 7. (CZV = chemisch zuurstofverbruik; slechts een deel van het CZV is beschikbaar als BZV). Bij CZV : NH<sub>4</sub>-N = 4 wordt het praktisch onmogelijk om een volledige stikstofverwijdering te krijgen, als er niet extra substraat wordt toegevoegd voor de denitrificatie (Van Faassen en Van Dijk, 1975). In zo'n geval is methanol goed bruikbaar gebleken. Het toevoegen van 10 volumeprocenten varkensdrijfmest met CZV : NH<sub>4</sub>-N = 10 was echter onvoldoende.

In tabel I is ook te zien dat de gemengde vloeistof bij aftappen nog ongeveer 200 mg/l nitriet-plus-nitraatstikstof bevat; dit wordt

volledig verwijderd in trap 2. Tevens is te zien dat van de stikstofverbindingen in de mest er na trap 1 nog slechts 15 % over is in de vorm van organische stikstof. Dat houdt in dat, met inbegrip van trap 2, minimaal 85 % van de stikstofverbindingen uit mest wordt verwijderd, door nitrificatie en denitrificatie. Ammonium- en organische stikstof die tijdens de nadenitrificatie uit het surpluslib vrij komen, worden grotendeels verwijderd in trap 3. Het lijkt mogelijk om nitriet en nitraat geheel te verwijderen door de verblijftijd van het effluent in de kolom te vergroten. Het uiteindelijke effluent kan een BZV<sub>5</sub> hebben kleiner dan 20 mg/l, zoals uit enkele analyses bij de RAAD is gebleken. Het effluent heeft nog wel een relatief hoge COD. De stoffen in het effluent die nog wel chemisch oxideerbaar zijn, zijn biologisch kennelijk slecht aantastbaar. De bereikbare effluentkwaliteit is qua BZV, stikstof- en fosfaatgehalten vergelijkbaar met die van effluenten van rioolwaterzuivering (tabel I).

Het bezonken surpluslib, dat 20 % van het drijfmestvolume uitmaakt, kan als vloeistof of als vast materiaal (na ontwateren en drogen aan de lucht) worden uitgereden op het land. Het surpluslib bevat ongeveer 50 % as, grotendeels in de vorm van calciumfosfaat.

In tabel I is ook te zien welke nitriet- en nitraatgehalten er voorkomen als de nitrificatie grotendeels beperkt blijft tot nitrietvorming, resp. als ook deels nitraatvorming optreedt. Nitraatvorming trad o.a. op in de opbouwperiode van het actief-slib en werd, naar later bleek, veroorzaakt door niet goed afsluiten van de beluchting in de tijd dat niet moest worden belucht. Ook de lage CZV : NH<sub>4</sub>-N verhouding van de kalver-

drijfmest (met waarschijnlijk relatief te veel urine), alsmede de pH, die af en toe daalde tot 6,0 - 6,5, en de temperatuur van 25 - 30 °C hebben meegewerkt aan het optreden van de nitraatvorming.

Het nitraat verdween door verkorten van de beluchtingstijd (en daarmee verlengen van de denitrificatietijd), verhogen van de belasting en overgang op influent met CZV : NH<sub>4</sub>-N van 7. De temperatuur werd verlaagd tot 20 °C en de pH stabiliseerde rond 8,0. Logischerwijze daalde ook de redox-potentiaal toen alle nitraat en nitriet verdwenen was. Er hoopte zich éénmaal ammoniumstikstof op tot 200 mg/l; dit werd omgezet in nitriet door 19 uur achtereens te beluchten (gewoonlijk werd een cyclusduur van 12 uur toegepast). De nitrificatie bleef daarna 90 dagen lang vrijwel uitsluitend beperkt tot nitrietvorming, zowel bij 20 °C als bij 15 °C, met drijfmest van een gemiddelde samenstelling als in tabel I.

Uit de literatuur is bekend dat zowel de nitrificatie als de denitrificatie beneden 10 °C veel langzamer verlopen dan bij 15 °C. Om het beschreven zuiveringssysteem het hele jaar te kunnen gebruiken moet er dus voor worden gezorgd dat de temperatuur van het systeem niet beneden 10 °C komt.

Door storingen in de toevoerpomp werd het actief-slib tweemaal sterk overbelast met kalverdrijfmest. Door bezinken en vervangen van supernatant door leidingwater werd het ammoniumstikstofgehalte terug gebracht tot 700 mg/l. Daarna werd enkele dagen achtereens belucht. Ondanks de gebruikelijke kalktoevoeging daalde de pH tot 6,9 bij een nitrietgehalte van 300 mg NO<sub>2</sub>-N/l. Op dat moment kwam de nitraatvorming opnieuw

op gang. Zolang tegen het eind van de beluchting een tijdlang een hoog gehalte aan opgeloste zuurstof werd bereikt, bleef het nitraatgehalte constant of nam toe. Door de beluchting te stoppen zodra het zuurstofgehalte snel begon op te lopen, lukte het om de nitraatvorming te onderdrukken. De ammoniumoxidatie verliep dan wel volledig, zij het slechts tot nitriet.

De stikstofverwijdering per liter actief-slibmengsel liep in de proeven uiteen van 50 - 150 mg N per etmaal. Dit verschil werd grotendeels bepaald door het verschil in zuurstofinbreng, wat direct van invloed was op de snelheid van de nitrietvorming. In alle gevallen werd geprobeerd om de zuurstofinbreng af te stemmen op het verbruik voor nitrietvorming plus rest-BZV-verwijdering. Zo blijft het gehalte aan opgeloste zuurstof laag zolang de nitrietvorming verloopt, om daarna snel op te lopen. Op dat moment kan de beluchting worden gestopt. Het weer aanzetten van de beluchting kan ofwel na een vaste tijd gebeuren of misschien worden gestuurd op basis van redoxpotentiaalmeting.

De fosfaatverwijdering die in de eerste trap al aanzienlijk is, wordt nog versterkt door trap 2 en trap 3. Het fosfaatgehalte van het effluent van trap 3 is veel te hoog om in evenwicht met hydroxyapatiet als vaste fase te zijn. Het uitkristalliseren van hydroxyapatiet in trap 3 wordt waarschijnlijk bemoeilijkt door het hoge magnesiumgehalte van het effluent.

Uit het voorgaande wordt duidelijk, dat in het verleden de zuivering van kalverdrijfmest, in installaties met continu beluchting en zonder procesregeling, wel onvoldoende moest verlopen. In het bijzonder geldt dit voor de stikstofverwijdering, die extra moeilijk is vanwege de lage BZV : NH<sub>4</sub>-N verhouding van kalverdrijfmest.

### Conclusie

Om te komen tot een betrouwbare zuivering van kalverdrijfmest zal in praktijkinstallaties moeten worden gewerkt met een geautomatiseerde procesvoering met alternerende beluchting, kalkmelkdosering en sturing op basis van het gehalte aan opgeloste zuurstof.

De op laboratoriumschaal gevonden procesvoering wordt momenteel op semitechnische schaal beproefd in een installatie bij het ILOB, door ir. Meijboom van het CABO te Wageningen.

Voor nadere gegevens over de laboratoriumproeven wordt verwezen naar een nota van het Instituut voor Bodemvruchtbaarheid.

### Samenvatting

Het is mogelijk gebleken om kalverdrijfmest

aanzienlijk te zuiveren in een alternerend belucht actief-slibstelsysteem met toevoeging van kalkmelk, bij 15 °C.

Ongeveer 85 % van de stikstofverbindingen uit kalverdrijfmest wordt daarbij verwijderd via nitrificatie en denitrificatie; de resterende 15 % wordt afgevoerd met het surplusslib.

Afgetapt effluent of slibmengsel moet nog een nazuivering ondergaan om tot een loosbaar effluent te komen (o.a. BZV<sub>5</sub> < 20 mg/l).

Het uiteindelijk effluent bevat dan nog slechts 1 % van de stikstof van kalverdrijfmest, en wel in de vorm van organische stikstof, en 2 % van het fosfaat, als 2 gram calciumhydroxide wordt toegevoegd per liter influent.

Het bezonken surplusslib maakt ongeveer 20 % uit van het drijfmestvolume; het surplusslib kan — op laboratoriumschaal althans — gemakkelijk worden ontwaterd en zonder stank aan de lucht worden gedroogd.

Voor een betrouwbare zuivering is automatische sturing een vereiste, bijv. op grond van het gehalte aan opgeloste zuurstof in het actief-slibmengsel. De zuurstofinbreng dient daarbij te worden afgestemd op het zuurstofverbruik vereist voor de omzetting van ammoniumstikstof in nitriet plus de verwijdering van overmaat BZV, na zo goed mogelijke benutting van BZV van de mest in de denitrificatie. Ervaring werd opgedaan met het herstel van het proces na technische storing en bij extreme drijfmestsamenstelling.

### Literatuur

- Anthonsen, A. C., Loehr, R. C., Prakasam, T. B. S. and Srinact, E. G., 1976, *Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid*, J. Water Pollut. Control Fed., 48, 835-852.
- Faassen, H. G. van, and Dijk, H. van, 1975, *Oxidation-nitrification and denitrification of veal calf manure*, Proc. 3rd. Int. Symp. Livestock Wastes, Champaign-Urbana, Ill., 1975, pp. 314-317.
- Have, P. ten, 1971, *Ervaringen met zuiveringsinstallaties voor mest en gier*, H<sub>2</sub>O, 4, 98-103.
- Kessel, J. F. van, 1975, *The immobilization of nitrogen in a water-sediment system by denitrifying bacteria as a result of nitrate respiration*, Proc. Conf. Nitrogen Water Pollutant, Copenhagen, 1975, 1, Paper CI-7, 8 pp.
- Murray, I., Parsons, J. W. and Robinson, K., 1975, *Interrelationships between nitrogen balance, pH and dissolved oxygen in an oxidation ditch treating farm animal waste*, Water Res., 9, 25-30.
- Prakasam, T. B. S., and Loehr, R. C., 1972, *Microbial nitrification and denitrification in concentrated wastes*, Water Res., 6, 859-869.
- Voets, J. P., Vanstaen, H. and Verstraete, W., 1975, *Removal of nitrogen from highly concentrated wastewaters*, J. Water Pollut. Control Fed., 47, 394-398.

### Summary

#### Purification of liquid calf manure in a nitrifying-denitrifying activated sludge system

The feasibility of purifying liquid calf manure in an alternately aerated activated sludge system is good. By this process 85% of the nitrogen in the manure is removed through nitrification and denitrification, the rest is removed with the surplus sludge.

Further purification steps are needed to produce a high quality effluent, with a nitrogen level of 1% of that in the liquid manure.

Phosphate is precipitated by adding lime to the activated sludge mixed liquor and is removed with the surplus sludge. With this method the pH remains at about 8.

To maintain a reliable purification, air supply should be automatically stopped when the dissolved oxygen level of the mixed liquor increases sharply.

The oxygen supply rate should be based on the oxygen uptake rate for nitrite formation from ammonium. In this way the formation of nitrate will be prevented.

BOD of the manure must be used for denitrification of nitrite. Excess BOD will be removed afterwards during aeration.