

Aerobe zuivering van varkensdrijfmest na anaerobe behandeling

1. Inleiding

De intensieve veehouderij is de afgelopen jaren sterk in omvang toegenomen. De hoeveelheid mest, die deze bedrijven produceren, kan niet meer in zijn geheel op een milieuhygiënisch verantwoorde wijze in de landbouw worden afgezet. Lexmond, Van Riemsdijk en De Haan [lit. 1] berekenden een overschot van jaarlijks 7,2 miljoen m³ varkensdrijfmest voor de zandgebieden in het oosten, midden en zuiden van Nederland. Thans ligt een gewijzigde Meststoffenwet gereed om in de Tweede Kamer te worden



I.R. P. J. W. TEN HAVE
Rijks Agrarische
Afwalwater Dienst,
Arnhem

ingediend. Deze wet maakt het mogelijk om grenzen te stellen aan de hoeveelheid mest die op landbouwgrond wordt aangewend. Het is te verwachten dat binnen afzienbare tijd een andere weg voor de afzet van overtollige mest zal moeten worden ingeslagen.

Tegen de achtergrond van deze problematiek stelde een werkgroep 'Mestverwerking' in 1980 [lit. 2] een aantal mogelijkheden voor om grote hoeveelheden varkensdrijfmest (VDM) in centraal gelegen zuiveringsinstallaties te verwerken. Hierbij werd voornamelijk gebruik gemaakt van de door het landbouwkundig onderzoek in de afgelopen jaren reeds verworven kennis op dit terrein [lit. 3]. Bij het doorrekenen van de opgestelde modellen is evenwel van een aantal veronderstellingen uitgegaan die een nadere toetsing behoeven. Aan enkele daarvan is in het onderhavige onderzoek aandacht besteed.

In afb. 1 zijn 2 processen schematisch weergegeven. In beide gevallen wordt er eerst biogas gewonnen. Daarbij vindt afbraak

plaats van ongeveer de helft van de organische stof tot gasvormige componenten [lit. 4].

Bovendien wordt een deel van de organisch gebonden N in NH₄-N omgezet. Deze biogaswinning kan aantrekkelijk zijn omdat hierdoor tegenover de zuiveringskosten een inkomstenpost uit gas- of elektriciteitsverkoop kan worden gezet.

Bij proces 1 wordt de uitgegiste mest vervolgens in een actief-slibinstallatie gebracht, waarna scheiding tussen slib en effluent volgt. Het spuislib wordt, na conditionering, ontwaterd. Bij proces 2 wordt eerst geconditioneerd (met polyelectrolyt en een geringe hoeveelheid FeCl₃), waarna scheiding en ontwatering van de mestkoek plaatsvindt. Het filtraat van de vergiste varkensdrijfmest wordt m.b.v. actief-slib gezuiverd. Het spuislib gaat terug naar de vergisting of direct naar de ontwateringsinstallatie. Bij beide processen is het de bedoeling dat de NH₄ in de actief-slibinstallatie via nitrificatie wordt verwijderd. Dit is alleen mogelijk als er ook in belangrijke mate denitrificatie plaatsvindt, omdat anders de ophoping van nitriet en/of nitraat de oxidatie belemmert [lit. 5]. Nu is varkensdrijfmest relatief rijk aan N zodat er zuinig met de afbreekbare organische stof moet worden omgesprongen voor een volledige denitrificatie. Wanneer een groot deel daarvan wordt omgezet in biogas mag worden verwacht dat er onvoldoende BZV over is voor een algehele omzetting van NO₂⁻ en NO₃⁻ in stikstofgas. Theoretisch is immers 1,7 g BZV / g NO₂-N en 2,9 g BZV / g NO₃-N nodig. Een tekort kan worden opgevangen door methanol toe te voegen. De bruto opbrengst van de biogaswinning moet dan worden verlaagd met de kosten voor methanol aankoop.

In het hieronder beschreven onderzoek is nagegaan welke resultaten met aerobe zuivering van anaeroob voorbehandelde varkensdrijfmest en met het filtraat van

TABEL I – De gewogen gemiddelde samenstelling van de 10 partijen vergiste varkensdrijfmest, met de spreiding en de samenstelling van het filtraat.

		Vergiste varkensdrijfmest		Filtraat van VVDM
		Gemiddelde	Spreiding	
CZV	(g/l)	41,6	31,0 - 61,0	15,1
BZV ₅	(g/l)	5,2	1,8 - 14,4	5,0
N kj	(g/l)	6,2	5,0 - 7,6	4,5
NH ₄ -N	(g/l)	4,7	3,9 - 5,4	4,0
drogestof	(g/l)	46,5	29,3 - 58,5	19,6
asrest	(g/l)	19,5	13,8 - 25,0	9,3
pH		19,5	7,9 - 8,9	8,2

VVDM kan worden behaald. Hierbij is bijzondere aandacht geschonken aan de N-verwijdering en de hoeveelheid daarbij benodigde methanol.

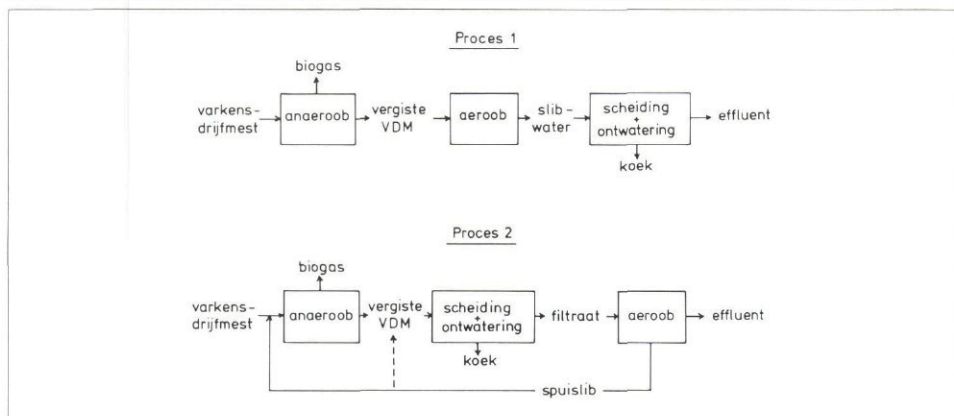
2. Uitvoering Onderzoek Influent

Bij de zuivering van vergiste varkensdrijfmest (VVDM) werden 10 verschillende partijen mest achtereenvolgens als influent gebruikt. De partijen waren samengesteld uit monsters van de inhoud van 7 biogasinstallaties bij varkensmesterijen. Om verstoppingen te voorkomen waren de partijen door een zeef gehaald met een maaswijdte van 1 mm. Filtraat van VVDM werd betrokken van een proefopstelling op het varkensproefbedrijf in Sterksel. VVDM werd behandeld met 0,5 kg FeCl₃ en 90 g polyelectrolyt (Praestol 410K) per m³ mest en vervolgens m.b.v. een Guinard zeefbandpers met een bandbreedte van 0,6 m ontwaterd. Het uitgeperste filtraat werd opgevangen en als influent in het tweede deel van de zuiveringsproeven gebruikt. De gemiddelde samenstelling van de gebruikte partijen VVDM, tezamen met de uiterste waarden, en de samenstelling van het filtraat zijn in tabel I te vinden.

Zuiveringsapparatuur

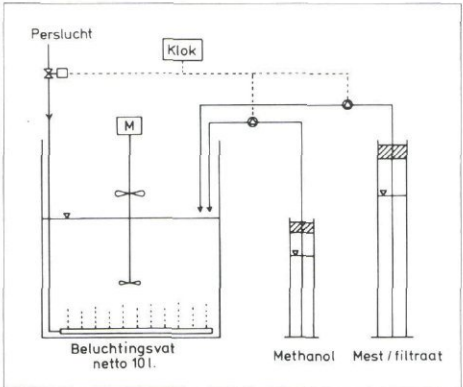
De zuivering vond plaats in een vat met een netto inhoud van 10 liter. Er werd gewerkt met een cyclusduur van 6 uur. Aan het begin daarvan werd binnen een minuut m.b.v. slangenpompen influent en methanol (3% oplossing op volumebasis) in het beluchtingsvat gebracht. Vervolgens werd gedurende 2 à 4 uur uitsluitend geroerd met de bedoeling de tijdens de vorige cyclus gevormde NO_x tot N-gas te reduceren. De resterende 2 à 4 uur werd zowel geroerd als belucht. Aan het einde van de beluchtingsperiode diende alle NH₃ te zijn geoxideerd. Nitrificatie en denitrificatie werden gecontroleerd m.b.v. Merck strookjes, waarna zonodig verblijftijd, methanoldosering of roertijd werden gewijzigd. Ongeveer tweemaal per week werd, aan het einde van een beluchtingsperiode, slib-watremengsel afgetapt. Slib en vloeistof hadden dus dezelfde verblijftijd. Tevoren was de verdamping gecompenseerd onder aftrek van de hoeveelheid water die

Afb. 1 - De procesvarianten van de zuivering van varkensdrijfmest waaraan in dit onderzoek aandacht is besteed.



met de methanoloplossing was gedoseerd. Schuim werd bestreden met een schuimmes op de roerderas en af en toe ook door het toedienen van een druppel antischuimolie (Bevaloid). De opstelling is in afb. 2 in schema gebracht.

Het onderzoek werd gestart met slib-water-mengsel uit een zuiveringsinstallatie voor kalvergier in Elspeet. Allereerst werd 283 dagen lang VVDM gezuiverd. Daarna werd overgeschakeld op filtraat van VVDM. Dit influent werd gedurende 70 dagen gedoseerd. De temperatuur bedroeg ongeveer 20°C.



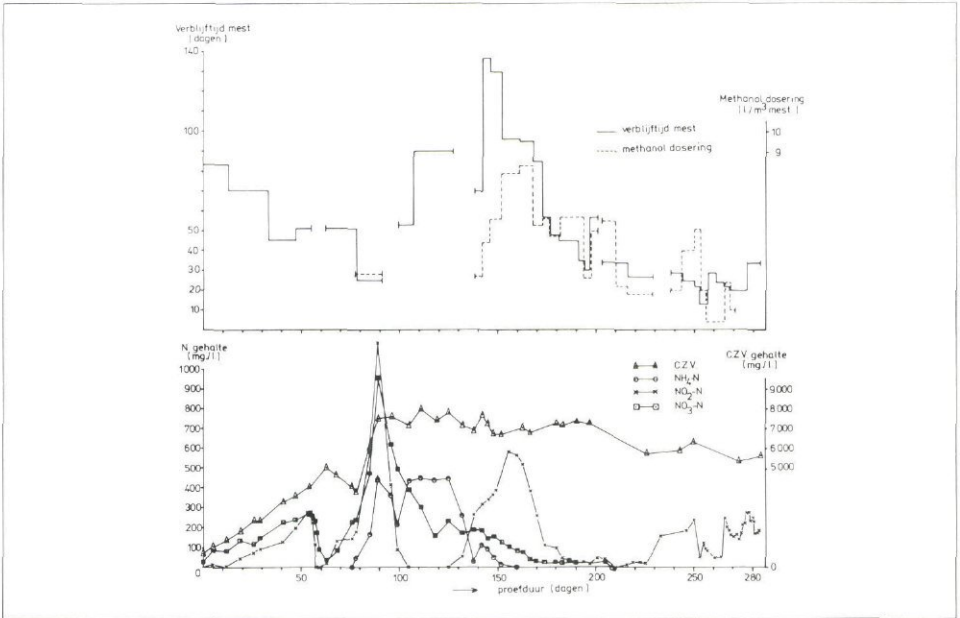
Afb. 2 - Schematische voorstelling van de gebruikte actief-slibinstallatie.

Remmingsverschijnselen

Aangezien er, bij de zuivering van VVDM, aanvankelijk sprake was van zeer lage omzetsnelheden, werd in een aparte proef nagegaan of de verademing van organische stof geremd werd. Gedacht werd aan toxische stoffen waarvan de werking door verdunning kan worden opgeheven. Hiertoe werd van een aantal monsters al of niet vergiste mest in diverse verdunningen manometrisch het BZV₅ bepaald. Daarbij werd gebruikgemaakt van de zgn. Sapromat van de Fa. Voigt en een soortgelijk apparaat van de Fa. Hach. Ook werd gekeken naar het effect van de verwijdering van zwevende stof (bezinken of centrifugeren) en van NH₄ (uitblazen merendeel NH₃). Tenslotte werd aandacht besteed aan de rol van veevoeder-additieven. Er werd mest betrokken van varkens die uitsluitend voer zonder additieven verstrekt kregen. Deze mest werd ladingsgewijs bij 35°C vergist. Het effect van verdunnen op het BZV werd voor en na de vergisting gemeten. Bij alle metingen werd allylthioureum toegevoegd ter blokkering van de nitrificatie.

Analyses

Effluent werd tijdens de proeven met VVDM verkregen door afgetapt slib-watermengsel te centrifugeren. Omdat het slibgehalte bij het zuiveren van filtraat veel lager was, kon toen effluent door bezinking worden afgescheiden. Het slibgehalte in het beluchtingsvat werd



Afb. 3 - Het verloop van een aantal parameters tijdens de zuivering van vergiste varkensdrijfmest.

soms bepaald door het sediment na centrifugeren te drogen maar vaak ook uit het verschil in indamprest van het slib-water-mengsel en het effluent.

Het BZV₅ werd, volgens NEN 3235,1 m.b.v. de verdunningsmethode bepaald, behalve in die gevallen waarbij Sapromat of Hach-apparaatuur is gebruikt, hetgeen expliciet is vermeld. De ontwaterbaarheid van het actief slib uit de VVDM-periode is bepaald m.b.v. de zgn. modificatie van de (vacuüm) Filtratie-Test, de MFT-test. Zie hiervoor Heide en Kampf [lit. 6].

Alle overige analyses zijn uitgevoerd volgens NEN 3235.

3. Resultaten en discussie

Remmingsverschijnselen

Afb. 3 geeft het verloop van een aantal parameters weer van het gedeelte van het onderzoek waarin VVDM als substraat werd toegevoegd. Daaruit is af te lezen dat in de periode van dag 100 tot dag 160 de verblijftijd voor een goede N-verwijdering niet onder de ca. 100 dagen kon worden gebracht. Een dergelijke terugval in de slibactiviteit werd ook vastgesteld in een eerder uitgevoerde soortgelijke proef.

Afb. 4 laat de resultaten van één van de series BZV₅-bepalingen zien die met vergiste VDM in verschillende verdunningen zijn uitgevoerd. Verdunning bleek in dat geval tot een factor 8 effect te sorteren. Bij de overige bepalingen lag de grens waarboven de verdunning geen invloed meer had bij een factor 5 à 10. Tabel II geeft een overzicht van alle resultaten. De mate van remming is daarbij tot uitdrukking gebracht in de factor R. Dit is de verhouding van het BZV₅ in het meest verdunde monster tot die in een onverdund monster. De maximale verdun-

ning in elke testserie was minstens 20-voudig. Uit het overzicht in tabel II kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- De verademing van organische stof wordt in de meeste monsters VVDM geremd. Dit effect treedt in onvergiste VDM niet of nauwelijks op.
- De aanwezigheid van veevoederadditieven speelt geen negatieve rol. Opvallend is de grote remming die optrad bij het experiment met vergiste mest zonder additieven.
- Het anaeroob behandelen hoeft op zich niet tot remmingsverschijnselen aanleiding te geven gezien de lage R-waarden in vergiste rundermest.
- De remmende stoffen in vergiste VDM zijn vrij sterk aan de onopgeloste stof gekoppeld. Het is niet duidelijk wat de aard van deze toxische stoffen is of op welke wijze ze ontstaan.

TABEL II – De mate van remming bij de manometrische BZV₅-bepaling van diverse mestsoorten.

	R = $\frac{\text{BZV}_5 \geq 20 \times \text{verdund}}{\text{BZV}_5 \text{ onverdund}}$		Aantal monsters
	Ge- middeld	Spreading	
1. <i>Varkensdrijfmest</i>			
1.1. <i>Onvergist</i>			
als zodanig	1,2	1,0 - 1,3	4
zonder zwevende stof	1,1		1
zonder veevoeradditieven	1,0	0,9 - 1,2	3
1.2. <i>Vergist</i>			
als zodanig	3,9	1,8 - 6,9	8
zonder zwevende stof	1,5	1,0 - 2,3	3
zonder veevoeradditieven	2,1		1
laag NH ₄ gehalte (83 mg NH ₄ -N/l)	2,7		1
2. <i>Kalvergier, onvergist</i>	0,8		1
3. <i>Runderdrijfmest, vergist</i>	1,4	1,2 - 1,5	2

Lieten de BZV-bepalingen zien dat organische stof in VVDM wat minder gemakkelijk wordt verademd, de zuiveringsproef toonde aan dat zowel de denitrificatie alsook de nitrificatie aanvankelijk lange verblijftijden vereisten. Uiteindelijk bleek echter adaptatie plaats te vinden. Met het filtraat van VVDM werd, zoals te verwachten was, geen enkel remmingsprobleem onder-vonden (afb. 5).

Balans en effluentkwaliteit

Tabel III laat de balans zien van een aantal componenten tijdens de zuivering van VVDM in de periode vanaf dag 203. Daarbij is ter vergelijking ook de balans opgenomen die Schievink en Van Faassen [lit. 7] bij de zuivering van onbehandelde varkensdrijfmest vaststelden. Zij doseerden 4 x per dag een portie mest in een continu beluchte reactor bij een verblijftijd van 12 dagen en een temperatuur van ca. 34°C. Tabel IV geeft de balans weer tijdens het zuiveren van filtraat en wel in de periode vanaf dag 34.

TABEL III – Balans tijdens zuivering van VVDM (dag 203-283). Tussen haakjes () resultaten Schievink en Van Faassen [7] met onbehandelde VDM.

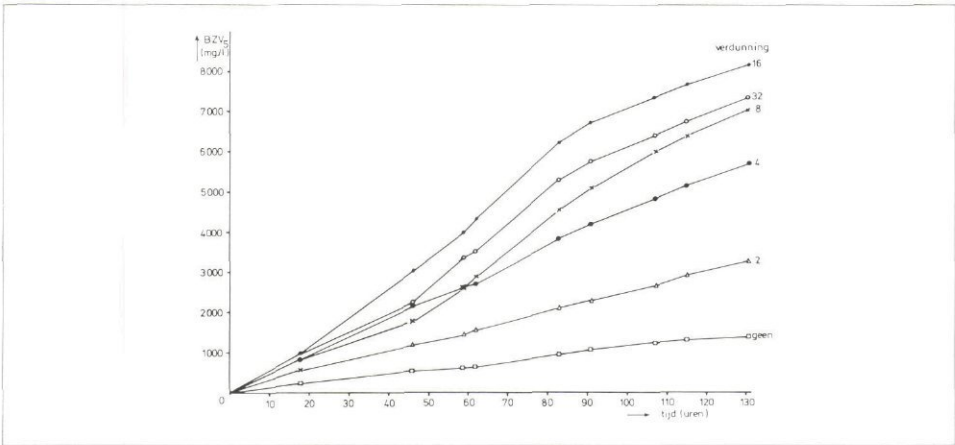
		Influent excl. methanol	Slib-water mengsel	Effluent
Drogestof	(g/l)	46,4 (60)	38,2 (46)	14,9 (7,5)
Vluchtige stof	(g/l)	27,7 (40)	20,0 (25)	5,7 (2,3)
Asrest	(g/l)	18,7 (20)	18,2 (21)	9,2 (5)
CZV	(g/l)	43,3 (88)	26,3 (46)	5,8 (3,5)
BZV ₅	(g/l)	7,97		0,04
N kj	(g/l)	5,74 (8,8)	1,23 (1,9)	0,26 (0,19)
NH ₄ -N	(g/l)	4,40 (5,4)	(0,001)	< 0,001 (0,01)
P totaal	(g/l)	(2,0)	2,32 (2,9)	0,19 (0,11)

Het asgehalte van de mest die door Schievink en Van Faassen werd gebruikt, komt vrij goed overeen met die van de hier gebruikte VVDM. Op basis daarvan lijkt vergelijking van beide balansen gerechtvaardigd. Opvallend is het verschijnsel dat er, na een anaerobe behandeling, onder aerobe omstandigheden nog zoveel organische stof werd afgebroken. Het CZV van VVDM werd door verademing met 40% verlaagd. Bovendien blijkt uit de vergelijking van het CZV-gehalte van de slib-water mengsels uit tabel III dat de combinatie anaeroob-aeroob

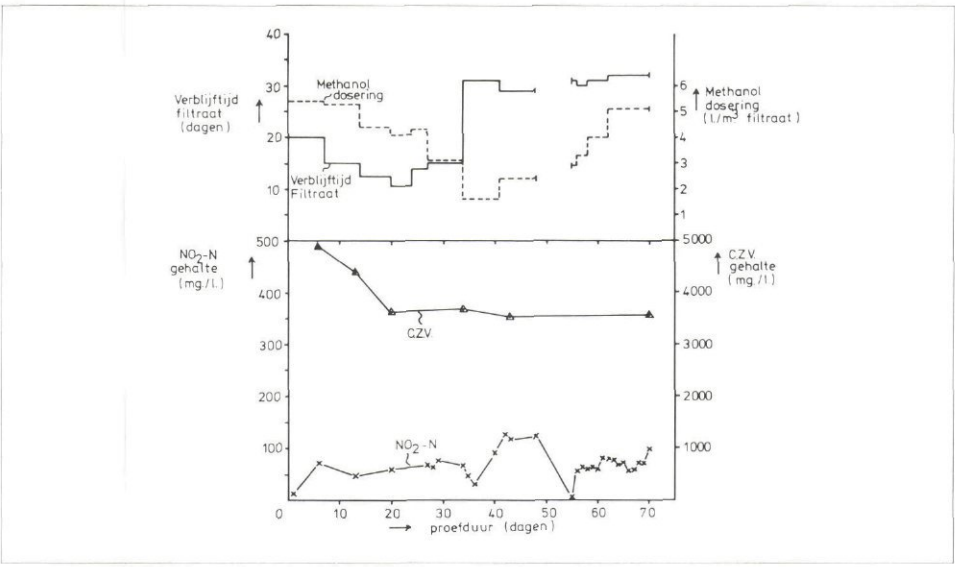
TABEL IV – Balans tijdens zuivering van filtraat (dag 34-70).

		Influent excl. methanol	Slib-water mengsel	Effluent
Drogestof	(g/l)	19,6	17,1	12,5
Vluchtige stof	(g/l)	10,3	8,2	5,0
Asrest	(g/l)	9,3	8,9	7,5
CZV	(g/l)	15,1	8,3	3,6
BZV ₅	(g/l)	5,00		0,09
N kj	(g/l)	4,49	0,54	0,18
NH ₄ -N	(g/l)	4,02		< 0,001
P totaal	(g/l)	0,24	0,47	0,16

Afb. 4 - Manometrisch bepaalde BZV-curve van een monster vergiste varkensdrijfmest bij verschillende verdunningen.



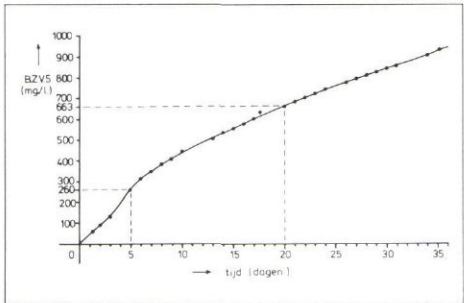
Afb. 5 - Het verloop van een aantal parameters tijdens de zuivering van filtraat van vergiste varkensdrijfmest.



tot een verdergaande afbraak voerde dan een uitsluitend aerobe behandeling. Ondanks deze verdergaande aantasting van de organische stof was de kwaliteit van het effluent van VVDM-zuivering wat betreft CZV en N kj nogal wat slechter dan die van het effluent dat vrijkwam wanneer onbehandelde VDM of filtraat van VVDM als influent werden gebruikt. Alle effluënten waren overigens sterk koffiekleurig door het hoge gehalte aan humeus materiaal. Het BZV₅ lag meestal onder de 100 mg/l. Het totale zuurstofverbruik waarmee bij lozing op oppervlaktewater rekening moet worden gehouden kan echter een veelvoud zijn gezien de BZV-curve die in afb. 6 te zien is. Na 36 dagen was er nog geen vermindering van de zuurstofverbruiksnelheid waar te nemen.

Stikstofverwijdering

Afgezien van de aanloopperiode van de zuiveringsproef met VVDM kon NH₄ steeds volledig worden geoxideerd. Afb. 3 en 5 geven aan dat het effluent steeds wel een hoeveelheid geoxideerde N bevatte. Dit is een gevolg van het aftappen van slib-water-mengsel aan het einde van de nitrificatie-periode. Zo kan men berekenen dat bij een influentconcentratie van 4.000 NH₄-N/l, een verblijftijd van 20 dagen en 4 cycli per etmaal het NO_x-N-gehalte 4.000/4 x 20 = 50 mg/l zal bedragen. Na omstreeks dag 200 werd uitsluitend nog NO₂ geproduceerd. Dit was een gevolg van de remming van de omzetting van NO₂ in NO₃ t.g.v. de hoge NH₄-gehaltes aan het begin van de cyclus [lit. 5]; een fenomeen dat ook in de praktijk van de kalvergierzuiivering wordt waargenomen.



Afb. 6 - Manometrisch bepaalde BZV-curve van het effluent (dag 70) tijdens de zuivering van filtraat van vergiste varkensdrijmest.

Hierbij dient te worden vermeld dat de pH zich steeds in het gebied tussen 8,5 en 9 ophield. Voor de denitrificatie werd, bij de zuivering van VVDM, aanvankelijk geen methanol gebruikt. Dit had weliswaar tot gevolg dat het NO_x-gehalte opliep maar tot dag 55 werd 83 % van de NO_x gedenitrificeerd. In de periode van dag 55 tot dag 62 werd met suiker getracht de NO₂ en NO₃ te verwijderen. Daarbij bleek dat voor de denitrificatie van NO₂ een adaptatietijd van ongeveer een dag en bij NO₃ van meerdere dagen nodig was. Een dergelijk beeld vertoonde ook de reactie op methanol die in de periode van dag 91 tot dag 99 werd ingezet. Vanaf dag 148 werd dagelijks methanol gebruikt, tot ruim 8 l/m³ mest toe. Toen na dag 200 de remming volledig was verdwenen kon ook de methanoldosering sterk worden gereduceerd; na dag 271 werd zelfs helemaal geen methanol meer toegevoegd. Hoewel de behoefte niet constant was, kan de gemiddelde behoefte na dag 257 op ca. 1,5 l methanol/m³ VVDM worden gesteld. Deze hoeveelheid leek ook enigszins te worden beïnvloed door de samenstelling van de VVDM, de lengte van de roertijd per cyclus en de verblijftijd. Het effect van een verdubbeling van de verblijftijd was echter niet groot. Bij de denitrificatie van 4.400 mg NO₂-N/l (gevormd uit 4.400 mg NH₄-N/l) wordt een equivalente hoeveelheid van 1,7 x 4.400 = 7.480 mg O₂ aan CZV geoxideerd. Er werd 17.000 mg mest-CZV/l verademd, zodat er in principe meer dan voldoende afbreekbare organische stof beschikbaar was voor een volledige denitrificatie. Opvallend is hierbij het grote verschil tussen het tijdens de zuivering door

het slib verademde CZV en het via de verdunningsmethode bepaalde BZV (over een periode van 5 dagen) van het effluent van gemiddeld 5.000 mg/l. Voor de inschatting van de denitrificatiemogelijkheden van VVDM is het BZV₅ dus geen goede (directe) maat. Er moet geconcludeerd worden dat de aanwezige micro-organismen deze afbraak gemakkelijker met lucht dan met NO_x-zuurstof uitvoeren aangezien er toch nog methanol nodig was en wel gemiddeld 1,5 x 1.200 = 1.800 mg CZV/l VVDM. Met filtraat als influent bleek bij een verblijftijd van 15 dagen en een roertijd van 4 uur per cyclus ongeveer 3 l methanol/m³ filtraat nodig te zijn. Om deze hoeveelheid te verminderen werd de verblijftijd na 34 dagen verdubbeld. Aanvankelijk had dit succes maar tegen het einde van de proefperiode moest de methanol dosering tot ruim 5 l worden opgeschroefd. Over de balansperiode van dag 34 – dag 70 werd 6.800 mg mest-CZV/l filtraat verademd, terwijl bij de denitrificatie eveneens 4.000 x 1,7 = 6.800 mg O₂/l werd vrijgemaakt. Gemiddeld was in die periode 3,5 l methanol, dus 4.200 mg methanol CZV/l filtraat, nodig voor een goede denitrificatie. Ook met filtraat als influent is dus het grootste deel van de mest CZV m.b.v. luchtzuurstof verademd. Een aantal malen is het verloop van het NO₂-gehalte tijdens de denitrificatieperiode gemeten. In zijn algemeenheid daalde de reductiesnelheid tijdens de roertijd. Het gemiddelde niveau was echter niet constant. De nitrificatiesnelheid vertoonde daarentegen, afgezien van de aanlooperperiode, veel minder schommelingen. Globaal genomen waren de maximale denitrificatie- en nitrificatiesnelheden aan elkaar gelijk. Het maakte daarbij geen verschil of er nu VVDM of filtraat van VVDM werd gezuiverd. De minimale verblijftijd die bij de dosering van VVDM werd aangehouden bedroeg 13 dagen. Wellicht was een verdere verlaging mogelijk geweest, maar de gebruikte proefopstelling liet dit, i.v.m. schuimproblemen, niet toe. De verblijftijd van 11 dagen bij de zuivering van filtraat moet wel als een minimum (bij ca. 20 °C) worden beschouwd. Tabel V geeft de ruimtebelasting bij deze minimum verblijftijd weer. Hierin zijn ook weer de waarden opgenomen uit het onderzoek van Schievink en Van Faassen

met onvergiste mest [lit. 7]. Daarnaast is ook het gehalte aan onopgelost materiaal in de aeratietank vermeld. Bij de zuivering van VDM en VVDM zal, wegens het hoge gehalte aan zwevende stof in het uitgangsmateriaal, het actief-slibgehalte in de onopgeloste stof relatief laag zijn geweest. Een berekening van de slibbelasting of de omzetsnelheid per kg slib zegt dan ook weinig bij deze influenten. Het bezinksel dat in de beluchtingstank tijdens het zuiveren van filtraat werd gevormd mag wel als 'normaal' actief-slib worden gekenschetst omdat het influent praktisch vrij was van gesuspendeerde stoffen. Exclusief de toegevoegde methanol bedroeg de slibbelasting bij een verblijftijd van 11 dagen 190 g CZV/kg ds · d en 5 l g NH₄-N/kg ds · d. Op basis van deze minimum verblijftijden, het iets hogere NH₄-gehalte in VVDM dan in filtraat en een roertijd die ongeveer gelijk was aan de beluchtingstijd, kan worden berekend dat de nitrificatie- en de denitrificatiesnelheid voor zowel VVDM als filtraat maximaal ca. 30 mg N/l · uur bedroeg. Bij de filtraatzuivering kwam dit neer op maximaal 4,3 mg N/g slib · uur. De maximale nitrificatiesnelheid komt redelijk goed overeen met de waarde van 7,8 mg N/g slib · uur die door Klapwijk wordt genoemd [lit. 8]. De maximale denitrificatiesnelheid lag echter ver onder de 75 mg N/g slib · uur die Klapwijk vond bij denitrificatie m.b.v. goed afbreekbaar synthetisch afvalwater [lit. 9]. Volledigheidshalve zij vermeld dat in een aparte test is vastgesteld dat het strippen van NH₃ in deze opstelling geen rol van betekenis speelde.

Slib
De bezinkbaarheid van het slib was zeer goed, ook toen filtraat als influent werd gebruikt waarin immers geen snel bezinkbare delen aanwezig waren. De gemiddelde slibindex bedroeg voor de periode met VVDM als influent 45 ml/g en voor de periode met filtraat als toevoer 38 ml/g. De resultaten van MFT-metingen zijn in tabel VI te vinden. Naast VVDM en gezeefde VVDM die als influent werd gebruikt werd ook spuislib uit de VVDM-periode ontwaterd. Een screening van diverse poly-electrolyten gaf aan dat een zwak-kationische poly-electrolyt de beste resultaten afwierp, zowel met mest als met slib. De test liet zien dat het spuislib zeer slechte filtratie-eigenschappen had. Op grond van de zeer lage slibindex zou men voor de ontwatering op praktijkschaal aan centrifugeren kunnen denken.

Schuim
Het doorleiden van perslucht zorgde voor

TABEL V – Enkele proceskenmerken bij maximale doorzet.

Influent	Minimum verblijftijd dagen	Maximum ruimtebelasting excl. methanol		Gehalte aan niet-opgelost materiaal	
		kg CZV/m ³ · d	kg NH ₄ -N/m ³ · d	g/l	as %
– Vergiste VDM	13	4,8	0,42	25	40
– Filtraat van vergiste VDM	11	1,4	0,38	7,4	36
– Onbehandelde VDM [7]	12	7,2	0,44	39	40

een overvloedige schuimvorming. Dit probleem was bij het gebruik van VVDM als influent het grootst. Het is door het schaal-effect niet mogelijk te voorspellen hoe groot het probleem in de praktijk zal zijn, maar met de dosering van antischuimmiddelen dient beslist rekening te worden gehouden.

TABEL VI – Resultaten van de MFT-test.

	% ds
Vergiste varkensdrijfmest	15,3
Idem < 1 mm	13,6
Spuislib van VVDM < 1 mm	6,2

4. Slotopmerkingen

Uit dit onderzoek en het werk van Schievink en Van Faassen [lit. 7] kunnen enkele uitgangspunten worden vastgesteld die bij het afwegen van de voor- en nadelen van de diverse procesvarianten kunnen worden gebruikt.

In tabel VII is aangegeven hoeveel methanol en zuurstof er nodig is voor de aerobe zuivering van onbehandelde VDM en filtraat van VVDM. Bij de zuivering van onbehandelde mest is zoveel BZV voorhanden dat er volledig kan worden gedenitrificeerd zonder methanol; zelfs bij continue beluchting. Wanneer het BZV echter grotendeels vooraf in biogas is omgezet moet er enige methanol worden toegevoegd. Deze behoefte is het grootst wanneer vóór de biologische zuivering ook nog de meeste organische stof (samen met een deel van NH₄) d.m.v. ontwaterings-apparatuur wordt afgescheiden. Methanol kostte eind 1982 f 570,-/ton, excl. BTW, bij afname van 20 ton per keer (s.g. 0,79). De behoefte is in tabel VII uitgedrukt per m³ oorspronkelijk mest. Er is daarbij gerekend met de produktie van 0,7 m³ filtraat uit één m³ vergiste varkensdrijfmest.

De zuurstofbehoefte is bij de zuivering van onbehandelde mest het grootste. De energiekosten van al of niet anaeroob behandelde mest zullen nog verder uit elkaar liggen omdat bij zuivering na anaerobe behandeling gebruik gemaakt kan worden van electriciteit die relatief goedkoop m.b.v. biogas in eigen beheer is opgewekt.

Tabel VII laat ook zien hoeveel spuislib moet worden afgescheiden en ontwaterd. Aangezien de slibaanwas uit filtraat vrij gering is, kan dit waarschijnlijk zonder problemen tezamen met de onopgeloste stoffen in de vergiste mest worden ontwaterd.

Bij de zuivering van filtraat was niet meer dan ca. 150 ml bezinksel per liter slib-water aanwezig. Het ligt derhalve voor de hand om voor een praktijktoepassing te denken aan slibrecirculatie. Een verdubbeling van het slibgehalte tot 9,2 g/l lijkt zeker mogelijk. Hierdoor kan de minimum vloeistofverbleeftijd naar 5,5 dag dalen. Hierbij moet men wel bedacht zijn op een toename van de schuimproblemen.

TABEL VII – Methanolbehoefte en zuurstofverbruik van diverse mestvloeistoffen en de spuislibproduktie.

Influent	Methanol behoefte l/m ³ mest	Zuurstofbehoefte kg O ₂ /m ³ mest				Spuislib productie kg ds/m ³ mest
		Mest		Methanol		
		CZV	NH ₄	CZV	Totaal	
– Vergiste VDM	1,5	17	7	2	26	23
– Filtraat van vergiste VDM	2,5	5	5	3	13	3,2
– Onbehandelde VDM [7]	geen	42	9	0	51	39

Het is op basis van de uitkomsten van deze experimenten niet zonder meer mogelijk om een voorkeur voor één van de procesvarianten uit te spreken. Hiervoor moeten de complete processen met alle consequenties worden doorgerekend. Wel kan worden gesteld dat de grote elektriciteitsbehoefte bij de zuivering van onbehandelde mest een belangrijk negatief aspect is.

Naast deze varianten wordt thans in Sterksel op semitechnische schaal de zuivering van filtraat dat vrijkomt bij de scheiding van onbehandelde VDM bestudeerd. Daarnaast kan men nog denken aan een geconbineerd systeem waarbij een deel van de VDM wordt vergist. Na scheiding wordt dan een mengsel van filtraten van onbehandelde en vergiste mest gezuiverd. Het is niet onwaarschijnlijk dat op deze wijze aan methanolsuppletie kan worden ontkomen met behoud van biogasproduktie.

Tenslotte is er nog de mogelijkheid om N grotendeels d.m.v. een ammoniakstrip-procédé te verwijderen alvorens tot aerobe nazuivering over te gaan.

5. Conclusies

De belangrijkste conclusies uit dit onderzoek zijn:

- Niet-geadapteerde micro-organismen worden geremd bij de aerobe afbraak van organische stof in vergiste varkensdrijfmest. Dit effect kan door een ca. 5 à 10-voudige verdunning worden opgeheven.
- Bij de zuivering van VVDM moet ten aanzien van nitrificatie en denitrificatie rekening worden gehouden met een lange adaptatietijd.
- Volledige nitrificatie en denitrificatie tot op ca. 100 mg NO₂-N/l is mogelijk voor VVDM bij een minimum verblijftijd van 13 dagen (verblijftijd vloeistof en slib gelijk). Voor filtraat is de minimumverblijftijd 11 dagen. De denitrificatietijd is ongeveer gelijk aan de beluchtingstijd.
- Bij de zuivering van VVDM is ca. 1,5 l methanol per m³ mest nodig; bij filtraat ca. 3,5 l/m³ filtraat (2,5 l/m³ mest). De dosering dient regelmatig te worden bijgesteld.
- Het effluent dat uit VVDM wordt geproduceerd is vuiler t.a.v. CZV en N_{kj} dan dat uit filtraat. Het BZV-gehalte ligt op hetzelfde niveau.
- Tijdens de beluchting wordt 17 kg CZV/

m³ VVDM verademd en 6,8 kg CZV /m³ filtraat.

- De slibproduktie bedraagt 23 kg ds/m³ VVDM en 4,6 kg ds/m³ filtraat. De filtreerbaarheid van het VVDM-slib is slecht.
- De schuimvorming is aanzienlijk en vraagt om bestrijdingsmaatregelen.

6. Dankbetuiging

Vermeld dient te worden dat Rini van den Boogaard (Opleiding voor laboratoriumpersoneel Arnhem–Nijmegen, OLAN) en Jos Bouwman (Hogere School voor Levensmiddelen-technologie te Den Bosch) ieder als praktikant aan de uitvoering van dit onderzoek een actief aandeel hebben gehad. Het apparaat van de Fa. Hach voor de manometrische bepaling van het BZV was welwillend ter beschikking gesteld door het Instituut voor Mechanisatie, Arbeid en Gebouwen, IMAG, te Wageningen. De MFT-test werd uitgevoerd door MT-TNO te Apeldoorn.

Literatuur

1. Lexmond, Th. M., Van Riemsdijk, W. H. en De Haan, F. A. M. 'Onderzoek naar fosfaat en koper in de bodem in het bijzonder in gebieden met intensieve veehouderij'. Rapport Vakgroep Bodemkunde en Bemestingsleer, Landbouwhogeschool, mei 1982.
2. Werkgroep 'Mestverwerking'. 'Een verkenning van de mogelijkheden van centrale verwerking van varkensdrijfmest ter vermindering van mestoverschotten'. Rapport IMAG, april 1980.
3. Ten Have, P. 'De biologische verwerking van mest en gier; een overzicht van het onderzoek'. Bedrijfsontwikkeling 11 (1980) pag. 471-476.
4. Van Velsen, A. F. M. 'Anaerobic digestion of piggery waste'. Dissertatie Landbouwhogeschool, mei 1981.
5. Anthonissen, A. C., Loehr, R. C. e.a. 'Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid'. JWPFC 48 (1976) 835-851.
6. Heide, B. A. en Kampf, R. 'De MFT-methode als kenmerk voor de ontwaterbaarheid van slib'. H₂O 11 (1978) 339-342.
7. Schievink, H. B. en Van Faassen, H. G. 'Biologische verwerking van varkensdrijfmest in laboratorium-fermentors. I. Winning van eiwit'. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Nota nr. 16, 1975.
8. Klapwijk, A. en Jacobs, J. A. 'Nitrificatie van ammonium uit anaeroob upflow slib bed reactor (UASB) effluent'. H₂O 15 (1982), 314-316.
9. Klapwijk, A. 'Eliminatie van stikstof uit afvalwater door denitrificatie'. Dissertatie Landbouwhogeschool, november 1978.

