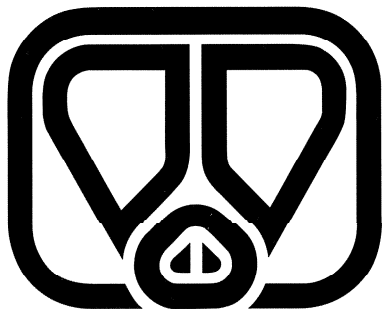


ir. C.C.R. van der Kaa
ing. J.P.B.F. van Gastel

Ontwerp van biologische stikstofverwijderings- systemen voor varkensmest

*Design of biological
nitrogen removal systems
for pig slurry*



Praktijkonderzoek Varkenshouderij

Locatie:
Proefstation voor de
Varkenshouderij
Postbus 83
5240 AB Rosmalen
tel: 073 - 528 65 55

Proefverslag nummer P 1.192
december 1997
ISSN 0922 - 8586

© 1997, Praktijkonderzoek Varkenshouderij, Rosmalen

Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

VOORWOORD

Naar aanleiding van de vele vragen vanuit de sector over het beluchten van mest, heeft het Praktijkonderzoek Varkenshouderij een rapport opgesteld met de rekenregels voor het ontwerp van biologische stikstofverwijderingsprocessen voor varkensmest.

Het rapport is met name bedoeld voor het toeleverende agrarische bedrijfsleven die bij de introductie van mestbewerking en/of luchtbehandeling op varkensbedrijven te maken kunnen krijgen met biologische stikstofverwijderingsprocessen. Daarnaast kan het rapport worden gebruikt door ingenieursbureaus, onderzoeks- en adviesinstellingen. Gezien de specifieke doelgroep is gekozen voor de voor dit vakgebied gebrui-

kelijke wijze van beschrijving en benaming van de processen. Hierdoor is het rapport wat minder algemeen toegankelijk dan gebruikelijk.

De gepresenteerde uitgangspunten met betrekking tot het ontwerp van het biologische stikstofverwijderingsproces voor mest zijn nog niet getoetst in de praktijk. Het Praktijkonderzoek Varkenshouderij kan niet aansprakelijk gesteld worden voor eventuele schade door gebruik van dit rapport.

dr. ir. L.A. den Hartog
directeur Praktijkonderzoek Varkenshouderij

INHOUDSOPGAVE

	SAMENVATTING	6
	SUMMARY	9
1	INLEIDING	11
2	BIOLOGISCHE VERWIJDERING VAN STIKSTOF	14
2.1	Nitrificatie	14
2.2	Denitrificatie	15
2.3	Belangrijke factoren bij nitrificatie en denitrificatie	15
2.4	Procesvoeringen	16
3	STIKSTOFVERWIJDERING IN SPOELVLOEISTOFSYSTEMEN	18
3.1	Het spoelvloeistofstelsel	18
3.2	Dimensioneringsuitgangspunten	19
3.2.1	Mestproductie en mestsamenstelling	19
3.2.2	Voorscheiding	20
3.2.3	Berekening van de minimale slibverblijftijd	21
3.2.4	Berekening van de ontwerp-slibverblijftijd	24
3.2.5	Berekening van het beluchtingstankvolume	25
3.2.6	Zuurstofverbruik	26
3.3	Praktijkvoorbeelden	27
4	STIKSTOFVERWIJDERING IN EEN SEQUENTIAL BATCH REACTOR	29
4.1	De Sequential Batch Reactor (SBR)	29
4.2	Dimensioneringsuitgangspunten	30
4.2.1	Mestproductie en mestsamenstelling	30
4.2.2	Voorscheiding	31
4.2.3	Verhouding anoxische/aërobe fase	31
4.2.4	Berekening van het SBR-volume	31
4.2.5	Controle van de effectieve aërobe slibverblijftijd	33
4.2.6	Controle van de anoxische fase	33
4.2.7	Zuurstofverbruik	35
4.3	Praktijkvoorbeelden	35
5	WARMTEBALANS	37
5.1	Energiestromen	37
5.2	Zomer- en wintercondities	37
5.3	Praktijkvoorbeelden van reactortemperatuur	38
6	ZUURSTOFTOEVOERVERMOGEN	40
6.1	α -, β -, en θ -factor	40
6.2	Inschatting van benodigd elektrisch vermogen	42
7	OPSTART	44
7.1	Periode	44
7.2	Verdunning	44
7.3	Ent-slib	44
7.4	Procedure	44
7.5	Metingen en begeleiding	45

8	DISCUSSIE EN CONCLUSIES	46
8.1	Discussie	46
8.2	Conclusies	51
	LITERATUUR	52
	BIJLAGEN	55
1	Verklarende symbolenlijst	55
2	Verklarende woordenlijst	57
3	Uitgangspunten bij het berekenen van het spoelvroeststofvolume in de mestkelders	58
4	Scheidingsrendementen van verschillende mestscheiders	59
5	Slibverblijftijden in verschillende mestzuiveringsinstallaties	60
6	Warmtebalans over de reactor	61
7	Handreikingen voor metingen en ingrepen tijdens opstart en full scale bedrijfsvoering	66
	REEDS EERDER VERSCHENEN PROEFVERSLAGEN	67

SAMENVATTING

Wanneer door een biologische behandeling stikstof uit mest wordt verwijderd is het mogelijk de emissie van ammoniak tijdens opslag en aanwenden van mest te beperken. Tevens is het mogelijk de ammoniak-emissie van varkensstallen te beperken door het spoelen van de mestputten met een ammoniakarme spoelvloeistof die via biologische zuivering uit mest is bereid. Begin 1997 zijn de aanwendingsnormen voor mest-effluenten op landbouwgrond in het Besluit Gebruik Dierlijke Meststoffen verruimd voor effluenten met lagere stikstofgehalten. Met het oog op de mogelijkheden ter beperking van de ammoniakemissie en de verruiming van de aanwendingsmogelijkheden voor mest heeft het Praktijkonderzoek Varkenshouderij een handleiding opgesteld voor het ontwerp van biologische stikstofverwijderingssystemen op boerderijniveau. Het gepresenteerde model is niet gevalideerd, omdat met name ten aanzien van de benodigde warmtebalansberekeningen onvoldoende praktijkgegevens beschikbaar waren.

Met behulp van deze handleiding kunnen het benodigde reactorvolume en het zuurstoftoevoervermogen voor het biologische stikstofverwijderingsproces worden berekend. Er zijn twee procesuitvoeringen voor biologische stikstofverwijdering beschouwd, te weten het spoelvloeistofsysteem en het Sequential Batch Reactor (SBR)-systeem. Naast het ontwerp van de beide systemen wordt ingegaan op de warmtebalans van de biologische reactor ten behoeve van de controle van de minimale en maximale procestemperatuur. Tevens worden aandachtspunten voor de opstart van het biologische proces besproken.

Het biologische stikstofverwijderingsproces bestaat uit twee processen, te weten nitrificatie en denitrificatie. Tijdens het nitrificatieproces wordt ammonium met behulp van zuurstof door nitrificerende bacteriën geoxydeerd naar nitriet en nitraat. Tijdens het denitrificatieproces wordt in afwezigheid van zuurstof, het gevormde nitriet en nitraat door denitrificerende bacteriën gereduceerd tot

(onschadelijk) stikstofgas en geringe hoeveelheden tussenproducten, waarvan lachgas (N_2O) de voornaamste is. Naast de nitrificerende en denitrificerende bacteriën zijn er ook andere bacteriën in de mest aanwezig, die organische stoffen (CZV) afbreken met behulp van zuurstof.

Spoelvloeistofsysteern

In het spoelvloeistofsysteem wordt de mest opgevangen in een laagje ammoniak-arme spoelvloeistof die in de mestputten is geplaatst. Het mengsel van spoelvloeistof en mest wordt vervolgens via een voorscheider in een beluchtingstank gebracht. Na de omzetting van ammonium naar nitraat met behulp van zuurstof in de beluchtingstank, wordt de gezuiverde vloeistof teruggepompt in de mestputten waar het gevormde nitraat wordt gedenitrificeerd tot stikstofgas.

Het benodigde reactorvolume bij het spoelsysteem in deze handleiding is ontworpen op basis van de sibleeftijdmethode. Uit literatuuronderzoek is afgeleid dat bij een minimale procestemperatuur van $10^{\circ}C$, een zuurstofgehalte van $1,5\text{ mg/l}$ en pH 8, een minimale sibleeftijd van 10 dagen moet worden gehanteerd voor het handhaven van nitrificerende bacteriën in de reactor. In de literatuur worden slechte resultaten gemeld met betrekking tot het nabezinken en retourneren van slib naar de beluchter tengevolge van de hoge drogestofgehalten van het slib/effluent-mengsel. Zonder nabezinking en retournering van slib naar de reactor wordt de sibleeftijd gelijk aan de vloeistofverblijftijd in de reactor. Omdat de meststroom in spoelvloeistofsysteern wordt verdund met spoelvloeistof leidt dit tot relatief grote reactoren. Bij toepassing van het spoelsysteem bij een vleesvarkensbedrijf met 2.500 dierplaatsen en gedeeltelijke onderkeldering is een vloeistofvolume van de reactor van 1.068 m^3 benodigd. Het zuurstofverbruik bedraagt bij dit voorbeeldbedrijf circa 315 kg zuurstof per dag. Rekening houdend met de maximale reactortemperatuur in de zomer van $27^{\circ}C$ en de invloed van mest op de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt dient het (standaard)

zuurstoftoevoervermogen van de te installeren beluchter 564 kg zuurstof per dag te bedragen. De relatief grote reactorinhoud en vloeistofstroom hebben tot gevolg dat de minimumproces temperatuur van 10°C onder windercondities niet realiseerbaar is in een open betonnen tank. De beluchtingstank dient overkapt te worden. Bij de behandeling van relatief laag geconcentreerde zeugenmest dienen aanvullende maatregelen te worden getroffen om de minimum-proces temperatuur te kunnen garanderen, zoals het gebruik van een externe verwarmingsbron, het terugbrengen van de spoelfrequentie waardoor een kleinere reactor volstaat en/of het ventileren van de ruimte onder de overkapping met "warme" stallucht.

Sequential Batch Reactor

Bij de Sequential Batch Reactor (SBR) wordt de mest niet verdund maar komt de voorgescheiden mest rechtstreeks in de SBR. De SBR-bedrijfsvoering wordt gekenmerkt door een repeterende cyclus van procesfasen, te weten de vul- en/of anoxische fase, de aërobe fase, de bezinkfase en de ledigingsfase. In de eerste fase wordt mest in de SBR gepompt en wordt het nitraat uit de voorgaande cyclus gereduceerd onder anoxische omstandigheden. In de daarop volgende aërobe fase wordt het tijdens de anoxische fase ingebrachte ammonium geoxydeerd naar nitraat. De bezinkfase is uit het ontwerp gelaten, gezien de slechte bezinkeigenschappen van zuiveringsslib van biologische mestbewerking. In de ledigingsfase wordt een hoeveelheid gezuiverde mest afgelaten, gelijk aan de hoeveelheid die de reactor was ingebracht.

Het ontwerp van de SBR in deze handleiding is gebaseerd op de snelheidsmethode, dat wil zeggen dat gebruik is gemaakt van de verwachte omzettingssnelheden van de nitrificerende en denitrificerende bacteriën, onder de gegeven procescondities. De nitrificatiesnelheid van *Nitrosomonas* bedraagt circa 0,67 kg NH₄-N per kg *Nitrosomonas* per dag bij een minimale proces temperatuur van 10°C, een zuurstofgehalte van 1,5 mg/l en pH 8.

De meetbare nitrificatiesnelheid in de reactor

is afhankelijk van het aandeel *Nitrosomonas* in het aanwezige mengslib, welke kan worden afgeleid uit de slibopbrengsten van *Nitrosomonas* en heterotrofe bacteriën en het aanbod van stikstof en CZV. De verhouding tussen de nitrificatiesnelheid en denitrificatiesnelheid is afgeleid uit literatuurgegevens met betrekking tot biologische stikstofverwijdering uit varkensmest. De verhouding tussen de nitrificatie- en denitrificatiesnelheid bedraagt bij biologische mestbewerking circa 1 : 4. De aërobe en anoxische tijdsduur verhoudt zich omgekeerd evenredig met de nitrificatie- en de denitrificatiesnelheid. Hieruit volgt dat bij een cyclusduur van 24 uur en een ledigingstijd van 1 uur, de anoxische periode 4,6 uur en de aërobe periode 18,4 uur bedragen.

Indien de te nitrificeren hoeveelheid stikstof per dag, de nitrificatiesnelheid per eenheid slib per dag en de beluchtingstijd per dag bekend zijn, kan het benodigde SBR-volume worden berekend met behulp van de slibconcentratie in de reactor.

Voor een vleesvarkensbedrijf van 2.500 dierplaatsen is een nat reactorvolume van 89 m³ benodigd. Het zuurstofverbruik bedraagt circa 326 kg zuurstof per dag. Rekening houdend met de maximale reactortemperatuur in de zomer van 38,5°C en de invloed van mest op de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt dient het zuurstoftoevoervermogen van de te installeren beluchter 695 kg zuurstof per dag te bedragen onder standaardcondities.

Wanneer mest wordt bewerkt in een SBR dan bestaat met name bij vleesvarkensbedrijven het risico dat de temperatuur in een overkapt reactor tijdens extreme zomercondities boven 40°C stijgt. Dit is nadelig voor het nitrificatieproces. De temperatuur kan gemakkelijk worden teruggebracht door de ventilatie-opening in de overkapping tijdelijk te vergroten en/of de toediening van mest te reduceren.

Afhankelijk van het type voorscheiding, de gekozen procesvoering en de fractie biologisch afbreekbare koolstof (CZV) kan een aanvullende dosering van koolstofbron noodzakelijk zijn voor volledige denitrificatie. De minimaal benodigde CZV/N-verhouding is niet éénduidig vast te stellen. Naarmate

de CZV/N-verhouding van het influent verder beneden 8,3 daalt, neemt waarschijnlijk de behoefte aan een aanvullende koolstofbron toe. Aangenomen wordt dat bij inzet van eenvoudige filtratiemachines als voorscheiding voldoende koolstof in de dunne mestfractie resteert voor volledige denitrificatie.

Verlaging van het stikstofgehalte in mest met behulp van biologische stikstofverwijdering beneden de norm voor onbeperkte aanwending van 200 mg/l is voor zowel zeugen- als vleesvarkensmest nagenoeg onmogelijk. Dit betekent tevens dat ondanks het feit dat het mesteffluent nauwelijks ammoniak bevat,

emissie-arme technieken moeten worden ingezet bij de aanwending van het mesteffluent. Van het effluent mag 50 m³ per hectare bouwland en 100 m³ per hectare grasland aanvullend worden uitgereden.

Gezien de verschillen in ontwerppuitgangspunten en/of uitvoeringswijzen van de onderzochte spoelsystemen is het niet mogelijk om de ontwerprichtlijnen in deze handleiding te valideren met behulp van de beschikbare resultaten. Validatie en/of optimalisatie van het model aan de hand van praktijkproeven wordt aanbevolen.

SUMMARY

Nitrogen removal by means of biological treatment of manure leads to a reduction in the ammonia emission during storage and while spreading the manure on the fields. It is also possible to reduce the ammonia emission from pig houses if the effluent of the biological slurry treatment is used to flush the slurry pits. In early 1997 the legislation in the Netherlands concerning the application of manure became less stringent concerning slurry effluent with a low nitrogen content. The spreading of effluent with a nitrogen content lower than 200 mg/l is no longer restricted by volume norms and the use of low-emission spreading techniques is not obliged. Considering the possibility of reducing ammonia emissions and increasing the applicable slurry volume on arable land, the Research Institute for Pig Husbandry in the Netherlands has drafted a handbook for the design of biological nitrogen removal systems on a farm scale.

By using this handbook the reactor volume and the oxygenation capacity needed for the biological process can be calculated for every scale of farm. Two types of processes are described: the slurry flushing system and the sequential batch reactor (SBR) system. Besides the reactor and aeration design the energy balance of the biological reactors is discussed in order to determine the minimum and maximum process temperature. The procedure to start up the biological process is also highlighted.

The biological removal of nitrogen consists of two processes: nitrification and denitrification. The nitrification process is carried out by bacteria that oxidize ammonium to nitrate with the intermediate formation of nitrite. An oxygen supply is required. Denitrification involves the microbial reduction of nitrate and nitrite to nitrogen gas. This process commonly occurs in the absence of molecular oxygen. Most denitrifying bacteria are able to oxidize organic substances (COD) under aerobic conditions.

The aim of the slurry flushing system is both to treat the slurry and reduce the level of

ammonia emission from pig houses. The slurry from the pig houses is separated and aerated. The effluent of the aeration process contains little ammonia and high concentrations of nitrate. This effluent is pumped back into the slurry pits to dilute the freshly produced manure whereby the ammonia emission is reduced. Under the anoxic conditions in the slurry pit the nitrates are denitrified to nitrogen gas.

In this handbook the design of the reactor size of the slurry flushing system is based on the sludge retention time approach. At a minimum process temperature of 10°C, an oxygen concentration of 1,5 mg/l and pH 8, a minimum sludge retention time of 10 days is required to maintain nitrifying bacteria in the aeration tank. Due to the relatively high dry matter content of the mixture of sludge and effluent the performance of a settlement tank to return the sludge to the aeration tank is poor, as shown in earlier research. Without a settlement tank and sludge return, the solids retention time equals the hydraulic retention time. This leads to relatively large reactor sizes, especially in the case of slurry flushing systems that treat diluted slurry. A farm with 2,500 growing-finishing places requires an aeration tank of 1,068 m³. The oxygen demand of the process amounts to 315 kg oxygen per day. Considering the maximum reactor temperature of 27°C in summer and the influence of the slurry on the oxygen transfer, the (standard) oxygenation capacity of the aerator has to be at least 564 kg oxygen per day. In winter the minimum process temperature of 10°C can not be guaranteed if an open concrete tank is used.

The aeration tank should at least be roofed. Additional measures to maintain higher process temperatures in winter are the installation of heating equipment and lowering the flushing frequency and/or ventilation of the head-space under the roof of the aeration tank with warm air from the pig houses.

The Sequential Batch Reactor (SBR) system is characterised by a repetitive sequence of processes in a single tank. The number and order of the processes may vary. The SBR

process described in this handbook consists of 3 phases: (1) filling and mixing, anoxic phase (2) aeration (3) effluent withdrawal. A sedimentation phase is not included, considering the poor sedimentation performance of activated sludge from a biological slurry treatment. During the first phase slurry is pumped into the tank. The nitrate formed during the previous aeration phase is reduced to nitrogen gas under anoxic conditions. During the aeration phase nitrifying bacteria oxidize ammonia to nitrate. After aeration the mixture of sludge and effluent is discharged.

The design of the SBR process in this handbook is based on the ammonium oxidation rate approach. The ammonium oxidation rate of *Nitrosomonas* is about 0,67 kg NH₄-N per kg *Nitrosomonas* per day at a minimum process temperature of 10°C, an oxygen concentration of 1,5 mg/l and pH 8. The ammonium oxidation rate that can be measured in the SBR depends on the percentage of *Nitrosomonas* in the microbial sludge. The fraction of nitrifiers can be estimated from the knowledge of the biological yields of the autotrophic and heterotrophic populations and the amount of N and COD that will be removed.

The ratio between the nitrification and denitrification rate determines the needed ratio between the duration of the aerobic and anoxic phase. Earlier research on nitrogen removal in slurry has shown that the aeration phase should be about 4 times longer than the anoxic phase.

The SBR size can be calculated if the added amount of nitrogen is known as well as the ammonium oxidation rate, the aeration time and the sludge concentration in the tank.

A farm with 2,500 growing-finishing places requires SBR of 89 m³ (wet volume). The oxygen demand of the process amounts to 326 kg oxygen per day. Considering the maximum reactor temperature of about 39°C in the summer and the influence of the slurry on the oxygen transfer, the (standard) oxygenation capacity of the aerator must be at least 595 kg oxygen per day. When concentrated slurry is treated in a roofed reactor the temperature may rise above the maximum of 40°C in summer. The temperature can easily be brought down by widening the ventilation opening in the roof or by a temporary decrease in slurry addition.

An additional carbon source may be needed for complete denitrification, depending on the type of (pre-)separation, the type of biological treatment and the fraction of biodegradable carbon in the influent. As the COD/N ratio drops below 8,3, the need for an external carbon source becomes more likely. It is presumed that an additional carbon source is not needed when simple filtration machines are used for pre-separation.

Lowering the nitrogen contents of the slurry below the limit of 200 mg/l N for unrestrained application by means of biological treatment is neither possible for sow slurry nor for slurry from growing and finishing pigs. This means that in spite of the low ammonia contents of the biological effluent low emission techniques are required for application on agricultural land. Application of 50 m³ effluent per hectare arable land and 100 m³ effluent per hectare grass land is allowed.

The models for the design of the slurry flushing system and the SBR system suggested in this handbook have not been verified.

1 INLEIDING

In de milieuproblematiek van de Nederlandse veehouderij speelt stikstof een belangrijke rol. Emissie van ammoniak uit de veehouderij draagt bij tot de vermesting en verzuuring van oppervlaktewater en bodem.

Tevens wordt de kwaliteit van het drinkwater bedreigd door uitspoeling van nitraat naar het grondwater als gevolg van overmatige bemesting (Anoniem, 1995). De milieubelasting vanuit de landbouw moet verder teruggebracht worden om aan de doelstellingen te kunnen voldoen, zoals die zijn geformuleerd in het Nationaal MilieubeleidsPlan. Ook in internationaal verband is Nederland verplichtingen aangegaan om de milieubelasting met stikstof (en fosfaat) terug te dringen (EU-nitraatrichtlijn, Noordzee- en Rijnactieprogramma). Om dat te bereiken moeten drie zaken worden aangepakt:

- de overbemesting met dierlijke mest;
- het overmatig gebruik van kunstmest;
- de uitstoot van ammoniak.

Er is reeds veel onderzoek verricht naar de mogelijkheden voor de verwijdering en/of omzetting van stikstof in mest. Ter stimulering van de verwijdering van stikstof uit mest zijn de huidige aanwendingsnormen voor waterige mestfracties in het Besluit Gebruik Dierlijke Meststoffen (Staatscourant, 1997) onlangs gerelateerd aan het stikstofgehalte in mesteffluenten. Door de aanpassing is de mogelijkheid ontstaan om door verwijdering van stikstof uit mest een groter (mest)volume op de beschikbare landbouwgrond te kunnen aanwenden, zonder toename van de milieubelasting. Hierdoor kunnen de mestafzetkosten afnemen.

In het aangepaste Besluit Gebruik Dierlijke Meststoffen (BGDM) gelden voor waterige mestfracties met een drogestofgehalte van minder dan 5% maar met een stikstofgehalte van meer dan 2.500 mg/l dezelfde aanwendingsnormen als vóór de wijziging namelijk: 25 m³ per hectare máis- en bouwland en 50 m³ per hectare grasland. Wanneer de stikstofconcentratie in de waterige fractie minder dan 2.500 mg/l bedraagt maar meer dan 200 mg/l, mag de dubbele hoeveelheid worden uitgereden. Indien het stikstofgehalte minder dan 200 mg/l bedraagt mag het

mesteffluent onbeperkt worden aangewend. Maatregelen voor emissie-arme aanwending en voor opslag zijn in het laatste geval niet vereist. Wel geldt een gesloten uitrijperiode van 1 februari tot 1 september. De gebruiksnorm voor fosfaat mag door aanwending van waterige fracties niet worden overschreden.

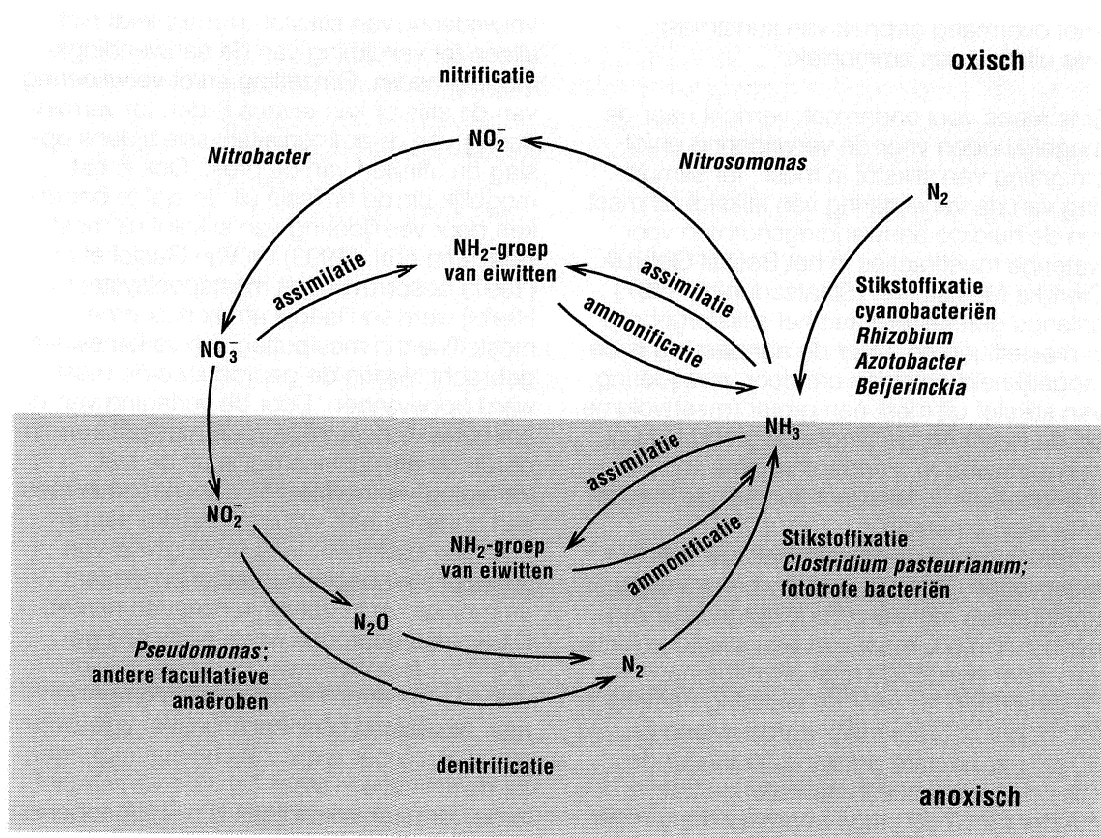
Vanaf 1 januari 1998 wordt een mineralenboekhoudsysteem ingevoerd, MINAS. Onder meer moet worden aangetoond dat de aanvoer van stikstof en fosfaat per hectare niet meer bedraagt dan het gewas onttrekt vermeerderd met een toegestane verliesnorm. Er worden geen beperkingen gesteld aan het mestvolume dat uitgereden mag worden. Echter bij overschrijding van de aanvoernormen zullen heffingen moeten worden betaald per kilogram fosfaat en stikstof.

Verwijdering van stikstof uit mest leidt niet alleen tot verruiming van de aanwendingsmogelijkheden. Omzetting en/of verwijdering van de stikstof kan tevens leiden tot vermindering van de ammoniakemissie tijdens opslag en uitrijden van de mest. Ook is het mogelijk om de emissie uit de stal te beperken door verwijdering van stikstof uit mest. Hoeksma et al. (1993) en Van Gastel et al. (1997) beschreven het mestspoelsysteem. Hierbij werd een laagje ammoniakarme mesteffluent in mestputten van varkensstallen gebracht, waarin de geproduceerde mest werd opgevangen. Door de verlaging van de ammoniakconcentratie in de mestput vermindert de ammoniakemissie uit de stal. Verlaging van de stikstofconcentratie in mest kan onder andere worden bereikt met behulp van bacteriën. In aanwezigheid van zuurstof zijn specifieke bacteriën in staat ammoniak om te zetten in nitriet en nitraat. Dit omzettingsproces wordt nitrificatie genoemd. Stikstofverwijdering treedt pas op wanneer nitriet en nitraat worden omgezet naar stikstofgas door denitrificatie. Vele bacteriën zijn onder anoxische omstandigheden tot denitrificatie in staat. Emissie van stikstof in de vorm van stikstofgas is niet milieubelastend. Figuur 1 toont een overzicht van de biologische processen in de stikstofkringloop.

Inmiddels is het verwijderen van stikstof uit vloeistoffen door middel van nitrificatie en denitrificatie veelvuldig beschreven en onderzocht. Er zijn diverse handboeken verkrijgbaar die richtlijnen geven voor het ontwerp van biologische stikstofverwijderingsprocessen voor de zuivering van huishoudelijk en industrieel afvalwater (Anoniem, 1975; Anoniem, 1990; Anoniem, 1992). Ook met betrekking tot de verwijdering van stikstof uit mest is veel onderzoek verricht. Belangrijk onderzoek dat op Nederlandse bodem is uitgevoerd is het onderzoek naar de mogelijkheden voor fabrieksmatige verwerking van varkensmest dat van 1980 tot eind 1988 plaatsvond op het Varkensproefbedrijf Zuid- en West- Nederland te Sterksel onder leiding van de Stuurgroep Mestproblematiek Noord-Brabant. Er is veel bruikbare informatie verworven met betrekking tot de biologische verwijdering van stikstof uit varkensmest

(Nijboer 1988a, 1988b, 1989a, 1989b, 1989c). Tevens heeft de Landbouwuniversiteit in Wageningen een bijdrage geleverd aan de kennis op het gebied van de biologische stikstofverwijdering uit varkensmest. De Bruin (1993) onderzocht onder meer het nitrificatieproces in een Sequential Batch Reactor.

Hoewel de literatuur ook toepassingen op boerderijschaal beschrijft, is deze echter meestal niet bedoeld voor de agrarische toelevingsbedrijven en is daarom voor hen weinig toegankelijk. Daarnaast ontbreekt in de meeste gevallen de expertise om de vertaling te maken van een beschreven situatie naar een concrete praktijksituatie. Voor het ontwerpen van biologische stikstofverwijderingsprocessen voor de bewerking van mest op boerderijniveau is het toeleverende agrarische bedrijfsleven daarom veelal aangewezen op expertise van ingenieursbureaus.



Figuur 1: Biologische processen in de stikstofkringloop
Bron: Middelbeek (1993)

In dit rapport worden ontwerprichtlijnen afgeleid voor de biologische stikstofverwijdering in mest. Hierbij is gebruik gemaakt van theoretische modellen die de groei van nitrificerende en denitrificerende bacteriën beschrijven en van diverse experimentele gegevens met betrekking tot biologische mestbewerking. Zowel de uitgangspunten als de uiteindelijke ontwerprichtlijnen zijn beoordeeld in een klankbordgroep van des kundigen op het gebied van biologische stikstofomzettingen in mest. De klankbordgroep bestond naast beide auteurs uit de volgende leden:

dr. ir. A. Klapwijk (Landbouw Universiteit Wageningen, Vakgroep Milieutechnologie);
ir. J. de Bruin (Ingenieursbureau De Bruin, voormalig technoloog PROMEST);
ir. P.J.W. ten Have (Centum voor Informatie en Ondersteuning Mestverwerking).

Er zijn ontwerprichtlijnen afgeleid voor biologische stikstofverwijdering in mestspoelsystemen en biologische stikstofverwijdering in Sequential Batch Reactors (SBR). Algemeen worden twee methoden toegepast voor het ontwerpen van het nitrificatieproces. De eerste methode is gebaseerd op de minimaal

benodigde slibleeftijd voor nitrificerende bacteriën en de tweede methode gaat uit van de te verwachten nitrificatiesnelheid van de nitrificerende bacteriën. Om beide methoden te illustreren is bij het ontwerp van het spoelsysteem gebruikgemaakt van de slibleeftijdmethode en bij het ontwerp van de SBR van de snelheidsmethode.

Het rapport is bedoeld voor het toeleveren de agrarisch bedrijfsleven, de landbouwvoorlichting, het agrarisch milieu-onderzoek en ingenieursbureaus. In het rapport is allereerst een korte beschrijving opgenomen van het nitrificatie- en denitrificatieproces. Vervolgens zijn ontwerprichtlijnen afgeleid voor de biologische stikstofverwijdering uit varkensmest. Daarna geeft het rapport aandachtspunten aan met betrekking tot de temperatuurbeheersing, het zuurstoftoevermogen en de opstart van het beluchtingsproces.

Het Praktijkonderzoek Varkenshouderij heeft deze studie kunnen uitvoeren dankzij financiering van het FOMA (Financieringsoverleg Mest- & Ammoniakonderzoek).

2 BIOLOGISCHE VERWIJDERING VAN STIKSTOF

De biologische verwijdering van stikstof bestaat uit de twee microbiologische processen nitrificatie en denitrificatie. In de volgende paragrafen worden deze processen nader toegelicht.

2.1 Nitrificatie

Nitrificatie is een biologisch proces waarbij ammonium (NH_4^+) in twee stappen wordt omgezet tot nitriet en nitraat onder aërobe omstandigheden. Gespecialiseerde bacteriën zijn in staat uit de oxidatie van ammonium energie te winnen voor levensonderhoud (dissimilatie) en groei (assimilatie). De meest bekende en meest belangrijke nitrificerende bacteriën zijn *Nitrosomonas* en *Nitrobacter*. De vereenvoudigde dissimilatiereacties van beide bacteriesoorten zijn weergegeven in de vergelijkingen 1 en 2.

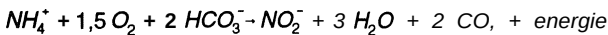
Nitrosomonas bacteriën zetten ammonium om tot nitriet (NO_2^-). Het gevormde nitriet wordt vervolgens omgezet naar nitraat

(NO_3^-) door *Nitrobacter*. Beide bacteriën zijn autotrofe bacteriën wat betekent dat zij, in tegenstelling tot heterotrofe bacteriën, geen organische stoffen gebruiken als koolstofbron voor de synthese van celmateriaal, maar CO_2 . Ammonium respectievelijk nitriet dienen als energiebron voor *Nitrosomonas* en *Nitrobacter*. De oxidatie van ammonium tot nitriet door *Nitrosomonas* is de snelheidsbeperkende stap. De totale oxidatie-(dissimilatie)reactie van ammonium is gelijk aan de som van bovengenoemde reacties. Zie hiervoor vergelijking 3.

De bovengenoemde dissimilatiereactie levert de energie voor de groei van nitrificerende bacteriën. Het is tevens mogelijk een reactievergelijking af te leiden voor assimilatie (synthese van celmateriaal) door uit te gaan van een experimentele celsamenstelling ($\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$). Zie hiervoor vergelijking 4 en 5.

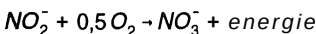
Uit de dissimilatie en assimilatievergelijkingen van *Nitrosomonas* en *Nitrobacter* volgt

Vergelijking 1:



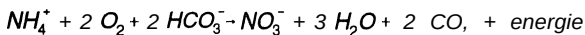
Nitrosomonas

Vergelijking 2:



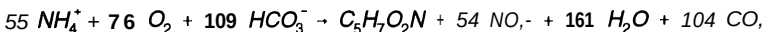
Nitrobacter

Vergelijking 3:



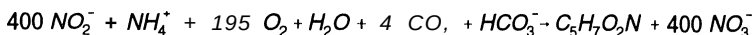
dissimilatiereactie

Vergelijking 4:



Nitrosomonas

Vergelijking 5:



Nitrobacter

de overall-reactievergelijking voor assimilatie en dissimilatie. Deze is weergegeven in vergelijking 6.

Uit de dissimilatievergelijking volgt dat 4,57 mg zuurstof (O₂) nodig is voor de oxidatie van 1 mg stikstof.

Om het nitrificatieproces in mestvloeistoffen te laten verlopen is echter meer zuurstof nodig. De bacteriën die de organische stof afbreken, de heterotrofen, verbruiken ook zuurstof.

2.2 Denitrificatie

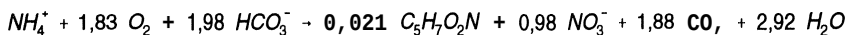
Met denitrificatie worden de biologische omzettingen bedoeld waarbij geoxideerde stikstofverbindingen, zoals nitriet en nitraat, worden gereduceerd (voornamelijk tot stikstofgas). Sterk vereenvoudigd kan het denitrificatieproces worden beschreven met behulp van vergelijking 7.

Denitrificerende bacteriën zijn heterotroof, zodat beschikbaarheid van een afbreekbare koolstofbron een voorwaarde is. Vele soorten heterotrofe bacteriën zijn tot denitrificatie in staat. Denitrificatie kan alleen plaatsvinden onder anoxische omstandigheden, ofwel omstandigheden waarbij een andere elektronenacceptor dan zuurstof aanwezig is. Bij het denitrificatieproces is nitriet en/of nitraat de elektronenacceptor. Wanneer zuurstof aanwezig is, zullen de denitrificerende bacteriën in plaats van nitraat zuurstof gaan gebruiken voor de afbraak van de organische stof, omdat dit meer energie oplevert.

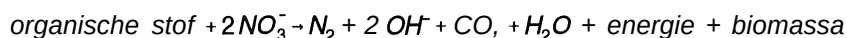
Denitrificatie kan optreden op verschillende plaatsen in het mestverwerkingssysteem, namelijk:

- in de mestputten, bijvoorbeeld bij de toepassing van het spoelvoei-stofstelsysteem.

Vergelijking 6:



Vergelijking 7:



Het in de beluchtingsreactor gevormde nitriet en nitraat wordt onder de anoxische omstandigheden in de mestputten gereduceerd tot N₂.

- in de reactor zelf. Door de beluchting enige tijd stop te zetten kan bij aanwezigheid van voldoende organische stof denitrificatie optreden.
- in een afzonderlijke reactor. Door vanuit de aërobe reactor effluent met nitriet en nitraat naar een anoxische denitrificatietank te voeren, kan het nitriet en nitraat gereduceerd worden. De daarvoor benodigde organische stof halen de bacteriën uit de ingebrachte mest of een externe koolstofbron.

Naast de vorming van het onschadelijke N₂, kan denitrificatie ook leiden tot de vorming van tussenproducten zoals: NO, NO₂, en het broeikasgas N₂O (Burton et al., 1993, Willers et al., 1994).

2.3 Belangrijke factoren bij nitrificatie en denitrificatie

Belangrijk bij het nitrificatie- en denitrificatieproces zijn de milieufactoren. De groeisnelheid van nitrificeerders en daarmee de omzettingssnelheid van ammonium, wordt bepaald door verschillende factoren. Dit zijn: pH, temperatuur, substraatconcentratie, zuurstofconcentratie en remmende stoffen.

pH

Zowel *Nitrosomonas* als *Nitrobacter* hebben een maximale groeisnelheid tussen een pH van 7,2 en 8 (Anoniem, 1975). Tijdens de omzetting van ammonium wordt zuur geproduceerd (H⁺) waardoor, indien geen pH-correctie plaatsvindt, de pH in de reactor zal dalen. De pH in de reactor bepaalt onder meer de vorm waarin ammoniak en nitriet

voorkomen en bepaalt daarmee de remmende werking op het nitrificatieproces. De mate waarin de pH gedurende het nitrificatieproces in varkensmest varieert, is afhankelijk van de buffercapaciteit van de mest en het optreden van denitrificatie (base (OH^-) vorming). Met behulp van kalkmelk- of natronloogdosering kan een te sterke pH-daling worden gecorrigeerd. Denitrificatie is minder pH-gevoelig; tussen een pH van 6,5 en 8 verandert de denitrificatiesnelheid nauwelijks.

Temperatuur

Hoe hoger de temperatuur van de mest tijdens het beluchtingsproces, des te sneller zullen de nitrificeerders groeien en des te sneller wordt ammonium omgezet. De optimale temperatuur ligt bij circa 33°C. Beneden 20°C neemt de groeisnelheid en daarmee de omzettingssnelheid relatief snel af, waardoor een langere slibverblijftijd nodig is (Klapwijk en Rensink, 1995). Volgens Willers et al. (1997) neemt de nitrificatiesnelheid nagenoeg rechtevenredig toe met de temperatuur. Tussen 40°C en 45°C treedt een abrupte remming op van het nitrificatieproces.

Substraatconcentratie

De concentratie van de component waaruit de bacteriën energie verkrijgen, de substraatconcentratie, bepaalt de omvang van de bacteriepopulatie in het zuiveringssysteem. Voor de groei van nitrificeerders is de beschikbaarheid van voldoende ammonium van belang en voor de denitrificeerders is de aanwezigheid van voldoende organische stof, uitgedrukt in CZV (Chemisch Zuurstof Verbruik), bepalend. Te hoge substraatconcentraties kunnen echter remmend werken (zie *Remmende stoffen*).

Zuurstofconcentratie

Optimale nitrificatie treedt op bij een zuurstofconcentratie boven de 2 - 4 mg/l. Beneden 2 mg/l is de zuurstofconcentratie limiterend. Het is niet eenvoudig om aan te geven bij welke concentratie daadwerkelijk zuurstoflimitatie optreedt, omdat dit afhankelijk is van de configuratie van de beluchter-tank en de totale zuurstofverbruiksnelheid. Onderzoeken betreffende beluchting van

mest resulteerden in een vergaande ammoniumverwijdering bij zuurstofconcentraties tussen de 1 en 2 mg/l (Hoeksma et al., 1993; Van Gastel, 1996; Van Gastel et al., 1997). Bij deze concentraties kan gelijktijdig denitrificatie optreden.

Remmende stoffen

Bij hoge ammoniumconcentraties in de mest kunnen het ongedissocieerde ammoniak (NH_3) en salpeterigzuur (HNO_2) het nitrificatieproces remmen. Beide stoffen remmen zowel *Nitrosomonas* als *Nitrobacter*. Bij een ammoniakconcentratie van 10 - 150 mg/l wordt *Nitrosomonas* geremd. *Nitrobacter* wordt reeds geremd bij een concentratie van 0,1-1 mg/l. HNO_2 remt beide nitrificeerders bij een concentratie van 0,22-2,8 mg/l (Anthonisen et al., 1976). De concentratie van beide stoffen is zeer afhankelijk van de pH. Bij een pH beneden de 6,5 zal met name HNO_2 de nitrificeerders remmen, boven een pH van 7,5 zal met name *Nitrobacter*, afhankelijk van de concentratie, worden geremd door NH_3 .

In paragraaf 3.2.3 wordt nader ingegaan op de maximale ammonium- en nitrietgehalten bij de procescondities in de beluchtingstank, waarboven remming van het nitrificatieproces verwacht mag worden.

2.4 Procesvoeringen

Diverse procesvoeringen zijn denkbaar om nitrificatie en denitrificatie te realiseren. Er kan gebruik worden gemaakt van gescheiden reactoren, eventueel met gescheiden slibsoorten. Het is ook mogelijk alle biologische omzettingen in één reactor te laten plaatsvinden, waarbij het mengslib zowel nitrificerende als denitrificerende bacteriën bevat. De systemen die de beste vooruitzichten bieden zijn (Stora, 1985):

Voor-denitrificatie

Bij toepassing van het voor-denitrificatieproces vindt nitrificatie en denitrificatie plaats in gescheiden ruimten. Het influent wordt in de denitrificatieruimte ingevoerd. Hierdoor kan de influent koolstofbron (C-bron) beter worden benut dan bij influenttoevoer in de beluchtingruimte (na-denitrificatie). In de beluchtingstank wordt de C-bron aëroob

omgezet, zodat bij na-denitrificatie veelal gebruik moet worden gemaakt van een aanvullende externe C-bron voor denitrificatie. Het nitraat dat bij voor-denitrificatie in de reactor is gevormd wordt door recirculatie naar de denitrificatieruimte gebracht. De recirculatiefactor (= recirculatiedebiet/influentdebiet) bepaalt de haalbare stikstofconcentratie in het effluent.

Alternierende nitrificatie/denitrificatie

Bij alternierende nitrificatie/denitrificatie vindt afwisselend beluchting en geen beluchting plaats. Nitrificatie en denitrificatie treden op in dezelfde ruimte. Indien het influent alleen in de niet beluchte periode wordt gedompt, kan het alternierende systeem in principe vergeleken worden met een voor-denitrificatiesysteem. Men spreekt van een

Sequential Batch Reactor (SBR) wanneer ook nabezinking van het slib in dezelfde ruimte kan plaatsvinden. Het voordeel van deze systemen is dat slechts één (grotere) reactor nodig is en geen aparte voorzieningen en energie voor recirculatie nodig zijn.

Simultane denitrificatie

Ook bij simultane denitrificatie vinden nitrificatie en denitrificatie in dezelfde ruimte plaats. Het kenmerk van simultane denitrificatie is dat beide processen gelijktijdig kunnen plaatsvinden door een laag zuurstofgehalte in de reactor ($< 0,5 \text{ mg/l}$) of door een zeer hoge recirculatiefactor (oxydatiesloten). Oxydatiesloten worden tevens gekenmerkt door een lage organische stof-slibbelasting (Klapwijk en Rensink, 1995).

3 STIKSTOFVERWIJDERING IN SPOELVLOEISTOFSYSTEMEN

3.1 Het spoelvieistofstelsysteem

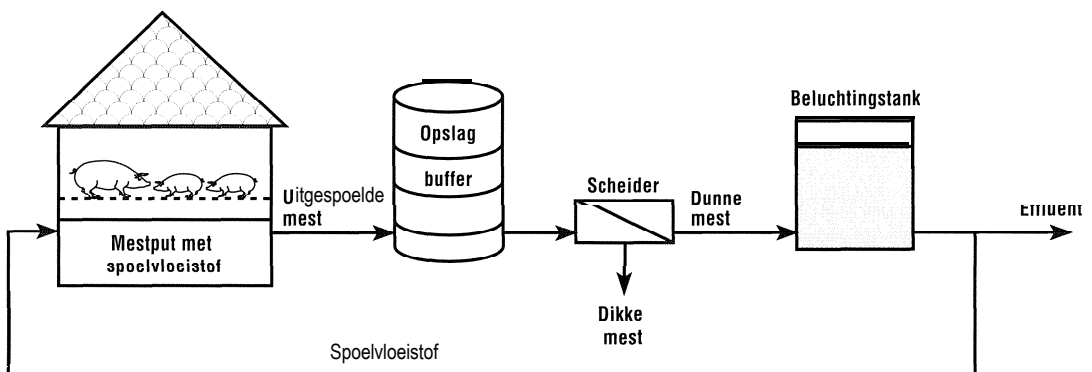
Spoelvieistofstelsystemen hebben tot doel de ammoniakemissie uit stallen te verminderen. Figuur 2 toont het flowschema van het mest-spoelsysteem. Dagelijks wordt een laagje ammoniakarme spoelvieistof in de mestputten gebracht. De geproduceerde mest in de stal wordt in de spoelvieistof opgevangen. De verdunning van de mest in de mestput resulteert in een verlaging van de ammoniakemissie uit de stal (Hoeksma et al., 1993; Van Gastel et al., 1997). Wanneer de mestputten worden afgelaten stroomt de spoelvieistof met de mest in een opslagbuffer. Vanuit de opslagbuffertank gaat de uitgespoelde mest naar een scheider. Een deel van de mestbestanddelen verlaat het spoelcircuit via de dikke mestfractie. De dunne mestfractie wordt naar een beluchtingstank gepompt, waar ammoniak en organisch gebonden stikstof kan worden omgezet tot nitriet en nitraat. Het effluent uit de beluchtingstank wordt teruggepompt in de mestput. Het gevormde nitraat wordt in de mestput gedenitrificeerd tot stikstofgas.

Een stabiel verloop van het nitrificatieproces is de belangrijkste voorwaarde voor het spoelsysteem. Sterke variaties in de belasting van de beluchtingstank zijn niet wenselijk. Door een buffertank voor de beluchtingstank te plaatsen kan een constante

aanvoer naar de beluchtingstank worden gewaarborgd. Eventuele concentratiepieken worden in de buffertank vereffend. Tevens zorgt de buffertank ervoor dat zowel het beluchtingsproces als de voorscheiding continu kunnen functioneren.

In de beluchtingstank vindt niet alleen nitrificatie plaats, maar worden tevens organische verbindingen geoxydeerd door heterotrofe bacteriën. Aangezien het organische stofgehalte in varkensmest relatief hoog is, betekent dit dat men relatief veel zuurstof moet toevoeren. Om deze reden vindt een voorscheiding plaats, zodat een groot deel van de organische fractie wordt afgevoerd via een dikke mestfractie.

Voor het realiseren van stikstofverwijdering is het optreden van denitrificatie noodzakelijk (zie paragraaf 2.2). Zonder denitrificatie blijft stikstof in de vorm van nitriet en nitraat aanwezig. Bij spoelvieistofstelsystemen vindt denitrificatie met name in de mestputten plaats. Onder de anaërobe omstandigheden in de put en toevoeging van een afbreekbare koolstofbron in de vorm van mest, kan de omzetting van nitraat in de spoelvieistof gemakkelijk plaatsvinden. Hierbij vindt tevens afbraak van het chemisch zuurstofverbruik (CZV) uit de verse mest plaats wat voor een lagere CZV-belasting in de beluchtingstank zorgt. Denitrificatie kan echter ook



Figuur 2: Flowschema van de stikstofverwijdering in een spoelvieistofstelsysteem

optreden in de beluchtingstank. Tengevolge van onvolledige menging en lage zuurstofconcentraties kunnen anoxische plaatsen in de beluchtingstank ontstaan (Van Gastel et al., 1997; Visser en Van Everdingen, 1995).

In het spoelsysteem is geen nabezinktank opgenomen voor het afvangen en terugvoeren van bacteriemateriaal. Biologisch behandelde varkensmest bezinkt slecht tengevolge van de hoge gehalten aan droge stof. Tevens is, door de hoge concentraties stikstof- en organische stof in de mest, de slibconcentratie relatief hoog, waardoor ophoping van de bacteriën met behulp van een nabezinker en terugvoeren van de bacteriën minder noodzakelijk is dan bij zuivering van afvalwater.

3.2 Dimensioneringsuitgangspunten

Bij de dimensionering van de biologische mestzuivering gaat het vooral om:

- het volume van de beluchtingstank dat nodig is voor het verkrijgen van het gewenste stikstofverwijderingsrendement;
- de hoeveelheid zuurstof die per tijdseenheid in de beluchtingstank wordt verbruikt in verband met de benodigde beluchtingscapaciteit.

- De dimensionering van het benodigde beluchtingstankvolume en de berekening van het zuurstofverbruik vindt plaats in de volgende stappen:
1. Vaststellen van de mestproductie en mestsamenstelling.
 2. Vaststellen van de invloed van de voorscheiding: vaststellen van het debiet dunne mestfractie naar beluchtingstank en de vrachten stikstof en CZV.
 3. Berekening van de minimale slibleef tijd bij een gegeven temperatuur, pH en zuurstofconcentratie.
 4. Berekening van de ontwerp slibleef tijd.
 5. Berekening van het beluchtingstankvolume op basis van berekende ontwerp slibleef tijd.
 6. Bepaling van het zuurstofverbruik.

3.2.1 Mestproductie en mestsamenstelling
Om te beoordelen hoeveel stikstof en CZV via de mest in het spoelsysteem terechtkomt moet de samenstelling van de mest en de mestproductie per dierplaats bekend zijn. Wanneer geen specifieke bedrijfsgegevens bekend zijn, kunnen de uitgangspunten in tabel 1 worden gehanteerd.

Een gedeelte van de in mest aanwezige CZV en stikstof is niet of slechts zeer lang-

Tabel 1: Belangrijkste componenten in zeugen- en vleesvarkensmest (Mooij, 1996). De hoeveelheid zeugenmest is inclusief gespeende biggen tot 25 kg (KWIN, 1996); cijfers tussen haakjes = correctie voor lagere emissie bij spoelsystemen; CZV/DS= 1 (Slangen, 1996).

Parameter	Afkorting	Vleesvarken	Zeug	Eenheid
volume	V_m	1,25	5,2 ¹	m ³ /dp/jaar
droge stof	DS	90	55	kg/m ³
Chemisch Zuurstof Verbruik	CZV	90	55	kg/m ³
inerte CZV	CZV_{inert}	5 ²	33	kg/m ³
Stikstof Kjeldahl	TKN	7,2 (7,9)	4,2 (4,7)	kg/m ³
ammonium stikstof	NH ₄ -N	4,2 (4,7)	2,5 (30)	kg/m ³
organische stikstof	N-org	3,0 (3,2)	1,7 (1,7)	kg/m ³
inerte stikstof	N_{inert}	0,7 ⁴	0,4 ³	kg/m ³
totaal fosfaat	P_2O_5	4,2	3	kg/m ³

¹ mestproductie op zeugenbedrijf per jaar: 5,8 m³/lacterende zeug; 0,55 m³/gespeende big;
2,6 m³/guste-dragende zeug (KWIN, 1996)

² De Bruin (1996)

³ Ten Have et al. (1994)

⁴ berekend

zaam biologisch afbreekbaar. De CZV en stikstof die na langdurige biologische behandeling in het effluent wordt aangetroffen, wordt biologisch inert beschouwd. Volgens de ervaringen van Promest bedraagt de "inerte" CZV van vleesvarkensmest circa 5 kg/m^3 (De Bruin, 1996). Voor zeugenmest bedragen de inerte CZV en stikstofgehalten bij benadering 3, respectievelijk $0,4 \text{ kg/m}^3$ (Ten Have et al., 1994). Het biologisch inerte stikstofgehalte van vleesvarkensmest is berekend door de verhouding van de drogestofgehalten van zeugen- en vleesvarkensmest gelijk te stellen aan de verhouding tussen de inerte stikstofgehalten van zeugen- en vleesvarkensmest.

Bij toepassing van het spoelsysteem daalt de emissie van ammoniak uit de stal. De vermindering van de ammoniakemissie heeft tot gevolg dat de stikstofconcentratie in de mest toeneemt. In tabel 1 staan tussen haakjes gecorrigeerde stikstofgehalten weergegeven die gelden bij toepassing van het spoelsysteem. De ammoniakemissie uit een vleesvarkensstal met traditionele huisvesting bedraagt $2,5 \text{ kg NH}_3$ per dierplaats per jaar. Wanneer het spoelsysteem wordt toegepast bedraagt de ammoniakemissie $1,4 \text{ kg NH}_3$ per dierplaats per jaar (Anoniem, 1995, Hoeksma et al., 1993). Er emiteert dus $1,1 \text{ kg NH}_3$ per dierplaats per jaar minder uit de mest, ofwel $0,9 \text{ kg NH}_3\text{-N}$. Hierdoor neemt het stikstofgehalte in de vleesvarkensmest toe met $0,7 \text{ kg/m}^3$. Op dezelfde wijze kan de toename van het stikstofgehalte in zeugenmest worden berekend. Wanneer wordt gerekend met 0,25 kraamplaatsen, 0,84 dracht- en gusplaatsen en 3 biggenplaatsen per zeug bedraagt de emissie uit een traditionele zeugenstal $7,4 \text{ kg NH}_3$ per dierplaats per jaar. Bij een gelijke afname van de emissie zowel bij zeugen als bij vleesvarkens neemt het stikstofgehalte in de zeugenmest toe met $0,5 \text{ kg/m}^3$ (zie tabel 1).

Het volume spoelvloeistof waarin de mest wordt opgevangen is afhankelijk van het kelderoppervlak per dierplaats en de hoogte van het spoelvloeistofniveau in de put. Gerekend wordt met een spoelvloeistofniveau van 0,1 m. Bij deze vloeistofhoogte werd tijdens praktijkproeven voldoende stroming verkregen voor het afvoeren van de

vaste mest bij het aflaten van de putten (Hoeksma et al., 1993). Uitgangspunten met betrekking tot het kelderoppervlak per bedrijf staan vermeld in tabel 3.1, bijlage 3.

3.2.2 Voorscheiding

De bacteriegroei en het zuurstofverbruik in de beluchtingstank worden bepaald door de vracht (kg per dag) stikstof en CZV die naar de beluchtingstank gaat. Berekend moet worden welk deel van deze componenten via de dikke fractie uit het spoelcircuit wordt genomen. Bijlage 4 geeft een overzicht van scheidingsrendementen van in de praktijk geteste scheiders. Het aangegeven volumerendement van de scheiders is gedefinieerd als het percentage van het mestvolume dat als dikke fractie wordt afgescheiden. In formule 1 is dit weergegeven.

Het scheidingsrendement van een specifiek mestbestanddeel is gedefinieerd als de hoeveelheid van een component in de dikke fractie als percentage van de aangevoerde hoeveelheid. Dit is weergegeven in formule 2.

Hoe hoger het scheidingsrendement η_s is, hoe meer van de betreffende component in de dikke mestfractie terecht komt. Indien geen gegevens met betrekking tot de toe te passen scheidingstechniek beschikbaar zijn, kan gebruik worden gemaakt van de gegevens in Bijlage 4. Omdat de prestaties van de diverse mestscheiders sterk uiteenlopen heeft de keuze van de scheidingsmethode invloed op het zuurstofverbruik en daarmee op de energieconsumptie van het beluchtingsproces. Hoewel in het spoelsysteem een deel van de mestbestanddelen meerdere keren de scheidingsinstallatie zullen passeren, wordt aangenomen dat verse mestbestanddelen die de eerste keer niet door de scheider kunnen worden afgevoerd via de dikke mestfractie, ook tijdens volgende passages niet worden verwijderd.

Bij de voorbeeldberekeningen die in dit rapport zijn opgenomen is bij de biologische behandeling van zeugenmest uitgegaan van bezinking als voorscheiding, omdat dit voor zeugenmest de meest eenvoudige en goedkoopste wijze van scheiding is met een relatief hoog scheidingsrendement (De Kleijn en Voermans, 1991). Bezinking levert bij vlees-

varkensmest geen goede scheiding. Daarom is bij de voorbeeldberekeningen voor vleesvarkensbedrijven uitgegaan van een andere scheidingstechniek. Gekozen is voor de trilzeef: een eenvoudige zeefmethode met een redelijk scheidingsrendement (Verdoes et al., 1992). De keuze houdt niet in dat andere scheidingstechnieken minder geschikt zijn (zie ook bijlage 4).

3.2.3 Berekening van de minimale slibverblijftijd

Maximale groeisnelheid

Voorwaarde voor het optreden van nitrificatie in beluchtingssystemen is dat de slibverblijftijd in de beluchtingstank hoger moet zijn dan de reciproke groeisnelheid van de nitrificeerders. Is dit niet het geval, dan zullen per tijdseenheid meer nitrificeerders via het effluent uit de beluchtingstank worden afgevoerd dan dat er door groei bijkomen. De minimaal benodigde slibverblijftijd voor nitrificatie wordt gebaseerd op de maximale groeisnelheid van *Nitrosomonas*, omdat deze bacterie langzamer groeit dan *Nitrobacter*. De maximale groeisnelheid van *Nitrosomonas* ($\mu_{\max}$) onder praktijkomstandigheden is afhankelijk van de procescondities in de beluchtingstank, met name temperatuur, pH,

zuurstofconcentratie en de aanwezigheid van groeiremmende stoffen (inhibitie). De maximale groeisnelheid onder praktijkcondities kan worden afgeleid uit de absolute maximale groeisnelheid. Als de omstandigheden optimaal zijn (pH, zuurstof, geen inhibitie) kan gesproken worden van een absolute maximale groeisnelheid (μ_{abs}), bij een bepaalde temperatuur (meestal 15 of 20°C).

De literatuur geeft een grote spreiding voor de absolute maximale groeisnelheid van *Nitrosomonas*. Haandel et al. (1982) noemen praktijkwaarden van $\mu_{\text{abs}} = 0,21$ tot $0,65 \text{ dag}^{-1}$ bij 20°C. Painter en Loveless (1983) vonden een spreiding van $\mu_{\text{abs}} = 0,06$ tot $0,52 \text{ dag}^{-1}$ bij 15°C voor slib gevoed met huishoudelijk afvalwater. De USEPA (Anoniem, 1975) baseert zich op gegevens van reïnculturen van Downing ($\mu_{\text{abs}} = 0,47 \text{ dag}^{-1}$ bij 15°C) en schrijft de lage waarden van Downing van actief slib ($\mu_{\text{abs}} = 0,18 \text{ dag}^{-1}$ bij 15°C) toe aan zuurstoftekort tijdens de metingen. Zowel Painter en Loveless (1983) als Haandel et al. (1982) geven aan dat de groei van nitrificerende bacteriën sterk wordt beïnvloed door de samenstelling van het afvalwater. De groei dient voor een optimaal ontwerp experimenteel te worden

Formule 1:

$$\eta_m = \left(\frac{Q_d}{Q_m} \right) \times 100\%$$

waarin:

η_m	=	volumerendement; volume dikke mest als percentage van ingaande volume	(%)
Q_d	=	debiet dikke mestfractie	(m ³ /d)
Q_m	=	debiet inkomende mest naar scheider	(m ³ /d)

Formule 2:

$$\eta_s = \frac{Q_d \times C_d}{Q_m \times C_m} \times 100\%$$

waarin:

η_s	=	scheidingsrendement van de voorscheider	(%)
C_d	=	concentratie van een component in dikke mestfractie	(kg/m ³)
C_m	=	concentratie van een component in mest	(kg/m ³)

bepaald voor elk afvalwater opnieuw. Zonder experimentele gegevens kan niet op een grotere groei gerekend worden dan $\mu_{abs} = 0,2 \text{ dag}^{-1}$ bij 15°C en pH tussen 7,5 en 8,5. Piekema (1988) komt in zijn literatuurstudie tot de opmerkelijke conclusie dat auteurs die uitgaan van een hoge absolute maximale groeisnelheid doorgaans een hogere veiligheidsfactor hanteren dan auteurs die een lagere absolute maximale groeisnelheid kiezen. Piekema (1988) geeft een vergelijking voor de maximale groeisnelheid voor *Nitrosomonas*, waarbij rekening wordt gehouden met de invloed van temperatuur, zuurstofconcentratie en pH. Deze is weergegeven in formule 3.

Vervolgens kan de minimale aërobe slibverblijftijd worden berekend volgens formule 4.

De bruikbaarheid van formule 3 en 4 voor de voorspelling van de maximale groeisnelheid en de minimale slibverblijftijd van nitrifierende bacteriën bij biologische mestbewerking is getoetst aan de hand van experimentele gegevens uit de literatuur. In bijlage 5 zijn experimentele gegevens met betrekking tot de minimale slibverblijftijd voor het optreden van nitrificatie bij het beluchten van

mest vergeleken met de berekende minimale slibleeftijd volgens formule 3 en 4. Hierbij zijn alleen die resultaten uit de literatuur gebruikt, waarbij een uitspraak kon worden gedaan vanaf welke slibverblijftijd nitrificatie onder de gegeven omstandigheden werd waargenomen. Vaak worden in de literatuur over biologische stikstofverwijdering uit mest slibverblijftijden gekozen die vele malen hoger liggen dan de minimaal noodzakelijke slibverblijftijd voor nitrificatie (20 tot 30 dagen bij gemiddelde procesomstandigheden vormen geen uitzondering). De reden hiervoor is niet altijd duidelijk. Aangenomen wordt dat wanneer de invloed van een variabele op het nitrificatieproces wordt onderzocht, men onder alle omstandigheden nitrificatiecapaciteit wil behouden en daarom een hoge slibverblijftijd kiest.

De formules 3 en 4 blijken een redelijke voorspelling van de minimale slibverblijftijd voor mestvloeistoffen te geven. De berekende minimale slibverblijftijd in bijlage 5 is in alle aangegeven gevallen hoger dan de waargenomen minimale slibverblijftijd. Het risico op onderdimensionering is bij gebruik van formule 3 daarom beperkt.

Formule 3:

$$\mu_{\max} = \mu_{abs}(15) \times (1,072)^{(T-15)} \times \frac{O_2}{K_O + O_2} \times \frac{1}{1 + 0,041(10^{(8,4-pH)} - 1)}$$

waarin:

$\mu_{abs}(15)$	= absolute maximale groei (μ_{abs}) bij 15°C , pH 7,5 - 8,5, geen zuurstoftekort en inhibitie = 0,2	(1/d)
$\mu_{\max}$	= maximale groeisnelheid van <i>Nitrosomonas</i> onder bedrijfsomstandigheden	(1/d)
T	= temperatuur	($^\circ\text{C}$)
O_2	= zuurstofconcentratie	(mg/l)
K_O	= affiniteitscoëfficiënt = 0,5 mg/l; zuurstofconcentratie waar $\mu = \frac{1}{2}\mu_{\max}$	(mg/l)
pH	= zuurgraad	(-)

Formule 4:

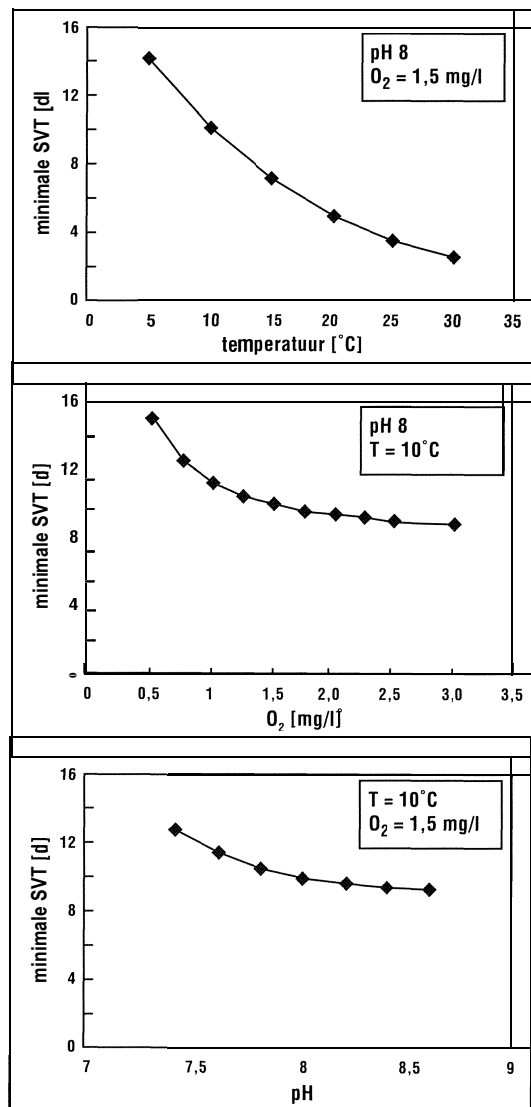
$$SVT_{aer} = \frac{1}{\mu_{\max}}$$

waarin:

SVT_{aer}	= minimale aërobe SlibVerblijftijd	(d)
-------------	------------------------------------	-----

Keuze van procesomstandigheden

De invloed van de temperatuur, zuurstofconcentratie en pH op de minimale slibverblijftijd volgens formule 3 en 4 is te zien in figuur 3. Hieruit is af te leiden dat met name de proces temperatuur een sterke invloed heeft op de minimale slibverblijftijd. Een juiste keuze van de ontwerp temperatuur is daarom zeer belangrijk. Als minimale dimensioneringstemperatuur is gekozen voor 10°C.



Figuur 3: Invloed van de temperatuur, de pH en zuurstofconcentratie op de slibverblijftijd

Dit in analogie met de ontwerp temperatuur van de reeds operationele biologische kalvergierversuivingsinstallaties, waarbij belucht wordt in open betonnen silo's (Willers en Ten Have, 1991). In hoofdstuk 5 zal aan de hand van warmtebalansen worden nagegaan of deze minimale proces temperatuur onder alle omstandigheden haalbaar is.

In het mestspoelsysteem waar zowel nitrificatie als denitrificatie optreedt, vonden Hoeksma et al. (1993) en Van Gastel et al. (1997) een redelijke stabiele pH van 8. Bij de berekening van de maximale groeisnelheid in een nitrificatie-denitrificatie-systeem voor mest kan worden uitgegaan van deze pH-waarde. De invloed van het zuurstofgehalte op de minimale slibverblijftijd speelt met name een rol in het traject van 0 - 1,5 mg/l zuurstof, zoals blijkt uit figuur 3. Het instellen van een hogere zuurstofconcentratie in de beluchtingstank vereist een hogere zuurstoftoevoer. Aangezien het zuurstofverbruik een belangrijke bijdrage levert aan de exploitatiekosten, is gekozen voor een in te stellen zuurstofconcentratie van 1,5 mg/l.

Maximaal toelaatbare ammonium-en nitrietstikstofconcentratie

Vanwege de hoge stikstofconcentratie in varkensmest, is het belangrijk om vast te stellen vanaf welke ammonium stikstofconcentratie ($\text{NH}_4\text{-N}$) in de biologische zuiveringsinstallatie remming van het nitrificatieproces verwacht kan worden door vrij ammoniak (NH_3) en/of salpeterigzuur (HNO_2). Zie paragraaf 2.3. De concentratie vrij ammoniak wordt bepaald door de concentratie ammoniumstikstof, de pH en de temperatuur. De concentratie NH_3 volgt uit formule 5

Nitrobacter wordt reeds geremd bij een NH_3 -concentratie van 0,1 mg/l. *Nitrosomonas* daarentegen wordt pas geremd bij een concentratie van 10 mg/l (Anthonissen et al., 1976). Daar de oxydatie van ammonium tot nitriet de eerste stap in het nitrificatieproces is, is het van belang dat deze stap niet wordt geremd. Daarom mag de concentratie vrij ammoniak (NH_3) in de beluchtingstank niet boven 10 mg/l komen. Bij een pH van 8 en een temperatuur van 10°C volgt uit formule 5 dat de ammonium-stikstofconcentratie in de beluchtingstank maximaal 456 mg/l

mag bedragen. Stijgt de temperatuur in de beluchtingstank naar 30°C dan treedt remming van *Nitrosomonas* op bij een ammonium-stikstofgehalte van 110 mg/l.

Remming van *Nitrosomonas* en *Nitrobacter* door salpeterigzuur (HNO₂) treedt op bij een concentratie vanaf 0,22 - 2,8 mg/l (Antho-nissen et al., 1976). De meest extreme situatie treedt op wanneer bij volledige oxydatie van ammonium tot nitriet, geen verdere oxydatie van het gevormde nitriet tot nitraat plaatsvindt. De concentratie salperigzuur in de beluchtingstank hangt af van de concentratie nitriet, stikstof, de pH en de temperatuur, volgens formule 7.

Met behulp van formule 7 kan berekend worden dat de nitriet-stikstofconcentratie in de beluchtingstank bij een pH van 8 en 10°C niet meer mag bedragen dan 1.975 mg/l (bij 30°C niet meer dan 3.382 mg/l).

Aan de hand van een warmtebalans kan worden berekend welke temperaturen onder praktijkcondities in de beluchtingstank worden bereikt, zodat kan worden gecontroleerd of en wanneer inhibitie door NH₃ of HNO₂ zal optreden.

De uitgangspunten bij het berekenen van de minimale sibleeftijd staan in tabel 2. Wanneer de gegevens uit tabel 2 worden ingevuld in formule 3, kan worden berekend dat de maximale groeisnelheid ($\mu_{\max}$) voor nitrificerende bacteriën 0,1 dag⁻¹ bedraagt bij deze ontwerpuitgangspunten. De minimaal benodigde aërobe slibverblijftijd (formule 4) bedraagt daarom 10 dagen.

3.2.4 Berekening van de ontwerp-slibverblijftijd

Om een gewenste effluentkwaliteit te kunnen garanderen wordt de berekende minimale

Formule 5:

$$NH_3 = \frac{17}{14} \times \frac{NH_4 - N \times 10^{pH}}{K_b / K_w + 10^{pH}}$$

waarin:

NH ₃	=	ongedissocieerd (vrij) ammoniak	(mg/l)
NH ₄ -N	=	ammonium-N-concentratie in de beluchtingstank	(mg/l)
K _b	=	ionisatieconstante van de ammoniak evenwichtsvergelijking	(-)
K _w	=	ionisatieconstante van water	(-)

Formule 6:

$$K_b / K_w = e^{(6344)/(273+T)}$$

Formule 7:

$$HNO_2 = \frac{47}{14} \times \frac{NO_2 - N}{K_a \times 10^{pH}}$$

waarin:

K _a	=	ionisatieconstante voor het salpeterigzuur evenwichtsvergelijking	(-)
NO ₂ -N	=	nitriet-N-concentratie in de beluchtingstank	(mg/l)

Formule 8:

$$K_a = e^{(-2300)/(273+T)}$$

Tabel 2: Uitgangspunten voor de berekening van de minimale slibleeftijd voor nitrificerende bacteriën voor de verwerking van varkensmest

Parameter	Symbool	Waarde	Eenheid	Bron
Temperatuur	T	10	°C	Willers et al., 1991
Zuurgraad	PH	8		Van Gastel, 1996
Zuurstofconcentratie	O ₂	1,5	mg O ₂ /l	Instelwaarde

slibverblijftijd in de praktijk vaak verhoogd met een veiligheidsfactor. Fluctuaties in de aanvoer van voedingstoffen naar de beluchtingstank kunnen tot gevolg hebben dat de bacteriën tijdelijk een tekort of juist overschot aan voedingsstoffen hebben. In beide gevallen kan de bacteriegroei worden geremd. Ook de fluctuaties in de procesomstandigheden kunnen leiden tot minder goede gemiddelde zuiveringsresultaten. Substraatlimitatie is van invloed bij ammoniumconcentraties lager dan 10 mg/l. Voor de toepassing van mestbewerking op de boerderij is het weinig zinvol een dergelijk laag effluent stikstofconcentratie na te streven. De stikstofconcentratie in het mesteffluent mag maximaal 200 mg N/l bedragen voor onbeperkte aanwending van het effluent op het land. Het optreden van substraatlimitatie wordt bij mestbewerking niet verwacht. Ook wordt groeiremming door te hoge substraatconcentratie in een steady-state-situatie niet verwacht. Door de sterke verdunning van de mest in de spoelvloeistof worden de fluctuaties in mestproductie en mestsamenstelling sterk gebufferd, zodat de N-concentratie in de spoelvloeistof relatief constant blijft. De invloed van fluctuaties in de mestproductie en mestsamenstelling is groter bij toepassing van het beluchtingsproces zonder spoelsysteem (zie hoofdstuk 4). Variaties in de procescondities, met name

de temperatuur, zijn zeker te verwachten. Daarom moet met behulp van een warmtebalans worden onderzocht of ook in extreem koude perioden de temperatuur in de beluchtingstank boven de ontwerptemperatuur van 10°C blijft. Door het ontwerp van de beluchtingstank, zowel in bouwtechnisch als biologisch opzicht af te stemmen op een minimale temperatuur in de beluchtingstank (van bijvoorbeeld 10°C) wordt in feite een veiligheidsfactor ingebouwd. Bij een goed ontwerp zal de minimale temperatuur immers nooit bereikt worden en zal gedurende het grootste deel van het jaar de temperatuur zelfs aanzienlijk hoger liggen dan de minimale ontwerptemperatuur. Toepassing van een extra veiligheidsfactor is daarom onnodig.

3.2.5 Berekening van het beluchtingstankvolume

Omdat geen slibretournering naar de beluchtingstank plaatsvindt, verlaat het slib de beluchtingstank gesuspendeerd in de effluentstroom. De verblijftijd van de influentstroom in de beluchtingstank is daarom gelijk aan de berekende ontwerp-slibverblijftijd. Het benodigde beluchtingstankvolume wordt berekend door vermenigvuldiging van de ontwerp-slibverblijftijd met het spoelvloeistofdebiet naar de beluchtingstank, volgens formule 9.

Formule 9:

$$V_R = Q \times SVT_{aer}$$

waarin:

- V_R = nat volume van de beluchtingstank (m³)
- Q = influentdebiet van de beluchtingstank (m³/d)

3.2.6 Zuurstofverbruik

De benodigde zuurstoftoevoer per dag moet minimaal gelijk zijn aan het zuurstofverbruik van de biologische processen. De benodigde beluchtingscapaciteit is afhankelijk van de hoeveelheid zuurstof die wordt gebruikt voor de omzetting van organische stof en stikstof. Omdat de CZV die tijdens het denitrificatieproces verwijderd is leidt tot een lager zuurstofverbruik in de beluchtingstank, vertegenwoordigt het denitrificatieproces een negatief zuurstofverbruik. Het totale

zuurstofverbruik in de beluchtingstank volgt uit de som van de zuurstofverbruiken, zoals weergegeven in formule 10.

CZV-oxydatie

Voor de verwijdering van organische stof, uitgedrukt in Chemisch Zuurstof Verbruik (CZV), is de hoeveelheid verbruikte zuurstof zoals weergegeven in formule 11.

De netto slibopbrengst wordt berekend volgens formule 12.

Formule 10:

$$ZV_R = ZV_{CZV} + ZV_{nit} + ZV_{den}$$

waarin:

ZV_R	=	totale zuurstofverbruik in de reactor	(kg O ₂ /d)
ZV_{CZV}	=	zuurstofverbruik door CZV-oxydatie	(kg O ₂ /d)
ZV_{nit}	=	zuurstofverbruik door nitrificatie	(kg O ₂ /d)
ZV_{den}	=	zuurstof"verbruik" door denitrificatie	(kg O ₂ /d)

Formule 11:

$$ZV_{CZV} = (1 - 1,4 \times Y_{netto}) \times Q_{in} \times (CZV_{in} - CZV_{inert})$$

waarin:

1,4	=	kg slib CZV per kg slib	(kg CZV/kg slib)
Y_{netto}	=	netto heterotrofe slibopbrengst (Yield) slibopbrengst gecorrigeerd voor afsterving	(kg slib/kg CZV)
Q_{in}	=	influentdebiet dunne mestfractie naar beluchtingstank	(m ³ /d)
CZV_{in}	=	CZV concentratie in dunne mestfractie	(kg/m ³)
CZV_{inert}	=	biologisch inerte CZV-concentratie in mest	(kg/m ³)

Formule 12:

$$Y_{netto} = \frac{Y_h}{1 + k_d \times SVT_{aer}}$$

waarin:

Y_h	=	biomassa opbrengst heterotrofe bacteriën	
	=	0,40 kg slib/kg CZV (Anoniem, 1995)	(kg slib/kg CZV)
k_d	=	afstervingsconstante van heterotrofe bacteriën = 0,04 1/d (Randall et al., 1992)	(1/d)

Nitrificatie

Bij een gegeven stikstofconcentratie in het influent en effluent en een gegeven vastlegging van stikstof in slib kan het zuurstofverbruik ten behoeve van nitrificatie worden berekend volgens formule 13.

Slib bestaat voor circa 10% uit stikstof. De hoeveelheid stikstof die in het slib terecht komt (N_{slib}) volgt uit formule 14.

Denitrificatie

Tijdens het denitrificatieproces in de mestput wordt 2,86 kg CZV per kg $\text{NO}_3\text{-N}$ verwijderd. Deze CZV hoeft tijdens de beluchtingsperiode niet geoxydeerd te worden. Niet alle in de beluchtingstank gevormde nitraat wordt echter met de spoelvloeistof teruggevoerd naar de mestput. Een hoeveelheid nitraat verlaat het systeem via het overschot aan spoelvloeistof. Hiermee rekening houdend, wordt de hoeveelheid CZV die tijdens denitrificatie wordt verwijderd berekend volgens formule 15.

3.3 Praktijkvoorbeelden

Voor drie voorbeeldbedrijven zijn het benodigde volume van de beluchtingstank en het zuurstofverbruik in de beluchter berekend op de wijze zoals in dit hoofdstuk is aangegeven. Gekozen is voor een zeugenbedrijf met 200 zeugen, een vleesvarkensbedrijf met 2.500 vleesvarkens en een gemengd bedrijf met 200 zeugen en 1.420 vleesvarkens (21,3 biggen/zeug/jaar; KWIN, 1996). Omdat de hoeveelheid spoelvloeistof die in de putten moet worden gebracht sterk afhankelijk van het kelderoppervlak, is bij alle bedrijven onderscheid gemaakt tussen volledige onderkeldering en gedeeltelijke onderkeldering. Tabel 3 toont de resultaten van de ontwerpberekening voor de voorbeeldbedrijven. Uit tabel 3 blijkt dat naarmate een grotere hoeveelheid spoelvloeistof moet worden bereid, het benodigde beluchtingstankvolume toeneemt. Het zuurstofverbruik in de beluchtingstank neemt toe naarmate de hoeveelheid te behandelen mest toeneemt.

Formule 13:

$$ZV_{\text{nit}} = 4,57 \times Q_{\text{in}} \times (N_{\text{in}} - N_{\text{slib}} - N_{\text{inert}})$$

waarin:

4,57	=	kg O_2 , verbruik per kg $\text{NH}_4\text{-N}$ genitrificeerd (zie § 2.1)	(kg O_2 /kg $\text{NH}_4\text{-N}$)
N_{in}	=	stikstofconcentratie in influent dunne mestfractie	(kg/m ³)
N_{slib}	=	stikstof opgenomen in slib	(kg/m ³)
N_{inert}	=	biologisch inerte stikstofconcentratie in mest	(kg/m ³)

Formule 14:

$$N_{\text{slib}} = 0,1 \times Y_{\text{netto}} \times (CZV_{\text{in}} - CZV_{\text{inert}})$$

Formule 15:

$$ZV_{\text{den}} = -2,86 \times Q_{\text{in}} \times (N_{\text{in}} - N_{\text{slib}} - N_{\text{inert}}) \times \frac{V_{\text{sp}}}{V_{\text{sp}} + V_{\text{ov}}}$$

waarin:

2,86	=	kg CZV geoxydeerd per kg nitraat-N gereduceerd	(kg CZV/kg $\text{NO}_3\text{-N}$)
V_{sp}	=	spoelvloeistofvolume	(m ³ /d)
V_{ov}	=	overschot spoelvloeistofvolume	(m ³ /d)

Tabel 3: Berekening van het nat volume van de beluchtingstank en het zuurstofverbruik bij het mestspoelsysteem voor een bedrijf met 200 zeugen, een bedrijf met 2.500 vleesvarkens en een bedrijf met 200 zeugen en 1.420 vleesvarkens; Z = zeugen; VV = vleesvarkens; V = volledige onderkeldering; G = gedeeltelijk onderkeldering

Bedrijf	200 Z		2.500 VV		200 Z/1.420 VV		Berekend m.b.v.
Onderkeldering	V	G	V	G	V	G	
mestvolume m ³	2,9	2,9	8,6	8,6	7,8	7,8	tabel 1
spoelvloeistofvolume m ³	54,8	35,8	175	100	154,2	92,6	bijlage 3
CZV vracht kg/d	159	159	771	771	597	597	tabel 1
N vracht kg/d	13,6	13,6	67,6	67,6	52	52	tabel 1
Scheiding	bezinking		trilzeef		trilzeef		Keuze
Volume dun m ³ /d	2,15	2,15	6,51	6,51	5,90	5,90	bijlage 4, vgl. (1)
CZV vracht dun kg/d	65,3	65,3	454,6	454,6	352,2	352,2	vracht in - vracht dik
N vracht dun kg/d	8,4	8,4	49,4	49,4	38,0	38,0	vracht in - vracht dik
Beluchtingstank							
Influent beluchter m ³ /d	56,9	37,9	181,5	106,5	160,1	98,5	bijlage 3
Reactorvolume (nat) m ³	571	380	1819	1068	1605	987	vgl. (9)
Zuurstofverbruik kg O ₂ /d	46	46	313	315	240	241	vgl. (15)

4 STIKSTOFVERWIJDERING IN EEN SEQUENTIAL BATCH REACTOR

Bij het spoelsysteem werd mestbewerking gecombineerd met vermindering van de ammoniakemissie uit de stal. Indien alleen bewerking van mest wordt beoogd kan worden volstaan met een eenvoudigere procesvoering. Uit de in paragraaf 2.4 genoemde procesvoeringen is gekozen voor de uitwerking van de ontwerprichtlijnen voor de Sequential Batch Reactor (SBR). Omdat bij de SBR, in tegenstelling tot bij de toepassing van voordennitrificatie, de stikstofverwijdering in één tank plaatsvindt, zijn de investeringskosten bij boerderij-installaties lager en wordt geen energie voor recirculatie verbruikt. Er is niet gekozen voor simultane denitrificatie. Simultane denitrificatie wordt verkregen bij een lage zuurstofconcentratie in de reactor. Dit leidt weliswaar tot een verbetering van de efficiëntie waarmee zuurstof wordt ingebracht, maar het heeft tevens tot gevolg dat de nitrificatiesnelheid (sterk) afneemt waardoor een groter reactorvolume vereist is. Bij simultane denitrificatie in een oxydatiesloot wordt extra energie verbruikt voor recirculatie.

4.1 De Sequential Batch Reactor (SBR)

De bedrijfscyclus van een SBR bestaat in het algemeen uit 4 achtereenvolgende fasen te weten:

1. *Anoxische fase:*
denitrificatiefase inclusief vulfase; denitrificatie van het in de vorige beluchtingsfase

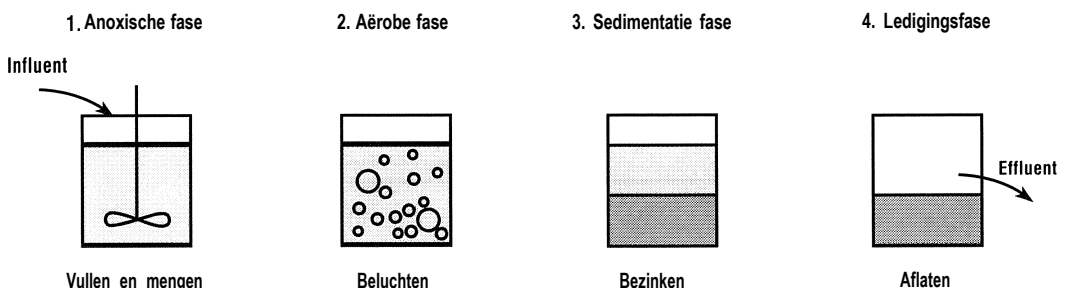
gevormde nitraat. Tijdens de vulfase begint de denitrificatie.

2. *Aërobe fase:*
ook wel beluchtingsfase; nitrificatie van ammonium tot nitraat.
3. *Sedimentatie fase:*
verdere denitrificatie en bezinking van vaste deeltjes (onder andere biomassa).
4. *Ledigingsfase:*
verwijdering van een hoeveelheid gezuiverde mest gelijk aan de hoeveelheid ingebrachte mest in de vulfase.

Variatie in duur en volgorde van processen is mogelijk. Figuur 4 geeft het verloop weer van een bedrijfscyclust van een SBR. Gedurende de vulfase zorgt een roerder voor de menging van de inkomende voorgescheiden mest met de inhoud van de reactor.

Gedurende de beluchtingsfase zorgt de ingevoerde lucht voor menging van de reactorinhoud. Voorgescheiden mest wordt in de reactor gepompt gedurende de vul- c.q. denitrificatiefase, omdat voor het denitrificatieproces CZV nodig is en een hogere CZV-concentratie tijdens de beluchtingsfase tot een hogere zuurstofvraag leidt.

Het verloop van de concentraties ammonium- en nitriet/nitraat-stikstof gedurende één cyclus is schematisch weergegeven in figuur 5. De figuur geeft duidelijk het belang weer tussen de duur van de diverse fasen. Tijdens



Figuur 4: Bedrijfscyclust van een Sequential Batch Reactor

de anoxische (vul)fase neemt het nitraatgehalte af ten gevolge van denitrificatie en het ammoniumgehalte neemt toe door aangevoerde mest. In de daarop volgende beluchtingsfase vindt het omgekeerde plaats. Door nitrificatie van het tijdens de vulfase aangevoerde ammonium, worden nitraat gevormd en ammonium verwijderd. Door de mestproductie van één dag te verdelen over meerdere vulfasen bij eenzelfde reactorvolume, kan de effluent-stikstofconcentratie worden gestuurd naar een lagere eindwaarde.

Uit ervaringen is gebleken dat varkensmest slecht bezinkt vanwege het hoge drogestofgehalte (Van Gastel et al., 1997; Fernandes, 1991). Een sedimentatiefase komt daarmee te vervallen. Dit betekent dat het gevormde slib met het effluent wordt afgevoerd.

4.2 Dimensioneringsuitgangspunten

Belangrijke variabelen bij de dimensionering van een SBR zijn:

- de verhouding tussen toegevoegde hoeveelheid mest in de vulfase en totaal reactorvolume;
- de duur van de anoxische en aërobe fasen;
- het zuurstofverbruik tijdens de aërobe fase in verband met de benodigde beluchtingscapaciteit.

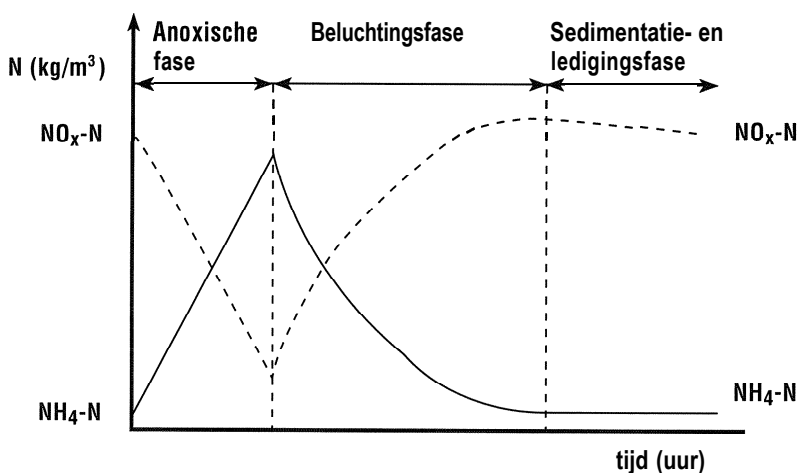
Voor het bepalen van de duur van de diverse fasen, het benodigde SBR reactorvolume en de zuurstofcapaciteit, worden achtereenvolgens berekend:

- 1 mestproductie en mestsamenstelling: volumes en concentraties;
- 2 voorscheiding: debiet dunne mestfractie naar SBR en concentraties;
- 3 indeling in anoxische- en aërobe fase aan de hand van de verhouding tussen nitrificatie- en denitrificatiesnelheden;
- 4 reactorvolume op basis van de snelheidsmethode: nitrificatiesnelheid, beluchtingstijd en om te zetten hoeveelheid stikstof;
- 5 effectieve aërobe slibverblijftijd;
- 6 denitrificatiesnelheid aan de hand van de CZV-slibbelasting (controle);
- 7 zuurstofverbruik tijdens de beluchtingsfase.

Evenals bij stikstofverwijdering in spoelvoelstofsysteem is bij de dimensionering uitgegaan van een minimale reactortemperatuur van 10°C, een zuurstofconcentratie in de reactor van 1,5 mg/l en een pH 8 (zie tabel 2).

4.2.1 Mestproductie en mestsamenstelling

De mestproductie en mestsamenstelling worden op gelijke wijze berekend als bij het ontwerp van het spoelsysteem met behulp van de gegevens uit tabel 1 in paragraaf 3.2.1.



Figuur 5: Schematische weergave van het verloop van de ammonium-(NH₄-N) en nitriet/nitraat-(NO_x-N) concentraties tijdens een bedrijfscyclus van een SBR

4.2.2 Voorscheiding

Om de SBR minder te belasten met organische stoffen, wordt de mest voorgescheiden in een dikke en een dunne mestfractie. De verdeling van CZV en stikstof over de fracties is afhankelijk van de gekozen scheider (zie bijlage 4). De scheidingsrendementen worden met behulp van formule 1 en 2 berekend. Voor het denitrificatieproces is de verhouding tussen nitraat en CZV van belang. Volledige denitrificatie kan optreden bij een N/CZV verhouding lager dan 0,12 kg N/kg CZV (Klapwijk, 1978). Wanneer het scheidingsrendement voor droge stof hoog is, kan de N/CZV verhouding toenemen tot boven de 0,12 kg/kg waardoor onvolledige denitrificatie kan optreden. (Zie ook paragraaf 8.1).

4.2.3 Verhouding anoxische/aërobe fase

De totale cyclusduur van een SBR kan variëren van enkele uren tot dagen. Bij de indeling van een bedrijfscyclus is de verhouding tussen de anoxische en aërobe fase duur van belang. Deze verhouding is omgekeerd evenredig met de nitrificatie- en denitrificatiesnelheden. Om inzicht te krijgen in de verhouding tussen de nitrificatie- en denitrificatiesnelheden, is gekeken naar de omzettingssnelheden in de literatuur. De nitrificatie- en denitrificatiesnelheden die in publicaties vermeld worden lopen sterk uiteen, vanwege een verschil in eenheden waarin deze worden uitgedrukt, de procesomstandigheden waaronder ze zijn gemeten, de verhouding tussen nitrificerende en heterotrofe bacteriën en de toegepaste CZV-slibbelasting. De CZV-slibbelasting bepaalt in belangrijke mate de snelheid van denitrificatie (Klapwijk, 1978; Randall et al., 1992). Bij een hogere CZV-belasting neemt de denitrificatiesnelheid toe, zodat de duur van de anoxische fase kan afnemen. Om een betrouwbare uitspraak te kunnen doen over de verhou-

ding tussen beide snelheden, zijn daarom steeds de snelheden binnen één onderzoek waarin varkensmest is gezuiverd met elkaar vergeleken.

Bortone et al. (1992) vonden tijdens de zuivering van vleesvarkensmest in een SBR een verhouding van 1: 3 tussen de nitrificatie- en denitrificatiesnelheid bij een CZV-belasting van 0,17 kg/kg.d. Fernandes (1991) onderzocht bij een SBR het effect van de anoxische en aërobe fase duur op het stikstofverwijderingsrendement van varkensmest. Het hoogste rendement werd gemeten bij een verhouding van 1: 4 tussen beide fasen bij een bijna tweemaal hogere CZV-belasting dan Bortone et al. (1992). Ten Have et al. (1994) vonden bij de zuivering van zeugenmest in een voor-denitrificatiesysteem een optimale verhouding tussen denitrificatie- en nitrificatievolume van 1: 4. Daarbij moest een extra koolstofbron worden gedoseerd om volledige denitrificatie te krijgen.

Aan de hand van deze literatuurgegevens en het gegeven dat in de meeste gevallen voorgescheiden varkensmest een N/CZV verhouding lager dan 0,12 kg N/kg CZV heeft, is gekozen voor een verhouding van 1: 4 tussen de denitrificatie- en nitrificatiefase duur. Tabel 4 geeft een overzicht van de indeling van de verschillende fasen en de tijdsduren, gebaseerd op één bedrijfscyclus per dag.

4.2.4 Berekening van het SBR-volume

Wanneer de verhouding tussen de aërobe en anoxische periode bekend is, kan het reactorvolume worden bepaald aan de hand van de om te zetten hoeveelheid stikstof, de nitrificatiesnelheid per kg mengslib en de slibconcentratie in de reactor. Het aantal kg stikstof dat per dag moet worden genitrificeerd volgt uit formule 16.

Tabel 4: Indeling diverse fasen in een SBR in de ontwerpberekeningen

Fase	Afkorting	Totale duur per dag
anoxisch	t_{ano}	4,6 uur (inclusief vullen)
aëroob	t_{aer}	18,4 uur
ledigingstijd	t_{led}	1 uur
totale cyclus	t_{cyclus}	24 uur

De netto slibopbrengst Y_{netto} wordt berekend volgens formule 18.

De nitrificatiesnelheid volgt uit de groeisnelheid en biomassaopbrengst van *Nitrosomonas* volgens formule 19.

De maximale groeisnelheid μ_{max} bedraagt onder praktijkcondities $0,1d^{-1}$ (zie paragraaf 32.3) en de biomassaopbrengst voor *Nitrosomonas* Y_n is gelijk aan 0,15 kg *Nitrosomo-*

nas per omgezette kg N (Anoniem, 1975). Hieruit volgt een nitrificatiesnelheid van 0,67 kg NH₄-N per kg *Nitrosomonas* per dag. De omzettingssnelheid per kg mengslib zoals die in de reactor gemeten kan worden is beduidend lager. De fractie nitrificeerders in het slibmengsel is namelijk beperkt. Door hun veel lagere groeisnelheid ten opzichte van de heterotrofen, is hun fractie in slib slechts enkele procenten van de totale slibhoeveelheid. Deze fractie wordt berekend uit

Formule 16:

$$N_{nit} = Q_{in} \times (N_{in} - N_{slib} - N_{inert})$$

waarin:

N_{nit}	=	stikstof dat per etmaal in de SBR moet worden genitrificeerd	(kg N/d)
N_{in}	=	stikstofconcentratie in influent dunne mestfractie	(kg N/m ³)
N_{slib}	=	stikstof opgenomen in slib	(kg N/m ³)
N_{inert}	=	biologisch inerte stikstofconcentratie in mest	(kg N/m ³)

Formule 17:

$$N_{slib} = 0,1 \times Y_{netto} \times (CZV_{in} - CZV_{inert})$$

Formule 18:

$$Y_{netto} = \frac{Y_h}{1 + k_d \times SVT} - \frac{Y_h}{1 + k_d \times V_{SBR} / Q_{in}}$$

Formule 19:

$$q_n = \frac{\mu_{max}}{Y_n}$$

q_n	=	nitrificatiesnelheid van <i>Nitrosomonas</i>	(kg N/ kg <i>Nitrosomonas</i> .d)
Y_n	=	biomassaopbrengst <i>Nitrosomonas</i>	(kg <i>Nitrosomonas</i> /kg N)

Formule 20:

$$f = \frac{X_n}{X_n + X_h} = \frac{Y_n \times N_{nit} / Q_{in}}{Y_n \times N_{nit} / Q_{in} + Y_{netto} \times (CZV_{in} - CZV_{inert})}$$

waarin:

f	=	fractie nitrificeerders in het slib	(-)
X_n	=	<i>Nitrosomonas</i> slibgehalte	(kg/m ³)
X_h	=	heterotroof slibgehalte	(kg/m ³)

de slibopbrengst voor de nitrificeerders en heterotrofen volgens formule 20.

De actuele nitrificatiesnelheid van het mengslib r_n in de reactor volgt uit formule 21.

Met deze gegevens en de hoeveelheid te nitrificeren stikstof volgt het SBR-volume uit formule 22.

4.2.5 Controle van de effectieve aërobe slibverblijftijd

Volgens formule 4 volgt de aërobe slibverblijftijd uit de reciproke waarde van de maximale groeisnelheid $\mu_{\max}$. In een SBR wordt echter niet continu belucht waardoor de werkelijke effectieve aërobe slibverblijftijd wordt bepaald door de beluchtingstijd per cyclus volgens formule 23.

Op analoge wijze als bij stikstofverwijdering in spoelvloeistofsystemen moet, onder de gegeven identieke procesomstandigheden, de minimale effectieve aërobe slibleef tijd

groter of gelijk zijn aan tien dagen (zie hoofdstuk 3).

4.2.6 Controle van de anoxische fase duur
De duur van de anoxische fase is afgeleid uit de te verwachten verhouding tussen de nitrificatiesnelheid en denitrificatiesnelheid en is vastgesteld op 4,6 uur per dag. Hierbij wordt er vanuit gegaan dat tijdens de ledigingsfase geen nitraatreductie plaatsvindt, omdat aan het einde van de cyclus onvoldoende CZV resteert ten behoeve van denitrificatie (Bortone et al., 1992) en gedurende een deel van deze fase nog zuurstof aanwezig is (Klapwijk, 1978). De denitrificatiesnelheid hangt met name af van de beschikbaarheid van CZV tijdens de anoxische periode. Of gedurende de gekozen anoxische fase duur ook daadwerkelijk volledige stikstofverwijdering kan plaatsvinden, kan gecontroleerd worden door berekening van de hoeveelheid nitraat die moet worden gereduceerd (N_{den}) en berekening van de denitrificatiesnelheid (r_{dn}) op basis van de CZV-slibbelasting volgens R_{an}

Formule 21:

$$r_n = q_n \times f$$

waarin:

$$r_n = \text{actuele nitrificatiesnelheid van mengslib} \quad (\text{kg NH}_4\text{-N/kg slib.d})$$

Formule 22:

$$V_{\text{SBR}} = \frac{N_{\text{nit}}}{r_n \times X_h} \times \frac{t_{\text{cyclus}}}{t_{\text{aer}}}$$

waarin:

$$\begin{aligned} V_{\text{SBR}} &= \text{nat SBR-volume} & (\text{m}^3) \\ t_{\text{cyclus}} &= \text{duur van 1 cyclus} & (\text{uur}) \\ t_{\text{aer}} &= \text{duur van de aërobe fase} & (\text{uur}) \end{aligned}$$

Formule 23:

$$SVT_{\text{aer}} = SVT \times \frac{t_{\text{aer}}}{t_{\text{cyclus}}}$$

waarin:

$$SVT = \text{hydraulische verblijftijd van het slib in de SBR} = V_{\text{SBR}}/Q_{\text{in}} \quad (\text{d})$$

dall et al. (1992). De totale hoeveelheid te denitrificeren nitraat per dag is gelijk aan de hoeveelheid gevormd nitraat uit de voor-

gaande cyclus, gecorrigeerd voor de hoeveelheid nitraat die met het effluent wordt afgevoerd. Zie hiervoor formule 24.

Formule 24:

$$N_{den} = N_{nit} \times \frac{V_{SBR} - Q_{in} \times t_{cyclus}}{V_{SBR}}$$

waarbij:

N_{den} = nitraat-stikstof dat in de anoxische fase in de SBR moet worden gedenitrificeerd (kg/d)

Formule 25:

$$r_{dn} = \left(\frac{1 - 1,4 \times Y_h}{2,86} \right) \times B_{CZV,ano} + \frac{1,4}{2,86} \times k_d \times f_{dn}$$

waarin:

$B_{CZV,ano}$ = CZV slibbelasting tijdens de anoxische fase (kg CZV/kg slib. t_{ano})
 f_{dn} = fractie denitrificeerders = 0,75 (Klapwijk, 1995; Piekema, 1988) (-)
 r_{dn} = actuele denitrificatiesnelheid van mengslib (kg N/kg slib.d)

Formule 26:

$$B_{CZV,ano} = \frac{Q_{in} \times (CZV_{in} - CZV_{inert})}{V_{SBR} \times X_h} \times \frac{t_{cyclus}}{t_{ano}}$$

Formule 27:

$$B_{CZV,ano} = \frac{Q_{in} \times (CZV_{in} - CZV_{inert})}{V_{SBR} \times Y_{netto} \times (CZV_{in} - CZV_{inert})} \times \frac{t_{cyclus}}{t_{ano}} = \frac{1}{SVT \times Y_{netto}} \times \frac{t_{cyclus}}{t_{ano}}$$

Formule 28:

$$t_{ano,controle} = \frac{N_{den} \times 24}{V_{SBR} \times r_{dn} \times X_h}$$

waarin:

$t_{ano,controle}$ = duur van de anoxische fase, volgens berekende r_{dn} (uur)
 r_{dn} = denitrificatiesnelheid van mengslib (kg NO_3 -N/kg slib.d)

Formule 29:

$$ZV_N = 4,57 \times N_{nit} - 2,86 \times N_{den}$$

waarin:

ZV_N = zuurstofverbruik voor stikstofverwijdering in een SBR (kg O_2 /d)

Voor de hoeveelheid nitraat-stikstof die kan worden gereduceerd in één denitrificatiefase, hebben Randall et al. (1992) een vergelijking afgeleid voor de specifieke denitrificatiesnelheid in een actief slibstelsel die is gebaseerd op de CZV-slibbelasting. Deze vergelijking is weergegeven in formule 25.

De verhouding tussen de totale cyclusduur en de anoxische fase duurt bepaalt de CZV-slibbelasting in de anoxische fase, volgens formule 26.

De slibconcentratie X_h wordt alleen bepaald door groei, omdat geen slibbezinking plaatsvindt, zodat formule 26 kan worden herschreven tot formule 27.

De duur van de anoxische periode die nodig is voor de denitrificatie van de geproduceerde nitraat N_{den} met de berekende denitrificatiesnelheid r_{dn} bij het gegeven reactorvolume V_{SBR} en het gegeven slibgehalte X_h , volgt uit formule 28.

Onder alle omstandigheden moet gelden dat de duur van de anoxische periode volgens de controleberekening lager is dan de ingestelde duur van de anoxische periode volgens de verhouding tussen nitrificatie- en denitrificatiesnelheid.

4.2.7 Zuurstofverbruik

Het zuurstofverbruik in de SBR wordt op analoge wijze berekend als is toegelicht in paragraaf 3.2.6 voor het spoelstelselsysteem.

Het zuurstofverbruik voor CZV-substraat-oxidatie wordt berekend volgens formule 10. Het zuurstofverbruik voor nitrificatie en denitrificatie volgt uit formule 15 en 22 en is dan zoals weergegeven in formule 29.

4.3 Praktijkvoorbeelden

Als voorbeeldbedrijven zijn dezelfde bedrijven als in hoofdstuk 3 gekozen. De resultaten van de dimensioneringsberekeningen staan in tabel 5. De CZV-vrachten in de dunne mestfractie zijn identiek aan die van het spoelstelselsysteem in tabel 3. Vanwege de hogere ammoniakemissies zijn de stikstofvrachten lager dan bij toepassing van het spoelsysteem, te weten 7,5 kg/d, 45 kg/d en 34,4 kg/d voor respectievelijk het zeugen-, vleesvarkens- en gemengde bedrijf.

Aan de hand van het berekende nat SBR-volume, zijn de effectieve aërobe slibverblijftijden en minimaal vereiste anoxische fasesuren berekend. De resultaten van deze controle staan in tabel 6. Het berekende volume van de SBR geeft volgens de controle een voldoende lange aërobe slibverblijftijd voor nitrificatie en een voldoende lange anoxische fase duurt voor denitrificatie. De controleberekening van de denitrificatiesnelheid op basis van de CZV-slibbelasting laat een aanmerkelijk kortere vereiste anoxische fase zien dan volgens het ontwerp beschikbaar moet zijn. In de discussie wordt nader ingegaan op de reden voor deze relatief grote afwijking ten opzichte van de ingestelde anoxische fase duurt.

Tabel 5: Berekening van SBR-volume en zuurstofverbruik voor een bedrijf met 200 zeugen, een bedrijf met 2.500 vleesvarkens en een bedrijf met 200 zeugen en 1.420 vleesvarkens; $t_{cyclus} = 24$ uur, $t_{ano} = 4,6$ uur, $t_{nit} = 18,4$ uur

Variabele	Eenheid	200 zeugen	2.500 vleesvarkens	200/1.420 zeugen/vleesvarkens	Berekend
Influent SBR	m ³ /d	2,14	6,51	5,90	bijlage 4, vgl. (2)
SBR-volume (nat)	m ³	30	89	81	vgl. (20)
Zuurstofverbruik	kg O ₂ /uur	2,58	17,70	13,54	vgl. (29)

Tabel 6: Controle van de minimaal vereiste slibverblijftijd van 10 dagen en maximaal beschikbare anoxische fase duur van 4,6 uur per dag voor de praktijkvoorbeelden

Variabele	Eenheid	200 zeugen	2.500 vleesvarkens	200/1.420 zeugen/vleesvarkens	Berekend
Effectieve SVT _{aer} Vereiste t _{ano}	dagen uur	1053 2,28	10,43 1,82	10,42 1,78	vgl. (21) vgl. (26)

5 WARMTEBALANS

Het volume van de biologische reactoren wordt ontworpen op basis van de groeisnelheid van *Nitrosomonas* bij 10°C. Wanneer in een praktijksituatie de temperatuur in de reactor daalt beneden de ontwerp temperatuur, wordt *Nitrosomonas* sneller met het effluent uit de reactor afgevoerd dan dat de *Nitrosomonas*-biomassa door groei kan toenemen. De nitrificatiecapaciteit neemt daardoor af en kan zelfs geheel verdwijnen. Temperaturen hoger dan 40 - 45°C moeten eveneens worden vermeden, omdat bij hogere temperaturen de afstervingsnelheid de groeisnelheid gaat overtreffen (Willers et al., 1997). De optimumtemperatuur voor *Nitrosomonas* ligt bij 35°C. Voor *Nitrobacter* ligt deze bij 35 - 42°C (Anoniem, 1995). Het is daarom van belang om een controle uit te voeren, waarbij door middel van het opstellen van een warmtebalans over de reactor wordt nagegaan of onder alle omstandigheden de minimale reactortemperatuur van 10°C is gewaarborgd en de maximale temperatuur van 40°C niet wordt overschreden. De temperatuur in de reactor wordt bepaald door de in- en uitgaande energiestromen van de reactor. De temperatuur in de reactor heeft zelf echter ook weer invloed op de hoogte van de uitgaande energiestromen. Dit betekent dat de temperatuur van de reactor iteratief bepaald moet worden. Ofwel: onder gegeven uitgangspunten wordt de reactortemperatuur in kleine stapjes verhoogd of verlaagd, totdat de in- en uitgaande energiestromen in evenwicht zijn.

5.1 Energiestromen

De actuele temperatuur in de reactor wordt bepaald door de energie die het systeem inkomt en die het systeem verlaat. Energie komt het systeem in via:

- 1. De (warme) mestvloeistof.
- 2. Warmteproductie door afbraak van CZV en stikstof.
- 3. Warmteproductie door de motor van de beluchter.
- 4. Eventueel extern toegevoegde warmte.

Energie verlaat het systeem via:

- 1. De (warme) mestvloeistof in de reactor.
- 2. In geval van een niet overkapte reactor:
 - a. verdamping van water aan het mestoppervlak;
 - b. convectie aan het mestoppervlak;
 - c. opwarming/afkoeling van de ingeslagen lucht;
 - d. verdamping in de ingeslagen lucht.
- 3. In geval van een overkapte reactor:
 - a. enthalpietoeename van de damp/lucht boven de reactor.
- 4. Geleiding door de zijwanden en bodem.
- 5. Straling vanaf de reactor.

In bijlage 6 is aangegeven hoe de in- en uitgaande energiestromen berekend kunnen worden .

5.2 Zomer- en wintercondities

Of de temperatuur van de biologische reactor onder alle omstandigheden binnen het

Tabel 7: Extreme winter- en zomerklimaatomstandigheden ten behoeve van het opstellen van een warmtebalans over de reactor

Jaargetijde	Winter	Zomer	Eenheid
buitentemperatuur	-3	27	°C
ingaaende mesttemperatuur spoelvloeistofsysteem zonder kap	12	18	°C
ingaaende mesttemperatuur spoelvloeistofsysteem met kap	15	21	°C
ingaaende mesttemperatuur SBR met/zonder kap	12	15	°C
grondwatertemperatuur	10	10	°C
windsnelheid	8	1	m/s
relatieve luchtvochtigheid	75	85	%
relatieve luchtvochtigheid boven reactor	100	100	%

temperatuurstraject van 10 tot 45°C blijft, kan worden gecontroleerd door de warmtebalans op te stellen voor een extreme zomer- en wintersituatie. Tabel 7 geeft een overzicht van de gekozen extreme zomer- en wintercondities. Het is mogelijk dat tijdelijk extremere situaties optreden. De extreme condities die in tabel 7 zijn aangegeven zijn gemiddelde waarden over een periode van meerdere dagen.

In het geval van een overkapte reactor staat de windrichting loodrecht op de ventilatieopening van de overkapping. De grondwartertemperatuur varieert per jaargetijde weinig. De ingaande mesttemperatuur daarentegen zal per jaargetijde en type stikstofverwijderingssysteem verschillen. Factoren zoals de diepte van de mestput en verblijftijd in de mestput en de tijd die volgt tussen mestscheiding en inbrengen in de reactor kunnen de temperatuur van ingaande mest sterk beïnvloeden. Door recirculatie van spoelvloeistof zal de temperatuur van de ingaande mest in de reactor van het spoelvloeistofsysteem hoger zijn dan in de SBR. Vanwege de afkoeling van de gescheiden dunne mestfractie wordt aangenomen dat 's winters de ingaande temperatuur bij een niet overkapte

reactor van het spoelvloeistofsysteem gelijk is aan de ingaande temperatuur van de SBR.

5.3 Praktijkvoorbeelden van reactortemperatuur

Met het berekende reactorvolume en zuurstofverbruik volgens hoofdstuk 3 en 4 kan een warmtebalans worden opgesteld. Hoogte, diameter en type materiaal van de reactor beïnvloeden de haalbare reactortemperatuur. Ook het wel of niet overkappen van de reactor bepaalt in sterke mate de temperatuur in het bassin. (In de Bouwtechnische Richtlijnen Mestbassins 1990 is specifiek aangegeven dat bassins waarin mest belucht wordt niet overkapt behoeven te worden) De gehanteerde reactorconfiguraties bij het opstellen van de warmtebalansen voor de praktijkvoorbeelden staan in tabel 8.

In de berekeningen is gekozen voor een betonnen reactor in verband met de relatief lage warmteverliezen ten opzichte van een metalen reactor. De grond onder de reactor bestaat uit een 0,5 meter dikke zandlaag. De keuze van de grootte van de opening in de overkapping is gebaseerd op de klimaatcondities en het reactorvolume.

Tabel 8: Reactorgegevens ten behoeve van het opstellen van een warmtebalans over de reactoren

Spoelvloeistofsystemen

Bedrijf	Onderkeldering	Reactor hoogte (m)	Reactor diameter (m)	Opening in kap	
				winter (m²)	zomer (m²)
2.00 zeugen	volledig	4	12	0,05	0,5
	gedeeltelijk	34,	11	0,05	0,5
2.500 vleesvarkens	volledig	5,8	20	01	1,0
	gedeeltelijk	53,	16	01,	1,0
200 zeugen/1.420 vleesvarkens	volledig	5,1	20	01	1,0
	gedeeltelijk	4,9	16	01,	10

Sequentia1 Batch Reactor

200 zeugen	n.v.t	2,4	4	0,02	0,2
2.500 vleesvarkens	n.v.t	4,5	5	0,06	0,6
200 zeugen/1.420 vleesvarkens	n.v.t	4,1	5	0,06	0,6

Tabel 9 heeft de resultaten van de warmtebalans voor de praktijkvoorbeelden onder de extreme winter- en zomercondities. De berekeningswijze die ten grondslagen ligt aan de resultaten van tabel 9 staan in bijlage 6.

De resultaten uit tabel 9 laten duidelijk het verschil in reactortemperatuur zien tussen een niet en wel overkapte reactor. In de extreme winterperiode koelt de reactor sterk af wanneer de reactor niet wordt overkapt. Zomers is dit verschil minimaal, omdat door de lage windsnelheid en hoge buitentemperatuur de omstandigheden van de niet overkapte reactor vergelijkbaar worden met die van een overkapte reactor.

In de SBR worden hogere temperaturen bereikt. Dit wordt veroorzaakt door een

tweetal factoren. Ten eerste is de warmteproductie door CZV-afbraak in de SBR hoger dan in het spoelvloeistofsysteem, omdat bij de SBR ook de warmteproductie van denitrificatie in de reactor vrijkomt, terwijl bij het spoelvloeistofsysteem denitrificatie in de mestput plaatsvindt. Voor het voorbeeldbedrijf met 2.500 vleesvarkens wordt in de SBR 157 MJ/uur aan warmte geproduceerd door CZV-afbraak, in tegenstelling tot 95 MJ/uur in het spoelvloeistofsysteem. De tweede factor die het verschil in de temperatuur in de reactor beïnvloedt tussen SBR en spoelvloeistofsysteem is het reactorvolume. Bij spoelvloeistofsysteem is deze veel malen groter dan bij een SBR, waardoor de netto in- en uitgaande warmte per m³ reactor lager is.

Tabel 9: Reactortemperaturen in °C met en zonder overkapping onder extreme winter- en zomerweersomstandigheden

Seizoen		Winter		Zomer	
Overkapping		nee	ja	nee	ja
<i>Spoelvloeistofsysteemen</i>					
Bedrijf	Onderkeldering				
200 zeugen	volledig	2,0	6,8	23,3	24,8
	gedeelte1 ijk	1,5	6,2	23,9	25,2
2.500 vleesvarkens	volledig	3,6	10,5	24,0	25,9
	gedeelte1 ijk	3,6	10,7	25,2	27,3
200 zeugen/1.420 vleesvarkens	volledig	31,	98,	23,9	25,6
	gedeelte1 ijk	32,	96,	24,8	26,7
<i>Sequential/ Batch Reactor</i>					
200 zeugen	n.v.t.	3,5	10,6	28,3	30,9
2.500 vleesvarkens	n.v.t.	7,9	25,2	29,6	38,5
200 zeugen/1.420 vleesvarkens	n.v.t.	7,3	20,7	29,4	35,9

6 ZUURSTOFTOEVOERVERMOGEN

In hoofdstuk 3 en 4 is aangegeven hoe het zuurstof verbruik in het spoelvloeistofsysteem of de SBR voor een bepaalde bedrijfsgrootte berekend kan worden. Het berekende zuurstofverbruik geeft aan hoeveel zuurstof voor de bacteriën beschikbaar moet zijn. De beluchtingsinstallatie moet onder alle omstandigheden in staat zijn deze hoeveelheid zuurstof in de vloeistof te brengen. Bij een hoge reactortemperatuur neemt de oplosbaarheid van zuurstof af waardoor de drijvende kracht voor de zuurstofoverdracht, het verschil tussen het aangelegde zuurstofgehalte en het maximale zuurstofgehalte, vermindert. Het zuurstof *toevoervermogen* van de beluchter moet dus groot genoeg zijn om bij de hoogst te verwachten reactortemperatuur te kunnen voldoen aan het zuurstofverbruik van het biologische proces. De hoogst te verwachten reactortemperatuur kan worden berekend aan de hand van een warmtebalans voor een extreme zomersituatie zoals is aangegeven in hoofdstuk 5. Naast de temperatuur is het zuurstoftoevoervermogen van een beluchter afhankelijk van de viscositeit van de vloeistof, het suspended solidsgehalte, de aanwezigheid van oppervlakte-actieve stoffen, de zoutconcentratie en de mate van turbulentie in de reactor (Stenstrom & Gilbert, 1981; Cumby, 1987).

Leveranciers van beluchtingsapparatuur geven het zuurstoftoevoervermogen van een beluchter op voor standaardcondities om vergelijking van prestaties mogelijk te maken. Het zuurstoftoevoervermogen onder standaardcondities is de hoeveelheid zuurstof die het beluchtingssysteem in schoon, zuurstofvrij water kan inbrengen bij een temperatuur van 10°C (USA: 20°C) en een barometerstand van 101,3kPa. Om te kunnen beoordelen of een beluchter in een bepaalde situatie kan voldoen, dient de in het ontwerp berekende zuurstofvraag te worden omgerekend naar een zuurstoftoevoervermogen van de beluchter onder standaardcondities. Deze omrekening vindt plaats met behulp van de α -, β - en θ -factor.

6.1 α -, β - en θ -factor

De zuurstofoverdracht vanuit de gasfase naar de vloeistoffase wordt bepaald door de bruto overdrachtscoëfficiënt KLa en het concentratieverschil tussen de actuele zuurstofconcentratie en de zuurstofverzadigingsconcentratie

Formule 30:

$$\frac{dC}{dt} = KLa \times (C_s - C_a)$$

waarbij:

C	=	zuurstofconcentratie	(mg/l)
t	=	tijd	(uur)
KLa	=	bruto zuurstofoverdrachtscoëfficiënt	(uur ⁻¹)
C _s	=	verzadigingsconcentratie van de zuurstof in de vloeistof	(mg/l)
C _a	=	actuele zuurstofconcentratie in de vloeistof	(mg/l)

Formule 31:

$$\alpha_{mest} = \frac{KLa_{mest}}{KLa_w}$$

waarin:

KLa _{mest}	=	bruto zuurstofoverdrachtscoëfficiënt in mest	(uur ⁻¹)
KLa _w	=	bruto zuurstofoverdrachtscoëfficiënt in schoon water	(uur ⁻¹)

in de vloeistof. De zuurstofoverdracht kan worden beschreven met formule 30.

Het verschil in de zuurstofoverdracht in mest en schoon water kan worden beschreven met behulp van een tweetal factoren, te weten de α - en β -factor (Stenstrom en Gilbert, 1981). Zie hiervoor de formules 31 en 32.

Het effect van de temperatuur op de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt kan worden beschreven met formule 33.

De omrekening van de zuurstofvraag (benodigde toevoervermogen) onder praktijkomstandigheden naar het zuurstoftoevoervermogen onder standaardcondities met behulp van de α -, β - en θ -factor, vindt plaats met behulp van formule 34.

Bij 20°C bedraagt de zuurstofverzadigingsconcentratie in schoon water ($C_{s,w}(20)$) 7,1 mg/l. De verzadigingsconcentratie bij reactortemperatuur T kan binnen een traject van 5 - 25°C worden beschreven met de empirische formule 35 (Koot, 1980).

Willers et al. (1994) bepaalden voor verschillende mestsoorten en beluchtingssystemen de α -, β - en θ -factor bij verschillende temperaturen. De resultaten van dit onderzoek kunnen worden gebruikt voor de omrekening van het benodigde zuurstoftoevoervermogen onder de minst ideale ontwerpcondities naar zuurstoftoevoervermogen van de beluchter onder standaardcondities. In tabel 10 staan de α -, β - en θ -factoren die in het onderzoek van Willers et al. (1994) werden bepaald.

Formule 32:

$$\beta_{mest} = \frac{C_{s,mest}}{C_{s,w}}$$

waarin:

$C_{s,mest}$ = zuurstofverzadigingsconcentratie in mest (mg/l)
 $C_{s,w}$ = zuurstofverzadigingsconcentratie in zuiver water (mg/l)

Formule 33:

$$KLa_{mest}(T) = KLa_{mest}(20) \times \theta^{(T-20)}$$

waarin:

θ = temperatuursafhankelijkheidsfactor van de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt (-)

Formule 34:

$$OC = \alpha \times \left(\frac{\beta \times C_{s,w}(T) - C_a}{C_{s,w}(20)} \right) \times \theta^{(T-20)} \times OC_s$$

waarin:

OC = vereiste zuurstoftoevoervermogen op basis van zuurstofverbruik (kg O₂/uur)
 OC_s = zuurstoftoevoervermogen van de beluchter onder standaardcondities (kg O₂/uur)

Formule 35:

$$C_{s,w}(T) = \frac{483,87}{32,71 + T}$$

Tabel 10: α-,β- en @factoren volgens Willers et al. (1994) voor beluchting van vergiste varkensmest

	Bellenbeluchting	Oppervlaktebeluchting
α-factor	0,8 - 1,2	0,8 - 1,2
β-factor	0,7 - 0,8	0,7 - 0,8
@-factor	1'	1

¹temperatuursafhankelijkheid in het gebied van 10 - 30°C kon niet worden aangetoond

6.2 Inschatting van benodigd elektrisch vermogen

Bij een gegeven zuurstofverbruik per dag kan het vereiste zuurstofinbrengvermogen (OC_s) onder standaardcondities in kg O₂ per dag worden berekend. In het algemeen kan de leverancier van beluchters informatie verstrekken met betrekking tot het standaard-zuurstoftoevoervermogen per kW-vermogen van de beluchter. Globaal ligt het zuurstofinbrengvermogen van beluchters bij 1,5 kg O₂ per uur per kW. Met name bellenbeluchters kunnen een hogere zuurstoftoevoer per kW realiseren. Het te installeren beluchtersvermogen volgt uit formule 36.

Voor de gegeven praktijkvoorbeelden in hoofdstuk 3 en 4 is het benodigde geïnstal-

leerde vermogen van een beluchter berekend op basis van de vereiste zuurstofverbruiken. Het zuurstofverbruik is gebaseerd op continue zuurstoftoevoer over 24 uur per dag. In een SBR wordt slechts enkele uren belucht, zodat de benodigde zuurstofcapaciteit per uur wordt berekend volgens formule 37.

Het benodigde vermogen van de beluchters voor de praktijkvoorbeelden staat in tabel 11.

Bij de spoelvloeistofsystemen is geen onderscheid gemaakt voor het type onderkelder- ring, omdat de kelderuitvoering geen invloed heeft op de CZV- en stikstofvrachten die het zuurstofverbruik in de beluchter bepalen. Het beluchtersvermogen in een SBR is gro- ter dan in een spoelvloeistofsysteem, omdat de benodigde zuurstof in een kortere perio- de moet worden ingebracht.

Formule 36:

$$P_{bel} = \frac{OC_s}{1,5 \text{ kg O}_2 / (\text{uur kW})}$$

waarin:

P_{bel} = geïnstalleerd beluchtersvermogen (kW)

Formule 37:

$$ZV_{SBR} = \frac{ZV_{CZV} + ZV_N}{t_{aer}}$$

waarin:

ZV_{SBR} = zuurstofverbruik in een SBR (kg O₂/uur)

Tabel 11: Indicatie van beluchtewermogen voor de praktijkvoorbeelden

<i>Spoelvloeistofsystemen</i>	Beluchtervermogen (kW)
200 zeugen met gedeeltelijke of volledige onderkeldering	3
2.500 vleesvarkens met gedeeltelijke of volledige onderkeldering	16
200 zeugen/1.420 vleesvarkens met gedeeltelijke of volledige onderkeldering	12
<i>Sequentia/ Batch Reactor</i>	
200 zeugen	3
2.500 vleesvarkens	21
200 zeugen/1.420 vleesvarkens	16

7 OPSTART

7.1 Periode

Wanneer de reactor niet is voorzien van een verwarmingsinstallatie is het nauwelijks mogelijk om het nitrificatieproces op te starten in een koude periode waarin de temperatuur in de reactor lager is dan de ontwerptemperatuur. Bij aanvang van het beluchtingsproces moet de biologische omzetting capaciteit zich nog ontwikkelen. Omdat de groeisnelheid van de nitrificerende bacteriën vermindert naarmate de temperatuur lager is, zal het in koude periodes langer duren voordat een gewenste bacteriepopulatie is opgebouwd. De warmteproductie door CZV en stikstofafbraak is dan laag en meestal te gering om afkoeling ten gevolge van de lage buitentemperatuur te compenseren. Indien geen externe verwarmingsbron beschikbaar is, wordt aanbevolen de opstartprocedure te beginnen wanneer de vloeistof temperatuur in de reactor en de buitentemperatuur bij aanvang gelijk is aan of hoger is dan de ontwerp temperatuur van 10°C.

7.2 Verdunning

Het ammoniumgehalte van dunne mestfractie van gescheiden zeugen- en vleesvarkensmest is dusdanig hoog, dat wanneer gestart wordt met het beluchten van de dunne mestfractie het nitrificatieproces hierdoor geremd wordt. Bij een temperatuur van 10°C en een pH van 8 begint remming op te treden van de eerste stap van het nitrificatieproces, wanneer het ammonium-N-gehalte 456 mg/l bedraagt (zie paragraaf 3.2.3 Maximaal toelaatbare ammonium-stikstofconcentratie). Tijdens de opstartfase is het doel een snelle ontwikkeling van de nitrificerende bacteriepopulatie te bewerkstelligen. Om de opstartprocedure binnen een zo kort mogelijk tijdsbestek te doorlopen dient de mest die bij aanvang in de beluchtingstank aanwezig is te worden verdund tot circa 450 mg/l ammonium-N. Dit betekent dat dunne fractie zeugmest en dunne fractie vleesvarkensmest verdund moeten worden met water met respectievelijk circa een factor 6 en 10. (Bij hogere temperaturen dient verder

verdund te worden. Zie paragraaf 3.2.3) Door het verdunnen zal de pH van de reactor inhoud enigszins dalen in de richting van pH 7. Bij deze pH is minder stikstof in de vorm van ammoniak (NH₃) aanwezig dan bij pH 8, waardoor hogere ammoniumgehalten (NH₄-N) toelaatbaar zijn.

7.3 Ent-slib

Het is aan te bevelen bij aanvang van het beluchtingsproces een hoeveelheid nitrificerende bacteriën in de reactor te brengen, bij voorkeur afkomstig uit een biologisch mestzuiveringsproces. Het enten van nitrificerende bacteriën is niet noodzakelijk, maar bespoedigt de opstartprocedure aanmerkelijk. De opstartprocedure is doorlopen wanneer zich de gewenste bacteriepopulatie in de beluchter heeft opgebouwd en die zich handhaaft. Naarmate een grotere hoeveelheid bacterieslib van elders wordt aangevoerd, wordt de benodigde slijbconcentratie sneller bereikt.

7.4 Procedure

Wanneer het entslib bij de verdunde mestvloeistof in de reactor is gebracht, dient te worden beoordeeld hoeveel mest in deze aanvangsfase dagelijks kan worden toegevoerd. Geadviseerd wordt om in eerste instantie geen mest toe te dienen. Aan de hand van de daling van het ammoniumgehalte in de beluchtingstank kan worden berekend hoeveel ammoniumstikstof per dag wordt omgezet. Vervolgens kan dagelijks even zoveel ammonium worden toegevoegd via mest. Door de groei van het bacterieslib neemt de omzetting capaciteit langzaam toe. Wanneer het ammoniumgehalte in de beluchter afneemt wordt per tijdseenheid meer ammonium omgezet dan via mest wordt aangevoerd. De mestdosering kan worden opgevoerd tot het niveau waarbij de aanvoer van ammonium weer gelijk is aan de hoeveelheid stikstof die is omgezet. Deze procedure kan worden voortgezet tot de gewenste hoeveelheid mest wordt behandeld. Het is mogelijk dat voordat het ge-

wenste mestvolume wordt behandeld het ammoniumgehalte in de beluchter een minimumniveau bereikt. Wanneer het minimumniveau enkele dagen gehandhaafd blijft, kan de toevoer van mest worden verhoogd. In deze situatie is het moeilijker te beoordelen hoe sterk de mestdosering mag toenemen. Geadviseerd wordt de trend uit het voorgaande traject te volgen. Bij een te hoog opgelopen ammoniumgehalte zal opnieuw moeten worden verdund en een deel van de reactorinhoud moeten worden afgevoerd.

7.5 Metingen en begeleiding

Tijdens de opstartfase kunnen de biologische processen gemakkelijk worden verstoord. Deskundige beoordeling van het procesverloop is in deze fase van essentieel belang. Gedurende de opstart is het minimaal noodzakelijk regelmatig het ammoniumgehalte in de beluchter te controleren, om te kunnen beoordelen of de mestdosering kan worden opgevoerd. Het is echter zinvol om een aantal aanvullende waarnemingen te verrichten om de procescondities in de beluchter te controleren, zoals pH, temperatuur en zuurstofgehalte (zie ook paragraaf 53.1). Aan de hand van het nitriet- en nitraatgehalte in de uitgespoelde mest bij het spoelstroomsysteem en aan het einde van de anaërobe fase bij een SBR, kan het verloop van het denitrificatie-

proces worden beoordeeld. Tijdens de opstartprocedure wordt het systeem meestal voor de eerste maal in bedrijf genomen. Eventuele tekortkomingen in het systeem kunnen door de metingen snel aan het licht komen en worden opgelost. De duur van de opstartperiode is sterk afhankelijk van de situatie en kan variëren van enkele weken tot enkele maanden.

Na de opstartfase kunnen de begeleiding en het aantal metingen worden beperkt. Belangrijk is dat bij storingen de gebruiker direct deskundige hulp kan inschakelen. Verkeerde ingrepen in het proces kunnen het nitrificatieproces volledig verstoren. Aanbevolen wordt enkele alarmeringen aan te brengen. Wanneer het zuurstofgehalte in de reactor (bij SBR tijdens de beluchtingsperiode) gedurende bijvoorbeeld meer dan een half uur beneden een in te stellen minimumgehalte blijft, is dat ongewenst en zou een alarmering in werking moeten treden en een storingsdienst ingeschakeld moeten worden om het probleem te verhelpen. Evenzo zijn temperaturen in de reactor beneden 10°C en boven 40°C onwenselijk en zouden alarmeringen in werking moeten treden wanneer de kritische temperatuurgrenzen genaderd worden. In bijlage 7 zijn enkele handreikingen opgenomen met betrekking tot de metingen en ingrepen tijdens de opstart en full scale bedrijfsvoering.

8 DISCUSSIE EN CONCLUSIES

8.1 Discussie

Reactorvolume bij spoelsystemen
Het reactorvolume is bij spoelsystemen aanzienlijk groter dan bij het SBR-systeem. De reden hiervoor is dat geen slibbezinking en -retournering wordt toegepast, waardoor de slibverblijftijd in de reactor wordt bepaald door de vloeistofverblijftijd in de reactor. Omdat bij spoelsystemen naast verse mest een grote hoeveelheid spoelvloeistof naar de beluchter gevoerd wordt, moet de reactorinhoud dan ook groter zijn dan wanneer alleen de mest wordt behandeld om een zelfde vloeistofverblijftijd te kunnen realiseren.

In het spoelsysteem wordt de beluchte spoelvloeistof met het bacterieslib terug in de mestputten gepompt om vervolgens tesamen met een hoeveelheid verse mest opnieuw gescheiden en belucht te worden. Een deel van het slib zal dus via de spoelvloeistofstroom terugkomen in de beluchtingstank. Omdat het aandeel bacteriën dat via de spoelvloeistofstroom terug kan komen in de beluchter sterk afhankelijk is van de scheidingsmethode die is ingezet en omdat niet bekend is hoe actief deze bacteriën zijn en in welke mate ze bijdragen aan het nitrificatieproces, is in de ontwerpberekeningen geen rekening gehouden met slibretour via de spoelvloeistofstroom. De werkelijke slibleeftijd zal groter zijn dan de hydraulische verblijftijd.

Het benodigde volume van de reactor bij spoelvloeistofsystemen kan worden beperkt wanneer men minder frequent zou spoelen of wanneer niet de volledige hoeveelheid spoelvloeistof naar de beluchter zou worden geleid. Wanneer in plaats van dagelijks éénmaal per twee dagen zou worden gespoeld, leidt dat nagenoeg tot een halvering van de te beluchten vloeistofstroom en dus tot nagenoeg een halvering van het volume van de reactor. Minder frequent spoelen leidt tot een hogere ammoniakconcentratie in de mestput en daarom tot een toename van de ammoniakemissie uit de stal. Bij een spoelfrequentie van één maal per drie dagen is het mogelijk de ammoniakemissie bij vleesvarkensstallen te reduceren beneden het Groen Label-niveau (BB 93.11 .011/A 9504.024; Visser en Van Everdingen, 1995).

In tabel 12 is voor elk praktijkvoorbeeld met het spoelvloeistofstelsysteem het vereiste reactorvolume gegeven bij een variërende spoelfrequentie.

Een lagere spoelfrequentie leidt tot een kleiner benodigd reactorvolume, waardoor de investeringskosten afnemen. De reactortemperatuur zal toenemen omdat een minder groot vloeistofvolume behoeft te worden opgewarmd.

Tabel 12: Invloed van toegepaste spoelfrequentie op het benodigde reactorvolume bij spoelvloeistofsystemen (in m³)

Bedrijf	Onderkeldering	1x per dag	1x per 2 dagen	1x per 3 dagen
zeugen (200)	volledig	571	296	205
	gedeeltelijk	380	201	141
vleesvarkens (2.500)	volledig	1.819	942	650
	gedeeltelijk	1.068	566	399
gemengd (200/1.420)	volledig	1.605	832	574
	gedeeltelijk	987	523	368

Visser en Van Everdingen (1995) berekenen aan de hand van hun experimenten dat het volume van de beluchtingstank voor het spoelsysteem bij een bedrijfsgrootte van 3.000 vleesvarkens en éénmaal per drie dagen spoelen circa 500 m³ zou moeten bedragen, ofwel 6 vleesvarkens per m³ reactor. Dit is in overeenstemming met tabel 12, waarbij een reactorvolume van 399 m³ is aangegeven voor een bedrijf met 2.500 vleesvarkens op half-roostervloeren en éénmaal per drie dagen spoelen, ofwel 6,26 vleesvarkens per m³ reactor.

Hoeksma et al. (1993) werkten met een reactorvolume van 40 m³ voor 240 vleesvarkens terwijl dagelijks gespoeld werd. (6 vleesvarkens per m³ reactor). Volgens deze handleiding zou een reactorvolume van ruim 100 m³ benodigd zijn wanneer dagelijks gespoeld zou worden. Waarschijnlijk kon in het onderzoek van Hoeksma et al. (1993) met een kleinere reactor worden volstaan, omdat de temperatuur in de reactor boven 15°C werd gehouden (de gemiddelde procestemperatuur is niet bekend). Bij de korte hydraulische verblijftijd van twee dagen is het noodzakelijk dat slib via de spoelvloeistofstroom terugkeert naar de beluchter om een voldoende lange slibverblijftijd te kunnen realiseren.

Gezien de verschillen in ontwerpuitgangspunten en/of uitvoeringswijzen van de onderzochte spoelsystemen is het niet mogelijk om de ontwerprijtlijnen in deze handleiding te valideren met de beschikbare resultaten. Validatie en/of optimalisatie van het model aan de hand van praktijkproeven wordt aan bevolen.

Ook kan het benodigde volume van de reactor bij spoelsystemen worden vermindert door behandeling van een deelstroom van de totale hoeveelheid recirculerende spoelvloeistof. Ook deze procesvoering heeft tot gevolg dat de ammoniakconcentratie in de spoelvloeistof en daarmee de emissie uit de stal toeneemt. Van Gastel et al. (1997) onderzochten deze wijze van spoelvloeistofbereiding bij een spoelsysteem voor vleesvarkens-, zeugen- en biggenafdelingen. Voor alle diercategorieën was het mogelijk de stalemissie te verlagen tot bene-

den de Groen Label-drempelwaarde. De maximale ammoniakconcentratie in de spoelvloeistof waarbij de emissie beneden de Groen Label-norm blijft voor de verschillende diercategorieën kon uit dit onderzoek niet worden afgeleid.

Reactortemperatuur

Voor de continuïteit van het biologische stikstofverwijderingsproces is het van belang dat de procestemperatuur binnen het traject van 10° tot circa 40°C blijft. In hoofdstuk 5 zijn de reactortemperaturen berekend onder extreme zomer- en wintercondities. Zonder overkapping van de reactor zal onder extreme winterperiodes de temperatuur van de reactorinhoud beneden de dimensioneringstemperatuur van 10°C dalen. Bij spoelsystemen is het ook met overkapping van de reactor niet of nauwelijks mogelijk de minimumtemperatuur te handhaven. Er zullen bij spoelsystemen maatregelen getroffen moeten worden om de minimumtemperatuur te kunnen garanderen. Hiertoe zijn verschillende mogelijkheden. Het is mogelijk de reactortemperatuur via een warmtewisselings-systeem boven de minimumtemperatuur te regelen. Tijdens extreme wintercondities dient in het voorbeeldbedrijf met 200 zeugen circa 68 MJ/h energie effectief te worden ingebracht. Hiertoe kunnen bijvoorbeeld warmwaterleidingen en een CV-installatie worden geïnstalleerd. De exploitatiekosten kunnen hierdoor sterk toenemen.

Het terugbrengen van de spoelfrequentie heeft een positieve invloed op de reactortemperatuur. Wanneer bij het voorbeeldbedrijf met 200 zeugen de beluchter wordt ontworpen op een spoelfrequentie van één maal per 3 dagen, neemt de temperatuur in een overkapte reactor toe van 6,2 naar 8,7°C. Deze maatregel is voor zeugenbedrijven niet toereikend. Voor vleesvarkens- en gemengde bedrijven stijgt door deze maatregel de reactortemperatuur boven de ontwerp-temperatuur van 10°C.

Om sterke afkoeling van de reactorinhoud tegen te gaan is het mogelijk om ventilatielucht uit de stallen onder de overkapping van de beluchter te brengen. Ook hier geldt dat deze maatregel voor het voorbeeldzeugenbedrijf van 200 dieren niet toereikend is om de temperatuur in extreme wintercondi-

ties boven de ontwerptemperatuur te handhaven. Door de combinatie van een spoelfrequentie van éénmaal per 3 dagen en "warme" ventilatielucht onder de overkapping van de reactor leiden kan de minimum reactortemperatuur van 1 °C voor zeugenbedrijven gegarandeerd worden.

Wanneer mest wordt bewerkt in een SBR dan bestaat met name bij vleesvarkensbedrijven het risico dat de temperatuur in de reactor tijdens extreme zomercondities boven 40°C stijgt. De temperatuur kan gemakkelijk worden teruggebracht door de ventilatie-opening in de overkapping te vergroten en/of de toediening van mest (tijdelijk) te reduceren. Dit laatste vereist tijdelijke buffering, waardoor extra opslagvoorzieningen aanwezig moeten zijn. Door de onverdunde behandeling van de mest bij de toepassing van het SBR-systeem is het mogelijk om de SBR voor vleesvarkensmest te ontwerpen uitgaande van een reactortemperatuur van 20°C. In dat geval kan men volstaan met een kleinere reactor, omdat de groeisnelheid van de nitrificeerders dan hoger is.

Mestproductie en mestsamenvestelling
In de ontwerpberekeningen is gewerkt met een standaard-mestsamenstelling. In de praktijk verschilt de mestproductie en de mestsamenvestelling per bedrijf, afhankelijk van de water/voer-verhouding, de samenstelling van het voer, de voederwijze en het gebruik van bijproducten. Een grote variatie in mestproductie en mestsamenvestelling per bedrijf is te verwachten. Variatie in mesthoeveelheid en mestsamenvestelling heeft consequenties voor het zuurstofverbruik en de temperatuur in de reactor.
Wanneer een dunne mest geproduceerd wordt, daalt de temperatuur in de reactor ten opzichte van de situatie waarin "standaardmest" wordt belucht. Met name bij zeugenbedrijven is het realiseren van een reactortemperatuur boven 10°C in de winter zelfs met overkapping van de tank niet altijd haalbaar.

Bij het ontwerp van de reactor dient men bedacht te zijn op de mogelijke afwijking in de praktijk ten opzichte van de in dit rapport gehanteerde standaard-mestsamenstelling. Bij een toename van 20% van het mestvolu-

me bij gelijkblijvende hoeveelheden CZV en N daalt de temperatuur in een overkapte SBR met circa 1°C.

Wanneer de mest in de praktijksituatie hogere gehalten CZV en N bevat dan waarmee in de ontwerpberekeningen is gerekend, kan het zuurstoftoevoervermogen van de beluchter te laag gedimensioneerd zijn. Dit zal merkbaar worden wanneer de maximale ontwerptemperatuur bereikt wordt, omdat het zuurstoftoevoervermogen afneemt naarmate de temperatuur van de vloeistof stijgt. Deze situatie kan relatief gemakkelijk verholpen worden door de reactortemperatuur te verlagen door tijdens de zomer de ventilatie-opening in de overkapping te vergroten en/of door de mesttoevoer tijdelijk te beperken.

Gezien de grote variatie in mestsamenstelling op praktijkbedrijven kan men geneigd zijn het beluchtingsproces uit veiligheidsoverwegingen over te dimensioneren. Overdimensionering van het reactorvolume heeft een lagere reactortemperatuur tot gevolg. Er zullen bij inzet van een te grote reactor extra voorzieningen getroffen moeten worden om de minimum ontwerptemperatuur van 10°C in de winter te kunnen garanderen. Overdimensionering van de beluchtingscapaciteit heeft geen nadelige invloed te hebben op het energieverbruik, wanneer de beluchter voorzien is van een frequentieomvormer.

Controle van de anoxische fase
De duur van de anoxische fase in de SBR is afgeleid uit de verhouding tussen de nitrificatie- en denitrificatiesnelheid die in verschillende experimenten is gevonden (zie paragraaf 4.2.6). De werkelijke denitrificatiesnelheid die zal optreden is, wanneer voldoende nitraat aanwezig is, met name afhankelijk van de aanwezige hoeveelheid CZV tijdens de anoxische fase. In hoofdstuk 4 is voorgesteld de ontworpen duur van de anoxische fase op basis van de verhouding tussen nitrificatie- en denitrificatiesnelheid te controleren met behulp van formule 25 die de denitrificatiesnelheid berekent aan de hand van de CZV-slibbelasting tijdens de anoxische fase. Bij de controleberekeningen voor de voorbeeldbedrijven bleek de vereiste anoxische fase (circa 1,8 uur) op

basis van formule 25 aanzienlijk korter te zijn dan op grond van de vastgestelde verhouding tussen nitrificatie- en denitrificatiesnelheid was aangenomen (4,6 uur). Het grote verschil kan worden verklaard doordat formule 25 geen rekening houdt met een maximale denitrificatiesnelheid onder gegeven condities en daarom alleen gebruikt mag worden in de situatie waarin CZV limiterend is voor de denitrificatiesnelheid. Wanneer mest in korte tijd gedoseerd wordt tijdens de anoxische fase is het mogelijk dat de CZV-concentratie boven het limitatieniveau stijgt, zodat de denitrificatiesnelheid maximaal zal zijn voor de gegeven procescondities, maar onafhankelijk is van de CZV-belasting. Na verloop van tijd kan de CZV-concentratie door denitrificatie onder het limitatieniveau dalen. De denitrificatiesnelheid neemt vervolgens af naarmate de CZV-concentratie verder daalt. Vanaf welke CZV-slibbelasting de maximale denitrificatiesnelheid optreedt is niet bekend. Het is daarom ook niet bekend in hoeverre formule 25 de werkelijke denitrificatiesnelheid benadert voor de voorbeeldberekeningen in hoofdstuk 4. Het verschil tussen ontwerp en controle van de anoxische fase duur kan aan de hand van al of niet optreden van CZV-limitatie worden verklaard. De waarde van formule 25 als controleparameter voor de duur van de anoxische fase blijft overeind: de controle anoxische fase duur moet korter zijn dan de ontwerp anoxische fase duur. Wanneer dit niet het geval is dient het ontwerp te worden herzien.

Volledige denitrificatie

Of alle gevormde nitraat tijdens de anoxische fase kan worden omgezet is afhankelijk van de hoeveelheid voor de bacteriën beschikbare CZV (aangenomen dat voldoende tijd voor het denitrificeren beschikbaar is). Voor de nitraatdissimilatie is een minimale CZV/N-verhouding van 2,86 benodigd. Inclusief assimilatie van celmateriaal is een CZV/N-verhouding van 8,33 benodigd voor volledige denitrificatie. Indien rekening gehouden wordt met zowel assimilatie als endogeen nitraatverbruik liggen de CZV/N-verhoudingen tussen deze twee uiterste waarden, bijvoorbeeld met methanol als koolstofbron: 3,7 (Anoniem, 1975), voor syn-

thetisch afvalwater 4,95 (Klapwijk, 1978; Turk en Mavinic, 1986), voor huishoudelijk afvalwater BZV/N: 4 à 5 (Stora, 1985).

Bij spoelvroeststofsysteemen is volledige denitrificatie veelal geen probleem, omdat denitrificatie in de mestputten plaatsvindt waarin de verse mest "gedoseerd" wordt. In verse mest is voldoende koolstofbron beschikbaar voor volledige denitrificatie van het nitraat in de spoelvroeststof. De CZV/N-verhouding in vleesvarkens- en zeugenmest is >12 (zie tabel 1).

Bij de biologische stikstofverwijdering van voorgescheiden mest kan een tekort aan koolstofbron ontstaan wanneer de voorscheiding zeer volledig is geweest. Met andere woorden wanneer veel organische stof is verwijderd. Ten Have et al. (1994) stellen vast dat voor de volledige denitrificatie van bezonken zeugenmest in een voor-denitrificatiesysteem dosering van een extra koolstofbron noodzakelijk was. De CZV/N-verhouding van het influent bedroeg gemiddeld 7,7. Vanaf welke CZV/N-verhouding een aanvullende koolstofbron noodzakelijk is voor volledige denitrificatie in voorgescheiden mest is niet zonder meer aan te geven. Gesteld kan worden dat CZV-benutting voor denitrificatie in een SBR beter zal zijn dan in een voor-denitrificatiesysteem of bij simultane denitrificatie, omdat bij voor- en simultane denitrificatie een groter deel van het CZV via zuurstof wordt geoxydeerd. Indien een aanvullende koolstofbron nodig is, zal de dosering bij een SBR in verhouding tot andere procesvoeringen lager zijn.

Tevens is van belang ten aanzien van de minimaal benodigde CZV/N-verhouding welk deel van het CZV daadwerkelijk biologisch afbreekbaar (beschikbaar) is. Aannemelijk is dat naast het rantsoen van de dieren, de ouderdom van de mest hierbij van invloed is. Naarmate het langer duurt voordat de mest wordt behandeld zullen met name de makkelijk afbreekbare CZV-componenten via anaërobe processen zijn omgezet.

Wanneer de CZV/N-verhouding na voorscheiding van de mest beneden 8,3 ligt, is het mogelijk dat een aanvullende koolstofbron noodzakelijk is. De waarschijnlijkheid van de noodzaak voor de dosering van een extra koolstofbron neemt toe naarmate de CZV/N-verhouding afneemt richting 2,86.

Beneden een CZV/N-verhouding van 2,86 dient altijd een extra koolstofbron te worden gedoseerd.

Aanwendingsnormen voor mesteffluent
Mesteffluent mogen onbeperkt worden uitgereden wanneer het stikstofgehalte in het effluent beneden 200 mg N/l blijft (Staatscourant, 1997). Het is echter vrijwel onmogelijk om het stikstofgehalte in mest tot deze norm terug te brengen met behulp van het biologische stikstofverwijderingsproces. Een klein gedeelte van de in mest aanwezige stikstof is namelijk biologisch inert, ofwel niet of slechts zeer langzaam biologisch afbreekbaar. Dit deel blijft na langdurige biologische behandeling in het effluent achter. Bij zeugen- en vleesvarkensmest bedraagt het gehalte aan biologisch inerte stikstof respectievelijk circa 400 en 700 mg N/l (zie tabel 1), hetgeen hoger is dan de norm voor onbeperkt aanwenden. Daarnaast zal in het mesteffluent ook nog stikstof aanwezig zijn in de vorm van slib en een geringe hoeveelheid ammonium, nitriet en nitraat.

Het slib zal bij opslag van het effluent langzaam uitzakken en ook het nog aanwezige nitriet en nitraat zal langzaam worden omgezet met behulp van de koolstof die vrijkomt uit de afstervende bacteriemassa. Het is mogelijk dat ook een deel van de inerte stikstof bezinkt tijdens opslag, voor zover het in niet opgeloste vorm aanwezig is. Verwacht wordt dat zelfs na langdurige opslag het effluent een stikstofgehalte zal hebben van meer dan 200. Hiervan mag "slechts" 50 m³ per hectare bouw- en maïslaan en 100 m³ per hectare grasland aanvullend worden uitgereden

Wanneer de urine separaat van de faeces uit de stal kan worden afgevoerd, zoals bij mestschuiven met putvloeren onder afschot, wordt verwacht dat het gehalte slecht afbreekbare stikstof in de dunne fractie lager ligt. Het is mogelijk dat bij biologische behandeling van urine de norm van 200 mg/l stikstof gehaald kan worden.

Kosten

Van Gastel et al. (1997) berekenden de jaarkosten voor het spoelsysteem op f 27,- tot f 35,- per vleesvarkensplaats en f 145,- tot f 186,- per zeugenplaats, afhankelijk van de

gekozen voorscheiding.

Het perspectief van het spoelsysteem werd laag ingeschat, omdat voor elke diercategorie goedkopere emissie-arme huisvestingsystemen voorhanden zijn. De besparing op de mestafzetkosten door verlaging van het stikstofgehalte in het mesteffluent is te gering om de hoge kosten voor de bereiding van de spoelvloeistof te compenseren. Dit geldt zelfs wanneer het stikstofgehalte in het effluent tot beneden de grens voor onbeperkte aanwending (200 mg/l) verlaagd zou kunnen worden.

De kosten voor mestbewerking met behulp van scheiden en beluchten in een SBR-reactor moeten vergeleken worden met de kosten voor onbehandeld afzetten van mest om het perspectief te kunnen bepalen. Wanneer gerekend wordt met mestafzetkosten van f 15,- per ton mest en kosten voor opslag en emissie-arm aanwenden op nabij gelegen percelen van f 7,50,- per ton, wordt voor elke ton mesteffluent die niet naar te kortgebieden afgezet behoeft te worden f 7,50 bespaard. Het scheiden, beluchten en afzetten van dikke mestfractie kost echter meer dan f 7,50 per ton mesteffluent. De jaarkosten voor het scheiden en beluchten van zeugenmest kunnen bij een bedrijfs-grootte van 400 zeugen worden ingeschat op circa f 12,- tot f 15,- per ton geproduceerde mest.

Het perspectief voor toepassing van biologische stikstofverwijdering uit mest is vooralsnog gering. Het perspectief verbetert wanneer als gevolg van een stijging van de mestafzetkosten de besparing op de mestafzetkosten toeneemt. Tevens worden mogelijkheden gezien voor toepassing van biologische stikstofverwijdering uit mest wanneer de beluchting van mest wordt gecombineerd met luchtwassystemen, waarbij niet alleen de ammoniak- en geuremissie wordt beperkt maar tevens een deel van het mestvocht kan verdampen. De gezamenlijke jaarkosten voor het bewerken van mest en het verlagen van de stalemissie door middel van luchtwassen moeten dan opwegen tegen de kosten voor het onbehandeld afzetten van mest en een alternatieve vorm van emissie-arme huisvesting.

8.2 Conclusies

Bij een minimum procestemperatuur van 10°C, een zuurstofgehalte van 1,5 mg/l en een pH van 8 is een minimale slijbleeftijd van 10 dagen vereist voor het nitrificatieproces.

Indien het ontwerp van het nitrificatieproces plaatsvindt op basis van de te verwachten nitrificatiesnelheid van het nitrificerend slijb, dient te worden gecontroleerd of de minimale slijbleeftijd van 10 dagen bij 10°C, een zuurstofgehalte van 1,5 mg/l en pH 8 gegarandeerd is.

Bij spoelsystemen is tengevolge van de relatief grote vloeistofstromen (en reactoren) de minimumtemperatuur van 10°C in de reactor in de winter niet zonder meer te handhaven. Met name voor zeugenbedrijven zijn aanvullende maatregelen vereist om de minimumtemperatuur te kunnen garanderen. Door "warme" ventilatielucht uit de stallen onder de overkapping van de reactor te brengen en door de spoelfrequentie te reduceren tot éénmaal per drie dagen blijft de reactortemperatuur met redelijke zekerheid boven 10°C.

Overschrijding van de maximale procestemperatuur van 40°C in de zomer kan met name optreden bij de verwerking van vleesvarkensmest in een SBR. De reactortemperatuur is eenvoudig te verlagen door de ventilatie-opening in de overkapping van de reactor tijdelijk te vergroten.

Afhankelijk van het type voorscheiding, de gekozen procesvoering en de fractie biologisch afbreekbare koolstof (CZV) kan een aanvullende dosering van koolstofbron noodzakelijk zijn voor volledige denitrificatie. De minimaal benodigde CZV/N-verhouding is niet eenduidig vast te stellen. Naarmate de CZV/N-verhouding van het influent verder beneden 8,3 daalt neemt de waarschijnlijkheid op behoefte aan aanvullende koolstofbron toe. Aangenomen mag worden dat bij inzet van eenvoudige filtratiemachines voldoende koolstof in de dunne mestfractie resteert voor volledige denitrificatie. Bij behandeling van bezonken zeugenmest is mogelijk een extra koolstofbron nodig.

Verlaging van het stikstofgehalte in mest met behulp van biologische stikstofverwijdering beneden de norm voor onbeperkte aanwending van 200 mg/l is voor zowel de gebruikelijke zeugen- als vleesvarkensmest onmogelijk. Dit betekent tevens dat ondanks het feit dat het mesteffluent nauwelijks ammoniak bevat, emissiearme technieken moeten worden ingezet bij de aanwending van het mesteffluent. Van het effluent mag 50 m³ per hectare bouwland en 100 per hectare grasland aanvullend worden uitgereden.

Validatie van het gepresenteerde model aan de hand van praktijkproeven wordt aanbevolen.

LITERATUUR

- Anoniem 1975. *Process Design Manual for Nitrogen Control*. U.S. Environmental Protection Agency.
- Anoniem 1990. *Nitrogen Control*. Technomic Publishing, Basel, ISBN 1-56676-135-2.
- Anoniem 1992. *Handboek stikstofverwijdering*. STOWA (Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer), nr. 93-07, Hageman Verpakkers bv, Zoetermeer.
- Anoniem 1995. *Integrale Notitie mest- en ammoniakbeleid*. Ministerie van LNV, Tweede kamer, vergaderjaar 1995-1996, 24 445, nr. 1, SDU-uitgeverij, 's-Gravenhage.
- Anthonisen, A.C., R.C. Loehr, T.B.S. Prasanna and E.G. Srinath 1976. *Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid*. Water Pollution Control, vol 48, nr 5, p. 835-852.
- Baines, S., F. Svoboda, M.R. Evans and N.J. Martin 1986. *A Computer program for calculation of the extractable heat from aerobic treatment of animal wastes*. Journal Agricultural Engineering Research, vol 34, p.133-140.
- Bortone, G., S. Gemelli, A. Rambaldi and A. Tilocchi 1992. *Nitrification, denitrification and biological phosphate removal in sequencing batch reactors treating piggy waste water*. Water Science Technology, vol 25, nr 5-6, p. 977-985.
- Bruin, J. de 1993. *Stikstof- en fosfaatverwijdering door middel van een gecombineerd systeem van een SBR voor nitrificatie en een USB-reactor voor denitrificatie*. Landbouwuniversiteit Wageningen, Wageningen.
- Bruin, J. de 1996. *Persoonlijke mededeling*. Ingenieursbureau De Bruin.
- Burton, C.H., R.W. Sneath and J.W. Farrent 1993. *The effect of continuous aerobic treatment on the fate of the nitrogen component in piggy slurry*. AFRC Silsoe Research Institute, Silsoe, Bedford, MK45 4HS, UK., 6 p.
- Burton, C.H., R.W. Sneath and J.W. Farrent 1993. *Emissions of nitrogen oxide gases during aerobic treatment of animal slurries*. Bioresource Technology, vol 45, p. 233-235.
- Cumby, T.R. 1987. *A review of slurry aeration: 1. Factors affecting oxygen transfer*. J. Agric. Engin. Research, 36, p. 141-156.
- Evans, M.R., R. Hissett, M.P.W. Smith, D.F. Ellam and S. Baines 1979. *Effect of microorganism residence time on aerobic treatment of piggy waste*. Agricultural Wastes, vol 1, p. 67-85.
- Feenstra, L. en F. van Vorneburg 1992. *Mestscheiding bij centrale mestverwerking*. Informatie Centrum Mestverwerking, 192 p., Wageningen, ISBN 90-800913-4-0.
- Fernandes, L. 1991. *Treatment of liquid swine manure in the sequencing batch reactor under aerobic and anoxic conditions*. Canadian Agricultural Engineering, vol 33, p.151-155.
- Gastel, J.P.B.F. van 1996. *De bereiding van spoelvoerstof op het zeugenbedrijf van van Aert van Ooij bv*. Eindrapportage SPOM-project A94-011, Proefstation Varkenshouderij, 25 p.
- Gastel, J.P.B.F. van, N. Verdoes en M.P. Beurskens-Voermans 1997. *Euralclar mest-spoel- en mestbehandelingssysteem*. Praktijkonderzoek Varkenshouderij, Rosmalen, Proefverslag PI.172, 88 p.
- Haandel, A.C. van, P.L. Dold and G. v.d. Marais 1982. *Optimization of nitrogen removal in the single-sludge activated sludge process*. Water Science Technology, vol 14, Capetown, p. 443-461.
- Have, P.J.W. ten, H.C. Willers and P.J.L. Derikx 1994. *Nitrification and denitrification in an activated-sludge system for supernatant from settled sow-manure with molasses as extra carbon source*. Bioresource Technology, vol 47, p.135-141.

- Hoeksma, P., J. Oosthoek., N. Verdoes en J.A.M. Voermans 1993. *Reductie van ammoniakemissie uit varkensstallen door mestspoelen met beluchte spoelvoelstof*. IMAG-DLO, Wageningen, 56 p.
- Klapwijk, A. 1978. *Eliminatie van stikstof uit afvalwater door denitrificatie*. Proefschrift Landbouwniversiteit Wageningen, 132 p.
- Klapwijk, A., H. Brouwer en E. Vrolijk 1996. *Regeling N-eliminatie in actief-slibinstallatie met alternerend nitrificatie en denitrificatie*. H₂O, vol 29, nr 20, p.595-601.
- Klapwijk, A. en J.H. Rensink 1995. *Biologische Waterzuivering. Onderdeel aërobe zuivering*, Landbouwniversiteit Wageningen.
- Kleijn, J.P.L. de en J.A.M. Voermans 1991. *Scheiden van zeugenmest door bezinking*. Proefstation voor de Varkenshouderij, Rosmalen, Proefverslag PI .62, 56 p.
- Koot, A.C.J. 1980. *Behandeling van afvalwater*. Uitgeverij Waltman, Delft, 393 p.
- KWIN, Projectgroep KWIN 1996. *Kwantitatieve Informatie Veehouderij 1996- 1997 (KWIN)*. IKC-veehouderij, 368 p.
- Middelbeek, E.J. 1993. *Micro-organismen aan het werk. Functies en toepassingen in het milieu*. Wolters-Noordhoff, Groningen, ISBN 90-01-66031-2, p. 63.
- Mooij, M. 1996. *Samenstelling dierlijke mest*. Intern rapport IKC-veehouderij, Ede.
- Nijboer, L.F. 1988a. *Diskontinue aërobe zuivering van filtraat van mestvarkensdrijfmest in Sterksel*. Periode april 1982 tot april 1984. IMAG-DLO, Wageningen, 32 p.
- Nijboer, L.F. 1988b. *Kontinue aërobe zuivering van filtraat van mestvarkensdrijfmest in Sterksel*. Periode juli 1984 tot april 1986. IMAG-DLO, Wageningen, 47 p.
- Nijboer, L.F. 1989a. *Kontinue aërobe zuivering van filtraat van mestvarkensdrijfmest in Sterksel*. Periode juli 1984 tot april 1986. IMAG-DLO, Wageningen, 43 p.
- Nijboer, L.F. 1989b. *Kontinue aërobe zuivering van filtraat van vergiste mestvarkensdrijfmest in Sterksel*. Periode april 1986 tot maart 1988. IMAG-DLO, Wageningen 42 p.
- Nijboer, L.F. 1989c. *Kontinue aërobe zuivering van dunne fractie van bezonken zeugenmest in Sterksel*. Periode april 1988 tot september 1988. IMAG-DLO, Wageningen, 39 p.
- Painter, H.A. and J.E. Loveless 1983. *Effect of temperature and pH value on the growth rate constants of nitrifying bacteria in the activated-sludge process*. Water Research, vol 17, nr 3, p.237-248.
- Piekema, P.G. 1988. *Dimensioneringsgrondslagen van nitrificatie en denitrificatie in het actief slibproces*. PU Delft, 71 p.
- Randall, C.W., J.L. Barnard and H.D. Stensel 1992. *Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal*. Technomic Publ. CO. INC., Lancaster USA, 420 p.
- Slangen, J. 1996. *Persoonlijke mededeling*. IMAG-DLO.
- Smith, M.P.W. and M.R. Evans 1982. *The effect of low dissolved oxygen tension during the aerobic treatment of piggery slurry in completely mixed reactors*. Journal of Applied Bacteriology, vol. 53, p.117-126.
- Sneath, R.W., C.W. Burton and A.G. Williams 1992. *Continuous aerobic treatment of piggery slurry for odour control scaled up to a farm-size unit*. Journal Agricultural Engineering Research, vol 53, p. 81-92.
- Staatscourant 19 februari 1997.
- Stenstrom, M.K. and R.G. Gilbert 1981. *Effects of alfa, beta and theta factor upon the design, specification and operation of aeration systems*. Water Research, 15, p. 643-654.
- Stora 1985. *Denitrificatie*. Stichting toegepast onderzoek reiniging afvalwater, Rijswijk.

Turk, O. and D.S. Mavinic 1986. *Preliminary assesment of a shortcut in nitrogen removal from wastewater*. Canadian Journal for Civil Engineering 13, p. 600.

Verdoes, N., G.M. den Brok en J.H.M. van Cuyck 1992. *Mechanische mestscheiders als mogelijke schakel in de mestbewerking op bedrijfsniveau*. Proefstation voor de Varkenhoudery, Rosmalen, Proefverslag PI .77, 56 p.

Visser, R.O.J.E. en N.G.C. van Everdingen 1995. *PROEFPROJECT met het ontmetings- en spoelsysteem; van basistechnologie tot marktconcept*. Farmex Milieutechniek Drachten, SPOM, 20 p.

Willers, H.C. en P.J.W. ten Have 1991. *Ervaring met de centrale zuivering van kalvergier in de installaties Kleine Kolonie en Putten*. H₂O, vol 24, nr. 9, p. 244-247.

Willers, H.C., T.K. Vijn, P.J.L. Derikx en P.J.W. ten Have 1994. *Zwstofoverdracht in mestvloeistoffen afkomstig van verwerkingsinstallaties voor varkensmest en kalvergier*. Informatie Centrum Mestverwerking Wageningen, 33 p.

Willers, H.C., P.J.L. Derikx, P.J.W. ten Have en T.K. Vijn 1997. *Nitrification limitation in animal slurries at high temperatures*. Submitted for publication in Bioresource Technology.

Witteveen en Bos 1987. *Notitie: Warmtehuishouding aeratietank*. Witteveen en Bos Raadgevend Ingenieurs, 8 p.

BIJLAGEN

Bijlage 1: Verklarende symbolenlijst

	Eenheid
η_m = volumerendement; volume dikke mest als percentage van ingaand volume	(%)
η_s = scheidingsrendement van de voorscheider	(%)
θ = temperatuur-afhankelijkheidsfactor van de zuurstofoverdrachtscoëfficiënt	
$\mu_{abs}(15)$ = absolute maximale groei (μ_{abs}) bij 15°C, pH 7,5-8,5, geen zuurstoftekort en inhibitie = 0,2	(1/d)
μ_{max} = maximale groeisnelheid van <i>Nitrosomonas</i> onder bedrijfsomstandigheden	(1/d)
$B_{CZV,ano}$ = CZV-slibbelasting tijdens de anoxische fase	(kg CZV/kg slib.t _{ano})
C_A = actuele zuurstofconcentratie in de mest	(mg/l)
C_d = concentratie van een component in dikke mestfractie	(kg/m ³)
C_m = concentratie van een component in mest	(kg/m ³)
$C_{s,mest}$ = zuurstofverzadigingsconcentratie in mest	(mg/l)
$C_{s,w}$ = zuurstofverzadigingsconcentratie in zuiver water	(mg/l)
CZV_{in} = CZV-concentratie in dunne mestfractie	(kg/m ³)
CZV_{inert} = inerte effluent CZV-concentratie = inerte CZV-concentratie in mest	(kg/m ³)
f = fractie nitrificeerders in het slib	(-)
f_{dn} = fractie denitrificeerders = 0,75 (Klapwijk, 1992; Piekema, 1988)	(-)
l = inslagdiepte van lucht in de mestvloeistof	(m)
K_a = ionisatieconstante van salpeterigzuur (formule 7 en 8)	(-)
K_b = ionisatieconstante van ammoniak (formule 5 en 6)	(-)
K_d = afstervingsconstante van heterotrofe bacteriën = 0,04 1/d (Randall et al., 1992)	(1/d)
KLa_i = zuurstofoverdrachtscoëfficiënt in de mestvloeistof per meter inslagdiepte	(kg O ₂ /m ³ .m)
KLa_{mest} = zuurstofoverdrachtscoëfficiënt in mest	(m/s)
KLa_w = zuurstofoverdrachtscoëfficiënt in zuiver water	(m/s)
K_0 = affiniteitscoëfficiënt = 0,5 mg/l; zuurstofconcentratie waar $\mu = 1/2 \mu_{max}$	(mg/l)
K_w = ionisatieconstante van water	(-)
NH_3 = ongedissocieerd (vrij) ammoniak	(mg/l)
NH_4-N = ammonium-N-concentratie in de reactor	(mg/l)
N_{in} = stikstofconcentratie in dunne mestfractie	(kg/m ³)
N_{inert} = inerte stikstofconcentratie in mest	(kg/m ³)
N_{nit} = stikstof dat per etmaal in de SBR moet worden genitrificeerd	(kg N/d)
N_{slib} = stikstof opgenomen in slib	(kg/m ³)
NO_3-N = nitrietconcentratie in de reactor	(mg/l)
O_2 = zuurstofconcentratie	(mg/l)
OC = vereist zuurstofinbrengvermogen o. b.v. zuurstofverbruik	(kg O ₂ /uur)
OC_s = zuurstofinbrengvermogen van de beluchter onder standaardconditie	(kg O ₂ /uur)
P_{bel} = geïnstalleerd beluchtersvermogen	(kW)
PH = zuurgraad	(-)
Q = influentdebiet van de reactor	(m ³ /d)
Q_d = debiet dikke mestfractie	(m ³ /d)
Q_{in} = influent dunne mestfractie debiet van de reactor	(m ³ /d)
Q_{lucht} = ingebrachte hoeveelheid lucht in de mestvloeistof	(m ³ /uur)
Q_m = debiet inkomende mest naar scheider	(m ³ /d)
q_n = nitrificatiesnelheid van <i>Nitrosomonas</i>	(kg N/kg X _n .d)
r_d = denitrificatiesnelheid van mengslib	(kg NO ₃ -N/kg slib.d)

r_n	= actuele nitrificatiesnelheid in de SBR van mengslib	(kg NH ₄ -N/kg slib.d)
SVT	= hydraulische verblijftijd van het slib in de SBR = V_{SBR}/Q_{in}	(d)
SVT _{aer}	= minimale aërobe SlibVerblijfTijd	(d)
T	= temperatuur	(°C)
V _{ov}	= overschot spoelvoestofvolume	(m ³ /d)
V _{SBR}	= nat SBR-volume	(m ³)
V _{sp}	= spoelvoestofvolume	(m ³ /d)
V _R	= nat volume van de reactor	(m ³)
X _h	= heterotroof slibgehalte	(kg/m ³)
X _n	= Nitrosomonas slibgehalte	(kg/m ³)
Y _h	= biomassa-opbrengst heterotrofe bacteriën	
	= 0,40 kg slib/kg CZV (Anoniem, 1995)	(kg X/kg CZV)
Y _n	= biomassa-opbrengst <i>Nitrosomonas</i>	(kg X _n /kg N)
Y _{netto}	= netto heterotrofe slibopbrengst (Yield)	
	slibopbrengst gecorrigeerd voor afsterving	(kg slib/kg CZV)
z v _{den}	= nitraat-zuurstofverbruik tijdens denitrificatie	(kg CZV/d)
z v _N	= zuurstofverbruik voor stikstofverwijdering in een SBR	(kg O ₂ /d)
z v _{nit}	= zuurstofverbruik door nitrificatie	(kg O ₂ /d)
ZV _{oxi}	= zuurstofverbruik voor CZV-oxidatie	(kg O ₂ /d)
ZV _{SBR}	= zuurstofcapaciteit in een SBR	(kg O ₂ /uur)
ZV _R	= totaal zuurstofverbruik in de reactor	(kg O ₂ /d)

Bijlage 2: Verklarende woordenlijst

aërobe omzetting	biologische omzetting met behulp van zuurstof
anoxische omzetting	biologische omzetting in afwezigheid van zuurstof als elektronendonor
autotrofen	bacteriën die CO ₂ in plaats van organische stof gebruiken als koolstofbron
biomassa	hoeveelheid bacteriën
convector	een vloeibaar of gasvormig medium dat warmte opneemt van of afstaat aan een vast medium ten gevolge van opgelegde stroming (gedwongen convector) of ten gevolge van de warmte-overdracht zelf (vrije convector)
CZV	Chemisch Zuurstof Verbruik; maat voor het (chemisch oxideerbaar) organisch stofgehalte
denitrificatie	reductie van nitraat tot stikstofgas door heterotrofe bacteriën
endogene ademhaling	zuurstofverbruik van bacteriën in afwezigheid van voedingsstoffen
enthalpie van lucht	de hoeveelheid warmte nodig om 1 kg lucht plus x kg water van 0°C te verwarmen tot t °C.
entmateriaal	slib uit een bestaande beluchtinstallatie waarmee een nieuw beluchtingsproces wordt opgestart
geleiding	moleculair warmtetransport door een vast of stilstaand medium
heterotrofen	bacteriën die organische stof als koolstof- en energiebron gebruiken.
<i>Nitrobacter</i>	bacterie die nitriet omzet tot nitraat
<i>Nitrosomonas</i>	bacterie die ammonium omzet tot nitriet
nitrificatie	oxidatie van ammonium tot nitraat door autotrofe bacteriën
pH	maat voor de zuurgraad van een vloeistof
slib	algemene benaming voor bacteriesuspensie
straling	objecten met een temperatuur boven het absolute nulpunt, die straling (warmte) aan de omgeving overdragen
substraat	voedingsstof voor bacteriën
uitspoelen bacteriën	verdwijnen van bacteriën uit de reactor, vanwege een lagere slibverblijftijd dan de mestverblijftijd in de reactor

Bijlage 3: Uitgangspunten bij het berekenen van het spoelvoeristofvolume in de mestkelders

Tabel 3.1: Uitgangspunten bij de berekening van het spoelvoeristofvolume in de mestputten van de diverse diercategorieën; spoelvoeristofhoogte = 0,1 m

Diercategorie	Onderkeldering	Oppervlak mestput (m ² /dp)
vleesvarken	volledig	0,7
vleesvarken	gedeeltelijk	0,4
guste/dragende zeugen	gedeeltelijk	0,6
kraamzeugen	volledig	4'
kraamzeugen	gedeeltelijk	2
gespeende biggen	volledig	0,3
gespeende biggen	gedeeltelijk	0,15

Tabel 3.2: Gegevens zeugenbedrijf voor het bepalen van het aantal hokken in verband met mestkelderoppewlak en mestproductie per zeugenplaats

Type hok	% van totaal aantal zeugen	aantal dieren per afdeling	aantal dieren per hok
kraam	25	10	1
biggenhokken	30	60	10
guste/dragende zeugenhokken	84	42	1

Bijlage 4: Scheidingsrendementen van verschillende rnestscheiders

Type scheider	Scheidingsrendement (% in dikke fractie)					
<i>Vleesvarkens</i>	Volume	Droge stof	Stikstof	Fosfor	Bijzonderheden	Referentie
Zeefband SCS	23,1	34,6	21	27	0,2 - 2 mm	1
Zeefband JOZ	17,1	30	16	18		1
Zeefmachine	10-23	21-43				2
Trilzeef	23,7	41,2	27	23		1
Vijzelpers FARMEX	15,8	30,1	23	18		1
Vijzelpers FAN	20,5	32,1	26	24		1
Filterpers	12	57 - 77				2
Decanter	22	71	35	85	met PE	2
Decanter	13	57	21	70	zonder PE	2
Zeefbandpers	24		52	94	met PE	2
Zeefbandpers	15,4	32,9	22	29	zonder PE	1
<i>Zeugen</i>						
Zeefband SCS	17,4	38,7	17	19		1
Zeefband JOZ	12,8	25,5	17	10		1
Vijzelpers FARMEX	5,3	8,8	4	7		1
Vijzelpers FAN	16	27,5	15	13		1
Trilzeef	5,9	18,9	4	10		1
Zeefbandpers	20	43	24	26		2
Bezinking	28	68	44	90	met PE	3
Bezinking	26	59	38	57	zonder PE	3

1 = Verdoes et al., 1992
2 = Feenstra en Van Voorneburg, 1992
3 = De Kleijn en Voermans, 1991

Bijlage 5: Slibverblijftijden in verschillende mestzuiveringsinstallaties

Bron	Type zuivering	Type mest	Temperatuur aeraal tank [°C]	pH aeratietank	Zuurstof verzadiging %	Zuurstof concentratie [mg/l]	Ingestelde silbverblijftijd [d]	Berekende silbverblijftijd [d]	Stikstof omzetting/ verwijdering [%]	Opmerkingen
Burton et al.	CSTR 1)	gezeefde varkensmest	30	8	20	1,54	4	2,5	70 TKN	genitrificeerd
Evans et al., 1979	CSTR	gecentrifugeerde varkensmest	15	8	20	2,03	3-7	6,6	35 TKN	bij 1.5 dag geen nitrificatie
			15	8	20	2,03	>7	6,6	40 TKN	enkel nitrificatie
Gastel et al., 1997	voordentrificatie (spoelsysteem)	gecentrifugeerde mengmest	26	7	20	1,65	5	6,0	71 TKN	effluent N = 0,5g/l
	voordentrificatie (spoelsysteem)	gecentrifugeerde zeugenmest	24	7	20	1,71	4	6,9	79 TKN	effluent N = 0,5g/l
Smith en Evans, 1982	CSTR	verdunde varkensmest	15	7,1	30	3,04	7	10,3	54 TKN	98% convertible N genitrificeerd
			15	7,1	30	3,04	3	10,3		Verblijftijd > 3 dagen begin nitrificatie
Sneath et al. 1992	CSTR	gezeefde mest	27,4	5,9	onbekend		4,1		56	NO _x aangetoond
			22,8	7	onbekend		2,2		21	NH ₃ -emissie
			20,9	7,4	onbekend		1,1		gering	NH ₃ -emissie

1) CSTR = continuously stirred tank reactor

Tabel : Minimale silbverblijftijdenbij biologische mestbehandeling waarbij nitrificatie is waargenomen vergeleken met berekende silbverblijftijden volgens vergelijking 3 en 4.

Bijlage 6: Warmtebalans over de reactor

Symbolenlijst warmtebalans

A	= oppervlakte bovenzijde reactor	(m ²)
AW	= oppervlakte zijwand reactor	(m ²)
C _l	= soortelijke warmte van lucht = 1.10 ⁻³ MJ/kg.K	(MJ/kg.K)
C _w	= soortelijke warmte van water = 4,19 x 10 ⁻³ MJ/kg.K	(MJ/kg.k)
CZV _{oxi}	= CZV ten behoeve van substraat oxidatie in de reactor	(kg CZV/uur)
d	= reactordiameter	(m)
E _{bodem}	= warmteverlies door geleiding door de bodem	(MJ/uur)
E _{bel}	= warmteproductie door de beluchtingsmotor	(MJ/uur)
E _{conv}	= warmteverlies door convectie	(MJ/uur)
ECZV	= warmteproductie door CZV-afbraak	(MJ/uur)
E _{damp1}	= warmteverlies door verdamping aan het mestoppervlak	(MJ/uur)
E _{damp2}	= warmteverlies door verdamping in de ingeslagen luchtbellen	(MJ/uur)
E _{enth,b}	= enthalpie-inhoud van de door de opening binnenkomende lucht	(MJ/kg)
E _{enth,r}	= enthalpie-inhoud van de damp onder de overkapping	(MJ/kg)
E _{geleiding}	= warmteverlies door geleiding door de zij- en bodemwanden	(MJ/uur)
E _{lucht}	= warmteverlies door opwarming ingeslagen lucht	(MJ/uur)
E _{mest in}	= warmtetoevoer via de warme inkomende mest	(MJ/uur)
E _{mest uit}	= warmteverlies door warme gezuiverde mest in het effluent	(MJ/uur)
E _{nit}	= warmteproductie door nitrificatie	(MJ/uur)
E _{straling}	= warmteverlies door straling vanaf de reactor	(MJ/uur)
E _{uit}	= totale uitgaande warmte	(MJ/uur)
E _{wand}	= energieverlies door geleiding door de zijwand	(MJ/uur)
i	= inslagdiepte van lucht in de mestvloeistof	(m)
k	= warmtegeleidingscoëfficiënt van zand = 0,54 W/m.K	(W/m.K)
k _b	= constante van Stefan-Boltzmann = 5,67 x 10 ⁻⁸ W/K ⁴ .m ²	(W/K ⁴ .m ²)
l	= aanstroamlengte = d	(m)
N _{nit}	= NH ₄ ten behoeve van nitrificatie	(kg NH ₄ /uur)
NO ₃	= NO ₃ ten behoeve van denitrificatie	(kg NO ₃ /uur)
Nu	= getal van Nusselt	(-)
O	= oppervlakte-opening in overkapping	(m ²)
P _{bel}	= vermogen van de beluchter	(kW)
Pr	= getal van Prandtl = 0,71 voor lucht	(-)
p _{r(b)}	= waterdampspanning onder de gegeven relatieve reactor (buiten) luchtvochtigheid	(mm Hg)
p _{s(r, b)}	= verzadigde waterdampspanning bij een gegeven temperatuur T _{r(b)}	(mm Hg)
Q _{lucht}	= ingebrachte hoeveelheid lucht in de mestvloeistof	(m ³ /uur)
Q _{mest}	= influent mestdebiet naar reactor	(m ³ /uur)
Q _{damp1}	= hoeveelheid water dat verdampt naar de atmosfeer	(m ³ /uur)
Q _{damp2}	= hoeveelheid water dat verdampt in de ingeslagen luchtbellen	(m ³ /uur)
Re	= getal van Reynolds	(-)
RV	= relatieve luchtvochtigheid	(%)
T _o	= referentietemperatuur = 273 K	(K)
T _b	= buitentemperatuur	(K)
T _g	= grondwatertemperatuur	(K)
T _m	= influent mesttemperatuur	(K)
T _r	= reactortemperatuur	(K)
	= windsnelheid	(m/s)
X _b	= waterdampgehalte in (droge) buitenlucht	(kg wd/kg dl)
X _r	= waterdampgehalte in lucht in de reactor	(kg wd/kg dl)
z	= dikte zandlaag onder reactor = 0,5 m	(m)

ZV	= zuurstofverbruik in de beluchter	(kg O ₂ /uur)
α_b	= warmtedoorgangscoefficient vloer/bodem	(W/m ² .K)
α_{O_2}	= zuurstofoverdrachtscoefficient per meter inslagdiepte	(kg O ₂ /m ³ .m)
α_w	= warmtedoorgangscoefficient wand/lucht = 3,4 W/m ² .K	(W/m ² .K)
$\alpha_{w,tot}$	= totale warmtedoorgangscoefficient wand/lucht	(W/m ² .K)
α_z	= warmtedoorgangscoefficient betonvloer/zand bodem = 2,3 W/m ² .K	(W/m ² .K)
η_l	= kinematische viscositeit van lucht = 17,1.10 ⁻⁶ Pa.s	(Pa.s)
η_{bel}	= evenwichtsituatie van ingeslagen lucht in de mestvloeistof	(%)
λ	= warmteoverdrachtscoefficient water/lucht	(W/m ² .K)
λ_l	= warmtegeleidingscoefficient van lucht = 0,024 W/m.K	(W/m.k)
ρ_l	= dichtheid van lucht	(kg/m ³)
ρ_w	= dichtheid van water = 1.000 kg/m ³	(kg/m ³)

In een evenwichtssituatie geldt: ingaande warmte = uitgaande warmte, oftewel $E_{in} = E_{uit}$

WARMTE IN:

$$E_{in} = E_{mes\ in} + E_{CZV} + E_{nit} + E_{bel}$$

waarin:

- warme mestvloeistof:

$$E_{mest\ in} = Q_{mest} \times (T_m - T_o) \times c_w \times \rho_w$$

- afbraak van CZV en stikstof:

$$E_{CZV} = (CZV_{oxi} - 2,86 \times NO_3) \times 14 MJ/kg\ O_2$$

$$E_{nit} = N_{nit} \times 6,3 MJ/kg\ O_2$$

- warmteproductie beluchter:

$$E_{bel} = 80\% \times P_{as} \times 3,6 MJ/kW$$

$$P_{as} = 80\% \times P_{bel} \quad P_{bel} = \frac{OC_s}{1,5\ kg\ O_2/(uur\ kW)} \quad C_{s,w}(T_r) = \frac{483,87}{32,71 + T_r}$$

$$ZV_{reactor(SBR)} = 0,9 \times \left(\frac{0,8 \times C_{s,w}(T_r) - 1,5}{7,1} \right) \times 1,02^{(T_r-20)} \times OC_s$$

WARMTE UIT:

Voor een niet overkapte reactor geldt:

$$E_{uit} = E_{damp1} + E_{conv} + E_{lucht} + E_{damp2} + E_{mest\ uit} + E_{geleiding} + E_{straling}$$

Voor een overkapte reactor geldt:

$$E_{uit} = E_{enth} + E_{mest\ uit} + E_{geleiding} + E_{straling}$$

- verdamping aan mestoppervlak:

$$E_{damp1} = 2 \times A \times \lambda \times (p_r - p_b) \times 0,0036\ MJ/W$$

$$p_s(r,b) = e^{(18,306 - 3814,44/(T_{(r,b)} - 46,13))} \quad p_{r(b)} = p_s(r,b) \times RV_{r(b)}/100\%$$

$$x_{r(b)} = 0,622 \times \frac{p_{r(b)}}{760\ mmHg - p_{r(b)}} \quad \rho_l = \frac{219,67}{T_b \times (x_b + 0,622)}$$

$$\lambda = \frac{Nu \times \lambda_l}{l} \quad Nu = 0,036 \times Re^{0,8} \times Pr^{0,33} \quad Re = \frac{\rho_l \times v \times l}{\eta_l}$$

$$Q_{damp1} = E_{damp1} / 2,45\ kg\ water/MJ$$

- convectie aan het mestoppervlak:

$$E_{conv} = A \times \lambda \times (T_r - T_b) \times 0,0036 \text{ MJ/W}$$

- opwarming/afkoeling van de ingeslagen lucht:

$$E_{lucht} = Q_{lucht} \times \rho_l \times c_l \times (T_r - T_b) \quad Q_{lucht} = \frac{OC}{\alpha_{O_2} \times l}$$

- verdamping in de ingeslagen luchtbelen:

$$E_{damp2} = Q_{lucht} \times \rho_l \times (x_r - x_b \times \eta_{bel}) \times 2,45 \text{ MJ/kg wd}$$

$$Q_{damp2} = E_{damp2} / 2,45 \text{ kg water/MJ}$$

- enthalpie toename damp/lucht boven de reactor:

$$E_{enth} = 3.600 \times v \times O \times \rho_l \times (E_{enth,r} - E_{enth,b})$$

$$E_{enth,r(b)} = 1.005 \times T_{r(b)} + x_{r(b)} \times (2500 + 1,86 \times T_{r(b)}) \quad (\text{N.B. } T \text{ in celsius})$$

$$Q_{enth} = E_{enth} / 2,45 \text{ kg water/MJ}$$

- warme mestvloeistof in het effluent van een niet overkapte reactor:

$$E_{mest uit} = (Q_{mest} - Q_{damp1} - Q_{damp2}) \times (T_r - T_o) \times c_w \times \rho_w$$

- warme mestvloeistof in het effluent van een overkapte reactor:

$$E_{mest uit} = (Q_{mest} - Q_{enth}) \times (T_r - T_o) \times c_w \times \rho_w$$

- geleiding door de zijwanden en bodem:

$$E_{geleiding} = E_{wand} + E_{bodem}$$

$$E_{wand} = AW \times \alpha_{w,tot} \times (T_r - T_b) \times 0,0036 \text{ MJ/W} \quad ; \quad \frac{1}{\alpha_{w,tot}} = \frac{1}{\alpha_w} + \frac{1}{\lambda}$$

$$E_{bodem} = A \times \alpha_b \times (T_r - T_g) \times 0,0036 \text{ MJ/W} \quad ; \quad \frac{1}{\alpha_b} = \frac{1}{\alpha_z} + \frac{z}{k}$$

- straling vanaf de reactor:

$$E_{straling} = (A + AW) \times k_b \times (T_r^4 - T_b^4) \times 0,0036 \text{ MJ/W}$$

Toelichting op de vergelijkingen

- bron specifieke warmteproductie tijdens CZV (14 MJ/kg) en N (6,3 MJ/kg) afbraak (Witteveen en Bos, 1987; Baines et al., 1986);
- aangenomen wordt dat het asvermogen 80% van het geïnstalleerd vermogen bedraagt en dat 80% van het asvermogen als warmte aan de mestvloeistof wordt overgedragen (Witteveen en Bos, 1987);
- in de vergelijking van E_{damp1} staat een factor 2, omdat door de beluchting het werkelijke verdampingsoppervlak wordt vergroot (Witteveen en Bos, 1987);
- de ingeslagen lucht komt voor 80% ($= \eta_{\text{bel}}$) in evenwicht met de mestvloeistof t.a.v. temperatuur en vochtverzadiging (Witteveen en Bos, 1987);
- het benodigde geïnstalleerde beluchtervermogen is gebaseerd op de (maximale) reactor temperatuur onder extreme zomercondities. De berekende beluchtervermogens onder deze condities zijn gebruikt bij het opstellen van de warmtebalansen onder extreme wintercondities;
- bij de berekeningen is er vanuit gegaan dat de beluchter op maximaal vermogen draait. Beneden de maximale reactortemperatuur is de oplosbaarheid van zuurstof echter hoger waardoor de beluchter op lagere toeren zal draaien;
- de vergelijking voor de verzadigde waterdampspanning (p_s) is gefit met gegevens uit het Mollier- diagram;
- de berekeningen gelden voor een betonnen reactor;
- de stroming van lucht over het mestoppervlak wordt weergegeven als een turbulente stroming over een vlakke plaat met behulp van het getal van Nusselt. De gegeven vergelijking voor Nu is geldig voor $10^5 < Re < 10^7$ en $Pr > 0,7$.

Bijlage 7: Handreikingen voor metingen en ingrepen tijdens opstart en full scale bedrijfsvoering

Tabel 7.1: Handreiking voor metingen, meetfrequentie en apparatuur

Meting	Meetfrequentie Opstart	Veldapparatuur
NH ₄ -N	1-2x/week	cuvettentest
NO ₂ -N	1-2x/week	cuvettentest
NO ₃ -N	1-2x/week	cuvettentest
PH	1-2x/week	draag bare pH-meter
Temp.	continu	(onderdeel installatie)
O ₂	continu	(onderdeel installatie)

Bij een normale full scale bedrijfsvoering is een minder grote nauwkeurigheid van de metingen vereist en kan voor de ammonium-, nitriet- en nitraatmetingen worden volstaan met teststrookjes. Eventueel kan men éénmaal per kwartaal ter controle een nauwkeuriger meting (laten) uitvoeren met behulp van een cuvettest.

Tabel 7.2: Handreiking voor ingrepen in het biologisch proces

Meting	Globale grenswaarde	Gevolg	Mogelijke ingrepen
NH ₄ -N	> 500 mg/l	Remming nitrietvorming (10°C, pH 8)	Mestdosering verminderen
NH ₄ -N	> 100 mg/l	Remming nitrietvorming (30°C, pH 8)	Mestdosering verminderen
NO ₂ -N	> 2.000 mg/l	Remming nitriet/nitraatvorming (10°C, pH 8)	Meerdere oorzaken mogelijk. Indien milieufactoren temperatuur, pH en O ₂ goed zijn, mogelijkheden: overbelasting: mestdosering verminderen en/of onvolledige denitrificatie: zie NO ₃ -N
NO ₃ -N	> 2.500 mg/l	Remming nitriet/nitraatvorming	Anoxische tijd verhogen, en/of C-bron dosering verhogen en/of aërobe tijd verlagen
PH	> 9,0	Remming nitrificatie	Zuurdosering
	< 6,5	Remming nitrificatie	Loog dosering
Temp.	> 40°C	Hoge afsterving nitrificeerders	Vergroten ventilatie-opening in overkapping
	< 10°C	Lage groeisnelheid nitrificeerders	Reactor verwarmen
O ₂	< 0,5 mg/l	Lage groeisnelheid nitrificeerders	Zuurstoftoevoervermogen verhogen. (Korte termijn: dosering verlagen)

REEDS EERDER VERSCHENEN PROEFVERSLAGEN

Proefverslag P1. 160

PVE/IKB-Productinformatie Biggen, Informatie-uitwisseling tussen vermeerderders en vleesvarkenhouders. J.B. van der Fels en Huiskes, J.H., september 1996.

Proefverslag P1. 161

Klimaatregeling met koude-opslag in vleesvarkensstallen. N. Verdoes, Telle, M.G., Mouwen, I.A.A.C., Tuinte, J.H.G., Vrielink, M.G.M. en Brakel, C.E.P. van, oktober 1996.

Proefverslag P1.162

Ro ta tiekruising in de Nederlandse varkenshouderij. Deel 1: zeugenhouderij. F.C.A.M. Broeders, Vesseur, P.C., Kanis, E. en Vonk M.C., oktober 1996.

Proefverslag P1. 163

Rotatiekruising in de Nederlandse varkenshouderij. Deel 2: vleesvarkenshouderij. J. H. Huiskes en Binnendijk, G.P., oktober 1996.

Proefverslag P1. 164

Invloed van huisvestingssysteem op arbeid en arbeidsomstandigheden bij dragende zeugen. P.F.M.M. Roelofs en Sande-Schellekens, A.L.P. van de, november 1996.

Proefverslag P1. 165

Structuurrijke grondstoffen in het mengvoer van vleesvarkens. R.H.J. Scholten, Brok, G.M. den en Binnendijk, G.P., december 1996.

Proefverslag Pl. 166

Desinfectie van bedrijfsvreemd materiaal door blootstelling aan UV-C. P.F.M.M. Roelofs, december 1996.

Proefverslag Pl. 167

Herstructurering intensieve veehouderij in het zuidelijk zandgebied. J.H.A.N. Adams, Backus, G.B.C., Helming, J.F.M., Vermeer, A.W. en Zeijts, H. van, december 1996.

Proefverslag P1. 168

Bloedplasma en bloedcellen in voer voor gespeende biggen. C.M.C. van der Peet-Schwering, Binnendijk, G.P., januari 1997.

Proefverslag Pl. 169

Ammoniakemissie en kosten van een aantal huisvestingssystemen. G.M. den Brok, Vrielink, M.G.M., Beurskens-Voermans, M.P. en Brakel, C.E.P. van, februari 1997

Proefverslag P1. 170

Huisvesting van varkens in één hok van geboorte tot slacht. H.M. Vermeer, Plagge, J.G., Binnendijk, G.P. en Backus, G.B.C., februari 1997.

Proefverslag Pl. 171

Vergelijking van vier bedrijfssystemen voor guste en drachtige zeugen. G.B.C. Backus, Vermeer, H.M., Roelofs, P.F.M.M., Vesseur, P.C., Adams, J.H.A.N., Binnendijk, G.P., Smeets, J.J.J., Peet-Schwering, C.M.C. van der en Wilt, F.J. van der, april 1997.

Proefverslag Pl. 172

Euralclar mestspoel- en mestbehandelings-systeem. J.P.B.F. van Gastel, Verdoes, N. en Beurskens-Voermans, M.P., april 1997.

Proefverslag P1. 173

Welzijn van varkens: van verzorgingsvoorschriften naar verzorgingsmaatregelen. H. M. Vermeer, Ekkel, E.D., Groot, J.S.M. de, Klooster, C.E. van 't, Peet, G.F.V. van der en Swinkels, J.W.G.M., april 1997.

Proefverslag P1.174

Het verstrekken van startvoer aan gespeende biggen vanaf 18 kg lichaamsgewicht. D.J.P.H. van de Loo, Beurskens-Voermans, M.P. en Hoofs, A.I.J., april 1997.

Proefverslag P1. 175

Het los bijvoeren van gemalen tarwe aan gespeende biggen. R.H.J. Scholten en Binnendijk, G.P., april 1997.

Proefverslag P1.176

Effect van multifasenvoeding op de ammoniakemissie uit vleesvarkensstallen. C.M.C. van der Peet-Schwering, Beurskens-Voermans, M.P. en Verdoes, N., mei 1997.

Proefverslag P 1.177

Het voeren van gemalen en geplette tarwe aan vleesvarkens. C.M.C. van der Peet-Schwering, Flagge, J.G. en Scholten, R.H.J., juni 1997.

Proefverslag P 1.178

Vermindering van de ammoniakemissie door een chemische luchtwasser. M.G.M. Vrielink, Verdoes, N. en Gastel, J.P.B.F. van, juli 1997.

Proefverslag P 1.179

Het los bijvoeren van geplette of gestructureerde tarwe aan vleesvarkens. R.H.J. Scholten, Plagge J.G. en Peet-Schwering C.M.C. van der, juli 1997.

Proefverslag P 1.180

Vergelijking van grondbuizen en grondwaterunit bij vleesvarkens. J.J.H. Huijben en Hoofs, A.I.J. juli 1997.

Proefverslag P 1.181

Voorspelling en beoordeling vleeskwali-teit van koppels vleesvarkens. J.B. van der Fels, Huiskes, J.F., Kanis, E., Walstra, P. en Hulsegge, B juli 1997.

Proefverslag P 1.182

Effecten van een extra ijzerinjectie op groei en humorale immuniteit van gespeende biggen. E.M.A.M. Bruininx, Jetten, K., Schrama, J.W., Parmentier, H.K. en Swinkels, J.W.G.M., september 1997.

Proefverslag P 1.183

Vergelijking van toegelaten I&R-gebruiksmarken. E.F. ter Elst-Wahle, Roelofs, P.F.M.M. en Adams, J.H.A.N, september 1997.

Proefverslag P 1.184

Vergelijking van de kostprijs van varkensvlees in een aantal geselecteerde EU-lidstaten (Europorc). M.A.H. Vaessen en Backus, G.B.C., oktober 1997.

Proefverslag P 1.185

Varkens- en runderplasma en dierlijk en plantaardig eiwit in voer voor gespeende biggen. C.M.C. van der Peet-Schwering en Binnendijk, G.P., oktober 1997.

Proefverslag P 1.186

Bijproducten via de drinknippel bij gespeende biggen en vleesvarkens. D.J.P.H. van de Loo en Scholten, R.H.J., oktober 1997.

Proefverslag P 1.187

Bijproducten in relatie tot technische resultaten en milieukeurmerken bij vleesvarkens. R.H.J. Scholten, Hoofs A.I.J. en Verdoes N., oktober 1997

Proefverslag P 1.188

Bijproductenrantsoen voor vleesvarkens: invloed van voerniveau en aminozuregehalte. R.H.J. Scholten, Hoofs, A.I.J. en Beurskens-Voermans, M.P., oktober 1997.

Proefverslag P 1.189

Groei-, slacht- en vleeskwali-teitsresultaten bij nakomelingen van twee verschillende eindberen. J.H. Huiskes, Binnendijk, G.P., Hoofs, A.I.J. en Theissen, M., oktober 1997.

Proefverslag P 1.190

Een verhoogde zachte zeugenmat in het kraamhok. G.P. Binnendijk en Vermeer, H.M., oktober 1997.

Proefverslag P 1.191

Effecten van maatregelen ter reductie van de mineralenuitscheiding door varkens in het NUBL-gebied. C.P.A. van Wagenberg en Backus, G.B.C., november 1997.

Exemplaren van proefverslagen kunnen worden verkregen door f 25,- per verslag (m.u.v. P 1.117, deze kost f 50,-) over te maken op Postbanknummer 51.73.462 ten name van het Proefstation voor de Varkenshouderij, Lunerkampweg 7, 5245 NB ROSMALEN, onder vermelding van het gewenste verslagnummer. Buitenlandse abonnees betalen f 30,- per P 1-verslag (dit is inclusief verzendkosten) én f 15,- administratiekosten per bestelling (m.u.v. P 1.117, deze kost f 75,-). Ook bestaat de mogelijkheid een abonnement te nemen op de proefverslagen voor f 300,- per jaar. Buitenlandse abonnees betalen f 375,- per jaar.