



Mestverwerking en mogelijke emissies naar oppervlaktewater

Uitgangspunten vanuit het waterbeheer voor de verwerking van mest uit de landbouwsector

RWS RIZA rapport 2006.031

Ministerie van Verkeer en Waterstaat



Rijkswaterstaat



Mestverwerking en mogelijke emissies naar oppervlaktewater

Uitgangspunten vanuit het waterbeheer voor
de verwerking van mest uit de landbouwsector

RWS RIZA rapport 2006.031
ISBN 90 369 13 691

Colofon

Uitgegeven door: Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal
Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling

In opdracht van: Rijkswaterstaat, dienst IJsselmeergebied

Informatie

Telefoon: 0320 - 298390

E-mail: m.platteeuw@riza.rws.minvenw.nl

Auteurs: Peter Kuiper
David Vroon
Gerard Rijs
Sandra Plette

Rapportnummer: RIZA 2006.031
ISBN: 9036913691

Datum: november 2006

Inhoudsopgave

1. **Inleiding 5**
2. **Probleemschets 9**
 - Mestoverschot en mestbeleid 9
 - Verdergaande sanering mestoverschotten 9
 - Vergelijking met het buitenland 10
3. **Vrijkomende effluënten bij mestverwerking 13**
 - Overzicht vrijkomende effluënten bij technieken uit Quick Scan 13
 - Effluënten van kansrijke technieken 15
4. **Waterkwaliteitsbeleid 17**
 - Emissie/Immissie-benadering 17
 - Indicatieve eisen voor lozing op riool 17
 - Indicatieve eisen voor lozing op oppervlaktewater 19
 - Immissietoets 20
5. **Scenario's voor afvalwater uit mestverwerking 21**
 - Aanwenden op de bodem 21
 - Lozen op klein of groot ontvangend oppervlaktewater 22
 - Lozen op de riolering 23
6. **Zuiveringstechnieken om effluent van mestverwerkingsinstallaties geschikt te maken voor lozing op oppervlaktewater 25**
 - Algemeen 25
 - Membraanbioreactor 25
 - Biologische stikstofverwijdering in een opwaarts doorstroomd continufilter 25
 - Chemische oxidatie 26
 - Ultrafiltratie 26
 - Indampen 26
 - Omgekeerde osmose 26
 - Transmembraanchemosorptie 27
 - Actieve koolfiltratie 27
 - Ionenwisselaar 27
 - Andere adsorptiemiddelen 27
 - Coagulatie/flocculatie in combinatie met zwevendstof verwijdering 27
 - Desinfectie 28
 - Samenvatting technieken 28
7. **Conclusies 29**
8. **Bronnen 31**

Bijlage 1 Karakteristieken effluenten 33

Bijlage 2 Beschikbare zuiveringstechnieken natte stromen mestverwerking 37

Bijlage 3 Verslag Workshop 30 augustus 2006 55

Bijlage 3.1 Verslag workshop 55

Bijlage 3.2 Deelnemers aan de workshop 60

Bijlage 3.3 Stellingen 61

1. Inleiding

Nederland kent een hoog ontwikkelde land- en tuinbouw. Deze sector heeft veel mest nodig. Daarnaast heeft Nederland een grote veestapel en dat zorgt voor veel dierlijke mest. Overmatig gebruik van mest belast bodem en water met o.a. stikstof, fosfaat en metalen. Dat heeft gevolgen voor de soortenrijkdom en voor de drinkwaterbereiding uit grond- en oppervlaktewater. Het mestbeleid heeft als doel die negatieve effecten zoveel mogelijk te beperken. Eén manier om negatieve effecten te verminderen is de verwerking¹ of bewerking² van mest tot producten die toepassing vinden buiten de landbouw. Mestbewerking en mestverwerking zijn verschillende activiteiten. De nadruk in dit rapport zal liggen op mestverwerking. Bewerkingstechnieken zijn overigens vaak nodig om mestverwerkingstechnieken goed te laten functioneren. De verwachting is dat de verwerking van mest de komende jaren nog verder zal groeien omdat de afzetkosten van mest daardoor positief worden beïnvloed.

Echter mestbewerking, dus resulterend in meststoffen voor de (Nederlandse) landbouw, kent in potentie ook gunstige effecten op de oppervlaktewaterkwaliteit. Dun-dik scheiding en ook bewerkingen zoals vergisting en compostering resulteren in een andere mestsamenstelling. De gunstige effecten voor de waterkwaliteit liggen dan in:

- Relatieve ontmenging tussen N en P. Momenteel wordt onbewerkte mest in mestoverschotgebieden tot maximaal wettelijk toegelaten niveaus toegediend, hierin is vooral P bepalend. Zo wordt meer bemest dan landbouwkundig noodzakelijk is. De dikke fractie bij scheiding bevat relatief veel P; deze dikke fractie is in transport en opslag veel goedkoper dan ongescheiden mest
- Relatieve ontmenging tussen snel- en langzaam werkende meststoffen. Door deze ontmenging kan de langzaam werkende meststof efficiënter worden benut bij voorjaars- / voorraadbemesting, terwijl de dunne fractie meer een goede bijmeststof is. Dit resulteert voor het milieu in kleinere verliezen, landbouwkundig wordt ondanks aanscherpende gebruiksnormen onderbemesting en daardoor reductie van de gewasopbrengst bij gescheiden mest onwaarschijnlijk.
- Minder ammoniakuitstoot naar de lucht uit bewerkte mest, dus ook minder depositie in natuurgebieden. Momenteel bedraagt de stikstofdepositie jaarlijks 10-30 kmol N/ha. Ruwweg 1/3 hiervan is afkomstig uit mest na toediening op landbouwpercelen; dit ondanks de verplichting tot emissiearme toepassing. Bewerkte mest kent een veel lagere ammoniakemissie. (*Wim van der Hulst, pers. comm.*)

De ontwikkeling van technieken om mest te verwerken is sinds de tachtiger jaren van de vorige eeuw aan de gang. De pioniersfase is voorbij. Er zijn geen specifiek nieuwe technologieën voor mestverwerking uitgevonden.

Noten

¹ Mestbewerking wordt gedefinieerd als behandeling van dierlijke mest zonder noemenswaardige veranderingen aan het product teweeg te brengen. Bijvoorbeeld: mengen, roeren, homogeniseren en verwijderen van vreemde objecten zoals plastic folie.

² Mestverwerking wordt gedefinieerd als de toepassing van basistechnieken of combinaties daarvan met als doel de aard, samenstelling of hoedanigheid van dierlijke mest te wijzigen. Zoals: scheiding, bezinking, toevoeging van additieven, vergisting, beluchting, droging, compostering, indamping, vergassing en verbranding.

Toegepast worden betaalbare combinaties van reeds bestaande technieken uit de afvalverwerking en (afval)waterzuivering. Verschillende technieken hebben zich al op praktijkschaal bij mestverwerking bewezen, zoals scheiding, compostering, verbranding, vergisting en biologische zuivering.

Bij de ontwikkeling en toepassing van de technieken is relatief veel aandacht voor emissies naar de lucht. Emissies naar oppervlaktewater lijken onderbelicht. Bij een aantal technieken komen echter wel natte stromen vrij. Deze stromen moeten, vaak na een aantal aanvullende bewerkingsstappen, worden geloosd op oppervlaktewater, riolering of terug op het land worden gebracht.

Tot nog toe is nauwelijks onderzocht hoe waterbeheerders hun beleid moeten afstemmen op deze ontwikkelingen. Vanuit het uitgangspunt dat mogelijke problemen met de compartimenten bodem en lucht niet worden afgewenteld op het oppervlaktewater, wil V&W constructief meedenken over duurzame oplossingen voor het mestoverschot. Dit rapport geeft daar een eerste aanzet toe door een helder beeld te schetsen van de randvoorwaarden voor lozing van natte reststromen op oppervlaktewater en riolering. Tevens wordt een beknopt overzicht gegeven van mogelijke technieken voor verdere zuivering van de natte stromen die vrijkomen bij mestverwerking. Voor V&W is het belangrijk de mogelijkheden van mestverwerking op basis van de best beschikbare technieken (Stand der Techniek) te overwegen. Dit is een belangrijk uitgangspunt in het Nederlandse en Europese waterkwaliteitsbeleid. Voor het realiseren van de KRW-doelstellingen is het eveneens van belang dat grootschalige mestverwerking niet zal leiden tot een sterke toename van de emissies richting oppervlaktewater.

Dit onderzoek wil in kort bestek een schets geven van de mestbe- en verwerkingstechnieken waarbij natte reststromen vrijkomen, de mogelijkheden om die stromen verder te zuiveren op basis van kennis vanuit de zuivering van communale en industriële afvalstromen, en dit plaatsen tegen de achtergrond van het actuele waterkwaliteitsbeleid. Daarbij ontstaat een helder beeld van de mogelijkheden en beperkingen die vanuit het waterkwaliteitsbeleid gesignaleerd kunnen worden.

Middels literatuurstudie en consultatie van deskundigen is een overzicht gemaakt van de volgende punten:

- Welke mestverwerkingstechnieken leveren effluentstromen op?
- Wat zijn de karakteristieken van deze effluënten (% d.s, zout, nutriënten, andere stoffen) en welke waterkwaliteitsaspecten worden hierdoor negatief beïnvloed?
- Welke zuiveringstechnieken komen als aanvullende technieken in aanmerking?
- Welke kwaliteit kan gerealiseerd worden d.m.v. zuivering?
- Onder welke voorwaarden kan op het oppervlaktewater of het riool geloosd worden?

Daarnaast wordt ook bekeken of er voorafgaand aan de zuivering, dus eerder in het verwerkingsproces, mogelijkheden zijn om de uiteindelijke emissies te beperken.

Dit overzicht heeft gediend als input voor een bijeenkomst (1 dagdeel), waarbij naast RIZA-medewerkers ook externe deskundigen en beleidsmedewerkers van de drie betrokken departementen aanwezig waren (zie bijlage 3).

De uitkomsten van deze bijeenkomst zullen worden betrokken in de definitieve rapportage; een RIZA werkrapport, waarin opgenomen:

- de resultaten van de literatuurstudie en de consultatie van deskundigen
- een verslag van de bijeenkomst
- een synthese over het geheel

Mogelijk kan het rapport en de bespreking bijdragen aan de voorbereiding op de workshop over mestverwerking die het nitraatcomité voornemens is te organiseren in de tweede helft van 2006. Deze workshop zal een breed scala aan onderwerpen behandelen, en ook aandacht besteden aan eventuele milieuaspecten.

2. Probleemschets

Mestoverschot en mestbeleid

Mestverwerking kan een belangrijke bijdrage leveren aan het oplossen van het mestprobleem en de mestmarkt ontlasten. Dit zal de mestafzetkosten positief beïnvloeden en daarmee de handhaafbaarheid van het mestbeleid verder versterken. (kamerbrief d.d. 14 april 2005, over voortgang mestbeleid)³

Vanaf 1960 is de productie van de landbouw door specialisatie, schaalvergroting en intensivering in omvang toegenomen. De intensivering van de veeteelt bracht met zich mee dat er meer mest werd geproduceerd en er op den duur sprake was van overbemesting. In de jaren tachtig en negentig van de vorige eeuw is daarom een beleid ingezet om de hoeveelheid mest die op het land mag worden afgezet te verminderen. De Meststoffenwet en de Wet bodembescherming bepalen nu hoeveel mest er per hectare mag worden gebruikt en hoe en wanneer dit dient te gebeuren. Om aan deze quotering te kunnen voldoen zijn diverse maatregelen noodzakelijk. Zo is de melkveestapel de laatste 10 jaar met 15% afgenomen als gevolg van de superheffing (1984). Ook zijn er maatregelen met betrekking tot de voeding genomen, gericht op de vermindering van de mestproductie.

Het mestbeleid leidde ook tot het opzetten van grootschalige mestverwerkingsbedrijven. Intussen is een aantal hiervan gestopt in verband met bedrijfseconomische en/of technische problemen. Een aantal van deze grootschalige installaties is echter nog steeds actief, zoals een aantal kalvergierbehandelingsinstallaties in Gelderland.

Verdergaande sanering mestoverschotten

Tot nu toe is afzet in de landbouw een belangrijke route gebleven, ondanks de kosten van het mesttransport dat daarvoor meestal nodig is. De technische problemen met (grootschalige) mestverwerking en de hoge prijs voor mestverwerking waren daar belangrijke redenen voor.

Het nieuwe mestbeleid (dat per 1 januari 2006 in wetgeving is vastgelegd) zal de mogelijkheid tot mestafzet in de Nederlandse landbouw verder beperken. Dit leidt naar verwachting tot hogere prijzen voor de afzet van mest in de landbouw. Hierdoor wordt mestverwerking naar verwachting een steeds belangrijker instrument. Het Ministerie van LNV heeft uit laten zoeken welke technieken perspectiefrijk zijn om toegepast te gaan worden.

Noten

³ De motie van de Vlies, waarin LNV wordt verzocht met voorstellen te komen om mestbewerking en mestverwerking te stimuleren, is juni 2004 aangenomen. Hierin wordt het kabinet gevraagd een taskforce mestverwerking in te stellen ter stimulering van kansrijke initiatieven. In kamer brieven d.d. 13-12-04 en 23-09-2005 wordt aangegeven dat de beschikbare kennis beter ontsloten zal worden middels een website, en dat nieuwe initiatieven middels onderzoek zullen worden ondersteund, waarbij ook emissiemetingen zullen worden uitgevoerd t.b.v. de vergunningverlening. Zoals in de laatste brief wordt vermeld:

"Met betrekking tot de mestverwerking kan worden vermeld dat het ingezette beleid wordt voortgezet. De website www.mestverwerken.wur.nl, die informatie geeft over beschikbare mestverwerkingstechnieken, zal verder worden uitgebreid. Bedrijven die ondersteuning nodig hebben bij onderzoek naar rendabele technieken, kunnen zich via de website melden. Verder wordt er onderzoek gedaan naar praktijksituaties en mogelijke knelpunten daarbij."

De resultaten hiervan zijn weergegeven in een zogenaamde Quick Scan (Melse, R.W. et al, 2004).

Mestverwerking is om twee redenen voor de landbouw interessant:

- Vermindering van het mestoverschot; dit is het geval indien:
 - De mest (incl. mineralen) na bewerking geëxporteerd kan worden naar het buitenland;
 - Het product na verwerking als kunstmestvervanger⁴ kan worden toegepast;
 - Door de verwerking de acceptatiegraad in de akkerbouw kan worden vergroot (en de akkerbouwer dan minder kunstmest toedient).
- Winning van groene energie: mestverwerking door middel van (co-)vergisting. Bij co-vergisting worden andere (agrarisch) organisch restproducten met de mest vermengd om een hoger omzettingsrendement (tot methaangas) te verkrijgen.

Als gevolg van de huidige Europese mestwetgeving ligt de focus op verwerkingstechnieken die daadwerkelijk mineralen aan de landbouw onttrekken. Anderzijds zal ook (co-)vergisting als techniek in toenemende mate toegepast worden, omdat deze techniek de mest stabiliseert en tevens (extra) energie oplevert. In dit rapport zal daarom ook aandacht zijn voor de mogelijke effluenten die bij deze manier van verwerken vrijkomen.

Bij de ontwikkeling van de mestverwerkingstechnieken is veel aandacht voor emissies naar de lucht. Emissies naar oppervlaktewater lijken onderbelicht. Bij een aantal technieken komen echter wel natte stromen vrij. Voor de afvoer van deze (afval)waterstromen van mestverwerkingsinstallaties is een drietal opties mogelijk:

- 1) aanwenden op de bodem
- 2) lozen op klein of groot ontvangend oppervlaktewater
- 3) lozen op de riolering

Iedere afvoerroute stelt andere criteria aan de kwaliteit van de natte reststroom. Hierop wordt later ingegaan.

Vergelijking met het buitenland

In de ons omringende landen zijn vergelijkbare ontwikkelingen gaande op dit gebied. In Denemarken en Duitsland vindt vaker dan hier mestvergisting plaats. In Denemarken is dat vaak op grotere schaal en wordt energie en/of warmte geleverd aan nabijgelegen industrieterreinen. In Duitsland vindt mestvergisting meestal plaats op kleinere schaal (boerderij of een samenwerkingsverband van een aantal boerderijen). De toepassing van de vergistingproducten op het land is in deze landen nog geen groot probleem. In Nederland is mestvergisting tot nu toe niet veelvuldig toegepast. Problemen die worden gezien in Nederland zijn de vereiste schaalgrootte om rendabel te kunnen opereren en belemmeringen door de vigerende regelgeving op gebied van vergistinginstallaties. Co-vergisten wordt als een interessante optie gezien, omdat daarmee extra energie kan worden gewonnen. De vergiste mest moet alsnog in de landbouw worden afgezet.

Noten

⁴ Het grote verschil tussen kunstmest en dierlijke mest is de aanwezigheid van organische stof en daaraan gebonden nutriënten. Juist waterige fracties bevatten beperkt organische stof en hieraan gebonden nutriënten en relatief veel nutriënten zoals stikstof en kalium in anorganische vorm. (Wim vd H)

In België kampt men net als in Nederland met een mestoverschot. De belangstelling voor mestverwerkingstechnieken in België is dan ook groot. Diverse kleine en grotere mestverwerkinginstallaties zijn inmiddels gerealiseerd. In totaal wordt ruim 900.000 ton mest verwerkt. In België is er een verplichting tot mestverwerking boven een bepaald mestquotum. Door het Vlaams Coördinatiecentrum Mestverwerking (VCM) wordt, met steun van de Vlaamse regering, hard getrokken aan het van de grond krijgen van meer en meer mestverwerkingscapaciteit. Door VITO is een BBT document voor mestverwerkingstechnieken opgesteld (VITO, 2002). VITO heeft de opdracht gekregen om dit document in 2006 te actualiseren.

3. Vrijkomende effluenten bij mestverwerking

Basis voor dit hoofdstuk is de "Quick scan be- en verwerkingstechnieken voor dierlijke mest" (Melse, R.W. et al, 2004). Van alle beschreven technieken wordt in de eerste paragraaf van dit hoofdstuk aangegeven of er natte reststromen vrijkomen, met een korte beschrijving. Uit de Quick Scan en andere literatuur, en het gesprek dat wij gevoerd hebben met dhr. Verdoes, blijkt dat er slechts een beperkt aantal technieken in de toekomst zal worden toegepast (paragraaf 2). Voor deze technieken is in hoofdstuk 6 in meer detail een beschrijving gegeven van de samenstelling en de flux van de natte reststromen die bij deze technieken vrijkomen.

Overzicht vrijkomende effluenten bij technieken uit Quick Scan

In onderstaande tabel wordt een kort overzicht gegeven van de effluenten die vrij kunnen komen bij de diverse mestverwerkingstechnieken. Technieken die op dit moment worden toegepast zijn veelal een aaneenschakeling van een aantal stappen uit deze tabel, zoals bijvoorbeeld scheiden, vervolgens uitrijden dunne fractie, drogen en korrelen van de dikke fractie. Opvallend is dat geen enkele techniek als voorkeursroute oppervlaktewater heeft.

Tabel

Mogelijke Emissies naar water bij de verschillende technieken zoals die zijn beschreven in de Quick Scan (Melse, R.W. et al, 2004). De nummers verwijzen naar de paragraafnummers in de Quick Scan. De kleuren geven aan welke technieken de komende jaren waarschijnlijk verder ontwikkeld en toegepast zullen worden:
Groen: perspectiefvol geachte techniek in kader van mestoverschotproblematiek volgens Quick Scan.
Oranje: productie "groene energie".

Techniek nr. / Schaal	Emissies/effluenten	Verwacht/aanbevolen lozingsroute
<i>Bewezen technieken</i>		
3.1.1 (boerderij)	Scheiding: De dunne fractie wordt weer binnen landbouw afgezet, dus geen emissies -> OW/riool	Landbouw
3.1.2 boerderij/ regionaal	Compostering: Intensieve compostering: het spuiwater van de luchtreiniging bevat veel N; dit spuiwater kan echter weer aan de compost worden toegevoegd. Bij extensieve compostering bestaat het risico van afvoer van percolaat naar bodem en grondwater (en verder)	Landbouw
3.1.3 boerderij/ regionaal	Drogen en korrelen van vaste mest: in geval van luchtwassing mogelijk een effluent	Riool
3.1.4	Hygiëniseren: Geen emissies	--
3.1.5 regionaal	Menging met andere meststoffen of toeslagstoffen: geuremissies; eventueel afvalwater afkomstig van luchtreiniging	?
3.1.6 boerderij/ regionaal (20-80 m ³ /uur)	Beluchting (nitrificatie/denitrificatie): Bij verwerking dunne fractie ontstaat effluent dat (emissiearm) aangewend kan worden op het land of op het riool kan worden geloosd (afhankelijk van waterbeheerder).	Landbouw of riool
	(Co)vergisting: Bij proces geen emissies naar OW/riool, echter: mogelijk verhoogd risico uitspoeling nitraat bij aanwending product	Landbouw

3.1.8 boerderij/ regionaal	Scheiden/ultrafiltratie/omgekeerde osmose: het grootste deel van het mestvolume wordt bij deze techniek omgezet tot een effluent dat men op het riool kan lozen, kan hergebruiken (bijvoorbeeld voor de reiniging van de stallen), of onbeperkt op het land kan versproeien.	Landbouw, evt. riool
3.1.9	Scheiden/verdampen/strippen/scrubben: Bij verwerking ontstaan een effluent, een N-contraat, en een vloeibare restfractie. Streven is, de N-concentratie in de bulk te verlagen tot minder dan 200 mg/l, zodat de fractie kan worden verspreid zonder emissiebeperkende maatregelen.	Landbouw
3.1.10	Verbranding: rookgasreiniging	Riool
3.1.11	Vergisting/nitrificatie/indampen/korrelen: bij de indampstap in het proces komt een destillaat vrij. Dit water wordt op het riool geloosd of op het land aangewend (hoeft niet emissiearm, dus laag N-gehalte). Kostenintensieve techniek die waarschijnlijk niet meer zal worden toegepast.	Landbouw of riool
<i>Technieken in ontwikkeling</i>		
3.2.1	Drogen en korrelen: spuiwater van luchtwater wordt weer in proces meegenomen, dus geen emissies -> OW	--
3.2.2	Natte Oxidatie: de vloeibare fractie (bevat N, Cl en S) kan na biologische behandeling op het riool geloosd worden of op het land worden uitgereden. Kosten intensieve techniek die waarschijnlijk niet meer zal worden toegepast (reactor zou moeten worden hersteld/vervangen).	Landbouw of riool
3.2.3	Vergassing (pyrolyse): er komt geen afvalwater vrij; momenteel is dit proces nog niet goed uitvoerbaar door technische problemen.	--
3.2.4	Co-vergisten/scheiden/indampen/pelleteren: Na covergisting wordt de dikke fractie afgescheiden. De dunne fractie (N) wordt nog steeds als meststof beschouwd.	Landbouw
3.2.5	Strippen: Bij proces ontstaat een ammoniak- en fosfaatarme fractie die als dierlijke mest kan worden aangewend. Tevens ontstaat er een ammoniumsulfaat oplossing die als kunstmestvervanger kan worden toegepast. Samenstelling dunne fractie: 5 g/kg P ₂ O ₅ en 1 g/kg N-totaal.	Landbouw
3.2.6	Precipitatie (struviet): N en P-arme dunne fractie kan worden aangewend als drijfmest, andere zouten limiterend voor toepassing	Landbouw
3.2.7	Indampen met dragerolie en korrelen: Het water dat bij het indampingsproces vrijkomt wordt biologische gezuiverd, waarbij een N en P-arm effluent resulteert dat men op het riool loost of op het land kan versproeien. De techniek is getest in de vorige eeuw op een schaal van 5000 m ³ . Verwerkingskosten waren te hoog.	Landbouw of riool

Effluenten van kansrijke technieken

Bij de technieken waarvan in de Quick Scan de verwachting is dat ze op grotere schaal zullen worden toegepast om mineralen aan de Nederlandse landbouw te onttrekken (de groene hokjes), komen slechts beperkt natte stromen vrij die op het riool geloosd moeten worden. Dunne fracties die ontstaan worden meestal alsnog in de landbouw afgezet, als P- en N-arme dierlijke mest.

De afvalwaterstromen zijn o.a. het spuiwater van de luchtwassing bij het drogen en korrelen van vaste mest (3.1.3), effluent van de luchtreiniging bij het mengen met andere meststoffen (3.1.5) en effluent van de rookgasreiniging bij verbranding van mest. Maar ook bij beluchting (nitrificatie/denitrificatie) ontstaat een effluent dat al of niet na verdere behandeling op het riool zou kunnen worden geloosd.

Bij systemen die gebruik maken van (co-)vergisting is een mogelijke stap na vergisting mechanische scheiding, waarna de dikke fractie door indamping gedroogd wordt. Deze dikke fractie kan na hygiëniseren mogelijk geëxporteerd worden. Het condensaat dat bij de indamping ontstaat zal een hoog gehalte aan stikstof kunnen bevatten. De dunne fractie moet vanwege een hoog N-gehalte nog steeds als dierlijke mest in de Nederlandse landbouw worden afgezet, of moet verder worden gezuiverd. Momenteel lopen er pilotstudy's om dit verder uit te werken. De combinatie van energiewinning met mestverwerking is daarbij uit kostenooptpunt een aantrekkelijke en kansrijke optie.

Wanneer in de toekomst de definitie van kunstmestvervanger verruimd wordt, kunnen ook andere technieken vanuit dit oogpunt interessant worden. Opvallend is echter dat sommige technieken momenteel weinig perspectiefrijk zijn, omdat de producten die gemaakt worden op basis van de dikke fractie (drogen en korrelen) niet als kunstmestvervanger in de landbouw kunnen worden afgezet vanwege de te hoge metaalgehalten, als gevolg van het gebruik van metalen in veevoer. Producten op basis van de dunne fractie kennen dit probleem niet, omdat de meeste metalen in de dikke fractie achter blijven.

4. Waterkwaliteitsbeleid

Emissie/Immissie-benadering

In de Richtlijn Mestverwerkinginstallaties (*Infomil, 2001*) wordt het toetsingskader water beschreven. Hieronder wordt nader op dit onderwerp ingegaan.

Op basis van de emissieaanpak ⁵, zoals die beschreven is in de NW4, moet verontreiniging van het oppervlaktewater zoveel mogelijk worden voorkomen. Volgens de emissie-aanpak moet voor zwarte-lijst stoffen zoals cadmium de best bestaande techniek (BBT) worden gehanteerd en voor de overige stoffen de best uitvoerbare techniek (BUT).

Bij het beoordelen van emissies volgt na toepassing van BBT/BUT de immissietoets, waarbij het niet bereiken van waterkwaliteitsdoelen aanleiding kan geven tot verdergaande maatregelen (zie hieronder). In het geval van een WVO-plichtige lozing op de riolering omvat de immissietoets ook de bescherming van de doelmatige werking van de RWZI. Wat dit uitgangspunt betekent hebben beheerders vrijwel altijd verder uitgewerkt in een beleidsnotitie "doelmatige werking van zuiveringstechnische werken".

In de ambitienotitie KRW is het principe van "geen achteruitgang" beschreven. Dit betekent dat kritisch gekeken moet worden naar nieuwe lozingen op het oppervlaktewater. Ook een extra lozing op het riool (indirecte belasting van het oppervlaktewater) moet goed worden afgewogen.

Indicatieve eisen voor lozing op riool

Een lozing op het riool kan alleen in overleg met beheerder plaatsvinden. De eisen zijn indicatief; afhankelijk van de concrete situatie kan de beheerder de eisen aanpassen. Elke lozing wordt individueel beoordeeld. Daarbij moet rekening worden gehouden met de goede werking van de RWZI de bescherming van het achterliggende ontvangende oppervlaktewater.

Criteria die de beheerder hanteert bij de beoordeling of een lozing kan worden toegestaan zijn (bron: tabel 6, p26 van de Richtlijn Mestverwerkinginstallaties (*Infomil, 2001*)):

- De hydraulische capaciteit van de RWZI moet toereikend zijn;
- De zuiveringscapaciteit van de RWZI moet toereikend zijn om de extra organische belasting te verwerken;
- Voor een goede werking van de RWZI mag de verhouding CZV/N_{totaal} in het influent niet lager zijn dan 10 en de verhouding CZV/P_{totaal} niet lager dan 50.

Noten

⁵ Emissie-aanpak houdt in dat onafhankelijk van de te bereiken waterkwaliteitsdoelstellingen een inspanning moet worden geleverd om verontreiniging van het oppervlaktewater te voorkomen.

Door lozing van stikstof- en fosfaathoudend afvalwater van de mestverwerking kan deze verhouding te veel worden verstoord. Met name mestverwerkingsinstallaties waarin een vergistingstechniek is opgenomen hebben vaak natte reststromen met een lage CZV/N- en CZV/P-verhouding. Grotere lozingen van dergelijke installaties kunnen daarom voor problemen zorgen bij de RWZI, zeker wanneer de lozingseisen van de RWZI kritisch zijn in verband met de kwaliteitseisen van het ontvangende oppervlaktewater.

De bovengenoemde verhoudingseisen kunnen een beperking vormen voor het aantal installaties dat op een RWZI kan worden aangesloten. De bereidheid om over te gaan tot uitbreiding van de capaciteit van de RWZI's, en evt. procesveranderingen, wegens grotere aantallen lozingen van mestverwerking verschilt per waterschapsbestuur.

Er is nog een aantal algemene eisen die aan de lozingen op het riool gesteld kunnen worden:

- Er mag niet te veel "dun" water lozen op het riool worden geloosd (dunwater kan worden gedefinieerd als meer dan 350 liter per vervuilingseenheid; oftewel $CZV + 4,57 N-kj < 400 \text{ mg/l}$). In alle gevallen zou moeten worden overwogen of lozing van dun water op de RWZI integraal gezien beter is dan een alternatieve verwerkings- of afvoerroute (zoals terugbrengen op het land of lozing op oppervlaktewater).
- Sulfaat ⁶ < 300 mg/l
- Koper < 200 µg/l
- Zink < 400 µg/l
- Chloride 100-200 mg/l; indien de RWZI loost op brak of zout water kan een hogere waarde worden toegestaan. Het GTD-rapport (*Hulst, W. van der, 2001*) meldt ook eisen voor het gehalte Natrium en Kalium: natrium minder dan 50.

Bij een (sterke) afwijking van deze eisen zal het verwijderingsrendement van de RWZI kunnen afnemen of de effluentgehalten stijgen, waardoor de RWZI zelf niet meer kan voldoen aan de effluenteisen, die aan de installatie worden gesteld.

Noten

⁶ Sulfaat norm is in veel gevallen moeilijk haalbaar. Voor sulfaat kunnen in sommige gevallen echter ook ruimere normen worden toegestaan; dit hangt af van het type (materiaal) van de rioleringsbuis waarop geloosd wordt.

Indicatieve eisen voor lozing op oppervlaktewater

Voor lozing op oppervlaktewater kunnen de volgende indicatieve eisen worden opgesteld. De werkelijke eisen hangen af van de lokale situatie en de resultaten van een immissietoets (zie volgende paragraaf).

Tabel 1: indicatieve lozingseisen mestverwerking

Bron: GTD rapport (*Hulst, W. van der, 2001*); de eisen komen overeen met die uit richtlijn Infomil (*Infomil, 2001*)⁹
De genoemde waarden gelden voor het voortschrijdend gemiddelde van 10 volumeproportionele etmaalmonsters. Individuele (steek- of volumeproportionele) monsters mogen maximaal een factor 3 hogere waarde bevatten.

Parameter	Lozing op water met sterke verdunning en geen bijzondere functie	Lozing op water met beperkte verdunning ⁷ of met kwetsbare functies
pH	6,5-9,0	6,5-9,0
CZV (mg/l)	50	30-50
BZV ₅ (mg/l)	10	5
Zuurstof (mg/l)	> 5	> 5
NH ₄ -N (mg/l) ^{1,2}	0,2-1	0,2-1
N-totaal (som NO ₃ , NO ₂ , NKj) (mg/l) ²	10	5
P-totaal (mg/l) ²	0,5	0,2
Onopgeloste delen < 5µm (mg/l)	20	15
Chloride (mg/l) ^{3,4}	200	50-100
Natrium (mg/l) ^{3,5}	100	50
Kalium (mg/l) ^{3,6}	400	400
Sulfaat (mg/l) ⁷	100	100
Koper (µg/l)	10	5
Zink (µg/l)	100	50
Thermotolerante e-coli's (NPM/ml) ⁸	< 20	< 20
Enterovirussen, fagen	afwezig	afwezig

- Deze norm is opgenomen met het oog op de giftigheid van opgelost ammoniakgas voor vissen (MTR NH₃-N: 0,02 mg/l). Het evenwicht tussen NH₄ en NH₃ wordt bepaald door de temperatuur en de pH, zie bijlage 3.
- Bij een mestverwerkingsprocédé met door de buitentemperatuur beïnvloede biologische stappen is deze waarde in de winter vaak moeilijker haalbaar. Een ruimere winternorm is dan te overwegen. In het winterhalfjaar zijn vissen minder gevoelig voor ammoniak en is het oppervlaktewater veel minder gevoelig voor eutrofiëring door N en P. Van nature zijn 's winters de concentraties aan deze stoffen in oppervlaktewater al hoger dan de hier gegeven lozingseisen.
- Deze eis is niet relevant bij lozing op brak of zout water.
- Voor zoutgevoelige waternatuur, drinkwaterbereiding en gietwater in de glastuinbouw zijn lagere chloridegehalten gewenst. In dergelijke gevallen kan een eis onder de MTR-waarde worden gesteld.
- Aan veevoer wordt natrium toegevoegd. Natrium in het gietwater geeft in de glastuinbouw bij veel gewassen zoutschade. Waarschijnlijk is natrium ook het meest bepalende element t.a.v. het optreden van zoutschade in vegetatie in zoet oppervlaktewater.
- In tegenstelling tot natrium en chloride is kalium een essentieel element voor plantengroei. Kalium is in grote hoeveelheden in mest aanwezig. In oppervlaktewater is kalium in het algemeen van nature in overmaat aanwezig. Zeer grote hoeveelheden kalium kunnen zoutschade geven.
- Sulfaat normeren lijkt alleen zinvol indien er zwavelzuur wordt gebruikt in het mestverwerkingsproces (bijvoorbeeld voor het aanzuren van de mest, bij het reinigen van membranen of bij chemische gaswassing). Gezien de mogelijke problemen met veedrenking mogen er geen fecale bacteriën geloosd worden. De eisen voor Na en K staan alleen in de GTD-notitie, niet in de richtlijn.

Uit bovenstaande tabel blijkt dat lozing op oppervlaktewater van mestverwerking alleen mogelijk is wanneer een vrijwel volledige verwijdering heeft plaatsgevonden van organische verontreiniging en nutriënten (N en P). Ook de voorwaarden die worden gesteld aan de lozing van zware metalen en zouten (met name chloride en sulfaat) zullen in veel gevallen betekenen dat deze (gedeeltelijk) uit de natte reststroom moeten worden verwijderd alvorens deze kunnen worden geloosd.

Noten

⁷ Bijvoorbeeld een verdunningsfactor van minder dan 1:20.

Immissietoets

In de immissietoets wordt gekeken hoe groot de invloed van de lozing op het oppervlaktewater is en of deze invloed binnen de kaders van het waterkwaliteitsbeleid valt. De immissietoets wordt uitgevoerd op basis van de lozing die resteert, nadat de stand der techniek is toegepast. Als de immissietoets tot de conclusie leidt dat de lozing niet aanvaardbaar is, kan de lozing in deze vorm niet worden toegestaan en moeten aanvullende maatregelen genomen worden.

Bij de immissietoets wordt het effect van de lozing (nl. de concentratieverhoging door de lozing van stoffen in het oppervlaktewater) getoetst aan de MTR-waarde en VR-waarde. De waarden van MTR (maximaal toelaatbaar risiconiveau) en VR (veilig risiconiveau, dit is de streefwaarde die op lange termijn gehaald moet worden) zijn in de NW4 nota vermeld. In plaats van de landelijk geldende MTR kan een beheerder ook toetsen aan regionaal vastgestelde normen, dit zal vooral voorkomen bij van nature voorkomende stoffen en/of kwetsbare wateren.

In de huidige systematiek wordt als eerste getoetst aan de streefwaarde voor de te lozen stoffen. Is de concentratie in het effluent lager dan de streefwaarde (bijvoorbeeld 0,05 mg/l P; 1,0 mg/l N), dan wordt verondersteld dat er geen significante verslechtering van de waterkwaliteit zal optreden.

Als de concentratie in het effluent hoger is dan de streefwaarde, wordt de situatie na menging in het ontvangende water beoordeeld. Criteria voor deze toetsing zijn beschreven in de CIW-rapportage Emissie-immissie (juni 2000). Als de concentratieverhoging in het ontvangende water 10% van de MTR of meer bedraagt, is er sprake van significante verslechtering. Dit is aanleiding voor de beheerder om aanvullende eisen te stellen.

Als de concentratieverhoging minder dan 10% bedraagt, wordt getoetst aan de huidige achtergrondwaarde (alleen relevant als de huidige waterkwaliteit voldoet aan de MTR). Ook als de concentratieverhoging groter of gelijk is aan 10% van de achtergrondconcentratie, wordt dit als significante verslechtering gezien, en zal de beheerder aanvullende eisen stellen.

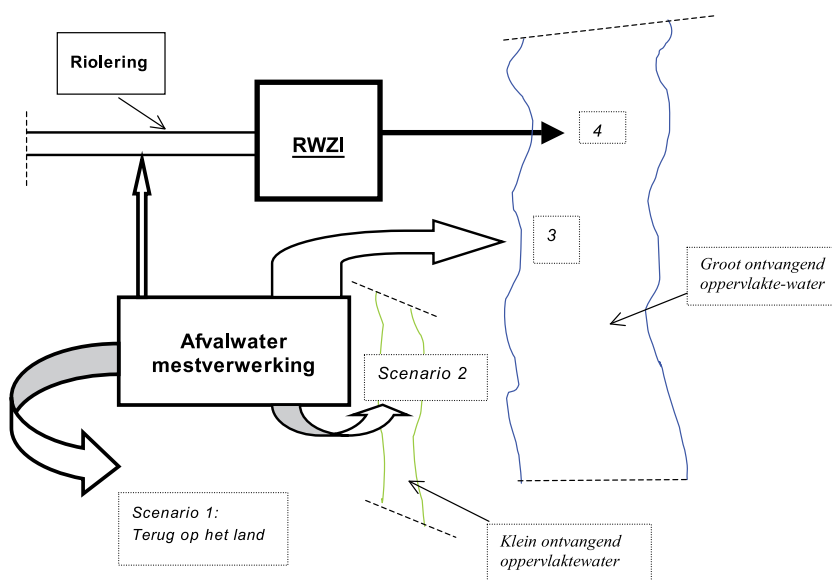
5. Scenario's voor afvalwater uit mestverwerking

Voor afvoer van afvalwater van kleinschalige, lokale en grootschalige, centrale mestverwerking is een aantal opties mogelijk (zie figuur 1):

- 1) aanwenden op de bodem
- 2) lozen op klein ontvangend oppervlaktewater
- 3) lozen op groot ontvangend oppervlaktewater
- 4) lozen op de riolering

Deze opties zijn geschetst in figuur 1.

Figuur 1



Aanwenden op de bodem

Bij veel toegepaste technieken verkrijgt men naast een vaste fractie een waterrijk effluent. Het blijkt vooralsnog moeilijk om tot een loosbaar effluent te komen, zodat dit effluent meestal nog op landbouwpercelen moet worden afgezet. Aanwenden op de bodem vindt plaats, wanneer lokaal mestverwerking (boerderij- of combinatie van een aantal boerderijen) plaatsvindt. Gezien de transportkosten zal dit veelal op percelen zijn in de nabije omgeving van een installatie zijn.

De mestwetgeving legt beperkingen op aan de hoeveelheid en het tijdstip waarop mest mag worden toegepast op het land. In de nieuwe mestwetgeving wordt de tijd waarin mag worden uitgereden verder beperkt, tot de periode van 1 februari tot 1 september.

Wanneer de gehalten N en P niet hoog zijn (en de bijdrage op de nutriëntenbalans dus bescheiden is), is deze optie wel te verkiezen boven lozing op riool of oppervlaktewater. Aandacht verdienen dan nog wel de lotgevallen van een aantal andere stoffen die in de dunne fractie aanwezig zijn (oestrogene stoffen, veterinaire geneesmiddelen), die in de bodem zullen achterblijven. Wat er met deze stoffen gebeurt is nog niet goed bekend.

De kosten voor deze techniek zijn met name hoog indien (vanwege een te hoog stikstofgehalte) emissiearm moet worden aangewend. De stikstof zal na bewerking (vergisting, biologische zuivering) in een meer mobiele vorm aanwezig kunnen zijn in de restfractie. Hierdoor kan er een relatief verhoogd risico tot uitspoeling zijn. Maar doordat de stikstof in die vorm ook gemakkelijker wordt opgenomen door de planten, is uitrijden in het groeiseizoen naar verwachting een minder groot probleem voor het oppervlaktewater. Door het hogere gehalte ammonium wordt mogelijk meer nitraat (uitspoeling) en N₂O (broeikasgas) gevormd na aanwending (Melse, R.W. et al, 2004).

In de dunne fractie van bewerkte mestproducten zitten concentraties van zouten (natrium, chloride, kalium) die zelfs hoger kunnen liggen dan in onbewerkte mestproducten. Door de lage stikstof en vooral de fosfaatconcentraties in de dunne fracties kunnen binnen de wetgeving zeer grote hoeveelheden dunne mest worden aangewend. De hoeveelheid zouten die dan tevens per hectare worden aangewend kunnen dan nog wel eens een probleem opleveren.

Het hoge gehalte zouten in deze effluenten zou dus een beperking kunnen vormen bij het op grote schaal doorvoeren van mestbewerking. In België lopen daarom momenteel praktijkproeven naar de mogelijkheden deze effluenten in te passen in het bemestingsplan.

Uit een (Nederlandse) studie van het CLM (CLM, 2002) ontstaat het beeld dat het toch nog allemaal meevalt en dat landbouwkundige beperkingen ervoor zorgen dat er niet op grote schaal zoveel dunne mest zal worden toegepast dat de hoeveelheid zouten hierin de milieumaxima overschrijdt.

Lozen op klein of groot ontvangend oppervlaktewater

Voorwaarde is, dat het afvalwater gezuiverd wordt tot een kwaliteit die geschikt is voor lozing op het oppervlaktewater. Met andere woorden: er gelden vrijwel altijd strenge lozingseisen. Het is technisch complex en duur om hier aan te voldoen. Het is daarom waarschijnlijk alleen bij grootschalige mestverwerking economisch haalbaar. Lozing op klein ontvangend oppervlaktewater is over het algemeen aan strengere lozingseisen gebonden dan lozen op groot ontvangende oppervlaktewater. Dit houdt verband met de grotere verdunning. Samengevat is lozing op oppervlaktewater alleen uitvoerbaar voor grote centrale mestzuiveringsinstallaties met vergaande effluentzuivering. Lozing op groot water (Rijn, Maas) biedt voor wat betreft de te halen lozingsnormen het meeste perspectief.

Lozen op de riolering

Dit kan soms als een oplossing worden gezien. In sommige gevallen wordt dit bij een experimentele installatie toegestaan om op termijn met een goed effluent op het oppervlaktewater te kunnen lozen. Daarnaast kan lozing op de riolering (en RWZI) zinvol zijn als permanente oplossing. Een aantal kalvergierbewerkingsinstallaties op de Veluwe is daar een voorbeeld van. De RWZI is dan onderdeel van de eindzuivering, waarmee extra verontreiniging uit het afvalwater wordt gehaald. Hierdoor ontstaat een lozings situatie met minimale gevolgen voor de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater⁸. Het effluent zal wel aan door de beheerder te stellen eisen moeten voldoen, ten einde de goede werking van de RWZI veilig te stellen.

Door de strenge eisen vanuit het waterkwaliteitsbeleid is lozing op riool of oppervlaktewater niet eenvoudig. Hierdoor is de sector meestal wel genoodzaakt bij de uitwerking van technieken naar mogelijkheden te zoeken waarbij de natte stromen op het land worden verwerkt of op een andere wijze worden hergebruikt.

Noten

⁸ Vanuit Waterschap Vallei en Eem (Bas Baan) wordt gemeld:

Bij de kalvergierverwerkingsinstallaties in ons gebied (Stroe en Ede) spelen de volgende ontwikkelingen:

- door veranderende samenstelling van het veevoer is er de laatste jaren minder BZV in de gier beschikbaar voor volledige denitrificatie, hetgeen leidt tot hoge concentraties nitraat in het effluent van de installatie.
- er moet daarom bij de RWZI een koolstofbron worden gedoseerd om aan de stand van de techniek te voldoen en nitraatgehalten in de lozing voldoende laag te houden.
- ook de concentratie koper en zink in de gier, en dus de lozing, is de laatste jaren zeer sterk toegenomen.

6. Zuiveringstechnieken om effluent van mestverwerkinginstallaties geschikt te maken voor lozing op oppervlaktewater

Algemeen

Bij mestverwerking worden meestal de dikke en de dunne fractie van elkaar gescheiden. Bij de verdere verwerking van de dikke en dunne fractie zal afvalwater vrijkomen. Het vrijgekomen afvalwater kan verder worden gezuiverd om tot een opnieuw inzetbaar product te komen of om het te lozen op het riool of oppervlaktewater. Over de toelaatbaarheid van de lozing (op riool of oppervlaktewater) is altijd overleg met de waterkwaliteitsbeheerder noodzakelijk. Voor een lozing is ook altijd een lozingsvergunning vereist.

In dit hoofdstuk wordt een aantal technieken genoemd waarmee afvalwater uit de mest verder kan worden gezuiverd. Daarmee kan het vrijkomende afvalwater geschikt gemaakt worden voor lozing op (groot) ontvangend oppervlaktewater. Het zijn "dure" technieken waardoor ze tot nu toe weinig worden toegepast in bij mestverwerkinginstallaties. De lozingsroute naar oppervlaktewater komt dan ook niet voor. Uitgebreidere beschrijvingen staan in bijlage 1. Een deel van deze technieken wordt al hier en daar toegepast (zie hoofdstuk 5).

Membraanbioreactor

Dit is een biologische zuivering met afscheiding van slib via membranen. Stromen die in aanmerking komen zijn de dunne mestfractie en daarmee vergelijkbare fracties. Doordat een hogere actiefslib concentratie gehanteerd kan worden, is een compactere bouw mogelijk. Het systeem is echter gevoelig voor storingen, waardoor rendementsverbeteringen niet altijd gegarandeerd zijn. Van toepassing in mestverwerkinginstallaties zijn tot op heden 2 voorbeelden bekend:

Het bedrijf Van Gennip in Helmond (begeleid door v.d.Wijngaart), en, enigszins vergelijkbaar, het destructiebedrijf Rendac in Nuenen heeft MBR (*Wim van der Hulst, pers. comm.*).

Biologische stikstofverwijdering in een opwaarts doorstroomd continufilter

Wanneer verdergaande stikstofverwijdering wordt verlangd voor een effluent waarin in hoofdzaak alleen nog nitraat aanwezig is, kan gedacht worden aan slib-op-drager-technieken (zoals zandfilters). Het gaat dan om het bereiken van denitrificatie in relatief schoon afvalwater. In een recent verschenen STOWA rapport (*STOWA, 2005*) wordt deze techniek beschreven. Voor de biologische afbraak van nitraat is echter een koolstofbron nodig. De techniek is relatief complex; toepassing in de mestverwerking is niet bekend.

Chemische oxidatie

Deze technieken zijn vooral effectief in relatief schoon effluent, waarin nog langzaam of slecht afbreekbare organische verbindingen aanwezig zijn. Meestal wordt ozon als oxidatiemiddel toegepast. Een belangrijk voordeel is dat chemische oxidatie ook effectief kan zijn in zeer lage concentratiegebieden ($\mu\text{g/l}$). Een bijzondere vorm zijn de geavanceerde oxidatieprocessen (AOP). Door combinaties van technieken ontstaan vrije radicalen, waardoor de oxidatieprocessen meer dan tienmaal sneller verlopen. Toepassing in de mestverwerking is niet bekend.

Ultrafiltratie

Ultrafiltratie is een fysische scheidingstechniek die gebruik maakt van membraanscheiding (zie ook 3.1.8 in hoofdstuk 3). Grondstof is de dunne fractie van mest na een eerste scheidingsstap of het effluent van een biologische zuiveringsstap. Na behandeling rest een concentraat en het permeaat, een vloeistof met opgeloste zouten en kleine organische moleculen. Er treden geen emissies naar lucht op, wel is het energie verbruik relatief hoog. Er is al veel praktische ervaring met deze techniek, ook binnen de mestverwerking. Vervuiling van de membranen is een veelgenoemd probleem, waarvoor echter wel technische oplossingen voorhanden zijn.

Het permeaat kan niet rechtstreeks op het oppervlaktewater geloosd worden, daarvoor is eerst nog een aanvullende stap (omgekeerde osmose) nodig. Het concentraat van de filtratie kan mogelijk worden afgezet in de tuinbouw. Het gehalte aan zout is daarbij zeker een aandachtspunt.

Indampen

Bij het indampen van mestvloeistof ontstaat een mestconcentraat en een zoutarme waterfractie die nog wel vluchtige verbindingen (waaronder ammonium) bevat. Voor lozing op oppervlaktewater is vrijwel altijd nog een nazuiveringsstap nodig. Een andere benadering is dat de dunne fractie eerst biologisch wordt gezuiverd, waarna het gezuiverde afvalwater wordt verdampt (zie 3.1.6). Dit heeft voldoende schoon afvalwater tot gevolg, dat eventueel op oppervlaktewater kan worden geloosd.

Omgekeerde osmose

Omgekeerde osmose is een membraanscheiding techniek die een relatief schoon permeaat met een geringe zoutvracht kan opleveren. Grondstof voor deze techniek is het permeaat van ultrafiltratie of condensaat van indampen of drogen. Na behandeling rest een concentraat (10 tot 40% van het instromend volume), en het permeaat, relatief schoon water, dat wel onder meer nog concentraties NH_3 en CO_2 bevat. Het resulterende N-gehalte kan een belemmering zijn voor lozing op het oppervlaktewater, zodat het alleen (in geval van hogere gehalten waarschijnlijk zelfs emissiearm) uitgereden kan worden op het land. Door aanzuren van de instroom kan het gehalte NH_3 verlaagd worden. Het permeaat kan dan, eventueel na verdere zuivering - geloosd worden op het oppervlaktewater. Bij de behandeling treden geen emissies naar lucht op. Verwerking/afzet van het concentraat is een lastig probleem. Wellicht kan afzet in de tuinbouw plaatsvinden. Technische problemen kunnen optreden als gevolg van vervuiling dan wel slijtage van de membranen.

Transmembraanchemosorptie

TMCS is een hybride membraanproces, waarbij N via een membraan wordt verwijderd uit de mestvloeistof. Met name voor mestvloeistoffen na scheiding (waarbij P vergaand is verwijderd) lijkt dit veel perspectief te bieden, omdat na TMCS een N en P arme vloeistof overblijft. De techniek vraagt zeer weinig energie (in vergelijking met bijv. strippen), minder dan 1 KWH per m³ (W. van Tongeren, pers. Comm).

Actieve koolfiltratie

Actieve koolfiltratie kan als een laatste zuiveringsstap toegepast worden wanneer de kwaliteit van het effluent na de biologische zuivering of omgekeerde osmose nog niet voldoet aan de geldende lozingsnormen, in het bijzonder de CZV-norm. Grondstof voor deze techniek is het effluent van voorgaande zuiveringsstappen, waarbij het zwevend stof gehalte niet hoger mag zijn dan 1 mg/l (permeaat van omgekeerde osmose voldoet hier aan). Het belangrijkste eindproduct is schoon water, dat veelal zonder problemen geloosd kan worden op het oppervlaktewater. Energieverbruik tijdens behandeling is laag en nevenproducten zijn er vrijwel niet. De actieve kool moet van tijd tot tijd op hoge temperatuur geregenereerd worden, hetgeen dit een kostbare zuiveringstechniek maakt. In plaats van actieve kool kan ook een ander adsorptiemiddel of een ionenwisselaar gebruikt worden. Het effluent van de actieve koolfiltratie is naar verwachting loosbaar op oppervlaktewater.

Ionenwisselaar

Ionenwisselaars kunnen als een laatste zuiveringsstap worden toegepast wanneer de kwaliteit van het afvalwater na biologische zuivering, indampen of omgekeerde osmose nog niet voldoet aan geldende lozingsnormen voor bijvoorbeeld ammonium- of nitraatstikstof. Bij ionenwisseling worden de te verwijderen ionen geadsorbeerd aan specifieke harsen, waarbij tevens aan de harsen gebonden andere ionen weer vrij komen. Zo kan ammonium worden gebonden, waarbij natrium vrijkomt. Anderzijds kan nitraat worden gebonden, waarbij chloride vrijkomt. De ionenwisselaars moeten regelmatig geregenereerd worden, waarbij een zoutoplossing, een zuur of een loog als regeneratievloeistof dient. Spoelen en regenereren van de hars levert een geconcentreerde afvalstroom, die over het algemeen als afval moet worden afgezet. Om loosbaar effluent te verkrijgen zal mogelijk ook actief koolfiltratie moeten worden ingezet.

Andere adsorptiemiddelen

Andere adsorptiemiddelen kunnen ook worden ingezet om de kwaliteit van het effluent van de biologische zuivering of omgekeerde osmose aan de lozingsnormen te laten voldoen, met name ten aanzien van CZV. Vaak zijn deze adsorptiemiddelen - zoals natuurlijke of synthetische zeolieten, natuurlijke kleimineralen - veel selectiever dan actief kool. Er is minder ervaring mee. Voor mestverwerking worden ze nog niet toegepast. De toepasbaarheid is dus minder goed bekend, maar verwacht wordt dat eventueel gevormd effluent loosbaar is op oppervlaktewater.

Coagulatie/flocculatie in combinatie met zwevendstof verwijdering

Het is voor de verdergaande zuivering van relatief schone effluenten het meest effectief om coagulatie en flocculatie te combineren met zandfiltratie. Ook bij micro/ultrafiltratie wordt wel coagulant toegevoegd om de prestaties te verbeteren. Door toevoegen van een coagulant (meestal een ijzer- of aluminiumzout) wordt vlokvorming in het water bereikt. Hieraan kunnen verontreinigingen zich hechten. Dit geldt voor

zowel organische verbindingen als voor colloïden en fijne deeltjes waaraan verontreinigende stoffen (zware metalen, organische stoffen) gebonden kunnen zijn.

Desinfectie

Afdoding van micro-organismen en verwijdering van virussen kan op verschillende manieren worden teweeggebracht. Door micro- of ultrafiltratie kunnen bacteriën worden tegengehouden. Met ultrafiltratie worden virussen vrijwel volledig tegengehouden.

UV straling kan effectief worden toegepast op effluënten die geen of zeer weinig zwevendstof bevatten en ook geen kleurstoffen. Chemische desinfectie kan door toevoeging van oxidatieve chemicaliën, zoals ozon, of door toepassing van een geavanceerde oxidatietechniek (AOP) gericht op de verwijdering van microverontreinigingen. Ook verhitting/drogen van de korrels kan afdoende tot desinfectie leiden.

..... Samenvatting technieken

Techniek	Toelaatbaar % ds in grondstof	Effluent loosbaar op oppervlaktewater?
Denitrificerend filter	Zo laag mogelijk	Wellicht, hangt af van prestaties voorbehandeling
Chemische oxidatie	Zo laag mogelijk	Waarschijnlijk, hangt af van prestaties voorbehandeling
Microfiltratie	Maximaal 20% ds	Nee ¹
Ultrafiltratie	?	Nee ¹
Omgekeerde osmose (hyperfiltratie)	Maximaal 6% ds	Wellicht, afhankelijk van gehalte N (na biologische voorzuivering of door aanzuren).
Indampen	?	Wellicht mogelijk als biologische voorbehandeling heeft plaatsgehad
Actieve koolfiltratie (evt. alternatieven)	Zo laag mogelijk i.v.m. verstopping van het bed.	Hangt af van de prestaties van de voorbehandeling; waarschijnlijk laag rendement t.a.v N en P, vooral geschikt voor stoffen als medicijnen etc.
Ionenwisselaars	Idem	Nee ¹
Desinfectie	Zo laag mogelijk, i.v.m afdoding	Waarschijnlijk, hangt af van prestaties voorbehandeling

¹) Nog aanvullende zuiveringsstappen nodig.

Op grond van deze gegevens kan geconcludeerd worden dat lozing op het oppervlaktewater alleen mogelijk is als er een keten van zuiveringsstappen wordt doorlopen. Sommige technieken zoals omgekeerde osmose zijn echter zeer duur en kunnen waarschijnlijk niet kosteneffectief worden toegepast. Dit maakt de mogelijkheden voor lozing op oppervlaktewater bij kleinschalige (op het niveau van individuele bedrijven) meestal niet haalbaar.

7. Conclusies

1. Een toename van het aantal mestverwerkinginstallaties zal kunnen leiden tot een grotere directe belasting van het oppervlaktewater. De indirecte belasting - door uitspoeling van stoffen uit de bodem - zal hierdoor overigens wel kunnen afnemen. Er is momenteel weinig structurele aandacht voor een afweging van de gevolgen van directe of indirecte lozing op de kwaliteit van het oppervlaktewater bij het omschakelen van mestafzet op (eigen) grond naar mestverwerking.
2. Uit rapporten en gesprekken blijkt dat mestverwerkingstechnieken waar ook waardevolle producten bij vrij komen zoals energie of kunstmestvervangers, het meest kansrijk zijn. Als dit niet het geval is, zijn de kostenaspecten belemmerend voor een succesvolle implementatie op grotere schaal.
3. Waterige afvalstromen die bij kleinschalige mestverwerking - op boerderijniveau - vrijkomen worden meestal hergebruikt of uitgereden op het land.
Dit moet ook wel, omdat lozen op het riool de efficiëntie van de RWZI kan verkleinen. Alleen indien uit een integrale afweging zou blijken dat lozing op het riool beter is, is deze optie te overwegen.
Lozen op oppervlaktewater is meestal ook niet haalbaar vanwege de strenge lozingseisen en de hoge kosten verbonden aan de technieken die dan nodig zijn.
4. Voor lozing op de RWZI moet de beheerder toestemming verlenen. Hij zal daarbij moeten bezien of de RWZI voldoende capaciteit heeft voor de verwerking van de lozing. Maar ook of het ontvangend oppervlaktewater de extra belasting kan opvangen, binnen de doelstellingen van het waterkwaliteitsbeleid. Op grond van deze afweging zal hij lozingseisen formuleren voor deze lozingen.
5. De eisen voor het direct lozen op oppervlaktewater zullen over het algemeen leiden tot kostbare zuiveringsmaatregelen, omdat er niet volstaan kan worden met eenvoudige technieken. Naar verwachting is daarom lozen op oppervlaktewater alleen mogelijk bij centrale, en relatief grootschalige zuiveringen met vergaande zuiveringstechnieken. Er kan zeer waarschijnlijk alleen geloosd worden op groot ontvangend oppervlaktewater, vooral in verband met het optreden van incidentele verstoringen van het zuiveringsproces en de gevolgen daarvan voor het ontvangende oppervlaktewater.

Centrale conclusie op grond van de workshop

6. De kans dat er op grote schaal initiatieven ontwikkeld worden die leiden tot lozing op het riool of oppervlaktewater wordt klein geacht, zelfs als op termijn P beperkend wordt voor de afzet van dierlijke mest.
7. Samenvattende conclusie is dat mestverwerking geen bedreiging lijkt te vormen voor de oppervlaktewaterkwaliteit, en er dus geen aanleiding is voor het formuleren van aanvullend beleid om risico's te beperken.

8. Bronnen

CBS, 2003. Transport en gebruik van mest en mineralen 1994 - 2002, Centraal Bureau voor de Statistiek, juni 2003.

CLM, 2002. Mestbewerking; vormen zouten een risico? CLM, oktober 2002.

Have, P.J.W. en J.J.M. Schellekens, 1994. Een verkenning van de mogelijke gevolgen van de introductie van nieuwe stalsystemen en van mestbewerking op bedrijfsniveau voor de fabrieksmatige verwerking van varkensmest. ICM/IKC, december 1994. Auteurs: P.J.W. ten Have (ICM), en J.J.M. Schellekens (IKC afdeling varkenshouderij)

Hulst, W. van der, 2001. Beleid Afvalwaterproblematiek Mestverwerking. GTD Oost-Brabantse Waterschappen, 5 maart 2001, opgesteld door W. van der Hulst.

Infomil, 2001. Richtlijn Mestverwerkinginstallaties, Infomil, februari 2001.

Kamerbrief 2004. d.d. 13-12-04, onderwerp: motie vd Vlies c.s. inzake mestbewerking en mestverwerking TRC/8438

Kamerbrief 2005a. d.d. 14 april 2005, voortgang mestbeleid. Kenmerk: DL. 2005/950

Kamer brief 2005b. d.d. 23-09-2005, Uitvoering moties en toezeggingen mestwetgeving Kenmerk: JZ. 2005/2732

Melse, R.W. et al, 2004. Quick Scan van be- en verwerkingstechnieken voor dierlijke mest, R.W. Melse, F.E. de Buissonjé, N. Verdoes en H.C. Willers, November 2004. ASG/PV rapport nummer 1390938000.

NMI, 2000. Marktonderzoek duurzame afzetruimte verwerkte en niet-verwerkte mesten. NMI, september 2000.

RIZA, 1987. Mestverwerking en waterkwaliteit, RIZA, 1987. rapportnummer C10489 RIZA EMPS.

RIZA, 1991. Mestverwerking; afvalwateraspecten van mestverwerkinginstallaties, RIZA, 1991. auteur: J. Loman. Rapport nr C13533?

Smulders, J.C.G.J., 2001. Nutriënten management 2001- Mineralen: Beleid en belangen. Lezing: Perspectieven voor mineralen concentraten uit mestverwerking: een reële kans of een politieke zoethouder? Van J.C.G.J. Smulders, Mestac. Op NMI-symposium 30 november 2001.

STOWA, 2005. Verkenningen Zuiveringstechnieken en KRW. STOWA rapport 2005-28.

VITO. Resteffluenten afkomstig van mestverwerking optimaal inpassen in de bemestingsstrategie van grasland en maïspcelen. Demonstratieproject duurzame landbouw. Website; (www.emis.vito.be)

VITO, 2002. Actualisatie van de BBT studie "be- en verwerken van dierlijke mest" (www.emis.vito.be)

Websites:

www.mestverwerken.wur.nl
www.infomil.nl

Persoonlijke communicatie:

Ir W. (Wim) van der Hulst, Waterschap Aa en Maas, 's Hertogenbosch
Ing. W (Willy) van Tongeren, TNO Industrie, Apeldoorn
Ir N. (Nico) Verdoes, WUR-Animal Science Group, Lelystad

Bijlage 1: Karakteristieken effluenten

Beluchting

Voorafgaand aan beluchting wordt de mest gescheiden in een P-rijke dikke fractie en een dunne fractie. De dunne fractie wordt de beluchtinginstallatie in geleid, waar nitrificatie optreedt. Het nitraat wordt in een volgende stap omgezet in N₂.

Bij een goed werkend proces, onder optimale omstandigheden, ontstaat door beluchting van de dunne fractie een fosfaat- en stikstofarme fractie die kan worden verregend. Hoge kalium en chloride gehalten beperken de hoeveelheid van deze vloeistof. Wanneer het stikstofgehalte hoger is dan 200 mg/l, moet de bewerkte dunne fractie alsnog emissiearm worden aangewend. Bij suboptimaal functioneren van de installatie ontstaat de kans op vorming van lachgas (N₂O, een schadelijk broeikasgas).

Volgens Trevi (2005)⁹ ziet het effluent van de beluchting er als volgt uit:

Parameter	Eenheden	Gehalte na biologische zuivering	Gehalten In het condensaat	Indicatieve norm voor lozing op riool	Indicatieve norm voor lozing op opp. water
PH		6,5 - 8		6,5 - 9	6,5 - 9
EC	MS/cm	2 - 12			
CZV	mg/l	1000 - 5000	40 - 80	1500	50
Totaal fosfaat	mg/l	40 - 500	0 - 1	30	1 - 2
Totaal stikstof	mg/l	300 - 500	0 - 10	100	10
NH ₄ -N	mg/l	0 - 20	0 - 10		
NO ₂ -N	mg/l	0 - 600			
NO ₃ -N	mg/l	0 - 1400			

De waarden van diverse parameters in het biologisch gezuiverde water liggen hoger dan in normaal huishoudelijk afvalwater gebruikelijk is. Lozing op het riool hangt af van de ruimte die daarvoor is op de rwzi. Na verdampen zijn volgens Trevi de gehalten in het condensaat zo laag dat lozing op oppervlaktewater kan worden overwogen.

Omgekeerde osmose

Volgens de ASG studie (Quick Scan, 2004) bevat het permeaat van de omgekeerde osmose 0.1% droge stof, 0.1 g/l stikstof en (vrijwel) geen fosfaat.

In tabel 4 (pagina 21) van de Quick Scan staan gegevens over de samenstelling van de vloeistofstroom na de diverse bewerkingsstappen, voor zowel vleesvarkensmest als voor zeugenmest.

Na omgekeerde osmose worden de volgende gehalten gevonden:

	% ds	P, g/l	N, g/l
Vleesvarkens mest	0.0003	0.04	0.15
Zeugenmest	0.0003	0.04	0.12

Noten

⁹ E. Set, J. Debruyne, J. Deckx and S. Deboosere, april 2005: Manure treatment according to the TREVI-concept.

De samenstelling van het permeaat dat ontstaat bij omgekeerde osmose bij de verwerking van zeugenmest (dat is minder geconcentreerd dan varkensdrijfmest) (Bron: ICM/IKC rapport 1994, P 19):

parameter	eenheid	Samenstelling permeaat	Indicatieve norm voor	
			Lozing op riool	Lozing op opp.water
Droge stof	g/l	<1		
CZV	mg/l	32	1500	
BZV	mg/l	25	500	15
N	mg/l	53	100	10
P	mg/l	1.6	30	1-2
K	mg/l	30	-	-
Cl	mg/l	29	150	150

Permeaat kan, gezien de hier gepresenteerde normen wel via het riool afgevoerd worden, maar het gehalte aan N is nog te hoog voor lozing op het oppervlaktewater.

Filtratie

In de Quick Scan (Melse et al, 2004) wordt een techniek beschreven waarbij de dunne fractie van de mest na scheiding in een centrifuge verder wordt behandeld d.m.v. ultrafiltratie en omgekeerde osmose. De samenstelling van het permeaat na ultrafiltratie is niet gegeven in het rapport.

Het effluent van de Towerfilter bevat 1% droge stof, en ook 0.1 g/l stikstof en 0.1 g/l fosfaat (ASG, 2005).

Nico Verdoes (ASG) presenteerde tijdens de workshop een overzicht van de samenstelling van mest en effluënten van verwerkingstechnieken. Alle hieronder gepresenteerde gegevens zijn afkomstig van onderzoek van WUR-ASG.

Mestsamenstelling

	zeugen/biggen	vleesvarkens	melkvee
DS	55	90	90
OS	34	60	70
N kj	4,2	7,2	4,9
N-NH ₄	2,5	4,2	1,5
N-org	1,7	3,0	3,4
Fosfaat	3,0	4,2	1,8
Kali	4,2	7,2	6,8
Cl	1,3	2,2	
MgO	3,0		
Na ₂ O	0,7		

Dunne fractie na scheiding

	Eenheid	effluent
DS	g/l	16
OS	g/l	4
N kj	Mg/l	4100
N-NH ₄	Mg/l	4000
Fosfor	Mg/l	44
Kalium	Mg/l	3550

.....
Effluent na omgekeerde osmose (RO)
 van zeugenmest

	eenheid	niet aanzuren	wel aanzuren
CZV	mg/l	280	32
N-kj	mg/l	294	53,4
NO ₃ +NO ₂	mg/l	0	0
Fosfor	mg/l	1,4	1,6
Kalium	mg/l	126	30
Cl	mg/l	165	29
SO ₄	mg/l	49,5	7,3
SO ₃	mg/l	84,1	0,4
pH		7,9	6,6

.....
Effluent na ultrafiltratie + RO

	Eenheid	effluent
DS	Mg/l	3
OS	Mg/l	
N-kj	Mg/l	150-320
N-NH ₄	Mg/l	
Fosfor	Mg/l	18-20
Kalium	Mg/l	138
CZV	Mg/l	
pH		8,8

.....
Effluent na (de)nitificatie

	eenheid	effluent
DS	g/l	7,6 - 9,1
OS	g/l	2,2 - 3,2
N-kj	mg/l	220 - 590
N-NH ₄	mg/l	100 -220
Fosfor	mg/l	30
Kalium	mg/l	2250 - 2500
CZV	mg/l	nb - 3100
pH		8,2 - 8,5

.....
Effluent na indampen

	eenheid	effluent
DS	g/l	0,25
OS	g/l	0,20
N-totaal	mg/l	340
Fosfor	mg/l	< 30
Kalium	mg/l	70
pH		9,4

.....
Effluent na verdampen

	eenheid	effluent
DS	g/l	< 0,5
N-totaal	mg/l	735 - 1360 (560 strofilter)
N-NH ₄	mg/l	735 - 1390
Fosfor	mg/l	0
Kalium	g/l	< 0,05
pH		9,55 - 9,80

.....
N-concentraten

	in g/l	Fosfor	N-totaal
N-concentraat na indampen		<0,03	130
Systeem van mest strippen		0	80

Spuivloeistof luchtwassers

Chemische wassers

- Max. op N basis 15-29 g N/l
- Max. op NH₄ basis 20-38 g N/l
- Zelf gemeten 4,84 g N /l

Biologisch

- Tussen 0,8 – 3,2 g N/l
- In praktijk vaak 3 g N/l
- N is vooral N-NO₃

Bijlage 2: Beschikbare zuiveringstechnieken natte stromen mestverwerking¹⁰

Ultrafiltratie

Doel

Het via fysische scheiding verdelen van de influentstroom in een gezuiverde permeaatfractie, die de opgeloste zouten bevat en een concentraatstroom, waarin alle gesuspendeerde deeltjes en macromoleculen (MW >1000) zijn achtergebleven.

Principe

Bij membraanscheiding wordt onderscheid gemaakt tussen microfiltratie (0,1 - 10 μ m), ultrafiltratie (0,001 - 0,1) en hyperfiltratie, beter bekend als omgekeerde osmose (<0,001 μ m). Dit is een indeling van grof naar fijn. Membraantechnieken die in het kader van mestbewerking worden toegepast zijn microfiltratie (voor het afscheiden van gesuspendeerde deeltjes), ultrafiltratie (voor het afscheiden van gesuspendeerde deeltjes en macromoleculen (MW>1000)), en omgekeerde osmose voor het verwijderen van alle opgeloste stoffen (vooral zouten). Microfiltratie en ultrafiltratie dienen veelal als een voorscheidingsstap, noodzakelijk voor de erop volgende omgekeerde osmose.

De voedingsstroom wordt bij membraanscheiding verdeeld in twee stromen, een concentraat en een permeaat. De stromingsrichting van de voeding is parallel aan het membraanoppervlak. Transport door het membraan vindt plaats onder invloed van een drukverschil over het membraan. Bij ultrafiltratie varieert deze druk tussen de 0,1 en de 3 bar, terwijl de temperatuur kan oplopen tot 90°C. De toepasbare temperatuur en pH hangen af van het type membraan.

Membranen worden als vlakke membranen of als tubulaire membranen gemaakt. De vlakke membranen worden dan in configuraties aangeboden als vlakke-plaat membranen of spiraal-gewonden membranen. De tubulaire membranen worden als tubes, capillairen of holle vezels gemaakt, waarbij het verschil zit in de diameters (tubes: 10 mm, capillairen: 0.5 - 10.0 mm en holle vezels: 0.5 mm). Hoe kleiner de diameter van de tubulairen, hoe groter de pakkingsdichtheid. De membranen zijn gewoonlijk opgesteld als een module of een set modules, parallel of in serie gerangschikt.

Membraanprocessen kunnen uitgevoerd worden in batch (recirculatie) of continu (een- of meertraps). Membranen kunnen van zowel organisch als anorganisch (keramisch, metallisch of op basis van koolstof) materiaal vervaardigd zijn. Het voordeel van organische membranen is dat ze goedkoper zijn. Het voordeel van anorganische membranen is dat ze bestand zijn tegen extremere condities (temperatuur, pH) (Anoniem, 1995 en Van Gastel 1995). Voor het gebruik van keramische membranen bij mestscheiding wordt tevens verwezen naar Van Gastel, 1995.

Noten

¹⁰ (Overgenomen uit BBT voor mestverwerkingstechnieken, tweede editie, VITO België, oktober 2002)

Stand van de techniek

Ultrafiltratie heeft de laatste jaren een belangrijke plaats verworven in verschillende zuiveringsinstallaties, zowel voor industrieel afvalwater als voor scheiding van dunne mest. Ultrafiltratie kan gebruikt worden voor end-of-pipe zuivering, maar de techniek leent zich vooral voor de zuivering van deelstromen in het productieproces, met of zonder hergebruik van het permeaat. Membraantechnieken voor scheiding van dunne mest zijn inmiddels zo ver ontwikkeld dat kleinschalige toepassing in de praktijk mogelijk is.

Praktisch gezien wordt ultrafiltratie bij mestverwerking vooral toegepast als voorbehandeling voor de omgekeerde osmose. Dit is o.a. het geval bij de mestverwerkingsprojecten van Vitaesol, Biorek en Gema. Bij Eco Flanders wordt een microfiltratie (grotere poriën) toegepast voorafgaand aan de omgekeerde osmose.

Welke stromen behandelen

De grondstof is dunne mest of het effluent van de biologische zuivering. Als hulpstoffen worden soms chemicaliën toegevoegd voor pH-correctie, desinfectie en membraanreiniging. Per toepassing moeten de reinigingscyclus en de reinigingschemicaliën geoptimaliseerd worden. Bij ultrafiltratie vindt geen omzetting van stof plaats, maar is uitsluitend sprake van concentrering. Eindproducten zijn dus enerzijds het concentraat, waarin zich de gesuspendeerde deeltjes en de macromoleculen (MW > 1000) bevinden, en anderzijds het permeaat, dat enkel nog de opgeloste zouten en kleine organische moleculen bevat.

Emissies

Omdat het een gesloten proces betreft treedt gasvormige emissie niet op. De kwaliteit van het permeaat is afhankelijk van de mestsoort en de voorbehandeling. Door aanzuren verbetert de kwaliteit, vooral ten aanzien van N en CZV (Van Tongeren & Ten Have, 1991; Van Gastel & Thelosen, 1995). Vergisting heeft een positieve invloed op CZV en BZV door de afbraak van lagere vetzuren (Poels et al., 1988). De beste permeaatkwaliteit wordt bereikt als vooraf een combinatie van technieken wordt toegepast zoals vergisten, indampen en biologische zuivering. Het permeaat van de ultrafiltratie voldoet nog niet aan de sectorale lozingsvoorwaarden voor bedrijfsafvalwater. Daarom wordt meestal nog een bijkomende omgekeerde osmose-stap toegepast.

.....
Samenstelling van permeaat van de ultrafiltratie bij Gema-Pur (België) in mg/l.

Parameter	Gema-Pur	Indicatieve lozingseisen	
		Riool	Opp. water
CZV	1658	1500	30-50
BZV	206	500	15
N-tot	1322	100	10
P-tot	48	30	1-2
Gesuspendeerd deeltjes	13	-	50

Energiegebruik

Membraanfiltratie verbruikt relatief veel energie wegens de pompkosten voor het onderhouden van de langsstroomsnelheid in het membraan. Het energieverbruik bedraagt circa 28 kWh per m³ ingaande mest bij microfiltratie met keramische membranen (Anoniem, 1995). Voor ultrafiltratie type cross-flow wordt doorgaans gerekend met 1 - 10 kWh per m³ water.

Kostenaspecten

Een richtwaarde voor de investering in een ultrafiltratie-installatie is ongeveer € 1500 per m² membraanoppervlak voor organische membranen. Voor anorganische membranen kan de investering oplopen tot € 5000 per m² geïnstalleerd membraanoppervlak. De prijzen van membranen vertonen wel een dalende trend.

Een microfiltratieinstallatie geplaatst voor de verwerking van 3600 ton dunne fractie per jaar kostte € 74.000 of ongeveer € 3 /ton mest. Bedrijfskosten, inclusief deze van de voorscheiding, bedroegen € 4 /ton (Melse et al., 2002).

Technische problemen

Eén van de grootste problemen bij membraanfiltratie is de vervuiling van de membranen. Om tot een optimale werking te komen, moeten de modules dus uiterst doeltreffend gereinigd kunnen worden, dit om problemen met fouling (afzetting op de membranen door organische deeltjes) en biofouling (vorming van een biofilm op het membraanoppervlak) te voorkomen. Een combinatie van een efficiënte reinigbaarheid, een minimaal energieverbruik en een lage kost voor het vervangen van de membranen wordt gerealiseerd door gebruik te maken van open kanaal vlakke membraanmodules.

Capaciteiten

Membraanfiltratie-installaties kunnen in diverse capaciteiten worden geleverd, waardoor toepassing zowel op boerderijschaal als op industriële schaal mogelijk is. Aangezien een membraaninstallatie modulair is opgebouwd kan deze in principe eenvoudig worden uitgebreid.

Toepasbaarheid

Enkel toepasbaar in combinatie met omgekeerde osmose.

Omgekeerde osmose

Doel

Het doel is om de waterfractie van het mestvolume af te scheiden, en zodoende het mestvolume te reduceren. Omgekeerde osmose kan het beste worden ingezet na voorafgaande zuiveringsstappen van de dunne fractie, zoals beluchten en (ultra)filtratie.

Principe

Het principe van omgekeerde osmose (reverse osmose, RO) is gebaseerd op het vermogen van RO-membranen om zouten en andere opgeloste stoffen tegen te houden en watermoleculen onder druk te laten passeren. Hierdoor wordt in de binnenruimte de zoutconcentratie steeds hoger en zal een steeds hogere druk nodig zijn om door het membraan heen een schone zoutloze stroom te verkrijgen. Een RO-installatie bestaat uit een voedingstank met pomp, een kaarsenfilter (of ander vuilvangsysteem) en een membraanmodule waarin membraanelementen zowel parallel als in serie geschakeld kunnen worden. Een permeaat- en een retentaattank maken ook deel uit van het systeem. Vanwege de mogelijkheid van afzetting van zouten wordt de installatie standaard van zuurdosering en recirculatie voorzien.

Praktische toepasbaarheid

Bij mestverwerkingsprocessen wordt omgekeerde osmose vooral toegepast als laatste zuiveringsstap van de dunne mestfractie of van het condensaat afkomstig van indampen of drogen. De membraantechnieken voor scheiding van dunne mest (en mestcondensaat) zijn inmiddels ook zo ver ontwikkeld dat kleinschalige toepassing in de praktijk mogelijk is.

Welke stromen behandelen met OO

De grondstof is dunne mest komend uit de ultrafiltratie of condensaat afkomstig van indampen of drogen.

Het belangrijkste eindproduct is relatief schoon water (permeaat) dat - eventueel na verdere zuivering - kan worden geloosd, of over het land kan worden verspreid. Het permeaat bevat nog een zekere hoeveelheid niet-ionische stoffen met een molecuulgewicht van 100 of minder (o.a. NH_3 , CO_2). Daarnaast wordt er een concentraat gegenereerd dat bestaat uit de tegengehouden ionen, kleine organische moleculen en de eventueel tijdens de voorbehandeling toegevoegde chemicaliën. De hoeveelheid retentat als percentage van influent kan, afhankelijk van de soort voeding, variëren tussen 10 en 40% (Liessens, 1990, Van der Hoek en Schippers, 1991, Hyman en Bagaasen, 1997). Uit onderzoek van Van Tongeren & Ten Have (1991) is gebleken dat relatief dunne zeugenmest, waaruit de meeste deeltjes zijn verwijderd, 2,5 tot 3,5 maal kan worden geconcentreerd; dus uit 1 m³ mestvloeistof ontstaat 0,285 tot 0,4 m³ concentraat en 0,715 tot 0,6 m³ permeaat. De maximale concentreringsgraad wordt bij omgekeerde osmose theoretisch begrensd door de osmotische druk van de te zuiveren vloeistof en de daaruit voortvloeiende drijvende kracht (drukverschil). In de praktijk bevat het concentraat van omgekeerde osmose maximaal circa 6% droge stof. Dit betekent dat het proces weinig vocht kan afscheiden uit dikkere mest dan ongeveer 5-6% ds (circa 2% ds in deeltjesvrije mestvloeistof, overeenkomend met 5-6% ds in de ruwe mest). Ter vergelijking bij microfiltratie kan mest tot maximaal 20% droge stof worden geconcentreerd zonder dat verstopping optreedt. De mogelijkheden tot verwerking van het concentraat zijn beperkt. Een bijkomend restproduct is de stroom die ontstaat bij chemische reiniging van de membranen.

Optreden van emissies

Omdat het een gesloten proces betreft treedt gasvormige emissie niet op. Door omgekeerde osmose wordt ongeveer 99% van de zouten tegengehouden. De kwaliteit van het permeaat is echter ook in grote mate afhankelijk van de mestsoort en de voorbehandeling. Door aanzuren verbetert de kwaliteit, vooral ten aanzien van N en CZV (Van Tongeren & Ten Have, 1991; Van Gastel & Thelosen, 1995). Aanzuren verschuift het evenwicht van ammoniak naar ammonium hetgeen beter door de membraan wordt tegengehouden. Vergisting heeft een positieve invloed op CZV en BZV door de afbraak van lagere vetzuren (Poels et al., 1988). De beste permeaatkwaliteit wordt bereikt als vooraf een combinatie van technieken wordt toegepast zoals vergisten, indampen en biologische zuivering, telkens gevolgd door ultrafiltratie. De verwijderingsefficiëntie en concentratiefactor zijn echter sterk afhankelijk van toepassing en bedrijfscondities. De nitraatretentie bedraagt meestal ongeveer 85 à 90% (Arden en Hall, 1989, Hyman en Bagaasen, 1997, Everaert, 1999). Tweewaardige ionen worden veel sterker tegengehouden. Niet-gedisassocieerd koolzuur gaat zo goed als ongehinderd door het membraan. Relatief ten opzichte van de andere ionen kan de nitraatretentie verbeterd worden door gebruik te maken van nitraatselectieve membranen.

De volgende effluentwaarden zijn te bereiken (zie tabel).

Parameter	eenheden	Effluent Membraaninstallatie.	Indicatieve lozingsseisen	
			Riool	oppervlaktewater
CZV	mg/l	3 - 200	1500	30 - 50
Totaal N		<10 - 200	500	10
NH ₄ -N		0 - 2		
Fosfaat		<1 - 40	30	1 - 2
Chloride		20 - 165	200	200

Energieverbruik

Bij toepassing van membraanfiltratie wordt uitsluitend elektrische energie voor de aandrijving van pompen gebruikt. Het energieverbruik bedraagt circa 6,5 kWh/m³ ingaande vloeistof voor een typische omgekeerde osmose (Anoniem, 1995). Door Van Tongeren (1991) wordt gerekend met een stroomverbruik van 7 tot 15 kWh/m³ voeding voor omgekeerde osmose. Poels et al. (1988) berekenden het energieverbruik voor een grootschalige toepassing met een combinatie van ultrafiltratie en omgekeerde osmose op 28 kWh/m³ ingaande mestvloeistof (centrifugaat) en 42 kWh/m³ permeaat. Vitaesol (België) geeft daarentegen slechts een energieverbruik van 7 kWh/ton op, voor eveneens een combinatie van ultrafiltratie en omgekeerde osmose. Van Gastel mat een verbruik van 23 - 25 kWh/m³ bezonken zeugenmest. Ter vergelijking voor de ontzilting van zeewater door omgekeerde osmose wordt gerekend met een energiegebruik van 5 - 13 kWh/m³.

Kostenaspecten

Volgens een kostenberekening van het comité voor onderzoek van mestverwerkingstechnieken bedraagt de investering van een membraanfiltratie-installatie voor 4.800 m³ zeugenmest per jaar, bestaande uit microfiltratie en omgekeerde osmose, € 119.000. De totale kosten per m³ bedragen bij deze capaciteit € 6,5 (Anoniem, 1995). Van Gastel begrootte de kosten van microfiltratie met keramische membranen voor zeugen- en vleesvarkensmest op respectievelijk € 7 (bij 350 zeugen) en € 9 (bij 3.600 vleesvarkens). Poels et al. raamden de investering voor een membraaninstallatie (ultrafiltratie + omgekeerde osmose) voor 100.000 m³/j op € 1.500.000 en de verwerkingskosten per m³ ruwe mest (vóór centrifuge) op 9,5 € (UF € 4,5 en omgekeerde osmose € 5). De investeringskosten voor de membraaninstallatie (ultrafiltratie + omgekeerde osmose) van Vitaesol, met een capaciteit van 4 m³ per uur bedragen ongeveer € 400.000. Verdoes en Starmans (2002) komen op een investeringskost van € 84.300 voor een omgekeerde osmose-installatie voor 14.000 ton zeugenmest per jaar. Inclusief voorbehandeling (mechanische scheiding en ultrafiltratie) wordt dit € 454.000 De totale zuiveringskosten bedragen voor grondwater tussen de 1 en € 8/m³. Gezien de hoge eisen die gesteld worden aan de effluënten van mestverwerkingsinstallaties en de relatief geringe capaciteiten moet rekening gehouden worden dat de prijzen eerder in de buurt van het bovenste bereik komen. Het retentaat zal ook nog verder behandeld dienen te worden.

Technische problemen

Technische problemen hebben vooral betrekking op slijtage (membraanbeschadiging door harde deeltjes, b.v. zand) en vervuiling van de membranen, hierdoor blijft de levensduur van de membranen een onzekere (kosten)factor. Er kan membraanvervuiling (fouling) optreden

door de depositie van opgelost materiaal, gesuspendeerde en colloïdale partikels, en andere contaminanten. De mate waarin fouling optreedt hangt af van de bedrijfscondities (druk, concentratie, langsstroomsnelheid) en de karakteristieken van het te behandelen influent. Zo zullen opgeloste zouten neerslaan op het membraanoppervlak, als hun concentratie de verzadigingsconcentratie overschrijdt. Membraanvervuiling kan deels voorkomen worden door een gepaste voorbehandeling. Zwevend en colloïdaal materiaal dient vooraf verwijderd te worden. Soms worden zuur en antisclerant gedoseerd om precipitatie van calciumcarbonaat op de membranen te voorkomen. Om bacteriële groei op het membraan te vermijden wordt vooraf gedesinfecteerd. Membraanvervuiling kan verder beperkt worden door regelmatige chemische reinigingscycli tijdens het proces. Fouling en de noodzaak aan membraanreiniging moeten geval per geval bestudeerd worden.

Bij het toepassen van mobiele installaties bestaat het gevaar van cross-contaminatie van ziektekiemen tussen verschillende boerderijen: de membranen zijn immers niet steriliseerbaar.

Samenvattend kan dus gesteld worden dat omgekeerde osmose een uitgebreide voorbehandeling vereist, niet selectief is voor nitraat en dat als reststof een brijnoplissing vrijkomt.

Milieumaatregelen

Bij omgekeerde osmose worden de te verwijderen stoffen niet afgebroken of omgezet maar worden ze onveranderd geconcentreerd in het retentaat. Dit retentaat dient vervolgens verder verwerkt te worden of indien mogelijk op het land gebracht te worden.

Capaciteiten

Membraanfiltratie-installaties kunnen in diverse capaciteiten worden geleverd (tot 4000 m³/h), waardoor toepassing zowel op boerderijschaal als op industriële schaal mogelijk is. Aangezien een membraaninstallatie modulair is opgebouwd kan deze in principe eenvoudig worden uitgebreid. Afhankelijk van de gewenste permeaatkwaliteit dient te worden gekozen voor behandeling in één of meerdere omgekeerde osmose-trappen.

Toepasbaarheid OO

Er moet geval per geval nagegaan worden of aan de lozingseisen kan worden voldaan. Vaak is nog een bijkomende zuivering nodig, bv. ionenwisselaar wanneer het gehalte aan ammonium nog te hoog is. Bij lozing op oppervlaktewater kan het stikstofgehalte mogelijk nog een probleem zijn. Andere mogelijkheden van permeaatafvoer zijn verspreiden over het land of hergebruik voor reiniging van de stallen. De verdere verwerking van het retentaat (ca 6% DS) kan problemen geven qua afzetmogelijkheden.

Vergelijkbare technieken

Aangezien bij omgekeerde osmose concentrering en zoutverwijdering plaatsvindt kan deze techniek het beste worden vergeleken met indampen. Bij concentrering met behulp van omgekeerde osmose kan het gehalte aan opgeloste droge stof (voornamelijk zout) van het concentraat vanwege de osmotische druk niet veel hoger worden dan circa 6%. Dit betekent dat het proces weinig vocht kan afscheiden uit dikkere mest dan ongeveer 5-6% ds (circa 2% ds in deeltjesvrije mestvloeistof, overeenkomend met 5-6% ds in de ruwe mest).

Bij indampen daarentegen kan de mest verder worden geconcentreerd (tot 20-30% ds).

Indampen

Doel

Doel van indampen is het concentreren van mestvloeistof door het verwijderen van water langs thermische weg. Hiermee wordt het volume aan mest gereduceerd en wordt een waterige fractie (condensaat) verkregen die kan worden hergebruikt of - eventueel na verdere zuivering - kan worden geloosd.

Principe

Bij het indampen van mestvloeistof wordt bij een bepaalde temperatuur en druk warmte aan de vloeistof toegevoerd, waardoor water verdampt en de mest indikt. Door afkoeling van de waterdamp ontstaat een zoutvrij c.q. zoutarm condensaat dat nog wel vluchtige verbindingen bevat. De ingedikte vloeistof (concentraat) blijft vloeibaar. Een eventuele verdere concentrering dient plaats te vinden via droging.

Er bestaat een ruime keuze aan beschikbare verdampertypes. In het kader van mestverwerking zijn de omloopverdamer, de filmverdamer en de sproeifilmverdamer toegepast.

Naast het type indamper is de configuratie waarin de indamper wordt opgesteld van belang. In verband met het gunstige energieverbruik worden meertraps(vacuüm)verdamping en/of dampcompressie toegepast.

Praktische toepasbaarheid

Bij een aantal mestverwerkingsprocessen wordt indampen als processtap toegepast (Promest (omloopverdamer), AMV (sproeifilmverdamer), Funki Manura). In een aantal processen vindt scheiding van de mest in dik en dun plaats, om deze fractie energiezuinig via indamping te kunnen drogen. Het verdampen van water in een indamper vraagt namelijk minder energie dan in een droger.

Bij AMV in Eibergen (NL) is een mestverwerkingsinstallatie met indamper actief. Op enkele varkenshouderijen in Nederland (Houbensteyn te Ysselsteyn en Hollvoet te Reusel) en Denemarken is een Manura 2000 indamper geïnstalleerd. De prestatie van de Nederlandse installaties is door IMAG getest (Melse et al, 2002).

Welke stromen behandelen

Bij het indampen van mestvloeistof ontstaat mestconcentraat. Mestconcentraat kan behalve als eindproduct ook als halffabrikaat voor een eventuele droogstap kan worden gebruikt. Het maximale drogestofgehalte van door indamping verkregen mestconcentraat is betrekkelijk laag (circa 25%). Bij indamping van mest ontstaat naast concentraat, waarin vrijwel alle organische stof en mineralen die in de mest aanwezig waren, geconcentreerd zijn, nog een waterfase (condensaat).

Er wordt in een aantal gevallen zuur (meestal zwavelzuur) toegevoegd om het ontwijken van ammoniak bij het indampen te verminderen. Bijvoorbeeld in het Manura systeem werd 1,5 l zwavelzuur 95% per ton mest gerekend. Dit zuur komt in het eindproduct. Ook kan een ammoniumzoutoplossing vrijkomen als ammoniak met behulp van een zuur uit de damp wordt gewassen. Daarnaast kan zuur nodig zijn voor de reiniging (vb. 0,2 l/ton salpeterzuur 50%) en antischuimmiddel (vb. 0,05 l/ton).

Optreden van emissies

Bij het indampen van mest ontstaan gasvormige emissies in de vorm van stinkende, niet condenseerbare gassen. De gehalten aan geur en ammoniak zijn behalve van de indampstechniek afhankelijk van de voorbehandeling en de mestsoort. Zo zal een voorafgaande biologische zuivering praktisch alle ammoniumstikstof uit de mest verwijderen en wordt de gasreiniging veel eenvoudiger. Gasreststromen die incidenteel of in kleine volumes ontstaan kunnen sterk geuren en/of hoge ammoniakconcentraties bevatten. Bijvoorbeeld in het Manura systeem werd in de ventilatielucht van de ontgasser een ammoniakconcentratie van 85 - 664 mg/m³ en > 107 geureenheden/ uur gemeten. Na het plaatsen van een actief koolfilter kon deze laatste gereduceerd worden tot 7000 geureenheden per uur.

Emissie naar water vindt plaats via het condensaat waarin zich naast opgelost ammoniak vluchtige organische componenten, zoals lagere vetzuren kunnen bevinden. De concentraties zijn met name afhankelijk van de soort mest en de voorbehandeling (zie tabel). Het ammoniakgehalte kan worden verlaagd door aan te zuren of vooraf aëroob te zuiveren, te ontgassen of te strippen. Biogaswinning verlaagt het vetzuurgehalte omdat vetzuren in methaan worden omgezet.

Voor lozing op oppervlaktewater is vrijwel altijd nazuivering noodzakelijk (bijvoorbeeld MeMon, SPS, AMV).

.....
Tabel: Effluentsamenstelling condensaat indampsystemen

Component	Eenh	1	2	2a	3	4	5	6
CZV	mg/l	60	350	75		50	250	
BZV	mg/l			15	20	10	25	
Nkj	mg/l					10		
NH ₄ N	mg/l		100	5				
NO ₂ N	mg/l							
NO ₃ N	mg/l					10		
N-totaal	mg/l	70		17	10		50	150
								(500)
P-totaal	mg/l	10	0	1,3	1		5	0
K	mg/l		0,5	5				100
Cl	mg/l			45	40			
SO ₄	mg/l				2			
Zouten	mg/l						1000	
Droge stof	mg/l							
Zwevende stof	mg/l						60	
Bezinkb. stof	mg/l						0,5	

1 Demo-Lingen (Duitsland) (Hüttner, 1996);

2 Demo-Bakum (Duitsland) (destillaat) (Karle, 1996)

2a Demo-Bakum (Duitsland)

(destillaat, na biologisch zuiveren) (Karle, 1996);

3 MeMon (Nederland) (Anoniem, 1992);

4 Promest (Nederland) (Anoniem 1991) ;

5 SDCE (België) (Wallays, 1996);

6 Manura 2000 (Nederland) (Melse et al., 2002)

waarde tussen haakjes: zonder stripping

Energieverbruik

Het energieverbruik bij het indampen is sterk afhankelijk van het type indamper en de toegepaste indamperconfiguratie, te weten het aantal trappen bij meertrapsverdamping en het al dan niet gebruik maken van (thermische of mechanische) dampcompressie. Aan thermische energie wordt bij een ééntraps-indamper 1,1 - 1,25 ton stoom per ton verdampt water verbruikt, terwijl dit voor een vijftraps-indamper 0,25 ton stoom per ton waterverdamping is. Bij gebruik van mechanische dampcompressie daalt het stoomverbruik van de ééntraps-indamper tot 0,012 ton/ton verdampt water, maar neemt het verbruik aan elektrische energie toe van 2 naar 15 kWh /ton verdampt water (Voorneburg van, 1993). De Manura 2000 verbruikt ca. 50 kWh/ton mest. Een door Trevi geteste droger voor het indampen van 10.000 m³ biologisch gezuiverde mest / jaar heeft een geïnstalleerd vermogen van 30 kW.

Bij een verwerkingsproces waarin zowel indampen als drogen voorkomen kan koppeling van energiestromen worden toegepast (b.v. Promest). De waterdamp uit de droger kan worden gebruikt als verwarmingsstoom voor de indamper.

Behalve door de inzet van brandstoffen als olie, aardgas of de inkoop van elektrische energie kan de benodigde energie voor de verdamping van vocht ook worden verkregen uit:

- a) verbranding van de eigen droge stof (b.v. SDCE, MeMon (mestvet)) of afval (MVK));
- b) biogasproductie (b.v. MeMon, Promest);
- c) gebruik dierwarmte (drogen op de boerderij);

Kostenaspecten

Een opgave van de kosten in algemene zin is niet mogelijk, omdat er meerdere factoren zijn die de kosten bepalen. De investering van de indamperinstallatie wordt onder andere bepaald door de waterverdampingscapaciteit, het type indamper, de toegepaste configuratie (aantal trappen, dampcompressie) en het gebruikte constructiemateriaal in verband met corrosie. Naast de kapitaalslasten (rente en afschrijving) maken de energiekosten een belangrijk deel uit van de bruto exploitatiekosten. Door gebruik te maken van goedkope restenergie of door recuperatie van de condensatiewarmte kan de kostprijs van het indampen dus gevoelig gedrukt worden. Een Manura 2000 met een capaciteit van 14.000 ton per jaar kost als investering € 490.000 (dit is ca. € 6/ton). De werkingskosten - inclusief de voorbehandeling- bedragen € 4,50 /ton zodat de totale kost ca € 10/ton bedraagt. Inclusief opslag, gebouwen en infrastructuur komt dit op € 17/ton. Voor grotere capaciteiten zakt de prijs met enkele euros per ton. Trevi (Erik Smet, persoonlijke mededeling) spreekt voor een installatie van 10.000 m³/jaar over investeringskosten van € 300.000 en bedrijfskosten van € 2,5 /m³ (vooral energiekosten). Elders gerapporteerde systemen spreken over kostprijzen variërend van ? 2,5 tot 50 per m³ condensaat.

Ter vergelijking kan nog aangegeven worden dat Aquafin een kostprijs van ongeveer € 217 per ton droge stof aangeeft voor de indamping en droging van rwzi-slib (Huybrechts & Dijkmans, 2001). Omgerekend naar varkensmest van 9% droge stof zou dit overeenkomen met € 19,50/ton mest.

Technische problemen

Problemen die zich bij het indampen van mest kunnen voordoen zijn veranderende stoffeigenschappen van de mest tijdens het indampen, zoals veranderende viscositeit/kleefgedrag (gummy fase), vervuiling (reiniging met zuur en loog) en corrosie van constructiemateriaal. Tevens

schuimvorming optreden, met name bij het opstarten met een watermestmengsel (Van Voorneburg et al., 1995) of door koolzuur die vrijkomt als de mest wordt aangezuurd (nodig voor stikstofretentie). De keuze van het antischuimmiddel en het ontwerp van de aanzuringsinstallatie is in het laatste geval van groot belang (Vito nieuwsbrief, 2002).

Milieumaatregelen

De afgassen moeten behandeld worden, door toepassing van een stoffilter (vermijden vervuiling condensor), condensatie (verwijdering waterdamp en energierugwinning), thermische naverbranding (koolwaterstoffen en geur) of chemische wassen (ammoniak).

Capaciteiten

Hoewel indampapparatuur in diverse capaciteiten leverbaar is, beperkt de toepassing zich in het verleden tot de meer grootschalige mestverwerkingsprocessen. Ook voor de toepassing op boerderijniveau zijn er ondertussen echter installaties ontwikkeld (bv. Funki Manura 2000, ca. 15.000 m³/jaar).

Toepasbaarheid

Indamping is als techniek in vele mestverwerkingsystemen opgenomen. Een kritische factor is vaak de geuruitstoot.

Vergelijkbare technieken

Bij het indampen van mestvloeistof ontstaat naast het indampconcentraat een deeltjesvrije, waterfase. Dit condensaat bevat geen opgeloste zouten, zodat indampen tevens als een ontzoutingstechniek kan worden gezien. In dit opzicht is de techniek derhalve vergelijkbaar met membraanscheiding door middel van omgekeerde osmose, waarbij eveneens concentrering en zoutretentie plaatsvindt. Concentrerend door middel van indampen gaat echter verder dan concentrering met membranen (circa 25% bij indampen versus circa 6% bij membranen).

Informatiepunten

AMV Eibergen B.V.
Deventerkunsweg 2A
Postbus 828
7400 AV Deventer
tel: 00 31 545 261 521
Fax: 00 31 545 261 522

De heer R. Engeman
Funki Manura A/S –Benelux
De Hork 8
5431 NS Cuijk
Tel: 00 31 485 350 678
Fax: 00 31 485 350 797
Website: www.funki-manura.com

Vito- Prodem
Boeretang 200
2400 Mol
België
Tel 014 336910
Fax 014 335599
Mevrouw Karen Vanderstraeten
karen.vanderstraeten@vito.be

Actieve koolfiltratie water

Doel

Actieve koolzuivering kan als een laatste zuiveringsstap toegepast worden wanneer de kwaliteit van het effluent na de biologische zuivering of omgekeerde osmose nog niet voldoet aan de geldende lozingsnormen, in het bijzonder de CZV-norm.

Principe

Actieve-kooladsorptie is een effectief behandelingsproces voor het verwijderen van een brede variëteit aan organische verbindingen afkomstig uit diverse industriële bronnen. Actieve-kooladsorptie wordt het meest toegepast voor de verwijdering van lage concentraties niet-afbreekbare organische verbindingen in grondwater, drinkwaterbronnen, proceswater of als polishing-stap na bijvoorbeeld een biologische behandeling. Het principe van actieve-koolfiltratie is gebaseerd op de adsorberende capaciteit van het actieve kool, dankzij het grote interne oppervlak. Tevens is de poriegrootteverdeling van belang. Deze wordt bepaald door het productieproces. Actieve kool wordt gemaakt uit hout, kolen, turf, lignine of notendoppen.

Een actieve-koolinstallatie bestaat meestal uit twee vast bed kolommen. De beide kolommen worden neerwaarts doorstroomd bedreven en beurtelings periodiek door terugspoeling gewassen. Na verloop van tijd raakt de kool verzadigd en vermindert de werking tot het filter uiteindelijk niets meer opneemt en de vervuiling aan het einde met het afvalwater meekomt (doorslaat). Wanneer de kool verzadigd is, kan deze worden geregenereerd door oxidatie van de organische fractie in een oven.

Alternatieve uitvoeringsvormen zijn het fluïde bed en het pulserende bed. Bij het fluïde bed wordt het influent in opwaartse richting door de kolom gevoerd, zodat er een dynamisch evenwicht ontstaat tussen de kracht van het stromende water en de gravitatiekracht op de actieve kooldeeltjes. Deze methode gaat echter gepaard met een groter verbruik van actieve kool. Bij het pulserende bed wordt de watertoevoer dan weer periodiek onderbroken.

Praktische toepasbaarheid

Actieve-koolfiltratie is een bewezen en veel toegepaste techniek. Een actieve-koolkolom wordt meestal volautomatisch bedreven en vergt slechts weinig toezicht en onderhoud. Lage effluentconcentraties zijn technisch realiseerbaar.

Door de hoge investeringskosten en hoge exploitatiekosten is de toepassing bij mestverwerkingsprocessen vooral toegespitst op de verregaande verwijdering van relatief lage vrachten, bijvoorbeeld de 'polishing' van effluënten van de biologische zuivering of omgekeerde osmose tot loosbare effluënten (Vilatca en Eco-Flanders).

Welke stromen behandelen

De grondstof is het effluent van een voorgaande zuivering van de dunne mest, bijv. na biologische zuivering.

Het belangrijkste eindproduct is schoon water, dat over het algemeen zonder milieubezwaar kan worden geloosd, over het land kan worden verspreid of kan worden hergebruikt. Daarnaast wordt er ook verzadigde actieve koolstof gevormd. De actieve kool kan geregenereerd worden door oxidatie van de organische fractie in een oven. Daarbij treedt een verlies aan koolstof op van 5-10% en vermindert de activiteit.

Bij actieve koolzuivering vindt geen omzetting van stof plaats, maar is uitsluitend sprake van concentrering van de pollutanten in de actieve kool.

De beladingsgraad die kan bereikt worden is o.a. afhankelijk van de adsorptiekenmerken van de te verwijderen fractie, het type actieve koolstof, de bedrijfsvoering, etc. Realistische beladingsgraden variëren tussen 6 à 10%.

Emissies

Omdat het een gesloten proces betreft treedt gasvormige emissie niet op. De samenstelling van het effluent na actief koolzuivering bij Eco-Flanders wordt weergegeven in tabel 4.21.

.....
 Samenstelling van het effluent in mg/l

Parameter	Eco-Flanders ¹	Indicatieve lozingsseisen	
		Riool	Opp. Water
CZV	<10	1500	30-50
BZV	<3	500	15
NH ₄ -N	44		
N tot.	47,2		10
P tot.	0,68	100	1-
Zwevende stof	<4	30	50
Cl	84		200

¹ Aanvraagdossier prototypegoedkeuring Eco-Flanders, varkensmest, actieve koolzuivering na omgekeerde osmose

Energieverbruik

Het verbruik aan elektrische energie is gering, omdat het te installeren vermogen in de vorm van pompen niet groot is. Er is geen verbruik aan thermische energie.

Kosten

Van Deynze et al. (1998) geven de volgende installatiekosten (exclusief actieve kool) op bij verschillende debieten:

Debiet < 10 m ³ /u	➔	€ 0,15 /m ³
Debiet 10-25 m ³ /u	➔	€ 0,1 /m ³
Debiet 25-50 m ³ /u	➔	€ 0,07 /m ³

De operationele kosten bestaan voornamelijk uit de aanschaf van actieve kool. De kosten voor actieve kool bedragen circa € 2,5 per kg, inclusief de kosten voor het regenereren van de actieve kool. Bij afname in bulk is de prijs aanzienlijk lager, ca. € 1,2 per kg (Desotec, persoonlijke mededeling). Bij tankcleaningbedrijven wordt gerekend op ca. € 1/m³ effluent bij 30.000 m³/jaar.

De techniek is duidelijk duur als de influentconcentraties hoog zijn of als de beladingsgraad van de actieve kool laag is.

Technische problemen

Actieve koolzuivering is een zeer beproefde techniek en is technisch goed uitvoerbaar. De gewenste rendementen kunnen bijna in alle gevallen bereikt worden door de contacttijd met het actieve kool te vergroten. Afhankelijk van de belasting kunnen de filters evenwel snel verzadigd zijn zodat frequente vervanging nodig kan zijn.

Verstopping of desactivatie van de filter moet vermeden worden. Eventuele groei van micro-organismen heeft weliswaar een positieve bijdrage tot gevolg voor de verwijdering van biologisch afbreekbare verontreinigingen, maar belemmert de absorptie aan het oppervlak. Uitschuring van actieve kool door het langsstromende water, zorgt ervoor dat er kool in het effluent terechtkomt.

Milieumaatregelen

De actieve kool moet geregeld op hoge temperatuur geregenereerd worden. Indien dit niet economisch rendabel is, wordt de actieve kool vernietigd in een verbrandingsoven

Capaciteiten

Actieve koolfilters kunnen in diverse capaciteiten worden geleverd, waardoor toepassing zowel op boerderijschaal als op industriële schaal mogelijk is.

De hoeveelheid specifieke component die een kolom kan adsorberen, hangt af het type actieve kool, de vervuiling, de concentratie en de temperatuur. De adsorptiecapaciteit bedraagt circa 6-10% van de massa actieve kool. De werking van het filter kan vooraf vrij nauwkeurig bepaald worden aan de hand van laboratoriumtesten.

Het zwevende stof-gehalte in het influent moet beperkt zijn en bij voorkeur niet hoger dan 1 mg/l. Dit is voor permeaten van bijv. omgekeerde osmose steeds het geval. Bij dalende influentconcentraties is desorptie mogelijk, waarbij het effluent steeds meer vervuiling uit de kolom meeneemt.

Toepasbaarheid

Waterzuivering met actieve kool zal waarschijnlijk als laatste geschakelde zuiveringsstap bij mestverwerking worden toegepast. Het effluent is waarschijnlijk loosbaar.

Vergelijkbare technieken

Om een loosbaar effluent te verkrijgen kan men naast een actieve koolzuivering ook een zuivering met andere adsorptiemiddelen of een ionenwisselaar gebruiken als laatste zuiveringsstap.

Ionenwisselaar

Doel

Ionenwisselaars kunnen als een laatste zuiveringsstap toegepast worden wanneer de kwaliteit van het effluent na de biologische zuivering, indampen (condensaat) of omgekeerde osmose nog niet voldoet aan de geldende lozingsnormen, bijvoorbeeld voor gehalten aan NH_4^+ of nitraat.

Principe

Bij het gebruik van een ionenwisselaar kunnen schadelijke ionen worden uitgewisseld tegen andere, minder schadelijke ionen. Zowel kationen als anionen kunnen uitgewisseld worden.

Bij een kationenwisselaar bevat het hars sulfogroepen, waarop natrium- of waterstofionen gebonden zijn, die bij contact met het afvalwater tegen de daarin aanwezige kationen worden uitgewisseld. Een veel gebruikte toepassing van kationenwisselaars is bijvoorbeeld het verwijderen van zware metalen uit een afvalwaterstroom door uitwisseling met natriumionen. In dit voorbeeld is de affiniteit van de drager voor deze zware metalen groter dan de affiniteit van de drager voor de natriumionen. Hierdoor worden langzaam maar zeker alle sulfogroepen opgevuld met een zwaar metaalion. Deze zware metalen worden weer van de dragers verwijderd tijdens de regeneratiefase. Bij de regeneratie wordt (meestal door middel van tegenstroom) een overmaat aan onschadelijke ionen toegevoegd. Hierdoor verschuift het evenwicht en worden de zware metalen weer verwijderd van de hars. Hierbij ontstaat een geconcentreerde oplossing van zware metalen. De hars is nu weer geschikt gemaakt om zware metalen te verwijderen.

Een voorbeeld van toepassing van anionenwisselaars is de verwijdering van nitraat. In het ionenwisselingsproces stroomt het te zuiveren water door

een bed van hars, waarbij het de bedoeling is aan het hars gebonden anionen (vb. chloride of bicarbonaat) te wisselen tegen negatief geladen nitraationen. De mate van binding van ionen is afhankelijk van de lading van de ionen en van hun diameter. Eénwaardige en grote ionen hechten zich minder gemakkelijk aan de ionenwisselaar. Meerwaardige en grotere ionen daarentegen hebben een grote affiniteit. Ionen in de waterfase zullen slechts wisselen met ionen op het hars wanneer de affiniteit hoger is of wanneer de concentratie hoog is. Voor de eliminatie van nitraten zijn sterk basische ionenwisselaars nodig met tertiaire en quaternaire ammoniumgroepen. De capaciteit van deze ionenwisselaars bedraagt in de regel 0.8 tot 1 eq/l. Na verloop van tijd zal de uitwisselingscapaciteit van het hars overschreden worden en moet de ionenwisselaar geheel of gedeeltelijk geregenereerd worden met een grote overmaat zout. Dit gebeurt meestal met een geconcentreerde NaCl of NaHCO₃-oplossing. Om een continu zuiveringsproces te verkrijgen kan men bijvoorbeeld twee ionenwisselaars parallel schakelen. Als de capaciteit van het eerste bed volledig benut is, wordt er omgeschakeld naar het tweede bed, waarna het eerste bed wordt geregenereerd. Het proces bestaat uit vier stappen:

1. de ionenwisseling;
2. spoelen van de drager in tegenstroom met water om het proceswater te verwijderen;
3. regeneratie van de ionenwisselaar met regeneratievloeistof (zoutoplossing, zuur of loog);
4. spoelen van de ionenwisselaar om de regeneratievloeistof te verwijderen.

In Duitsland wordt het CARIX (CARbon dioxide Regenerated Ion eXchange) proces gebruikt. Dit procédé realiseert een gecombineerde verwijdering van nitraat, sulfaat en hardheid door het gebruik van een zwak zure ionenwisselaar in vrije zuurvorm en een sterk basische anionwisselaar in bicarbonaatvorm. Tijdens het proces komen bicarbonaat en protonen vrij, waardoor vooral CO₂ wordt gevormd. De wisselaars worden geregenereerd met een onder druk verzadigde oplossing van CO₂.

Stand van de techniek

Ionenwisseling is een eenheidsbewerking die reeds veelvuldig wordt toegepast voor de aanmaak van proceswater (verwijdering calcium, mangaan etc.). Ook in de afvalwaterzuivering wordt de techniek al tientallen jaren gebruikt, in eerste instantie vooral voor eindzuivering van het effluent.

De techniek wordt ervaren als eenvoudig in installatie en bediening en gemakkelijk te automatiseren. In de VS is ionenwisseling de meest toegepaste techniek voor de eliminatie van nitraten uit drinkwater (Clifford en Liu, 1993). Ook in Frankrijk en Groot-Brittannië zijn full scale installaties operationeel. Het rendement ligt over het algemeen tussen 80 en 99%. Aangezien zeer lage effluentconcentraties gehaald kunnen worden, wordt meestal slechts een deel van de waterstroom over de ionenwisselaars geleid. Het nitraatvrije effluent wordt achteraf gemengd met ongezuiverd water tot een eindproduct met een aanvaardbare nitraatconcentratie. De haalbare belastingen bedragen 10 m³ water per m³ reactor per uur (<http://www.uvm.baden-wuerttemberg.de/xfaweb>) met stroomsnelheden van 10 tot 40 m/u. Influent concentraties mogen niet hoger zijn dan 500 mg/l.

In mestverwerkingsprojecten wordt de techniek tot nu toe niet zo vaak toegepast. Dit komt enerzijds door de specifieke nadelen van ionenwisselaars. Zo vervuilen ionenwisselaars nogal snel bij aanwezigheid van bepaalde stoffen, waardoor de werking aanzienlijk terugloopt. Enkele voorbeelden hiervan zijn vervuiling door microbiologie (zoals

slijmvormende bacteriën) en door zwevende stof. Een ander nadeel is de relatief hoge operationele kosten, onder andere voor het regeneraat en in sommige gevallen veel gebruik van spoelwater. Ook de hoge selectiviteit die door het gebruik van verschillende typen hars kan worden bereikt, kan in bepaalde gevallen een nadeel zijn.

Welke stromen behandelen

Een zoutoplossing, een zuur of loog wordt gebruikt als regeneratievloestof. Als reststof komt spoelwater en verzadigde regeneratievloestof met de verwijderde ionen vrij. De afzet hiervan kan een probleem vormen.

Bij ionenwisselaars worden de te verwijderen ionen uitgewisseld tegen de op de hars zittende ionen. Zo kan nitraat uit het effluent verwijderd worden door middel van uitwisseling met chloride. Ook ammonium kan verwijderd worden door uitwisseling met Na⁺. Dit laatste proces wordt echter minder vaak toegepast. Het rendement van de verwijdering ligt over het algemeen tussen 80 en 99%.

Het belangrijkste eindproduct is schoon water, dat over het algemeen zonder milieubezwaar kan worden geloosd.

Emissies

Er worden geen emissie naar de lucht vastgesteld.

Energieverbruik

Het energieverbruik is vooral te wijten aan het gebruik van pompen en is relatief laag. Het bedraagt gemiddeld 0,1 kWh/m³.

Kostenaspecten

De gemiddelde totale kosten ten opzichte van vergelijkbare technieken zijn relatief hoog, o.a. door de hoge investeringskosten en de kosten voor de behandeling van het regeneraat. Zo bedraagt de investeringskost voor kationische ionenwisselaars circa € 2.000 per m³/h te behandelen water, voor anionische ionenwisselaars is dit circa € 5.000 per m³/h te behandelen water. Operationele kosten bedragen gewoonlijk € 5 per m³ (Derden et al., 2001). In een recente Nederlandse studie (Kappelhof, 2000), werden de kosten voor nitraatverwijdering uit grondwater geraamd voor een installatie met een nitraatselectief hars en met hergebruik van het gedenitrificeerde regeneraat. Voor een debiet van 100 m³/u en nitraatverwijdering van 100 naar 25 mg/l, lagen deze rond € 0,1 /m³. De totale kosten voor een installatie van 155 m³/u in McFarland, Californië, werden eveneens geschat op minder dan € 0,1 /m³ (Kapoor en Viraraghavan, 1997). Regeneratie vormt een belangrijk aandeel in de kosten en zou bij een levensduur van 20 jaar ongeveer het dubbele bedragen van de initiële investering. Het is goedkoper te werken met een gedeeltelijke regeneratie (60% nitraatrelutie) dan met een volledige regeneratie.

Technische problemen

Het belangrijkste probleem stelt uiteraard het regeneraat, dat verwerkt moet worden. De hoeveelheid brijn kan oplopen tot 5% van het behandelde water (Hiscock et al., 1991; Van der Hoek en Schippers, 1991) en bevat hoge concentraties aan zouten en nitraat. In Frankrijk en Groot-Brittannië bevinden de installaties zich meestal nabij de zee en wordt het probleem opgelost door het regeneraat eventueel via een rioolwaterzuiveringsinstallatie in zee te lozen. Een andere oplossing voor het regeneraatprobleem is bijvoorbeeld een gekoppelde biologische denitrificatie van het brijn.

Verder leidt ionenwisseling tot een verandering in de kwaliteit van het

behandelde water, bijvoorbeeld door een verhoging van het chloridegehalte en een verlaging van de hardheid (McCann, 1991). In bepaalde gevallen kunnen ongewenste stoffen, afkomstig van de harsen, afgegeven worden aan het behandelde water (van der Hoek en Schippers, 1991).

Een probleem vormen eventueel in het water aanwezige organische stoffen, die de harsen vervuilen en de uitwisselingscapaciteit kunnen verlagen. Een aangepaste voorbehandeling is eveneens nodig om bacteriële groei of neerslagvorming op harsen te vermijden. De techniek van ionenwisseling is dus vooral bruikbaar voor waters met een laag sulfaatgehalte en met een geringe hoeveelheid organisch materiaal (Timmermans en Van Haute, 1984).

Omdat nitraat wordt uitgewisseld tegen het chloride, verandert de samenstelling van het behandelde water. Een verhoogde concentratie aan chloride kan aanleiding geven tot corrosieproblemen en kan een negatief effect hebben op de drinkwaterkwaliteit. In vergelijking met andere nitraatverwijderingsprocessen is ionenwisseling interessant wanneer enkel nitraat verwijderd moet worden en wanneer een verhoging van het chloridegehalte in het water geen problemen geeft.

Tot slot kunnen anionenwisselaars aanleiding geven tot de afgifte van ongewenste stoffen, zoals resten van stoffen, gebruikt bij de productie van het hars, of stoffen die vrijkomen bij harsveroudering (van der Hoek en Schippers, 1991).

Milieumaatregelen

Spoelen en regenereren van het hars levert een geconcentreerde afvalstroom, die eventueel verder gezuiverd of als afval afgezet moet worden.

Capaciteit

In principe kunnen ionenwisselaars voor alle mogelijke debieten geïnstalleerd worden, maar de kostprijs is hierbij de beperkende factor. De haalbare belastingen bedragen 10 m³ water per m³ reactor per uur met stroomsnelheden van 10 tot 40 m/u. Inkomende concentraties mogen niet hoger dan 500 mg/l zijn.

Toepasbaarheid

Ionenwisselaars kunnen milieu-technisch gezien zonder problemen gebruikt worden. Voor de verzadigde regeneratievloeistof dient wel een verdere verwerking of afzet voorzien te worden.

Vergelijkbare technieken

Om loosbaar effluent te verkrijgen kan men naast ionenwisselaars ook een zuivering met actieve koolstof of andere adsorptiemiddelen gebruiken als laatste zuiveringsstap. Ammonium kan ook door bijvoorbeeld stripping of aërobe zuivering vooraf uit de mestvloeistof gehaald worden.

Andere adsorptiemiddelen

Doel

I.p.v. actieve koolfilters kunnen ook filters met andere adsorptiemiddelen toegepast worden om de kwaliteit van het effluent na de biologische zuivering of omgekeerde osmose aan de geldende lozingsnormen aan te passen, bv. m.b.t. CZV.

Principe

Adsorptie is een effectief behandelingsproces voor het verwijderen van een brede variëteit aan verbindingen. Het meest toegepaste adsorbens is actieve kool dat vooral geschikt is voor meer apolaire verbindingen. Adsorptie aan andere (oxiderende) media worden toegepast voor de verwijdering van meer polaire stoffen uit het effluent. Toegepaste adsorbentia zijn o.a.:

- Natuurlijke of synthetische zeolieten (aluminasilicaatpolymeren): zeer homogene poriënverdeling en polaire bindingssites. In vergelijking met actief kool zijn zeolieten veel meer selectief.
- Natuurlijke kleimineralen: zeer polair, in feite vindt ionenwisseling plaats. Kleimineralen kunnen dus gebruikt worden voor adsorptie van zeer polaire organische stoffen en anorganische stoffen (ionen).
- Silicagel en geactiveerde alumina: zeer polaire adsorbentia, met grote affiniteit voor water; ze worden dan ook meestal gebruikt om water te verwijderen uit een apolair medium.

Een adsorptie-installatie bestaat meestal uit twee fixed bed kolommen. De beide kolommen worden neerwaarts doorstroomd bedreven en beurtelings periodiek door terugspoeling gewassen. Na verloop van tijd raakt het adsorbens verzadigd en vermindert de werking tot het filter uiteindelijk niets meer opneemt en de vervuiling aan het einde met het afvalwater meekomt (doorslaat).

Een voordeel van het toepassen van andere adsorbentia is dat ze vaak meer specifiek zijn en andere stoffen verwijderen dan actieve kool. Verder vergt een adsorptiekolom slechts marginaal toezicht en onderhoud. Met adsorptie is bovendien een lage effluentconcentratie realiseerbaar.

Stand van de techniek

Met adsorptie op andere adsorbentia bestaat minder ervaring dan met actieve kool adsorptie. Deze adsorptietechnieken worden dan ook toegepast voor relatief lage concentraties en wanneer selectiviteit gewenst is, bijvoorbeeld voor het verwijderen van ammonium via adsorptie met zeolieten.

Een adsorptiekolom wordt meestal volautomatisch bedreven en vergt slechts marginaal toezicht.

Bij mestverwerkingsprojecten wordt tot nu toe enkel actieve koolzuivering als laatste zuiveringsstap van het effluent toegepast. Over het gebruik van andere adsorbentia werden geen gegevens gevonden.

Op welke stromen toepassen

Het zwevende stof-gehalte in het influent mag niet hoger zijn dan 1 mg/l, eventueel dient eerst een filtratiestap plaats te vinden.

Als belangrijkste eindproduct wordt gezuiverd water verkregen. Daarnaast wordt echter ook verzadigd adsorbens gevormd dat dient te worden geregenereerd of indien dit niet mogelijk is elders dient te worden verwerkt.

Energieverbruik

Het verbruik aan elektrische energie is gering, omdat het te installeren vermogen in de vorm van pompen niet groot is. Er is geen verbruik aan thermische energie.

Kostenaspecten

De gemiddelde totale kosten ten opzichte van vergelijkbare technieken zijn relatief hoog.

Een adsorptiesysteem bestaande uit twee kolommen voor de verwerking van 100 m³/uur influent, met een doorsnee van 3 meter en een hoogte van 10 meter, vraagt een investering van circa ? 7,4 miljoen. De operationele kosten zijn relatief hoog en bestaan voornamelijk uit de aanschaf van adsorbens.

Technische problemen

Een belangrijk nadeel is de lage beladingsgraad die in principe behaald wordt (1-5%). Hierdoor is een grote kolom en dus een grote hoeveelheid adsorbens nodig. Dit zorgt weer voor hoge investerings- en operationele kosten. Bij dalende influentconcentraties is desorptie mogelijk, waarbij het effluent steeds meer vervuiling uit de kolom meeneemt.

Milieumaatregelen

Het adsorbens moet geregeld geregenereerd worden of indien dit niet mogelijk is elders worden verwerkt. De werking van de filter kan vooraf vrij nauwkeurig bepaald worden aan de hand van laboratoriumtesten.

Capaciteiten

Adsorptiefilters kunnen in principe zowel op boerderijniveau als op centraal niveau gebruikt worden. De werkingsgraad van deze filters is goed. Door de contacttijd met het adsorbens aan te passen kan het gewenste rendement bijna in alle gevallen bereikt worden.

Toepasbaarheid

Zuivering met andere adsorbentia kan, milieu-technisch gezien als laatste zuiveringsstap bij mestverwerking worden toegepast. Het effluent is waarschijnlijk loosbaar.

Vergelijkbare technieken

Om een loosbaar effluent te verkrijgen kan men naast zuivering met andere adsorbentia ook een zuivering met actieve koolstof of een ionenwisselaar gebruiken als laatste zuiveringsstap.

Bijlage 3: Verslag Workshop 30 augustus 2006

Bijlage 3.1: verslag workshop

Met steeds verder aanscherpende gebruiksnormen voor dierlijke mest dreigt op termijn het mestoverschot weer toe te nemen. Een mogelijke oplossing is de mest dusdanig te bewerken dat de producten buiten de Nederlandse landbouw kunnen worden afgezet. De aandacht voor mestverwerking is daarom weer toegenomen. Omdat bij verwerkingstechnieken vaak een natte reststroom vrijkomt, wil V&W een constructieve bijdrage aan de discussie leveren door na te gaan hoe met deze stromen om kan worden gegaan, op een dusdanige wijze dat de gevolgen voor de waterkwaliteit niet in strijd zijn met richtlijnen als de KRW. Daartoe is op 30 augustus 2006 een workshop gehouden. De bijeenkomst was tevens een goede gelegenheid om voor te bereiden op de discussie die ook op Europees niveau wordt opgestart. Een werkgroep ressorterend onder het Nitraatcomité organiseert namelijk 6 en 7 november 2006 een EU-workshop over mestverwerking.

De workshop van 30 augustus had als focus de natte reststromen bij mestverwerking en de mogelijke consequenties daarvan voor de oppervlaktewaterkwaliteit. De lijst met deelnemers staat in bijlage 3.2.

In de drie inleidingen is een compleet beeld gegeven van het probleemveld. Na deze inleidingen is een 11-tal stellingen gepresenteerd. Op basis van een snelle screening welke stellingen waarschijnlijk de meeste discussie zouden opleveren, zijn 7 daarvan in 2 parallelle groepjes besproken. Eén groep boog zich over stellingen met een technische achtergrond, de andere groep ging aan de slag met een aantal stellingen van meer beleidsmatige aard. In bijlage 2 zijn de stellingen, en de uitslag van deze screening weergegeven.

De drie inleidingen

Henri Bos (LNV) gaf een overzicht van het Nederlandse mestbeleid, en van het overschot aan dierlijke mest dat in de toekomst (richting 2015) zal ontstaan als gevolg van het aanscherpen van de fosfaat gebruiksnormen. Alles waar dierlijke mest inzit valt nu onder de nitraatrichtlijn, die een maximum stelt aan de hoeveelheid dierlijke mest die per hectare mag worden toegepast. Het blijkt dat op dit moment de afzetruimte in theorie nog net toereikend is; in de praktijk is deze ruimte echter kleiner, en als in 2015 evenwichtbemesting voor P gerealiseerd moet worden, zal de druk op de mestmarkt alleen maar verder toenemen. Het ministerie van LNV is voorstander van mestverwerking op bredere schaal, om nutriënten aan de Nederlandse landbouw te onttrekken. Desalniettemin komt het nog steeds niet goed van de grond, de verwerking van kalvergier daargelaten. De beslissing van het ministerie van EZ, om de subsidieregeling voor winning van groene energie uit mest (MEP) te beëindigen, draagt hier ook niet aan bij. De mogelijkheid wordt geopperd dat verwerkte mest als kunstmestvervanger ingezet zou kunnen worden in de landbouw; dan valt het niet meer onder de gebruiksnorm voor dierlijke mest. De beschikbaarheid van N en P zou dan echter die van kunstmest moeten

benaderen (een werkingscoëfficiënt van 90-100%). Ter illustratie: de werkingscoëfficiënt van N in de dunne fractie bedraagt nu circa 80%. Omdat de (Europese) regelgeving hiervoor moet aangepast worden, wordt deze optie vooralsnog niet kansrijk geacht. Later op de ochtend geeft Douwe Jonkers aan, dat er eerder wordt overwogen een nieuwe categorie meststoffen te introduceren: “verwerkte dierlijke mest met eigenschappen vergelijkbaar met kunstmest”.

Daarnaast wordt gevraagd of het mestbeleid van LNV alleen gericht is op N en P, of dat er ook aandacht is voor andere stoffen. Sturing vindt plaats op basis van N en P, via de toelating van overige meststoffen (BOOM) wordt het gebruik van andere stoffen gereguleerd. Douwe Jonkers voegt hieraan toe, dat dit alleen opgaat voor de overige meststoffen, zoals compostachtige producten en restproducten uit de levensmiddelen industrie. Dierlijke mest wordt niet getoetst op andere stoffen. Hij verwijst naar een voorpublicatie van het besluit tot wijziging van het uitvoeringsbesluit meststoffenwet en het besluit gebruik meststoffen, zoals dat half augustus in het staatsblad is gepubliceerd.

Nico Verdoes (ASG) gaf een beeld van de huidige stand van de techniek van mestverwerking, met de focus op die technieken die een natte reststroom opleveren. Als Beste scheidingstechniek noemde hij de Towerfilter. Bij deze techniek komt de helft van de N en een groot deel van het K in de dunne fractie, P blijft voor een groot deel achter in de dikke fractie. Met de huidige beschikbare technieken kom je nooit laag genoeg qua concentraties N en P om te kunnen lozen op het oppervlaktewater. Uitrijden van de dunne fractie op het land blijft de meest aangewezen manier om de dunne fractie kwijt te raken.

In theorie is het mogelijk door schakeling van technieken tot een losbaar effluent te komen; zijn inschatting is echter, dat dergelijke technieken nooit op grote schaal toegepast zullen worden. De mestmarkt is een heel onzekere markt, met sterk wisselende prijzen voor de afzet van dierlijke mest. Dit leidt ertoe dat veehouders de grote investeringen die met het in gebruik nemen van dergelijke mestverwerkingstechnieken gepaard gaan, niet aandurven.

Wilbert van Zeventer (V&W, DGW) schetste de visie van V&W ten aanzien van de oppervlaktewaterkwaliteit. Kort ging hij in op de relatie tussen de KRW en de nitraatrichtlijn: De KRW legt, op basis van ecologische doelen, eisen op aan de imissie. De Nitraatrichtlijn stelt op grond van doelen voor nitraat eisen aan de emissie. Toch is de KRW niet puur ecologie, er is ook aandacht voor de maatschappelijke betekenis van water, bijvoorbeeld:

- Zwem- en recreatiewater;
- Water voor bereiding van drinkwater;
- Water in natuurgebieden.

WB21 ondersteunt KRW, hiervan geeft hij enkele voorbeelden:

- Water vasthouden vergroot het zelfreinigend vermogen voor nutriënten
- Door een eenvoudiger peilbeheer komen detail- ontwateringen onder druk te staan, deze ruimte kan mogelijk benut worden als collectieve helofytenfilters
- Veenweiden: functie volgt peil i.p.v. andersom
- Vergroten waterberging, waardoor het nutriëntenrijke landbouwwater niet in gevoelige perioden op de boezem of blauwe knooppunten behoeft te worden uitgeslagen

Ten aanzien van de doelen geldt allereerst: geen achteruitgang. Dit betekent voor de vestiging van nieuwe mestverwerkinginstallaties dat:

- De ecologische kwaliteit van oppervlaktewater niet mag verslechteren
- Voor vestiging van een mestverwerkinginstallatie nadrukkelijk afgewogen moet worden
 - De concentratie van lozing
 - De verschuiving van lozing in de tijd

Wat geldt voor de ene hoeft niet te gelden voor de andere locatie, de doelen moeten steeds weer in verband van het stroomgebied gezien worden:

- Wat is de invloed van de bron, bijvoorbeeld landbouw of RWZI, benedenstrooms?
- Welke invloed op benedenstrooms gelegen maatschappelijk functies?

Na de drie inleidingen is in 2 aparte groepen gesproken over een aantal stellingen.

Stellingen over de technische aspecten

Aanwezig hierbij: Herbert van Veen (Stichting Mestverwerking Gelderland), Eddie Koorneef (DHV), Arjan Borger (Grontmij), Gerard Rijs (RWS RIZA), Isabelle Vermander (Vlaams Coördinatiecentrum voor Mestverwerking), Nico Verdoes (WUR, Animal Science Group), Peter de Jong (Witteveen en Bos), Lood van Velsen (Royal Haskoning), Peter Kuiper (RWS RIZA)

Besproken zijn stellingen 6, 7 en 8.

Stelling 6: het is (kosten)technisch niet mogelijk om uit de vrijkomende dunne fractie van de mestverwerking een voor de waterkwaliteitsbeheerder aanvaardbare effluentkwaliteit (geen achteruitgang van de waterkwaliteit) te realiseren.

Deze stelling kan op verschillende wijzen geïnterpreteerd worden en heeft een aantal vrijheidsgraden: kostentechnisch/technisch, centrale/decentrale mestverwerking, lozing via het riool of via oppervlaktewater. Ook de soort mest kan nog wel verschil maken. Mest van kalveren is eenvoudiger te behandelen dan varkensmest.

In de praktijk vindt nu op een viertal plaatsen op de Veluwe verwerking van kalvermest plaats, waarbij er geloosd wordt op het riool van de RWZI. Dit kan kosteneffectief gebeuren (€ 10/ton). In de meeste gevallen zal een RWZI geen overcapaciteit hebben om het effluent van een centrale mestverwerking te ontvangen. Mocht dit wel zo zijn, dan zou er een mogelijkheid zijn voor een nieuwe installatie. De verwachting is dat dit spoor niet zal leiden tot veel meer nieuwe verwerkingsinstallaties. Ook is een enkele decentrale mestverwerkingsinstallatie niet onmogelijk, mits op de riolering wordt geloosd en de waterkwaliteitsbeheerder daar geen bezwaar tegen heeft. Als de marktprijs voor mestverwerking flink zou gaan toenemen, is een zekere toename van dit soort initiatieven niet uitgesloten. Ook technologische ontwikkelingen kunnen dat bevorderen.

Centrale mestverwerking moet tegen marktconforme prijzen mogelijk zijn en moet een stabiele, gunstige prijs hebben, ten einde een kans van overleven te hebben. Als er zeer strenge eisen aan de lozing worden gesteld moeten steeds duurdere technieken worden ingevoerd en prijst de centrale mestverwerking zich uit de markt. De kosten kunnen dan door de veehouders niet meer worden opgebracht. De enige kans is dus dat de

eisen zodanig zijn dat de mestverwerking binnen de marktprijzen blijft. Dit strookt echter niet met het beleid ten aanzien van de waterkwaliteit. Lozingen moeten nu aan strenge lozingsnormen voldoen.

De conclusie is dat er daarom (vrijwel) geen rendabele nieuwe centrale of decentrale mestverwerking mogelijk is met lozing op het riool of op oppervlaktewater. Bij mestverwerking zal dus alles moeten worden hergebruikt in de landbouw of daarbuiten.

In Vlaanderen is de situatie enigszins anders. Althans voor één zgn. ketenbedrijf is het mogelijk gebleken vergaand te zuiveren tot een effluent dat geloosd mag worden op oppervlaktewater. Bij dit bedrijf maakt mestverwerking deel uit van het totale ketenconcept. De druk om mestverwerking toe te passen is hoger doordat het areaal aan cultuurgrond waarop mest kan worden afgezet gering is (in tegenstelling tot Nederland). Veeteeltbedrijven met een bepaalde grootte hebben de verplichting om mest te be-/verwerken en deze niet onbewerkt in de landbouw af te zetten. Hierdoor zijn een 100-tal mestverwerkingsbedrijven operationeel die de vrijkomende reststromen (effluent na biologische verwerking van de dunne fractie) van de mest als kaliummeststof in de landbouw afzetten. De verwerkingskosten bedragen circa €15 - €25,- per m³.

Stelling 7: economisch rendabele toepassing van meerdere technologieën waarmee tot breder bruikbare producten kan worden gekomen, zoals (exporteerbare) korrelmest en een loosbaar effluent, is alleen mogelijk indien de mest centraal verwerkt wordt.

Deze stelling ligt in het verlengde van stelling 6. Op zich wordt de stelling onderschreven. Technisch en economisch kunnen alleen in een centrale mestverwerking hoogstaande technieken worden toegepast. Hierdoor blijft de conclusie van stelling 6 overeind, dat dergelijke mestverwerking met loosbaar effluent te duur is om aantrekkelijk te zijn voor de markt.

Stelling 8: bij het stimuleren van mestverwerking is er onvoldoende aandacht voor het beleid van waterbeheerders om verontreiniging van het oppervlaktewater met metalen, medicijnen, antibiotica en desinfecteermiddelen te beperken.

Het idee is dat de aandacht voor metalen, medicijnen, antibiotica en desinfecteermiddelen in de praktijk gelijke tred houdt met die voor RWZI's. Dat deze aandacht beperkt is, wordt nog niet alarmerend gevonden. De omvang van mestverwerking is nu nog zeer beperkt (slechts 1% van de mest). De aandacht voor de N en P problematiek is veel pregnanter en heeft voorlopig prioriteit. Gewezen wordt nog op de problematiek van de zoutgehalten in effluenten van mestverwerking. Feitelijk is die problematiek er nu ook al. In Vlaanderen hanteert men in verband hiermee een code goede landbouwpraktijk die de toediening van effluent na biologische verwerking beperkt tot 100 ton per hectare, waaruit ook meteen de limitering in de afzet in Vlaanderen ontstaat.

Dat er toch alertheid moet zijn voor de genoemde probleemstoffen wordt niet ontkend. Vooralsnog wordt nog niet gedacht aan het stellen van normen voor de vele verschillende stoffen, maar zal het voorzorgs- en preventiebeginsel moeten worden gehanteerd om emissies naar het oppervlaktewater te reduceren.

Er is een verschil tussen een puntlozing en een diffuse lozing via de bodem. Bij deze laatste kan retentie in de bodem of zelfs fixatie in de bodem plaatsvinden, terwijl bij een puntlozing dit niet het geval is. In de plenaire vergadering werd hierover opgemerkt dat aandacht voor deze stoffen ketenbreed is vanuit LNV. Dat houdt in dat het gebruik van deze stoffen de aandacht heeft en dat er moet worden gezocht naar oplossingen, waardoor deze stoffen niet meer in het milieu vrijkomen.

Stellingen over de beleidsmatige aspecten

Aanwezig hierbij: Henri Bos (Ministerie van LNV), Wilbert van Zeventer (Ministerie van V&W, DG Water), Wim van der Hulst (Waterschap AA en Maas), Douwe Jonkers (Ministerie van VROM), Sandra Plette (RWS-RIZA), Bas Baan (Waterschap Vallei en Eem), Siefco Spaan (Waterschap Veluwe)

In de groep "beleidsmatige aspecten" is gediscussieerd naar aanleiding van de stellingen 1, 2 en 4, waarbij stelling 1 en 4 tegelijk besproken zijn.

Stelling 1: Gezien het feit dat initiatieven ten aanzien van mestverwerking altijd moeten voldoen aan Wm en WvO, zijn milieurisico's voldoende afgedekt.

Stelling 4: Lozing van de natte reststromen van mestverwerking op het riool vormt een risico voor de beoogde waterkwaliteitsverbetering die waterschappen met 4^e trap zuivering willen bereiken. Waterschappen krijgen aanvragen van individuele boeren, waterschap Veluwe is beducht voor dit soort aanvragen, twijfelt aan de kwaliteit van de nazorg van de leverancier van de mestverwerkingstechniek.

Wim van der Hulst (waterschap Aa en Maas) merkt op, dat er duidelijke richtlijnen voor de lozing op oppervlaktewater dan wel het riool liggen. In zijn waterschap is de richtlijn dat de kosten per i.e. niet verhoogd mogen worden als gevolg van het toelaten van extra lozingen op het stelsel. Mocht dit het geval zijn, dan kan het schap de afvalstroom weigeren. In het beheersgebied van het Waterschap Veluwe wordt gekeken naar de nog beschikbare capaciteit, en geldt de regeling wie het eerst komt, eerst maalt. Criterium is hierbij het doelmatig functioneren van de betreffende RWZI. Belangrijk is hierbij de verhouding BZV/N van het influent; bij een te lage ratio wordt de N onvoldoende verwijderd.

Zolang de WvO nog bestaat, zal er altijd een toetsing door het waterschap plaatsvinden, en kan op basis van de bestaande richtlijnen goed afgewogen worden of een lozing op het oppervlaktewater dan wel het riool toelaatbaar is, gezien de kwaliteit en de doelstellingen van het ontvangende water en/of de capaciteit van de RWZI. Echter, als de omgevingswet in zijn huidige vorm van kracht wordt, wordt deze afweging bij de gemeente gelegd. Het waterschap heeft dan slechts een adviserende rol. Dit wordt door iedereen als een risico gezien.

Samenvattend is de mening dat de WvO en de Wm, samen met de bestaande richtlijnen, de risico's voldoende afdekken, maar er is wel zorg voor de toekomst, als de rol van het waterschap veranderd met het van kracht worden van de omgevingswet.

Stelling 4: Introductie van mestverwerking in NL op uitgebreide schaal is conflicterend met het 'stand still'-beginsel van het waterkwaliteitsbeleid en kan derhalve alleen maar doorgang vinden als de vrijkomende dunne fractie als meststof op het land wordt gebracht.

De tweede discussie ging over de afweging lozen op oppervlaktewater versus uitrijden van de natte fractie op het land. Gedurende de discussie ontstaat het volgende beeld:

Afzet op het (eigen) land geeft geen extra milieurisico; deze afzet valt binnen de gebruiksnormen voor dierlijke mest. Het betreft N dat snel opneembaar is, bij tactisch uitrijden (meteen na een snede) wordt de N vrijwel volledig door het gewas opgenomen, dus geeft geen verliezen richting grond- dan wel oppervlakte water en de lucht. Mogelijk dat het zelfs tot een lichte verbetering leidt t.o.v. de situatie waarin al deze N als onbewerkte mest was uitgereden.

Samenvattend

In de afsluitende plenaire discussie vraagt Wilbert van Zeventer of het feit dat op termijn P beperkend wordt voor de dierlijke mest een nieuwe impuls zou kunnen geven aan mestverwerking. Volgens Herbert van Veen is de kans dat er op grote schaal initiatieven ontwikkeld worden met lozing op het riool of oppervlaktewater klein.

Samenvattende conclusie is dat mestverwerking geen bedreiging lijkt te vormen voor de oppervlaktewaterkwaliteit, en er dus geen aanleiding is voor het formuleren van aanvullend beleid om risico's te beperken. Ook is het niet nodig deze technieken als de oplossing voor het mestprobleem op te nemen in de decembernote 2006.

Bijlage 3.2: Deelnemers aan de workshop

Naam	organisatie
Herbert van Veen	Stichting Mestverwerking Gelderland
Isabelle Vermander	VCM - Mestverwerking
Karl Vrancken	VITO
Peter Kuiper	RWS RIZA
Henri Bos	Ministerie van LNV
Wilbert van Zeventer	DGWater
Gerard Rijs	RWS RIZA
Nico Verdoes	WUR-ASG
Wim van der Hulst	Waterschap AA en Maas
Douwe Jonkers	Ministerie van VROM
Sandra Plette	RWS RIZA
Bas Baan	Waterschap Vallei en Eem
Eddie Koornneef	DHV
Lood van Velsen	Royal Haskoning
Peter de Jong	Witteveen & Bos
Willy van Tongeren	TNO-industrie
Arjan Borger	Grontmij
Siefco Spaan	Waterschap Veluwe

Bijlage 3.3: Stellingen

Mestverwerking en oppervlaktewaterkwaliteit; beleidsmatige aspecten

1. Gezien het feit dat initiatieven ten aanzien van mestverwerking altijd moeten voldoen aan Wm en WvO, zijn milieurisico's voldoende afgedekt.
2. Introductie van mestverwerking in NL op uitgebreide schaal is conflicterend met het 'stand still'-beginsel van het waterkwaliteitsbeleid en kan derhalve alleen maar doorgang vinden als de vrijkomende dunne fractie als meststof op het land wordt gebracht.
3. Mestverwerking kan pas op grote schaal ingevoerd worden als de producten in het buitenland afgezet kunnen worden, en/of als kunstmestvervanger in de Nederlandse landbouw ingezet mogen worden.
4. Lozing van de natte reststromen van mestverwerking op het riool vormt een risico voor de beoogde waterkwaliteitsverbetering die waterschappen met 4e trap zuivering willen bereiken.

Mestverwerking en oppervlaktewaterkwaliteit; technische aspecten

5. Bij de ontwikkeling van nieuwe technieken voor de verwerking van mest wordt optimaal gebruik gemaakt van de actuele kennis van zuiveringstechnieken zoals die op RWZI's wordt toegepast.
6. Het is (kosten)technisch niet mogelijk om uit de vrijkomende dunne fractie van de mestverwerking een voor de waterkwaliteitsbeheerder aanvaardbare effluentkwaliteit (geen achteruitgang van de waterkwaliteit) te realiseren.
7. Economisch rendabele toepassing van meerdere technologieën waarmee tot breder bruikbare producten kan worden gekomen, zoals (exporteerbare) korrelmest en een loosbaar effluent, is alleen mogelijk indien de mest centraal verwerkt wordt.
8. Bij het stimuleren van mestverwerking is er onvoldoende aandacht voor het beleid van waterbeheerders om verontreiniging van het oppervlaktewater met metalen, medicijnen, antibiotica en desinfectiemiddelen te beperken.
9. Door verwerking van mest vervang je (een deel van) de diffuse belasting a.g.v. uit-en afspoeling door belasting vanuit (beter beheersbare) puntbronnen.

Overige stellingen; perspectief voor mestverwerking

10. Bij covergisting behaalt de boer winst aan energie, maar verliest het uiteindelijk van stikstof. Door het toepassen van covergisting wordt de mestproblematiek in NL alleen maar groter.
11. Decentrale verwerking is alleen gunstig (kosteneffectief) als de producten ook decentraal afgezet kunnen worden.

.....
Tabel

Uitslag screening stellingen; de stellingen waarbij de meningen het sterkst verdeeld waren (grijs gekleurd in de tabel), zijn in de parallele sessies besproken. Per stelling is ook de herkomst van de mening "eens of oneens" aangegeven; in kolom 2 t/m 5 is een uitsplitsing naar achtergrond van de stemmers (technisch dan wel beleidsmatig) aangegeven.

stelling	eens		oneens		totaal eens	totaal oneens	totaal	fractie eens %
	techniek	beleid	techniek	beleid				
1	4	4	5	2	8	7	15	53
2	2	4	8	2	6	10	16	38
3	10	6	0	0	16	0	16	100
4	6	5	3	2	11	5	16	69
5	6	5	3	0	11	3	14	79
6	6	4	4	3	10	7	17	59
7	7	4	3	1	11	4	15	73
8	4	5	5	2	9	7	16	56
9	6	5	1	2	11	3	14	79
10	5	0	4	5	5	9	14	36
11	5	3	4	1	8	5	13	62
