

NOTA 693 ^H

augustus 1972

: Cultuurtechniek en Waterhuishouding
Wageningen

NN31545.0693

ZUIVERING VAN PROCESWATER
UIT DE AARDAPPELMEELINDUSTRIE
DOOR BEREKENING OP LANDBOUWGROND

dr. ir. F. A. M. de Haan* en J. Beuving

* De eerste auteur is thans werkzaam op het gebied van bodemverontreinigingsvraagstukken bij de afdeling Landbouwscheikunde van de Landbouwhogeschool en tevens als gastmedewerker verbonden aan het ICW

Nota's van het Instituut zijn in principe interne communicatiemiddelen, dus geen officiële publikaties.

Hun inhoud varieert sterk en kan zowel betrekking hebben op een eenvoudige weergave van cijferreeksen, als op een concluderende discussie van onderzoeksresultaten. In de meeste gevallen zullen de conclusies echter van voorlopige aard zijn omdat het onderzoek nog niet is afgesloten.

Bepaalde nota's komen niet voor verspreiding buiten het Instituut in aanmerking



JSN 172 f 20 - 01

INHOUD

	blz.
1. INLEIDING	1
2. ALGEMEEN	2
3. SAMENSTELLING VAN HET PROCESWATER	5
4. ENKELE RESULTATEN VAN BEREGENING IN DE CAMPAGNE 1970	8
5. ENKELE RESULTATEN VAN BEREGENING IN 1971	18
6. DISCUSSIE	24
6.1. De biodegradatie van organische stof	25
6.2. Omzetting, transport en vastlegging van anorganische componenten	27
7. LITERATUUR	34

1. INLEIDING

Door de Werkgroep TNO voor Onderzoek Irrigatie met Afvalwater Aardappelmeelindustrie wordt onderzoek verricht naar de mogelijkheden om door landbehandeling met proceswater uit de aardappelmeelindustrie een bijdrage te leveren aan de oplossing van het veenkoloniale afvalwaterprobleem. Het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding heeft in dit kader als een van de deeltaken het onderzoek op zich genomen omtrent de te verwachten resultaten ten aanzien van de zuivering van het afvalwater door toepassing van beregening of bevloeiing.

De bereikte graad van zuivering is slechts een van de aspecten bij de waardering van landbehandeling met afvalwater. Kennis omtrent de gewasreacties vormt een onmisbaar onderdeel dat wordt onderzocht door het Instituut voor Bodemvruchtbaarheid (RIEM VIS, 1969; 1972). Onderzoek aangaande de economische evaluatie vindt plaats bij de Cultuurtechnische Dienst (HOOGEVEEN, 1972). De planmatige opzet van beregenings- en bevloeiingssystemen, tevens in relatie tot de kosten van zowel investering als exploitatie, is in onderzoek bij de afdeling Irrigatie van de Landbouwhogeschool, in samenwerking met de Koninklijke Nederlandse Heidemaatschappij (BAARS en KIEFT, 1972).

Een eerste indruk over de bereikte graad van zuivering van afvalwater na landbehandeling werd onlangs in een tweetal publikaties vastgelegd (DE HAAN, 1972 a en b). De hierin beschreven waarnemingen hadden betrekking op vloeivelden, waarbij de bodem jaarlijks met relatief grote hoeveelheden afvalstoffen wordt belast. Bij de exploitatie van deze vloeivelden staat de verwerking van zo groot mogelijke hoeveelheden afvalwater primair zodat, ondanks landbouwkundig gebruik van de betreffende grond, de toegediende hoeveelheden niet in alle opzichten zijn afgestemd op het verkrijgen van maximale gewasopbrengsten. Bij gebruik van afvalwater dat hoog geconcentreerd is aan voedingsstoffen voor de plant leent het systeem van bevloeiing zich ook

minder voor een optimale aanpassing van de watergift aan de gewas-eisen; beregening heeft in dit opzicht het voordeel dat de dosering nauwkeuriger kan worden geregeld.

Beregening van landbouwgrond met proceswater uit de aardappelmeelindustrie is ook voor Nederland niet nieuw. Bij de aardappelmeelfabriek 'Onder Ons' te De Krim werd vanaf 1950 tot het begin van de zestiger jaren op grote schaal (\pm 1200 ha) beregening met proceswater uitgevoerd. Reeds in een veel vroeger stadium, namelijk vanaf 1927, werd hier op kleine schaal een begin gemaakt met deze wijze van afvalwaterverwerking. Door onvoldoende begeleiding van en voorlichting aan de deelnemende boeren is de belangstelling geleidelijk aan afgenomen, zodat in 1963 met de beregening moest worden gestopt. WISSELINK (1959) heeft gerapporteerd over de hier opgedane ervaringen. Onderzoek of beschouwingen over een eventuele beïnvloeding van de samenstelling van het grondwater werden hierbij niet opgenomen.

In Denemarken wordt bij een aantal aardappelmeelfabrieken eveneens beregening met proceswater toegepast (DE HAAN, 1971). Ook hier werd echter tot op heden geen systematische informatie verzameld over het bereikte zuiveringseffect.

Aangezien eerdergenoemde Werkgroep reeds bij de installatie de aanzegging meekreeg dat na anderhalf jaar een rapport omtrent de mogelijkheden van landbehandeling van haar werd verwacht, ontbrak de gelegenheid om in eigen land proeven van enige omvang op te zetten. Door de gelukkige omstandigheid dat op korte afstand over onze oostgrens, namelijk bij Emlichheim, eveneens proceswater wordt verregend konden toch een aantal gegevens worden verzameld. De navolgende data hebben geheel betrekking op het project Emlichheim. De plezierige samenwerking met de directie van de aardappelmeelfabriek Emsland-Stärke wordt door de auteurs met dank gememoreerd.

2. ALGEMEEN

De aardappelmeelfabriek te Emlichheim beschikt in de nabijheid van de fabriek over een ven met een oppervlakte van rond 11 ha, dat als bergingsbassin voor het proceswater wordt gebruikt. Dit ven heeft een gemiddelde diepte van 1 meter, zodat in totaal ongeveer

110 000 m³ proceswater kan worden opgeslagen. Per campagne wordt thans 140 000 ton aardappelen verwerkt. De produktie aan proceswater ligt lager dan gemiddeld bij de Nederlandse aardappelmeelfabrieken, namelijk rond 2,5 m³/ton aardappelen. Onder de huidige omstandigheden komt per campagne dus een hoeveelheid proceswater vrij van 350 000 m³, zodat in het opslagbassin maximaal ongeveer eenderde van de totale proceswaterproduktie zou kunnen worden geborgen.

Het bergingsbassin is reeds lange tijd als zodanig gebruikt. Vroeger was dit de enige mogelijkheid tot regeneratie van het afvalwater. Geleidelijk aan na de campagne werd het water door een duiker onder het kanaal Coevorden-Alte Picardie via het afwateringskanaal van Emlichheim afgelaten op de Vecht. Naarmate de verwerkingscapaciteit van de fabriek werd opgevoerd werd de beschikbare tijd voor natuurlijke beluchting in het bassin korter. De toename van de lozingsfrequentie veroorzaakte een ontoelaatbare verontreiniging van het water in de Vecht, zodat meer afdoende maatregelen voor de zuivering van het proceswater moesten worden genomen.

Het feit dat beregening met afvalwater in Duitsland vanouds een onderwerp van onderzoek is geweest maakt het verklaarbaar dat ook in Emlichheim de keuze viel op deze methode van afvalverwerking. Hierdoor kon bovendien een mogelijkheid worden gevonden voor de financiering. Bij elke andere zuiveringsmethode zouden de lasten geheel op de fabriek drukken. Voor beregening kon subsidie worden verkregen omdat de deelnemende boeren zijn verenigd in een zogenaamd Abwasserverwertungsverband, een rechtspersoonlijkheid bezittend lichaam. Subsidieverlening is mogelijk op basis van de bepaling: 'Der Verband ist ein Wasser- und Bodenverband im Sinne der ersten Verordnung über Wasser- und Bodenverbände vom 3. September 1937 (Wasserverbandsverordnung, RGBl. I, S. 933)'.

Bij het Abwasserverwertungsverband van Emlichheim zijn in totaal 280 boeren aangesloten die een gezamenlijke oppervlakte landbouwgrond inbrengen van ruim 1400 ha. In de Satzung van het Verband zijn de bepalingen voor alle deelnemers wettelijk geregeld. Deze zijn mede gericht op de oplossing van geschillen bij eventueel voorkomende oogstdervingen e. d. De deelnemende boeren betalen een vergoeding voor de bemestende waarde van het afvalwater; deze vergoeding bedraagt 20 DM/ha voor de eerste twee beregeningsjaren en 45 DM/ha

voor alle volgende jaren.

Bij de oprichting van het Verband kon niet tot deelname worden verplicht. Wel heeft men getracht door goede voorlichting zoveel mogelijk deelnemers te krijgen zodat grote aaneengesloten stukken grond beschikbaar zouden komen voor beregening. Niet deelnemende grondeigenaren zijn wettelijk verplicht de leidingen over hun grond toe te laten.

De technische uitwerking van het plan werd opgedragen aan het Gesellschaft für Landeskultur GmbH te Bremen, een zusteronderneming van de KNHM. Het oorspronkelijke plan had betrekking op een verwerkingscapaciteit van 100 000 ton aardappelen per campagne bij een proceswaterproduktie van $3 \text{ m}^3/\text{ton}$, zodat jaarlijks $300\,000 \text{ m}^3$ verregend zou moeten worden. Door een gemiddelde gift van 60 mm toe te passen zou per jaar 500 ha nodig zijn, zodat elk perceel in principe 1 x per 3 jaar beregend zou worden. Sindsdien is echter de verwerkingscapaciteit van de fabriek alweer gestegen terwijl de proceswaterproduktie per ton aardappelen enigszins daalde. Hierdoor is enerzijds een grotere oppervlakte voor beregening nodig, terwijl anderzijds door de toegenomen concentratie van het proceswater de gift wat moest worden verlaagd om te komen tot eenzelfde toediening van meststoffen als bij de oorspronkelijke gemiddelde gift van 60 mm. Bij de huidige proceswaterproduktie van $350\,000 \text{ m}^3$ per campagne zou bij een gemiddelde gift van 50 mm 700 ha voor beregening beschikbaar moeten zijn, zodat dan ieder perceel 1 x per 2 jaar zou worden beregend. Men hoopt een en ander op te kunnen vangen enerzijds door de verbouw van gewassen waaraan mogelijk aanzienlijk hogere giften zouden kunnen worden toegediend (bv. mais), anderzijds door naast de beregening gebruik te blijven maken van het bergingsbassin of eventueel trachten te komen tot een uitbreiding van voor beregening beschikbare oppervlakte.

Voor de uitvoering van de beregening werd door het gebied een ringleiding aangelegd; bij de fabriek wordt het proceswater rechtstreeks onder hoge druk in deze ringleiding gepompt. Op de ringleiding zijn hydranten geplaatst op een onderlinge afstand van 300 meter. De vroegere leiding naar het bergingsbassin is gehandhaafd. Dit bassin kan in die gevallen waarin, bijvoorbeeld wegens vorst, niet beregend kan worden dienst blijven doen als opslagmogelijkheid en voorkomt tevens dat de boeren in de gelegenheid zouden zijn de fabriek in

een dwangpositie te plaatsen.

Vanaf de hydranten worden verplaatsbare aluminiumleidingen met snelkoppeling in het beregeningsgebied uitgelegd. Hierop zijn via slangen de sproeiers aangesloten op een onderlinge afstand van 18 meter. Door dit systeem kan een relatief grote oppervlakte worden bestreken zonder dat het noodzakelijk is de aluminiumleidingen steeds te verplaatsen.

De technische verzorging van de afvalwaterverregening is geheel in handen van de fabriek. Gedurende de campagne zijn 6 arbeiders met de beregening belast. Voor de exploitatiekosten worden twee arbeidskrachten op jaarbasis opgevoerd.

Er wordt beregend met een intensiteit van 5 mm/uur. Bij de huidige wijze van uitvoering wordt globaal genomen bouwland gedurende 8 uur beregend, grasland gedurende 12 uur, terwijl op percelen waar na de beregening mais verbouwd wordt gedurende 3 etmalen proceswater wordt toegediend, overeenkomend met hoeveelheden van:

- voor bouwland : 40 mm
- voor grasland : 60 mm
- voor maispercelen : 360 mm

In fig. 1 wordt een overzicht gegeven van het gehele beregeningsgebied. De plaats van de aardappelmeelfabriek en het bergingsbassin zijn afzonderlijk aangegeven. De genummerde kruisjes vertegenwoordigen de bemonsteringsplekken waar regelmatig watermonsters werden genomen welke in het Waterleidinglaboratorium Oost te Doetinchem werden geanalyseerd. In het navolgende wordt op de analyseresultaten nader ingegaan.

3. SAMENSTELLING VAN HET PROCESWATER

Op een aantal dagen gedurende de campagne van 1971 werden monsters van het proceswater genomen door bij de sproeiers van de beregeningsinstallatie rechtstreeks water af te tappen. Alhoewel deze bemonsteringstechniek onvoldoende is om een definitieve uitspraak te kunnen doen over de samenstelling van het proceswater kan op deze wijze toch een redelijke indruk worden verkregen.

De analyseresultaten zijn weergegeven in tabel 1.

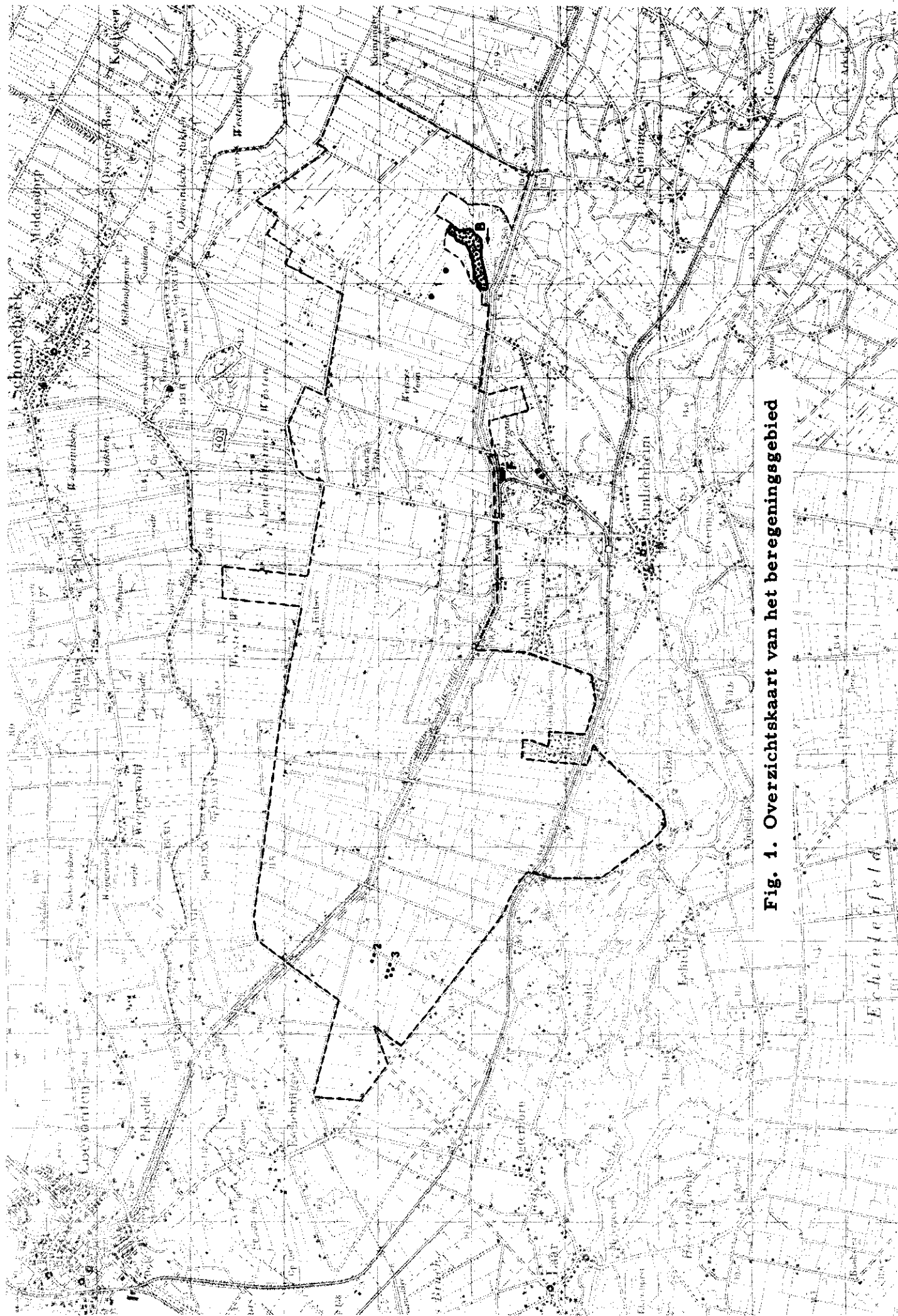


Fig. 1. Overzichtsk kaart van het beregningsgebied

Tabel 1. Samenstelling van het proceswater in mg/l te Emlichheim op een aantal dagen in de campagne 1971. Vergelijking van de gemiddelde waarden met de gemiddelden van WTM

Datum	31/8	7/9		4/10	11/10	4/11	gemidd. Emlichheim	gemidd. WTM
		a	b					
COD	12.367	16.210	14.065	11.780	17.875	14.250	14.420	8.360
BOD ₅	7.450	9.800	8.150	6.100	11.500	6.500	8.250	3.910
N-tot.	1.200	1.322	1.146	578	1.114	631	998	527
NH ₄ anorg.	341	430	370	544	360	388	405	123
NH ₄ org.	1.051	1.050	890	148	462	325	654	368
NO ₂	-	-	-	-	-	-	-	1,6
NO ₃	-	-	-	-	-	-	-	5
P-tot.	210	98	282	650	1.200	500	673	142
PO ₄	-	-	254	130	323	484	298	62
Polyfosf.	-	-	28	520	877	16	375	80
K	1.720	1.920	1.640	1.960	1.700	2.560	1.920	670

Op de verschillende dagen wordt een vrij sterke variatie in de proceswatersamenstelling waargenomen. Dit was ook het geval bij overeenkomstige metingen in dezelfde periode aan proceswater van een van de Nederlandse aardappelmeelfabrieken (DE HAAN, 1972a).

Tevens zijn in tabel 1 de gemiddelde waarden weergegeven van het proceswater te Emlichheim en van dat van de WTM te Ter Apelkanaal. Uit een vergelijking van deze gemiddelden blijkt dat het proceswater te Emlichheim ongeveer een factor 2-3 maal zo geconcentreerd is. Dit stemt redelijk overeen met de gebruikte waterhoeveelheden bij de aardappelmeelwinning.

Overigens betekent dit uiteraard dat de toedieningshoeveelheden als vermeld aan het einde van paragraaf 2 ook met een factor van ruim 2 vermenigvuldigd zouden kunnen worden voor Nederlandse omstandigheden (althans voor verregening van proceswater van WTM uit de campagne 1971).

4. ENKELE RESULTATEN VAN BEREGENING IN DE CAMPAGNE 1970

Het in fig. 1 aangegeven bemonsteringspunt 1 heeft betrekking op een perceel bouwland waarop in de campagne van 1970 voor het eerst beregening met proceswater werd toegepast. Het bodemprofiel betreft een jonge heide-ontginningsgrond die door diepploegen werd ontgonnen en voor landbouwkundig gebruik geschikt gemaakt.

In de herfst van 1970 werd beregend met een hoeveelheid afvalwater afgestemd op de verbouw van mais in het daaropvolgende groeiseizoen. Beregening werd op ongeveer de helft van het perceel uitgevoerd, en wel op het meest oostelijk gelegen gedeelte. Alhoewel geen nauwkeurige gegevens bekend zijn omtrent de gift kan worden aangenomen dat deze minimaal 360 mm, gemiddeld over het beregende perceelsgedeelte, heeft bedragen aangezien de beregeningsinstallatie, naar gegevens uit herinnering van de beregeningsbaas, minstens drie etmalen achter elkaar ter plaatse in werking is geweest. Deze grote regenhoeveelheid heeft tot gevolg gehad dat afvalwaterplassen aan de oppervlakte zijn ontstaan doordat ter plaatse de hoogteligging van het maaiveld enigszins onregelmatig is. Aangezien geen gegevens bekend zijn omtrent de verhouding tussen de hoeveelheden geïnfiltreerd en oppervlakkig afgestroomd water kan niet meer worden vastgesteld hoeveel water in deze



Foto 1

Foto 2



Foto 1 en 2. Open plekken in
maïsgewas na beregening met
360 mm proceswater

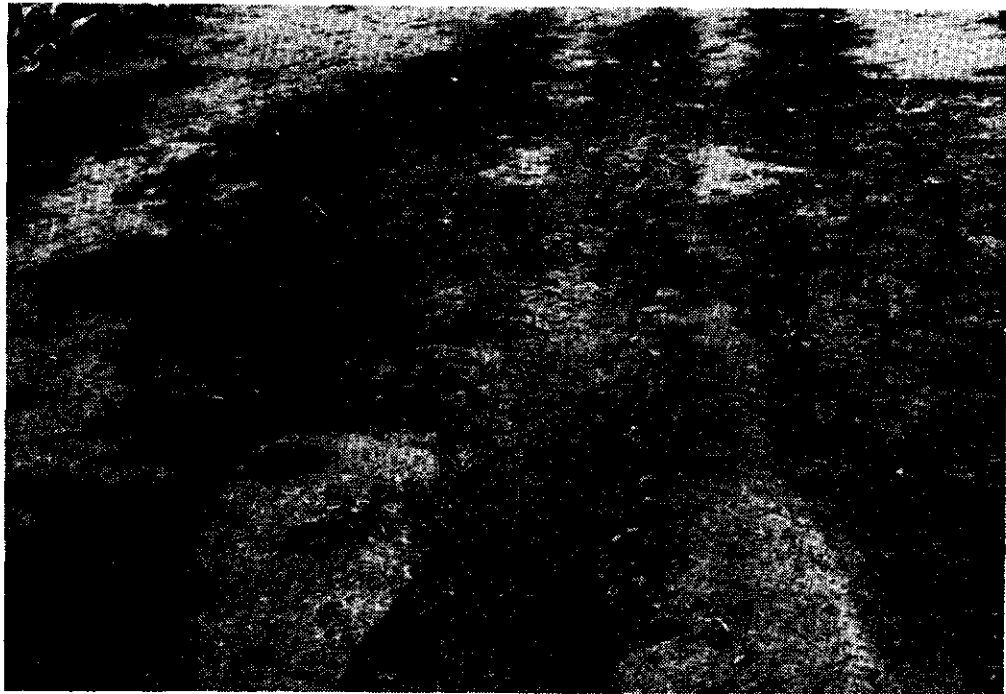


Foto 3. Korstvormige opdroging van organisch materiaal dat
in de laagtes is samengespoeld

laagtes is samengestroomd.

De plassen hebben een zeer hardnekkig bestaan geleid en zijn steeds als onbegroeide of zeer slechte plekken in het maisgewas duidelijk herkenbaar geweest. De foto's 1 en 2 geven hieromtrent een goede indruk. Bij de plasvorming tijdens de afvalwaterverregering heeft samenstroming van organische stof plaatsgevonden. Hierdoor is in de laagtes een laagje van zeer ondoorlatend materiaal afgezet, dat korstvormig opdroogt (zie foto 3). Ook na de verschillende bewerkingen van de grond, die voor de inzaai van de mais hebben plaatsgevonden, is dit bovenlaagje van organisch materiaal blijven bestaan of geleidelijk aan opnieuw gevormd. Dit heeft ongetwijfeld bijgedragen aan het langdurig aanwezig zijn van plassen na iedere regenbui van enige betekenis, volgend op de kunstmatige beregening; de kieming van de ingezaaide mais werd hierdoor verhinderd of de gewasgroei sterk vertraagd.

Aan het begin van de maand mei 1971 werden grondmonsters genomen van het niet-beregende en beregende perceelsgedeelte, in het vervolg aangeduid als respectievelijk 1a en 1b. De bemonsteringsdiepten bedroegen 5-15 cm en 20-25 cm beneden maaiveld, zodat het afzettingsslaagje in de laagtes van het beregende deel niet werd meebemonsterd. De analyseresultaten zijn grafisch weergegeven in fig. 2. Aannemende dat de uitgangssituatie over het gehele perceel vrij homogeen is geweest kan uit fig. 2 worden geconcludeerd dat de beregening een vrij sterke stijging van de verschillende gemeten grootheden tot gevolg heeft gehad. Dit geldt voor beide bemonsterde horizonten maar komt het sterkste tot uiting in de bouwvoor, waar de volgende waarden werden gevonden:

	onberegend	beregend
P-Al-waarde :	28	66
K-gehalte :	36	135
MgO-gehalte :	54	248
N-water :	7	25

Voor de onttrekking van grondwatermonsters werden op beide perceelsgedeelten buizen geplaatst op een onderlinge afstand van 200 m. De buizen, voorzien van een filter ter lengte van 50 cm, werden zodanig aangebracht dat het filter vrijwel over de gehele lengte in het grondwater reikte. De watermonsters die op deze wijze

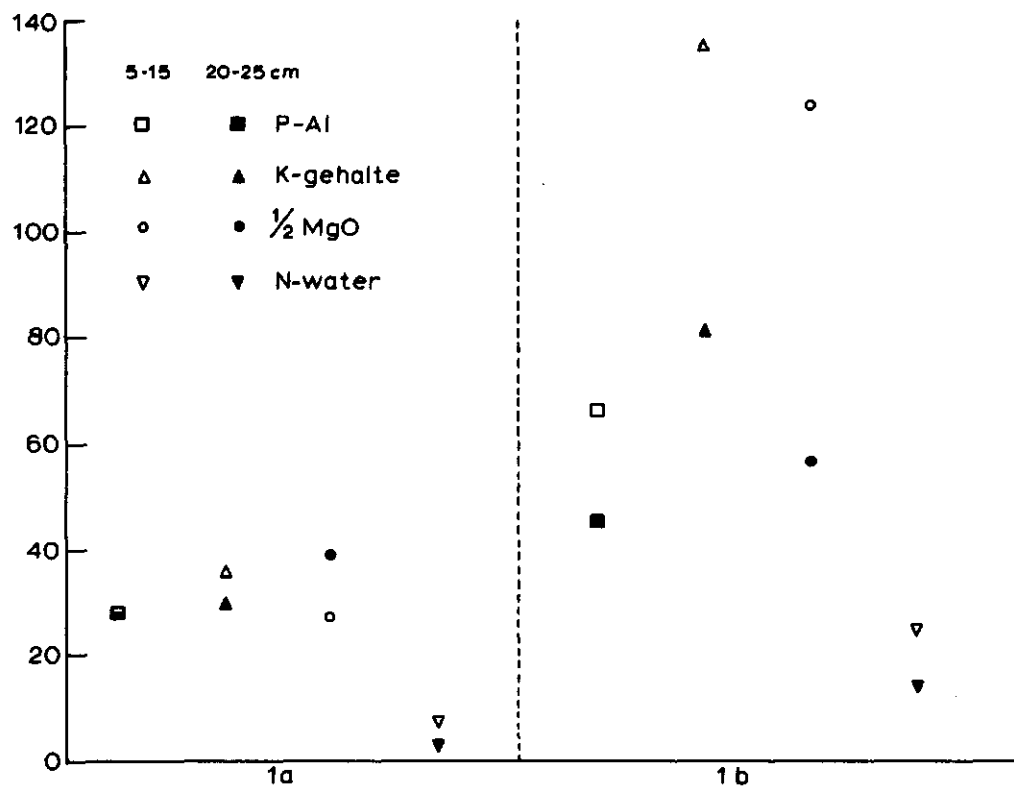


Fig. 2. Enkele analyseresultaten van grondbemonsteringen op onberegend (1a) en beregend (1b) perceelsgedeelte

konden worden opgepompt worden verondersteld qua samenstelling de bovenlaag van het grondwater weer te geven. Bij het plaatsen van de buizen bedroeg de grondwaterstand respectievelijk 2,30 m en 2,55 m voor de buizen 1a en 1b. Bij waterpassing bleek het maaiveld ter plaatse van 1a 25 cm lager te liggen dan bij 1b, zodat de grondwater-spiegel, zoals hier qua ontwateringssituatie verwacht moet worden, over de afstand tussen beide bemonsteringsplekken horizontaal verloopt. Vanaf begin september 1971 werden vrijwel maandelijks grondwatermonsters aan de buizen onttrokken en geanalyseerd. Tussen de eerste bemonstering en het tijdstip van toediening van het afvalwater lag derhalve een tijdsbestek van ongeveer 10 maanden.

De analyseresultaten van het bovenste grondwater zijn voor beide perceelsgedeelten weergegeven in de tabellen 2 en 3. Er is een zeer duidelijk verschil in de samenstelling van het grondwater op beide bemonsteringsplekken; op het beregende perceelsgedeelte worden aanzienlijk hogere gehalten van de gemeten componenten gevonden dan op het onberegende deel. Bij plek 1b is de samenstelling van het bovenste grondwater slechter dan op de vloeivelden van de WTM bij Kopstukken. De opgebrachte hoeveelheid proceswater ligt in dezelfde orde van grootte, maar door het concentratieverschil is de afvalbelasting bij 1b ongeveer twee keer zo groot geweest. Mogelijk wordt de onvoldoende zuivering van het afvalwater mede veroorzaakt door het feit dat reeds een zware gift werd toegediend op het moment dat nog geen biofilter in de grond is opgebouwd. Bemonsteringsplek 1a weerspiegelt de samenstelling van onbesmet grondwater.

Aan het begin van de maand december treedt plotseling een zeer sterke verslechtering op het beregende gedeelte op. Dit kan alleen het gevolg zijn van uitspoeling, hetgeen echter wel betekent dat ook gedurende 13 maanden na de toediening van het afvalwater een aanzienlijk deel van de ingevoerde organische verbindingen nog niet is afgebroken. Door het afsluitende laagje aan de oppervlakte zijn de omstandigheden in de grond ten aanzien van de luchthuishouding beslist niet optimaal geweest om een snelle biologische afbraak te verkrijgen.

Tabel 3 laat zien dat in het voorjaar van 1972 een zeer sterke daling optrad van COD en BOD, zowel als van het N- en K-gehalte. Dit betekent dat de uitspoeling tot stilstand is gekomen en een laag van schoon water het hooggeconcentreerde grondwater bedekt.

14 Tabel 2. De samenstelling van het bovenste grondwater, in mg/l, bij bemonsteringspunt 1a

Datum	1971							1972				
	7/9	4/10	11/10	4/11	2/12	30/12	20/1	8/2	9/3	4/4	30/5	
COD	88	79	43	32	34	80	70	58	77	61	71	
BOD ₅	14	13	5	3	4	4	7	4	3	3	3	
N-tot.	3,0	2,7	3,1	2,2	2,2	4,9	3,7	3,2	2,9	2,7	2,2	
NH ₄ anorg.	2,7	1,9	1,4	2,1	1,5	2,3	3,2	3,1	1,7	2,0	1,5	
NH ₄ org.	1,4	1,8	0,9	0,7	1,2	1,5	1,6	0,7	1,4	1,2	0,6	
NO ₂	0,1	-	-	-	-	-	0,1	0,1	0,2	-	-	
NO ₃	-	-	-	-	-	2,4	7	2	1	1	6	
P-tot.	0,5	0,3	0,3	0,4	0,1	0,5	0,5	0,6	0,3	0,5	0,6	
PO ₄	0,5	-	0,18	-	-	-	-	0,3	0,1	0,2	0,2	
Polyfosf.	-	0,3	0,12	0,4	0,1	0,5	0,5	0,3	0,2	0,3	0,4	
K	4,6	2,9	3,6	4	3,4	56	36	18	19	22	46	

Tabel 3. De samenstelling van het bovenste grondwater, in mg/l, bij bemonsteringspunt 1b

Datum	1971					1972				
	7/9	4/10	2/12	30/12	20/1	8/2	9/3	4/4	2/5	30/5
COD	1270	1079	4700	3406	2073	1423	950	122	175	188
BOD ₅	775	650	3000	2700	1860	775	660	6	45	12
N-tot.	72	56	215	187	124	90	55	4,6	6,3	4,6
NH ₄ anorg.	79	59	223	202	126	89	57	1,8	4,1	3,0
NH ₄ org.	15	40	31	33	21	11	7,6	2,5	2,6	1,5
NO ₂	-	-	-	8,3	-	-	-	1,5	-	-
NO ₃	-	-	6	7	3	2	14	7	4	4
P-tot.	0,1	0,2	1,3	2,4	0,6	1,2	2,4	7,5	5,4	6,6
PO ₄	0,1	-	0,8	0,6	-	0,4	1,0	7,5	3,9	4,5
Polyfosf.	-	0,2	0,5	1,8	0,6	0,8	1,4	-	1,5	2,1
K	210	156	720	688	420	260	175	31	28	18

Vanaf eind december 1971 werden bij plek 1b tevens monsters onttrokken aan het iets diepere grondwater, na plaatsing van een buis waarvan het filter 1 m dieper werd aangebracht dan bij het oorspronkelijke onttrekkingspunt. De analyseresultaten van deze bemonsteringen zijn vermeld in tabel 4. Uit de gegevens blijkt dat inderdaad een verplaatsing van het hooggeconcentreerde grondwater naar de diepte is opgetreden, aangezien gelijktijdig met de verbetering in de bovenlaag van het grondwater een zeer sterke verslechtering plaatsvond op een diepte van 1 m beneden de grondwaterspiegel.

De tabellen 2, 3 en 4 laten in vergelijking tot tabel 1 zien dat na doorstroming van het grondpakket een zeer sterke fosfaatverwijdering uit het proceswater heeft plaatsgevonden. Dit is in overeenstemming met eerdere waarnemingen bij afvalwaterverwerking door landbehandeling op zandgrond. Vastlegging van fosfaat in de vorm van onoplosbare ijzer- en/of aluminiumverbindingen is bij deze fosfaatverwijdering waarschijnlijk het meest belangrijke mechanisme. Bij de hier verrichte waarnemingen is ten aanzien van het fosfaatgedrag een verschijnsel opgetreden waarvoor nog geen afdoende verklaring kon worden gevonden. Bij de verlaging van alle overige gehalten in het bovenste grondwater in het voorjaar van 1972 trad juist voor fosfaat een sterke verhoging van de concentratie op (zie tabel 3). In tabel 4 komt tot uiting dat dit eveneens, alhoewel in wat geringere mate, het geval is in het iets diepere grondwater. De hier weergegeven bemonsteringen lopen tot en met 30-5-1972. Er zijn echter voor fosfaat ook gegevens beschikbaar van een bemonstering op 25-7-1972. Op deze datum bedroegen de fosfaatconcentraties bij bemonsteringsplek 1b:

	P-tot	PO ₄	Polyfosf.	pH
bovenste grondwater	5,0	4,1	0,9	5,03
op 1 m - gr. w. sp.	2,3	0,4	1,9	5,47

Dus ook eind juli waren deze gehalten nog verhoudingsgewijze hoog. Bij de gevonden pH-waarden is geen reden om te veronderstellen dat ijzer- of aluminiumfosfaat in oplossing zou gaan. Het fosfaattransport moet dan ook waarschijnlijk worden toegeschreven aan het in oplossing komen van organisch gebonden fosfaat. Mogelijk is de verhoging van de microbiologische activiteit bij temperatuurstijging in het voorjaar mede verantwoordelijk voor een versnelde

Tabel 4. De samenstelling van het grondwater, in mg/l, op 1 m beneden de grondwaterspiegel bij bemonsteringspunt 1b

Datum	1972						
	30/12	20/1	8/2	9/3	4/4	2/5	30/5
COD	1611	1070	640	2145	2420	1750	1690
BOD ₅	950	815	360	1560	1550	1380	1158
N-tot.	77	66	45	137	128	123	93
NH ₄ anorg.	105	82	46	134	140	123	110
NH ₄ org.	6,6	3,6	3,4	6,8	7,8	9,4	6,7
NO ₂	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃	-	-	-	1	2	2	1
P-tot.	1,2	0,6	0,8	0,9	1,1	4,2	4,8
PO ₄	0,7	0,1	0,2	0,1	0,7	1,8	2,5
Polyfosf.	0,5	0,5	0,6	0,8	0,4	2,4	2,3
K	584	250	180	330	440	300	250

omzetting van organische verbindingen waardoor juist in dit jaargetijde, mede door het grote neerslagoverschot, fosfaatverplaatsing is opgetreden.

De gegevens uit de tabellen 3 en 4 geven weinig reden tot optimisme omtrent een snelle zuivering van het proceswater als geheel bij toediening op de betreffende grond in hoeveelheden en onder omstandigheden als beschreven.

5. ENKELE RESULTATEN VAN BEREGENING IN 1971

De bemonsteringsplekken 2 en 3 (zie fig. 1) zijn gelegen in een gebied dat in 1971 als uitbreiding bij het beregeningsgebied werd getrokken. In het voorjaar van 1971 werd de ondergrondse leiding met daarop de hydranten aangelegd langs de weg waaraan de betreffende percelen grenzen.

Plek 2 betreft een perceel bouwland waarop in 1971 fabrieksaardappelen werden verbouwd. Beregening vond hier plaats op 28 september 1971. Er werd een gift van 40 mm toegediend. Op het perceel werden een tweetal bemonsteringsbuizen geplaatst; een aan de perceelskant op de berm van de ontwateringssloot (2a) en een vrijwel midden in het perceel (2b) op een afstand van 40 m vanaf de sloot. Aan deze buizen werden zowel voor als na de toediening van het proceswater grondwatermonsters onttrokken. De analyseresultaten zijn vermeld in respectievelijk de tabellen 5 en 6.

Tabel 5 laat zien dat het grondwater aan de rand van het perceel gedurende de gehele bemonsteringsperiode, welke ruim 8 maanden besloeg, van goede kwaliteit is geweest. Er kan geen wijziging in de samenstelling worden geconstateerd na beregening met het afvalwater. De oorzaak hiervan is waarschijnlijk dat bij de beregening geen afvalwater op de perceelsgrens terecht gekomen is, of althans aanzienlijk minder dan midden op het perceel. Zoals weergegeven in tabel 6 was ook midden op het perceel gedurende de eerste maanden na de toediening van het afvalwater geen wijziging in de grondwatersamenstelling te zien. Dit betekent dat alle componenten uit de 40 mm proceswater, en de eventuele omzettingsprodukten daarvan, zijn vastgelegd in het bodemprofiel boven de grondwaterspiegel (± 1 m). Begin november vertonen zich de eerste uitspoelingsverschijnselen, welke op dat

Tabel 5. De samenstelling van het bovenste grondwater, in mg/l, bij bemonsteringspunt 2a

Datum	1971							1972			
	7/9	4/10	11/10	4/11	2/12	30/12	20/1	8/2	9/3	4/4	
COD	68	101	30	39	30	43	58	140	56	51	
BOD ₅	11	13	3	1	4	8	10	13	11	6	
N-tot.	2,2	6,2	3,4	2,5	3,6	5,9	4,2	3,9	5,4	5,0	
NH ₄ anorg.	2,1	5,8	3,4	1,7	3,5	4,8	4,5	4,1	4,3	5,5	
NH ₄ org.	1,3	1,9	1,2	0,6	0,6	1,7	0,5	0,6	2,7	0,9	
NO ₂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
NO ₃	-	-	-	-	-	-	1	-	8	2	
P-tot.	0,1	1,5	0,3	0,2	0,2	0,2	0,1	0,3	0,1	0,1	
PO ₄	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	-	-	0,1	0,1	0,1	
Polyfosf.	-	1,3	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	-	-	
K	6	15	9	10	8	21	9	7	11	16	

Tabel 6. De samenstelling van het bovenste grondwater, in mg/l, bij bemonsteringspunt 2b

Datum	1971					1972				
	7/9	11/10	4/11	2/12	30/12	20/1	8/2	9/3	4/4	
COD	70	73	43	68	124	32	97	114	99	
BOD ₅	5	2	1	5	25	7	5	20	3	
N-tot.	1,4	1,8	2,0	7,6	37	19	28	22	33	
NH ₄ anorg.	1,1	0,8	0,6	7,1	47	23	28	23	32	
NH ₄ org.	1,2	0,8	0,8	1,4	3,3	1,9	3,2	2,4	2,6	
NO ₂	-	-	0,3	0,9	17	0,4	1,1	1,4	0,5	
NO ₃	-	2	21	100	1010	444	640	280	430	
P-tot.	0,1	0,1	0,1	0,3	0,7	0,3	0,5	0,8	0,1	
PO ₄	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	
Polyfosf.	-	-	-	0,2	0,6	0,2	0,4	0,6	-	
K	15	11	15	31	344	150	205	94	92	

moment nog beperkt blijven tot een verhoging van het nitraatgehalte met ongeveer 20 mg/l. Tegen eind december blijkt een zeer sterke uitspoeling te zijn opgetreden; dan is de concentratie van K in het grondwater toegenomen van 15 mg/l tot meer dan 300 mg/l. Ook voor stikstof valt over de hele lijn een concentratieverhoging te constateren, waarbij vooral het extreem hoge nitraatgehalte van meer dan 1000 mg/l opvalt.

Bij een poging om voor N, P en K een balans op te stellen resulteren ruwweg de volgende gegevens: uit de gift van 40 mm en de samenstelling van het proceswater volgens tabel 1 kan de toediening van de verschillende elementen worden berekend. Bij de grondwaterbemonstering wordt over een laagdikte van ongeveer 50 cm water onttrokken; voor een ruwe benadering kan een poriënvolume van ongeveer 40% worden verondersteld, zodat het monster een laagdikte van het grondwater representeert van 20 cm. Voor de berekening worden de volgende concentratieverhogingen aangenomen, vastgesteld aan de hand van verschillen tussen de gehalten op 30-12-1971 en de gemiddelden over de eerste drie bemonsteringsdata: 34 mg/l voor N (Kjeldahl), 1000 mg/l voor NO_3 , 0,6 mg/l voor PO_4 en 330 mg/l voor K. Het volgende staatje geeft dan een globaal overzicht omtrent toediening en uitspoeling.

	toediening	uitspoeling op 30-12-1971
N	400 kg/ha	70 kg/ha N (Kjeldahl) 420 kg/ha als NO_3
PO_4	270 kg/ha	1,2 kg/ha
K	770 kg/ha	660 kg/ha

De toegediende stikstof blijkt volgens deze benadering geheel te zijn uitgespoeld terwijl ook K voor 85% in het grondwater wordt teruggevonden. Alleen de vastlegging van fosfaat blijkt zeer efficiënt te zijn verlopen.

De bemonsteringspunten 3 zijn gelegen in een perceel blijvend grasland dat ook voor het eerst werd beregend in de herfst van 1971 en wel op 2 oktober. De voorgestelde norm voor grasland volgend werd een gift van 60 mm toegediend. Verspreid over het perceel werden enkele bemonsteringsbuizen geplaatst. Aangezien de tendens voor het verloop van de grondwatersamenstelling voor deze bemonste-

ringspunten ongeveer dezelfde was werden in dit geval de analyse-resultaten gemiddeld. Deze gemiddelde waarden zijn vermeld in tabel 7.

Direct na de watergift, bij de bemonstering op 4-10-1971, wordt in de samenstelling van het grondwater weerspiegeld dat het bodemfilter ook bij deze gift tot op zekere hoogte is 'doorgeslagen'. Er treedt echter een zeer snel herstel op want de bemonsteringen van 11-10 en 4-11 zijn weer vrijwel gelijk aan de uitgangssituatie van voor de berekening. Dit zou dan betekenen dat de belasting net iets te hoog is geweest om een verontreiniging van het grondwater direct na de toediening volledig te voorkomen. De tot nu toe, ook elders, verrichte waarnemingen hebben de ervaring opgeleverd dat herstel zeer veel tijd vergt zodra een verontreiniging van het grondwater is opgetreden met biologisch afbreekbare organische stof. Daarom wordt de mogelijkheid niet uitgesloten geacht dat in dit geval tijdens de berekening een, overigens zeer geringe, lekkage bij de buizen is opgetreden. Dit temeer daar de bemonsteringsbuizen vanwege het vee met de bovenkant juist beneden maaiveld moesten worden gebracht. De gegevens van 4 oktober latend voor wat ze zijn valt het op dat op exact dezelfde data waarop bij de eerder beschreven plekken uitspoelingsverschijnselen begonnen op te treden (2-12 en 30-12) ook hier een concentratieverhoging wordt waargenomen. Het verloop hiervan vormt een soort tussensituatie tussen de reactie bij de hoge belasting (punt 1b, tabel 3) en de geringere gift (punt 2b, tabel 6). Ook hier wijst de verhoging van de BOD er op dat bij deze uitspoeling organische stof wordt meegevoerd die in de tussenliggende periode nog niet geheel tot afbraak is gekomen. Nu wordt ook voor het eerst, zij het in zeer lage concentraties, nitraat in het grondwater aangetroffen. Opnieuw vindt ook van fosfaat enige uitspoeling plaats. Tegen het einde van juni is de zuurstofbehoefte van het grondwater nog steeds vrij hoog en aanzienlijk groter dan in de uitgangssituatie voor de berekening.

Bij plaatsing van deze bemonsteringsbuizen werd de diepte opnieuw zodanig gekozen dat het filter van 50 cm over de gehele lengte in het grondwater reikte. Gedurende de bemonsteringsperiode is hier echter geleidelijk aan een stijging van het grondwater opgetreden. Daardoor hebben de waarden uit het eerste deel van tabel 7 weliswaar betrekking op de samenstelling van grondwater op een vaste diepte in het profiel, maar vertegenwoordigen zij niet het bovenste grondwater. Om een

Tabel 7. Gemiddelde waarden van de samenstelling van het grondwater voor een graslandperceel, dat voor het eerst werd beregend met proceswater op 2 oktober 1971

Filterhoogte	50 cm											30 cm			
	7/9	4/10	11/10	4/11	2/12	30/12	20/1	8/2	9/3	4/4	30/5	27/6	2/5	30/5	27/6
COD	82	2400	86	83	332	401	240	510	522	570	233	224	92	70	93
BOD ₅	12	1510	29	15	187	182	143	325	292	120	110	130	27	19	13
N-tot.	2	176	6	6	26	27	11	43	50	60	8	11	5,0	3,5	4,5
NH ₄ anorg.	1,8	99	5,7	4,9	22	20	11	43	48	58	8	12	3,0	2,2	3,4
NH ₄ org.	1,4	86	0,5	1,4	3,6	6,2	1,9	10	7	14	1	4,2	2,2	1,0	1,2
NO ₂	-	-	-	-	0,1	3	0,2	0,3	4,8	16	-	-	-	0,4	0,1
NO ₃	-	-	-	-	1	2	7	1,5	2,5	8	1	1	12	11	10
P-tot.	0,4	46	1,0	0,6	1,8	4,7	1,2	4,2	3,8	10	2,0	0,7	0,3	0,6	1,6
PO ₄	0,3	27	0,6	0,1	0,8	4,6	0,6	1,8	2,0	10	0,5	0,5	0,1	0,2	0,3
Polyfosf.	0,1	19	0,4	0,5	1,0	3,1	0,6	2,4	4,8	-	1,5	0,2	0,2	0,4	1,3
K	20	278	33	26	71	57	34	83	71	124	31	38	53	41	42
Cl	57	133	63	70	69	76	75	65	96	56	94	92	175	135	240

indruk te krijgen over de samenstelling hiervan werden in het voorjaar van 1972 nog enkele buizen geplaatst met een filterhoogte van 30 cm zodanig dat de onderkant van deze filters zich op dezelfde hoogte bevond als de bovenkant van de 50 cm filters. De resultaten van deze bemonsteringen staan vermeld in het tweede gedeelte van tabel 7. In overeenstemming met de verwachtingen is dit grondwater beter van kwaliteit dan het iets diepere grondwater. De zuurstofbehoefte ligt omstreeks eind juni weer in dezelfde orde van grootte als in de uitgangstoestand; uit het kali- en stikstofgehalte met name het nitraatgehalte, blijkt oplossing van in de bodem aanwezige verbindingen te zijn opgetreden tijdens het neerslagtransport naar het grondwater.

6. DISCUSSIE

De zuivering van afvalwater door landbehandeling berust op de werking van verschillende mechanismen in het bodemsysteem. Op de eerste plaats moet het gehalte aan afbreekbare organische verbindingen worden gereduceerd. Voor deze omzettingen wordt zorggedragen door de werking van een groot aantal verschillende soorten micro-organismen. Na de omzetting tot anorganische verbindingen en een stabiele organische rest kan opnieuw een groot scala van processen plaatsvinden welke enerzijds betrekking kunnen hebben op een verdere omzetting via microbiologische activiteit, anderzijds op vastlegging aan bodembestanddelen door hetzij adsorptieprocessen, hetzij chemische reacties. Tenslotte kunnen de gewassen, welke op de grond worden verbouwd, zich voeden met de elementen die in het evenwichtssysteem tussen vaste en vloeibare fase in de bodemoplossing aanwezig zijn. Het systeem van landbehandeling werkt vanuit zuiveringsoogpunt bezien zo gunstig mogelijk indien alle ingevoerde stoffen hetzij in onwerkzame of onschadelijke vorm worden vastgelegd in de bodem, hetzij door de plant worden opgenomen, met andere woorden indien uitspoeling geheel kan worden vermeden of worden beperkt tot die elementen welke geen belasting voor het milieu vormen.

Het gehele proces van de zuivering is uiterst gecompliceerd omdat alle bovengenoemde processen op elkaar aansluiten en gelijktijdig kunnen verlopen. Voor het verkrijgen van wat meer inzicht in de werke-

lijke gang van zaken kan een onderscheiding worden gemaakt in verschillende stadia. Hierbij wordt in het navolgende de opname door de plant buiten beschouwing gelaten en iets dieper ingegaan op de afbraak van de organische stof en de daaropvolgende reactie-mechanismen. Dit teneinde na te gaan in hoeverre het mogelijk is om de omstandigheden zodanig te kiezen of aan te passen dat de landbehandeling zo efficiënt mogelijk verloopt.

6.1. De biodegradatie van organische stof

De organische stof uit het afvalwater kan door heterotrofe micro-organismen worden gebruikt als voedselbron. Al naar de aard van deze micro-organismen worden bij deze omzettingen aerobe of anaerobe omstandigheden geprefereerd, terwijl er tevens groepen van organismen zijn die facultatief hetzij zuurstof als waterstofacceptor, hetzij andere waterstofacceptors zoals bijvoorbeeld CO_2 kunnen gebruiken. In de waterzuiveringstechniek vindt toepassing van deze microbiologische degradatie van organische stof op grote schaal plaats. Als voorbeeld van toepassing van de aerobe omzettingen kan de actief-slibmethode worden genoemd, als voorbeeld van een anaerobe omzetting de methaangisting.

Deze afbraakprocessen verlopen in een aantal verschillende stadia. Hoogmoleculaire verbindingen worden eerst afgebroken tot lagere eenheden, bijvoorbeeld zetmeel tot suikers. In het geval van aerobe afbraak zullen uiteindelijk CO_2 en H_2O met een aantal elementaire verbindingen afhankelijk van de samenstelling van het uitgangsmateriaal (bv. NH_3) resulteren. Bij deze afbraak komt veel energie vrij die door de microben wordt gebruikt voor de opbouw van nieuw celmateriaal. Het is dit celmateriaal dat na afsterving een belangrijk bestanddeel van het zuiveringsslib vormt.

Uit de waterzuiveringstechniek is bekend hoe bij een actief-slibinstallatie de groei van de micro-organismen verloopt. Aanvankelijk is een periode van aanpassing vereist. Daarna volgt een logaritmisch verlopende toename van de microben, gedurende welke periode ook het zuurstofverbruik en de afbraak van organisch materiaal sterk toeneemt. Vervolgens treedt normaliter, d. w. z. zonder ingreep van buitenaf, een daling in de groei op, welke door vele factoren veroorzaakt kan worden zoals een afname in de zuur-

stofbeschikbaarheid of een afname in de hoeveelheid geschikt substraat, simpelweg omdat de ruimte voor verdere expansie ontbreekt, of door de opeenhoping van afbraakprodukten. De groeivoorwaarden kunnen uiteindelijk zo ongunstig worden dat bepaalde cellen afsterven, daarmee opnieuw een gedeeltelijke voedingsbasis vormend voor de overblijvende microben. Bij een actief-slibinstallatie wordt er naar gestreefd de bacterie-populatie in de logaritmische fase te houden. Voor een goede werking zijn op z'n minst een tweetal maatregelen vereist die bij de landbehandeling minder voor de hand liggen, namelijk enerzijds enting bij het begin met geschikt bacteriën materiaal en anderzijds een regelmatige verwijdering van de restanten van afgestorven cellen en de organische rest, het zuiverings-slib. Juist in de bodem zijn micro-organismen voorhanden die biodegradatie van organische stof kunnen bewerkstelligen. Dit hoeft echter niet te betekenen dat de omzettingsprocessen al direct na de eerste toediening van afvalwater een optimaal verloop hebben. Aanpassing van de microflora aan de nieuwe omstandigheden, in het voorgaande de opbouw van een biofilter in de grond genoemd, kan zeer wel noodzakelijk zijn. De organische residuen van de afbraak leiden op den duur tot een verhoging van het organische stofgehalte van de grond. Toepassing van de normale bemonsterings- en bepalingstechniek hieromtrent geeft geen indicaties voor een verhoging op korte termijn. Toch kunnen deze afbraakprodukten wel degelijk de water- en luchthuishouding van de grond beïnvloeden. Ook de waarnemingen bij bemonsteringspunt 1b wijzen in deze richting.

De anaerobe degradatie van organisch materiaal, waarop hier verder niet wordt ingegaan, verloopt aanzienlijk langzamer dan de aerobe, d. w. z. dat per tijdseenheid veel minder organische stof wordt afgebroken. De in het voorgaande beschreven meetresultaten wijzen hier ook duidelijk op. Wanneer eenmaal een organische belasting van het grondwater is opgetreden, hetgeen zich uit in een stijging van de BOD, dan neemt het zeer veel tijd in beslag om tot een reductie van deze organische stof te komen.

Voor een snelle afbraak van de organische stof moeten dus ook bij landbehandeling de omstandigheden dusdanig worden gekozen dat de aerobe afbraak het best tot z'n recht komt. Dit heeft konsekwenties voor de toediening van het afvalwater in die zin dat de grootte van de gift moet worden aangepast aan de minimumeisen die ten aanzien van

de luchthuishouding van de grond worden gesteld. Daarmee is nog niet op eenvoudige wijze aan te geven hoe groot deze gift precies kan zijn. Het is echter begrijpelijk dat een zware dosering ineens, zoals optreedt bij bevloeiing met hoeveelheden als gebeurt op de vloeivelden van WTM en ook bij beregening met eenmalige dosis als toegevend bij bemonsteringspunt 1b, tot een overbelasting van het aerobe afbraakproces leidt. Dat de vloeivelden van Tilburg een zo hoge graad van BOD-verwijdering tot gevolg hebben wordt, behalve door het feit dat de BOD van dit afvalwater veel lager is dan van proceswater, ongetwijfeld mede veroorzaakt door de bevloeiing over grasland waardoor een zeer goede zuurstofvoorziening van het water wordt bereikt. Mogelijk kan als bijkomend gunstig effect van beregening van proceswater worden aangevoerd dat de versproeiing een zeer efficiënte wijze van beluchting vormt.

De bemonsteringen bij de punten 2b en 3 laten zien dat de biodegradatie bij de gift van 40 mm volledig is verlopen, terwijl bij de gift van 60 mm enige, zij het vrij geringe, verontreiniging van het grondwater met organisch materiaal plaatsvindt. Uit het concentratieverschil met proceswater uit de Nederlandse aardappelmeelindustrie (ruwweg een factor 2) mag niet worden geconcludeerd dat voor Nederlandse omstandigheden de biodegradatie bij een gift van 80 mm volledig zou zijn, omdat juist ook de grootte van de watergift de luchthuishouding van de grond in zo sterke mate beïnvloedt. Vanuit dit standpunt bezien zal de verwerking van hoger geconcentreerd proceswater door landbehandeling een biodegradatie van meer organisch materiaal per oppervlakte-eenheid grond mogelijk maken dan bij meer verdund proceswater. In het licht van het toenemende streven om bij de aardappelmeelwinning tot lager waterverbruik te komen is dit een belangrijk gegeven.

6.2. Omzetting, transport en vastlegging van anorganische componenten

De tweede hoofdfase in het zuiveringsproces van afvalwater via landbehandeling heeft betrekking op de omzetting en eventuele verwijdering van de anorganische verbindingen. Deze fase kan direct na toediening van het afvalwater starten voorzover het verbindingen betreft die in anorganische vorm in het afvalwater voorkomen en sluit

aan op de biodegradatie van de organische stof voorzover de verbindingen afbraakprodukten van de organische belasting zijn. Ook de hierbij optredende processen hebben een vrij gecompliceerd karakter. In een summiere beschrijving ervan kan het beste enige lijn worden gebracht door een opsplitsing naar de verschillende hoofdelementen aan te brengen.

6.2.1. Kalium

Omtrent het gedrag van kalium in de grond is verhoudingsgewijze het meeste bekend, aangezien dit alleen wordt bepaald door transport- en adsorptieprocessen. Daar bij het transport het bodemvocht als carrier fungeert kan de verplaatsing worden beschreven met uit de hydrologie bekende wetmatigheden. De adsorptie is een reversibel proces van elektrostatische binding tussen ionen en tegengestelde ladingsplaatsen aan kleimineralen en/of organische stof. Hierbij treedt een competitie op tussen verschillende soorten ionen; bij het bereiken van evenwicht bestaat een relatie tussen de samenstelling van de bodemoplossing en de bezetting van het adsorptiecomplex. Het adsorptieproces kan genoegzaam worden beschreven met uitwisselingsvergelijkingen, waarin behalve de waardigheid van de ionen specifieke omwisselingseigenschappen tot uiting worden gebracht in de waarde van de zogenaamde omwisselingsconstante. Ten aanzien van kalium kan zich in zoverre een wat uitzonderlijke situatie voordoen dat in bepaalde gevallen inbouw in het rooster van kleimineralen kan optreden (K-fixatie). Ook dan echter blijkt het proces met de normale adsorptievergelijkingen, zij het met evenwichtsconstanten van heel andere orden van grootte, te kunnen worden beschreven (VAN SCHOUWENBURG en SCHUFFELEN, 1963; DE HAAN e. a. 1965). De complicatie ten gevolge van kalifixatie kan hier buiten beschouwing worden gelaten aangezien de tot nu toe verrichte onderzoeken omtrent landbehandeling beperkt zijn gebleven tot zandgronden en in wat geringere mate venige gronden.

Het gecombineerde proces van transport en uitwisseling, datgene wat uiteindelijk in de bodem gebeurt bij percolatie met K-houdend water, kan mathematisch worden beschreven door een combinatie van transport- en uitwisselingsvergelijkingen uit te voeren. REINIGER (1970) heeft dit met succes toegepast bij de bestudering van zouttransport in de grond. Voor een dergelijke nauwkeurige theoretische analyse

is een groot aantal meetgegevens vereist die bij vorenvermelde waarnemingen aan praktijkobjecten niet of onvoldoende systematisch werden verzameld. Daarom moet met een meer kwalitatieve beschouwing worden volstaan.

Hierbij moet in de eerste plaats worden bedacht dat de betrokken gronden een relatief gering adsorptiecomplex bezitten. Uitgaande van zeer ruwe gemiddelden kan voor een zeelegrond een adsorptiecapaciteit van 40 meq./100 gr. worden aangenomen. Voor een humushoudende zandgrond bedraagt deze dan ongeveer 10 meq./100 gr. waarbij dit adsorberend vermogen voornamelijk beperkt is tot de bouwvoor. Bij een bouwvoordikte van 30 cm en een volumegewicht van 1,3-1,5 komt dit overeen met een adsorptiecapaciteit van ongeveer 4×10^8 meq./ha. Bij een volledige verzadiging van het adsorptiecomplex met K, hetgeen uit plantevoedingsoogpunt een hoogst ongewenste toestand zou zijn, zou op een dergelijke grond dus 16 000 kg K/ha kunnen worden vastgelegd. Alhoewel hiermee is aangegeven dat, in absolute waarden uitgedrukt, het adsorptiecomplex een grote opslagplaats vertegenwoordigt kan dit slechts in beperkte mate worden gebruikt voor binding van K uit het afvalwater. Het complex is immers reeds bezet met allerlei kationen, waarbij ook K zowel van nature als bij landbouwkundig gebruik van de grond tengevolge van bemesting is vertegenwoordigd. Onder normale omstandigheden worden de adsorptieve plaatsen echter voor slechts ongeveer 3% door K ingenomen. Het overgrote deel is bezet met tweewaardige ionen waartegen K moeilijk kan concurreren. Bovendien bevat het afvalwater ook tweewaardige kationen, in elk geval Mg getuige het oplopen van het MgO-gehalte van de grond na toediening van afvalwater. Hierdoor, en mede door het feit dat de contacttijd tussen het percolerende afvalwater en de grond te kort is om een evenwichtsinstelling te verkrijgen wordt ook bij een kortstondige hoge belasting met K verhoudingsgewijze weinig K uit het afvalwater gebonden. Bij bemonsteringspunt 2 waarbij een eerste bevloeiing op bouwland met 40 mm proceswater werd uitgevoerd werd berekend dat deze vastlegging in elk geval minder was dan 110 kg/ha van de toegevoegde 770 kg, d. w. z. maximaal 15%. Bij bemonsteringspunt 1b, waar een eerste gift van 360 mm werd toegediend, kan uit de stijging van de K-gehalten van de grond (opgesplitst naar de bovenste 15 cm en de daaropvolgende laag van 15 cm) worden berekend dat een vastlegging

optrad van 3100 kg K/ha bij een gift van 6930 kg, d. w. z. 45%. Naarmate de bezetting oploopt zal de uitwisseling van K met andere kationen steeds minder gemakkelijk verlopen zodat na een aantal toedieningen een volledige doorspoeling van kalium moet worden verwacht. Dit wordt bevestigd door de waarnemingen aan vloeivelden die reeds lange tijd als zodanig in gebruik zijn, bij WTM en in Tilburg.

Van K-vastlegging bij landbehandeling van afvalwater valt derhalve, zeker op iets langere termijn, niets te verwachten. Hiertegenover staat dat, voorzover thans bekend, K geen milieubelasting veroorzaakt.

6.2.2. Fosfaat

Het fosfaation kan in de bodem een zeer groot aantal verschillende reacties aangaan. In afhankelijkheid van de hoeveelheid beschikbaar water komt fosforzuur voor als orthofosforzuur, pyrofosforzuur en metafosforzuur. Laatstgenoemde vormen, welke in feite polyfosfuren zijn, hydrolyseren met water tot orthofosforzuur zodat in dit geval de discussie hiertoe kan worden beperkt. Met behulp van de dissociatieconstanten kan worden berekend hoe de verdeling van totaal P is over orthofosforzuur en het één-, twee- en driewaardig fosfaation over het gehele pH-traject van 0 tot 15. Bij het in de bodem van belang zijnde pH-traject (4-9) komen alleen de één- en tweewaardige ionen naast elkaar voor. Voor een grove indeling kunnen de fosfaatreacties worden onderscheiden in chemisorptie en zuiver chemische reacties.

De chemisorptie van fosfaat vormt een soort tussenreactie tussen de normale elektrostatische en chemische binding; d. w. z. de aanhechting aan de adsorptieve plaatsen is voldoende sterk om geen eenvoudige uitwisseling met andere anionen toe te laten terwijl zij anderzijds aanzienlijk minder krachtig is dan bij de vorming van een echte chemische verbinding. Onder toepassing van een correctie voor het verschijnsel van de anionen-exclusie in bodemsystemen kon de grootte van de chemisorptie van fosfaat aan een aantal kleimineralen worden bepaald (DE HAAN, 1966). Deze blijkt voor montmorilloniet, in afhankelijkheid van een aantal uitwendige omstandigheden zoals pH, zoutconcentratie en P-concentratie, te kunnen oplopen tot 300 p. p. m. d. w. z. per kg montmorilloniet kan 300 mg P door chemisorptie worden gebonden. Voor illiet bedraagt de overeenkomstige waarde ongeveer 900. Gezien het feit dat chemisorptie een uitbouw van het kristalrooster is kan de verhouding tussen deze twee waarden worden verklaard

uit de opbouw en de afmetingen van de kleiplaatjes. Daar de hier beschreven landbehandeling betrekking heeft op zandgrond moet in dit geval de chemisorptie van fosfaat aan kleimineralen van zeer ondergeschikt belang worden geacht.

Van de gevarieerde chemische reactiemogelijkheden van fosfaat met diverse bodembestanddelen werd onlangs een uitgebreid overzicht samengesteld door LINDSAY (1972). Door het opstellen van afzonderlijke oplosbaarheidsdiagrammen van fosfaat met zowel Ca, Fe en Al kan op vrij eenvoudige wijze worden afgelezen welk reactiemechanisme zich zal voltrekken indien een wijziging in een van de omstandigheden optreedt. Ook voor het systeem waarin Fe, Al en Ca naast elkaar voorkomen, zoals normaliter in de bodem het geval is, heeft Lindsay een uniform fosfaatoplosbaarheidsdiagram gegeven. Voor een verfijnde studie van het fosfaatgedrag in grond is deze kennis onmisbaar. Bij een wat grovere benadering kan worden geconcludeerd dat er in de bodem weinig kans bestaat op het voorkomen van hoge fosfaatconcentraties in oplossing. In het pH-traject van ongeveer 3-4 vindt een vastlegging plaats in de vorm van ijzer- en aluminiumfosfaten, terwijl bij een pH boven 6,5 eerst calciumfosfaat en bij nog hogere pH-waarden (10-11, dus praktisch niet van belang) magnesiumfosfaat hun geringste oplosbaarheid hebben. Ook in het tussenliggende traject van pH 4 tot 6,5 is de oplosbaarheid van Fe- en Al-fosfaten slechts gering. Indien dus maar voldoende Fe, Al of Ca aanwezig is zal altijd het merendeel van het fosfaat, toegediend met het afvalwater, worden vastgelegd. Voor de beschreven gronden moet hierbij voornamelijk worden gedacht aan de Fe- en Al-binding.

Overigens moet men zich deze situatie van fosfaatbinding niet als volkomen stabiel voorstellen. Met name door de interactie van organische zuren kan een competitie optreden zowel bij de chemisorptie als de chemische binding. Dit is de reden dat op fosfaatfixerende gronden een grotere beschikbaarheid van fosfaat voor de plant kan worden verkregen door het opvoeren van het organische stofgehalte. Bij de omzettingen van aardappelmeelafvalwater zal dit mechanisme ook zeker optreden. De zeer hoge vastleggingspercentages van fosfaat wijzen er echter op dat het in kwantitatief opzicht hier slechts een zeer geringe rol speelt.

6.2.3. Stikstof

Alhoewel nog onvoldoende bekend is welke voedingselementen nu precies beperkend zijn voor algengroei (WOLDENDORP, 1971) wordt in het algemeen aangenomen, dat een goede voorziening met N, evenals met P, de kans op eutrofiëring van oppervlaktewater doet stijgen. KOLENBRANDER (1971) en HENKENS (1971) toonden aan dat bij normale landbouwkundige exploitatie van grond de bijdrage aan de verrijking van het oppervlaktewater ten gevolge van bemesting zeer gering is. Dit eutrofiëringsaspect dient ook bij de waardering van landbehandeling in de beschouwingen te worden betrokken.

Zoals reeds aangegeven in par. 6.1. resulteert bij de aerobe biodegradatie van organische stof, zeker in het geval van proceswater waar de organische belasting voor een belangrijk deel door eiwitten wordt gevormd, o. a. NH_3 ; aangezien de omzettingen in waterig milieu plaatsvinden zal dus een van de eerste trappen in de stikstofhuishouding worden gevormd door NH_4^+ . Evenals van andere kationen vindt van NH_4 een elektrostatische binding aan het adsorptiecomplex plaats. Ten aanzien hiervan gedraagt het ammonium zich in vele opzichten op dezelfde wijze als K; het ammonium treedt ten opzichte van K concurrerend op, d. w. z. kaliumfixatie kan worden beperkt of bestreden door toevoeging van NH_4 .

Een gedeeltelijke vastlegging door adsorptie vindt na de afbraak van het proceswater dan ook zeker plaats. Evenals bij K zal echter ook het NH_4 voor een belangrijk deel uitspoelen naar het grondwater tenzij tussentijds de gelegenheid bestaat voor het optreden van andere omzettingen. Als voornaamste processen moeten hierbij de nitrificatie en de denitrificatie worden genoemd. De hierbij werkzame bacteriën zijn in ruime mate in de grond aanwezig zodat het al dan niet voorkomen van de reacties wordt bepaald door uitwendige omstandigheden met als voornaamste de zuurstofvoorziening. Onder aerobe condities vindt een snelle omzetting van NH_4 tot NO_3 plaats, via de vorming van NO_2 . Bij de geringe gift bij bemonsteringspunt 2b is nitrificatie in sterke mate opgetreden. Door de grote oplosbaarheid van NO_3 vindt vervolgens gemakkelijk uitspoeling plaats zo gauw de neerslag voldoende groot is. Bemonsteringspunt 1b geeft stikstofuitspoeling voornamelijk als NH_4 te zien. Zoals reeds vermeld is de zuurstofvoorziening van de grond hier ook veel slechter. De uitspoeling in de vorm

van nitraat moet worden geprefereerd boven die in de vorm van ammonium omdat in dat geval geen extra zuurstofbelasting op het water wordt uitgeoefend. Alle nitraat dat het grondwater bereikt hoeft echter geenszins in het oppervlaktewater terecht te komen tenzij, bijvoorbeeld via drains, een snelle verplaatsing van grondwater naar oppervlaktewater optreedt. Een mogelijkheid om stikstof kwijt te raken is, behalve in de inbouw in nieuw plantenmateriaal, gelegen in de vervluchtiging aan de lucht na denitrificatie. De denitrificatie, met nitraat als uitgangspunt, omvat de reductie tot gasvormige stikstof. De hiervoor vereiste condities zijn anaerobie en de aanwezigheid van organische stof. Aan de eerste voorwaarde wordt in het grondwater waarschijnlijk in voldoende mate voldaan. Het gehalte aan organische stof is op deze diepte echter beperkend om denitrificatie optimaal te doen verlopen. Een verbetering zou hierin kunnen worden aangebracht door de grond te woelen op die objecten die voor beregening of bevloeiing worden aangewend of een tijdelijk opzetten van het grondwaterniveau.

Resumerende kan worden gezegd dat na landbehandeling van proceswater uit de aardappelmeelindustrie in de vorm van beregening:

1. de K-vastlegging minimaal is, zeker op wat langere termijn; vanuit het oogpunt van milieubelasting levert dit vooralsnog geen problemen;
2. de fosfaatverwijdering zeer efficiënt verloopt;
3. de organische stofafbraak vrijwel compleet kan zijn indien de gift zodanig wordt aangepast dat in de bovengrond een aerobe toestand blijft gehandhaafd; bij een gift van 40 mm bleek dit op de betreffende grond het geval;
4. handhaving van een dergelijke toestand heeft bovendien het voordeel dat de vrijkomende NH_4 wordt omgezet tot nitraat; uitspoeling van NH_4 zal uiteindelijk een zuurstofbelasting van het oppervlaktewater veroorzaken;
5. uitspoeling van het gevormde nitraat naar het grondwater is onvermijdelijk; indien de omstandigheden gunstig zijn voor denitrificatie kan een belangrijk deel van deze stikstof vervluchtigen; normaliter zijn deze niet optimaal doch mogelijk kunnen ze door bepaalde ingrepen verbeterd worden.

De tot nu toe verrichte inventariserende onderzoeken over de zuiveringsresultaten na landbehandeling van proceswater hebben enig, zij het zeer globaal, inzicht verschaft in de processen die mogelijk een rol kunnen spelen. Thans is het stadium aangebroken dat voor een beter begrip van de eigenlijke gang van zaken een onderzoek wordt opgezet met proeven onder geconditioneerde omstandigheden. Dit teneinde een antwoord te kunnen geven op de, ook zeer fundamentele, vragen die nog blijven bestaan. Zo werd bijvoorbeeld in het voorgaande op basis van een aantal summiere waarnemingen verondersteld dat de biodegradatie waarschijnlijk een aerob proces is. Een sluitende bewijsvoering hiervoor kon echter niet worden gegeven. De BOD-belasting van het grondwater bij hogere giften kan een werkelijk doorslaan van het filter zijn, maar ook het gevolg van transport van organische zuren die resulteren na anaerobe afbraak van organische stof (APGAR en LANGMUIR, 1971). Antwoord hierop kan worden gevonden door determinatie van de stoffen die de BOD-verhoging veroorzaken. Deze en dergelijke vragen worden thans in laboratorium-experimenten aan grondkolommen onderzocht.

7. LITERATUUR

- APGAR, M. A. en D. LANGMUIR, 1971: Groundwater pollution potential of a landfill above the water table; *Groundwater* 9, 6, 76.
- BAARS, C. en H. KIEFT, 1972: Technische en financiële aspecten van het verregenen van afvalwater van de aardappelmeelindustrie; Afd. Weg- Waterbouwkunde en Irrigatie LH.
- HAAN, F. A. M. DE, G. H. BOLT en B. G. M. PIETERS, 1965: Diffusion of K-40 into an illite during prolonged shaking; *S.S.S.A. Proc.* 29, 5, 528.
- _____, 1966: Détermination de l'adsorption de l'acide phosphorique par les constituants des sols, compte tenue d'une correction pour l'exclusion des anions; *Bull Doc ISMA*, 45.
- _____, 1971: Landbouwkundig gebruik van afvalwater uit de aardappelmeelindustrie in Denemarken; *Nota ICW* 648.
- _____, 1972: Resultaten van belasting van de bodem met grote hoeveelheden afvalstoffen; *Nota ICW* 657.

- HAAN, F. A. M. DE, 1972: De bodem als afvalverwerkend systeem; Tijdschr. KNHM (in druk).
- HENKENS, Ch. H., 1971: Bemesting en de kwaliteit van het oppervlaktewater; Stikstof 69, 6, 360.
- HOOGEVEEN, G. J., 1972: Bedrijfseconomische gevolgen van het gebruik van afvalwater van de aardappelmeelindustrie op het veenkoloniale landbouwbedrijf; Nota CD.
- KOLENBRANDER, G. J., 1971: De eutrofiëring van het oppervlaktewater door de landbouw en de stedelijke bevolking; Stikstof 69, 6, 384.
- LINDSAY, W. L., 1972: Chemical equilibria in soils; Col. St. Univ.
- REINIGER, P., 1970: Movement and exchange of sodium and calcium in calcareous and gypseous soils; Thesis Hebrew University.
- RIEM VIS, F., 1969: De werking van vruchtwater van aardappelmeelfabrieken als meststof; H_2O 2, 105.
- , 1972: Meerjarige proeven met afvalwater van de aardappelmeelindustrie in Denemarken; Nota IB.
- SCHOUWENBURG, J. Ch. VAN en A. C. SCHUFFELEN, 1963: Potassium exchange behaviour of an illite; Neth. J. Agr. Sci. XI, 1, 13.
- WISSELINK, G. J., 1959: Een oriënterend onderzoek omtrent de ervaringen met het bevoeien en beregenen met afvalwater van de aardappelmeelfabriek 'Onder Ons' te De Krim; Rapport IB, IX.