

EINDRAPPORT
VALORISATIE VAN RESTEFFLUENTEN AFKOMSTIG VAN DE
MESTVERWERKING

DEEL 1: LITERATUURSTUDIE

ONDERZOEKSPERIODE : 01/12/2002 – 30/11/2004

Greet VERLINDEN

Colofon

Projecttitel: Valorisatie van resteffluënten afkomstig van de mestverwerking,
Deelrapport 1: Literatuurstudie

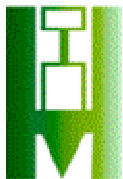
Projectnummer: P/OO/012

Opdrachtgever: Vlaamse Landmaatschappij, afdeling Mestbank

Publicatiedatum: April 2005

Uitvoering: Bodemkundige Dienst van België (promotor), West-Vlaamse Proeftuin voor
Industriële Groenten vzw (partner), Interprovinciaal Proefcentrum voor de
Aardappelteelt vzw (partner)

Nagelezen door: Nancy VOGELS



Bodemkundige Dienst van België vzw
Afdeling Onderzoek en Ontwikkeling
W. de Croylaan 48
3001 Leuven-Heverlee



Provincie
West-Vlaanderen
Door mensen gedreven

Inhoud

Inhoud -----	2
Coördinaten van de uitvoerders van het project -----	3
Inleiding -----	4
Achtergrond en doelstelling van de studie -----	4
Aanpak van de studie -----	4
1 Landbouwkundige, bodemkundige en milieukundige aspecten van het gebruik van resteffluënten op landbouwgrond -----	7
1.1 Het gebruik van resteffluënten: landbouwkundige effecten -----	7
1.1.1 Het probleem van saliniteit-----	7
1.1.2 Specifieke effecten van zoutionen op plantproductie -----	13
1.2 Het gebruik van resteffluënten: bodemkundige effecten -----	19
1.2.1 Verzilting en ontzilting van de bodem bij toediening van resteffluënten rijk aan zouten	19
1.2.2 De invloed van resteffluënten op de structuur van de bodem-----	20
1.2.3 De evolutie van nutriënten in de bodem bij toediening van resteffluënten -----	21
1.2.4 Invloed van de toediening van zoutrijke resteffluënten op de microbiële activiteit in de bodem-----	26
1.2.5 Invloed van de toediening van resteffluënten op de bodemorganische stof -----	26
1.3 Het gebruik van resteffluënten: milieukundige aspecten -----	28
1.3.1 Uitspoeling van zouten bij toediening van resteffluënten -----	28
1.3.2 Ammoniakvervluchtiging bij toediening van resteffluënten -----	32
1.3.3 Aanrijking van zware metalen bij toediening van resteffluënten-----	33
2 Andere studies omtrent het gebruik van resteffluënten in de landbouw -----	34
3 Literatuurlijst -----	35

Coördinaten van de uitvoerders van het project

Promotor:

Bodemkundige Dienst van België vzw

W. De Croylaan 48

3001 Heverlee

Projectverantwoordelijke: Greet Verlinden

Tel: 016 31 09 22

e-mail: gverlinden@bdb.be

Projectpartners:

West-Vlaamse Proeftuin voor Industriële Groenten vzw

Ieperseweg 87

8800 Rumbeke-Beitem

Projectverantwoordelijke: Danny Callens

Tel: 051/26 14 14

e-mail: danny.callens@west-vlaanderen.be

Interprovinciaal Proefcentrum voor de Aardappelteelt vzw

Ieperseweg 87

8800 Rumbeke-Beitem

Projectverantwoordelijke: Kürt Demeulemeester

Tel: 051/26 14 27

e-mail: kurt.demeulemeester@west-vlaanderen.be

Het project werd opgevolgd door een stuurgroep bestaande uit:

VLM (S. Ducheyne, J. Casaer, A. Goossens, F. Stuyckens, D. Struyf, E. Gouthals, M. Peeters, J.

Deprez, B. Paeshuysse, R. Van Mol, O. Goedertier, T. Van Craenem, S. Verplaetse)

VMM (S. Overloop)

AMINAL-Land (H. Neven)

AMINAL-Water (G. Janssen, L. Van Craen)

AMINAL-Milieuvergunningen (J. Opdebeek)

ALT (P. Gabriëls, D. Van Gijsegem)

VCM (I. Vermander, M. Devrome, K. Van Rompu)

Inleiding

Achtergrond en doelstelling van de studie

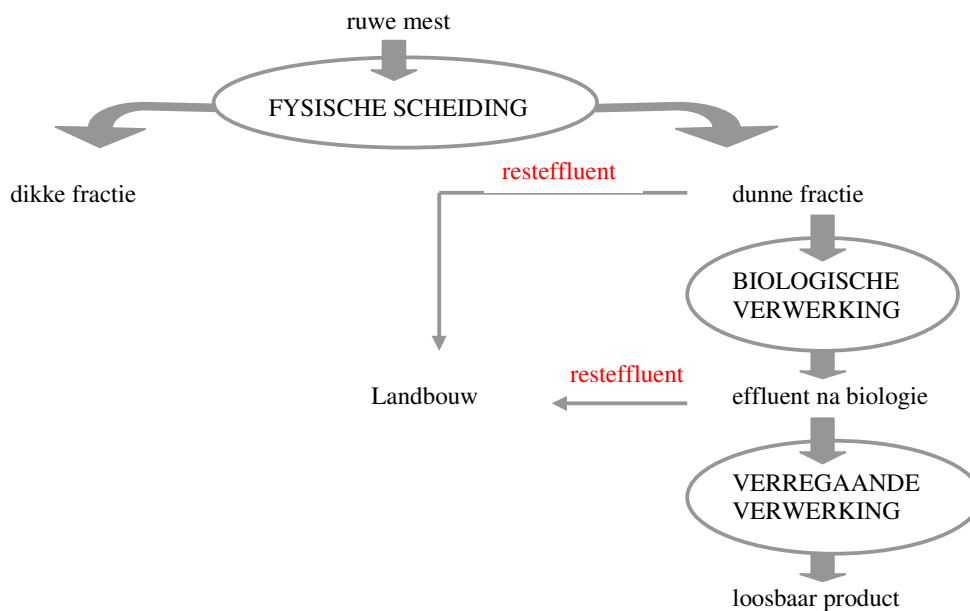
Het wegwerken van de mestoverschotten in Vlaanderen vraagt een doelgerichte aanpak. De Vlaamse overheid volgt hiervoor een driesporenbeleid binnen de mestwetgeving dat stoelt op de peilers 'aanpak aan de bron', 'oordeelkundige bemesting' en 'mestverwerking'. Binnen de mestverwerkingspeiler worden de laatste jaren meer en meer operationele projecten gerealiseerd, die elk een specifieke graad van verwerking inhouden. Een belangrijke eerste stap in de meeste verwerkingstechnieken is de scheiding van de mest in een dunne en dikke fractie, waarbij de dunne fractie vervolgens verder wordt verwerkt tot een al dan niet losbaar product. In het geval het gaat om een niet losbaar product dient het te worden afgezet conform de bepalingen van het mestdecreet. Bij aanvang van de studie was slechts weinig bekend omtrent de valorisatie van deze resteffluenten in de landbouw. De algemene doelstelling van de studie houdt dan ook in kennis omtrent de landbouwkundige waarde van de resteffluenten samen te brengen en te genereren. Gezien de specifieke eigenschappen van de resteffluenten dienen ook de bodemkundige en milieukundige effecten bij toepassing van de resteffluenten te worden onderzocht.

Beredeneerd gebruik zal voor de resteffluenten, net zoals voor ander bemesting, van groot belang zijn. Aangezien het mestdecreet voor een aantal resteffluenten geen afdoend instrument is om overmatig gebruik te vermijden, wordt binnen deze studie een Code van Goede Landbouwpraktijken omtrent de toepassing van resteffluenten opgesteld. Indien de richtlijnen van deze Code van Goede Landbouwpraktijken goed opgevolgd worden, zullen bijkomende wettelijke maatregelen met betrekking tot het gebruik van resteffluenten kunnen vermeden worden.

Aanpak van de studie

Anno 2004 zijn reeds vele mestverwerkingstechnieken in gebruik. Deze studie behandelt echter enkel die technieken welke resteffluenten produceren die afgezet worden in de landbouw. In de studie wordt nagegaan wat de samenstelling is van de resteffluenten en op welke manier ze het best worden aangewend binnen de huidige landbouwcondities. In grote lijnen kunnen we stellen dat deze resteffluenten bekomen worden via het schema dat weergegeven is Figuur 1. In vele systemen wordt in een eerste stap een fysische scheiding uitgevoerd op de ruwe mest. Er ontstaat op die manier een dikke fractie, waarin het grootste deel van de droge stof en de niet-opgeloste ionen terechtkomen, en een dunne

fractie (= resteffluent) die voornamelijk water en oplosbare ionen bevat. Deze dunne fractie kan als bemesting uitgereden worden op het land of nog verder bewerkingen ondergaan. Een veel voorkomende techniek is dat de dunne fractie wordt behandeld in een 'biologie-installatie', waar micro-organismen de hoeveelheid stikstof in de dunne fractie verder reduceren. Dit resteffluent noemen we verder het 'effluent na biologie'. Technieken die de resteffluenten zodanig behandelen dat ze geloosd kunnen worden, vallen buiten de doelstellingen van dit project.



Figuur 1: Schematische weergave van mogelijke stappen in de mestverwerking met aanduiding van de resteffluenten

De betrokken resteffluenten hebben na de respectievelijke behandelingen een samenstelling die danig verschilt van de samenstelling van de ruwe mest. Vooral de verhoogde kali-, natrium- en chloorgehalten verdienen extra aandacht. Door de mogelijke toepassing van hogere dosissen resteffluent worden ook hogere zoutgehalten aangebracht op de landbouwgrond.

Het eindrapport bestaat uit 4 deelrapporten. In Deel 1 van het eindrapport wordt in de literatuur nagegaan wat het mogelijke effect is van de toepassing van deze resteffluenten op de gewasgroei, de bodemstructuur en het milieu. In dit hoofdstuk worden ook andere studies met betrekking tot het gebruik van resteffluenten in de landbouw geëvalueerd en besproken.

De evaluatie van het gebruik van resteffluenten in de landbouw vraagt een goed beeld van de gemiddelde samenstelling van de resteffluenten en van de variatie hierop. Daarom werd in deze studie een screeningscampagne uitgevoerd, waarvan de resultaten besproken worden in Deel 2 van het eindrapport. In dit deelrapport werden eveneens vroegere beschikbare ontledingsresultaten samengezet en verwerkt.

Een belangrijk deel van de studie wordt gewijd aan proefveldonderzoek. Hier worden in praktijk de mogelijkheden en beperkingen van het gebruik van resteffluenten in de landbouw aangetoond. Om een zo breed mogelijk beeld te krijgen, werd een doordachte keuze gemaakt in de combinatie effluent-bodem-gewas. De resultaten van het proefveldonderzoek worden weergegeven in Deel 3 van het eindrapport.

De informatie uit Deelrapport 1, 2 en 3 stelt ons in staat richtlijnen (Code Goede Landbouwpraktijk) uit te werken voor het gebruik van resteffluenten afkomstig van de mestverwerking in de landbouw. Deze Code Goede Landbouwpraktijk vormt Deel 4 van het eindrapport.

1 Landbouwkundige, bodemkundige en milieukundige aspecten van het gebruik van resteffluenten op landbouwgrond

Het gebruik van resteffluenten op landbouwgrond heeft niet alleen landbouwkundige implicaties. Bij het gebruik van resteffluenten moeten ook de gevolgen voor de bodem en het milieu bekeken worden. In dit hoofdstuk worden de landbouwkundige, bodemkundige en milieukundige aspecten van het gebruik van resteffluenten op een rijtje gezet.

1.1 Het gebruik van resteffluenten: landbouwkundige effecten

In de effluenten treft men, zowel na fysische scheiding als na biologische verwerking, nog zeer hoge gehalten van de goed oplosbare ionen K^+ , Na^+ en Cl^- aan. In de dunne fractie ligt het stikstofgehalte nog op een vrij hoog niveau ten opzichte van de ruwe mest. Dit zal overmatig gebruik van het product afremmen. In het effluent na biologie is er nog slechts een zeer kleine hoeveelheid van de oorspronkelijke stikstof en fosfor aanwezig, wat de landbouwer kan verleiden tot het gebruik van hoge dosissen. Men kan het biologisch effluent beschouwen als een oplossing van KCl , $NaCl$ met lagere hoeveelheden NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} en Mg^{2+} . Bij een hoge dosis van dit effluent kunnen er op twee niveaus effecten afspelen:

- een osmotisch effect, waarbij de totale zoutconcentratie (saliniteit) telt.
- een specifiek effect van de ionen, m.a.w. een nutritioneel en mogelijk toxisch effect.

1.1.1 Het probleem van saliniteit

Aanwezige zouten (ionen) in de bodemoplossing zorgen voor een verlaging van de bodemwaterpotentiaal. Hierdoor wordt het voor planten moeilijker om water te onttrekken aan de bodem, waardoor er waterstress en verwelking optreedt. Zout- en droogtetolerantie hangen daarom dikwijls nauw samen. De reactie van planten op saliniteit (en hun zoutgevoeligheid) verschilt tussen verschillende soorten en zelfs tussen cultivars binnen een bepaalde soort. Saliniteit kan een zeer sterke invloed hebben op plantgroei en -productie, en een serieus verlies aan opbrengst met zich meebrengen.

1.1.1.1 Invloed van saliniteit op gewasopbrengst

Er zijn uitvoerige studies verricht naar de zoutrespons van verschillende landbouwgewassen, waarbij lijsten met (relatieve) zouttoleranties werden opgemaakt. Het dient zeker opgemerkt te worden dat deze tabellen slechts een algemeen beeld schetsen, en

dat de waardes kunnen veranderen naargelang de omstandigheden (o.a. substraat, gebruikte cultivar,...). Hieronder worden de grenswaarde (100% opbrengst) en waarden die lagere opbrengsten opleveren, weergegeven voor enkele van de belangrijkste land- en tuinbouwgewassen (Maas, 1984). De totale zoutconcentratie in de bodemoplossing wordt bepaald door de elektrische geleidbaarheid (EC-waarde) te meten en is uitgedrukt in dS/m. De EC is een maat voor de totale zoutlast, maar maakt geen onderscheid naar het soort zout.

Tabel 1.1: Zouttolerantie en opbrengst voor verschillende landbouwgewassen (Maas, 1984)

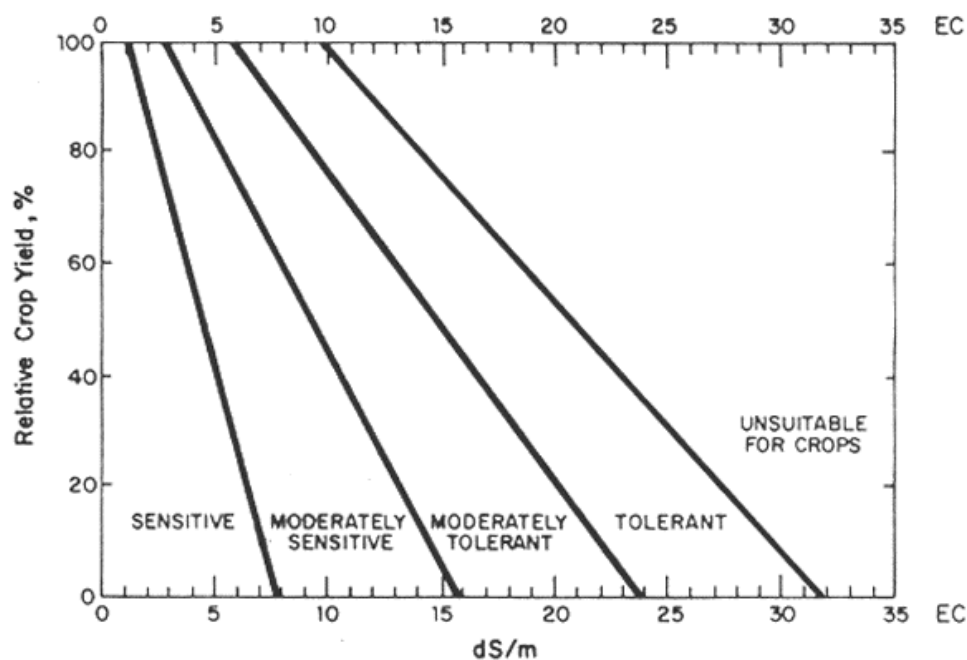
GEWAS	Grenswaarde			
	EC (100% opbr.) dS/m	EC (90% opbr.) dS/m	EC (75% opbr.) dS/m	EC (50% opbr.) dS/m
Granen				
Gerst (<i>Hordeum vulgare</i> L.)	8,0	9,6	13,0	17,0
Mais (<i>Zea mays</i> L.)	2,7	3,7	6,0	7,0
Tarwe (<i>Triticum aestivum</i> L.)	4,7	7,0	9,5	13,0
Rogge (<i>Secale cereale</i> L.)	5,9	7,7	12,1	16,5
Andere akkerbouwgewassen				
Suikerbiet (<i>Beta vulgaris</i>)	6,7	8,7	11,0	15,0
Aardappel (<i>Solanum tuberosum</i>)	1,7	2,5	3,8	5,9
Groenten				
Asperge	5,0	8,0	11,0	13,0
Bonen (<i>Phaseolus vulgaris</i>)	1,0	1,5	2,3	3,6
Courgette (<i>Cucurbita pepo melopepo</i>)	3,9	4,9	5,9	7,9
Erwt (<i>Pisum sativum</i>)	0,9	2,0	3,7	6,5
Komkommer (<i>Cucumis sativus</i>)	2,5	3,3	4,4	6,3
Kool (<i>Brassica oleracea capitata</i>)	1,8	2,8	4,4	7,0
Paprika (<i>Capsicum annum</i>)	1,3	2,2	3,3	5,1
Radijs (<i>Raphanus sativus</i>)	1,2	2,0	3,0	8,0
Selderij (<i>Apium graveolens</i>)	1,8	3,5	5,8	10,1
Sla (<i>Lactuca sativa</i>)	1,3	2,1	3,2	5,2
Spinazie (<i>Spinacia oleracea</i>)	3,7	5,5	7,0	8,0
Tomaat (<i>Lycopersicon esculentum</i>)	2,5	3,5	5,0	7,6
Ui (<i>Allium cepa</i>)	1,2	1,8	2,8	4,3
Wortelen (<i>Daucus carota</i>)	1,0	1,7	2,8	4,6
Fruitbomen				
Appel (<i>Malus domestica</i>)	1,7	2,3	3,3	4,8
Kers (<i>Prunus cerasus/avium</i>)	0,9	1,9	2,2	3,1
Peer (<i>Pyrus communis</i>)	1,7	2,3	3,3	4,8
Pruim (<i>Prunus domestica</i>)	1,5	2,1	2,9	4,3

Men heeft met deze waarden kunnen aantonen dat de plantengroei lineair afneemt met de stijgende zoutconcentratie boven de kritische waarde (Maas en Hoffman, 1977; Maas, 1984). Er treden wel afwijkingen op van dit lineair verband vanaf een 50% opbrengstverlies, maar dit is van minder belang aangezien dit al lang niet meer economisch rendabel is. Men kan dus de zouttolerantie (of omgekeerd de gevoeligheid) beschrijven met twee parameters: de grenswaarde saliniteit en de opbrengstderving per eenheid EC. De vergelijking die dit verband beschrijft is de volgende:

$$Y = 100 - b(EC - a)$$

waarin: Y = relatieve opbrengst (in %)
 EC = saliniteit van de bodemoplossing (in dS/m)
 a = grenswaarde saliniteit
 b = opbrengstverlies per eenheid stijging EC

Via dit lineair verband kan men de relatieve tolerantie van planten nagaan en gewassen op deze basis groeperen. Figuur 1 geeft dit lineair verband als basis van de onderverdeling weer.



Figuur 1.1: Onderverdeling van de relatieve zouttolerantie van gewassen (Maas,1984)

Tabel 1.2: Relatieve zouttolerantie van verschillende gewassen (Maas,1984)

Zouttolerantie	Granen	Akkerbouwgewassen	Groentes	Fruïtbomen
Tolerant	Gerst	Suikerbiet	Asperge	
Matig tolerant	Rogge		Courgette	
	Tarwe		Spinazie	
Matig gevoelig	Maïs	Aardappel	Kool	
			Komkommer	
			Paprika	
			Radijs	
			Selderij	
			Sla	
			Tomaat	
Gevoelig			Boon	Appel
			Erwt	Kers
			Ui	Peer
			Wortel	Pruim

Een aantal belangrijke landbouwgewassen, waaronder gras, worden niet vermeld in de tabel. Gras is over het algemeen vrij tolerant ten opzichte van zout (Bosma, 1946). Hetzelfde geldt voor koolzaad, terwijl klaver en luzerne tamelijk zoutgevoelig zijn. Zoals ook blijkt uit Tabel 1.2, zijn peulvruchten in het algemeen heel zoutgevoelig (Bosma, 1946).

Een gewas is niet in alle groeistadia even gevoelig voor zout- en droogtestress. De zouttolerantie van de gewassen zal veel lager liggen tijdens het kiemen van de zaden en bij jonge zaailingen. Bijvoorbeeld bij suikerbieten kan de kieming en de vestiging van de kiemplant door zoutschade sterk verminderd worden. Dit kan optreden als het tijdens de opkomst erg droog is en de bovenste grondlaag veel zouten bevat door bijvoorbeeld laattijdig oppervlakkig bemesten (Vandenbosch *et al.*, 2000). Men kan stellen dat bij een EC vanaf 4 dS/m de kieming begint af te nemen en vertraagd zal worden, wat de groei van jonge zaailingen erg bemoeilijkt (Ayers en Westcot, 1994). In Tabel 1.3 worden resultaten weergegeven voor verschillende landbouwgewassen (Maas, 1984).

Tabel 1.3: Relatieve zouttolerantie van gewassen tijdens de kieming (Maas, 1984)

<i>Gewas</i>	<i>50% reductie kieming (EC in dS/m)</i>
Gerst	16,0 - 24,0
Maïs	21,0 - 24,0
Tarwe	14,0 - 16,0
Suikerbiet	6,0 - 12,5
Boon	8,0
Kool	13,0
Sla	11,4
Tomaat	7,6
Ui	5,6 - 7,5

1.1.1.2 Invloed van saliniteit op de metabolische processen in de gewassen

In verschillende onderzoeken werden de precieze invloeden van verhoogde zoutconcentraties op zaadkieming nagegaan. Bij testen op zaden van gerst (*Hordeum vulgare* L.) stelde men vast dat vooral de opname van water door het zaad sterk werd gehinderd door het aanwezige zout (Thomson, 1985). Deze wateropname is de allereerste voorwaarde om de kieming van start te laten gaan. Men neemt een vertraagde kieming waar bij stijgende zoutgehalten in de bodemoplossing, en komt zelfs tot volledige inhibitie. Osmotische effecten spelen wellicht een grotere rol dan toxische effecten van de aanwezige ionen (zie ook verder). Verschillen tussen tolerante en minder tolerante gerstcultivars zijn duidelijk meetbaar. Het is vooral de osmotische gevoeligheid van de membraan die hiervoor verantwoordelijk is.

Omdat het hier dus gaat om osmotische gevoeligheid van planten, wordt zoutstress (verlaagde waterpotentiaal door hoge aanwezigheid van ionen) vaak vergeleken met waterstress (verlaagde waterpotentiaal door uitdroging van het substraat). Toch zijn er duidelijke verschillen merkbaar. Bij waterstress doet de plant aan osmoregulatie door de aanmaak van organische moleculen (vb. proline). Onder zoutstress kunnen de planten echter ionen (vooral Na^+ en Cl^-) opnemen uit het milieu, deze accumuleren in de bladeren en op deze manier ook aan osmoregulatie doen (Terry en Waldron, 1985; Hsiao, 1985). Verwelking (plasmolyse, het verlies aan turgordruk in de cellen) blijkt minder snel op te treden onder zoutstress. Het verlagen van de waterpotentiaal in de bladeren door organische osmoregulatoren in de bladeren aan te maken is immers een erg energieverwendend proces (o.a. gebruik van reservestoffen), en bijgevolg kan de plant dit slechts in beperkte mate toepassen onder waterstress. De opname en het transport van ionen verloopt met heel wat minder energieverliezen en laat de plant toe langer te

overleven bij minder gunstige waterpotentiaal. Men heeft geconstateerd dat bij tomatenplanten het waterverbruik onder zoutstress in mindere mate daalt dan onder waterstress (Bierhuizen en Ploegman, 1967)

Verschillende processen in de plant worden beïnvloed door verhoogde zoutconcentraties, en allen dragen zij bij tot een verlaagde biomassa-productie, en bijgevolg een verlies in opbrengst. Al vanaf een aangelegd zoutgehalte van 25 mM NaCl begint de productie van droge stof bij suikerbiet (*Beta vulgaris* L.) af te nemen (Terry en Waldron, 1985). Bij deze relatief lage concentratie is de afname te wijten aan een verminderde bladexpansie, en niet aan een verminderde aanmaak van nieuwe bladeren of een verlaagde fotosynthesesnelheid. Bij matige zoutconcentraties (150 mM NaCl) meet men een verhoging van de stomatale weerstand, waardoor er minder CO₂ in het blad komt. De fotosynthesecapaciteit van de hele plant blijft echter nog behouden door de aanmaak van meer chlorofyl in de cellen. Vanaf een concentratie van 250-300 mM NaCl begint de fotosynthese in de bladeren van suikerbiet echter fors te dalen. Onderzoek op katoen (*Gossypium hirsutum*), boon (*Phaseolus vulgaris*) en paprika (*Capsicum annuum*) leveren soortgelijke resultaten op: verhoogde zoutconcentraties belemmeren bladexpansie bij katoen, en zij verhogen de stomatale weerstand en verlagen de biochemische fotosynthesecapaciteit bij zowel katoen, paprika als boon (Hsiao, 1985).

Studies op tomaat (*Lycopersicon esculentum* Mill.) brengen eveneens het vertragend effect van een hoog zoutgehalte op plantengroei (scheut – en wortelgroei) aan het licht (Rendig en Broadbent, 1985). Het is voornamelijk de internodiën-lengte die negatief beïnvloed wordt door de hogere zoutgehaltes. Nog groter is de afname van de vruchtopbrengst: tot 5,1% versgewicht minder per dS/m stijging boven een EC van 2 dS/m. Het verlies is niet te wijten aan een lager aantal vruchten, maar eerder aan een lager vruchtgewicht (Bierhuizen & Ploegman, 1967; Li *et al.*, 2000). Het hoge zoutgehalte zou kunnen interfereren met zowel de productie als de translocatie van metabolieten van de scheut naar de vruchten en tevens werd opgemeten dat de celstrekingsfase geremd werd.

Een ander belangrijk aspect is de invloed op de opname van voedingsstoffen uit de omgeving. Experimenten hieromtrent werden uitgevoerd met gerst (*Hordeum vulgare* L.) in een zoute omgeving, zowel met NaCl, Na₂SO₄ als KCl, waarbij men aandacht had voor de opname van NO₃⁻, NH₄⁺ en anorganisch P (Huffaker en Rains, 1985). Tot 100 mM zout stelt men weinig invloed op de opname van deze ionen vast. Een scherpe daling vindt echter plaats tussen 100 mM en 200 mM. Uiteindelijk meet men bij toepassing van 200 mM zout voor NO₃⁻, NH₄⁺ en anorganisch P nog slechts een opname van resp. 17%, 38% en 20% opname t.o.v. de controleplanten. Gelijk stelt men een daling in groei van de gerstzaailingen vast. Op langere termijn lijken de planten zich te kunnen aanpassen aan

de zoute omgeving en stijgen zowel ionopname als groei, maar een volledig herstel is evenwel uitgesloten, zelfs na volledige verwijdering van excess NaCl, KCl en Na₂SO₄ uit de bodems. Bovendien neemt men een remming van de N-assimilatie waar in de gerstzaailingen. Omdat de groeiperiode echter langer wordt, zou de totale stikstofopname door de plant nauwelijks dalen. De NO₃⁻-reductie (vnl. in de bladeren) wordt minder geïnhibeerd dan het NH₄⁺-metabolisme (in de wortels). Blijkbaar speelt dus ook het direct contact met de zoute omgeving mee. De aanwezigheid van Ca²⁺ in het medium heeft eveneens een positieve werking op de NO₃⁻-assimilatie en groei van de zaailingen. De positieve inwerking van Ca²⁺ kan te wijten zijn aan het (gekende) stabiliserende effect van het ion op membranen en transporters.

Ook experimenten op sorghum (*Sorghum bicolor* (L.) Moench.) duiden op een tragere N-opname bij stijgende zoutgehalten in de bodemoplossing (Rolston *et al.*, 1985). Wanneer men hier echter een eveneens voldoende hoge, constante aanwezigheid van Ca²⁺ in het medium kan garanderen, worden de opnamesnelheden van de plantenvoedingsstoffen bevorderd.

1.1.2 Specifieke effecten van zoutionen op plantproductie

Niet enkel de totale zoutlast is bepalend voor de tolerantie ten opzichte van zout, ook de onderlinge verhouding van de aanwezige ionen speelt een belangrijke rol. Daarom is het ook belangrijk de aanwezige ionen afzonderlijk te bespreken. De voornaamste zouten die in deze studie bestudeerd worden zijn kalium, chloride en natrium. Hieronder zullen achtereenvolgens volgende zaken worden toegelicht: de functie van de zouten in het gewas, de risico's bij overmatige aanwezigheid in bodem en plant, gevoelige en tolerante gewassen ten opzichte van deze zouten en de mogelijke verontreiniging met deze zouten bij toepassing van resteffluenten afkomstig van mestverwerking.

1.1.2.1 Kalium

Functies in de plant

Kalium speelt met andere kationen een voorname rol in de plant bij de osmotische regulatie. Bij normale omstandigheden is de K⁺-concentratie in de cel constant, maar onder osmotische stress kan K⁺ dat opgeslagen is in de vacuole vrij gezet worden in het cytoplasma. Bovendien is het een erg mobiel element, wat het voor de plant energetisch gunstiger maakt het op te nemen uit de bodemoplossing dan zelf osmotica (vb. proline) te synthetiseren om de bladwaterpotentiaal te verlagen. Verder heeft K⁺ een specifieke rol in het activeren van bepaalde enzymen in de plant: o.a. de synthese van het reserveproduct zetmeel (vb. in aardappel) wordt beïnvloed door de aanwezigheid van K⁺ (Bries *et al.*,

1997). Ook voor het transport van blad naar reserveorganen (vrucht, knol, ...) is K^+ belangrijk. In meristematische cellen zoals in de scheutapex is de aanwezigheid van K^+ vereist voor een correcte binding van tRNA aan de ribosomen, wat het belang van een goede K^+ -balans voor plantgroei nog maar eens onderstreept. Een hoger eiwitgehalte in gras (stijging van 9% naar 20%) kan ook worden toegeschreven aan een hogere K^+ -opname (2,0% naar 3,0%) (Sluijsmans, 1962). Een laatste belangrijk regulerend effect is het openen en sluiten van de huidmondjes (waterhuishouding en CO_2 -assimilatie), dat o.a. door K^+ concentratie in de sluitcellen geregeld wordt.

Als men de groei van de plant bekijkt, kan men stellen dat een kaliumgebrek bij het gewas zal leiden tot een verlaagde opbrengst, lagere kwaliteit van het product, een verhoogde gevoeligheid voor ziekten en plagen, een verhoogde vorstgevoeligheid, meer kans op legering, een hoger waterverbruik en een slechtere benutting van beschikbaar licht.

Kaliumbehoefte van landbouwgewassen

In onderstaande Tabel 1.4 wordt de kaliumbehoefte weergegeven van verschillende landbouwgewassen, indien geteeld op een zandleembodem met normale kaliumtoestand (14-20 mg K/100g grond). Dezelfde groot-orde van kaliumgiften gelden echter ook voor andere grondsoorten als tenminste wordt uitgegaan van eenzelfde klasse van de kaliumtoestand. De toewijzing van een opgemeten kaliumwaarde (in de bodemlaag 0-23 cm) aan een welbepaalde klasse (bv. tamelijk laag, normaal, tamelijk hoog, ...) hangt immers af van de grondsoort.

Tabel 1.4: Kaliumbemestingsbehoefte van landbouwgewassen geteeld op een zandleembodem met normale kaliumtoestand

<i>Gewas</i>	<i>kg K_2O/ha</i>		<i>kg K_2O/ha</i>
Akkerbouwgewassen		Groenteteelt in open lucht	
Vroege aardappelen	300	Bloemkolen	300
Consumptieaardappelen	300	Tuinwortelen	300
Suikerbieten	300	Spinazie	300
Voederbieten	300	Prei	260
Chicorei	260	Spruitkolen	220
Koolzaad	260	Witloofwortelen	150
Voedermaïs	220	Bonen	150
Korrelmaïs	150		
Vezelvlas	150		
Wintertarwe	80		
Wintergerst	80		

Bron: Bemex, bemestingsexpertsysteem van de Bodemkundige Dienst van België

Toxiciteit en competitie

Weinig is bekend over toxische effecten van K^+ op gewassen. Een hoge voorraad aan kalium (en de hiermee gepaard gaande luxeconsumptie van kalium) heeft een negatief effect op de opname van magnesium en natrium. Een sterke negatieve correlatie tussen het K^+ -gehalte van de grond en het Mg^{2+} -gehalte van gras werd reeds meermaals waargenomen. Bij een stijging van 6 mg $K_2O/100g$ grond naar 20 mg $K_2O/100g$ grond werd een daling van 0,22% naar 0,16% Mg in het gras genoteerd (Sluijsmans, 1962). Door de luxeconsumptie van kalium werd er minder magnesium opgenomen. Een goede verhouding van kalium en magnesium in het gras van graasweides is belangrijk om kopziekte te vermijden bij het vee (magnesium is belangrijk voor het goed functioneren van het hersen- en spierweefsel).

Schade door osmotische werking zal pas bij zeer hoge concentraties optreden.

In Tabel 1.5 wordt indicatief aangegeven wat de aanvoer zou zijn van kalium indien men de huidige bemestingsnormen voor stikstof en fosfor bij maïs zou opvullen met verschillende soorten organische mesten (runderdrijfmest, varkensdrijfmest, dunne fractie van varkensdrijfmest na scheiding, effluent van varkensdrijfmest na biologische behandeling).

Tabel 1.5: Kaliumaanvoer via verschillende dierlijke mestsoorten bij maximale aanwending op maïspcelen binnen de MAP-normen in algemeen gebied en de zones 'Water'

	<i>Algemeen gebied</i>			<i>Zone Water</i>		
	<i>N-norm = 250 kg N/ha</i>			<i>N-norm = 170 kg N/ha</i>		
	<i>P-norm = 100 kg P_2O_5/ha</i>			<i>P-norm = 100 kg P_2O_5/ha</i>		
	Limiet	Maximale aanwending ton/ha	Kali- aanvoer kg/ha	Limiet	Maximale aanwending ton/ha	Kali- aanvoer kg/ha
<i>RDM¹</i>	N-norm	54	250	N-norm	37	170
<i>VDM¹</i>	P-norm	22	131	P-norm	22	131
<i>Dunne fractie²</i>	N-norm	40	223	N-norm	27	151
<i>Effluent³</i>	N-norm	368	1174	N-norm	250	798

¹ Hierbij wordt uitgegaan van de gemiddelde samenstelling van runderdrijfmest en varkensdrijfmest op basis van recente ontleding op de Bodemkundige Dienst van België.

² Hiervoor wordt de gemiddelde samenstelling genomen van de dunne fractie na scheiding dmv een centrifuge zoals berekend in Deel 2 van het eindrapport.

³ Hiervoor werd de samenstelling van een effluent na biologie genomen uit Deel 2 van het eindrapport (mestverwerkingsinstallatie 7 op het tweede staalnametijdstip).

1.1.2.2 Natrium

Functionies in de plant

Natrium is geen essentieel element voor planten, maar wel voor dieren waar het een rol speelt in de vruchtbaarheid, de zenuwoverdracht, de snellere aangroei van vlees en als osmoticum. Hoewel natrium dus niet noodzakelijk is voor de grasgroei, is het toch belangrijk voor een goede smakelijkheid van het gras en dus voor de natriumvoorziening

van het rundvee. Gras met voldoende natrium wordt steeds beter begraasd dan gras met een laag natriumgehalte.

Globaal gezien kan men gewassen op basis van hun reactie op Na^+ onderverdelen in vier groepen:

- Planten met een enorme groeistimulus in aanwezigheid van Na^+ . Meestal is dit te wijten aan osmotische effecten, waarbij Na^+ heel efficiënt K^+ kan vervangen als osmoregulator (tot een vierde). Hiertoe behoren o.a. suikerbiet en C4-grassen.
- Planten met een minder uitgesproken positief effect bij Na^+ -bemesting. Kolen, radijs, katoen, erwt, tarwe en spinazie behoren tot deze categorie.
- Planten met geen duidelijke stimulus door Na^+ , zoals gerst, millet, rijst, haver, tomaat en aardappel.
- Planten waarin K^+ helemaal niet door Na^+ kan vervangen worden, en er dus evenmin een hogere productie is bij Na^+ -bemesting. Maïs, rogge, soja, bonen en sla worden hierbij gerekend.

Planten die toleranter zijn t.o.v. Na^+ zouden meer zout-tolerante enzymen bevatten en vooral in staat zijn om Na^+ te accumuleren in afgezonderde compartimenten.

Na-behoefte van landbouwgewassen

Er wordt slechts voor een aantal gewassen een natriumbemesting aanbevolen en de dosis is afhankelijk van het natriumgehalte van de bodem. Gewassen met een hogere natriumbehoefte zijn suiker- en voederbieten, selder en weides; gewassen met een matige behoefte zijn kolen, erwten, mosterd. Voor alle andere gewassen wordt geen natriumbemesting toegediend. De gewassen met een matige natriumbehoefte krijgen slechts een natriumbemesting toegediend indien het Na-gehalte van de bodem beoordeeld wordt als zijnde tamelijk laag, laag of zeer laag. In dat geval worden respectievelijk Na-bemestingen van 15 tot 60 kg Na/ha geadviseerd. Gewassen met een hogere natriumbehoefte worden bemest vanaf het moment dat het Na-gehalte in de bodem lager ligt dan helft van de maximumgrens van de klasse 'normaal'. De bemesting varieert dan van 20 tot 100 kg Na/ha.

Toxiciteit en competitie

Een belangrijk gevaar bij het groeien van planten onder NaCl-stress, is het verstoren van de Na/K balans in de cellen. Het belang van K^+ voor een goede metabolische werking van een cel werd hierboven reeds vermeld. Bij relatief lage Na^+ -concentraties (15-45 mM) kon men al vaststellen dat de opname van K^+ door de wortels van gerst (*Hordeum vulgare*) verhinderd werd (Laüchli en Epstein, 1985; Huffaker en Rains, 1985). Ook de vrijzetting van K^+ in het xyleem wordt geïnhibeerd in aanwezigheid van Na^+ -ionen. De

gerstplanten bleken evenwel in staat om de toevoer van K^+ naar de meristematische weefsels te verzekeren, ondanks competitie met het aanwezige Na^+ . Bij sorghum en maïs vond men een systeem waarmee planten de natriumgehalten in de plant laag konden houden. De xylemparenchymcellen kunnen Na^+ accumuleren en zo verwijderen uit de transpiratiestroom. Via de symplast zou dit Na^+ vervolgens weer vrijgezet worden in de wortelzone.

Naast invloed op het kaligehalte heeft natrium ook invloed op het calciumgehalte. Calciumgehalten in de scheut van gerst dalen bij Na^+ -bemesting, en vanaf 30 mM NaCl gebeurt er geen transport van Ca^{2+} van de wortels naar de scheut meer bij zowel gerst als maïs (Laüchli en Epstein, 1985).

Zowel bij onderzoek op sorghum als op tarwe vond men dat het wortelstelsel onderontwikkeld bleef in aanwezigheid van verhoogde Na^+ -concentraties (Devitt en Stolzy, 1985).

Hieronder wordt indicatief aangegeven wat de aanvoer is van natrium indien men de huidige bemestingsnormen voor stikstof en fosfor bij maïs zou opvullen met verschillende soorten organische mesten (runderdrijfmest, varkensdrijfmest, dunne fractie van varkensdrijfmest na scheiding, effluent van varkensdrijfmest na biologische behandeling).

Tabel 1.6: Natriumaanvoer via verschillende dierlijke mestsoorten bij maximale aanwending op maïspcelen binnen de MAP-normen in algemeen gebied en de zones 'Water'

	<i>Algemeen gebied</i>			<i>Zone Water</i>		
		<i>N-norm = 250 kg N/ha</i>	<i>P-norm = 100 kg P₂O₅/ha</i>		<i>N-norm = 170 kg N/ha</i>	<i>P-norm = 100 kg P₂O₅/ha</i>
	Limiet	Maximale aanwending ton/ha	Natrium- aanvoer kg/ha	Limiet	Maximale aanwending ton/ha	Natrium- aanvoer kg/ha
<i>RDM</i> ¹	N-norm	54	50	N-norm	37	34
<i>VDM</i> ¹	P-norm	22	29	P-norm	22	29
<i>Dunne fractie</i> ²	N-norm	40	53	N-norm	27	36
<i>Effluent</i> ³	N-norm	368	412	N-norm	250	280

¹Hierbij wordt uitgegaan van de gemiddelde samenstelling van runderdrijfmest en varkensdrijfmest op basis van recente ontleding op de Bodemkundige Dienst van België.

²Hiervoor wordt de gemiddelde samenstelling genomen van de dunne fractie na scheiding dmv een centrifuge zoals berekend in Deel 2 van het eindrapport.

³Hiervoor werd de samenstelling van een effluent na biologie genomen uit Deel 2 van het eindrapport (mestverwerkingsinstallatie 7 op het tweede staalnametijdstip).

1.1.2.3 Chloor

Functies in de plant

Chloor is een essentieel element dat gewoonlijk in vrij hoge concentraties voorkomt in bodems hoewel er een lage behoefte is voor optimale groei. Het zou optreden in enkele enzymatische reacties, maar de voornaamste functie is waarschijnlijk die als osmoticum.

Chloor is in staat om in grote mate NO_3^- te vervangen. Verder kan chloor een aantal fysiologische afwijkingen aan wortels en bladeren onderdrukken (Xu en Kafkafi, 2002).

Er zijn bovendien een aantal gewassen bekend met een hoge Cl^- behoefte: o.a. de Palmaceae (waaronder kokospalm en oliepalm), kiwi (*Actinidia deliciosa*), suikerbiet, tarwe en gerst hebben veel Cl^- nodig om tot behoorlijke opbrengsten te komen (Xu en Kafkafi, 2002)

Toxiciteit en competitie

Bij al te hoge inwendige concentraties kan de kieming echter uitblijven, zoals dat werd vastgesteld bij gerst (Thomson, 1985). Het gaat hier niet om een osmotisch effect, maar om een toxisch effect, aangezien de kieming blijvend geïnhibeerd is, en zelfs aanwezig blijft na een 'normale' imbibitie. Accumulatie van Cl^- werd ook vastgesteld bij bonen (Hsiao, 1985). Bij de meer gevoelige bonen stelde men al na twee dagen een toxisch effect vast bij hoge NaCl -condities. Zelfs na het uitspoelen van het zout uit de bodem werden de fysiologische functies niet volledig hersteld. Dergelijke specifieke Cl^- -toxiciteit werd onder meer ook vastgesteld bij verschillende (fruit)bomen en bij druiven (Richards, 1954).

Bij gebruik van water in de bloemen-, bomen-, vaste planten en fruitteelt moet het chloridegehalte in het water beneden de 150 à 250 mg Cl^-/l blijven, zoniet treedt wortel- en bladschade op. Spruiten en aardappelen kunnen schade oplopen bij gebruik van water met 350 à 400 mg Cl^-/l (Anonymus, 2003). De aardappel is een chloorgevoelige teelt. Chloorbeschadiging uit zich door het ombuigen van de bladranden in de lengterichting. Ernstige chloorschade resulteert in een verminderde loofproductie, het vroeger afsterven van het loof en in een lagere knolopbrengst. Om een belangrijke opbrengstreductie door chloorschade te vermijden, wordt bij de bemesting in de lente de totale chlooraanvoer best beperkt tot maximaal 75 kg Cl^-/ha op zandgronden en tot 150 kg Cl^-/ha in leemgronden. Opbrengstdaling door chloorschade treedt immers sneller op in zandgronden (Bries *et al.*, 1995). Ook maïs is vrij gevoelig aan chloor.

Hieronder wordt indicatief aangegeven wat de aanvoer is van chloride indien men de huidige bemestingsnormen voor stikstof en fosfor bij maïs zou opvullen met verschillende soorten organische mesten (varkensdrijfmest, dunne fractie van varkensdrijfmest na scheiding, effluent van varkensdrijfmest na biologische behandeling).

Tabel 1.7: Chloride-aanvoer via verschillende dierlijke mestsoorten bij maximale aanwending op maïspcelen binnen de MAP-normen in algemeen gebied en de zones 'Water'

	<i>Algemeen gebied</i>			<i>Zone Water</i>		
	<i>N-norm = 250 kg N/ha</i>			<i>N-norm = 170 kg N/ha</i>		
	<i>P-norm = 100 kg P₂O₅/ha</i>			<i>P-norm = 100 kg P₂O₅/ha</i>		
	Limiet	Maximale aanwending ton/ha	Chloride- aanvoer kg/ha	Limiet	Maximale aanwending ton/ha	Chloride- aanvoer kg/ha
<i>VDM¹</i>	P-norm	22	58	P-norm	22	58
<i>Dunne fractie²</i>	N-norm	40	104	N-norm	27	70
<i>Effluent³</i>	N-norm	368	626	N-norm	250	425

¹Hierbij wordt uitgegaan van de gemiddelde samenstelling van varkensdrijfmest op basis van recente ontledingen op de Bodemkundige Dienst van België, het gemiddelde chloridegehalte van varkensdrijfmest werd bekomen uit de resultaten van de 11 opgevolgde installaties uit hoofdstuk 2.

²Hiervoor wordt de gemiddelde samenstelling genomen van de dunne fractie na scheiding dmv een centrifuge zoals berekend in Deel 2 van het eindrapport. Het gemiddelde chloridegehalte van de dunne fractie werd bekomen uit de resultaten van de 11 opgevolgde installaties.

³Hiervoor werd de samenstelling van een effluent na biologie genomen uit Deel 2 van het eindrapport (mestverwerkingsinstallatie 7 op het tweede staalnametijdstip)

1.2 Het gebruik van resteffluënten: bodemkundige effecten

Het is belangrijk om in deze context niet enkel te kijken naar de directe gevolgen voor de planten en de gewasopbrengst, maar ook de gevolgen voor de omgeving in rekening te brengen. De opbouw van een zekere zoutconcentratie en de aanwezigheid van bepaalde ionen kan immers ook gevolgen hebben voor de bodem waarin het gewas groeit, en zo later zijn weerslag hebben op de groei van de gewassen. We bekijken hier zowel het proces van verzilting en ontzilting van de bodem en de invloed van een hoge zoutconcentratie op de bodemchemische processen, de structuur van de bodem en de microbiologische activiteit in de bodem. Naast een verhoogde zoutconcentratie kan veelvuldig gebruik van hoge dosissen effluënten ook andere gevolgen hebben voor de bodem. Enerzijds beschouwen we het langetermijneffect op de bodemorganische stof door aanbreng van humusarme bemesting en anderzijds bekijken we in welke mate bepaalde minerale elementen (in dit geval voornamelijk kalium) in de bodem accumuleren bij veelvuldig gebruik van hoge dosissen resteffluënten.

1.2.1 Verzilting en ontzilting van de bodem bij toediening van resteffluënten rijk aan zouten

Bij langdurige toediening van hoge dosissen resteffluent, welke rijk zijn aan zouten, kan de bodem geleidelijk aan verzouten. Afhankelijk van hoe gemakkelijk het effluent in de grond dringt, zal het zoutgehalte in de bodem bovenaan of dieper in de bodem het hoogst zijn. De snelheid van verzilting hangt af van de zoutconcentratie in het effluent en de karakteristieken van de bodem. Bij een goede afwatering van het perceel zal er door de

natuurlijke werking van het regenwater opnieuw een ontzilting van het bodemprofiel plaatsvinden (Zuur, 1946). De snelheid van de ontzilting wordt in de eerste plaats bepaald door de hoeveelheid regen en het tijdstip van de regens. Ontzilting door zomerregens treedt niet gemakkelijk op aangezien het grootste deel van deze neerslag verdampt. Enkel op zandgronden zal er met sterke zomerregens doorspoeling van de zouten optreden en dan nog moet gewaarschuwd worden tegen overschatting. De ontzilting wordt dus voornamelijk teweeggebracht door de winterregens. Voor een efficiënte ontzilting is een goede ontwatering van de bodem vereist. Bij zoute gronden is de bovenlaag van de bodem echter vaak verslemp (vooral bij de zwaardere bodems), zodat het regenwater op de bodem blijft staan of bovengronds afstroomt en zodoende de ontzilting wordt afgeremd. Uit het voorgaande blijkt dat zandgronden sneller ontzilten dan kleigronden. Bovendien zakt het regenwater bij zandgronden weg via een groter aantal poriën dan bij kleigronden, waar de waterbeweging hoofdzakelijk langs enkele scheuren en wortelgangen plaats vindt. Het contact tussen het zout en het regenwater is bij zandgronden daardoor intensiever dan bij zwaardere gronden.

Naast de neerwaartse beweging van het regenwater die het zout uit de bovenste bovenlagen verwijdert naar diepere lagen kan er tijdens de zomermaanden echter ook een opwaartse waterbeweging in de bodem optreden (i.e. capillaire opstijging). Dit opstijgende water voert zouten mee naar de bovenste bodemlagen van het bodemprofiel.

1.2.2 De invloed van resteffluënten op de structuur van de bodem

Men kan de bodem bekijken als een evenwichtstoestand tussen een vaste fase, een vloeibare fase en een gasfase, die elk een bijdrage hebben in de goede groei van de gewassen. De mineralen, organische colloïden en kleideeltjes maken de vaste fase van de bodem uit, water met opgeloste ionen (de bodemoplossing) de vloeibare en de met lucht gevulde poriën zijn de gasfase.

De vaste fase zorgt voor een goede bodemstructuur, waarbij de fijnere fracties met een groot contactoppervlak belangrijk zijn voor de sorptie en beschikbaarheid van ionen voor de plant. Deze laatste eigenschap vat men gewoonlijk in het begrip kation uitwisselingscapaciteit (Cation Exchange Capacity, CEC). Gronden met een hoge CEC kunnen nutriënten beter vasthouden, ze langer beschikbaar stellen voor de plant, en kennen een verminderde uitspoeling. Zware kleigronden bijvoorbeeld hebben een beduidend hogere CEC dan lichte zandgrond: dit is te wijten aan een groot negatief geladen contactoppervlak van de kleipartikels.

Men kan stellen dat het grootste gedeelte van dit contactoppervlak bezet is met tweewaardige ionen, vnl. Ca^{2+} (en in mindere mate magnesium). Deze Ca-aggregaten zijn

niet oplosbaar (geflocculeerd), poreus en groot, zodat ze niet door het bodemskelet kunnen vloeien. Als nu echter bevoeid wordt met kali- en natriumrijk water zullen er uitwisselingsreacties plaatsvinden aan de kleimineralen. De éénwaardige ionen Na^+ en K^+ zullen de plaatsen van Ca^{2+} en Mg^{2+} innemen. Vooral met Na^+ is dit niet zonder risico. Dit ion zal Ca^{2+} en Mg^{2+} verdrijven van de tussenlagen van de kleimineralen. Door de grote watermantel van het Na^+ -ion worden de kleideeltjes uit elkaar gedreven en gaan in oplossing (peptisatie). Vanaf een bezetting met 5% Na van de kleimineralen spreekt men van een natriumrisico (Domingo, 1944). De opgeloste kleimineralen vullen nu alle poriën in de bodemstructuur en men zegt dat de bodem verslemt: de structuur zakt in elkaar en de bodem voelt kleverig. Een verslechte bodem is slecht toegankelijk voor lucht en bij indrogen kunnen zich harde kluiten vormen. Dit zorgt voor een slechte aëratie en bemoeilijkt de opkomst van kiemplanten en de wortelgroei, wat de plantgroei uiteindelijk ernstig zal belemmeren. De bewerking van verslechte bodems verloopt ook moeizaam en er kan moeilijk een mooi zaaibed klaargelegd worden.

1.2.3 De evolutie van nutriënten in de bodem bij toediening van resteffluenten

De toediening van dunne fractie op akker- en grasland zal vermoedelijk geen problemen opleveren naar aanrijking van nutriënten in de bodem. Het gebruik van dunne fractie wordt namelijk wettelijk gelimiteerd door de bemestingsnormen in het MAP, waardoor er geen overmatige aanvoer van nutriënten is. De toedieningsdosissen van effluent na biologie zijn veel minder gelimiteerd door de bemestingsnormen van het MAP, gezien de zeer lage stikstof- en fosforgehaltes. De invloed van deze resteffluenten op de stikstof- en fosforconcentratie zal als gevolg van de lage waarden klein zijn, net zoals de invloed op het calcium- en magnesiumgehalte. Het effect op de kalitoestand daarentegen kan aanzienlijk zijn door de grote aanvoer van kalium bij hogere dosissen resteffluent (het resteffluent heeft nog een hoog kaligehalte). De invloed op de natrium- en chloridetoestand van de bodem kan ook groot zijn, doch omwille van het grote landbouwkundige belang beperken we ons hier tot de evolutie van het kaliumgehalte in de bodem bij toediening van grote hoeveelheden resteffluent.

Kalium is in de bodem aanwezig in 3 fracties, als structureel element van het kleimineraal, kalium geadsorbeerd in uitwisselbare vorm aan bodemdeeltjes en kalium in de bodemoplossing. Kalium in de bodemoplossing heeft slechts een zeer beperkt aandeel in de totale kaliumbodemvoorraad, maar het is uit deze pool dat de plant gemakkelijk kalium kan opnemen voor de groei. Het kleigehalte van de bodem is zeer belangrijk voor de fixatie van kalium, maar heeft ook een groot belang bij de mobiliteit van kalium.

Wanneer een kaliumbemesting wordt toegediend aan een kleirijke bodem, kunnen grote hoeveelheden hiervan gefixeerd worden tussen en aan de kleimineralen en bijgevolg onbeschikbaar worden voor de plant. De verschillende kleimineralen adsorberen ook uitwisselbare kalium op bindingsplaatsen met verschillende selectiviteit. Deze kalium zal m.a.w. wel of niet gemakkelijk uitgewisseld worden met andere kationen uit de bodemoplossing. Het gedrag van kalium in de bodem is dus sterk afhankelijk van het gehalte en soort klei in de bodem.

De Bodemkundige Dienst van België heeft voor elk nutriënt 7 klassen opgesteld ter beoordeling van de geanalyseerde waarde in functie van de textuur. Deze klassen zijn zeer laag, laag, tamelijk laag, normaal, tamelijk hoog, hoog en zeer hoog. De klasse normaal komt overeen met de streefzone, die de optimale toestand van een parameter weergeeft waar mits beredeneerde bemesting economisch optimale resultaten kunnen worden behaald. In onderstaande tabellen 1.8 en 1.9 worden de beoordelingsklassen voor kalium voor akkerbouw en weiland in een vereenvoudigde vorm weergegeven.

Tabel 1.8: Beoordeling van het kaliumgehalte voor akkerbouw in functie van de textuurklasse (geldig bij een schijnbaar soortelijk gewicht van de grond van 1.3)

<i>Beoordeling</i>	<i>mg K per 100g droge grond (A.L.-extract)</i>	<i>mg K per 100g droge grond (A.L.-extract)</i>	<i>mg K per 100g droge grond (A.L.-extract)</i>
	<i>zand</i>	<i>zand en zandleem</i>	<i>polders</i>
zeer laag	< 5	< 6	< 8
laag	5-8	6-10	8-12
tamelijk laag	9-11	11-13	13-15
normaal	12-18	14-20	16-25
tamelijk hoog	19-30	21-35	26-40
hoog	31-50	36-60	41-70
zeer hoog	> 50	> 60	> 70

Tabel 1.9: Beoordeling van het kaliumgehalte voor weiland in functie van de textuurklasse (geldig bij een schijnbaar soortelijk gewicht van de grond van 1.06)

<i>Beoordeling</i>	<i>mg K per 100g droge grond (A.L.-extract)</i>	<i>mg K per 100g droge grond (A.L.-extract)</i>
	<i>alle gronden behalve polders</i>	<i>polders</i>
zeer laag	< 4	< 7
laag	4-6	7-11
tamelijk laag	7-11	12-19
normaal	12-20	20-28
tamelijk hoog	21-28	29-36
hoog	29-45	37-50
zeer hoog	> 45	> 50

In het verleden heeft de Bodemkundige Dienst van België verschillende proeven opgevolgd waarbij het langetermijneffect van een kaliumbemesting op de evolutie van de kalitoestand van de bodem werd nagegaan.

Voor het onderzoek 'P- en K-balans voor akkerbouwteelten op een meerjarig proefveld te Ath' werd in Ath gedurende 23 jaar, van 1965 tot 1987 een proefveld opgevolgd. De bodem van het proefperceel was een goed gedraineerde leembodem zonder profielontwikkeling. De vruchtafwisseling bestond tot 1968 uit verschillende granen en vanaf 1968 uit granen, aardappelen en suikerbieten. De K₂O-bemesting (0, 120, 240, 360 en 480 kg K₂O/ha) werd gecombineerd met 5 stikstofbemestingstrappen en 5 fosforbemestingstrappen. Alle bemestingen werden onder minerale vorm toegediend. De K-balansen worden voor verschillende objecten weergegeven in Tabel 1.10 (Pauwelyn, 1995).

Tabel 1.10: K-balansen en K-evolutie in de bodem (0-23 cm) op het meerjarig proefveld te Ath gedurende de periode 1965-1987

<i>Object</i>	<i>Tot. aanvoer 1965-1987 kg K/ha (kg K/ha.jaar)</i>	<i>Tot. afvoer 1965-1987 kg K/ha (kg K/ha.jaar)</i>	<i>K-balans 1965-1987 kg K/ha (kg K/ha.jaar)</i>	<i>K-gehalte einde proef mg K/100 g</i>	<i>Evolutie K 1965-1987 kg K/ha</i>	<i>Evolutie K 1965-1987 kg K/ha.jaar</i>
<i>N2P2K0</i>	0 (0)	1852 (81)	-1852 (-81)	7	- 96	- 4,2
<i>N2P2K1</i>	2257 (98)	3359 (146)	-1102 (-48)	8	- 67	- 2,9
<i>N2P2K2</i>	4515 (196)	4204 (183)	311 (14)	13	+ 78	+ 3,4
<i>N2P2K3</i>	4952 (215)	3862 (168)	1090 (47)	17	+ 194	+ 8,4
<i>N2P2K4</i>	6346 (276)	4051 (176)	2295 (100)	22	+ 339	+ 14,7

Vanaf het bemestingsniveau K2 (240 kg K₂O/ha) was er een overschot op de K-balans. Dit zorgde voor een toename van het K-gehalte in de bodem. Oorspronkelijk was het K-gehalte in de bodem 10,3 mg K/100g. De K-gehalten bij het einde van de proef worden weergegeven in Tabel 1.10, evenals de evolutie van het K-gehalte in kg K/ha over de totale proefperiode en op jaarbasis. Hieruit blijkt dat bij overmatige kaliumbemesting (K3 en K4) het kaliumgehalte in de bodem jaarlijks toeneemt met 8 tot 15 kg K per ha, wat kan leiden tot onevenwichten met andere nutriënten in de bodem. Uit deze tabel blijkt voorts dat er ondanks de grote tekorten op de K-balansen bij objecten K0 en K1, er toch een relatief kleine daling is in de beschikbare K-pool gemeten in het ammoniumlactaat extract. Dit houdt in dat deze oplosbare K-pool systematisch werd aangevuld vanuit de andere K-fracties in de bodem, die niet gemeten worden met het ammoniumlactaatextract.

Van 1972 tot 1976 werd een vergelijkende studie uitgevoerd rond bemesting met drijfmest enerzijds en minerale N P K-meststoffen anderzijds op een meerjarig proefveld te Reppel (Boon en De Venter, 1976). Het betrof hier een permanente graasweide op een matig droge lemige zandgrond met diepe antropogene A-horizont. De bemesting op het proefperceel bestond uit verschillende dosissen runderdrijfmest, 1 dosis varkens- en kippendrijfmest en verschillende minerale N P K-behandelingen. Deze minerale bemestingen bestonden uit de combinatie van 3 K-bemestingstrappen (0, 80 en 160 kg K₂O/ha) met 3 N-bemestingstrappen en 3 P-bemestingstrappen. Er werd tevens voorzien in behandelingen die via minerale bemesting evenveel voedingsstoffen aanbrachten dan via de dierlijke mesten het geval was (DR1 min en DV min). De K-balansen en K-evolutie in de bodem worden voor een aantal objecten weergegeven in Tabel 1.11.

Tabel 1.11: K-balansen en K-evolutie in de bodem (0-5 cm) op het meerjarig proefveld te Reppel gedurende de periode 1972-1976

<i>Object</i>	<i>Tot. aanvoer*</i> <i>1972-1976</i> <i>kg K/ha</i> <i>(kg K/ha.jaar)</i>	<i>Tot. afvoer</i> <i>1972-1976</i> <i>kg K/ha</i> <i>(kg K/ha.jaar)</i>	<i>K-balans</i> <i>1972-1976</i> <i>kg K/ha</i> <i>(kg K/ha.jaar)</i>	<i>K-gehalte</i> <i>einde proef</i> <i>mg K/100 g</i>	<i>Evolutie K</i> <i>1972-1976</i> <i>kg K/ha</i>	<i>Evolutie K</i> <i>1972-1976</i> <i>kg K/ha.jaar</i>
DR1	1768 (354)	1355 (271)	413 (83)	87	372	74
DR2	2706 (541)	1693 (339)	1013 (203)			
DR3	3836 (767)	1862 (372)	1975 (395)	150	750	150
DV	1286 (257)	1285 (257)	1 (0)	47	132	26
N2P2K0	1033 (207)	1542 (308)	-509 (-102)	25	0	0
N2P2K1	1407 (281)	1727 (345)	-320 (-64)			
N2P2K2	1722 (344)	1760 (352)	-37 (-7)	30	30	6
DR1 min	1840 (368)	1494 (299)	346 (69)	51	156	31
DV min	1428 (286)	1556 (311)	-129 (-26)			

*De totale aanvoer bestaat uit de aanvoer via bemesting en de aanvoer via faeces en urine van de dieren (graasweide). De totale aanvoer bij DR1 min en DV min verschilt licht van de aanvoer bij DR1 en DV door de hogere aanvoer via de dierlijke uitwerpselen bij DR1 min en DV min.

De objecten met toediening van runderdrijfmest en het equivalent met minerale meststoffen vertonen allemaal een duidelijk positieve K-balans, wat resulteert in hoge K-gehalten in de bodem op het einde van de proef. Op deze objecten werden dan ook grote hoeveelheden kalium toegediend (tussen 400 en 900 kg K₂O/ha). Het object met varkensdrijfmest of het equivalent ervan in minerale meststoffen resulteerde in vrijwel evenwichtige K-balansen. Toch was het kaligehalte in de bodem op het einde van de proef gestegen ten opzichte van het K-gehalte bij aanvang van de proef (25 mg K/ha). Bij de minerale objecten met K-bemestingen van 0 tot 160 kg K₂O/ha.jaar was de K-balans

duidelijk negatief bij de 2 laagste dosissen en min of meer in evenwicht bij de hoogste K-bemesting. Toch bleef het K-gehalte in de bodem gelijk (K0) of steeg het zelfs nog licht (K2) ten opzichte van het oorspronkelijk gehalte in de bodem. Deze vrij hoge K-gehalten in de bodem ten opzichte van de resultaten van de K-balansen zijn te wijten aan de droogte in het laatste proefjaar 1976. Hierdoor vond er een door de droogte veroorzaakte kali-aanrijking uit de onderliggende grondlagen plaats of werd er door de droogte een hoeveelheid kali vrijgemaakt uit het bodemcomplex. Uit de studie bleek dat de kalitoestand in de bodem niet enkel wijzigt onder invloed van de verschillende behandelingen, maar ook in functie van de tijd, onder meer door bovenstaande processen. De resultaten in deze studie geven tevens aan dat de kalibemesting niet enkel de bovenste bodemlaag beïnvloedt, maar in dit geval tot een diepte van ongeveer 60 cm duidelijke effecten veroorzaakte.

In het meerjarige proefveld te Kagevinne werd van 1986 tot 1996 de invloed van N P K-bemesting op de bodemvruchtbaarheid en de productie van akkerbouwteelten nagegaan. De bodem wordt geklassificeerd als een matig droge lemige zandgrond. De vruchtafwisseling bestond uit de volgende gewassen: aardappelen, wintertarwe, suikerbieten, wintergerst, witloof en maïs. Drie kalidosissen, vier stikstofdosissen en twee magnesiumdosissen werden gecombineerd over 15 behandelingen. De omvang van de dosissen was afhankelijk van het gewas. Alle behandelingen werden gerealiseerd met minerale meststoffen. In 1993 werd er wel 25 ton varkensdrijfmest toegediend over de hele proef. De K-balansen en K-evolutie in de bodem worden voor een aantal objecten weergegeven in Tabel 1.12 (Moubax, 1997).

Tabel 1.12: K-balansen en K-evolutie in de bodem (0-23 cm) op het meerjarig proefveld te Kagevinne gedurende de periode 1986-1996

<i>Object</i>	<i>Tot. aanvoer</i> <i>1986-1996</i> <i>kg K/ha</i> <i>(kg K/ha.jaar)</i>	<i>Tot. afvoer</i> <i>1986-1996</i> <i>kg K/ha</i> <i>(kg K/ha.jaar)</i>	<i>K-balans</i> <i>1986-1996</i> <i>kg K/ha</i> <i>(kgK/ha.jaar)</i>	<i>K-gehalte</i> <i>einde proef</i> <i>mg K/100 g</i>	<i>Evolutie K</i> <i>1986-1996</i> <i>kg K/ha</i>	<i>Evolutie K</i> <i>1986-1996</i> <i>kg K/ha.jaar</i>
K0	108 (10)	1187 (108)	- 1079 (98)	8,4	- 247	- 22,5
K1	1536 (140)	1315 (120)	+ 221 (20)	14,7	- 68	- 6,2
K2	2930 (266)	1499 (136)	+ 1431 (130)	25,2	234	+ 21,3

De kaliumbalans is negatief op het K0-bemestingsniveau, ze wordt positief vanaf het K1-bemestingsniveau en er is een duidelijk overschot op het K2-bemestingsniveau. Enkel het kaliumoverschot bij de K2-behandelingen zorgde voor een duidelijke toename van het K-gehalte in de bodem. Oorspronkelijk was het K-gehalte in de bodem 17 mg K/100g. Het

kaliumtekort bij de K₀-behandelingen bedroeg gemiddeld 98 kg K/ha.jaar, terwijl de afname van het kaliumgehalte in de bodem (gemeten in het ammoniumlactaatextract) slechts 22,5 kg K/ha.jaar bedroeg. De kaliumfractie gemeten in het AL-extract werd dus gedurende de proefperiode met 75,5 kg K/ha.jaar aangevuld vanuit de kaliumbodemreserve.

1.2.4 Invloed van de toediening van zoutrijke resteffluenten op de microbiële activiteit in de bodem

De aanwezige micro-organismen in de bodem spelen een essentiële rol voor de plant. Zij breken organische componenten af en stellen gradueel nutriënten vrij in anorganische vorm, waardoor zij beschikbaar worden voor de plant. Micro-organismen blijken meer zouttolerant dan hogere planten, en in het bereik dat haalbaar is voor de meeste planten dienen geen negatieve effecten verwacht te worden. Bovendien kunnen de micro-organismen zich snel aanpassen, en wordt het zeer kleine negatieve effect van het aanwezige Na⁺ al snel teniet gedaan (Firestone, 1985).

Uit verscheidene onderzoeken komt dan ook naar voor dat de processen van N-mineralisatie en nitrificatie (door *Nitrosomonas* en *Nitrobacter*) slechts weinig beïnvloed worden door het zoutgehalte, bij concentraties die voor planten verdraagbaar zijn (Rolston *et al.*, 1985; Broadbent, 1985; Firestone, 1985). Legt men extremere condities aan, dan bekomt men zelfs een positieve invloed van hoge zoutconcentraties op de N-mineralisatie: tot een stijging met 35% als de Na-concentratie verhoogt van 6,4% Na⁺ naar 48,3% Na⁺ (Broadbent, 1985). Ook de denitrificatie ligt hoger bij verhoogde zoutwaarden. Voor de nitrificatie noteert men initieel echter een daling in snelheid, maar dit effect vermindert als de omstandigheden langer worden aangehouden. Bovendien is het effect minder groot bij nitrificeerders afkomstig uit zoute bodems dan bij organismen die zoetere omstandigheden gewoon waren (Firestone, 1985). Het lijkt er dus op dat micro-organismen zich relatief vlot aanpassen aan concentratieverhogingen in hun milieu.

Algemeen kan men stellen dat de bodemorganismen meer zouttolerant zijn dan de hogere planten (en dus alle landbouwgewassen). Enkel bij zeer extreme waarden worden negatieve effecten en inhibitie waargenomen voor sommige processen.

1.2.5 Invloed van de toediening van resteffluenten op de bodemorganische stof

Het gehalte aan organische stof (humus) in de bodem bepaalt in belangrijke mate de bodemvruchtbaarheid. Organische stof heeft namelijk een rechtstreekse invloed op de fysische en chemische eigenschappen van de grond, alsook op de microbiële activiteit in

de bodem. Regelmatige toediening van organisch materiaal aan de bodem bevordert de bodemstructuur (de bodemaggregaten worden stabiel), wat de verluchting van de grond verbetert en de kans op verslemping van de bodem doet afnemen. De organische stof zorgt tevens voor een verhoging van het waterbergend vermogen van de grond, wat vooral van belang is op lichtere gronden. Naar bemesting toe staat het effect van de organische stof op het sorptievermogen van de grond (verhoging van de kationenadsorptie) centraal, wat vooral op de lichtere gronden een belangrijke invloed op de bodemvruchtbaarheid heeft. Bovendien is de organische stofvoorraad in de bodem een reserve van plantenvoedingsstoffen, die na verloop van tijd geleidelijk vrijkomt.

In Vlaanderen is het organisch stofgehalte de laatste decennia afgenomen. De bodemstalen die door de Bodemkundige Dienst van België gedurende de periode 1996-1999 geanalyseerd werden, geven aan dat 50 à 60 % van de weidepercelen in de Vlaamse Zandstreek en de Kempen een koolstofgehalte lager dan normaal hebben en hetzelfde geldt voor 20 à 30 % van de weidepercelen in de Zandleemstreek, de Leemstreek en de Polders. Van de Vlaamse akkerbouwpercelen heeft 20 à 40 % een koolstofgehalte lager dan normaal. Het is dus van groot belang het gehalte aan organische stof in de bodem op peil te houden of te verbeteren door toediening van organisch materiaal (dierlijke mest, GFT-compost, ...). Varkens- en runderdrijfmest hebben eerder lage organische stofgehalten en zijn dus niet zo geschikt voor de opbouw van organische stof op lange termijn. Varkensdrijfmest bevat gemiddeld 54 kg organische stof per 1000 liter, runderdrijfmest gemiddeld 63 kg organische stof per 1000 liter (op basis van recente ontleding van de Bodemkundige Dienst van België). In Figuur 1.2 wordt weergegeven wat het effect is van de toediening van uitsluitend varkensdrijfmest (volgens de MAP-normen) gedurende 25 jaar op het koolstofgehalte van een zandbodem bij de teelt van maïs (Verlinden, 2002). De simulatie werd uitgevoerd door middel van het CAA-expertmodel (Vanongeval *et al.*, 1995). Uit deze figuur blijkt dat gedurende 25 jaar het koolstofgehalte daalt van het midden van de streefzone voor het koolstofgehalte voor zandbodems tot onder deze optimale streefzone. De resteffluenten afkomstig van verwerking van de drijfmesten bevatten nog veel lagere gehalten aan organische stof. De dunne fractie na scheiding van varkensdrijfmest bevat gemiddeld nog 34 kg organische stof per 1000 liter en het effluent na biologie nog slechts 3 à 8 kg organische stof per 1000 liter. Indien men deze resteffluenten inpast in de bemesting moet men zich bewust zijn van de beperkte aanvoer van organische stof en de effecten hiervan op langere termijn.



Figuur 1.2: Evolutie van het percentage koolstof in een zandbodem gedurende 25 jaar bij toediening van uitsluitend varkensdrijfmest aan monocultuur maïs (Verlinden, 2002).

1.3 Het gebruik van resteffluënten: milieukundige aspecten

1.3.1 Uitspoeling van zouten bij toediening van resteffluënten

Zowel chloride, kalium, natrium en nitraat zijn mobiel in de bodem en dus uitspoelingsgevoelig. Bij overmatige toediening van deze elementen kan er een aanrijking van het oppervlakte- en grondwater optreden. Voor elk van deze parameters is er een maximaal toelaatbare concentratie vastgelegd in water dat bestemd is voor menselijke consumptie. Ook de geleidbaarheid van het water, als parameter voor de totale aanwezigheid van ionen in water, is genormeerd. De grens voor de basiskwaliteit van het oppervlaktewater en voor oppervlaktewater bestemd voor drinkwaterproductie is 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (immissiebesluit van de Vlaamse Executieve van 21/10/1987, gewijzigd bij Besluit van de Vlaamse Regering van 01/06/1995 en 19/01/2001). Teneinde de EC van resteffluënten afkomstig van mestverwerking te kunnen plaatsen in een ruimer geheel, worden hieronder de EC-waarden (bij 20 °C) van enkele watertypes weergegeven:

EC regenwater = +/- 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$

EC zeewater = +/- 35000 $\mu\text{S}/\text{cm}$

EC Dijle (Leuven) in 2003 = +/- 660 $\mu\text{S}/\text{cm}$

De Moor en De Breuck (1969) hebben een beoordeling van de kwaliteit van grondwater opgemaakt op basis van de geleidbaarheid.

Tabel 1.13: Kwaliteitsbeoordeling van water op grond van zijn geleidbaarheid (De Moor en De Breuck, 1969)

Geleidbaarheid $\mu\text{S/cm}$ bij 20°C	Kwalitatieve beoordeling
< 200	zeer zoet
200-400	zoet
400-800	matig zoet
800-1600	zwak zoet
1600-3200	matig brak
3200-6400	brak
6400-12800	zeer brak
12800-25600	matig zout
25600-38400	zout

Uitspoeling van chloride

Het negatief geladen chloride-ion is uitermate uitspoelingsgevoelig en interageert praktisch niet met het bodemcomplex. De chloridenorm voor de basiskwaliteit van het oppervlaktewater en voor oppervlaktewater bestemd voor drinkwaterproductie is 200 mg Cl/l (zoals vastgelegd door het immissiebesluit van de Vlaamse Executieve van 21/10/1987, gewijzigd bij Besluit van de Vlaamse Regering van 01/06/1995 en 19/01/2001). Deze norm geldt ook in Nederland voor het oppervlaktewater. Daarnaast hanteert men in Nederland een limietwaarde van 100 mg Cl/l in grondwater. De Europese richtwaarde voor chloride in water bestemd voor de menselijke consumptie bedraagt 25 mg Cl/l. Voor verschillende natuurdoeltypen ligt de zouttolerantie lager dan de huidige gehanteerde normen. Het Centrum voor Landbouw en Milieu in Nederland heeft de normen indicatief omgerekend naar maximale chloridegift in kg/ha, rekening houdend met de grondwaterstand en de watertoevoer naar oppervlakte- en grondwater. Bij gemiddelde hoogste grondwaterstanden van 0 tot 80 cm diepte kan de maximale zoutgift 600 kg Cl/ha bedragen zonder de norm voor het oppervlaktewater te overschrijden. Bij grondwaterstanden vanaf 40 cm diepte kan de maximale zoutgift 300 kg Cl/ha bedragen zonder de norm voor het grondwater te overschrijden. Om de specifieke natuurdoeltypen te beschermen liggen de maximale zoutgiftten veel lager (van 30 tot 360 kg Cl/ha) (van Well *et al.*, 2002).

Uitspoeling van kalium

Hoewel positief geladen is het éénwaardige kalium ook uitspoelingsgevoelig. Vooral tijdens de winterperiode moet hiermee rekening gehouden worden. Kalium zal vooral uitspoelen op lichtere gronden bij hoge kaligehaltes, maar ook het bodemgebruik speelt een rol. Nateelten of groenbemesters zullen de uitspoeling tijdens de winter danig verminderen. De Bodemkundige Dienst van België ontwikkelde voor haar bemestingsadviesstelsel een module voor de berekening van kaliumuitspoeling tijdens de winterperiode (van 1 oktober tot 31 maart). Deze module berekent de kaliumuitspoeling aan de hand van het gemeten kaligehalte in de bodem, de teelt en het aantal dagen tussen de staalnamedatum en 1 april (max. 182). De uitspoelingsformule treedt in werking vanaf de kaligrenswaarde voor uitspoeling per grondsoort. De uitspoelingsformule voor zandgronden bij een kaligehalte hoger dan 10 mg/100g grond wordt hieronder weergegeven:

$$\text{K-uitspoeling} = K - ((K - 10) \times (D/182) \times 0.5 \times TF)$$

waarbij D = het aantal dagen tussen staalnamedatum en 1 april (max. 182)

TF = teeltfactor, afhankelijk van de aard van de teelt. Voor klassieke lenteteelten is deze factor 1; voor nateelten is deze factor 0 (er is geen uitspoeling).

K = gemeten kaligehalte in het bodemstaal

Volgens deze formule zal het kali-gehalte boven 10 mg K/100g in een onbegroeide bodem halveren gedurende de winterperiode, terwijl er geen uitspoeling zal optreden indien er een groenbemester groeit op het perceel.

Volgens de Belgische (KB 15/03/1989) en Europese (80/778/EEG) drinkwaternorm mag het kaliumgehalte in water bestemd voor de drinkwaterproductie maximaal 12 mg K/liter bedragen. De Europese richtwaarde (80/778/EEG) bedraagt 10 mg K/liter. In 1992 heeft de Wereld Gezondheidsorganisatie een herziening uitgevoerd van de drinkwaternormen (Revision of the WHO Guidelines for Drinking Water Quality; Report of the final task group meeting; Geneva, Switzerland, 21-25 september 1992) waarbij voorgesteld werd om de parameter kalium weg te laten. De organisatie EUREAU stelt in haar document "Updated comments on the Revision of the Drinking Water Quality Directive 80/778, 1993" over kalium: "... can be omitted without any effect on the water quality or protection of the consumer" en ook: "... the parameter has no relevance to water quality to the consumer and can be removed from the Directive." (Baert *et al.*, 1997). Deze aanbevelingen werden echter tot nu toe nog niet officieel doorgevoerd in de drinkwaternormen.

Uit het grondwaterkwaliteitsrapport van de provincie Antwerpen (1995) blijkt dat er een aantal putten in de Kempen een verhoogde EC hebben (Anonymus, 1995). Dit blijkt voor een aantal gemeentes samen te gaan met verhoogde kalium- en chloridegehalten in het grondwater. In deze gebieden worden ook hogere concentraties aan nitraat gemeten zodat er een link kan gelegd worden met de hogere bemestingsdruk in deze gemeentes. Ook in Limburg kan de verhoogde geleidbaarheid (600-700 $\mu\text{S}/\text{cm}$) gemeten in het ondiep grondwater in de noordoostelijke hoek van de provincie gekoppeld worden aan sterk verhoogde kalium- en stikstofconcentraties (Van Dormael *et al.*, 1993). In dit gebied treft men heterogene grinden en zanden (pleistocene terrasafzettingen) aan die zeer doorlatend zijn, wat het gebied zeer gevoelig maakt voor grondwaterverontreiniging.

Uitspoeling van natrium

De natriumconcentratie in natuurlijke waters kan sterk variëren doordat natriumzouten zeer goed oplosbaar zijn en het natriumgehalte doorgaans niet beperkt wordt door het oplosbaarheidsproduct van een zout. Volgens de Belgische (KB 15/03/1989) en Europese (80/778/EEG) drinkwaternorm mag het natriumgehalte in water bestemd voor de drinkwaterproductie maximaal 150 mg Na^+ /liter bedragen. De Europese richtwaarde (80/778/EEG) bedraagt 20 mg Na^+ /liter.

Uitspoeling van nitraat

Zoals algemeen bekend is nitraat zeer uitspoelingsgevoelig. De Europese Unie tracht de belasting van het milieu met nitraat te beperken door de uitvaardiging van de Nitraatrichtlijn (91/676/EEC). Deze norm verplicht elke Europese lidstaat maatregelen te nemen om 'de watervervuiling uit agrarische bronnen te reduceren en verdere vervuiling te voorkomen'. De maximaal toelaatbare nitraatconcentratie in grond- en oppervlaktewater bedraagt 50 mg NO_3/l . Om te voldoen aan deze normen werd in Vlaanderen het Mestactieplan afgekondigd. Het gebruik van resteffluenten afkomstig van mestverwerking moet uiteraard ook voldoen aan de normen die in het MAP vastgelegd werden voor dierlijke meststoffen. Het gebruik van dunne fractie wordt gelimiteerd door de N-norm, terwijl de aanvoer van stikstof en fosfor bij verantwoord gebruik van effluent na biologie steeds veel lager zal liggen dan de N- en P_2O_5 -norm. Op het gebied van nitraatuitspoeling worden met andere woorden geen bijkomende problemen verwacht bij gebruik van resteffluenten in de bemesting.

1.3.2 Ammoniakvervluchtiging bij toediening van resteffluenten

Ammoniakvervluchtiging bij toediening van dierlijke mest hangt af van vele factoren, zoals bodem- en klimaatsomstandigheden, mestsamenstelling, toedieningstechniek en de bodembedekking (Pollet *et al.*, 1996). De factoren bodem- en klimaatsomstandigheden en bodembedekking wijzigen niet wanneer er in plaats van drijfmest dunne fractie of effluent na biologie wordt uitgereden. De mestsamenstelling en de toedieningstechniek kunnen echter wel wijzigen. Binnen de mestsamenstelling zijn vooral het stikstofgehalte, het evenwicht ammonium-ammoniak, de pH en het droge stofgehalte belangrijke karakteristieken die de ammoniakemissie beïnvloeden (van der Hoek, 1994, Pollet *et al.*, 1996). De ammoniumconcentratie en de pH van de mest beïnvloeden de hoeveelheid ammoniak die kan vervluchtigen. Hoe hoger beide factoren, hoe meer ammoniak zal vervluchtigen. Het droge stofgehalte van de mest is belangrijk voor de mogelijke ammoniakvervluchtiging aangezien deze parameter de infiltratie van de mest in de bodem beïnvloedt. Hoe hoger het droge stofgehalte van de mest, hoe minder snel de mest infiltreert in de bodem en hoe hoger de ammoniumconcentratie is aan het bodemoppervlak. Bovendien blijft meer verdunde mest minder aan de planten kleven (Pain, 1988).

Varkendrijfmest bevat gemiddeld 83 kg/1000 l droge stof, 7,8 kg/1000 l totale stikstof, 4,5 kg/1000 l minerale stikstof en heeft een pH van gemiddeld 7,9. De minerale stikstof komt bijna uitsluitend voor onder vorm van ammonium. Dunne fractie bevat gemiddeld 34 kg/1000 l droge stof, 6,2 kg/1000 l totale stikstof, 3,9 kg/1000 l minerale stikstof en heeft een pH van gemiddeld 8,0. De minerale stikstof komt eveneens bijna uitsluitend voor onder vorm van ammonium (resultaten afkomstig uit Deel 2 van het eindrapport, gemiddelde samenstelling van dunne fractie na scheiding door middel van een centrifuge). De grootste wijziging in de beïnvloedende parameters voor ammoniakvervluchtiging is de verlaging van het droge stofgehalte in de dunne fractie ten opzichte van de ruwe drijfmest. Doch deze wijziging is niet voldoende om voor de dunne fractie van de mest een andere toedieningsstrategie te volgen dan voor de ruwe mest. Dunne fractie dient dus net zoals de ruwe drijfmest op emissiearme wijze te worden toegediend. De huidig beschikbare resultaten omtrent de samenstelling van effluent na biologie tonen aan dat deze effluenten gemiddeld 15 kg/1000 l droge stof, minder dan 0,8 kg/1000 l totale stikstof en minder dan 0,7 kg/1000 l minerale stikstof bevatten. De pH is gemiddeld 8,0. De samenstelling van de minerale stikstof is niet eenduidig. Soms bevatten de effluenten meer ammonium dan nitraat, in andere gevallen bevatten ze meer nitraat dan ammonium (resultaten afkomstig van Deel 2 van het eindrapport). Omwille van de specifieke eigenschappen van effluenten na biologie krijgen zij een aparte behandelingen in de mestwetgeving. Effluenten van be-

of verwerking van dierlijke mest met laag gehalte aan ammoniakale stikstof ($N < 1$ kg/1000 kg of liter) moeten niet worden ingewerkt, mits hiervoor een attest van de Mestbank werd bekomen.

Uiteraard spelen ook de toegediende dosissen een rol in de hoeveelheid ammoniakvervluchtiging. Hoewel algemeen gesteld wordt dat het vervluchtigingspercentage kleiner is naarmate de mestgift toeneemt (Swerts *et al.* 1992), zal de totale vervluchtiging bij hogere mestgiften groter zijn. Volgens de bemestingsnormen van het Mestdecreet kunnen de dosissen effluent na biologie veel hoger liggen dan de drijfmestdosissen.

1.3.3 Aanrijking van zware metalen bij toediening van resteffluenten

Eventuele aanrijking met zware metalen is vooral te verwachten voor de metalen koper en zink. Varkensdrijfmest bevat traditioneel grotere hoeveelheden koper en zink omdat deze elementen ook in grote hoeveelheden in het voeder aanwezig zijn. In Deel 2 van het eindrapport van deze studie werden voor een aantal ruwe mesten en hun bijhorende resteffluenten de hoeveelheid aan zware metalen gemeten. De metalen arseen, cadmium, lood en kwik lagen voor alle fracties steeds op een laag niveau. De gehalten aan koper en zink variëren zeer sterk in de ruwe mesten. Uit de resultaten blijkt voorts dat de hoeveelheid koper en zink die aanwezig is in de ruwe mest bij een gewone fysische scheiding grotendeels teruggevonden wordt in de dunne fractie. Net zoals bij de ruwe mesten is er hier echter ook een grote variatie tussen de verschillende dunne fracties. Door de gewijzigde samenstelling van de dunne fracties kan er binnen de MAP-bemestingsnormen gemiddeld tweemaal zo veel dunne fractie als ruwe varkensdrijfmest worden toegediend, zodat de aanvoer van koper en zink bij deze dosissen het hoogst zal liggen voor de dunne fractie. Het effluent na biologie daarentegen bevat veel lagere concentraties aan koper en zink. Zelfs bij hoge dosissen (b.v. 100 ton/ha) worden via het effluent na biologie nog veel lagere hoeveelheden koper en zink aangevoerd dan bij normaal gebruik van ruwe varkensdrijfmest (b.v. 20 ton/ha). Een aanrijking van koper en zink in de bodem kan zich voordoen bij het veelvuldig gebruik van maximale dosissen dunne fractie en deze aanrijking is grotendeels afhankelijk van de inhoud van de dunne fractie en de opname door de gewassen. Bij het gebruik van effluent na biologie zal een aanrijking zich veel minder voordoen.

2 **Andere studies omtrent het gebruik van resteffluenten in de landbouw**

In Nederland werd in 2002 het rapport 'Mestbewerking: Vormen zouten een risico?' voorgelegd. Hierin wordt door het Centrum voor Landbouw en Milieu door middel van een quickscan nagegaan of massale aanwending van bepaalde mestverwerkingsproducten kan leiden tot zoutschade. In het onderzoek werden de nutriëntengehaltes van enkele beschikbare stalen van resteffluenten op twee manieren doorgelicht: op consequenties van aanwending van de maximaal wettelijke toegestane hoeveelheden en op consequenties van aanwending zoals dat nu volgens de gebruikers van de producten gebeurt.

De conclusie van het Centrum voor Landbouw en Milieu is dat de landbouwkundige beperkingen ervoor zullen zorgen dat er niet op grote schaal zoveel resteffluent zal worden aangewend dat de hoeveelheid zouten hierin de milieumaxima overschrijdt. Toch blijkt met name de chloridenorm voor grond- en oppervlaktewater wel overschreden te kunnen worden bij maximale toediening van resteffluenten.

Er dient opgemerkt te worden dat deze Nederlandse studie werd uitgevoerd op basis van een zeer beperkt aantal resteffluentontledingen en dat er geen proefveldwerking was opgenomen in de studie.

3 Literatuurlijst

- Anonymus, 1995. Grondwaterkwaliteit Antwerpen. Uitgave van AMINAL en Provinciebestuur Antwerpen. 112p + bijlagen.
- Anonymus, 2003. Verzilting verontrust veel boeren. Boerderij 88, nr. 46, 19 augustus 2003.
- Ayers, R.S. & Westcot, D.W., 1994. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper 29 Rev. 1, Reprinted 1989, 1994, Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, 1985.
- Baert, R., Loontjens, R. & Devos, M. 1997. Kalium- en nitraatproblemen in het captatiegebied van het drinkwaterproductiecentrum 'De Blankaart', West-Vlaanderen. Water 93: 47-50.
- Bierhuizen, J.F. & Ploegman C., 1967. Zouttolerantie van tomaten. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen Universiteit.
- Boon, R. & De Venter, J. 1976. Vergelijkende studie over bemesting met drijfmest enerzijds en scheikundige N P K-meststoffen anderzijds. Verslag van de meerjarige proef op graasweide te Reppel. Bodemkundige Dienst van België. 125 p.
- Bries, J., Vandendriessche, H. & Geypens, M., 1995. Basisbemesting in de aardappelteelt. In: Bemesting en berekening van aardappelen in functie van opbrengst en kwaliteit. Ed. J. Bries, H. Vandendriessche, M. Geypens. IWONL-publicatie. p67-92.
- Broadbent F.E., 1985. Influence of salinity and sodicity on transformations of N, S and P in soils. Kearny Foundation Five-Year Report 1980-1985, Special publication 3315, Agricultural Experimental Station, University of California.
- De Moor, G. & De Breuck, W. 1969. De freatische waters in het oostelijk kustgebied en in de Vlaamse Vallei: Natuurwetenschappelijk Tijdschrift, 51, 3-68.
- Devitt, D.A. & Stolzy, L.H., 1985. Plant Response to Na⁺, K⁺ and K⁺/Na⁺ Ratios under Saline Conditions. Kearny Foundation Five-Year Report 1980-1985, Special Publication 3315, Agricultural Experimental Station, University of California.
- Domingo, W.R., 1944. Basenhuishouding en gipsbemesting van geïnundeerde gronden. Voordrachten over Zoute Gronden, 1944.
- Firestone, M.K., 1985. Microbial Nutrient Transformations in Saline Soils and Adaptation of Micro-organisms to Soil Salinity. Kearny Foundation Five-Year Report 1980-1985, Special Publication 3315, Agricultural Experimental Station, University of California.
- Geypens, M., Boon, W. & De Wijngaert, K., 1989. BEMEX: programma en handleiding. Interne publicatie Bodemkundige Dienst van België.
- Hsiao, T.C. 1985. Additive and Interactive Effects of Soil Salinity and Water Regimes on Crop-Growth Responses and Osmoregulation. Kearny Foundation Five-Year Report 1980-1985, Special Publication 3315, Agricultural Experimental Station, University of California.

-
- Huffaker, R.C. & Rains, D.W. 1985. N-use Efficiency as Influenced by S-assimilation in Barley Exposed to Salinity. Kearny Foundation Five-Year Report 1980-1985, Special Publication 3315, Agricultural Experimental Station, University of California.
 - Lauchli, A. & Epstein, E. 1985. Cereal-Crop Response to Chloride and Sulfate Salinity and Interaction with Root Aeration. Kearny Foundation Five-Year Report 1980-1985, Special Publication 3315, Agricultural Experimental Station, University of California.
 - Maas, E.V. 1985. Crop tolerance to saline sprinkling water. *Plant and Soil* 89, 273-284.
 - Maas, E.V. & Hoffman, G.J. 1977. Crop salt tolerance-current assessment. *J. irrig.Drainage Div. ASCE* 103 (IR2), 115-134.
 - Moubax, I. 1997. Invloed van N-, K-, Mg-bemesting op bodemvruchtbaarheid en productie van akkerbouwteelten op een meerjarig proefveld te Kaggevinne. Eindverhandeling Bio-Ingenieur, Katholieke Universiteit Leuven. 85p + bijlagen.
 - Pain, B.F. 1988. Ammonia losses during and following the application of slurry to land. Paper presented at COST/FAO workshop 'Safe and efficient slurry utilisation'. Liebefeld/Bern, 19-21 June 1988. Geciteerd door Swerts et al. 1992.
 - Pauwelyn, J. 1995. P-en K-balans voor akkerbouwteelten op een meerjarig proefveld te Ath. Eindverhandeling Bio-Ingenieur, Katholieke Universiteit Leuven. 106p + bijlagen.
 - Pollet, I., Van Langenhove, H. & Christiaens, J. 1996. Onderzoeks- en ontwikkelingsovereenkomst inzake de NH₃-emissies door de landbouw, theoretische onderbouw en verantwoording van de berekeningen (deel 1). Onderzoek in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij uitgevoerd door de Universiteit Gent. 193p.
 - Rendig, V.V. & Broadbent, F.E. 1985. Plant Physiological Responses to Interactions between Salt and Water Stress and N-utilization. Kearny Foundation Five-Year Report 1980-1985, Special Publication 3315, Agricultural Experimental Station, University of California.
 - Richards, L.A., Allison, L.E., Bernstein, L., Bower, C.A., Brown, J.W., Fireman, M., Hatcher, J.T., Hayward, H.E., Pearson, G.A., Reeve, R.C., Wilcox, L.V., 1954. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. *Agriculture Handbook n°60*, February 1954, United States Department of Agriculture.
 - Rolston, D.E., Biggar, J.W., Miller, R.J., Nielens, D.R. & Broadbent, F.E. 1985. Crop Responses to Temporally and Spatially Variable Soil-Salinity Profiles. Kearny Foundation Five-Year Report 1980-1985, Special Publication 3315, Agricultural Experimental Station, University of California.
 - Sluysmans, C.M.J. 1962. Magnesium- en Kaliumbehoefte van Gras in Afhankelijkheid van Bodem- en andere Factoren. *Tijdschr. Diergeneesk.*, deel 87, afl. 8, 1962.
 - Swerts, M., Dendooven, L., Merckx, R. & Vlassak, K. 1992. Description du processus et implications pour la gestion de l'exploitation. *Landbouwtijdschrift*, 45 (2), 265-275.

-
- Terry, N. & Waldron, L.J. 1985. Salinity Responses of Crop Plants in Terms of Leaf Expansion and Photosynthesis. Kearny Foundation Five-Year Report 1980-1985, Special Publication 3315, Agricultural Experimental Station, University of California.
 - Thomson, W.W. 1985. Membrane Organization and Function in Seed Germination and Salinity. Kearny Foundation Five-Year Report 1980-1985, Special Publication 3315, Agricultural Experimental Station, University of California.
 - Van der Hoek, K.W. 1994. Berekeningsmethodiek ammoniakemissie in Nederland voor de jaren 1990, 1991 en 1992. RIVM-rapport Nr. 773004003. Bilthoven, 51p.
 - Van Dormael, C, Van Doninck, L. Van Damme, M. 1993. Grondwaterkwaliteit in Limburg. Water 70: 75-82.
 - van Well, E.A.P., Kool, A., Boer, M. & van der Hulst, W.H.M., 2002. Mestbewerking, vormen zouten een risico ?, Centrum voor Landbouw en Milieu, Utrecht. 52 p.
 - Vandenbosch, T., Philipsen, B., Janssen, S., Huybrechts, M., Wera, G., van den Pol-van Dasselaar, A., Alblas, J. & Grashoff, K., 2000. Droogtetolerantie van landbouwgewassen in het Benelux Middengebied. Watermanagement Benelux Middengebied, 108 p.
 - Vanongeval, L, Hendrickx, G. & Geypens, M. 1995. Modelleren van de evolutie van het organisch stofgehalte op lange termijn. In: Landbouwkundige en milieugerichte functies van de organische stof in de bodem. Comité voor Onderzoek van de Organische Stof in de Bodem. Eds. M. Geypens en J.P. Honnay. IWONL, Brussel. 167p.
 - Verlinden, G. 2002. Invloed van het bemestingsschema op de evolutie van het organisch stofgehalte in de bodem. Studie door de Bodemkundige Dienst van België in opdracht van Vlaco vzw. 103p.
 - Xu, G. & Kafkafi, U. 2002. Chlorine. In: Encyclopedia of Soil Science. Ed. Rattan Lai, 1450p. pp.152-156.
 - Zuur, A.J. 1946. Het zoutgehalte en de ontzilting van geïnundeerde gronden. In: Voordrachten over zoute gronden. Directie van de Wieringermeer, Zwolle. pp.4-45.