

ICW Nota 1939
januari 1989

NN31545.1939

BIBLIOTHEEK STARINGGEBOUW



nota

— instituut voor cultuurtechniek en waterhuishouding, wageningen —

DE STIKSTOFBALANS VAN HET SLOOTKANTMILIEU
IN EEN VEENWEIDEGEBIED

Lauran van Oers



0000 0334 2223

Nota's van het Instituut zijn in principe interne communicatie-
middelen, 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

F 2 1989 15.8

ISn 488303*

de stikstofbalans
van het slootkantmilieu
in een veenweidegebied

een modelmatige benadering van
aan- en afvoer van stikstof
in het slootkantmilieu
bij verschraling en bij bemesting
met slootschoningsmateriaal in
een terrasvormig en steil talud

Lauran van Oers
Centrum voor Milieukunde
Rijksuniversiteit Leiden
September 1988

dagelijkse begeleiding door drs. Th.C.P. Melman
achtergrond begeleiding door drs. R.H. Kemmers

niets uit dit verslag mag worden overgenomen zonder
voorafgaand overleg met Th.C.P. Melman en R.H. Kemmers,
de begeleiders van het onderzoek

VOORWOORD

Dit verslag is het resultaat van mijn doctoraalonderzoek aan het Centrum voor Milieukunde (CML) te Leiden. Het onderzoek maakt deel uit van een promotie project, uitgevoerd door Dick Melman. De algemene vraagstelling van dit project luidt; Wat zijn de mogelijkheden om natuurwaarde van slootkanten in agrarisch gebruikte graslanden duurzaam te behouden en/of te vergroten?

Gedurende een belangrijke periode van het doctoraalonderzoek is er nauw samengewerkt met het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding (ICW) te Wageningen. Op dit instituut zijn computer simulatie modellen in ontwikkeling (WATBAL en ANIMO) die in dit onderzoek zijn toegepast om de water- en stikstofhuishouding in de bodem van het slootkantmilieu door te rekenen. De verslaggeving van dit onderzoek is dan ook verschenen als CML doctoraalverslag en als ICW nota.

De in dit verslag weergegeven getalwaarden zijn waarden zoals die in de modellen zijn ingevoerd en zoals ze er zijn uitgerold. Computers kunnen doorrekenen tot ver achter de komma. Het betreft hier echter een schijn nauwkeurigheid. Zowel de invoer van minder nauwkeurige waarden als ook het gebruik van mathematische modellen als benadering voor de werkelijkheid nopen ertoe de resultaten uit de modellen als benaderingen te beschouwen. Toch is uit het oogpunt van de contoleerbaarheid gekozen voor het weergeven van niet afgeronde getallen, daar dit het gemak waarmee de waarden teruggevonden kunnen worden in de in- en uitvoer van modellen vergroot.

Een "monsterproductie" als deze is niet het werk van mij alleen geweest. Een aantal mensen moeten hierbij dan ook worden vermeld. Rolf Kemmers en Joop Kroes wil ik hierbij bedanken voor de hulp die zij gegeven hebben bij het toepassen van de modellen en voor hun begeleiding, waardoor ik een beter begrip heb gekregen van de water- en stikstofhuishouding in de bodem, fundamenteel in dit verslag. Arie Booman is zeer hulpvaardig en geduldig geweest in de periode waarin ik zijn laboratorium "onveilig" heb gemaakt. De boeren van Eijk en van de Bunt zijn bereid geweest de diverse onderzoekers op hun bedrijven toe te laten. Marijke Ross ben ik dankbaar voor haar hulp tijdens het veldwerk en voor haar strijdbaarheid, waardoor we samen de stier van onze lijven hebben weten te houden. Daarnaast heeft zij ook zorg gedragen om mijn overnachtingen in Wageningen te verwezeli-jken. Haar afdelingsgenoten worden bedankt voor de opvang die nodig was na de uren turen naar het scherm van de computer, als het maar niet wilde lukken. Kees en Joke de Jong ben ik dankbaar voor hun gastvrijheid en het beschikbaar stellen van een lekker warm bed. De stier, ondanks zijn aanwezigheid is er toch een goed einde gekomen aan dit verhaal, ben ik dankbaar voor zijn niet al te grote doordrammerigheid. En dat hij van nu af aan de slootkant kan vrijwaren van obscure figuren. Frans Klein, Rolf Kemmers en Dick Melman hebben het concept verslag van deskundig commentaar voorzien. Als laatste wil ik dan nog Dick Melman noemen. Het is niet altijd even makkelijk geweest, maar toch hebben we het tot een goed einde gebracht (leest u maar !). Ik ben hem zeer dankbaar voor de enthousiaste, dagelijkse begeleiding en inzet die het mogelijk hebben gemaakt dit verslag tot ieders tevredenheid af te ronden.

Lauran van Oers

SAMENVATTING

Ten gevolge van de toenemende intensivering in de veehouderij is de natuurwaarde van de vegetatie in het veenweidegebied sterk gedaald. Voor het behoud van deze natuurwaarde lijken slootkanten evenwel een goed aanknopingspunt te bieden. Op het Centrum voor Milieukunde te Leiden (CML) vindt momenteel een experimenteel onderzoek plaats, waarin onder meer wordt onderzocht wat de effecten zijn van veranderingen in inrichting en beheer van de slootkanten op de natuurwaarde van de vegetatie. De samenstelling en soortenrijkdom van de vegetatie lijkt in belangrijke mate bepaald te worden door de voedselrijkdom (vooral stikstofrijkdom) in het slootkantmilieu. Hierbij geldt dat bij een afnemende beschikbaarheid van voedingsstoffen voor de plantengroei, het soortenaantal groter wordt en de natuurwaarde hoger.

Eén van de knelpunten bij het genoemde experimentele onderzoek is het gebrek aan inzicht in de ontwikkeling van de voedselrijkdom op de lange termijn. In dit doctoraalonderzoek wordt met behulp van simulatie modellen getracht een dergelijk lange termijn beeld te verkrijgen. De effecten op de stikstofbeschikbaarheid berekend voor de verschillende inrichtings- en beheersvormen van de slootkanten kunnen worden vergeleken. Dit kan uiteindelijk behulpzaam zijn bij het optimaliseren van het natuurvriendelijk slootkantbeheer. Deze door simulatie verkregen gegevens omtrent het abiotische milieu kunnen een goede aanvulling vormen op de biotische data uit vegetatie-opnamen.

Het modelonderzoek is toegespitst op twee factoren; de taludvorm en de depositie van slootschoningsmateriaal. Voor zowel geterasseerde taluds als ook gangbare steile taluds is de beschikbare hoeveelheid stikstof berekend voor een beheer waarbij geen, en een beheer waarbij wel slootschoningsmateriaal in de slootkant wordt gedeponerd. Overigens is uitgegaan van onbemeste, niet beweide slootkanten.

De berekeningen zijn uitgevoerd met behulp van het model ANIMO dat momenteel in ontwikkeling is op het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding (ICW). Dit mathematische model is onder andere in staat voor een bodemlaag de aan- en afvoer alsmede beschikbaarheid van stikstof voor de vegetatie te berekenen. De waterhuishouding in de bodem speelt een basale rol in dit model. Voor de simulatie van de grondwaterstand en aan- en afvoer van water is gebruik gemaakt van een model (WATBAL) dat aan ANIMO gekoppeld kan worden. Deze modellen zijn in principe opgesteld voor het perceel, maar blijken met enige aanpassing ook toepasbaar voor het slootkantmilieu. De modellen bieden de mogelijkheid verschillende beheersvormen van de slootkant, zoals bemesting met kunst- en drijfmest, beweiding en depositie van slootschoningsmateriaal, door te rekenen. Ook kan de hoogte van het maaiveld ten opzichte van het freatische grondwaterniveau worden gedefinieerd, waardoor ook de inrichting van het slootkantmilieu in de berekeningen kan worden meegenomen.

Met behulp van de modellen is de aan- en afvoer van minerale stikstof in de wortelzone (15 cm) van het slootkantmilieu berekend. Het vrijkomen van minerale stikstof wordt in het terrastalud in geringe mate beperkt door de onder zuurstofarme omstandigheden beperkte mineralisatie en nitrificatie. Op de lange termijn (± 20 jaar), zonder depositie van slootschoningsmateriaal bedraagt de aanvoer in de wortelzone jaarlijks 105 kg N-NO₃/ha in het terrastalud en 109 kg N-NO₃/ha in het steile talud. In slootkanten waarop wel slootschoningsmateriaal wordt gedeponerd is deze

aanvoer jaarlijks 270 kg N-NO₃/ha in het terrastalud en 316 kg N-NO₃/ha in het steile talud (gemiddelde uit tabel 10).

Zijn de aanvoer verschillen tussen de beide inrichtingsvormen beperkt, de hoeveelheid minerale stikstof die uiteindelijk kan worden opgenomen door de vegetatie verschilt wel sterk. Deze beschikbare hoeveelheid is namelijk beperkt door uitspoeling en door het microbiële denitrificatieproces dat vooral optreedt in het terrastalud. Zo is in het terrastalud 50 % van het aangevoerde minerale stikstof opneembaar door de vegetatie tegenover 70 à 80 % in het steile talud.

Uitgaande van de opname van stikstof door de vegetatie is met behulp van eenvoudige lineaire regressie de productie geschat (blz. 56 en tabel 13). Tenslotte is als globale indicatie van de effecten voor de natuurwaarde van de vegetatie de geschatte productie doorgerekend naar het aantal soorten. Hierbij is gebruik gemaakt van een voor graslanden gevonden negatief lineair verband tussen productie en soortenrijkdom (blz 55).

Uit de uitkomsten blijkt het terrastalud op de lange termijn goede mogelijkheden te bieden om de natuurwaarde van de vegetatie in het veenweidegebied te behouden en/of te ontwikkelen. De natuurwaarde van de vegetatie is hoog zowel zonder als ook met depositie van slootschoningsmateriaal. De hoge natuurwaarde in het terrastalud zonder slootschoningsmateriaal is bepaald door het voorkomen van zeldzame soorten (de productie is zo laag (< 4 ton) dat de soortenrijkdom wellicht afneemt bij een productie daling, maar de natuurwaarde stijgt door het wellicht voorkomen van zeldzame vochtminnende voedselarme soorten).

De natuurwaarde in het terrastalud met slootschoningsmateriaal is bepaald door een hoge soortenrijkdom (30 soorten per opname). Hierbij moet worden opgemerkt dat in het model geen rekening gehouden is met het ophogen van het terrastalud als gevolg van het deponeren van het slootschoningsmateriaal. Door het ophogen zou het zuurstofgebrek van de wortellaag kunnen afnemen. De stikstofbeschikbaarheid in het oorspronkelijk vochtige zuurstofarme terrastalud zou daarmee kunnen toenemen waardoor de natuurwaarde van de vegetatie wellicht lager komt te liggen dan nu is voorspeld.

Ook het steile talud zonder depositie van slootschoningsmateriaal lijkt op de lange termijn in staat een vegetatie te ontwikkelen met een hoge soortenrijkdom (30 soorten per opname). Wanneer hier echter slootschoningsmateriaal wordt gedeponerd daalt het aantal soorten sterk. Op de lange termijn bedraagt het aantal soorten ongeveer 24 per opname (gemiddelde uit tabel 13).

De gebruikte modellen bieden in principe de mogelijkheid om na te gaan in hoeverre het slootkantmilieu een zelfstandig milieu is met een beperkte invloed van het beheer in de aangrenzende percelen en sloten. In een bedrijfsmatig gebruikt gebied is deze onafhankelijkheid cruciaal zowel bij de ruimtelijke verweving van de productie- en natuurbehoudsfunctie in het veenweidegebied als ook bij het inrichten van slootkanten als elementen van een ecologische infrastructuur. Kennis omtrent de zelfstandigheid van het slootkantmilieu is zeer relevant. In dit doctoraalonderzoek is deze onafhankelijkheid niet bestudeerd. Het voornemen is hierin een vervolgonderzoek wel aandacht aan te besteden.

INHOUD

A VOORWOORD

B SAMENVATTING

1 INLEIDING

2 DOELSTELLING

3 THEORETISCHE BESCHOUWING OVER WATER- EN STIKSTOFHUISHOUDING

3.1 inleiding

3.2 de vormen waarin stikstof in de bodem voorkomt

3.3 de stikstof-balans en relevante bodemprocessen

3.4 de invloed van de omgeving op transformatie- en transportprocessen

3.4-1 beïnvloedende factoren op transformatieprocessen

3.4-2 beïnvloedende factoren op transportprocessen

4 DE STIKSTOFBALANS VOOR HET SLOOTKANTMILIEU

4.1 inleiding

4.2 de aan- en afvoer van stikstof in het slootkantmilieu

5 VRAAGSTELLINGEN

6 METHODEN

6.1 een modelmatige benadering van de stikstofbalans

6.2 karakterisering van de gebruikte modellen "WATBAL" en "ANIMO"

6.3 opzet van het onderzoek

6.4 invoergegevens en het daarbij behorende veld- en laboratoriumonderzoek

6.4-1 veldonderzoek voor invoergegevens van het model "WATBAL"

6.4-2 onderzoek voor invoergegevens van het model "ANIMO"

6.4-3 de schematisatie van de inrichtings- en beheerssituatie van de slootkanten in object Driebruggen A t.b.v. de modelmatige benadering

7 RESULTATEN EN CONCLUSIES

7.1 inleiding

7.2 resultaten en conclusies van de waterhuishouding-simulatie

7.2-1 vergelijking van de berekende grondwaterstanden met behulp van in het veld gemeten waarden

7.2-2 een vergelijking tussen de periode '86/'87 en 1978

7.2-3 een vergelijking van de waterhuishouding tussen een terrasvormig en een steil talud (1978)

7.3 resultaten van de stikstofhuishouding-simulatie en conclusies

7.3-1 de verschrallings-jaarbalans van ammonium en nitraat

7.3-2 de slootschoningsdepositie-jaarbalans van ammonium en nitraat

7.3-3 vergelijking tussen het terras talud en het steile talud

7.3-4 vergelijking tussen de beheersvormen verschralling en depositie van slootschoningsmateriaal

7.3-5 de effectiviteit van de bemestende factor, de depositie van slootschoningsmateriaal

7.3-6 productie en soortenrijkdom van de vegetatie

7.3-7 algemeen samenvattende conclusies

8 DISKUSSIE

8.1 waterhuishouding

- 8.1-1 vergelijking van berekende en gemeten grondwaterstanden
- 8.1-2 een voorstel tot verandering van de schematisatie van de slootkant
- 8.1-3 de consequenties van de toegepaste schematisatie van de waterhuishouding voor de uitkomsten van het model ANIMO
- 8.1-4 de onvolledigheid van de door WATBAL gesimuleerde transportprocessen voor het slootkantmilieu

8.2 stikstofhuishouding

- 8.2-1 de controle van het model ANIMO voor vochtige veengronden
- 8.2-2 de bodemprocessen onder zuurstofarme omstandigheden in het vochtige slootkantmilieu
- 8.2-3 de opname van minerale stikstof door de plant onder zuurstofarme omstandigheden
- 8.2-4 andere aspecten die van invloed zijn op de samenstelling van de vegetatie
- 8.2-5 de volledige stikstofbalans als uiteindelijke doelstelling

9 MAATSCHAPPELIJKE DISKUSSIE

LITERATUUR

BIJLAGEN

1) INLEIDING

De veenweidegebieden van Nederland zijn uit het oogpunt van natuurbehoud van groot belang, zowel voor de vegetatie als voor vogels. De perceelsvegetatie in de landbouwgebieden is de laatste decennia echter achteruit gegaan. Zo is de soortenrijkdom op graslandpercelen gedaald en is een aantal soorten verdwenen. Ook de verschillen tussen de percelen als afspiegeling van verschillen in intensiteit van het landgebruik zijn afgenomen. De verarming van de vegetatie is hiermee zover voortgeschreden dat daaraan nog slechts een beperkte natuurwaarde kan worden toegekend (Melman et al, 1986).

De belangrijke oorzaak van de afname van de soortenrijkdom en de veranderingen in soortensamenstelling van de vegetatie is de intensivering van de bedrijfsvoering in de melkveehouderij. Hierbij gaat het om maatregelen zoals dieper ontwateren, vaker en voeger maaien, langer beweiden met meer vee, meer bemesten met zowel kunstmest als dierlijke mest e.d.

Het algemene beeld is dat bij een verhoging van de productie op de graslanden, de soortenrijkdom van de vegetatie afneemt door competitieve verdringing, waardoor slechts enkele snelgroeiende concurrentiekrachtige soorten overblijven (Grime, 1973 gerefereerd in Vermeer en Berendse, 1983). Veranderingen in het milieu ten behoeve van natuurbehoud noodzaken wellicht tot een sterke daling van de productie van de percelen. Dit zou een te grote schade betekenen voor de landbouwproductiefunctie en is niet reëel.

De slootkanten lijken echter een goed aanknopingspunt te bieden voor het behoud en de ontwikkeling van de natuurwaarde van de vegetatie in de veenweidegebieden en wel om de volgende redenen:

- a) De slootkanten hebben nog een hoge natuurwaarde in vergelijking tot de percelen. Er zijn echter ook hier aanwijzingen dat de laatste jaren een achteruitgang optreedt.
- b) Daarnaast lijkt het erop dat het slootkantmilieu een redelijk op zichzelf staand milieu is met maar een beperkte invloed (voor wat betreft de voedselrijkdom) van het beheer van de aangrenzende percelen en sloten.
- c) Tenslotte lijkt de slootkant van marginaal belang voor de bedrijfsvoering waardoor aanpassingen aan de inrichting en/of het beheer van de slootkanten, die uit het oogpunt van natuurbehoud gewenst zijn, relatief makkelijk geïntegreerd kunnen worden in de bedrijfsvoering, zonder dat dit tot grote schade leidt in de agrarische productie functie (Melman et al, 1986).

Voor de ontwikkeling van geschikte inrichtings- en beheersvormen moet bekend zijn door welke factoren de slootkantvegetatie wordt bepaald. Er zijn aanwijzingen dat de voedselrijkdom de meest bepalende factor is voor de slootkantvegetatie (Melman et al, 1986; Van Strien, 1986). Deze voedselrijkdom in slootkanten is waarschijnlijk vooral afhankelijk van de direct op de slootkant opgebrachte mest en slootbagger. Daarnaast speelt voor wat betreft de inrichting van de slootkant ook de grondwaterstand in het slootkantmilieu een grote rol, daar de vochttoestand van de bodem van grote invloed is op processen als mineralisatie en daarmee op de beschikbaarheid van nutriënten voor de vegetatie.

In het slootkantenonderzoek van het CML wordt op experimentele wijze onderzocht wat de effecten zijn van veranderingen in inrichting en beheer

van de slootkanten voor de samenstelling en natuurwaarde van de vegetatie. Daarbij wordt tevens nagegaan in hoeverre de getroffen maatregelen inpasbaar zijn in de bedrijfsvoering

Voor wat betreft de beheersvormen wordt o.a. onderzocht wat de effectiviteit is van het gericht "verschralen" van alleen de slootkanten, door deze te ontzien bij bemesting en door af te zien van de depositie van slootschoningsmateriaal op de slootkant.

Veranderingen in de inrichtingsvorm van slootkanten behelzen o.a. het aanleggen van terrastaluds, waardoor er vochtiger slootkantmilieus ontstaan (FIGUUR 1).



FIGUUR 1 SCHEMATISCHE DWARSDOORSNEDE DOOR TERRASTALUD ZOALS DIE IN HET EXPERIMENTELE SLOOTKANTONDERZOEK ZIJN AANGELEGD.
(naar Melman, 1987)

Voordat in hoofdstuk 5 wordt ingegaan op de vraagstellingen waartoe dit docteraalonderzoek zich beperkt, wordt eerst aandacht besteed aan de volgende punten.

In het kader van het op natuurbehoud en ontwikkeling gerichte onderzoek aan slootkanten wordt in hoofdstuk twee het doel geformuleerd van onderzoek aan de voedselrijkdom (in het bijzonder stikstofrijkdom) van het milieu. In hoofdstuk 3 worden de algemene processen behandeld die betrokken zijn bij de stikstofhuishouding van een milieu. Waarna in hoofdstuk 4 de aan- en afvoer van stikstof nader wordt uitgewerkt voor het slootkantmilieu.

2) DOELSTELLING

Om meer inzicht te verkrijgen in de rol die deze inrichtings- en beheersvormen spelen in de voedselrijkdom van het slootkantmilieu, kan het opstellen van een "nutriëntenbalans" dienstbaar zijn.

Onder een nutriëntenbalans wordt verstaan een overzicht van alle aan- en afvoercomponenten van (macro)nutriënten en hun onderlinge verhouding gerelateerd aan het totale nutriëntenaanbod. Met behulp van de balans is het mogelijk een hiërarchie op te stellen van bepalende componenten voor de voedselrijkdom in het slootkantmilieu. Samen met de nutriëntenbalans van het perceelmilieu kan deze kennis inzicht geven in de mate van onafhankelijkheid van de slootkant met betrekking tot het beheer van de sloot en het perceel, waaruit de haalbaarheid van op slootkanten gericht beheer is af te leiden. Daarnaast kan deze kennis leiden tot een optimalisatie van het slootkantgerichte beheer. Hierbij moet opgemerkt worden dat ook de inpasbaarheid in de landbouwkundige bedrijfsvoering als belangrijk criterium moet worden meegenomen in de uiteindelijke keuze van de inrichtings- en beheersvorm van de slootkant.

Met behulp van mathematische simulatiemodellen, gebaseerd op de processen van de stikstofhuishouding in de bodem, kan extrapolatie over de lange termijn plaatsvinden van de effecten van ingrepen in inrichting en beheer van het slootkantmilieu op de voedselrijkdom en daarmee op de soortenrijkdom van de vegetatie. In dit onderzoek is in nauwe samenwerking met het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding (ICW) gebruik gemaakt van het stikstof model ANIMO (Agricultural Nitrogen Model).

De drie nutriënten die de groei en productie van planten het meest beïnvloeden zijn de macro-nutriënten stikstof, fosfor en kalium. Omdat bij de graslandverzorging in het veenweidegebied de stikstofvoorziening de meeste aandacht heeft en daardoor ook over dit nutriënt het meest bekend is, zal dit onderzoek beperkt worden tot dit nutriënt. Het hoofddoel van dit onderzoek is het opstellen van een stikstofbalans van het slootkantmilieu.

3) THEORETISCHE BESCHOUWING VAN DE STIKSTOF- EN WATERHUISSHOUDING

3.1) inleiding

In dit hoofdstuk worden de vormen waarin stikstof in de bodem voorkomt behandeld, waarna een algemene stikstofbalans voor de bodem wordt opgesteld aan de hand van de relevante bodemprocessen die deel uitmaken van de "stikstofkringloop". Voor de samenstelling van het onderstaande hoofdstuk is de volgende literatuur geraadpleegd; Berghuijs - van Dijk (1985), Berghuijs - van Dijk et al (1985), Braat et al (1987), Brady (1984), Kemmers en Jansen (1985), Kemmers (1986), Krajenbrink (1982), Lebbink en Antonides (1987) en Stortenbeker en Berendse (1985).

3.2) de vormen waarin stikstof in de bodem voorkomt.

Stikstof in veenbodems heeft verschillende verschijningsvormen:

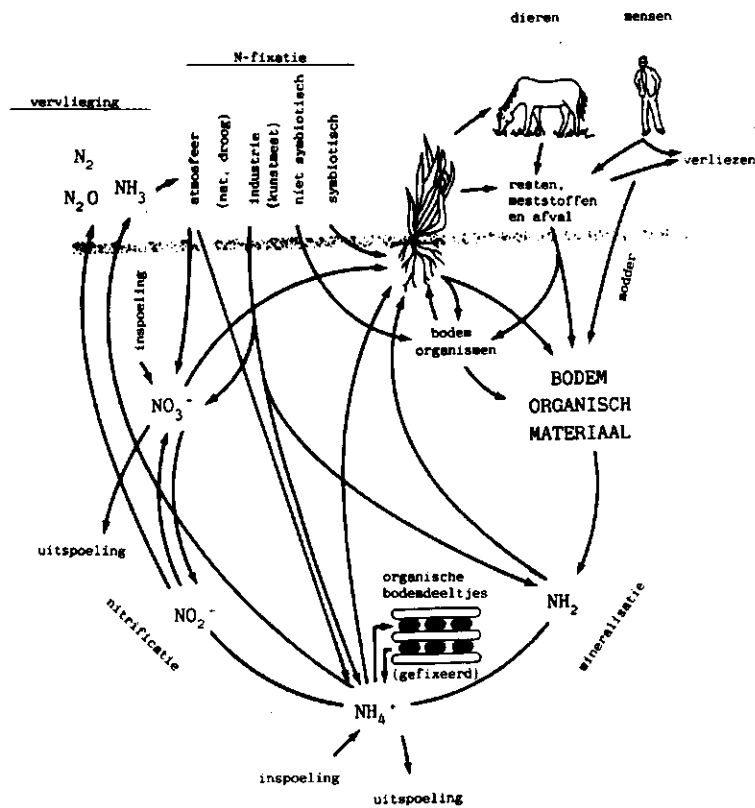
- a) ORGANISCHE STIKSTOF. De grootste hoeveelheid stikstof in de bodem is aanwezig in organische vorm. De hoeveelheid organisch materiaal in de bodem en het gehalte aan stikstof in het organische materiaal is afhankelijk van het type veen. Van dit organische stikstof komt per jaar slechts 2 tot 3 % vrij door mineralisatie.
- b) AMMONIUM- en NITRAAT-IONEN (NH_4^+ en NO_3^-) IN HET BODEMVOCHT. In deze vorm is stikstof direct opneembaar door de vegetatie. Slechts 1-2 % van de totale hoeveelheid in de bodem aanwezige stikstof is aanwezig in deze vorm.
- c) GEABSORBEERD AMMONIUM-ION, DAT UITWISSELBAAR IS
Ook deze aan het klei/humus complex gebonden vorm van stikstof is opneembaar door de vegetatie. Over de hoeveelheden die het hier betreft in veenbodems is nog niet veel bekend.
Brady (1984) noemt in zijn boek een organische fixatie van vrije stikstof, waarbij stikstof met het organische materiaal reageert. Deze vorm van fixatie kan in organische bodems grote omvang aannemen. Er is hierover nog weinig bekend (Brady, 1984; pp. 289).
- d) VRIJE GASVORMIGE STIKSTOF IN DE BODEMLUCHT (N_2 , N_2O , NH_3 e.d.).
Hogere planten kunnen deze vorm van stikstof niet opnemen, sommige bacteriën en blauwieren echter wel. Via symbiose tussen planten en bacteriën kan de gasvormige stikstof worden vastgelegd in planten. Via de niet symbiotische stikstofbinding wordt het gasvormige stikstof vastgelegd in het bodem organische materiaal, waarvan de bacteriën deel uitmaken.

Voor de samenstelling van de bodem, voor het in dit onderzoek verwerkte proefveld, wordt verwezen naar paragraaf 6.4-2 en bijlage 4.2^c.

3.3) de stikstof-balans de relevante bodem processen.

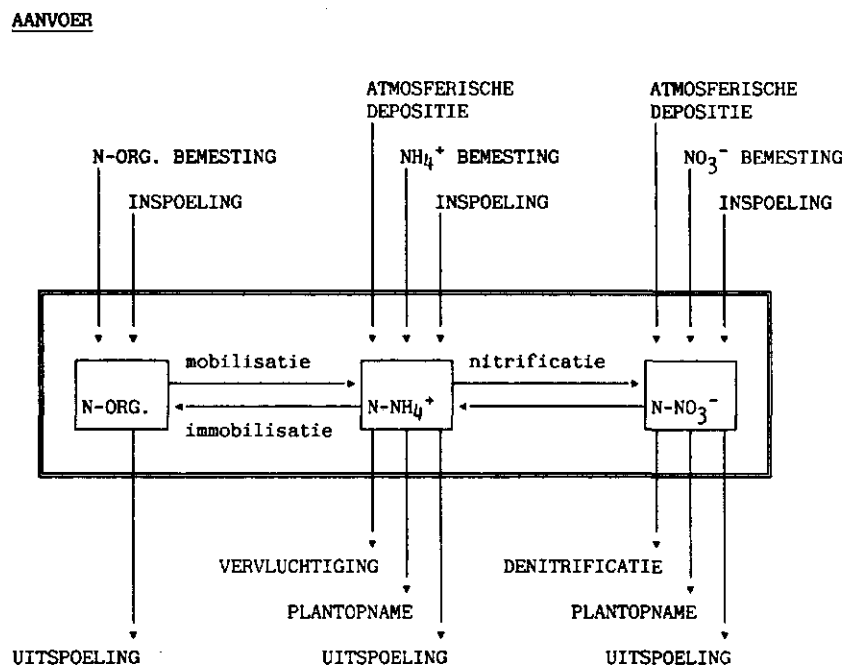
Voor de groei en de productie van planten is die stikstof van belang die zich in de bovenste zone van de bodem bevindt, de wortelzone (voor natte bodems bij een grondwaterstand van 0-30 cm-maaiveld is de wortelzone bijvoorbeeld 15 cm, mondelinge mededeling Jansen, ICW). In de wortelzone gaan de opname en het verlies van stikstof gepaard met een reeks van complexe transformaties, waarbij de hierboven genoemde vormen van stikstof in elkaar over kunnen gaan. Dit in elkaar grijpende systeem van biochemische reacties wordt ook wel aangeduid als de stikstof-kringloop (FIGUUR 2). Stikstof wordt in de kringloop ingevoerd als organische en

minerale meststof (drijfmest, kunstmest, planteresten), stikstof-ionen gedeponereerd uit de atmosfeer of aangevoerd met de infiltratie van water in de bodem en soms via planteresten als gasvormig stikstof gefixeerd door micro organismen. Stikstof verlaat de kringloop in de wortelzone door de opname van de ionen door de vegetatie, uitspoeling en het verlies van gasvormig stikstof.



FIGUUR 2 DE HOOFDLIJNEN UIT DE STIKSTOFKRINGLOOP (naar Brady, 1984)

Uitgaande van deze kringloop is nu een balans van aan- en afvoercomponenten op te stellen voor stikstof in de wortelzone. In FIGUUR 3 is deze balans weergegeven, waarna de termen uit de kringloop en de balans in de tekst worden verklaard.



AFVOER

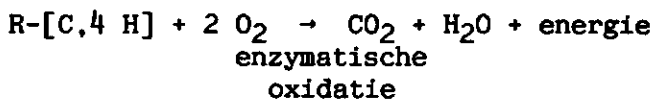
FIGUUR 3 DE STIKSTOFBALANS IN DE WORTELZONE

In deze figuur zijn de vormen van stikstof aangegeven die voorkomen in het bodem-watersysteem van de wortelzone. Hierbij kan NH₄⁺ nog onderscheiden worden in een, aan de organische bodemdeeltjes, geadsorbeerde vorm en een, in bodemvocht, opgeloste vorm (in de figuur niet apart weergegeven). De gasvormige stikstof (N₂, N₂O, NH₃) is in de figuur niet weergegeven, deze komt voor in de atmosfeer en in de met lucht gevulde bodem poriën. Mineralisatie is het synoniem voor mobilisatie van stikstof in de vorm van ammonium.

a) **DECOMPOSITIE** van organisch materiaal

Wanneer vers organisch materiaal aan de bodem wordt toegevoegd vinden er een aantal biochemische omzettingsprocessen plaats. Het verse materiaal bestaat uit makkelijk en moeilijk afbreekbare bestanddelen. De makkelijk afbreekbare delen worden door heterotrofe organismen gebruikt als energiebron, de afbraak van het materiaal is een verbrandingsproces waarvoor zuurstof nodig is (onder aerobe omstandigheden in de vorm van O₂, onder anaerobe omstandigheden kunnen echter ook andere vormen van zuurstof als oxidator optreden bijvoorbeeld in de vorm van nitraat (NO₃⁻)). Uiteindelijk komen er bij dit proces koolzuurgas (CO₂), water (H₂O) en energie vrij.

In een reactievergelijking is dit te schrijven als:



Dit proces bestaat uit vele intermediaire stappen en kent ook vele zijreacties. Naast de genoemde producten komen nog andere producten vrij, waaronder stikstofhoudende verbindingen.

b) HUMIFICATIE

Gedurende het afbraakproces worden de primaire afbraakproducten voor een belangrijk deel gebruikt voor de synthese van organische verbindingen in het weefsel van micro-organismen. Het uiteindelijke product is het bodem organische materiaal, humus, dat bestaat uit moeilijk afbreekbare resten van vers organische materiaal en de levende dan wel dode microbiologische syntheseproducten.

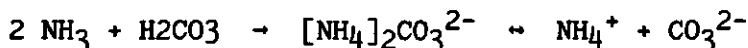
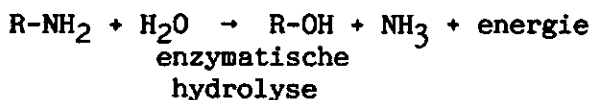
c) IMMOBILISATIE en MOBILISATIE van minerale stikstof

Als nu gedurende de synthese van het microbiologische materiaal de vraag naar stikstof groter is dan de hoeveelheid stikstof die vrijkomt bij de decompositie van het organische uitgangsmateriaal, dan wordt minerale stikstof uit de bodem gebonden in het weefsel, dit proces wordt immobilisatie genoemd. Dit proces treedt vooral op bij een hoge activiteit van de micro organismen waarbij het uitgangsmateriaal veel koolstof (C) bevat en weinig stikstof (N), hetgeen wordt uitgedrukt in een hoge C/N verhouding ($\pm > 20$). (Brady, 1984, Kemmers en Jansen, 1985)

Mobilisatie van stikstof treedt op wanneer er meer stikstof vrijkomt, dan nodig is voor synthese doeleinden van de micro-organismen. Dat is bij uitgangsmateriaal met een lage C/N verhouding ($\pm < 20$).

d) AMMONIFICATIE ofwel MINERALISATIE

Wanneer tijdens het proces van mobilisatie het ammonium-ion (NH_4^+) als minerale stikstofvorm ontstaat spreekt men van ammonificatie. Ammonificatie is een enzymatisch afbraakproces, waarbij complexe organische stikstofverbindingen (b.v. eiwitten) worden afgebroken en gehydrolyseerd. De reactievergelijking van het enzymatische proces is als volgt:



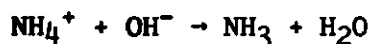
Het proces verloopt het beste onder aerobe omstandigheden, echter door het grote spectrum organismen dat in staat is tot dit proces, kunnen de omstandigheden voor ammonificatie zeer verschillend zijn.

Het lot van het ammonium-ion kent 5 mogelijkheden (deze worden genoemd onder de punten e, f, g, h en i).

e) **OPNAME VAN AMMONIUM** door micro organismen en planten.
Ten eerste wordt het ammonium opgenomen door micro organismen en hogere planten. Hierbij zijn de planten afhankelijk van dat wat door de bacteriën wordt overgelaten.

f) **AMMONIUMFIXATIE** door het bodemcomplex
Ten tweede zijn de organische bestanddelen van de bodem met hun negatief geladen aanhechtingsplaatsen in staat om ammonium dat positief is geladen te binden, waardoor het ion minder makkelijk beschikbaar is voor planten en micro organismen.

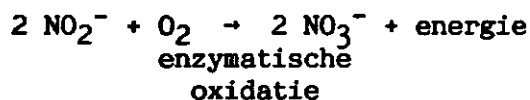
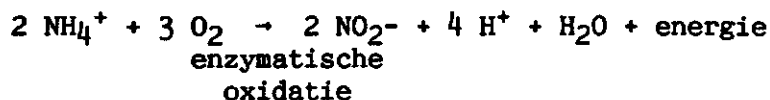
g) **VERVLUCHTING** van ammonium
Het derde proces dat hier wordt onderscheiden is de mogelijkheid dat ammonium in de bodem reageert en overgaat in ammonia (NH₃) en zo als gas de bodem kan ontsnappen.
De reactievergelijking voor deze fysische reactie is als volgt:



Bepalend bij dit vervliegen van ammonium is de zuurgraad van de bodem (in een basischer bodem meer vervluchting), de bindingscapaciteit en de bodemtemperatuur. Vervluchting zal vooral optreden tijdens het toedienen van ammonium aan het bodemoppervlak.

h) **AMMONIUMTRANSPORT** van in water opgelost ammonium
Ten vierde kan het transport van ammonium worden genoemd.
Een gedeelte van de ammonium-ionen is opgelost in het bodemvocht. Daarmee zijn deze ionen onderhevig aan transportprocessen in de bodem. Hierbij kunnen de ionen de wortelzone verlaten, waardoor ze niet meer beschikbaar zijn voor de vegetatie, via processen als drainage naar de sloot en uitlekken naar diepere lagen. Deze processen worden in de balans "uitspoeling" genoemd. Natuurlijk kunnen de ionen ook uit andere compartimenten worden aangevoerd; vanuit de sloot door infiltratie en vanuit diepere lagen door capillaire opstijging en evapotranspiratie. Deze processen zijn in de balans aangeduid als "inspoeling".

i) **NITRIFICATIE**
Tenslotte kan als vijfde mogelijkheid worden genoemd het proces waarbij ammonium zowel als stikstofbron en als energiebron wordt gebruikt door chemo-autotrofe bacteriën. Dit proces waarbij ammonium enzymatisch wordt geoxideerd via nitriet tot nitraat heet nitrificatie en bestaat uit twee stappen. De nitrietbacteriën oxideren het ammonium tot nitriet, waarna een andere groep van organismen, de nitraatbacteriën, overgaat tot oxidatie van nitriet tot nitraat.
In een reactievergelijking:



Onder optimale omstandigheden verlopen deze beide reacties erg snel. In de meeste gronden wordt het ammonium dat niet is geïmmobiliseerd meteen omgezet in nitraat. In de meeste omstandigheden volgt het tweede proces direct en snel na het eerste, zodat geen ophoping van nitriet optreedt.

Ook aan het gedrag van dit nitraat-ion zijn verschillende wegen te koppelen. Hier worden de volgende drie mogelijkheden genoemd (de punten j, k en l).

j) OPNAME VAN NITRAAT door micro organismen en planten

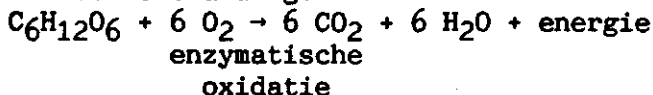
Ten eerste is het stikstof in deze vorm opneembaar door micro organismen en hogere planten. De planten zijn hierbij afhankelijk van dat wat door de micro organismen wordt overgelaten. Onder de meeste omstandigheden wordt vanwege de adsorptie van ammonium aan de bodemdeeltjes en de snelle nitrificatie van ammonium tot nitraat het stikstof in de vorm van nitraat door de vegetatie opgenomen.

k) DENITRIFICATIE

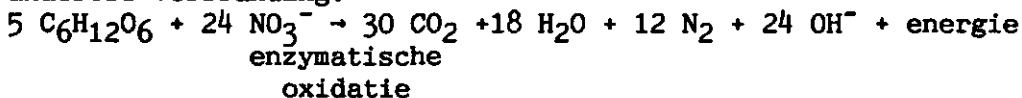
Als tweede mogelijkheid kan nitraat in de bodem worden gereduceerd, waarbij N_2O of N_2 ontstaat dat als gas kan ontsnappen uit de wortelzone. Dit reductieproces wordt denitrificatie genoemd en is vooral een microbiologische reactie hoewel ook enige chemische reductie kan optreden.

De micro organismen betrokken bij dit proces zijn facultatief anaeroob, dat wil zeggen dat ze onder anaerobe omstandigheden in plaats van elementaire zuurstof andere oxidatoren kunnen gebruiken bijvoorbeeld nitraat, voor de verbrandingsprocessen van organisch materiaal. Een voorbeeld van de reactievergelijkingen:

aerobe verbranding:



anaerobe verbranding:



De belangrijkste voorwaarden voor het optreden van denitrificatie zijn een te kort aan elementaire zuurstof in de bodem, in plaats daarvan de aanwezigheid van nitraat als oxidator en de beschikbaarheid van voldoende biologisch afbreekbaar organisch materiaal.

l) NITRAATTRANSPORT van in water opgelost nitraat

Als derde mogelijkheid wordt het transport van nitraat genoemd. Meer nog dan het ammonium-ion is het nitraat-ion onderhevig aan transportprocessen, daar dit ion negatief geladen is en daardoor niet absorbeerd aan de negatief geladen bodemdeeltjes. Evenals bij ammonium kan er bij nitraat sprake zijn van in- en uitspoeling.

3.4) de invloed van de omgeving op transformatie- en transportprocessen.

3.4-1) beïnvloedende factoren op transformatieprocessen

De hierboven genoemde transformatieprocessen zijn microbiële processen, waarbij enzymen betrokken zijn. De snelheid waarmee deze processen verlopen wordt afhankelijk gedacht van de concentratie waarin de om te zetten stof voorkomt. In een reactieketen wordt deze concentratie bepaald door de eraan voorafgaande reacties die uiteindelijk afhankelijk zijn van de hoeveelheid organisch en anorganisch materiaal die toegevoegd wordt en de samenstelling van dat materiaal (moeilijk/makkelijk afbreekbare componenten, C/N verhouding).

Daarnaast wordt verondersteld dat de snelheid waarmee deze enzymatische processen verlopen ook bepaald wordt door zogenaamde "stuurfactoren" als temperatuur, vochtgehalte, zuurstofgehalte en zuurgraad in de bodem.

TEMPERATUUR

Voor biologische processen, vaak gekatalyseerd door enzymen, geldt een optimumtemperatuur, waarbij het proces het snelst verloopt en waaronder en waarboven de snelheid afneemt. Deze optimumtemperatuur ligt meestal om en nabij de 30°C. De meest belangrijke temperatuursinvloed is die op de decompositie van het organische materiaal. Andere temperatuureffecten volgen op deze of zijn minder belangrijk en worden dus ondergeschikt geacht. (Berghuys - van Dijk et al, 1985)

VOCHTGEHALTE

Micro-organismen hebben vocht nodig voor de uitvoering van de transformatieprocessen. Een te laag vochtgehalte werkt beperkend door een verstoring van de fysiologische processen. Bij een te hoog vochtgehalte kunnen processen worden vertraagd door verdunningseffecten. De reductie van het mineralisatieproces bij hoge vochtgehalten is belangrijk. (Berghuys - van Dijk et al, 1985)

ZUURSTOFGEHALTE

Voor de verbrandingsprocessen, mineralisatie en nitrificatie, zal in het algemeen gelden dat de processen sneller verlopen bij toenemende aanwezigheid van het element zuurstof (O₂). Mineralisatie kan ook onder anaerobe omstandigheden optreden. Het is vooral het nitrificatieproces dat wordt geremd bij een zuurstoftekort. Voor denitrificatie geldt juist dat het proces in toenemende mate op zal treden bij een tekort aan zuurstof.

ZUURGRAAD

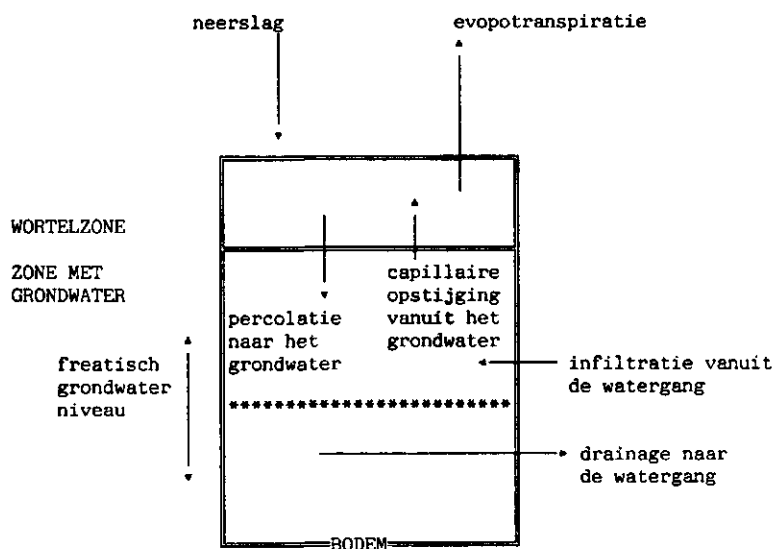
Het effect van de zuurgraad is afhankelijk van het type reactie en de micro-organismen betrokken bij het proces. Vaak is een optimum range voor de zuurgraad gevonden bij de processen mineralisatie, nitrificatie (pH van 6 tot 8) en denitrificatie. Doorgaans valt de zuurgraad van bodems binnen deze range, in de praktijk speelt deze daardoor een ondergeschikte rol. (Berghuys - van Dijk et al, 1985)

Deze vier hierboven genoemde stuurfactoren worden algemeen beschouwd als de factoren die de snelheid, waarmee het proces verloopt, beïnvloeden. Deze factoren zijn weer afhankelijk van weersomstandigheden en bodemfysische eigenschappen.

In de bodem zijn de stuurfactoren in belangrijke mate gecorreleerd. De grondwaterstand en het vochtgehalte in de bodemlaag boven het grondwater zijn de resultanten van de waterhuishouding. Dit vochtgehalte is mede bepalend voor de temperatuur in de bodem. Daarnaast wordt ook het gehalte aan zuurstof in de bodemporiën beïnvloed door het vochtgehalte van de bodem. Dit laatste leidt ertoe dat er ook een optimum verband bestaat tussen de snelheid waarmee de transformatieprocessen verlopen en het vochtgehalte in de bodem. Voor mineralisatie ligt de optimale vochttoestand bij een pF waarde van 3 (voor eutroof broekveen betekent dit ongeveer een vochtgehalte van 45 %). (Berghuijs - van Dijk et al, 1985) De nitrificatie verloopt optimaal bij een vochtgehalte van 50-70 % van de veldcapaciteit (voor eutroof broekveen is dit ongeveer een vochtgehalte van 38-54 %). Bij een laag vochtgehalte worden processen vertraagd door verstoring van fysiologische processen. Een te hoog gehalte aan vocht zal echter de zuurstof afhankelijke processen remmen vanwege de afname van zuurstof in de bodemporiën.

3.4-2) beïnvloedende factoren op transportprocessen

De waterhuishouding in de bodem beïnvloed naast de stuurfactoren ook de aan- en afvoer van in water opgeloste stikstof. Vanwege het belang dat de waterhuishouding heeft voor zowel de transformatie- als de transportprocessen, wordt hier kort ingegaan op de aan- en afvoer en ook berging van water in de wortelzone van de bodem (FIGUUR 4).



FIGUUR 4 SCHEMATISCHE VOORSTELLING VAN DE LOKALE WATERHUIHOUDING

In deze figuur is de lokale waterhuishouding samen met de aan- en afvoercomponenten van water in de bodem schematisch weergegeven. In de figuur zijn een wortelzone (bv. 15 cm) onderscheiden, die bodemvocht bevat en een zone onder de wortellaag waarin zich het freatisch grondwater bevindt.

Voor het water in de bodem kan onderscheid gemaakt worden tussen het bodemvocht, dat is het water in de bovenste, niet met water verzadigde zone van het bodemprofiel en het grondwater, dat is het water in de diepere, wel met water verzadigde zone. Voor een bodemsysteem, zoals de wortelzone, is het mogelijk een waterbalans op te stellen. Deze balans heeft de volgende algemene formule:

$$(F_{aan} - F_{af})t - (\Delta \theta) = 0$$

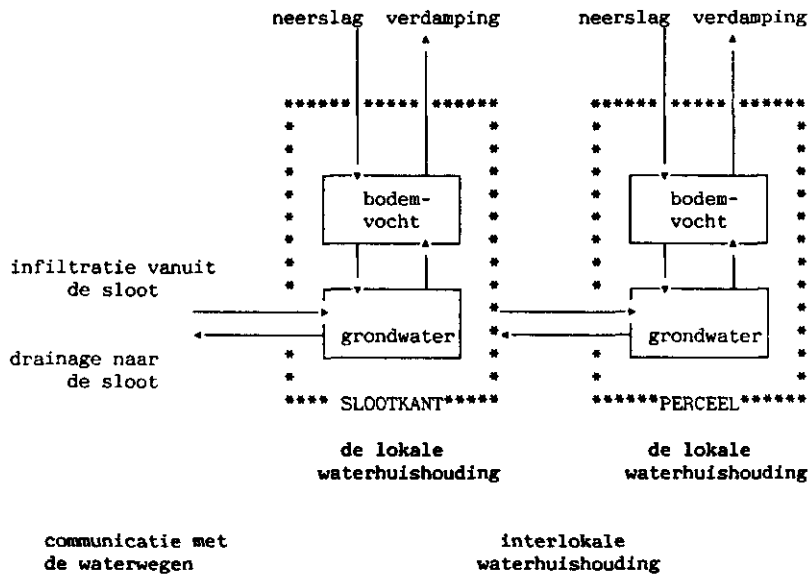
- F_{aan} = de aanvoerstromen van water te onderscheiden in:
neerslag, infiltratie uit de watergangen en capillaire opstijging en evapotranspiratie vanuit het grondwater.
- F_{af} = de afvoerstromen van water te onderscheiden in:
evapotranspiratie, drainage naar de watergangen en percolatie naar het grondwater.
- t = tijdstap
- $\Delta \theta$ = verandering in het bodemvochtgehalte tijdens de tijdstap

In een periode van neerslagoverschot zal water vanuit de wortelzone naar het grondwater percoleren met het gevolg dat de grondwaterstand stijgt. Een gedeelte van het water zal worden wegstromen naar de watergangen. Het netto resultaat is dat water in de bodem wordt geborgen. In een periode van neerslagtekort zal er door capillaire opstijging en evapotranspiratie inspoeling vanuit het grondwater naar de wortelzone plaatsvinden met het gevolg dat de grondwaterstand daalt. Het water kan worden aangevuld door infiltratie vanuit de watergangen. Het netto resultaat is dat water aan de bodem wordt onttrokken. Dit alles leidt ertoe dat het grondwaterpeil gedurende het jaar fluctueert.

De componenten neerslag en verdamping worden bepaald door weersinvloeden. De verdamping in een met vegetatie bedekte bodem is daarbij ook nog afhankelijk van de bedekkingsgraad en het type vegetatie, waarbij bij toenemende bedekkingsgraad de verdamping toeneemt.

De snelheid waarmee het water door de bodem wordt vervoerd en de mate waarin de bodem vocht vasthoudt of in staat is tot capillair transport wordt bepaald door bodemfysische eigenschappen zoals textuur, organisch stof gehalte etc. van de bodem. Daarnaast speelt voor de richting en snelheid waarmee het water wordt afgevoerd of eventueel wordt aangevoerd ook de dichtheid en diepte van de drainagesystemen een rol.

De hierboven behandelde waterhuishouding zou kunnen worden aangeduid als de lokale waterhuishouding, het betreft daarbij voornamelijk het 'verticale' transport van water tussen de onverzadigde en verzadigde zone. Karakteristiek voor de slootkant is de ligging tussen de sloot en het perceel, daardoor zal er tussen de slootkant en het perceel een transport van water plaatsvinden. Dit 'horizontale' transport van water tussen bodemlocaties wordt hier aangeduid als de interlokale waterhuishouding (FIGUUR 5).



FIGUUR 5 DE INTERLOKALE WATERHUISHOUDING TUSSEN SLOOTKANT EN PERCEEL

In de figuur staan de lokale waterhuishoudingen van de slootkant en van het perceel schematisch weergegeven, zoals ook behandeld in figuur 4. Het bodemvocht bevindt zich in de onverzadigde zone van de bodem. Door de ligging van de slootkant tussen het perceel en de sloot vindt er ook een transport plaats tussen de slootkant en het perceel, de interlokale waterhuishouding.

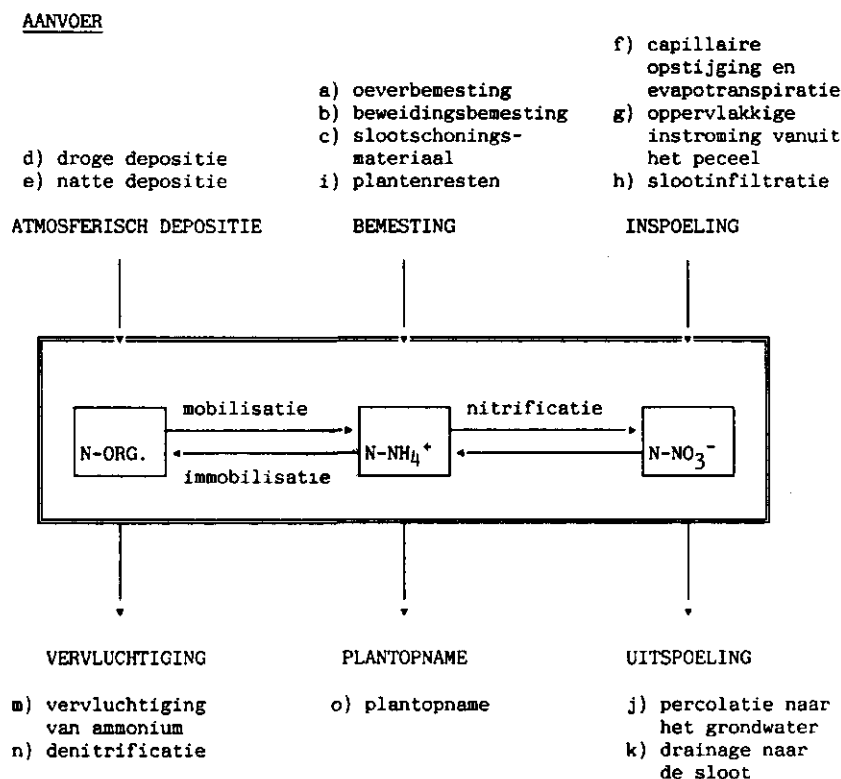
4) DE STIKSTOFBALANS VAN HET SLOOTKANTMILIEU

4.1) inleiding

In het vorige hoofdstuk is de stikstofbalans van de wortelzone behandeld en zijn de relevante bodem processen geschetst. Nu volgend worden de aan- en afvoercomponenten uit de balans nader uitgewerkt voor het slootkantmilieu in het veenweidegebied.

4.2) de aan- en afvoer van stikstof in het slootkantmilieu

Per aan- en afvoercomponent kan onderscheid gemaakt worden in een organische stikstof fractie en een anorganische stikstof fractie. Beide zijn voor de stikstofbalans van belang en zullen in het onderzoek worden meegenomen (FIGUUR 6).



AFVOER

FIGUUR 6 DE STIKSTOFBALANS VAN DE WORTELZONE IN HET SLOOTKANTMILIEU

Deze figuur is een voor het slootkantmilieu uitgewerkte balans van figuur 3.

de aanvoercomponenten

De volgende aanvoercomponenten voor stikstof in de wortelzone van het slootkantmilieu kunnen worden onderscheiden:

- a) OEVERBEMESTING S.S.; Hieronder vallen kunstmest en drijfmest voor zover die bij de bemesting direct op de oeverzone terecht komen. Bij kunstmest betreft het stikstof in voornamelijk anorganische vorm. Het drijfmest bestaat ruwweg voor 50 % uit organische stikstof en voor 50 % uit anorganische stikstof in de vorm van ammonium.
- b) BEWEIDINGSBEMESTING; Hieronder wordt de directe bemesting van de slootkant verstaan die optreedt tijdens de beweiding door het vee. Het handelt hier om 50 % organische stikstof en 50 % stikstof in de vorm van ammonium.
- c) SLOOTSCHONINGSMATERIAAL; Hieronder wordt verstaan het materiaal dat bij het schonen van de sloot vrijkomt en in het veenweidegebied veelal in de slootkant wordt gedeponeerd. Het betreft hier voornamelijk stikstof in organische vorm.
- d) DROGE DEPOSITIE VANUIT DE LUCHT; Dit betreft de stikstof die vanuit de lucht zonder tussenkomst van neerslag op de bodem wordt gedeponeerd. Het betreft hier stikstof in anorganische vorm.
- e) NATTE DEPOSITIE VANUIT DE LUCHT; Dit betreft de stikstof die in de lucht wordt ingevangen in de neerslag en met deze neerslag de bodem bereikt. Het betreft hier stikstof in anorganische vorm.
- f) CAPILLAIRE OPSTIJGING EN EVAPOTRANSPIRATIE VANUIT HET GRONDWATER NAAR DE WORTELZONE; Hieronder wordt verstaan het verticale opwaartse transport van water met daarin opgeloste stikstof dat optreedt bij een neerslagtekort. Via het interlokale transport door horizontale grondwaterstroming zou opgelost stikstof vanuit het perceel het grondwater in het slootkantmilieu kunnen bereiken. Het betreft hier voornamelijk stikstof in anorganische vorm.
- g) OPPERVLAKKIGE INSTROMING VANUIT HET PERCEEL NAAR DE SLOOTKANT; Hieronder wordt verstaan de horizontale stroming van water met daarin opgeloste stikstof door de wortelzone en/of over het oppervlak van de bodem dat onder zeer natte omstandigheden op kan treden bij een neerslagoverschot. Het gaat hierbij voornamelijk om anorganische stikstof.
- h) INFILTRATIE VANUIT DE SLOOT NAAR DE SLOOTKANT; Hieronder wordt verstaan de horizontale stroming bij de inspoeling van water met daarin opgeloste stikstof dat op kan treden bij een neerslag tekort. Het betreft hier voornamelijk stikstof in anorganische vorm.
- i) BEMESTING MET PLANTERESTEN; Hieronder wordt de bemesting verstaan met afgestorven plantemateriaal die optreedt bij maaien en vraat. Het gaat hier vooral om organische stikstof.

de afvoercomponenten

De nu volgende afvoercomponenten voor stikstof in de wortelzone van het slootkantmilieu kunnen worden onderscheiden:

- j) UITSPOELING VANUIT DE WORTELZONE NAAR HET GRONDWATER; Hieronder wordt verstaan het verticale transport bij de percolatie van water met de daarin opgeloste stikstof dat optreedt bij een neerslagoverschot. Het gaat hierbij voornamelijk om stikstof in anorganische vorm.

- k) DRAINAGE VANUIT DE SLOOTKANT NAAR DE SLOOT; Hieronder wordt verstaan het transport bij de horizontale grondwaterstromingen dat optreedt bij een neerslagoverschot. Hieronder valt zowel de oppervlakkige afstroming onder zeer natte omstandigheden als ook de afvoer via grondwaterstroming. Het betreft voornamelijk anorganische stikstof.
- m) VERVLUCHTIGING VAN AMMONIUM; Dit proces is al behandeld in de theoretische beschouwing. Het gaat hier om anorganische stikstof.
- n) DENITRIFICATIE VAN NITRAAT; Ook dit proces is reeds behandeld. Het gaat hier om stikstof in anorganische vorm.
- o) OPNAME DOOR DE PLANT; Hieronder wordt verstaan dat gedeelte van de stikstof dat via de opname door de plant uit de wortelzone verdwijnt. Het betreft hier anorganische stikstof. Door begrazing en oogsten van de vegetatie verdwijnt de stikstof uit het bodem-water-plantsysteem.

de voorraad stikstof in de bodem

Wanneer in de veenbodem de aanvoer van stikstof groter is dan de afvoer wordt stikstof in de bodem opgeslagen en treedt er veenvorming op. Als de hoeveelheid stikstof die wordt afgevoerd de aanvoer overtreft zal het veen opbranden en treedt er verschraling op van de bodem.

5) VRAAGSTELLINGEN

Het is in dit docteraal onderzoek niet mogelijk de gehele stikstofbalans voor het slootkantmilieu op te stellen en de relatieve betekenis van iedere component in deze balans aan te geven. Hieronder worden de vraagstellingen geformuleerd waartoe dit onderzoek zich beperkt.

- 1) Wat is de relatieve betekenis van de aan- en afvoercomponenten in de "verschralings stikstofbalans" van de wortelzone van een slootkant met een laag maaiveld, zoals in de terrasvorm.
- 2) Wat is de relatieve betekenis van de aan- en afvoercomponenten in de "slootschoningsdepositie stikstofbalans" van de wortelzone van een slootkant met een laag maaiveld, zoals in de terrasvorm.
- 3) Wat is de relatieve betekenis van de aan- en afvoercomponenten in de "verschralings stikstofbalans" van de wortelzone van een slootkant met een hoog maaiveld, zoals in de steile oevervorm.
- 4) Wat is de relatieve betekenis van de aan- en afvoercomponenten in de "slootschoningsdepositie stikstofbalans" van de wortelzone van een slootkant met een hoog maaiveld, zoals in de steile oevervorm.

In de stikstofbalans van de bodem is een aantal componenten min of meer beheersbaar via de bedrijfsvoering. In dit onderzoek worden als zodanig opgevat de aanvoerstromen die lopen via de oeverbemesting s.s., de beweidingsbemesting en de depositie van slootschoningsmateriaal en daarnaast de afvoercomponent via de vegetatie dooroogst. De overige aan- en afvoercomponenten zijn niet makkelijk te manipuleren door beheer van de slootkant. Dit niet manipuleerbare deel wordt beschouwd als een "achtergrond stikstofbalans". In deze balans treedt afbraak van het organische materiaal in de veenbodem op en wordt relatief weinig stikstof in het systeem aangevoerd.

Wanneer er wel stikstof wordt afgevoerd door het oogsten van de vegetatie zal dit leiden tot een verschraling van het slootkantmilieu. Er kan dan gesproken worden van een "verschralings stikstofbalans". Het opstellen van deze "verschralings stikstofbalans" is het eerste doel van dit onderzoek.

Daarnaast zal dit onderzoek zich richten op één van de drie beheersvormen die leiden tot de aanvoer van stikstof in de slootkant namelijk de depositie van slootschoningsmateriaal. Het is dan mogelijk een nieuwe stikstofbalans op te stellen, de "slootschoningsdepositie stikstofbalans". In dit verslag ook wel aangeduid als de "depositie-balans", waarbij de depositie betrekking heeft op het slootschoningsmateriaal en niet op de andere meststoffen.

De grondwaterstand in de slootkant speelt een grote rol in de stikstofhuishouding. De ligging van het maaiveld ten opzichte van deze grondwaterstand wordt gemanipuleerd middels de inrichtingsvorm van de slootkant door het aanleggen van terrassen. Tenslotte zal daarom de invloed van de hoogte van het maaiveld ten opzichte van de grondwaterstand worden betrokken bij de beide hierboven genoemde stikstofbalansen. De stikstofbalansen zullen worden opgesteld voor slootkanten met een terrasvorm en voor slootkanten met een gangbaar steil talud.

6) METHODEN

6.1) een modelmatige benadering van de stikstofbalans

Bij het opstellen van de stikstofbalans wordt gebruik gemaakt van wiskundige modellen die doorgerekend worden met de computer. Een model is een representatie van de essentiële aspecten van een systeem. Het presenteert kennis van een systeem in een bruikbare vorm (Eykhoff (1974) geciteerd door Meer v/d, 1986). Bij wiskundige modellen worden de processen in een systeem beschreven met behulp van wiskundige relaties. Hoe de functie er precies uitziet wordt bepaald door de parameters in het model. De getalswaarden van deze parameters zijn afhankelijk van de omstandigheden, de situatie waarvoor het model wordt toegepast. Kennis omtrent deze getalswaarden is verkregen vanuit empirisch onderzoek (anoniem, 1987). Het functioneren van een systeem, zoals de wortelzone van het slootkantmilieu, is de resultante van een groot aantal processen en interacties tussen de processen. Een simulatiemodel maakt het mogelijk het systeem in zijn geheel te bestuderen, omdat het via het model mogelijk is de samenhangen, tegenkoppelingen en andere interacties tussen al deze processen met behulp van wiskundige vergelijkingen te beschrijven en te kwantificeren (Baretta en Ruardy, 1986).

Uit de theoretische beschouwing is gebleken dat de stikstofbalans de resultante is van een groot aantal transformatie- en transportprocessen, die elkaar onderling beïnvloeden en die ook bepaald worden door de mogelijkheden die omgevingsfactoren bieden, zoals weersinvloeden, bodemeigenschappen etc. Er is dan ook om de volgende redenen gekozen voor een meer theoretische benadering, door computersimulatie, bij het opstellen van de stikstofbalans:

- 1) In dit onderzoek gaat het er om, algemene uitspraken te doen met betrekking tot de stikstofbalans. Hierbij is bestudering van het systeem als geheel noodzakelijk, met behulp van modellen is dit goed mogelijk.
- 2) De kennis voor wat betreft de stikstofhuishouding is al voor een belangrijk deel vastgelegd in modellen. Dit bespaart tijdrovend onderzoek dat nodig zou zijn voor de bestudering van zo 'n complex systeem.
- 3) Daarbij komt dat directe metingen in het veld aan de processen vertroebeld zouden worden door ruimtelijke en temporele variabiliteit terwijl ook metingen aan de samenhang tussen de processen ondoenlijk zijn.
- 4) Als laatste argument voor het gebruik van modellen wordt hier aangevoerd de mogelijkheid die modellen bieden om het beheer van de slootkanten in de tijd door te rekenen en daarmee de mogelijkheid om lange termijn-invloeden in de toekomst te voorspellen.

6.2) karakterisering van de gebruikte modellen ANIMO en WATBAL

Binnen het ICW is er over de stikstofhuishouding veel kennis opgebouwd. Deze kennis is vastgelegd in modellen, één van die stikstofhuishouding simulatie modellen is ANIMO, Agricultural Nitrogen Model (Berghuys - van Dijk et al, 1985 en Kroes, 1988). Daar de stikstofhuishouding in de bodem

sterk bepaald wordt door de waterhuishouding, is simulatie van de waterhuishouding een voorwaarde voor het kunnen functioneren van een stikstofmodel. Ook hiervoor zijn er binnen het ICW modellen ontwikkeld. Het waterhuishoudkundige model dat in dit onderzoek gebruikt wordt is het model WATBAL, a simple WATERBALance model for a unsaturated/saturated soil profile (Berghuys - van Dijk, 1985). Hieronder volgt een korte beschrijving van de beide modellen WATBAL en ANIMO.

Het model WATBAL simuleert de waterbalans van een met vegetatie bedekte bodem op een simpele en snelle manier. Omdat het voor de simulatie van de stikstofhuishouding van belang is om over een bevredigend waterhuishoudkundig model te beschikken, is het relatief eenvoudige model WATBAL ontwikkeld. Dit model beschrijft de waterhuishouding op een globale wijze. Dit is voldoende, omdat de lange termijn beschrijvingen van het stikstof model ANIMO ook slechts een globaal karakter zullen hebben. Ten eerste is de beschrijving van de stikstofhuishouding globaal doordat nog niet van alle aspecten van de stikstofcyclus gedetailleerde kennis aanwezig is. Ten tweede zijn bepaalde processen (b.v. denitrificatie, transport zoals oppervakkige afstroming) afhankelijk van lokale en korte termijn weersomstandigheden, die onvoorspelbaar zijn.

WATBAL is een 1-dimensionaal, lokaal model. Het model beschrijft niet de 3-dimensionale, regionale waterhuishouding (Kemmers, 1986). Dit betekent dat het model de waterhuishouding simuleert in de niet met water verzadigde, bovenste bodemzone waarbij geen rekening gehouden wordt met interlokale communicatie tussen twee bodemgebieden. De communicatie tussen een bodemgebied en de drainage systemen is wel gedefinieerd in het lokale model, waardoor WATBAL een pseudo-2-dimensionaal karakter heeft. Voor dit onderzoek betekent dit dat er geen communicatie is tussen de slootkant en het perceel, maar wel tussen slootkant en sloot (zie FIGUUR 5). Bij simulatie van de transportprocessen in de stikstofhuishouding wordt dus geen rekening gehouden met de oppervlakkige instroming van het perceel naar de slootkant (g, verwijzingen naar paragraaf 4.2-1 en FIGUUR 6) en de horizontale grondwaterstroming tussen slootkant en perceel (aangestipt bij f). In de discussie (paragraaf 8.1-4) wordt ingegaan op de wellicht geringe betekenis van deze beperking van het lokale model bij toepassing voor een slootkantmilieu. In het 1-dimensionale model wordt het bodemprofiel onderverdeeld in twee lagen:

- de wortelzone en
- de zone onder de wortelzone die op zijn minst zo diep is als de laagste grondwaterstand.

Voor deze zones kunnen verschillende bodemfysische eigenschappen worden ingevoerd. De zones op zich worden als homogeen beschouwd.

Het model berekent analytisch per tijdstap (van bijvoorbeeld 10 dagen):

- de veranderingen in het vochtvolume van de twee lagen en
- de veranderingen in de grondwaterstand.

Deze twee factoren worden daarbij beïnvloed door;

- de neerslag,
- de evapotranspiratie,
- de capillaire opstijging van de onderste laag naar de wortelzone,
- het transport van de wortelzone naar de laag daaronder en
- het transport naar/uit verschillende gedefinieerde drainage systemen.

Hierbij moeten in het model gegevens ingevoerd worden, te weten

- de dimensies en belangrijkste bodem karakteristieken van de twee lagen,
- gegevens omtrent de drainage systemen,
- bodembedekkingsgegevens van de vegetatie,
- neerslag- en openwaterverdampingsgegevens per tijdstap.

(Berghuys - van Dijk, 1985)

Voor een uitvoerige beschrijving van de invoer wordt verwezen naar bijlage 1. Voor een gedetailleerde beschrijving van het model WATBAL wordt verwezen naar de ICW nota nr. 1670 (Berghuys - van Dijk, 1985), waarin de waterhuishoudkundige processen beschreven staan in wiskundige vergelijkingen.

Het model ANIMO simuleert het gedrag van stikstof in een bodem-water-plantsysteem. Het model is opgesteld met als doel de processen te beschrijven die leiden tot het uitspoelen van nitraat naar het grondwater, waarbij ook rekening gehouden wordt met het land-, water- en bemestingsbeheer en de milieu-omstandigheden, zodat uiteindelijk lange termijn voorspelling mogelijk is van de invloed van verschillende gekozen beheersscenarios op deze nitraat uitspoeling. Het ontwikkelde model blijkt uiteindelijk een complete beschrijving te geven van de N-huishouding zoals behandeld in de theoretische beschouwing (hoofdstuk 3).

ANIMO is een dynamisch, 1-dimensionaal model, waarbij het bodemprofiel wordt onderverdeeld in een aantal horizontale lagen. Per laag worden de verschillende transformatie- en transportprocessen doorgerekend. Het model is in staat de volgende gegevens te berekenen per tijdstap, per laag:

- de hoeveelheid nitraatstikstof,
- de hoeveelheid ammoniumstikstof,
- de hoeveelheid organisch materiaal in oplossing,
- de stikstof opname door de vegetatie/het gewas,
- de hoeveelheid minerale stikstof,
- de hoeveelheid totale stikstof,
- de totale mineralisatie,
- de reductiefactoren (betreffende de invloed van de stuurfactoren temperatuur, vochtgehalte, zuurstofgehalte en zuurgraad),
- de nitraatstikstof-balans over een op te geven bodemprofiel,
- de nitraatstikstof-jaarbalans over een op te geven bodemprofiel,
- de ammoniumstikstof-jaarbalans over een op te geven bodemprofiel.

Met als extra bij toepassingen op grasland:

- scheut- en wortelontwikkeling en oogst, beweiding en wortel verlies,
- extra uitvoer betreffende productiereductie ten gevolge van stikstoftekort

De stikstofhuishouding wordt beïnvloed door;

- het bodemtype,
- de weersomstandigheden,
- het bodemgebruik,
- het bemestingsbeheer,
- de gewashistorie en
- de waterhuishouding (gesimuleerd door WATBAL).

(Berghuys - van Dijk et al, 1985)

Voor een uitvoerige beschrijving van de invoer van het model wordt verwezen naar bijlage 2.

In dit onderzoek zijn door het model de volgende gegevens berekend:

- de ammoniumstikstof-jaarbalans en
- de nitraatstikstof-jaarbalans.

Het model levert aldus gegevens over de aan- en afvoercomponenten van ammonium en nitraat in de wortelzone (kg/ha). De aanvoercomponent van ammonium via mineralisatie geeft een indicatie van de hoeveelheid organisch materiaal in de bodem. De balans van de slootkant kan aldus doorgerekend worden, waarbij rekening gehouden kan worden met de verschillende waterhuishoudings en slootschoningsdepositie opties.

6.3) opzet van het onderzoek

In het experimentele slootkantonderzoek van het CML worden de inrichting en het beheer van de slootkanten gemanipuleerd. Hiervoor zijn in enkele agrarisch gebruikte graslanden in het veenweidegebied proefvelden aangelegd in de slootkant waarbij een vijftal factoren wordt gevarieerd:

- 1) de vorm en breedte van de slootkant
- 2) het al of niet meebemesten
- 3) het al of niet voor 1 juli meemaaien
- 4) het al of niet meebeweiden
- 5) het al of niet deponeren van slootschoningsmateriaal op de oever

Met betrekking tot de vraagstellingen van dit onderhavige onderzoek zijn hiervan de volgende twee factoren van belang:

- 1) de inrichtingsfactor, breedte en vorm van de slootkant; De slootkanten zijn hergeprofileerd, waarbij terrastaluds en steile taluds zijn aangelegd. In dit onderzoek wordt de hoogte van het maaiveld ten opzichte van de grondwaterstand als belangrijkste onderscheidend kenmerk beschouwd tussen de twee inrichtingsvormen. In de benadering middels het model is namelijk alleen op dit kenmerk differentiatie mogelijk tussen de beide inrichtingsvormen.
- 2) de beheersfactor, al of niet deponeren van slootschoningsmateriaal op het talud

Ter beantwoording van de vraagstellingen zijn de water- en stikstofhuishouding voor enkele slootkantvarianten doorgerekend. Hierbij zijn de inrichtings/beheerssituatie van de slootkanten gevarieerd door de twee hierboven genoemde differentierende factoren, de andere factoren zijn voor de vergelijkbaarheid constant gehouden (ceterus paribus conditie). Concreet betekend dit voor het onderzoek dat alleen onbemeste, niet beweidde slootkanten zijn bekeken, te onderscheiden in de volgende situaties;

- een terras talud zonder depositie van slootschoningsmateriaal,
- een terras talud met depositie van slootschoningsmateriaal,
- een steil talud zonder depositie van slootschoningsmateriaal,
- een steil talud met depositie van slootschoningsmateriaal.

Voor het doorrekenen van de stikstofhuishouding van deze situaties is allereerst de waterhuishouding van de slootkant gesimuleerd. Hiertoe zijn systeembeschrijvende parameters en neerslag en openwater verdampingsgegevens voor de periode lopende van september '86 t/m augustus '87 inge-

voerd. Het model berekent de vochtgehalten en grondwaterstanden in de bodem. Deze berekende grondwaterstanden zijn gecontroleerd met in het veld gemeten grondwaterstanden, eventueel zijn daarna de geschatte systeembeschrijvende parameters aangepast, de zogenaamde ijking van het model. Vanwege het op het moment niet voorhande zijn van voldoende gegevens is een tweede controle van het geijkte model aan een nieuwe set van grondwaterstanden, de zogenaamde validatie, niet mogelijk. Verondersteld is dat de geijkte systeembeschrijvende parameters de situatie van de slootkant in het model goed weergeven. Het resultaat van het model WATBAL is een reeks grondwaterstanden en vochtgehalten van de bodem in de tijdsperiode september '86 t/m augustus '87. Omdat deze periode natter was dan gemiddeld (zie fig. 12 en paragraaf 7.2-2), is de waterhuishouding opnieuw doorgerekend voor het jaar 1978 met een meer gemiddelde neerslag en openwater verdamping, zodat meer algemeen geldende resultaten verkregen worden. Deze reeks van het weerjaar "1978" diende als invoer voor het model ANIMO, waarin 32 identieke weerjaren doorgerekend zijn.

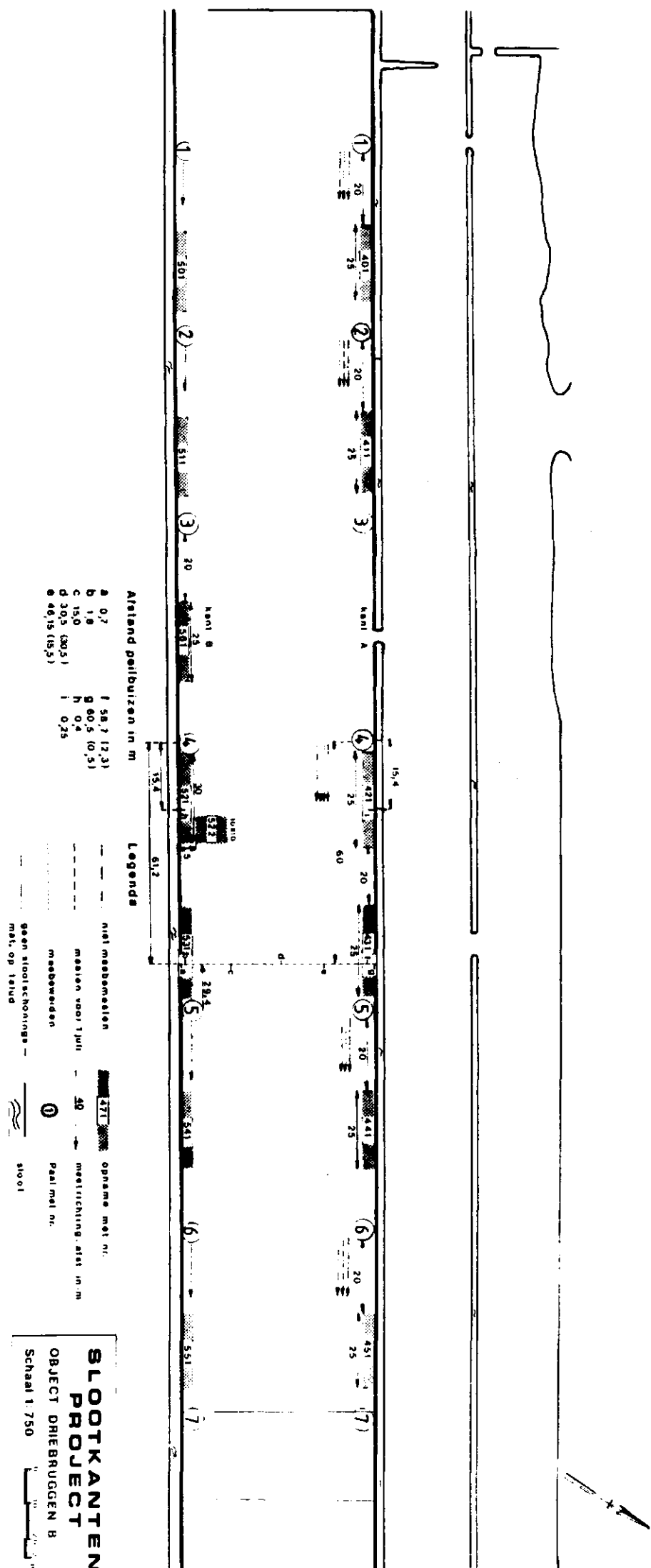
Naast deze waterhuishoudkundige gegevens zijn in ANIMO systeembeschrijvende parameters ingevoerd en ook, waar relevant, gegevens omtrent de depositie van slootschoningsmateriaal. De stikstofhuishouding is voor een willekeurige periode van 32 jaar gesimuleerd waarbij het model voor ieder jaar de ammonium- en nitraat-jaarbalans van de wortelzone heeft berekend. Betreffende de depositie van het slootschoningsmateriaal is middels het model, gedurende een willekeurige periode van 21 jaar de jaarlijkse depositie doorgerekend, daarna is de depositie van het materiaal gestaakt waardoor het "herstel", na deze periode van depositie, voor de slootkant bestudeerd kan worden. De resultaten van het model ANIMO zijn vanwege het niet voor hande zijn van gegevens nog niet gecontroleerd.

Voor een gedetailleerde beschrijving van de invoer van de modellen WATBAL en ANIMO wordt verwezen naar de bijlagen 1 en 2. In deze bijlage worden ook de ingevoerde waardes vermeld met eventueel een bijbehorende motivatie en/of bron.

6.4) invoergegevens en het daarbij behorende veld- en laboratoriumonderzoek

Voor de simulatie van de water- en stikstofhuishouding middels wiskundige modellen is het noodzakelijk dat gegevens worden ingevoerd. Voor een belangrijk deel konden deze gegevens via de literatuur worden geput uit bevindingen van ander onderzoek. Voor het verkrijgen van gegevens omtrent de initiële voedselsituatie in het slootkantmilieu en gegevens omtrent het slootschoningsmateriaal, was eigen veld- en laboratoriumonderzoek noodzakelijk. Daarnaast moesten in het veld ook metingen worden verricht aan output variabelen (m.n. de grondwaterstanden gedurende het jaar), zodat controle mogelijk was van de uit de simulatie verkregen resultaten.

Het onderzoek heeft plaats gevonden binnen twee aangrenzende bedrijven, de percelen van de boeren Van Eyk en Van de Bunt in Reeuwijk, bij Driebruggen. In FIGUUR 7 is een plattegrond weergegeven van de percelen. In deze plattegrond staan de beheerssituaties ingetekend.



**SLOOTKANTEN
PROJECT
OBJECT DRIEBRUGGEN B**
Schaal 1:750

Voor wat betreft de inrichtingssituaties liggen de terrassen aan kant B van het object Driebruggen A (perceel van Van Eyk) en aan kant A van het object Driebruggen B (perceel van Van de Bunt). De proefvelden 341 en 431 zijn de terrassen waarop geen slootschoningsmateriaal wordt gedeponereerd. De proefvelden 331 en 411 zijn de terrassen waarop wel slootschoningsmateriaal wordt gedeponereerd. (De velden 351 en 421 zijn blanco proefveld situaties, dat wil zeggen dat de oever zijn oorspronkelijke vorm heeft (niet is hergeprofileerd) en niet wordt bemest of beweid en geen depositie van slootschoningsmateriaal plaatsvindt.) De proefvelden zijn 80 meter lang en 2 meter breed (waarvan ongeveer 1 meter terras talud, waar relevant). Ook staan in de figuur de peilbuizen weergegeven, waarin de grondwaterstanden in het veld worden gemeten.

Nu volgend worden per model de gegevens behandeld die enig veld- en laboratoriumonderzoek met zich mee hebben gebracht, daarbij worden ook de gebruikte methoden en materialen behandeld, die nodig waren voor het verkrijgen van de gegevens.

6.4-1) veldonderzoek voor invoergegevens van het model WATBAL

- dichtheid, breedte en diepte van het drainagesysteem in de proefveldsituatie

Voor wat betreft de invoer in dit model brengen gegevens omtrent het drainagesysteem enig veldwerk met zich mee. Voor de beschrijving van deze invoer is gebruik gemaakt van de drainage situatie zoals die aanwezig is in object Driebruggen A (FIGUUR 7). Hierin zijn twee sloten te onderscheiden met een breedte aan het wateroppervlak van 3 à 4 meter en een diepte van ongeveer 0.75 meter ten opzichte van het maaiveld van het terras talud. De sloten liggen ongeveer 60 meter van elkaar. Ook is er in het midden van het perceel een greppel aanwezig (ongeveer 15 cm-maaiveld), deze zal echter bij de waterhuishouding van de slootkanten geen rol spelen en wordt daarom niet bij de invoer meegenomen.

- bodembedekkingsgegevens van de vegetatie in de slootkanten
- In het veenweide gebied is er sprake van grasland, aangenomen wordt dus dat de bodem het hele jaar door volledig bedekt is.

- grondwaterstanden in de slootkanten ter controle
- Naast de hiervoor genoemde invoergegevens zijn ook controle gegevens nodig omtrent de grondwaterstanden ten opzichte van het maaiveld in de proefvelden van de oevers met een terrasvorm en een steile vorm. Voor de bepaling van de grondwaterstanden wordt gebruik gemaakt van de ondiepe (lengte 40 cm) en diepe peilbuizen (lengte 120 cm) in object Driebruggen A. In de plattegrond zijn deze buizen weergegeven met de letter "a" in het terras talud en de letter "g" in het steile talud. De grondwaterstanden zijn ongeveer 1 maal per maand bepaald in de periode lopend van september '86 tot en met augustus '87. De gemeten grondwaterstanden worden samen met de berekende grondwaterstanden weergegeven in de figuren 10 en 11 in hoofdstuk 7.

6.4-2) onderzoek voor invoergegevens van het model ANIMO

Het is voor de invoer in het model ANIMO noodzakelijk te beschikken over gegevens omtrent de chemische samenstelling van het slootschoningsmateriaal, de bodem, het bodemvocht en het slootwater. Bij elk van deze componenten wordt kort ingegaan op de bemonsteringsmethoden en chemische analyses die in dit onderzoek zijn toegepast. Voor een uitgebreide beschrijving van bemonsteringsmethoden en chemische analyses wordt verwezen naar de stage verslagen van Abspoel (1987), Kuppens (1987), v/d Meulen (1988) en Verboom (1988). In deze verslagen ontbreken de beschrijvingen betreffende de N-totaal bepalingen van bodem-, modderig en plantaardig materiaal. Hiervoor wordt verwezen naar de bijlagen 4.4 en 4.5. De bodem- en bodemvochtmonsters zijn alleen verzameld in het terrastalud, de waarden zijn voor de invoer in het model van het steile talud gelijk verondersteld aan die van het terrastalud.

Voor ieder van de componenten wordt de chemische samenstelling uitgedrukt in gemiddelden van de in het veld verzamelde monsters. Voor een volledige beschrijving van de samenstelling van de monsters wordt verwezen naar bijlage 4.2.

het slootschoningsmateriaal

Omdat van het slootschoningsmateriaal naast de chemische kwaliteit ook de hoeveelheid van belang is, is in het veld een schatting gemaakt van de hoeveelheid slootschoningsmateriaal die vrijkomt bij het schonen van de sloot en op de oever gebracht wordt. Na enkele malen een geverifieerde schatting in het veld gemaakt te hebben, is de depositie van het materiaal gesteld op een hoeveelheid van ongeveer 125000 kg/ha (uitlek gewicht, dit is het gewicht na droging in het veld). Onderscheid is hierbij gemaakt tussen een plantaardig deel en een modderig deel van het materiaal, daar deze delen in hun samenstelling en daarmee in de snelheid waarmee ze afgebroken worden zullen verschillen. De gewichtsverhouding waarin deze delen voorkomen is geschat op een verhouding van 1 plantaardig deel op 2 modderige delen. Dit betekent dat 41667 kg/ha (12880 kg/ha, drooggewicht) aan plantaardig materiaal is opgebracht en 83333 kg/ha (19630 kg/ha, drooggewicht) aan modderig materiaal (zie tabel 2).

Voor zowel het plantaardige als ook het modderige deel zijn mengmonsters samengesteld, elk monster ongeveer 7 partjes van gelijke grootte. De plantaardige en modderige mengmonsters zijn bemonsterd voor twee proefvelden (331 en 411) van 80 meter langs de sloot. Alle 4 de monsters zijn genomen op 2 april '87.

Voor wat betreft de chemische samenstelling van het plantaardige deel zijn analyses uitgevoerd voor:

- het totaal stikstofgehalte (mg N/100 gr droge stof) en
- het koolstofgehalte (gr C/100 gr droge stof).

Het totaal stikstofgehalte is colorimetrisch bepaald, na een destructie van de plantedelen waarbij een gedroogd monster wordt gekookt in waterstofperoxide. Het totaal koolstofgehalte is berekend, na bepaling van het organische stofgehalte van het plantaardige deel (C-gehalte = 0.58 · organische stofgehalte). Dit organische stofgehalte is bepaald aan de hand van het gewichtsverlies dat bij een gedroogd monster optreedt als dit wordt verbrand (gedurende 4 uur bij 400°C). De vegetatie is in een stoof gedroogd gedurende 48 uur bij 40°C.

Voor wat betreft de chemische analyses van het modderige deel wordt verwezen naar de methoden toegepast bij bodemonsters. Tabel 1 vermeldt de chemische samenstelling van het slootschoningsmateriaal (zie ook bijlage 4.2^a en b).

	plantaardige deel (n=2)	modderige deel (n=2)
N-totaal (* N-org.) (mg N/100 gr)	2140	2260
organische stof (gr/100 gr)	84	65
C-organisch (gr C/100 gr)	49	38
N-NH ₄ ⁺ (mg N/100 gr)		8.45
N-NO ₃ ⁻ (mg N/100 gr)		2.33
C/N verhouding	23	17
zuurgraad (pH-water)	-	5.12

n.b. gehalten per 100 gr droge stof

TABEL 1 DE CHEMISCHE SAMENSTELLING VAN HET SLOOTSCHONINGSMATERIAAL

De hoeveelheid organische stikstof die jaarlijks in het slootkantmilieu wordt opgebracht kan nu berekend worden en bedraagt 719 kg N-org./ha, waarvan 276 kg N-org./ha als plantaardig materiaal en 444 kg N-org./ha als modderig materiaal (zie tabel 2).

	uitlekgewicht (kg/ha)	drooggewicht (kg/ha)	N-organisch (kg N/ha)
plantaardig materiaal	41667	12880	276
modderig materiaal	<u>83333</u>	<u>19630</u>	<u>444</u>
	125000	32510	719

TABEL 2 DE HOEVEELHEID SLOOTSCHONINGSMATERIAAL DIE JAARLIJKS WORDT GEDEPONEERD OP HET TALUD

het bodemmateriaal

Voor wat betreft het bodemmateriaal is onderscheid gemaakt in een bovengrond (10 à 15 cm-maaiveld) en een ondergrond (50 à 80 cm-maaiveld). Voor de bovengrond zijn zes mengmonsters samengesteld, met een kleine bodemguts ($\phi = 15$ mm) verzameld voor de 6 trajecten (331, 341, 351, 411, 421 en 431) van 80 bij twee meter. Ieder mengmonster bestaat uit ongeveer 25 steken, verzameld totdat het verzamelbakje goed luchtvrij vol is. De monsters zijn genomen op 2 april '87. Voor de ondergrond zijn vier mengmonsters samengesteld, met een grote bodemguts ($\phi = 2$ cm) verzameld voor de vier trajecten (331, 351, 421 en 431) van 80 bij 2 meter. Ieder monster bestaat uit ongeveer 7 steken eveneens verzameld totdat het verzamelbakje goed luchtvrij vol is. Deze monsters zijn genomen op 24 juni '87. (De nummers refereren naar de proefvelden betreffende het terras zonder slootschoningsmateriaal (341 en 431), het terras met slootschonings materiaal (331 en 411) en de blanco situatie (351 en 421).)

Voor wat betreft de chemische samenstelling van de bodemmonsters zijn analyses uitgevoerd voor:

- het totaal stikstofgehalte (= organische stikstofgehalte) (mg N/100 gr droge grond),
 - het organische koolstofgehalte (gr C/100 gr droge grond) en de minerale stikstof gehalten,
 - extraheerbare ammonium (NaCl extractie, mg N-NH₄⁺/100 gr) en
 - nitraat (HaC extractie, mg N-NO₃⁻/100 gr).
- Daarnaast is ook de zuurgraad bepaald van de bodem.

Het totaal stikstofgehalte is colorimetrisch bepaald, na een destructie van een gedroogd bodemmonster waarbij het monster wordt gekookt in een mengsel van zwavelzuur en salicylzuur. Het organische koolstofgehalte is berekend, na bepaling van het organische stofgehalte in de bodem (C-gehalte = 0.58 x organische stofgehalte). Dit organische stofgehalte is bepaald aan de hand van het gewichtsverlies dat bij een gedroogd monster optreedt als het wordt verbrand (gedurende 4 uur bij 450°C). De bodemmonsters zijn gedroogd in een stoof gedurende 24 uur bij 105°C. Het extraheerbare ammoniumgehalte is colorimetrisch bepaald nadat een niet gedroogd monster 30 minuten is geschud in een NaCl oplossing. Het extraheerbare nitraatgehalte is bepaald met een ion-specifieke electrode nadat een niet gedroogd monster 10 minuten geschud is met de extractie vloeistof, azijnzuur. De zuurgraad van de bodem, pH(water), is bepaald nadat een monster 2 uur lang is geschud met demiwater, waarna de pH van het water is bepaald met een pH-electrode.

Tabel 3 vermeldt de chemische samenstelling van het bodemmateriaal. De waardes voor de verschillende proefvelden zijn gemiddeld, omdat het voor de invoer in het model ANIMO slechts gaat om de orde van grootte waarin de verschillende bestanddelen in de bodem voorkomen (zie ook bijlage 4.2c).

	bovengrond (0-20 cm) (n = 6)	ondergrond (50-80 cm) (n = 4)
N-totaal (= N-org.) (mg N/100 gr)	2310	2380
organische stof (gr/100 gr)	65	70
C-organisch (gr C/100 gr)	38	41
N-NH ₄ ⁺ (mg N/100 gr)	4.71	7.47
N-NO ₃ ⁻ (mg N/100 gr)	0.36	1.28
C/N verhouding	17	17
zuurgraad (pH-water)	5.38	6.27
n.b. gehalten per 100 gr <u>droge</u> stof		

TABEL 3 DE CHEMISCHE SAMENSTELLING VAN DE BODEMMONSTERS

de watermonsters

De watermonsters zijn verzameld met behulp van ondiepe peilbuizen (40 cm), diepe peilbuizen (120 cm) voor het grondwater en keramische cups voor het bodemvocht in de onverzadigde zone (zie bijlage nr 3). De ondiepe en diepe peilbuizen zijn gesitueerd in de velden 341 en 431 (terrassen zonder slootschonings materiaal) en 351 en 421 (blanco slootkanten). De keramische cups zijn gesitueerd in de proefvelden 331 en 441 (terrassen met slootschoningsmateriaal), 341 en 431 (terrassen zonder slootschoningsmateriaal) en 351 en 421 (blanco slootkanten). De cups zijn aangebracht op twee verschillende afstanden loodrecht op de slootkant, waarbij in ieder proefveld duplo's aanwezig zijn. Voor een gedetailleerde beschrijving van de plaatsing van de cups wordt verwezen naar bijlage 3.3. De cups liggen in de wortelzone van het bodemprofiel op een diepte van 5 tot 15 cm.

Het bodemvocht, dat wil zeggen het vocht in de bovenste, onverzadigde laag van het bodemprofiel, is bemonsterd met de keramische cups. Voor een gedetailleerde beschrijving van de methode van bemonsteren met behulp van de keramische cups wordt verwezen naar bijlage 3. Het grondwater is bemonsterd met de ondiepe en diepe peilbuizen. Het slootwater is bemonsterd met plastic potjes op 10-20 cm onder het wateroppervlak. De watermonsters zijn op verscheidene tijdstippen in de onderzoeks periode verzameld. Het water in de peilbuizen, de sloten en de cups is verzameld op 24 juni, 28 juli en 3 en 4 augustus '87, hierbij was het door technische problemen niet altijd mogelijk het water in het gehele netwerk van cups te verzamelen.

Voor wat betreft de chemische samenstelling van het water zijn analyses uitgevoerd voor:

- het opgeloste ammonium (mg N-NH₄/l) en
- het opgeloste nitraat (mg N-NO₃/l) en
- de zuurgraad (pH-water).

Het ammoniumgehalte in het water is colorimetrisch bepaald. Het nitraatgehalte in het water is bepaald met behulp van een ion specifieke nitraat electrode. De zuurgraad van het water is bepaald met een pH-electrode.

De chemische samenstelling varieert sterk in ruimte en in tijd (zie bijlage 4.2^d). Voor de invoer in het model gaat het slechts om een orde van grootte waarin de bestanddelen in het water voorkomen, de waarden voor de verschillende monsters kunnen daarom worden gemiddeld.

Tabel 4 vermeldt de chemische samenstelling van het water. Tegen de verwachting in neemt de nitraat concentratie toe met de diepte, hierop wordt in bijlage 4.2^d nader ingegaan.

	cups (0-15 cm)	ondiepe peilbuizen (40 cm diep)	diepe peilbuizen (120 cm diep)	sloot
NH ₄ ⁺ (mg N/l)	0.376	0.432	7.560	0.084
NO ₃ ⁻ (mg N/l)	5.672	6.208	9.120	5.607
zuurgraad (pH-water)	5.77	6.22	6.87	7.65
(n is resp	28, 24, 26	6, 6, 6	4, 4, 4	4, 5, 5)

TABEL 4 DE CHEMISCHE SAMENSTELLING VAN HET WATER

6.4-3) de schematisatie van de inrichtings- en beheerssituatie van de slootkanten in object Driebruggen A t.b.v. een modelmatige benadering

In FIGUUR 8 en tabel 5 is de situatie van het terras talud van object Driebruggen A, zoals doorgerekend in de modellen, in schema weergegeven. In deze figuur staan met doorgetrokken pijlen de transportprocessen weergegeven, zoals die behandeld zijn in de theoretische beschouwing. De fluxen worden in het model WATBAL berekend per tijdstap van 10 dagen. In de figuur zijn met onderbroken lijnen de aan- en afvoer componenten weergegeven die samen met de aan- en afvoerstromen van de waterhuishouding deel uitmaken van de "verschrallingsbalans" (atmosferische depositie, afsterven van wortelmateriaal, vervluchtiging van stikstofgassen en afvoer van stikstof via de plantopname door oogst). Voor wat betreft de vegetatie in de slootkant wordt in het model uitgegaan van een grasland-vegetatie, zonder specifieke natte oever aanpassingen (zie ook discussie paragraaf 8.2-3). De enige bemestende beheersfactor die in dit onderzoek wordt meegenomen, de depositie van slootschoningsmateriaal, is aangegeven met een gestippelde lijn.

De ondergrond in het veenweidegebied rond Driebruggen bestaat uit eutroof broekveen (bron: STIBOKA, 1969; Bodemkaart van Nederland 1 : 50000, kaartblad 31 west). Aangenomen is dat de oorspronkelijke bovengrond is afgegraven in de geherprofileerde slootkanten en dat daardoor de veenondergrond aan het oppervlak is gekomen. De in het model ingevoerde bodemfysischekarakteristieken hebben dus betrekking op eutroof broekveen. Het bodemprofiel van de slootkant is in de modellen onderverdeeld in 6 lagen, de ondergrens (LG) ligt op 1 meter onder het maaiveld (m.v. op -211 cm t.o.v. N.A.P.).

Uit veldonderzoek bleek dat de hoeveelheid bodem organisch materiaal in de wortelzone (laag 1; 15 cm diep), uitgedrukt in drooggewicht, 20 kg/m² bedraagt (voor de berekening wordt verwezen naar bijlage 2 ini.dat; OS). Dit bodem organische materiaal, het veen, wordt onder optimale omstandigheden afgebroken met een eerste orde snelheidsconstante van 0.02/jaar (afbraaksnelheid voor humus; o.a. Kroes, 1987). Het stikstofgehalte is 3.6 gr N/100 gr droge organische stof (berekend uit gegevens van tabel 3).

De initiele chemische samenstelling van het bodemvocht voor de wortelzone is 0.376 mg N-NH₄⁺/l. en 5.672 mg N-NO₃⁻/l (afgeleid uit gegevens van keramische cups). Voor een uitvoerige beschrijving van de initiele waarden wordt verwezen naar bijlage 4 INI.DAT.

Via de depositie van slootschoningsmateriaal wordt in het model ieder jaar 12880 kg/ha (uitgedrukt in drooggewicht) aan plantaardig materiaal aan de wortelzone van het slootkantmilieu toegevoegd. De organische fractie van dit materiaal (84 %, zie tabel 1) wordt in het model onderscheiden in twee typen bestanddelen. Ten eerste een snel afbrekende fractie (9/10 deel) die onder optimale omstandigheden wordt afgebroken met een eerste orde snelheidsconstante van 2/jaar (Kroes, 1987). Deze snel afbrekende fractie heeft een stikstofgehalte van 2.3 gr N/100 gr droge organische stof (berekend uit gegevens van tabel 1). Ten tweede wordt een langzaam afbrekende fractie (1/10 deel) onderscheiden in het organische deel van het plantenmateriaal die wordt afgebroken met een eerste orde snelheidsconstante van 0.22/jaar (Kroes, 1987). Dit bestanddeel heeft een stikstofgehalte van 0.2 gr N/100 gr droge organische stof (berekend uit de gegevens van tabel 1).

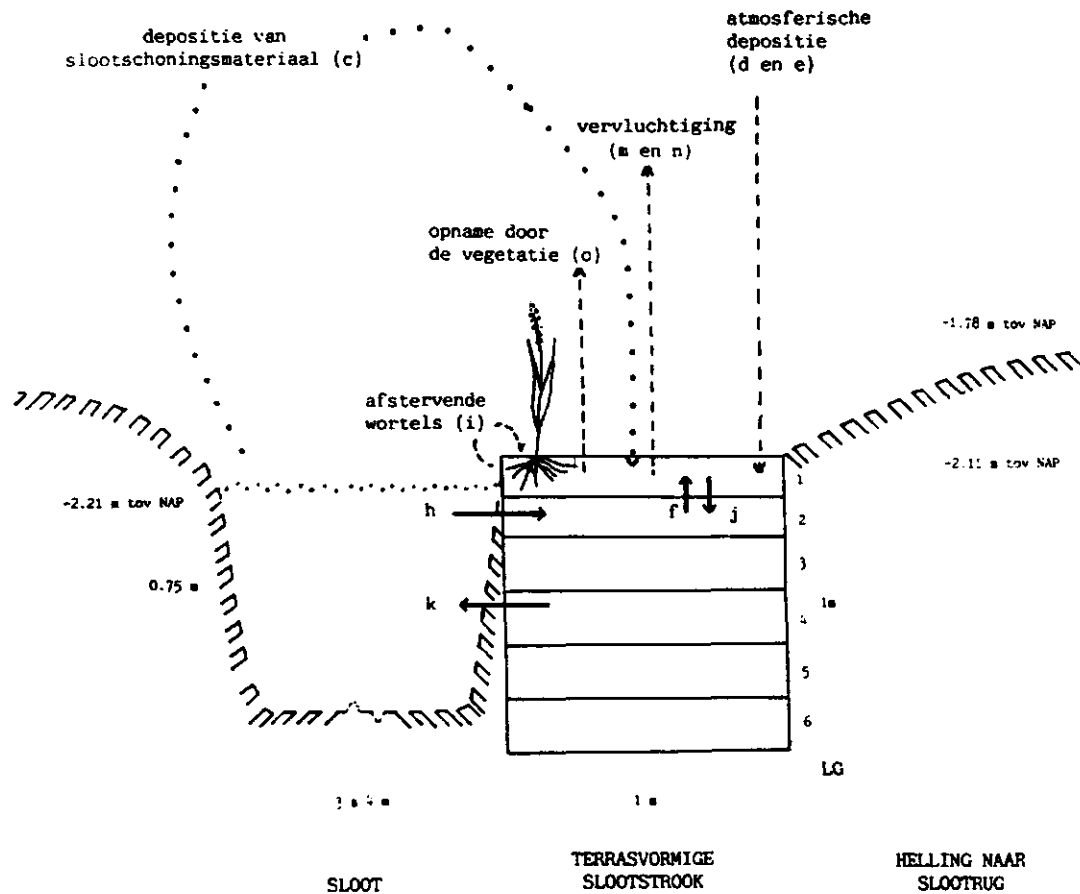
Naast het plantaardige materiaal wordt via het slootschoningsmateriaal 19630 kg/ha (uitgedrukt in drooggewicht) modderig materiaal opgebracht. De organische fractie hiervan (65 %, zie tabel 1) wordt onder optimale omstandigheden afgebroken met een snelheidsconstante van 0.22/jaar (afbraaksnelheid voor bacteriënrijk slib, waarvoor het gemiddelde is genomen van het microbiologische en labiele bodemmateriaal zoals die zijn gedefinieerd door Jenkinson en Rayner (1977) met resp. de afbraaksnelheden 0.41/jaar en 0.014/jaar) en heeft een stikstofgehalte van 3.5 gr N/100 gr droge organische stof (berekend uit gegevens van tabel 1). Voor het berekenen van de bijdrage van deze depositie aan de stikstofbalans met behulp van het model ANIMO zijn drie verschillende varianten gesimuleerd. De varianten verschillen naar de aard en afkomst van het slootschoningsmateriaal dat op de oever wordt gebracht. Deze varianten hebben consequenties voor de hoeveelheid modder die als bemestende factor moet worden beschouwd.

In de eerste variant wordt verondersteld dat al het opgebrachte materiaal systeem-(= wortelzone) vreemd is. De totale hoeveelheid wordt aldus opgevat als bemestende factor van de wortelzone. Deze variant berekent de maximale bijdrage van het slootschoningsmateriaal aan de stikstofbalans. Jaarlijks wordt daarmee 276 kg N-organisch/ha via het plantaardige materiaal en 444 kg N-organisch/ha via het modderige materiaal in de wortelzone aangevoerd (bij een jaarlijkse depositie van 41667 kg plantaardig materiaal/ha en 83333 kg modderig materiaal/ha, uitgedrukt in uitlek gewicht).

In de tweede variant wordt verondersteld dat een gedeelte van het opgebrachte modderige materiaal (verondersteld op 50 %) uit de wortelzone zelf afkomstig is (gedurende het seizoen afgevoerd door vertrapping en afkalving) en dat met het opbrengen van het materiaal de cyclus voor dat deel van de modderige fractie rond is. Dit gedeelte wordt dus niet opgevat als bemestende factor. Jaarlijks wordt daarmee 276 kg N-organisch/ha via het plantaardige materiaal en 221 kg N-organisch/ha via het modderige materiaal in de wortelzone aangevoerd.

In de derde variant wordt er vanuit gegaan dat al het opgebrachte modderige materiaal afkomstig is uit de wortelzone en dat alleen het plantaardige materiaal als bemestende factor kan worden opgevat. Deze variant sluit tevens de mogelijke veronderstelling in dat de opgebrachte modderlaag kan worden opgevat als nieuwe wortelzone waaruit de vegetatie kiemt. Ook dan is alleen het opgebrachte plantaardige materiaal op te vatten als bemestende factor (er van uitgaande dat de modder dezelfde (afbraak)karakteristieken heeft als het oorspronkelijke venige wortelzone materiaal). Deze variant berekent de minimale bijdrage van het slootschoningsmateriaal aan de stikstofbalans. Jaarlijks wordt daarmee enkel 276 kg N-organisch/ha via het plantaardige materiaal in de wortelzone aangevoerd en geen modder.

De schematisatie van het steile talud van object Driebruggen A kan met hetzelfde schema worden weergegeven. Het enige onderscheid is de hoogte van het maaiveld (-1.96 m t.o.v. N.A.P.), zodat een relatief drogere situatie wordt doorgerekend. Voor een gedetailleerde uitwerking en motivatie wordt verwezen naar de bijlagen 1 en 2.



FIGUUR 8 SCHEMATISCHE VOORSTELLING VAN DE INRICHTINGS- /BEHEERSITUATIE VAN HET TERRAS TALUD IN OBJECT DRIEBRUGGEN A.

De depositie van slootschoningsmateriaal in de slootkant bedraagt jaarlijks 125000 kg/ha (uitgedrukt in uitlekgewicht). Met dit materiaal wordt per jaar 276 kg N-organisch/ha via het plantaardige deel opgebracht en 444 kg N-organisch/ha via het modderige deel. De natte en droge atmosferische depositie bedraagt jaarlijks 50 kg N-mineraal/ha. De wortelzone (laag 1) bevat aanvankelijk aan organisch materiaal 200000 kg/ha, dit komt overeen met 7200 kg N-organisch/ha. De bodem bestaat uit eutroof broekveen. In de figuur wordt verwezen naar figuur 6 en paragraaf 4.2-1).

	hoeveelheid organisch materiaal (kg/ha)	afbraak snelheid (per jaar)	organisch stikstof gehalte (% van organisch materiaal)
wortelzone (15 cm)	200000	0.02	3.6
jaarlijkse depositie plantaardigmateriaal			
- snelle fractie	9737	2	2.3
- langzame fractie	1082	0.22	0.2
drie varianten voor de jaarlijkse depositie modderig materiaal:			
variant 1	12760	0.22	3.5
variant 2	6380	0.22	3.5
variant 3	g e e n m o d d e r i g m a t e r i a a l		

n.b. gewichten zijn uitgedrukt in drooggewicht

TABEL 5 DE SCHEMATISATIE TEN BEHOEVE VAN EEN MODEL-BENADERING

7 RESULTATEN EN CONCLUSIES

7.1) inleiding

In dit hoofdstuk worden de resultaten behandeld betreffende de simulatie van de waterhuishouding met behulp van het model WATBAL en de stikstofhuishouding met behulp van het model ANIMO. Voor dit onderzoek zijn vooral de vergelijkingen van belang tussen de beide inrichtingsvormen: het terrasvormige en het steile talud en de beide beheerssituaties: het niet en het wel deponeren van slootschonings-materiaal op de oever.

7.2) resultaten van de waterhuishouding-simulatie en conclusies

De volledige uitvoer van de berekeningen van het model WATBAL over een bodemprofiel van 1 meter voor zowel het terrasvormige als ook het steile talud is gegeven in bijlage 5.

7.2-1) vergelijking van de berekende grondwaterstanden met de in het veld gemeten waarden

In de figuren 10 en 11 staan voor het terrasvormige respectievelijk het steile talud de grondwaterstanden gedurende het jaar weergegeven, zoals die zijn berekend door het model WATBAL uitgaande van de neerslag en openwater verdampingsgegevens over de periode september '86 tot en met augustus '87. Eveneens staan in de figuren de grondwaterstanden uitgezet die in het veld gemeten zijn met behulp van de ondiepe en diepe peilbuizen (FIGUUR 7: buizen a en g van object Driebruggen A).

Het algemene beeld bij vergelijking van de berekende en de gemeten waarden is dat de berekende grondwaterstanden gedurende het jaar te veel fluctueren. In werkelijkheid lijken de grondwaterstanden in het terras talud en het steile talud stabiel (zie ook paragraaf 8.1-1 en 2). De in vergelijking tot de gemeten waarden te hoge waterstanden zouden in het model wellicht afgevlakt kunnen worden door de extra oppervlakkige afstroming die met behulp van de definiëring van het derde drainage systeem in het model is ingebouwd (zie bijlage 1 EXIS), te verhogen door de drainageweerstand van het systeem te verlagen (d.w.z. de doorlatendheid (K en K1) van laag 1 groter en/of de radiale weerstand (Ω) van het derde drainage systeem kleiner).

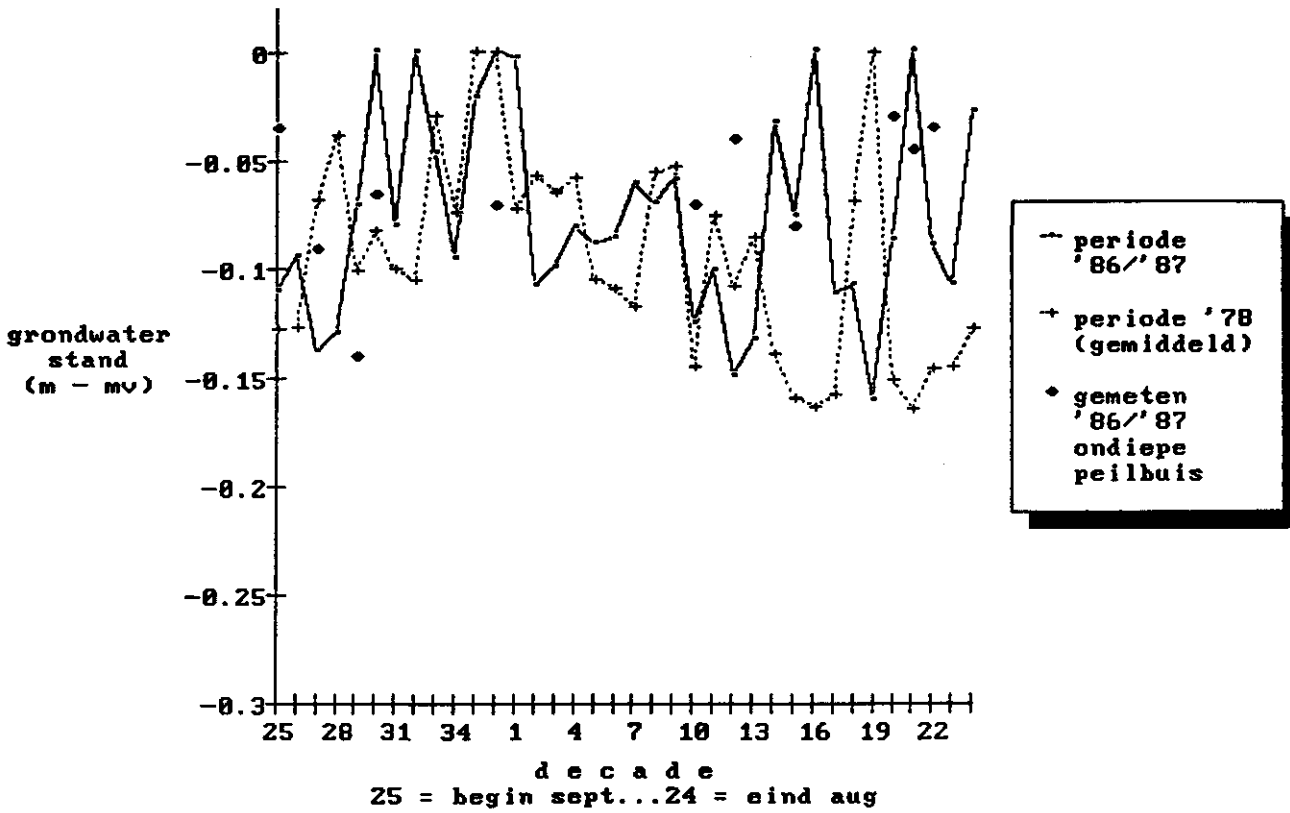
Ook is het mogelijk de drainageweerstand van het tweede systeem, de sloten, te verlagen. Het gevaar bestaat dan echter dat de grondwaterstanden over het gehele jaar dalen, terwijl het voor de stabilisatie van de grondwaterstand voornamelijk te doen is om de piekafvoer van water. De in vergelijking tot de gemeten waarden te lage waterstanden zouden echter door de verlaging van de weerstand van het tweede drainage systeem makkelijker opgevuld kunnen worden doordat infiltratie vanuit de sloot in droge periodes kan toenemen.

Een hogere doorlatendheid van de bodemlagen en een lagere drainage weerstand in de slootkanten kunnen in het model worden gelegitimeerd door uit te gaan van de aanwezigheid van macroporiën in de bodem en de nabijheid van de sloot (zie ook discussie paragraaf 8.1-2 en 3). Ondanks de

waarschijnlijk te sterke fluctuatie van de grondwaterstanden geeft het model een redelijk beeld van de grondwaterstanden ten opzichte van het maaiveld. Vergelijking van de berekende grondwaterstanden in het terrastalud en het steile talud toont aan dat met behulp van het model een duidelijk onderscheid te maken is tussen een relatief natte en relatief droge situatie. Voor een vergelijking van de stikstofhuishouding onder de natte omstandigheden in het terrastalud en de droge omstandigheden in het steile talud wordt daarom deze schematisatie van de waterhuishouding voldoende geacht.

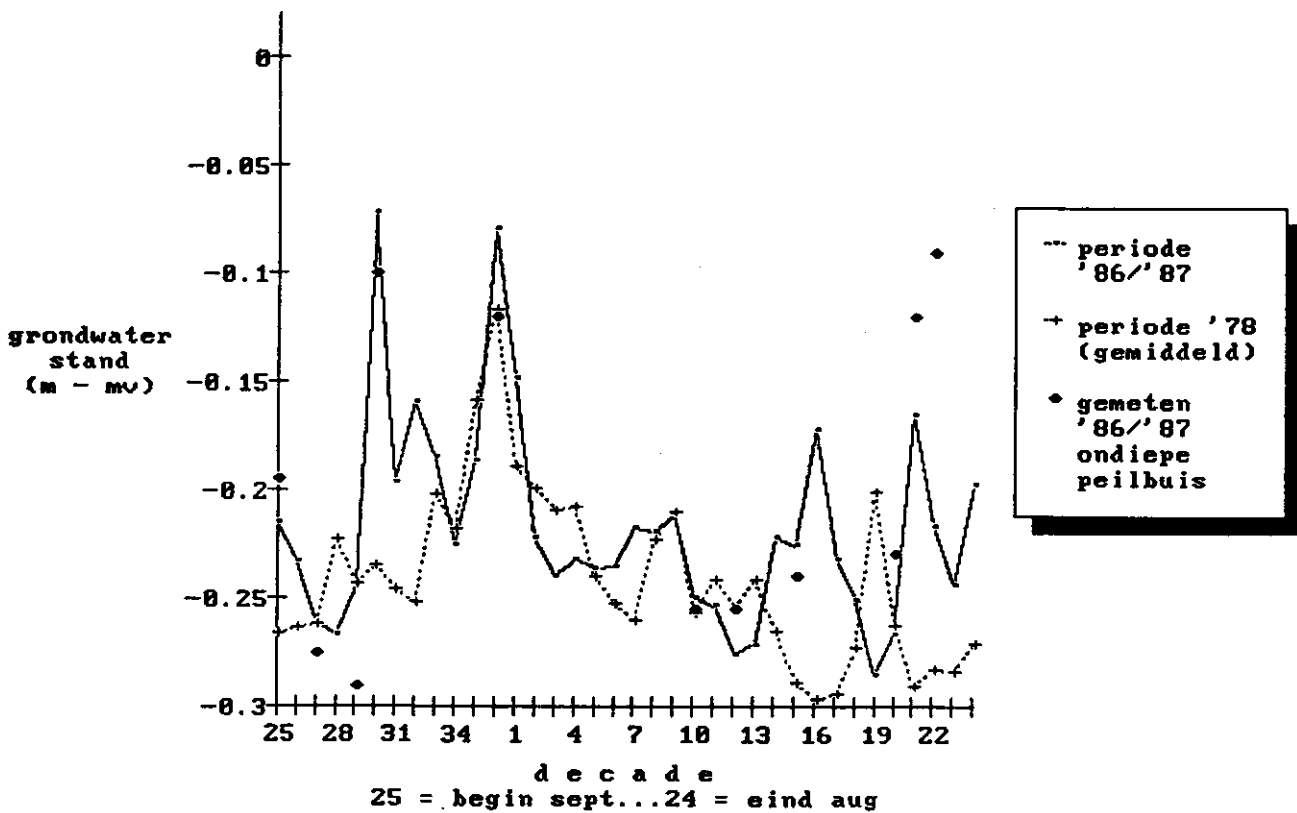
FIGUUR 10

grondwaterstanden in het terras talud
 voor '86/'87, voor gemiddelde omstandigheden en in het veld gemeten waarden



FIGUUR 11

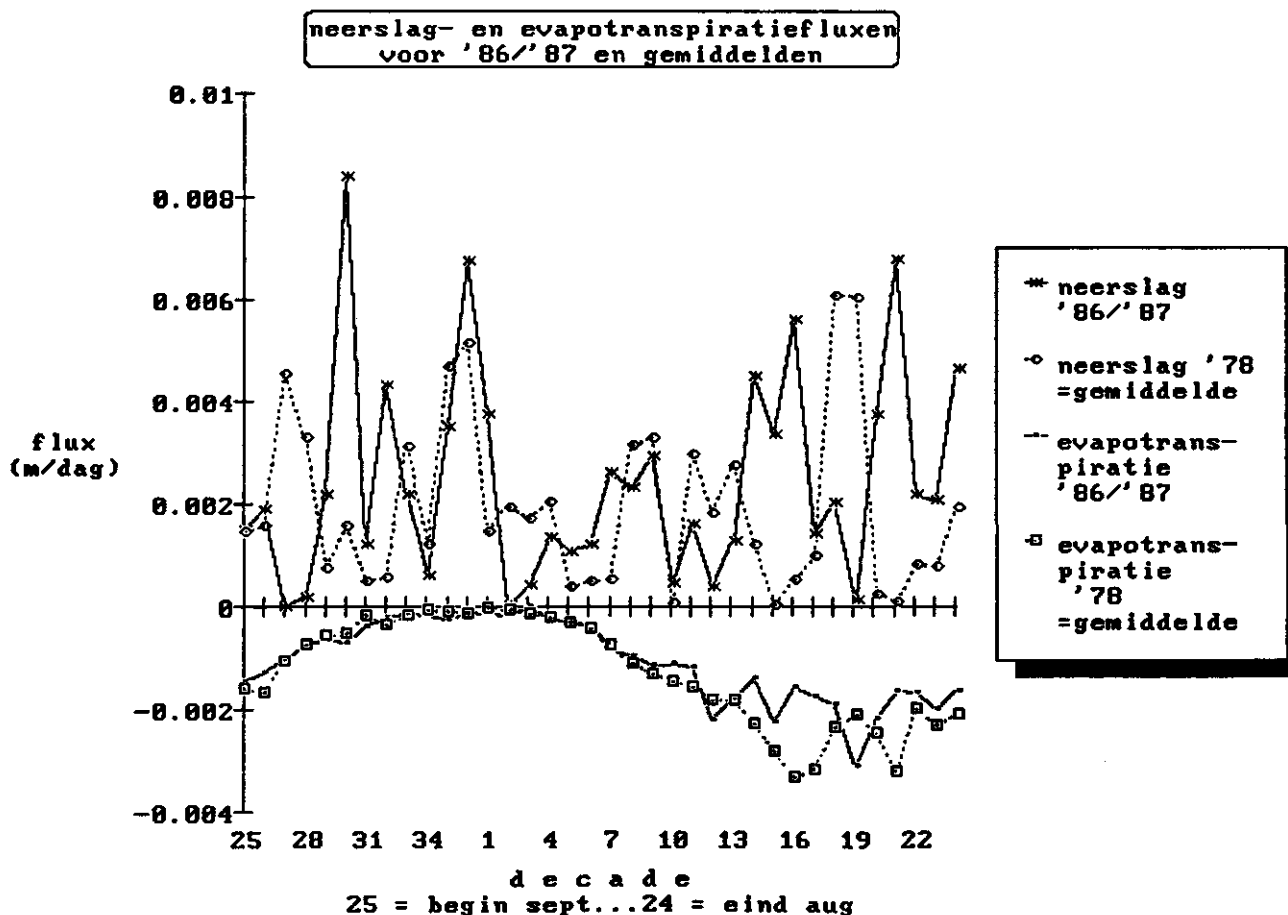
grondwaterstanden in het steile talud
 voor '86/'87, voor gemiddelde omstandigheden en in het veld gemeten waarden



7.2-2) vergelijking tussen de periode '86/'87 en 1978

In figuur 12 staan de neerslag- en evapotranspiratiefluxen (m/d) per decade weergegeven voor de periode september '86 tot en met augustus '87 en voor een periode met een gemiddelde neerslag en openwater verdamping. Voor deze laatste periode is het jaar 1978 gebruikt. (mondelinge mededeling R.H. Kemmers, ICW) De totale hoeveelheid neerslag bedraagt 0.70380 m in het jaar 1978 en 0.90380 m in het jaar '86/'87. De totale hoeveelheid evapotranspiratie bedraagt 0.47182 m in het jaar 1978 en 0.39428 m in het jaar '86/'87. In de figuren 10 en 11 staan de grondwaterstanden voor de periode 1978 uitgezet voor het terrastalud respectievelijk het steile talud. De over het jaar gemiddelde grondwaterstanden bedragen -0.0759 m ('86/'87) en -0.0937 m (1978) voor het terras talud en -0.217 m ('86/'87) en -0.241 m (1978) voor het steile talud. De veldperiode '86/'87 blijkt een relatief natte periode te zijn. Om zoveel mogelijk uit te gaan van algemene, gemiddelde omstandigheden is voor de simulatie van de stikstofhuishouding met het model ANIMO gebruik gemaakt van de waterbalans gebaseerd op de neerslag- en verdampingsgegevens uit het jaar.

FIGUUR 12



7.2-3) vergelijking van de waterhuishouding tussen een terrasvormig en een steil talud (1978)

De over het jaar gemiddelde grondwaterstand in het terrastalud bedraagt 0.09 m - mv. en in het steile talud 0.24 m - mv. De grondwaterstand in het terrastalud is dus gemiddeld 15 cm ondieper dan in het steile talud. Dit is ook het verschil in hoogte van de maaivelden tussen de geherprofileerde terrasvormige en steile taluds, respectievelijk met de maaiveldhoogten op -2.11 m ten opzichte van N.A.P. en -1.96 m ten opzichte van N.A.P.

De lokale waterbalans (zie FIGUUR 4) van de slootkanten berekend over een jaar voor de wortelzone van het slootkantmilieu bestaat uit:

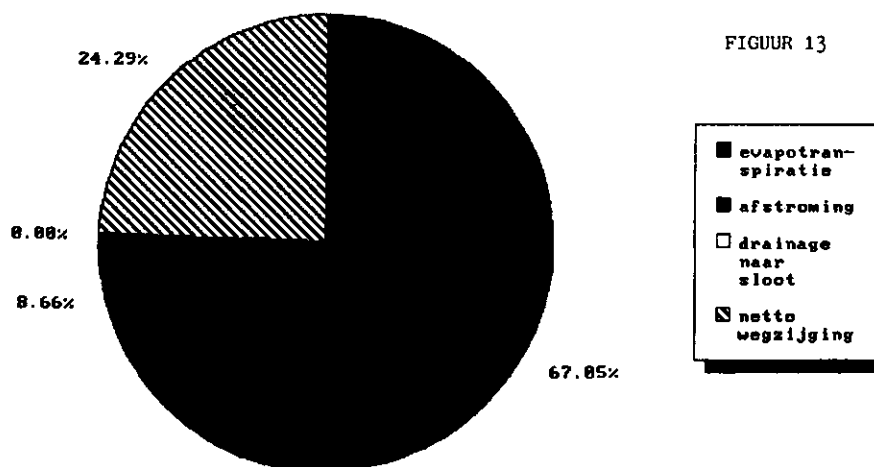
- de aanvoercomponenten
 - * neerslag en
 - * capillaire opstijging en opwaartse evapotranspiratiestroom
- en de afvoercomponenten
 - * evapotranspiratie,
 - * oppervlakkige afstroming door de onverzadigde wortellaag,
 - * drainage door de bodem naar de sloot en
 - * wegzijging aan de ondergrens van het bodemprofiel (op 0.15 m, naar de sloot of naar nog diepere bodemlagen).

De wegzijging uit de wortelzone minus de capillaire opstijging en evapotranspiratiestroom naar de wortelzone wordt in dit verslag de netto wegzijging uit de wortelzone genoemd. De aanvoerstream van water door infiltratie vanuit de sloot treedt gedurende het jaar wel op (zie bijlage 5, de negatieve waarden van FK) maar netto is er geen sprake van aanvoer. De aanvoer van water vanuit het perceel naar de slootkant maakt deel uit van de interlokale waterhuishouding, hiermee houdt het model WATBAL geen rekening. Voor het slootkantmilieu is deze beperking in het model wellicht niet van grote betekenis (zie discussie paragraaf 8.1-4).

In figuur 13 (zie ook bijlage 5 de punten 5-8) is het aandeel van de verschillende afvoercomponenten in de lokale water-jaarbalans, berekend over de wortelzone van 0.15 meter, weergegeven. In een jaar wordt gemiddeld 704 mm via de neerslag aangevoerd. De bijdrage van de verschillende afvoerstromen in de verwerking van de aanvoer is voor het terras talud en het steile talud van gelijke orde van grootte. De verdampings en drainage karakteristiek is in het model hetzelfde.

Vereweg het meeste water wordt afgevoerd door evapotranspiratie, in een gemiddeld jaar 472 mm, de rest (in dit geval 232 mm) moet via de bodem naar de drainage systemen worden afgevoerd.

het aandeel van de verschillende afvoerstromen in de water-jaarbalans van de wortelzone (0-15 cm) in het terrastalud en het steile talud
aanvoer = 704 mm neerslag/jaar



7.3) resultaten van de stikstofhuishouding-simulatie en conclusies

De balans van ammonium en nitraat (FIGUUR 3) bestaat uit aanvoercomponenten en afvoercomponenten die de aangevoerde voedingsstoffen in de wortelzone verwerken. Netto over een jaar gesproken blijkt er in de bodem geen opslag van stikstof in de vorm van ammonium of nitraat op te treden (zie bijlage 6 parameter "storage"). De aangevoerde hoeveelheid is dus gelijk aan de hoeveelheid ionen die wordt afgevoerd.

In onderstaande uiteenzetting wordt o.a. de aan- en afvoer besproken in jaarnummer 22. Dit jaarnummer is als referentiejaar gekozen, omdat uit de gegevens zal blijken (zie fig 14,15,16 en 17) dat de aanvoer van minerale stikstof in de wortelzone na een depositie periode van 21 jaar vrijwel als stabiel kan worden beschouwd. De volledige output van de ammonium- en nitraat-jaarbalans in de wortelzone van het slootkantmilieu, zoals die berekend is door het model ANIMO voor zowel de verschrallings- als ook de slootschoningsdepositie-balans van het terrastalud en het steile talud is gegeven in bijlage 6.

7.3-1) de verschrallings-jaarbalans van ammonium en nitraat

AANVOER VAN AMMONIUM IN DE WORTELZONE

In de jaarbalans van ammonium bestaat de aanvoer, onder omstandigheden van verschralling, uit:

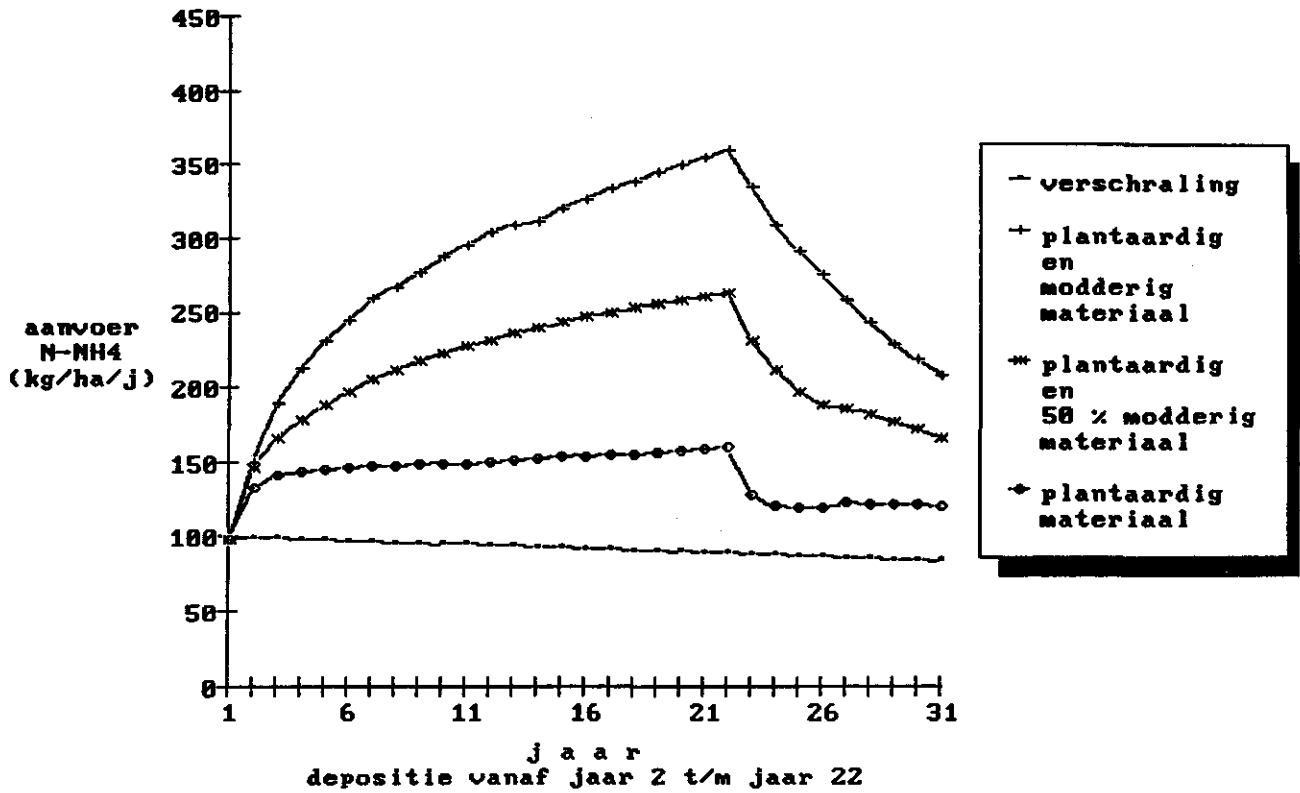
- mineralisatie van het organische bodemmateriaal (veen en plantenresten) en
- natte en droge atmosferische depositie.

De bijdrage van de transportprocessen via de waterstromen blijkt over een jaar berekend te leiden tot een netto afvoer van stikstof uit de wortelzone. In de figuren 14 en 15 staat de aanvoer van ammonium in de wortelzone (0-15 cm) gedurende een periode van 31 jaar weergegeven voor respectievelijk het terrastalud en het steile talud. Hierbij bedraagt de natte depositie jaarlijks 11 kg N-NH₄/ha en de droge depositie 20 kg N-NH₄/ha.

De aanvoer van ammonium door mineralisatie neemt gedurende deze periode langzaam af. Voor het terrastalud bedraagt de bijdrage door mineralisatie aanvankelijk jaarlijks ca. 68 kg N-NH₄/ha om na 22 jaar te zijn gedaald naar ca. 58 kg N-NH₄/ha (zie ook tabel 6, waarbij ook de atmosferische depositie van ammonium is opgeteld). Voor het steile talud bedraagt de bijdrage door mineralisatie aanvankelijk jaarlijks ca. 74 kg N-NH₄/ha en deze bedraagt na 22 jaar nog 61 kg N-NH₄/ha (zie ook tabel 7, waarbij ook de atmosferische depositie van ammonium opgeteld). Deze langzame daling van de bijdrage van de mineralisatie komt tot stand doordat het organische materiaal in de wortelzone wordt afgebroken en er nauwelijks stikstof in organische vorm van buiten de wortelzone wordt aangevoerd terwijl er door de oogst van de vegetatie wel stikstof wordt afgevoerd.

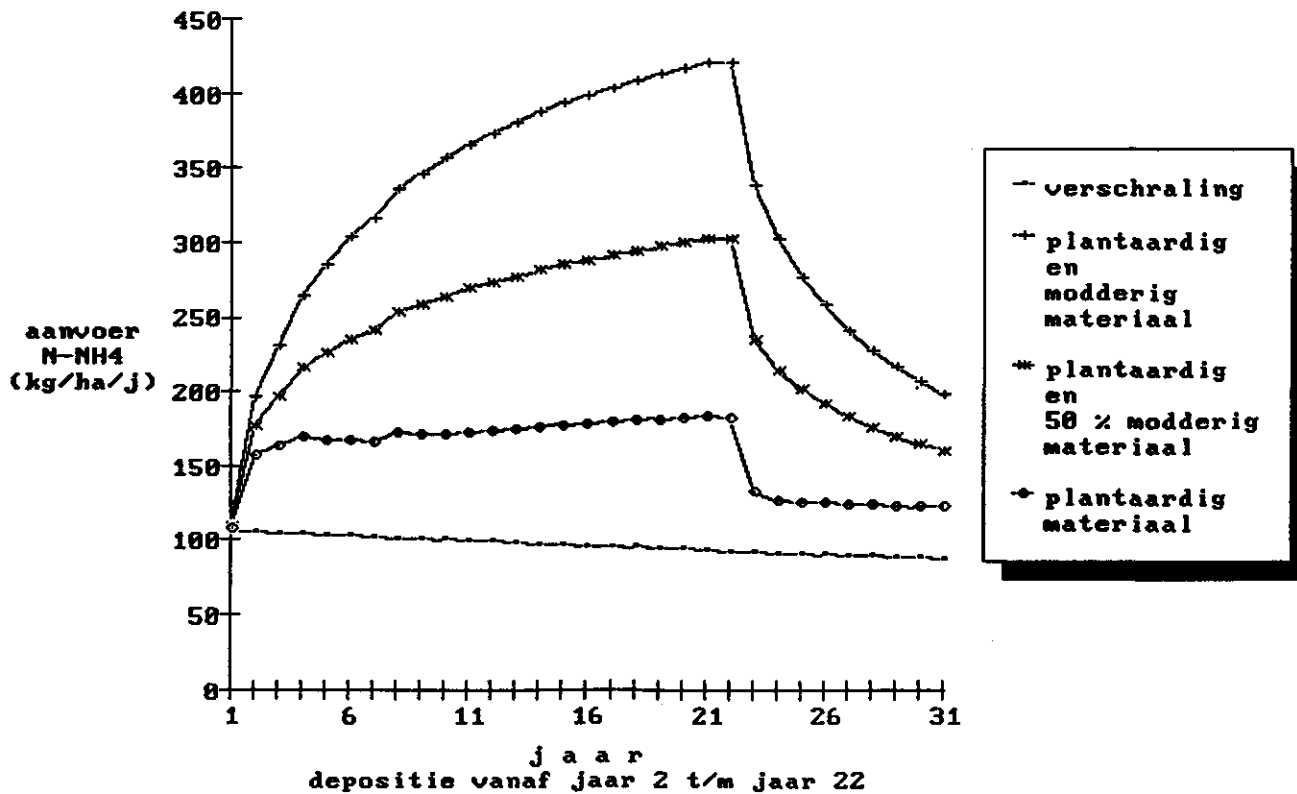
FIGUUR 14

de aanvoer van ammoniumstikstof in de tijd voor de verschralingsbalans en slootschoningsdepositiebalans van de wortelzone (0-15 cm) in het terras talud



FIGUUR 15

de aanvoer van ammoniumstikstof in de tijd voor de verschralingsbalans en slootschoningsdepositiebalans van de wortelzone (0-15 cm) in het steile talud



AFVOER VAN AMMONIUM IN DE WORTELZONE

In de jaarbalans van de wortelzone wordt het ammonium afgevoerd via de processen:

- nitrificatie,
- opname van ammonium door de vegetatie en
- uitspoeling uit de wortelzone (door oppervlakkige afstroming en percolatie naar het grondwater).

In de tabellen 6 en 7 staat de bijdrage van de verschillende afvoercomponenten van ammonium in de verschralingsbalans van de wortelzone, berekend voor jaarnummer 22, weergegeven. Hieruit blijkt duidelijk dat in het model vrijwel alle ammonium wordt omgezet in nitraat (ca. 99 % van de afvoer). Voor een verdere bespreking van deze erg hoge nitrificatie wordt verwezen naar de discussie, paragraaf 8.2-2.

AANVOER VAN NITRAAT IN DE WORTELZONE

In de wortelzone wordt nitraat aangevoerd door:

- nitrificatie van de in de wortelzone aanwezige ammonium-ionen en
- natte en droge atmosferische depositie.

De bijdrage van de transportprocessen via de waterstromen blijkt over een jaar berekend te leiden tot een netto afvoer van stikstof uit de wortelzone. In de figuren 16 en 17 staat de aanvoer van nitraat in de wortelzone gedurende een periode van 31 jaar voor respectievelijk het terras talud en het steile talud uitgezet. Hierbij bedraagt de natte depositie jaarlijks 6 kg N-NO₃/ha en de droge depositie 13 kg N-NO₃/ha. De gedurende deze periode minder wordende aanvoer van nitraat door nitrificatie via mineralisatie van het organische materiaal is direct gekoppeld aan de verminderde aanvoer van ammonium door mineralisatie in de wortelzone. In het terrastalud bedraagt de bijdrage door nitrificatie via mineralisatie aanvankelijk jaarlijks ca. 66 kg N-NO₃/ha om na 22 jaar te zijn gedaald tot 56 kg N-NO₃/ha (zie ook tabel 8, waarbij de atmosferische bijdrage van ammonium en nitraat is opgeteld en 10). In het steile talud bedraagt de bijdrage aanvankelijk jaarlijks ca. 73 kg N-NO₃/ha en deze bedraagt na 22 jaar nog 60 kg N-NO₃/ha (zie ook tabel 9, waarbij de atmosferische bijdrage van ammonium en nitraat is opgeteld en 10).

AFVOER VAN NITRAAT IN DE WORTELZONE

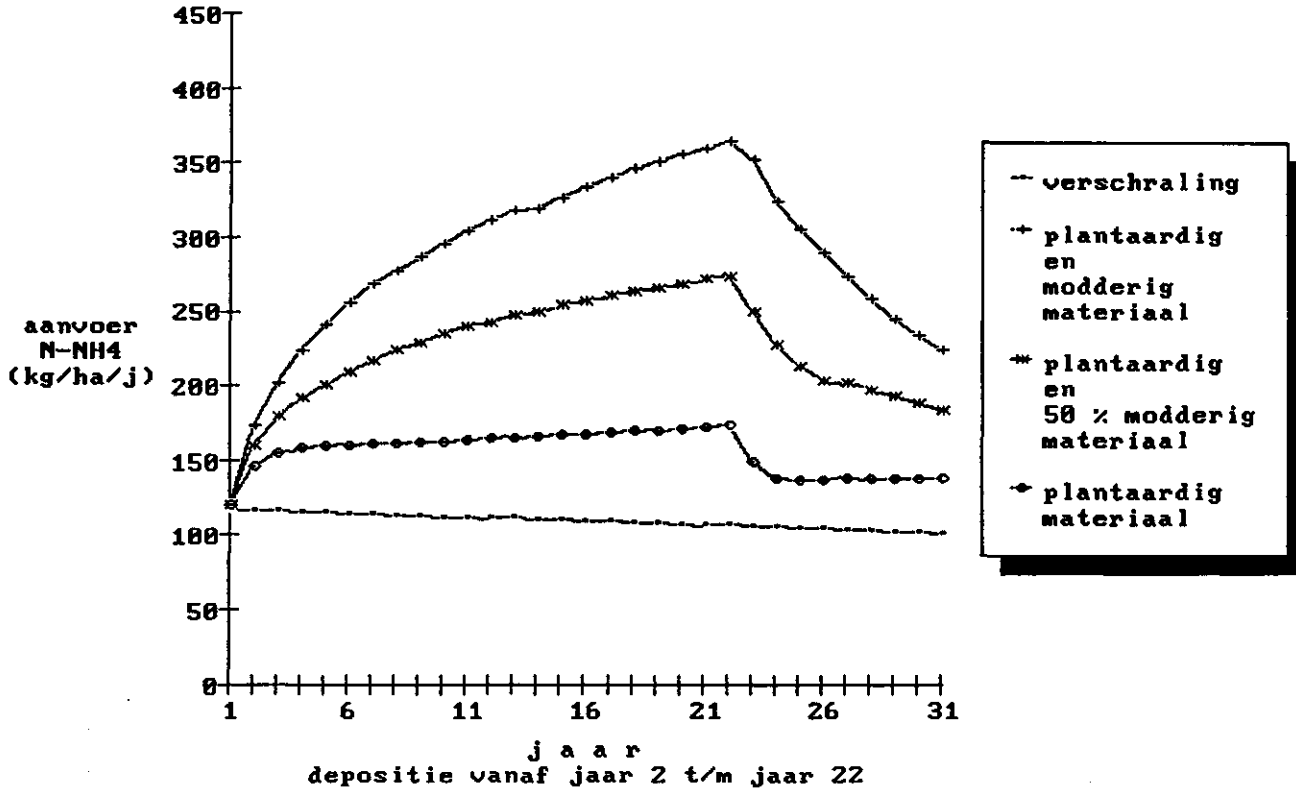
In de jaarbalans van de wortelzone wordt het nitraat verwerkt via de processen:

- denitrificatie,
- opname van nitraat door de vegetatie en
- uitspoeling uit de wortelzone (door oppervlakkige afstroming en uitlek naar het diepe grondwater).

In de tabellen 8 en 9 staat het aandeel van de verschillende afvoercomponenten van nitraat in de verschralingsbalans, berekend voor jaarnummer 22, weergegeven voor respectievelijk het terras talud en het steile talud. Het meeste nitraat wordt uit de wortelzone afgevoerd via de opname door de vegetatie (51 % in het terrastalud en 78 % in het steile talud). Wanneer nu de vegetatie wordt geoogst verdwijnt een gedeelte van de stikstof uit het systeem van het slootkantmilieu, als nauwelijks stikstof wordt aangevoerd van buiten het systeem leidt dit tot verschraling.

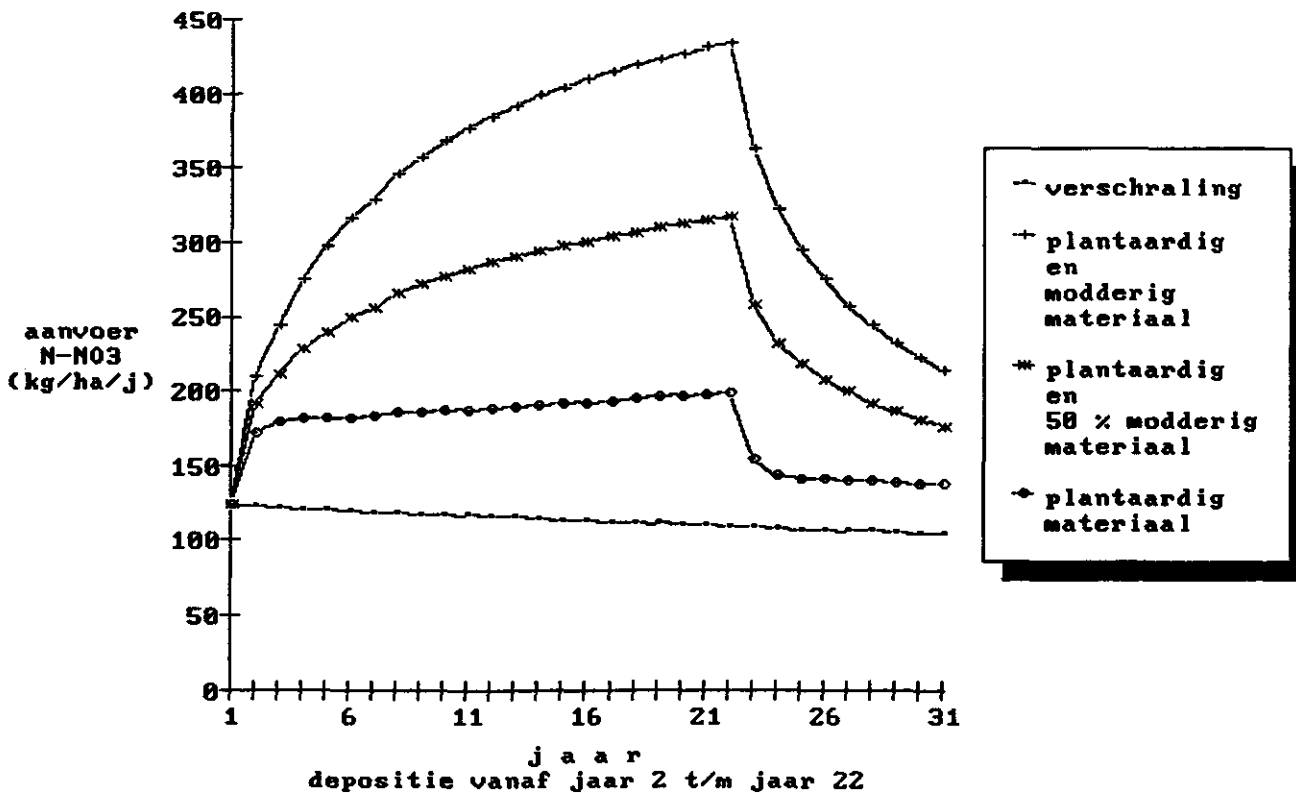
FIGUUR 16

de aanvoer van nitraatstikstof in de tijd voor de verschrallingsbalans en slootschoningsdepositiebalans van de wortelzone (0-15 cm) in het terras talud



FIGUUR 17

de aanvoer van nitraatstikstof in de tijd voor de verschrallingsbalans en slootschoningsdepositiebalans van de wortelzone (0-15 cm) in het steile talud



OPNAME VAN AMMONIUM EN NITRAAT DOOR DE VEGETATIE

De afvoer van minerale stikstof via opname door de vegetatie is vanuit het oogpunt van bedrijfsvoering een belangrijke component in de stikstofbalans. De hoeveelheid stikstof die door de vegetatie kan worden opgenomen is, als stikstof beperkend is voor de groei zoals in de meeste graslanden, bepalend voor de productie van die vegetatie (zie ook paragraaf 7.3-6). In de figuren 18 en 19 is te zien dat de opname van stikstof bij verschraling gedurende de periode van 31 jaar langzaam afneemt. In het jaar 22 bedraagt de opname van ammonium en nitraat door de vegetatie 55 kg N/ha in het terrastalud en 86 kg N/ha in het steile talud (zie ook tabel 13).

7.3-2) de slootschoningsdepositie-jaarbalans van ammonium en nitraat

In de wortelzone van het slootkantmilieu wordt voor het opstellen van de slootschoningsdepositiebalans die berekend wordt gedurende een periode van 31 jaar, jaarlijks 21 jaar lang slootschoningsmateriaal aangevoerd. In het veld wordt dit materiaal in het najaar op het maaiveld van de oever gedeponerd. Het materiaal is afkomstig uit de dichtgeslibde en met planten dichtgegroeide sloot. Voor de depositiebalans zijn drie varianten doorgerekend:

- plantaardig en modderig materiaal,
- plantaardig en 50 % modderig materiaal en
- alleen plantaardig materiaal.

AANVOER VAN AMMONIUM IN DE WORTELZONE

In de jaarbalans van ammonium, bij depositie van slootschoningsmateriaal, bestaat de aanvoer uit:

- mineralisatie van het organische bodem materiaal (veen en plantenresten) en
- natte en droge atmosferische depositie (jaarlijks resp. 11 en 20 kg N-NH₄/ha), plus
- de extra aanvoer via de mineralisatie van het organische slootschoningsmateriaal.

In de figuren 14 en 15 staat deze aanvoer van ammonium in de wortelzone over een periode van 31 jaar voor respectievelijk het terras talud en het steile talud weergegeven. De extra aanvoer die via het slootschoningsmateriaal optreedt is te berekenen door de aanvoer van de verschralingbalans af te trekken van de aanvoer van de depositiebalans.

Gedurende de depositieperiode van 21 jaar neemt de extra aanvoer van ammonium aanvankelijk snel toe, veroorzaakt door het vrijkomen van ammonium uit het makkelijk afbreekbare materiaal (vnl. snelle plantaardige fracties) (vergelijk variant 3, alleen plantaardig materiaal met 1 en 2). De extra aanvoer van ammonium via de mineralisatie van het slootschoningsmateriaal wordt echter na verloop van tijd stabiel, de toename vervlakt. Dit gebeurt het snelst in variant 3, waarin door de snelle afbraak van de makkelijk afbreekbare plantaardige fracties nauwelijks ophoping van organisch materiaal plaatsvindt. De ophoping van het langzaam afbreekbare materiaal (vnl. modderige fractie) leidt uiteindelijk tot een pakket bevattende een bulk van dit materiaal (vergelijk varianten 1 en 2, bevattende de modderige fractie, met variant 3). Er blijft aldus, vooral in de varianten 1 en 2, lang sprake van een toename van de extra ammonium-aanvoer via mineralisatie, omdat het (langzaam) afbreekbare materiaal in de bodem toeneemt. Een vervlakking treedt op, omdat het

relatieve aandeel van de jaarlijkse depositie ten opzichte van de bulk opgehoopte langzaam afbreekbare materiaal steeds kleiner wordt. Als de aanvoer van ammonium vrijwel stabiel is (jaarnummer 22), bedraagt de bijdrage door mineralisatie van plantenresten, veen- plus slootschoningsmateriaal in het terrastalud jaarlijks ca. 328, 232 en 128 kg N-NH₄/ha voor respectievelijk de opties 1,2 en 3 (zie ook tabel 6, waarbij de atmosferische depositie van ammonium is opgeteld). In het steile talud bedraagt deze bijdrage respectievelijk jaarlijks ca. 398, 270 en 150 kg N-NH₄/ha (zie ook tabel 7, waarbij de atmosferische depositie van ammonium is opgeteld).

Na jaar nummer 22 is er een afname te zien in de aanvoer van ammonium, omdat de depositie van het slootschoningsmateriaal is beëindigd. De aanvankelijk snelle afname in aanvoer komt op rekening van het makkelijk afbreekbare organische materiaal (van de snelle plantaardige fractie) dat snel uit de bodem verdwijnt. In het terrastalud is de extra aanvoer door mineralisatie van het slootschoningsmateriaal gehalveerd in ca. 7 à 8, 6 à 7 en 1 à 2 jaar voor respectievelijk de varianten 1, 2 en 3 (zie figuur 14). In het steile talud bedragen deze tijden respectievelijk 4, 3 en minder dan 1 jaar (zie figuur 15). In deze herstelperiode stabiliseert zich de aanvoer van ammonium door mineralisatie op een hoger niveau dan dat van de verschravingsbalans. Als de snel afbreekbare fracties uit de bodem zijn verdwenen blijft uiteindelijk het moeilijk afbreekbare, in de 21 jarige depositieperiode uit het slootschoningsmateriaal gevormde, humus over. Het humus bestaat uit gemodificeerd slootschoningsmateriaal en door bodembacteriën nieuw gesynthetiseerde bestanddelen (Brady, 1984).

AFVOER VAN AMMONIUM IN DE WORTELZONE

In de tabellen 6 en 7 staat de bijdrage van de verschillende afvoercomponenten van ammonium in de depositiebalans van de wortelzone voor respectievelijk het terras talud en het steile talud, berekend over een periode van 31 jaar, weergegeven. Uit deze tabellen blijkt duidelijk dat in het model vrijwel alle ammonium in de wortelzone wordt omgezet in nitraat (ca. 97 % van de afvoer). Voor een bespreking van deze erg hoge nitrificatie wordt verwezen naar de discussie, paragraaf 7.2-2.

AANVOER VAN NITRAAT IN DE WORTELZONE

In de figuren 16 en 17 staat de aanvoer van nitraat in de wortelzone over een periode van 31 jaar weergegeven voor respectievelijk het terras talud en het steile talud. De aanvoer van nitraat is door de nitrificatie direct gekoppeld aan de aanvoer van ammonium in de wortelzone. Daarnaast wordt ook nitraat aangevoerd door de natte en droge atmosferische depositie (jaarlijks resp. 6 en 11 kg N-NO₃/ha). Als de aanvoer van nitraat vrijwel stabiel is (jaarnummer 22), bedraagt de bijdrage door nitrificatie via mineralisatie van het organische materiaal jaarlijks ca. 315, 224 en 124 kg N-NO₃/ha in het terrastalud voor respectievelijk de varianten 1,2 en 3 (zie ook tabel 8, waarbij de atmosferische bijdrage van ammonium en nitraat is opgeteld en 10). In het steile talud is deze bijdrage respectievelijk jaarlijks ca. 383, 266 en 148 kg N-NO₃/ha (zie ook tabel 9, waarbij de atmosferische bijdrage van ammonium en nitraat is opgeteld en 10).

AFVOER VAN NITRAAT IN DE WORTELZONE

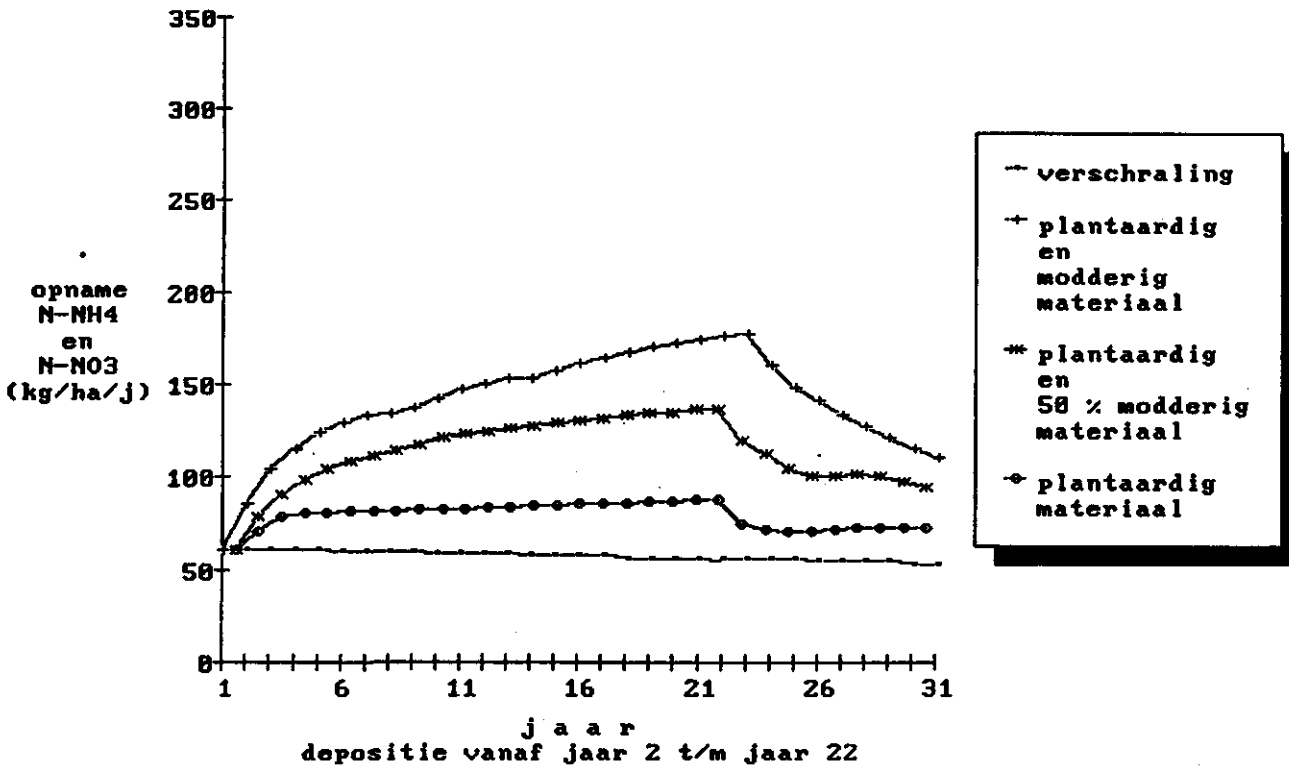
In de tabellen 8 en 9 staat voor de verschillende depositie opties het aandeel van de afvoercomponenten van nitraat in de depositiebalans van de wortelzone, berekend voor jaarnummer 22, weergegeven. De bijdrage die de verschillende componenten hebben in de afvoer van nitraat zijn voor de drie opties van gelijke orde van grootte. In absolute zin zijn er natuurlijk wel grote verschillen in de afvoer van nitraat. In een terras talud wordt het meeste nitraat afgevoerd via opname door de vegetatie (gemiddeld 48 % van de afvoer) en de denitrificatie (gemiddeld 42 % van de afvoer, waarbij de relatieve bijdrage toeneemt met de mate van depositie van organisch materiaal dat in de wortelzone moet worden afgebroken met NO_3 als oxidator). In het steile talud wordt verreweg het meeste nitraat uit de wortelzone afgevoerd via de opname door de vegetatie (gemiddeld 70 % van de afvoer).

OPNAME VAN AMMONIUM EN NITRAAT DOOR DE VEGETATIE

In de figuren 18 en 19 staat de opname van ammonium en nitraat door de vegetatie gedurende een periode van 31 jaar weergegeven. In deze figuren is te zien dat de opname van stikstof gedurende de depositie van het slootschoningsmateriaal toeneemt en stabiliseert. Dit komt doordat de aanvoer van ammonium en nitraat toeneemt via de mineralisatie door een toenemende hoeveelheid organisch materiaal in de met slootschoningsmateriaal bemeste wortelzone. In het terrastalud bedraagt de opname van ammonium en nitraat door de vegetatie in jaar 22 voor de varianten 1,2 en 3 respectievelijk 176, 136 en 87 kg N/ha (zie ook tabel 13 a). In het steile talud bedraagt deze opname in jaar 22 respectievelijk 306, 226 en 146 kg N/ha (zie ook tabel 13 b).

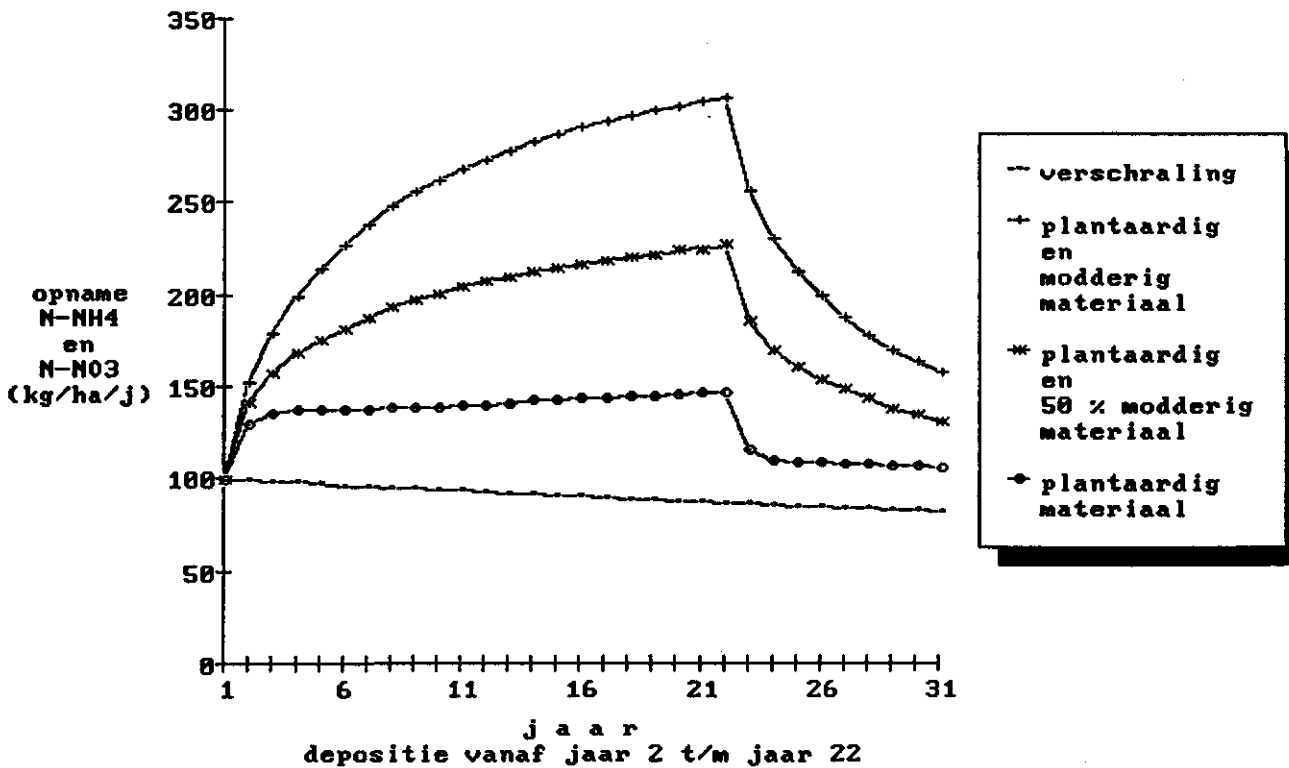
FIGUUR 18

de opname van ammonium- en nitraatstikstof door de vegetatie in de tijd voor de verschrallingsbalans en slootschoningsdepositiebalans van de wortelzone (0-15 cm) in het terras talud



FIGUUR 19

de opname van ammonium- en nitraatstikstof door de vegetatie in de tijd voor de verschrallingsbalans en slootschoningsdepositiebalans van de wortelzone (0-15 cm) in het steile talud



	totale aanvoer (= totale afvoer) (kg N-NH ₄ /ha)	relatieve aandeel (uitgedrukt in %) van de afvoercomponenten		
		nitri- ficatie	plant- opname	uit- spoeling
BEHEERSITUATIE:				
verschraling	88	99	1	
jaarlijkse depositie van:				
1) plantaardig en modderig materiaal	359	96	2	1
2) plantaardig en 50 % modderig materiaal	262	97	2	1
3) alleen plantaardig materiaal	159	97	2	1

TABEL 6 De aan- en afvoer van N-NH₄ in de wortelzone van het terrastalud, bij verschraling en depositie van slootschoningsmateriaal, berekend voor jaarnummer 22. (De totale aanvoer bestaat uit de componenten mineralisatie en natte en droge atmosferische depositie (resp. 11 en 20 kg N-NH₄/ha).)

	totale aanvoer (= totale afvoer) (kg N-NH ₄ /ha)	relatieve aandeel (uitgedrukt in %) van de afvoercomponenten		
		nitri- ficatie	plant opname	uit- spoeling
BEHEERSITUATIE:				
verschraling	92	98	1	1
jaarlijkse depositie van:				
1) plantaardig en modderig materiaal	421	98	1	1
2) plantaardig en 50 % modderig materiaal	302	98	1	1
3) alleen plantaardig materiaal	183	97	2	1

TABEL 7 De aan- en afvoer van N-NH₄ in de wortelzone het steile talud, bij verschraling en depositie van slootschoningsmateriaal, berekend voor jaarnummer 22. (De totale aanvoer bestaat uit de componenten mineralisatie en natte en droge atmosferische depositie (resp. 11 en 20 kg N-NH₄/ha).)

BEHEERSITUATIE:	totale aanvoer (= totale afvoer) (kg N-NO ₃ /ha)	relatieve aandeel (uitgedrukt in %) van de afvoercomponenten		
		denitri- ficatie	plant- opname	uit- spoeling
verschraling	105	19	51	30
jaarlijkse depositie van:				
1) plantaardig en modderig materiaal	364	44	46	9
2) plantaardig en 50 % modderig materiaal	273	42	48	10
3) alleen plantaardig materiaal	173	40	49	12

TABEL 8 De aan- en afvoer van N-NO₃ in de wortelzone van het terrastalud, bij verschraling en depositie van slootschoningsmateriaal, berekend voor jaarnummer 22. (De totale aanvoer bestaat uit de componenten nitrificatie en natte en droge atmosferische depositie (resp. 6 en 13 kg N-NO₃/ha).)

BEHEERSITUATIE:	totale aanvoer (= totale afvoer) (kg N-NO ₃ /ha)	relatieve aandeel (uitgedrukt in %) van de afvoercomponenten		
		denitri- ficatie	plant- opname	uit- spoeling
verschraling	109	4	78	18
jaarlijkse depositie van:				
1) plantaardig en modderig materiaal	433	3	69	28
2) plantaardig en 50 % modderig materiaal	316	3	70	27
3) alleen plantaardig materiaal	198	3	72	25

TABEL 9 De aan- en afvoer van N-NO₃ in de wortelzone van het steile talud, bij verschraling en depositie van slootschoningsmateriaal, berekend voor jaarnummer 22. (De totale aanvoer bestaat uit de componenten nitrificatie en natte en droge atmosferische depositie (resp. 6 en 13 kg N-NO₃/ha).)

7.3-3) vergelijking tussen het terras talud en het steile talud

Uit de afvoer van ammonium in de wortelzone is gebleken dat vrijwel al het aanwezige ammonium wordt omgezet in nitraat. Voor een vergelijking van de stikstofhuishouding in de wortelzone tussen het terrastalud en het steile talud is daarom met name de aan- en afvoer van nitraat, de nitraatbalans het meest relevant.

AANVOER VAN NITRAAT IN TERRAS EN STEIL TALUD

In tabel 10 staat de aanvoer van nitraat die optreedt via mineralisatie en nitrificatie (dus geen atmosferische depositie) in de wortelzone van het terrastalud en het steile talud uitgezet voor de verschrallingsbalans en de drie opties van de depositie balans, berekend voor jaarnummer 22. De absolute aanvoer van nitraat is in het steile talud groter dan in het terras talud. In de verschrallingsbalans is dit verschil echter verwaarloosbaar klein (Op dit opvallend kleine verschil wordt teruggekomen in de discussie, paragraaf 8.2-2.). Deze hogere aanvoer is een gevolg van het minder vochtig en zuurstofrijker zijn van de wortelzone van dit talud, waardoor de processen mineralisatie en daaraan gekoppeld nitrificatie sneller verlopen. De relatieve bijdrage van de nitrificatie in de verwerking van het aangevoerde ammonium (zie tabel 6 en 7 en discussie paragraaf 8.2-2) is voor het terrastalud en het steile talud nagenoeg gelijk. Uit bijlage 6 (output 9 a b en 10 a b) blijkt bij vergelijking tussen terras- en steil talud dat deze processen in het bodemprofiel van het steile talud ook op grotere diepte optreden.

BEHEERSITUATIE:	bemesting met N-organisch (kg N/ha plantaardig en modderig materiaal)	aanvoer van N-NO ₃	
		TERRAS	STEIL
verschralling	geen bemesting	56	60
jaarlijkse depositie van:			
1) plantaardig en modderig materiaal	719	315	383
2) plantaardig en 50 % modderig materiaal	497	224	266
3) alleen plantaardig materiaal	276	124	148

TABEL 10 De organische stikstofbemesting via de jaarlijkse depositie van 125000 kg slootschoningsmateriaal/ha voor de drie depositie opties en de bijbehorende aanvoer van N-NO₃ door nitrificatie van het uit het organisch materiaal gemineraliseerde ammonium in de wortelzone van het terras talud en het steile talud, berekend voor jaar 22. Deze aanvoer is zonder atmosferische depositie (ongeveer 50 kg N/ha).

AFVOER VAN NITRAAT IN EEN TERRAS EN STEIL TALUD

Voor een vergelijking van de verwerking van het aangevoerde nitraat door de verschillende afvoercomponenten tussen het terras- en het steile talud wordt verwezen naar de tabellen 8 en 9 en de samenvattende tabel 11.

* denitrificatie van $N-NO_3$

De absolute hoeveelheid $N-NO_3$ die denitrificeert in de wortelzone van het terrastalud is groter dan in het steile talud, ondanks de kleinere aanvoer van nitraat in het terrastalud. Dit komt doordat het relatieve aandeel van de denitrificatie in de verwerking van het aangevoerde nitraat in de wortelzone van het terras talud véél groter is. Een verklaring hiervoor zijn de zeer vochtige en daardoor anaerobe omstandigheden in het terras talud waardoor bij aanwezigheid van afbreekbaar organisch materiaal (veen en slootschoningsmateriaal) denitrificatie kan optreden.

* de opname van $N-NO_3$ door de vegetatie

De absolute hoeveelheid $N-NO_3$ die door de vegetatie wordt opgenomen is in het terras talud kleiner dan in het steile talud. Dit komt ten eerste doordat de aanvoer van nitraat in het terras talud minder is. Maar ten tweede is ook het relatieve aandeel van de opname door de vegetatie in de verwerking van het aangevoerde nitraat veel kleiner. Een verklaring hiervoor is dat onder zeer vochtige omstandigheden de afvoer van nitraat door denitrificatie groter wordt waardoor de concentratie aan nitraat in het bodemvocht van de zeer vochtige wortelzone is verlaagd. Het proces, opname door de vegetatie, zelf wordt in het model ANIMO niet beïnvloed door de vochtige omstandigheden (zie discussie paragraaf 8.2-3).

* de uitspoeling van $N-NO_3$ uit de wortelzone

Bij verschralling van de wortelzone blijkt de absolute hoeveelheid $N-NO_3$ die wordt uitgespoeld uit de wortelzone in het terrastalud groter te zijn dan in het steile talud, ondanks de kleinere aanvoer van nitraat in het terras talud. Dit komt doordat het relatieve aandeel van de uitspoeling in de verwerking van het aangevoerde nitraat bij verschralling in het terras talud veel groter is. Een verklaring hiervoor moet waarschijnlijk gezocht worden in een andere verdeling van de waterfluxen in de tijd, waarbij in het terrastalud door de natte omstandigheden een wat snellere oppervlakkige piekafvoer van water plaatsvindt, leidend tot een kortere verblijftijd van het in het water opgeloste nitraat in de bodem en dus minder denitrificatie. Dit betekent overigens niet dat het aanleggen van een terras talud leidt tot een grotere eutrofiëring van de aangrenzende sloot. In het terrastalud zijn de bodemprocessen vrijwel beperkt tot de wortelzone (± 15 cm), terwijl in het steile talud het nitraat over een grotere bodemdiepte wordt gevormd en uitgespoeld (zie bijlage 6 (output 10 a b vergelijken met 9 a b)).

Bij depositie van het slootschoningsmateriaal blijkt de absolute hoeveelheid $N-NO_3$ die wordt uitgespoeld in het terrastalud kleiner dan in het steile talud. Dit komt zowel door de kleinere aanvoer van nitraat in het terras talud (door lagere mineralisatie) als ook door een kleiner relatief aandeel van de uitspoeling in de verwerking van het aangevoerde nitraat. Waarschijnlijk is het dat er in het algemeen meer nitraat gevormd wordt dan er kan worden opgenomen door de vegetatie. Daardoor is het nitraat onderhevig aan transport waarbij in het terras talud nog relatief veel $N-NO_3$ kan denitrificeren alvorens uit te spoelen uit de wortelzone. In het steile talud is deze denitrificatie door de aerobere

omstandigheden minder, daardoor zal bij een toename van de aanvoer van nitraat ook relatief meer uitspoelen.

	BEHEERSITUATIE			
	TERRAS TALUD		STEIL TALUD	
	verschraling	depositie	verschraling	depostie
<u>AFVOER:</u>				
denitrificatie	20 (19)	115 (40)	4 (4)	10 (3)
opname door de plant	54 (51)	128 (48)	85 (78)	222 (70)
uitspoeling uit de wortelzone	31 <u>(30)</u>	27 <u>(10)</u>	20 <u>(18)</u>	84 <u>(27)</u>
<u>AANVOER:</u>				
atmosferische depositie	19 (18)	19 (7)	19 (17)	19 (6)
nitrificatie	96 <u>(92)</u>	251 <u>(93)</u>	90 <u>(83)</u>	279 <u>(94)</u>
	105	270	109	316

TABEL 11 De absolute bijdrage (kg/ha) en het relatieve aandeel (getal tussen haakjes, %) van de aan- en afvoercomponenten van N-NO₃ in de verschralingsbalans en depositiebalans van de wortelzone in een terras talud en een steil talud, berekend voor jaarnummer 22.

n.b. de waarden bij depositie is het gemiddelde van de drie opties

7.3-4) vergelijking tussen de beheersvormen verschraling en depositie van slootschoningsmateriaal

AANVOER VAN NITRAAT BIJ VERSCHRALING EN SLOOTSCHONINGSMATERIAALDEPOSITIE
Uit tabel 10 blijkt dat de aanvoer van nitraat via mineralisatie en daaraan gekoppeld nitrificatie toeneemt met toename van het organische materiaal in de wortelzone door de depositie van het slootschoningsmateriaal. Het relatieve aandeel van de nitrificatie in de verwerking van het aangevoerde ammonium (zie tabel 6 en 7) verschilt nauwelijks voor de verschillende beheerssituaties.

AFVOER VAN NITRAAT BIJ VERSCHRALING EN SLOOTSCHONINGSMATERIAALDEPOSITIE
 Voor een vergelijking van de verwerking van het aangevoerde nitraat door de verschillende afvoercomponenten tussen de verschralings- en depositiebalans wordt verwezen naar de tabellen 8 en 9 en de samenvattende tabel 11.

* denitrificatie van $N-NO_3$

In het terrastalud waarin door de zeer vochtige omstandigheden denitrificatie in ruime mate optreedt blijkt de hoeveelheid $N-NO_3$ die denitrificeert in de wortelzone toe te nemen bij depositie van slootschoningsmateriaal. Dit komt door de absolute verhoogde aanvoer van $N-NO_3$, maar ook door een toename van het relatieve aandeel van denitrificatie in de verwerking van het aangevoerde $N-NO_3$ bij depositie van organisch materiaal in het slootschoningsmateriaal. Een verklaring hiervoor is dat het denitrificatie proces sneller verloopt bij een toename van het afbreekbare organische materiaal dat bij anaerobe verbranding door de bacteriën wordt geoxideerd met behulp van NO_3 . Daar komt nog bij dat het depositiemateriaal relatief veel makkelijk afbreekbare componenten bevat, wat ten gunste van de denitrificatie is.

In het steile talud is dit effect niet aantoonbaar omdat hierin in vergelijking tot het terrastalud nauwelijks denitrificatie optreedt.

* de opname van $N-NO_3$ door de vegetatie

In het terrastalud neemt de absolute hoeveelheid $N-NO_3$ die wordt opgenomen door de vegetatie toe bij de depositie van slootschoningsmateriaal door de verhoogde aanvoer van nitraat. Het relatieve aandeel van de opname door de vegetatie in de verwerking van het aangevoerde $N-NO_3$ neemt echter af. Dit is te verklaren door de relatieve toename van de denitrificatie in de wortelzone door de depositie van het organische slootschoningsmateriaal.

In het steile talud neemt de absolute hoeveelheid $N-NO_3$ die wordt opgenomen door de vegetatie ook toe bij depositie van slootschoningsmateriaal door de verhoogde aanvoer van $N-NO_3$. Het relatieve aandeel van de opname door de vegetatie in de verwerking van het aangevoerde $N-NO_3$ is kleiner bij depositie. Dit komt doordat de aanvoer van $N-NO_3$ meer is dan er door de vegetatie kan worden opgenomen. Daardoor wordt bij een toenemende aanvoer de relatieve betekenis van de uitspoeling groter.

* uitspoeling van $N-NO_3$ uit de wortelzone

In het terrastalud neemt de hoeveelheid $N-NO_3$ die wordt uitgespoeld af bij depositie, ondanks de absoluut verhoogde aanvoer van $N-NO_3$. Het relatieve aandeel van de uitspoeling in de verwerking van het aangevoerde $N-NO_3$ neemt echter af bij depositie door een toename van het relatieve aandeel van de denitrificatie waardoor $N-NO_3$ vervliegt alvorens uit de wortelzone te kunnen uitspoelen.

In het steile talud neemt de hoeveelheid $N-NO_3$ die wordt uitgespoeld toe bij depositie door de verhoogde aanvoer van $N-NO_3$. Het relatieve aandeel van de uitspoeling in de verwerking van het aangevoerde $N-NO_3$ neemt toe door de beperkte opname door de vegetatie in tegenstelling tot het terrastalud denitrificeert hierbij het uitspoelende nitraat niet.

7.3-5) de effectiviteit van de bemestende factor, de depositie van slootschoningsmateriaal

De meststoffen, drijfmest, kunstmest en ook slootschoningsmateriaal, worden op het land gedeponeed om de grasproductie te verhogen. Gedurende een bepaalde periode zal een deel van het gedeponeede stikstof in deze meststoffen verloren gaan voor de vegetatie door de processen uitspoeling en vervluchtiging. Met de door het model berekende gegevens is de effectiviteit te bepalen van het slootschoningsmateriaal als meststof in het vochtige milieu van het terras talud (gemiddelde grondwaterstand -0.0937 m-m.v.) en het steile talud (gemiddelde grondwaterstand -0.241 m-m.v.). Hierbij is de effectiviteit gedefinieerd als de ratio tussen de extra opname van stikstof door de vegetatie bij depositie en de gedeponeede hoeveelheid stikstof. In een formule:

$$E_{m, slsch} = \frac{(O_{dep} - O_{ver.})}{N_{dep}}$$

E_m = effectieve bemesting
 O_{dep} = opname door de vegetatie in de depositiebalans
 O_{ver} = opname door de vegetatie in de verschrallingsbalans
 N_{dep} = gedeponeede hoeveelheid (organische) stikstof

EFFECTIEVE BEMESTING

	terras talud	steil talud
DEPOSITIE OPTIES:		
jaarlijkse depositie van:		
1) plantaardig en modderig materiaal	17	31
2) plantaardig en 50 % modderig materiaal	16	28
3) alleen plantaardig materiaal	12	22

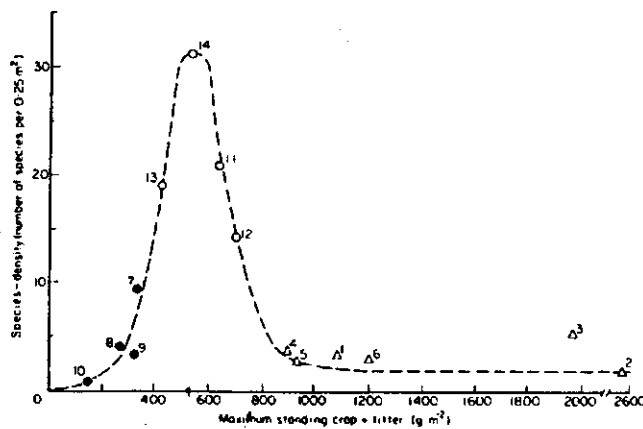
TABEL 12 De effectieve bemesting (uitgedrukt in %) van de drie depositie opties in het terras talud en het steile talud, berekend over een periode van 31 jaar (met gedurende 21 jaar een jaarlijkse depositie van 125000 kg slootschoningsmateriaal/ha).

Uit tabel 12 blijkt dat de effectieve bemesting in het terrastalud ongeveer de helft bedraagt van die in het steile talud. Dit komt zowel door de absoluut lagere aanvoer middels mineralisatie en nitrificatie als ook door de relatief hogere bijdrage van het denitrificatieproces, waardoor in het terrastalud netto minder stikstof beschikbaar is voor opname door de vegetatie (n.b. het opname proces zelf wordt in het model niet beïnvloed door de vochtigere omstandigheden in het terrastalud, zie discussie paragraaf 8.2-3).

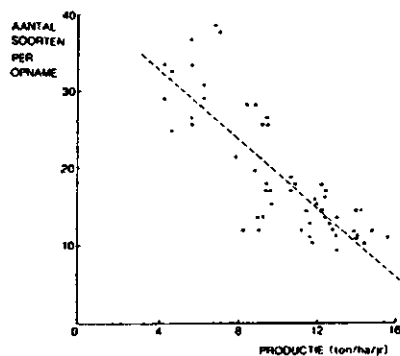
7.3-6) de productie en soortenrijkdom van de vegetatie

Hoe relevant is nu de voedselrijkdom in het slootkantmilieu voor de natuurwaarde van de vegetatie?

Naast dat de productie van de vegetatie vanzelfsprekend van belang is voor de bedrijfsvoering, is deze ook bepalend voor de natuurwaarde, nl. de soortensamenstelling en soortenrijkdom van de vegetatie. In de inleiding van dit verslag is kort aangestipt dat er een relatie bestaat tussen de productie van de vegetatie en de soortenrijkdom in die vegetatie. Volgens o.a. Al-Mufti en ook Vermeer komt deze relatie tot uitdrukking in een optimum verband, waarbij de soortenrijkdom in vegetaties toeneemt bij toenemende productie op lage productie niveaus (< 4000 - 5000 kg/ha) en afneemt bij toenemende productie op hoge productie niveaus (> 4000 - 5000 kg/ha) (Vermeer, 1983) (FIGUUR 9_a). Voor de lage productie niveaus moet hierbij opgemerkt worden dat bij daling van de productie, de soortenrijkdom wellicht afneemt maar deze afname geen achteruitgang hoeft te betekenen voor de natuurwaarde van de vegetatie. In deze vegetaties kunnen nl. vanuit het oogpunt van natuurbehoud interessante zeldzame soorten voorkomen, die alleen kunnen groeien in voedselarme milieus. De gegevens zijn niet eenduidig over het productieniveau waarbij dit optimum zou liggen (vgl. o.a. 6 ton/ha/j; Melman, 1986). Het negatieve verband tussen de belasting met voedingsstoffen en soortenrijkdom van de vegetatie is vele malen vastgesteld en algemeen geaccepteerd (FIGUUR 9_b). Dit verband geldt waarschijnlijk ook voor slootkanten (Melman, 1986).



FIGUUR 9^a DE RELATIE TUSSEN PRODUCTIE EN SOORTENRIJKDOM VAN VEGETATIES OP VEERTIEN SITES. (naar Al-Mufti et al, 1977)



FIGUUR 9^b HET VERBAND TUSSEN PRODUCTIE AAN DROGE STOF EN DE SOORTENRIJKDOM VAN GRASLANDVEGETATIES. (uit Melman, 1987)

In de figuren 18 en 19 staat de opname van ammonium en nitraat door de vegetatie over een periode van 31 jaar weergegeven. Deze stikstof opname kan omgerekend worden naar de productie van de vegetatie:

productie van organische	= stikstof	x C/N ratio	x 100/58
stof in de gehele plant	opname	van de	(58 % C in organisch
per hectare	per hectare	vegetatie	materiaal)
(kg/ha, drooggewicht)	(kg N/ha)		

Deze productie heeft betrekking op de gehele plant, voor de bovengrondse productie moet de waarde nog grofweg worden gehalveerd. De C/N ratio van de vegetatie kan variëren van 20 tot 100 (Brady, 1984) en bedroeg voor het plantaardige deel van het slootschoningsmateriaal 23. Dit is een lage C/N verhouding, gecontroleerd zal moeten worden of deze waarde ook toepasbaar is voor de slootkantvegetatie. Voor de onderstaande conclusies wordt uitgegaan van de productie van de vegetatie met een C/N verhouding van 40. Deze verhouding vertegenwoordigt een meer gemiddelde waarde voor graslanden, waardoor de vergelijkbaarheid met productiewaarden in andere literatuur over terrestische graslanden groter wordt.

In tabel 13 zijn de producties uitgezet voor het jaarnummer 22, waarin de aanvoer van minerale stikstof is gestabiliseerd. De door het model berekende producties zijn over het algemeen laag en liggen nabij en in de range van producties die leiden tot maximale soortenrijkdom (diskussiepunt).

De productie bij verschraling in het terrastalud is erg laag. Deze lage productie leidt wellicht niet tot een maximale soortenrijkdom van de vegetatie, maar de soortensamenstelling kan echter uit het oogpunt van natuurbehoud interessant kan zijn door het voorkomen van zeldzame voedselarme soorten.

De depositie van het slootschoningsmateriaal in het steile talud, waarin plantaardig én modderig materiaal als bemestende factoren worden beschouwt, leidt tot een sterke daling in aantal soorten (ongeveer 30 soorten bij verschraling tegenover 18 en 24 soorten bij depositievarianten 1 en 2).

Onafhankelijk van of nu wel of geen slootschoningsmateriaal in het terrastalud wordt gedeponeed, zal de vegetatie in dit terrastalud, uitgaande van de voedselrijkdom volgens het model en de toegepaste formules, een hoge natuurwaarde kunnen vertegenwoordigen. Opgemerkt moet worden dat de in het model doorgerekende slootkanten niet zijn bemest met drijf- en of kunstmest en onbeweid zijn. Bemesting naast depositie van slootschoningsmateriaal zal uiteraard leiden tot productie verhoging en daarmee daling van natuurwaarde.

Voor het steile talud geldt dat als deze niet wordt bemest (met slootschoningsmateriaal, drijf- en of kunstmest) ook hier, uitgaande van de voedselrijkdom, de vegetatie een hoge natuurwaarde kan vertegenwoordigen.

Als in het steile talud waarin slootschoningsmateriaal wordt gedeponeed, zowel het plantaardige als ook het modderige deel als bemestende factoren moeten worden beschouwt, dan leidt alleen al deze bemestingsdruk tot aanzienlijke daling in de soortenrijkdom. Als daarnaast nog andere meststoffen worden toegepast zal dit de soortenrijkdom verder doen dalen.

	stikstof opname (kg N/ha)	scheuten productie (kg/ha)	aantal soorten per opname
BEHEERSITUATIE:			
verschraling	55	1925 (1100)	? (?)
jaarlijkse depositie van:			
plantaardig en modderig materiaal	176	6160 (3520)	28 (?)
plantaardig en 50 % modderig materiaal	136	4760 (2720)	31 (?)
alleen plantaardig materiaal	87	3045 (1740)	? (?)

n.b. ? = soorten aantal niet te herleiden uit figuur 9_b

TABEL 13_a De opname van stikstof door de vegetatie en de productie en bijbehorende soortenrijkdom van de vegetatie in het terras talud, berekend voor jaarnummer 22. De droge stof productie is berekend met de formule uit paragraaf 7.3-6 voor een vegetatie met C/N verhouding van 40. Het aantal soorten is afgeleid uit figuur 9_b. (tussen haakjes staan waarden bij C/N verhouding van 23)

	stikstof opname (kg N/ha)	scheuten productie (kg/ha)	aantal soorten per opname
--	---------------------------------	----------------------------------	---------------------------------

BEHEERSITUATIE:

verschraling	86	3010 (1720)	? (?)
jaarlijkse depositie van:			
plantaardig en modderig materiaal	306	10710 (6120)	18 (28)
plantaardig en 50 % modderig materiaal	226	7910 (4520)	24 (32)
alleen plantaardig materiaal	146	5110 (2920)	31 (?)

n.b. ? = soorten aantal niet te herleiden uit figuur 9_b

TABEL 13_b De opname van stikstof door de vegetatie en de productie en bijbehorende soortenrijkdom van de vegetatie in het steile talud, berekend voor jaarnummer 22. De droge stof productie is berekend met de formule uit paragraaf 7.3-6 voor een vegetatie met C/N verhouding van 40. Het aantal soorten is afgeleid uit figuur 9_b. (waarden bij C/N verhouding van 23)

7.3-7) algemeen samenvattende conclusies

- de modelering

De in dit verslag toegepaste schematisatie van de inrichtingsvormen, terras en steil talud, ten behoeve van de simulatie van de waterhuishouding geeft bevredigende resultaten en maakt een vergelijking tussen natte en droge situatie met betrekking tot de stikstofhuishouding goed mogelijk.

De door het model ANIMO berekende resultaten moeten met enige voorzichtigheid worden geïnterpreteerd daar het model nog niet getoetst is voor veenbodems en ook niet voor zeer vochtige omstandigheden, zoals in het slootkantmilieu.

De onderstaande conclusies hebben betrekking op jaarnummer 22. In dit jaar hebben de aan- en afvoer van minerale stikstof, na een periode van 21 jaar depositie van slootschoningsmateriaal, een stabiele fase bereikt.

- verschrallingsbalans

De aanvoer van minerale stikstof (ammonium en nitraat) is onder omstandigheden van verschralling in het terrastalud en het steile talud van gelijke orde van grootte (jaarnummer 22: 105 en 109 kg N-NO₃/ha). Deze aanvoer komt voor ongeveer de helft op rekening van de atmosferische depositie (50 kg N/ha) en voor de andere helft op rekening van de mineralisatie van het veenmateriaal.

De relatieve bijdrage van de afvoercomponenten in de verwerking van het aangevoerde minerale stikstof is onder omstandigheden van verschralling wel zeer verschillend. Hierbij is voor verdere uitspraken met betrekking tot productie en natuurwaarde vooral de opname van stikstof door de vegetatie van belang. Vrijwel al het stikstof wordt opgenomen in de vorm van nitraat. In het terrastalud wordt 51 % van het aangevoerde nitraat opgenomen door de vegetatie tegenover 78 % in het steile talud. Deze lagere stikstof opname in het terrastalud komt zowel door het optreden van denitrificatie (19 % tegenover 4 %) als ook door uitspoeling (30 % tegenover 18 %).

- slootschoningsmateriaal-depositiebalans

Door depositie van slootschoningsmateriaal neemt de hoeveelheid organisch materiaal in de bodem toe. Hierdoor neemt ook de aanvoer van minerale stikstof in de wortelzone toe via mineralisatie (tabel 10). De verwerking van het organische materiaal door mineralisatie blijkt in het terrastalud en het steile talud niet van gelijke orde van grootte, dit in tegenstelling tot de onbemeste situatie. De aanvoer van minerale stikstof bij depositie is in het terrastalud lager dan in het steile talud door remming van de mineralisatie onder anaerobe omstandigheden. Dit verschil in aanvoer door mineralisatie bedraagt 68, 42 en 24 kg N-NO₃/ha voor respectievelijk de depositie varianten 1, 2 en 3.

De relatieve bijdrage van de afvoercomponenten van minerale stikstof is ook bij depositie van slootschoningsmateriaal zeer verschillend voor het terras en het steile talud. In het terras wordt 50 % van het aangevoerde nitraat opgenomen tegenover 70 % in het steile talud. Deze relatieve opname is niet erg afwijkend van die onder omstandigheden van verschralling. Opvallend is echter de toename van de relatieve bijdrage door denitrificatie bij depositie van slootschoningsmateriaal in het terrastalud (40 % bij depositie tov. 19 % bij verschralling).

- productie en soortenrijkdom in het slootkantmilieu

De opname van stikstof door de vegetatie kan worden omgerekend in de productie van de vegetatie. Deze productie is met behulp van het negatieve lineaire verband tussen soortenrijkdom en de productie op de hogere productie niveaus ($\geq 4 - 5$ ton droge stof/ha) omgezet in het aantal soorten per opname (paragraaf 7.3-6).

Uit de resultaten van het model blijken zowel de onbemeste als ook de met slootschoningsmateriaal bemeste terrastalud, mogelijkheden te bieden om de natuurwaarde van de vegetatie in het veenweide gebied te behouden of te ontwikkelen respectievelijk door het voorkomen van zeldzame soorten en door een hoge soortenrijkdom.

Ook onbemeste steile taluds lijken in staat soortenrijke vegetaties te ontwikkelen. Wanneer echter op steile taluds slootschoningsmateriaal wordt gedeponerd, blijkt het aantal soorten in de vegetatie snel te dalen (tabel 13).

8) DISKUSSIE

8.1) waterhuishouding

Vanwege de invloed die de waterhuishouding heeft op het gedrag van stikstof in de bodem is in dit onderzoek allereerst de waterhuishouding van de slootkant doorgerekend met behulp van het model WATBAL.

8.1-1) vergelijking van berekende en gemeten grondwaterstanden

De door het model berekende grondwaterstanden zijn gecontroleerd aan de hand van de in het veld gemeten waarden. De vergelijking van de berekende en gemeten waarden moet enigzins globaal worden toegepast. Dit om te voorkomen dat verschillen in waarden te snel leiden tot het verwerpen van de schematisatie (keuze van de parameters die de mathematische vergelijkingen in het model voor die bepaalde slootkantsituatie kwantificeren) van de slootkant.

Het aantal gemeten waarden is veel kleiner dan het aantal berekende. Als frequenter zou worden gemeten zou het systeem wel eens dynamischer kunnen zijn dan nu verondersteld.

De door het model berekende grondwaterstanden worden opgesteld voor tijdstappen van decades, terwijl de gemeten grondwaterstand op een bepaalde dag ergens in die betreffende decade is bepaald. Verschillen tussen berekende en gemeten waarden kunnen dus tot stand komen door variaties van de grondwaterstanden in een decade. Ook is het mogelijk dat verschillen in berekende en gemeten waarden worden veroorzaakt door een onjuiste bepaling in het veld bv. afgesloten lucht in een peilbuis of onnauwkeurigheid in de meting door trage inloop van water door het filter van de peilbuizen.

Voor een betere vergelijking van de grondwaterstanden is het dan ook noodzakelijk dat meer metingen in het veld worden toegepast (ongeveer iedere twee weken), vooral in de natte periodes.

8.1-2) een voorstel tot verandering van de schematisatie van de slootkant

In de beschrijving die Sonneveld (1954) geeft over de relatie tussen de grondwaterstand in de slootstrook (in beweide percelen de relatief laag gelegen sterk vertrapte strook langs de sloot ter breedte van 1 meter) en de waterstand in de sloot blijkt dat deze zeker in de eerste meter vanaf de slootrand zeer nauw met elkaar samenhangen. Dit wijst op een vrijwel onbelemmerde communicatie tussen sloot en slootstrook, waarbij het bodemprofiel voldoende doorlatend is om voortdurend vanuit de sloot van water voorzien te worden, terwijl anderzijds na de regenval snelle afvoer van water uit deze strook naar de sloot plaatsvindt. De waterstand van de sloot van het proefveld driebruggen A varieert nauwelijks (gemiddeld -2.21 meter tov. NAP., $sd = 0.0275$ bij $n = 12$) gedurende het jaar. Dit zou dus moeten leiden tot een even zo geringe variatie van de grondwaterstand in de eerste meter van de slootkant.

Aannemelijk is het nu dat de, door de huidige schematisatie van de slootkant, berekende variabiliteit in de grondwaterstanden van de slootkant gebufferd moeten worden door het verlagen van de drainage weerstand van de slootkant. Voor de keuze van de parameters, doorlatendheid van de

bodemlagen en de radiale weerstand van de sloten, betekent dit dat voor de slootstrook afgeweken moet worden van de door 'de Staringreeks' (Wösten et al, 1986) opgegeven K-waarden en de door de formule (zie bijlage 1 OME) berekende Ω -waarden. Het invoeren in het model van variërende slootwaterstanden (HD (2) niveaus) wordt hiermee vanzelf wel belangrijker.

8.1-3) de consequenties van de toegepaste schematisatie van de waterhuishouding voor de uitkomsten van het model ANIMO

De in dit onderzoek toegepaste schematisatie van de waterhuishouding heeft waarschijnlijk geleid tot de berekening van iets te hoge grondwaterstanden in de natte decades. Voor de stikstofhuishouding betekent dit dat waarschijnlijk voor de beide inrichtingsvormen te lage mineralisatie en nitrificatie bijdragen en te hoge denitrificatie bijdragen zijn berekend, terwijl de relatieve bijdrage van de uitspoeling wat te laag is. Uiteindelijk leidt dit tot een waarschijnlijk iets te laag berekende opname van stikstof door de vegetatie van het proefveld in object Driebruggen A.

De voor dit onderzoek relevante vergelijking tussen een natte en een relatief droge inrichtingssituatie blijft echter goed mogelijk. De bovenstaande discussiepunten worden hierdoor gerelativeerd en de in dit onderzoek berekende grondwaterstanden, die mogelijk zijn binnen de grenzen van het model WATBAL, worden daarmee als bevredigend beschouwd.

8.1-4) de onvolledigheid van de door WATBAL gesimuleerde transportprocessen voor het slootkantmilieu

Het model WATBAL simuleert de lokale waterhuishouding en houdt geen rekening met de communicatie tussen perceel en slootkant. In de gesimuleerde waterhuishouding wordt dus geen rekening gehouden met de oppervlakkige afstroming van perceels water over en door de wortellaag van het perceel via de slootkant naar de sloot en de diepere grondwaterstroming van perceel naar sloot. In principe zou door deze onvolledigheid van de gesimuleerde waterhuishouding zowel een fout worden gemaakt in de waterbalans als ook (door de in dit perceels water opgeloste stikstof) in de stikstofbalans van de slootkant.

Het is echter de vraag of deze communicatie tussen perceel en slootkant, voor het bodemprofiel van 1 meter en in het bijzonder voor de wortelzone van 15 cm, in werkelijkheid een grote invloed heeft. Sonneveld (1954) introduceert in zijn artikel uit 1954 het fenomeen, dat op de overgangszone van de slootstrook naar het perceel zich een waterkerende zone bevindt (ongeveer 1 à 2 meter vanaf de slootrand), waardoor het verband tussen de grondwaterstand binnen het eigenlijke perceel en de slootwaterstand aanmerkelijk wordt beperkt. De doorlatendheid in de slootstrook is nog betrekkelijk groot (goede communicatie tussen sloot en slootstrook), maar deze daalt in de overgangszone van de slootstrook naar de hoge rug van het eigenlijke perceel tot een zeer geringe waarde (minimum waarde $K = 0.012 - 0.15$ m/d). Dit fenomeen staat bekend als het slootkanteffect. Sonneveld stelt dat dit slootkanteffect zich zover heeft ontwikkeld, dat op vele percelen praktisch geen water meer vanuit de sloot het perceel in

kan dringen en omgekeerd. De waterhuishouding wordt dus vrijwel uitsluitend bepaald door de verdamping en neerslag en door de afvoer van water via de greppels in periode van wateroverlast. (Sonneveld, 1954 en Oosterom en v/d Toorn, 1982)

Dit slootkanteffect en de ligging van een relatief hoge rug tussen perceel en slootstrook isoleren voor wat betreft de oppervlakkige afstroming van water de slootstrook van het perceel. Het is dus mogelijk dat de fout die gemaakt wordt door geen rekening te houden met de perceelscommunicatie in het doorrekenen van de water- en stikstofhuishouding enigzins wordt gecorrigeerd door het optreden van het slootkanteffect.

De communicatie via de grondwaterstroming tussen perceel en slootstrook wordt voor de aanvoer van stikstof naar de wortelzone van de slootstrook nog verzwakt door het verschijnsel dat als nitraat uit het perceel naar de slootkant zou wegspoelen dit voor een zeer aanzienlijk deel waarschijnlijk zou zijn gedenitrificeerd in de met water en organisch materiaal verzadigde bodem alvorens de slootstrook te bereiken.

8.2) stikstofhuishouding

De door het model WATBAL berekende waterhuishouding die tevens als basis dient voor de transportprocessen van stikstof in de slootkant, wordt als volledig beschouwd, waarbij het sloot - slootkantmilieu als een geïsoleerd milieu wordt gedefinieerd ten opzichte van het perceel. Met behulp van het model ANIMO zijn stikstofbalansen opgesteld voor de wortelzone van het slootkantmilieu.

8.2-1) de controle van het model ANIMO voor vochtige veengronden

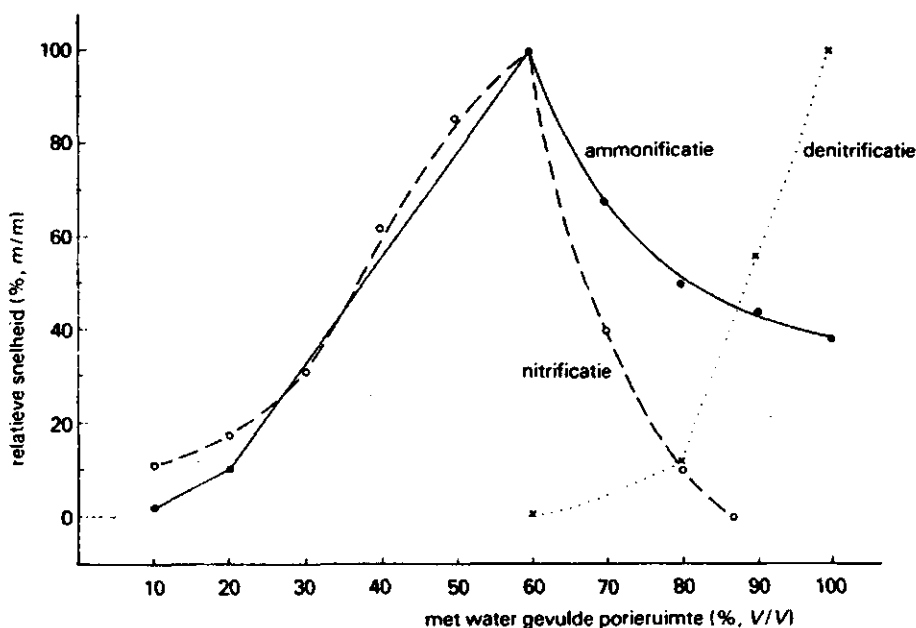
Het model ANIMO geeft een vrij volledige beschrijving van het gedrag van stikstof in de bodem. Het model is echter nog in ontwikkeling, bepaalde facetten van de stikstofhuishouding zijn nog niet in detail uitgewerkt en behoeven nog extra aandacht (zie hiervoor ICW-nota 1671: animo hoofdstuk 7 (Berghuijs - van Dijk, 1985)). Er zijn enkele testruns afgerond met bevredigende resultaten. Voor een bespreking van die runs wordt verwezen naar de ANIMO handleiding, ICW-nota 1848 (Kroes, 1988) waarin ook een gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd op de parameters in het model. Tot nu toe is het model nog niet gecontroleerd voor veengronden en bodems onder vochtige omstandigheden, zoals in het slootkantmilieu van het veenweidegebied. In de invoer van het model zijn er enkele parameters die nadere studie van veenbodems zowel onder vochtige als droge omstandigheden wenselijk maken, om zo te komen tot een betere inschatting van deze parameters in het model. De in dit verslag gepresenteerde resultaten moeten dus onder enig voorbehoud worden geïnterpreteerd. Controle van het model voor deze vochtige veenbodemsituatie is zeker wenselijk. In dit onderzoek was dit echter niet meer mogelijk. De uitkomsten van dit onderzoek kunnen echter wel globaal worden gecontroleerd met behulp van de in het veld gemeten producties van de vegetatie in het terras talud en het steile talud, waaraan momenteel bepalingen worden gedaan.

8.2-2) de bodemprocessen onder zuurstofarme omstandigheden in het vochtige slootkantmilieu

Onder anaerobe omstandigheden is er meestal sprake van een relatief lage microbiële activiteit in de bodem. Dit heeft tot gevolg dat zowel de mineralisatie van organische stikstof naar ammonium (ammonificatie) als ook de omzetting van ammonium naar nitraat (nitrificatie) laag is in vergelijking met de snelheid van deze processen in drogere zuurstofrijke milieus (FIGUUR 20). Door denitrificatie wordt nitraat omgezet in N_2O en N_2 . Deze denitrificatie neemt toe bij afname van de beschikbaarheid van O_2 (FIGUUR 20). Onder slecht geaereerde omstandigheden kan in landbouwgronden 20 tot 50 % van de nitraatgift verloren gaan door denitrificatie. Deze verliezen spelen uiteraard alleen een rol in milieus waarin nitraat aanwezig is. Onder erg anaerobe omstandigheden zal bij afbraak van organische stof uiteindelijk ammonium vrijkomen in plaats van nitraat. (Stortenbeker en Berendse, 1985 en Lebbink en Antonides, 1987)

Bij een vergelijking van de stikstofhuishouding tussen het terras talud (gemiddelde vochtfractie 82 %) en het steile talud (gemiddelde vochtfractie 70 %) blijkt inderdaad de mineralisatie bijdrage groter te zijn in het steile talud en relatieve aandeel in de verwerking van het aangevoerde nitraat door denitrificatie minder. Wat echter opvalt is dat in de uitkomsten van het model ANIMO de relatieve bijdrage van de nitrificatie in de verwerking van het aangevoerde ammonium voor de beide inrichtings-situaties van gelijke orde van grootte is. Bijna al het ammonium dat wordt aangevoerd in de wortelzone, wordt omgezet in nitraat. Dit is niet in overeenstemming met de hierboven uit de literatuur aangehaalde beschrijving van de zuurstof afhankelijke processen (zie ook FIGUUR 20). Waardoor deze discrepantie is ontstaan tussen het model en de literatuur is in dit onderzoek niet nader bestudeerd. Mogelijk behoeft de simulatie van de stikstofhuishouding onder anaerobe omstandigheden nog nadere studie. Een andere mogelijkheid voor de te grote nitrificatie snelheid onder deze vochtige omstandigheden is wellicht een te groot ingeschatte lucht intree waarde (parameter AIENSCPF, bijlage 2 file GENAR.DAT) en diffusie van zuurstof in de met lucht gevulde porieën van de bodem (parameters PMDF1 en 2 bijlage 2 file GENAR.DAT), die het mogelijk maken dat te veel zuurstof doordringt in het onverzadigde deel van de wortelzone waardoor deze in vergelijking tot de werkelijkheid onvoldoende anaerob is. De zuurstofdiffusie-term zoals die in ANIMO wordt toegepast is een belangrijke calibratie parameter bij denitrificatie en nitrificatie. De zuurstofdiffusiesnelheid is in het model waarschijnlijk te optimistisch ingesteld.

Het gevolg van deze wellicht onvoldoende remming van de bodemprocessen onder anaerobe vochtige omstandigheden is een iets te grote aanvoer van minerale stikstof in zowel het terras talud als ook het steile talud (vergelijk dit met paragraaf 8.1-3).



FIGUUR 20 DE AMMONIFICATIE, NITRIFICATIE EN DENITRIFICATIE BIJ VERSCHILLENDE VOCHTGEHALTEN IN DE BODEM.

De snelheden zijn weergegeven als percentage van de hoogste gemeten snelheid. (uit Bakker et al. 1985)

8.2-3) de opname van minerale stikstof door de plant onder zuurstofarme omstandigheden

De opname van nutriënten door de vegetatie wordt belemmerd onder zuurstofarme omstandigheden in de bodem. (Brady, 1983)

In het model ANIMO wordt de opname van stikstof afhankelijk verondersteld van de evapotranspiratie, deze wordt echter niet beïnvloed door de beschikbaarheid van zuurstof.

In goed gedraineerde landbouwgronden, waarvoor het model ANIMO voornamelijk is ontwikkeld, zal dit negatieve effect van verminderde opname onder zuurstofarme omstandigheden niet relevant zijn. In dit onderzoek dat betrekking heeft op de vochtige omstandigheden van het slootkantmilieu werkt deze onvolledigheid in het model wellicht wel door. De door het model berekende opname van minerale stikstof door de vegetatie is daardoor wellicht te hoog (vergelijk paragraaf 8.1-3 en 8.2-3). Er moet hierbij echter wel opgemerkt worden dat planten karakteristiek voor natte omstandigheden vaak zijn aangepast aan zuurstofgebrek in de wortelzone middels luchtkanalen in het wortelstelsel (helofyten). Het benodigde zuurstof wordt zodoende via interne mechanismen aangevoerd. De opname van nutriënten kan daardoor wellicht onbelemmerd plaatsvinden.

8.2-4) andere aspecten die van invloed zijn op de samenstelling van de vegetatie

Dit onderzoek heeft zich, uitgaande van de sterke relatie die er bestaat tussen voedselrijkdom en soortenrijkdom van de vegetatie, beperkt tot de bestudering van de stikstofbelasting van het slootkantmilieu (en dan alleen nog maar voor verschralende omstandigheden en bemesting met slootschoningsmateriaal). De samenstelling van de vegetatie kan echter

door meer factoren worden bepaald. Hieronder worden enkele factoren aangestipt.

HET MACRO-NUTRIENT FOSFOR

Voor wat betreft de voedselrijkdom van een milieu is ook een ander macro nutriënt, fosfor, van belang voor de samenstelling van de vegetatie. In de graslanden van het veenweidegebied wordt fosfor veelal niet als beperkend opgevat.

In het slootschoningsmateriaal (vooral de modderige fractie) bevindt zich dit macro nutriënt (zie bijlage 4.2^a en b). Depositie van het materiaal betekent dus bemesting van de wortelzone van het slootkantmilieu met fosfor. Toen dit onderzoek werd gestart, was de fosforhuishouding in de bodem nog niet beschreven in het model ANIMO. Momenteel is men op het ICW begonnen met de invoering van de P-huishouding in het model ANIMO.

DE DEPOSITIE VAN SLOOTSCHONINGSMATERIAAL

In dit onderzoek is het slootschoningsmateriaal enkel opgevat als bemestende stof. De depositie van het materiaal heeft echter meer gevolgen naast de bemesting met organisch stikstof (en fosfor).

Ten eerste leidt depositie van slootschoningsmateriaal tot een verhoging van het maaiveld. Ten tweede kunnen door het opbrengen van het materiaal de fysische eigenschappen van de bovenlaag veranderen, waardoor wellicht de waterhuishouding en zuurstof voorziening in de bodem verandert. Ten derde leidt de depositie van slootschoningsmateriaal ook tot verstoring van de vegetatie. In de vegetatie ontstaan kale plekken waarop zich pionierssoorten kunnen vestigen met het bagger zelf worden ook zaden op de wortelzone van het slootkantmilieu opgebracht.

DE VOCHTTOESTAND VAN DE WORTELZONE IN HET SLOOTKANTMILIEU

In dit onderzoek is alleen de indirecte invloed van de vochttoestand op de vegetatie betrokken, die werkt via een verhoging van de mineralisatie en nitrificatie in de relatief minder vochtige wortelzone van het steile talud. De vochttoestand heeft echter ook invloed op de zuurstofhuishouding in de bodem. Daarnaast wordt onder vochtige anaerobe omstandigheden de vorming van toxische stoffen bevorderd. Ook via deze indirecte wegen kan de samenstelling van de vegetatie worden beïnvloed. Ook direct kan de vochttoestand van belang zijn als autecologische factor, bepalend voor het voorkomen van bepaalde type planten. Over het algemeen wordt echter verondersteld dat deze directe invloed ondergeschikt is aan de indirecte.

8.2-5) de volledige stikstofbalans als uiteindelijke doelstelling

In dit verslag staan vier vormen van de stikstofbalans voor de wortelzone van een slootkant uitgewerkt. Twee beheersvormen zijn doorgerekend namelijk het beheer van de slootkant waarin geen enkele vorm van bemesting door de mens optreedt, waardoor dit beheer, bij oogst van de vegetatie, leidt tot verschraling van het slootkantmilieu. En een tweede beheersvorm, waarbij door de depositie van slootschoningsmateriaal stikstof van buiten het slootkantsysteem wordt aangevoerd. Deze twee beheersvormen zijn doorgerekend voor een bodem met een hoge grondwaterstand en een relatief lage grondwaterstand.

Analoog aan het simuleren van de stikstofhuishouding in deze vier slootkantsituaties, kunnen vrij eenvoudig ook de balansen doorgerekend worden voor de bemesting met drijfmest en kunstmest in de beide inrichtingsvormen, terras en steil talud al of niet met beweiding. In het totaal levert dit 16 verschillende slootkantsituaties op. Eventueel kan een totaal balans met het model worden doorgerekend, waarin alle beheersvormen met elkaar interfereren. Globaal is daaruit af te leiden of de verschillende beheersvormen de afzonderlijke balansen sterk beïnvloeden.

De stikstofbalansen van de verschillende vormen van beheer en inrichting van de slootkant kunnen dan uiteindelijk worden vergeleken. Met behulp van de effectiviteitswaarden van de bemesting (paragraaf 7.3-5) en de bruto opgebrachte hoeveelheid organische stikstof in de meststof kan een hiërarchie opgesteld worden van de bepalende factor van de voedselrijkdom van de vegetatie in een slootkantmilieu van een bepaald bedrijf.

De modellen verlenen, zoals ook blijkt uit de resultaten, de mogelijkheid om een bepaalde vorm van beheer van de slootkant door te rekenen in de toekomst. Naast het uitrekenen van stikstof-jaarbalansen kunnen de modellen ook het verloop van verschillende processen in de loop van een jaar beschrijven.

Dit onderzoek is een theoretische benadering van de stikstofbalans in het slootkantmilieu in veenweidegebieden. Het experimentele onderzoek aan de beheers- en inrichtingsvormen van de slootkant dat verricht wordt door het CML kan door deze theoretische benadering middels modellen goed worden aangevuld. Beide takken van onderzoek kunnen hierbij profijt trekken van de samenwerking.

Het experimentele onderzoek beschikt door het model over een kapstok waaraan de empirische bevindingen geordend kunnen worden opgehangen. De geordende kennis kan leiden tot nieuwe (theoretische) resultaten. De resultaten uit het model kunnen getoetst worden aan in het veld gemeten waarden. De eventuele aanpassingen aan de beschrijvende parameters in de schematisatie van de situatie in het model kunnen door veldonderzoek aan de vochtige veenbodems beter worden ingeschat.

9) MAATSCHAPPELIJKE DISKUSSIE

Uit de modelberekeningen blijkt dat het nalaten van de depositie van slootshoningsmateriaal op de slootkant en het aanleggen van een terrastalud goede mogelijkheden bieden voor het verhogen van de natuurwaarde van de vegetatie. Een natuurvriendelijk beheer zal echter altijd gepaard moeten gaan met een verlaging van de productie. Daar de slootkanten in de bedrijfsvoering veelal een marginale functie innemen en daardoor de productie vrij gering is, kunnen aanpassingen aan de inrichting en het beheer wellicht makkelijk ingevoerd worden. Door het toepassen van kleine veranderingen in de bedrijfsvoering is het misschien mogelijk om binnen een bedrijfsvoering naast een primair landbouw-productie beheer op het perceel een natuurvriendelijk beheer op de slootkant uit te voeren, aan te duiden als verweving in ruimtelijke zin (Melman, 1987). Het in dit verslag beschreven modelonderzoek kan een bijdrage leveren in de optimalisatie van het toe te passen natuurvriendelijke slootkantbeheer.

Als er sprake wil zijn van verweving moet bij de keuze van de optimale inrichtings- en beheersvormen ook aandacht worden besteed aan de inpasbaarheid van het natuurvriendelijke beheer in de bedrijfsvoering. In dit docteraalonderzoek is de inpasbaarheid van de maatregelen niet aan bod gekomen. Toch speelt het signaleren en oplossen van knelpunten met de agrarische bedrijfsvoering die ontstaan bij het toepassen van het op natuurbehoud gerichte beheer een belangrijke rol in het slootkantenonderzoek van het CML. In sommige gevallen blijken oplossingen voor zowel natuur als ook bedrijfsvoering positief te zijn, waardoor de kans op invoering van de nieuwe maatregel wordt vergroot (bv. preciezer kunstmest strooien). In andere gevallen is er een natuurvriendelijke oplossing mogelijk die voor de bedrijfsvoering neutraal of negatief is. Er zal dan een afweging moeten worden gemaakt tussen de kosten en baten van de natuurvriendelijke oplossing (Melman, 1987).

De laatste jaren komt het begrip ecologische infrastructuur steeds meer in de belangstelling. Door een natuurvriendelijk beheer van slootkanten kan een groot netwerk ontstaan van een voor specifieke soorten (voedselarme, vochtminnende planten) geschikt milieu. Het netwerk bestaande uit smalle slootkanten doet daarbij in het veenweidegebied dienst als refugium voor deze soorten en zou de lokaties met een natuurbehoudsfunctie met elkaar kunnen verbinden. De kans op het behoud van deze soorten zou door deze verbindingen worden vergroot.

Cruciaal voor zowel verweving van de productie- en natuurbehoudsfunctie-functie en ecologische infrastructuur is de mate van onafhankelijkheid tussen het natuurvriendelijke beheer in de slootkanten en het op productie gerichte beheer op het perceel. Met andere woorden in hoeverre is het smalle (breedte 1 à 2 m) slootkantomlieu een zelfstandig milieu? De modellen WATBAL en ANIMO kunnen op deze vraag niet direct antwoord geven. Zoals al opgemerkt houdt het model WATBAL geen rekening met de communicatie tussen slootkant en perceel. Wel is het mogelijk de stikstofbalans van een slootkant- en perceelsituatie met elkaar te vergelijken. Deze vergelijking kan aantonen in hoeverre de processen in de bodem (mineralisatie, nitrificatie, denitrificatie) en opname door de vegetatie in beide milieus duurzaam van elkaar verschillen. Daarna kan uit de

stikstofbalans van het perceel worden afgeleid hoeveel ammonium en nitraat er via oppervlakkige afstroming en drainage uitspoelt naar de sloot. De grote van deze uitspoeling is een indicatie voor de mate van zelfstandigheid van de voedselrijkdom in het slootkantmilieu ten opzichte van de voedselrijkdom in en het daarmee verbonden beheer op het perceel.

LITERATUUR

- Abspoel, S. (1987). Onderzoek naar de minerale samenstelling van de bodem in agrarisch gebruikte graslanden in veenweide gebieden. K.M.L.O. stage verslag. Rijksuniversiteit Leiden afdeling milieubiologie, Leiden.
- Allen, E. et al (1974). Chemical analysis of ecological materials. Blackwell scientific publications, Oxford London Edinburgh Melbourne.
- Al-Mufti, M.M., C.L. Sydes, S.B. Furness, J.P. Grime, S.R. Band (1977). A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. Ecology 65: 759-791.
- Anoniem (1987). effectvoorspelling: algemeen. In: Publikatie reeks m.e.r. deel 19. hoofdstuk 10: 66-72. Ministerie VROM. en L. en V., 's-Gravenhage.
- Baretta, J.W. en Ruardy (1986). Het Eems-Dollard ecosysteemmodel. In: Saris, F.J.A. en T. Aldenberg (eds.), Ecosysteemmodellen: mogelijkheden en beperkingen, pp. 73-85. PUDOC, Wageningen.
- Berghuijs - van Dijk, J.T. (1985). WATBAL a simple waterbalance model for a unsaturated/saturated soil profile. ICW-nota 1670. ICW, Wageningen.
- Berghuijs - van Dijk, J.T., P.E. Rijtema en C.W.J. Roest (1985). ANIMO agricultural nitrogen model. ICW-nota 1671. ICW, Wageningen.
- Braat, L.C. et al (1987). Verdroging in Nederland probleemverkenning. IVM/CML, Amsterdam/Leiden.
- Brady, N.C. (1984). The nature and properties of soils. pp. 223-313. Collier Macmillan, Londen.
- Golterman, H.L., R.S. Clymo and M.A.M. Ohnstad (1970). Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. IBP Handbook No. 8. Scientific Publications, Oxford and Edinburgh.
- Hoeks, J. (1983). [titel ?]. ICW-nota 1480. ICW, Wageningen.
- Jansen, P.C. (1983). Waterkwaliteit. Een beknopt overzicht van begrippen, parameters, typering en normen. ICW-nota 1461. ICW, Wageningen.
- Jansen, P.C. (1986). De beworteling van (half-)natuurlijke vegetaties. ICW-nota 1698. ICW, Wageningen.
- Kemmers, R.H. en P.C. Jansen (1985). Stikstof mineralisatie in onbemeste halfnatuurlijke graslanden. ICW-Rapport 14. ICW, Wageningen.
- Kemmers R.H. (1986). Perspectives in modeling of processes in the rootzone of spontaneous vegetation at wet and damp sites in relation to regional water management. In: J.C. Hooghart (ed), Water management in relation to nature, forestry and landscape management. Verslagen en Mededelingen No.34. pp. 91-116. CHO, Den Haag.
- Keizer, M.G., V.J.G. Houba en Th.M. Lexmond (1984). Bemonstering van bodem en vegetatie ten behoeve van chemische analyse. Landbouwhogeschool vakgroep bodemkunde en plantevoeding, Wageningen.
- Krajenbrink, G.J.W. (1982). Bemesting en grondwaterkwaliteit. Bodembescherming 12. Staatsuitgeverij, 's - Gravenhage.
- Kroes, J.G. (1987). ANIMO agricultural nitrogen model version 1 user' s guide. ICW-nota. ICW, Wageningen.
- Kroes, J.G. (1988). ANIMO agricultural nitrogen model version 1 user' s guide. ICW-nota 1848. ICW, Wageningen.
- Kuppens, H.J.M.M. (1987). Polderwater- en grondmonsters in veen- en weidegebieden. K.M.L.O. stage verslag. Rijksuniversiteit Leiden afdeling milieubiologie, Leiden

- Lebbink G. en J.J. Antonides (1987). Bodembioogie. In: Locher W.P. en H. de Bakker (eds.), Bodemkunde van Nederland. pp. 181-199. Malmberg, Den Bosch.
- Meer, J. van den (1986). Modellen en het beheer van ecosystemen. In: Saris, F.J.H. en T. Aldenberg (eds.), Ecosysteemmodellen: mogelijkheden en beperkingen, pp. 1-15. PUDOC, Wageningen.
- Melman, Th.C.P., H.A. Udo de Haes en A.J. van Strien (1986). Slootkanten: aanknopingspunt voor natuurbehoud in veenweidegebied? Landschap 3 (nr.3): 190-202.
- Melman, Th.C.P. en H.A. Udo de Haes (1987). Slootkanten als natuurelement in veengraslanden met gangbare bedrijfsvoering knelpunten en mogelijke oplossingen. Cultuurtechnisch tijdschrift 27 (nr.2): 89-101.
- Meulen, P. van der (1988). Onderzoek naar de minerale samenstelling in bodem-, grondwater- en slootwatermonsters van veenweidegebieden in het groene hart. K.M.L.O. stage verslag. Rijksuniversiteit Leiden afdeling milieubiologie, Leiden.
- Oosterom, H.P. en A. van der Toorn (1982). De betekenis van de veen(weide)gronden voor de waterkwaliteit in het westen van ons land. ICW-nota 1306. ICW, Wageningen.
- Sonneveld, F. (1954). Het slootkanteffect in het klei op veen gebied in Zuid-Holland. Boor en Spade 7: 181-188. Stiboka, Wageningen.
- Stortenbeker C.W. en F. Berendse (1985). Het beheer van natuur en milieu. In: Bakker, K. et al (eds.), Inleiding tot de oecologie, pp. 521-556. Bohn, Scheltema en Holkema, Utrecht/Antwerpen.
- Strien, A.J. van (1986). Effecten van slootonderhoud op de slootkantvegetatie. Landschap 3 (nr.3): 203-212.
- Verboom, A. (1988). Minerale samenstelling van grond- en watermonsters uit veenweidegebieden. K.M.L.O. stage verslag. Rijksuniversiteit Leiden afdeling milieubiologie, Leiden.
- Vermeer, J.G. en F. Berendse (1983). The relation between nutrient availability, shootbiomass and speciesrichness in grassland and wetland communities. Vegetatio 53: 121-126.
- Werkgroep midden west-Nederland (1976). Hydrologie en waterkwaliteit van midden West-Nederland. regionale studies 9. ICW, Wageningen.
- Wösten, J.H.M., M.H. Bannink en J. Beuving (1986). Waterretentie en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: De Staringreeks. ICW-Rapport 18. ICW, Wageningen.

bijlagen

BIJLAGE 1INVOERGEGEVENS VOOR HET MODEL WATBAL

Het enige onderscheid wat in het model gemaakt wordt tussen een terras talud en een steil talud is de hoogte van het maaiveld, dit komt tot uitdrukking in de parameter HD (1-4).

parameter [de eenheid]
beschrijving van de parameter,
de ingevoerde waarde; de motivatie van de keuze van deze ingevoerde waarde

ALPHAS [-]

gewas reductiefactor voor de openwater verdamping in de zomerperiode, 0.75; standaard inschatting, bron: nota 1670 WATBAL (Berghuys - van Dijk et al, 1985)

ALPHAW [-]

gewas reductiefactor voor de openwater verdamping in de winterperiode, 0.72; standaard inschatting, bron: nota 1670 WATBAL (Berghuys - van Dijk et al, 1985)

TIYR (1-8) [-]

de dagen in het jaar waarvoor bodembedekkingsgegevens aanwezig zijn, 0.0 50.0 100.0 150.0 200.0 250.0 300.0 365.0; Voor het grasland is voor heel het jaar de bedekking bekend.

SOCOYR (1-8) [-]

de bodembedekkingsgegevens voor de corresponderende TIYR, 1.0 1.0 1.0 1.0 1.0 1.0 1.0 1.0; Voor het grasland is verondersteld dat de bodem door het gras het gehele jaar volledig bedekt is.

SOCO (1-11) [-]

de bodembedekkingsgraad waarvoor RF (zie volgende parameter) is gegeven, 0.0 0.1 0.2 0.3 0.4 0.5 0.6 0.7 0.8 0.9 0.10; zie RF

RF (1-11) [-]

de reductiefactor voor de evapotranspiratie in de droge periode, 0.46 0.56 0.63 0.70 0.76 0.83 0.89 0.94 0.97 1.00 1.00; standaard inschatting (Berghuys - van Dijk, 1985; WATBAL nota nr. 1670, blz. 1 tabel 1.1)

WP1 [-]

vochtvolume (fractie) voor laag 1 bij het verwelkingspunt ($pF=4.2$), 0.222; De gegevens zijn afkomstig uit het ICW rapport Waterretentie en doorlatendheids karakteristieken van boven en ondergronden in Nederland: De Staringreeks (Wösten et al, 1986) waarbij gekozen is voor de waardes betreffende de ondergrond mesotroof en eutroof veen, omdat de bovengrond in de proefveldsituaties van terrassen en steile oevers is afgegraven en we in het gebied rond Driebruggen te maken hebben met een ondergrond van eutroof broekveen. (STIBOKA, 1969; de bodemkaart van Nederland)

WP2 [-]

vochtvolume (fractie) voor laag 2 bij het verwelkingspunt ($pF=4.2$), 0.222; zie WP1

FC1 [-]

vochtvolume (fractie) voor laag 1 bij de veldcapaciteit ($pF=2.0$), 0.764; zie WP1

FC2 [-]

vochtvolume (fractie) voor laag 2 bij de veldcapaciteit ($pF=2.0$),
0.764; zie WP1

SAT1 [-]

vochtvolume (fractie) voor laag 1 bij het verzadigingspunt ($pF=0.0$),
0.894; zie WP1

SAT2 [-]

vochtvolume (fractie) voor laag 2 bij het verzadigingspunt ($pF=0.0$),
0.894; zie WP1

D1 [m]

de dikte van laag 1.

0.15; De wortelzone van een bodem met een hoge grondwaterstand (0-30 cm-
maaiveld) kan ongeveer op deze dikte worden ingeschat. (mondelinge
mededeling P.C. Jansen, P.C.Jansen, 1986)

LG [m vanaf maaiveld]

de ondergrens van laag 2 vanaf het maaiveld, die minstens zo diep is als
de laagste grondwaterstand,

1.0; keuze

TFIX [dagen]

de lengte van de tijdstap waarvoor invoergegevens worden gegeven,
10.1458; Meestal wordt een decade (365/36) gekozen omdat daarvoor makke-
lijk neerslag en verdampingsgegevens leverbaar zijn vanuit het K.N.M.I.

EXIS (1-4) [-]

de aanwezigheid van een drainage systeem 0=niet aanwezig, 1=aanwezig
1 1 1 0; Er kunnen 4 drainage systemen worden gedefinieerd de eerste
staat voor diepe drainage en opwaartse inspoeling (kwel) door LG, de
tweede en derde staan voor kanalen en sloten (waarbij $HD(2) \leq HD(3)$)
beide gelegen in laag 2 en de vierde staat voor greppels gelegen in laag
1. Voor de systemen 2-4 moeten waardes opgegeven worden voor EXIS, INF,
HD, OME, L, D en K. Als een systeem niet bestaat moet voor EXIS, HD (dit
in tegenstelling tot wat in de WATBAL handleiding staat) en INF een 0
worden ingevuld en voor OME, L, D en K een 1.

Systeem 1 is altijd aanwezig. De parameters, RES1 en HD(1), betreffende
dit systeem moeten zo gekozen worden dat de gewenste richting (wegzijging
of kwel) en grootte van de stroom plaatsvindt.

Systeem 2 staat in dit onderzoek voor de sloten.

Systeem 3 is hier gedefinieerd voor het creëren van extra run off middels
greppels ook wanneer het bodemprofiel niet volledig is verzadigd, daar
bij proefdraaien met het model zonder deze extra run off bleek dat de
berekende grondwaterstand voortdurend te hoog (vaak boven maaiveld) was,
vergeleken met de gemeten grondwaterstand. Op deze manier is een opper-
vlakkige afstroming van water naar de sloot door de wortelzone gecreërd.
Aanvankelijk was EXIS gedefinieerd als 1 0 1 1. Bij aansluiting op het
model ANIMO bleek dan echter dat de simulatie van infiltratie van water
vanuit de sloot niet mogelijk was en is het drainage systeem gedefinieerd
volgens 1 1 1 0.

HD (1-4) [m]

de drainage niveaus vanaf de ondergrens van laag 2 (LG),

0.36 0.90 0.90 0.0 (de waardes voor het terras talud)

0.21 0.75 0.75 0.0 (de waardes voor het steile talud); Het zijn deze
parameters waarmee in het model onderscheid gemaakt wordt in de hoogte
van het maaiveld. Alleen voor deze parameters zijn het terras talud en
het steile talud verschillend geschematiseerd. Voor de systemen 2 en 3 is
het gemiddeld in het veld gemeten slootpeil genomen (-2.21 m t.o.v.
N.A.P., maaiveld is -2.11 m t.o.v. N.A.P.).

Voor systeem 1 is een drainage niveau ingeschat van -2.75 m t.o.v. N.A.P. (ingeschat door R.F. Kemmers a.h.v. stijghoogtegegevens van het grondwater uit "de hydrologie en waterkwaliteit van midden en west Nederland" (ICW, 1976))

INF (2-4) [-]

optie voor infiltratie 0=geen infiltratie 1=wel infiltratie, 1 1 0; Er is gekozen voor infiltratie vanuit de sloot.

OME (2-4) [m-1 d-1]

de radiale weerstand (Ω) van de drainage systemen, 0.1 0.8 1.0; $\Omega = 1/\pi k \cdot \ln 4D/b$, waarbij k =doorlatendheid (=0.4 m/d), D =afstand van drain tot drainagebasis (=15 m) en b =natte omtrek van de sloot (=4 m + 0.75 m + 0.75 m = 5.5 m) dus $\Omega = 0.8$ omdat Ω mede bepalend is voor de weerstand ($=\tau \cdot L^2/8kD + \Omega L$, waarbij L =afstand tussen sloten) die het water ondervindt bij de drainage en deze weerstand vlakbij de sloot erg klein zal zijn is OME voor systeem 2 gesteld op 0.1 i.p.v. 0.8.

L (2-4) [m]

drainage afstand (b.v. afstand van sloot tot sloot) per drainage systeem, 60.0 30.0 1.0; De afstanden zijn gemeten in het veld, voor de extra run off is de greppel in het midden van de perceel ook meegenomen.

D (2-4) [m]

afstand van drain tot drainagebasis, 15.0 7.5 1.0; Als geen verstoringe lagen aanwezig zijn geldt $D = \frac{1}{2}L$ (Berghuys - van Dijk, 1985)

K (2-4) [m/d]

verzadigde doorlatendheid nabij de drain, 0.4 0.6 1.0; De gegevens zijn uit "De Staringreeks" (Wösten et al, 1985), voor de extra run off is de K waarde iets verhoogd.

RES (1) [d]

drainage weerstand van systeem 1, 1500; De waarde is ingeschat m.b.v. c-waarden afdekkend pakket blz. 35 van "hydrologie en waterkwaliteit van midden en west Nederland" (ICW, 1976).

K1 [m/d]

verzadigde doorlatendheid van laag 1, 0.6; Dit gegeven komt uit "De Staringreeks" (Wösten et al, 1985), de waarde is wat verhoogd daar de in de reeks opgegeven waarden aan de lage kant zijn. (mondelinge mededeling P. Groenendijk, ICW)

STEPSTART [-]

tijdstap nummer waarop de simulatie start, 25 (voor simulatie jaar '86-'87); De simulatie start in september '86. 1 (voor simulatie van het "gemiddelde neerslag en verdamping jaar"); De simulatie start in januari.

YST [-]

het jaar waarin de simulatie start, 1986

STEPEND [-]

tijdstap nummer waarop de simulatie stopt, 24 (voor simulatie jaar '86-'87); De simulatie eindigt in augustus '87. 36 (voor simulatie van het "gemiddelde neerslag en verdamping jaar"); De simulatie eindigt in december.

YEND [-]

het jaar waarin de simulatie stopt, 1987

VOL1 [m]

vocht inhoud van laag 1,

0.1207; Deze waarde is gelijk gesteld aan $(2/3 FC + 1/3 SAT) \cdot$ dikte laag 1

DVOL2 [m]

hoogte van laag 2 waarvoor VOL2 is gegeven,

0.85; Deze waarde is gelijk aan LG-D1.

VOL2 [m]

vocht inhoud van laag 2,

0.7599; Deze waarde is gelijk gesteld aan SAT \cdot dikte laag 2.

Z [m vanaf onderkant laag 1]

maximale diepte van het grondwater tableau voor capillaire opstijging

0.50; Dit gegeven komt uit "De Staringreeks". (Wösten et al, 1986)

CO1 [-]

coëfficiënt voor verdampingsreductie,

0.766; standaard inschatting, bron: nota 1670 WATBAL (Berghuys - van Dijk et al, 1985)

CO2 [-]

coëfficiënt voor verdampingsreductie,

0.641; standaard inschatting, bron: nota 1670 WATBAL (Berghuys - van Dijk et al, 1985)

DYKH [m]

hoogte van plasvorming op het maaiveld,

0.001; Er wordt geen plasvorming toegelaten.

per tijdstap:

PR [mm/tijdstap] EO [mm/tijdstap]

neerslag en openwater verdampings gegevens; gemiddelde gegevens van Schiphol-de Bilt en Vlissingen - de Bilt (vanaf april '87) voor de periode september '86 t/m augustus '87 bron; K.N.M.I.

Voor het "gemiddelde neerslag en verdampings jaar" zijn gegevens gebruikt uit het jaar 1978.

BIJLAGE 2INVOERGEGEVENS VOOR HET MODEL ANIMO

Voor wat betreft de invoer in het model ANIMO is er geen verschil tussen het terras talud en het steile talud.

De verschillen tussen de opties niet en wel deponeren van slootschoningsmateriaal komen tot uitdrukking in de file CROP.DAT, waarin de parameters staan met betrekking tot de toevoegingen (van meststoffen) aan de bodem.

De invoer van ANIMO is verdeeld over 5 invoer-files te weten, GEN.DAT, GENAR.DAT, INI.DAT, CROP.DAT en WATBAL.DAT (aangemaakt door het model WATBAL).

De invoergegevens betreffende hoeveelheden aan materiaal (slootschoningsmateriaal, bodem organisch materiaal (veen) etc.) zijn uitgedrukt in drooggewicht. De invoergegevens betreffende NO_3 en NH_4 zijn uitgedrukt in hoeveelheden N.

parameter [de eenheid]
beschrijving van de parameter,
de ingevoerde waarde; motivatie voor de keuze van de ingevoerde waarde (Regelmatig wordt verwezen naar de gedetailleerde beschrijving van de invoer voor ANIMO, zoals die staat beschreven in de appendices C en D van de ANIMO handleidingen; Kroes, 1987 en 1988)

filenaam: GEN.DAT

IWA [-]
optie voor keuze waterkwantiteits model (1=SIMGRO, 2=WATBAL, 3=SWATRE),
2; Met behulp van het model WATBAL wordt de waterhuishouding doorgerekend over een periode van 32 jaar.

NA [-]
aantal subgebieden in waterkwantiteits model,
1

ANMA [-]
gebieds nummer waarmee de simulatie start,
1

ANMI [-]
gebieds nummer waarmee de simulatie eindigt,
1

NT [-]
aantal technologieën,
1; Er is sprake van 1 technologie n.l. een niet bemeste, niet beweide slootkant in het veenweidegebied.

TNMA [-]
technologie waarmee de simulatie eindigt,
1

TNMI [-]
technologie waarmee de simulatie start,
1

NF [-]

het totaal aantal fracties in de verschillende organische materialen (max. 10) te onderscheiden op grond van een verschillende afbraaksnelheid van het materiaal,

10; Het maximale aantal fracties is gekozen waarbij het plantaardige deel van het slootschoningsmateriaal bestaat uit 2 fracties, het modderige deel van het slootschoningsmateriaal bestaat uit 2 fracties (met aanvankelijk verschillende maar later in het onderzoek gelijk gestelde afbraaksnelheden), het materiaal van de afstervende graswortels bestaat uit 2 fracties en het bodem organische veenmateriaal bestaat uit 2 fracties (met aanvankelijk verschillende maar later in het onderzoek gelijk gestelde afbraaksnelheden).

NM [-]

het aantal materialen dat aan de bodem wordt toegevoegd (max. 10),

- 4; de materialen zijn
- 1) plantaardige deel slootschoningsmateriaal
 - 2) modderige deel slootschoningsmateriaal
 - 3) materiaal van afstervende graswortels
 - 4) het bodem organische materiaal c.q veen

FRNI (1-NM) [-]

fractie aan $N-NO_3$ in de materialen 1 tot NM,

0.00; Materiaal 1 wordt verondersteld geen NO_3 te bevatten.

0.00; Materiaal 2 bevat geen NO_3 , uit chemische analyse bleek het gehalte aan $N-NO_3$ verwaarloosbaar klein (0.004 % en 0.00065 % zie bijl.nr 4) te zijn.

0.01; Materiaal 3 een klein gedeelte (1%) van het afstervende wortelmateriaal wordt toegevoegd als minerale $N-NO_3$. (Kroes, 1987)

0.00; Materiaal 4 is volledig organisch en bevat geen $N-NO_3$.

FRNH (1-NM) [-]

fractie aan $N-NH_4$ in de materialen 1-NM,

0.00; Materiaal 1 wordt verondersteld geen $N-NH_4^+$ te bevatten.

0.00; Materiaal 2 bevat geen $N-NH_4^+$, uit chemische analyse bleek het gehalte aan $N-NH_4^+$ verwaarloosbaar klein (0.008 % en 0.0089 % zie bijlage 4) te zijn.

0.00; Materiaal 3 wordt verondersteld geen $N-NH_4^+$ te bevatten. (Kroes, 1987)

0.00; Materiaal 4 is volledig organisch en bevat geen $N-NH_4^+$.

FROR (1-NM) [-]

fractie aan organische stof in de materialen 1-NM,

0.85; Materiaal 1 blijkt bij chemische analyse voor 85% te bestaan uit organische stof. (zie bijlage 4)

0.65; Materiaal 2 blijkt bij chemische analyse voor 65% te bestaan uit organische stof. (zie bijlage 4)

0.99; Materiaal 3 wordt verondersteld voor 99% te bestaan uit organische stof. (Kroes, 1987)

1.00; Materiaal 4 is volledig organisch, de bodem in het proefgebied Driebruggen heeft materiaal 4 gehalte (= een organisch stof gehalte) van 65%-70% deze gegevens zijn echter ingevoerd in de file INI.DAT.

ST [d]

tijdstap lengte,

10.1458; Dit is dezelfde tijdstap lengte als in WATBAL.

TIMI [d]

tijd van het jaar waarin de simulatie start,

0.0; De simulatie start in januari gelijk aan WATBAL voor het "gemiddelde" jaar.

YRMA [-]

jaar nummer waarop de simulatie eindigt,
1987

YRMI [-]

jaar nummer waarop de simulatie begint,
1956; In het model zijn 32 jaar doorgerekend, hierbij zijn in 1956 de
gegevens ingevoerd zoals die gemeten zijn in het veld in april 1987.

***** voor MN = 1-NM *****

FR (MN, 1-NF) [-]

de verdeling van de te onderscheiden fracties (1-NF) in de organische
fracties (FROR) per materiaal. Op basis van verschil in afbraaksnelheid
en N-gehalte zijn een of meerdere fracties te onderscheiden in de organi-
sche fractie van het materiaal MN.,

0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.9 0.1; materiaal 1

0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.4 0.6 0.0 0.0; materiaal 2

0.0 0.0 0.0 0.9 0.1 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0; materiaal 3

0.4 0.6 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0; materiaal 4

Het plantaardige slootschoningsmateriaal is analoog aan het afstervende
graswortel materiaal onderverdeeld in twee fracties met verschillende
afbraak snelheden. (Kroes, 1987) Het modderige materiaal en het bodem
organische materiaal waren aanvankelijk onderverdeeld in twee fracties
met verschillende afbraaksnelheden, later zijn beide materialen terug
gebracht tot één fractie (in de tabel staan nog twee fracties, de af-
braaksnelheden zijn echter gelijk)

FRCA (MN, 1-NF) [-]

per materiaal de fracties die in oplossing gaan van de organische frac-
ties (1-NF),

0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0; materiaal 1

0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0; materiaal 2

0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0; materiaal 3

0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0; materiaal 4

Er is verondersteld dat in de materialen geen oplosbare organische stof
aanwezig is.

***** voor KC = 1-5 *****

KC zijn de verschillende typen gewassen die onderscheiden kunnen worden.
Per gewas moeten enkele gewasgegevens worden ingevoerd. KC = 3 moet
graslandgegevens bevatten. In dit onderzoek is er alleen sprake van gras
als gewas, voor de overige gewassen zijn dummies ingevoerd.

gewasgegevens voor KC = 3

NUAMRO (KC) [-]

het aantal gegevens over de wortelmassa,

1; dummy

NULNRO (KC) [-]

het aantal gegevens over de wortellengte,

1; dummy

AMROTI (KC, 1-NUAMRO) [kg/ha]

NUAMRO waarden van de wortelmassa

750.; dummy

lvo/bijlage.txt/nov 88

LNROTI (KC, 1-NULNRO) [m]
 NULNRO waarden van de wortellengte
 0.3; dummy

TIAMRO (KC, 1-NUAMRO) [d]
 dagnummer waarvoor AMROTI is gegeven,
 150.; dummy

TILNRO (KC, 1-NULNRO) [d]
 dagnummer waarvoor LNROTI is gegeven,
 150.; dummy

TISO (KC) [d]
 tijdstip van zaaien,
 -10.;

TIHA (KC) [d]
 tijdstip van oogsten,
 400.;

TUTO (KC) [kg/ha]
 de totale hoeveelheid knollen die geoogst worden,
 0.; dummy

UPNIMA1 (KC) [kg/ha]
 de maximale N opname bij gewas KC in de eerste periode,
 400.; dummy

UPNIMA2 (KC) [kg/ha]
 de maximale N opname bij gewas KC in de tweede periode,
 300.; dummy

SUEVMA1 (KC) [m]
 de gesommeerde maximale evapotranspiratie in de eerste periode,
 0.242; dummy

SUEVMA2 (KC) [m]
 de gesommeerde maximale evapotranspiratie in de tweede periode,
 0.242; dummy

TIUP1 (KC) [d]
 de tijd na het zaaien waarop de maximale N opname verandert bij gewas KC
 en waarop de eerste periode eindigt,
 180.; dummy

De variabelen TISO en TIHA geven voor grasland de tijdstippen aan waar-
 binnen gewasopname plaatsvindt, dit is het gehele jaar door, de overige
 waarden kunnen als dummy waarden worden ingevoerd, daar de wortelontwik-
 keling en N opname van gras via een aparte subroutine (GRASS) wordt
 geregeld.

COPRNH [kg/m³]
 N-NH₄⁺ concentratie in de neerslag,
 0.00157; Dit zijn gemiddelde waarden gemeten over de periode 1978-1980 in
 de Bilt en Rotterdam. bron: ICW nota 1461 (Jansen, 1983)

COPRNI [kg/m³]
 N-NO₃⁻ concentratie in de neerslag,
 0.00084; Dit zijn gemiddelde waarden gemeten over de periode 1978-1980 in
 de Bilt en Rotterdam. bron: ICW nota 1461 (Jansen, 1983)

COEXNH [kg/m³]
 N-NH₄⁺ concentratie in gebiedsvreemd oppervlakte water dat wordt gebruikt
 voor infiltratie,
 0.0; dummy, Deze waarde is alleen van belang bij toepassing van het
 waterkwantiteitsmodel SIMGRO.

COEXNI [kg/m³]

N-NO₃⁻ concentratie in gebiedsvreemd oppervlakte water dat wordt gebruikt voor infiltratie,

0.0; dummy, Deze waarde is alleen van belang bij toepassing van het waterkwantiteitsmodel SIMGRO.

HUFROS [-]

de fractie van het vers organische materiaal die rechtstreeks omgezet wordt in stabiele humus (dus niet via de opgeloste fase)

0.75; bron: ANIMO handleiding (Kroes, 1987)

NIFREX [-]

N fractie in exudaten,

0.025; bron: ICW nota 1671 ANIMO, blz. 53 (Berghuys - van Dijk et al, 1985)

NIFRHUMA [-]

maximale N fractie in humus (vanaf LR gereduceerd met een factor 0.2),

0.048; bron: ICW nota 1671 ANIMO, blz 56 (Berghuys - van Dijk et al, 1985) Deze waarde correspondeert met een C/N ratio van 14 als het C gehalte van het materiaal 58% is.

NIFR (1-NF) [-]

de organische N fracties in de fracties 1-NF van de materialen,

0.043 0.029 0.000 0.010 0.010 0.000 0.043 0.029 0.023 0.002;

De stikstof gehalten van het organische deel van de materialen 2 (modder) en 4 (bodem organisch materiaal c.q veen) zijn zo verdeeld over de organische fracties (1,2,7 en 8) van de materialen dat ze per materiaal een stikstof gehalte hebben van 3.6%, een waarde verkregen via de chemische analyse van de materialen (zie bijlage 4). Het stikstof gehalte van het organische deel van het materiaal 1 (het plantaardige slootschoningmateriaal) is evenredig met de afbraaksnelheden (suggestie in ICW nota 1671 ANIMO blz. 65; Berghuys- van Dijk et al, 1985) verdeeld over de organische fracties (9 en 10) waarbij dit stikstof gehalte gelijk is gesteld aan 2.6 %, een waarde verkregen via chemische analyse van het materiaal (zie bijlage 4). De verdeling van het stikstof gehalte van het organische deel van materiaal 3 (afstervende graswortels) is overgenomen uit de ANIMO handleiding (Kroes, 1987).

RECFEXAV [per jaar]

de gemiddelde eerste orde afbraak constante voor exudaten,

365.; Een hoge afbraak snelheid voor exudaten, zodat er weinig of geen exudaten in oplossing blijven. (ICW nota 1671 ANIMO blz. 54; Berghuys- van Dijk et al, 1985)

RECFHUAV [per jaar]

de gemiddelde eerste orde afbraak constante voor humus,

0.02; Een lage afbraaksnelheid voor humus, 1.5 %-2 % per jaar is de netto humus afbraak op de lange duur. (ICW nota 1671 ANIMO blz. 56; Berghuys- van Dijk et al, 1985)

RECFAV (1-NF) [per jaar]

de gemiddelde eerste orde afbraak constante voor de organische fracties 1-NF,

0.021 0.021 0.00 2.00 0.22 0.0 0.22 0.22 2.00 0.22;

De afbraak constante voor de fracties 1 en 2 (veenmateriaal) zijn gelijk verondersteld met die van humus. De afbraak constante voor de fracties 4 en 5 (afstervende graswortels) en 9 en 10 (plantaardige deel slootschoningmateriaal) zijn analoog aan elkaar en zijn overgenomen van de waarden voor graswortels uit de ANIMO handleiding (Kroes, 1985).

De afbraak constante voor de fracties 7 en 8 (modderig deel slootschonningsmateriaal) zijn ongeveer gelijk gesteld aan het gemiddelde van de afbraaksnelheden van actieve humus ($3 \cdot 10^{-5}/d$) en bacteriënweefsel ($1.12 \cdot 10^{-3}/d$). (Jenkinson en Rayner, 1977)

RECFCAAV [per jaar]

de gemiddelde eerste orde afbraak constante voor organische stof in oplossing,

30.; ANIMO handleiding (Kroes, 1987)

RECFTAV [per jaar]

de gemiddelde nitrificatie constante,

365.; Er is sprake van een snelle nitrificatie, overgenomen uit de ANIMO handleiding. (Kroes, 1987)

DFCFOXWA (1-5) [m^2/d]

vijf waarden voor de diffusiecoëfficiënten van zuurstof in water,

0.0 0.0000864 0.0001382 0.000164 0.000281; bron: ICW nota 1671 ANIMO

blz. 45 (Berghuys - van Dijk et al, 1985)

DFCFOXWATE (1-5) [$^{\circ}C$]

vijf temperatuur waarden waarvoor DFCFOXWA is gegeven,

-10. 0. 10. 20. 25.; bron: ICW nota 1671 ANIMO blz. 45 (Berghuys - van Dijk et al, 1985)

***** de volgende variabelen regelen output naar de file TOUT.DAT*****

OUTTO [-]

de output geschreven naar de file TOUT.DAT (1=totaal, 0=gedeeltelijk)

0;

NUOUT [-]

het aantal tijdstappen waarvoor output is gewenst,

4;

OUT (1-NUOUT) [dagnummer]

de tijdstappen met output,

274 284 294 3937;

OUTAN [-]

subgebied nummer met output,

1;

OUTTN [-]

technologie nummer met output,

1;

** de volgende variabelen regelen de output naar de verschillende files**

OUTSE (1-10) [-]

NLBANI [-]

TIBANI [d]

OUTGR (1-2) [-]

OUTCDS [-]

NUCDS [-]

CDSYR (1-NUOUT) [-]

INMO [-]

INI [-]

zie voor een beschrijving van deze variabelen de ANIMO handleiding (Kroes, 1988)

In dit onderzoek zijn de output files BANIYR.DAT en BANHYR.DAT aange-
maakt voor de bovenste c.q. wortellaag.

Deze files leveren op jaarbasis per te definiëren laagdiepte de NO_3^- balans en de NH_4^+ balans.

filenaam: GENAR.DAT

ASFA [-]

assimilatie factor, deze factor bepaald hoeveel humus er gevormd wordt uit het vers organische materiaal en de exudaten. De rest (1-ASFA) wordt geoxideerd tot CO_2 en H_2O .

0.25; bron: ICW nota 1671 ANIMO blz. 5 en 65 (Berghuys - van Dijk et al, 1985)

APTE [$^{\circ}\text{C}$]

de amplitude van de jaarlijkse temperatuursfluctuatie in een sinusmodel, 10; ANIMO handleiding (Kroes, 1987)

AVTE [$^{\circ}\text{C}$]

de gemiddelde jaarlijkse temperatuur aan het bodemoppervlak, 11; ANIMO handleiding (Kroes, 1987)

FQTE [rad./d]

frequentie van de jaarlijkse temperatuursfluctuatie, 0.01726; ANIMO handleiding (Kroes, 1987)

TESMCF [m^2/d]

temperatuur dempings coëfficiënt, 0.01584; Dit is een ongevoelige waarde overgenomen uit ANIMO handleiding (Kroes, 1987)

NL [-]

het aantal lagen (max. momenteel 29, de dikte van de wortelzone moet gelijk zijn aan die in het WATBAL model),

6;

DRADNH (1) [-]

de verhoudingsratio tussen de hoeveelheid NH_4^+ gebonden aan het bodemcomplex en de hoeveelheid in oplossing, 3.0; ANIMO handleiding (Kroes, 1987)

DRADNH (NL) [-]

de verhoudingsratio tussen de hoeveelheid NH_4^+ gebonden aan het bodemcomplex en de hoeveelheid in oplossing, 2; ANIMO handleiding (Kroes, 1987), De ingevoerde waarde hebben betrekking op lemige bodems, waarden voor veenbodems zijn mij op het moment onbekkend.

HE (1-NL) [m]

hoogtes van de te onderscheiden bodemlagen, 0.15 0.15 0.15 0.15 0.20 0.20; De totale laag dikte is 1 meter zoals in het model WATBAL, in deze laag fluctueert de grondwaterstand. De wortelzone is 0.15 meter.

FRVO [-]

de fractie van de toegevoegde N-NH_4^+ die vervliegt, 0.3; In de ICW nota 1671 ANIMO blz. 47 (Berghuys - van Dijk, 1985) worden voor grasland waarden opgegeven tussen de 30% en 40%. In het "handboek voor rundveehoederij" (october 1980 blz. 68) wordt voor grasland een

waarde genoemd van 32%. In dit onderzoek is de waarde overigens niet zo van belang daar er nauwelijks tot geen $N-NH_4^+$ aan het bodemoppervlak wordt toegevoegd.

PMDF1 [-]

parameter voor de berekening van de diffusie coëfficiënt van zuurstof in de met gas gevulde poriën,

0.75; zie PMDF2

PMDF2 [-]

2.5; Een empirische constante die afhankelijk is van het bodemtype, het model is erg gevoelig voor deze waarde. Over de bodemfysische eigenschappen betreffende deze waarde is nog niet zoveel bekend. (Kroes, 1987)

LR [-]

het nummer van de laag waarvan de humus afbraak is gereduceerd en de N fractie van de humus is verminderd met een fractie 0.2,

7; Er wordt er van uitgegaan dat de humus over deze 1 meter diepte niet noemenswaardig verandert. (zie bijlage 4)

RDFADCHU [-]

de reductie factor voor humus decompositie,

0.15; dummy

PHRO [-]

de pH-water in de wortelzone,

5.4; Deze waarde is afgeleid van de bodemmeetgegevens in de terrassen van object Driebruggen A (bijlage 4).

PHBERO [-]

de pH-water onder de wortelzone,

6.3; Deze waarde is afgeleid van de bodemmeetgegevens in de terrassen van object Driebruggen A (bijlage 4).

RM [-]

nummer van het materiaal dat is gedefinieerd als wortel materiaal,

3; (zie file GEN.DAT)

HVTE [-]

het soort van temperatuur model dat wordt gebruikt (1= de temperatuur wordt opgegeven 0= temperatuur als in sinus model)

0;

DRDEP [kg./ha]

atmosferische droge depositie van stikstof (verdeling $N-NO_3$: $N-NH_4$ als 17 : 28),

33; Deze waarde is geschat m.b.v. de natte depositie ('78; $NO_x=6$ kg/ha en $NH_4=11$ kg/ha) en ICW nota 1480 tabel 3 blz. 4. (Hoeks, 1983)

COIDNH [kg/m³]

de concentratie van $N-NH_4^+$ in het infiltrerende slootwater,

0.00008386; Deze waarde is het gemiddelde van in het veld gemeten waarden in de sloot. (zie bijlage 4)

COIDNI [kg/m³]

de concentratie van $N-NO_3^-$ in het infiltrerende slootwater,

0.005607; Deze waarde is het gemiddelde van in het veld gemeten waarden in de sloot. (zie bijlage 4)

COIDCA [kg/m³]

de concentratie van opgeloste N-ORG. in het infiltrerende slootwater,

0.0; Deze waarde is hier verondersteld verwaarloosbaar klein te zijn.

LNMAROTN (1-NT) [-]

per technologie: het aantal lagen van de wortelzone (corresponderend met het opgegeven aantal lagen in WATBAL en bij HE (1-NL),

1; De bovenste laag (0.15 m) van de te onderscheiden lagen is de wortelzone.

KICRTN (1-NT) [-]

per technologie: het soort gewas

3; grasland toepassing (zie GEN.DAT)

DG [per meter]

de drain dichtheid van het derde orde systeem,

1.0; dummy: Het derde orde systeem staat voor de ondiepe greppels deze zijn in dit onderzoek echter niet met dit systeem gedefinieerd.

DS [per meter]

de drain dichtheid van het tweede orde systeem,

0.033; Het tweede orde systeem is in dit onderzoek gedefinieerd voor de simulatie van extra run off. De greppels liggen ongeveer 30 meter uit elkaar. (zie WATBAL)

DG [per meter]

de drain dichtheid in het eerste orde systeem,

0.017; Het eerste orde systeem bevat in dit onderzoek de sloten, deze liggen in het proefveld van Driebruggen A ongeveer 60 meter uit elkaar. (zie WATBAL)

HDG [m vanaf het oppervlak]

de diepte van de ondergrens van het derde orde systeem,

1.0; dummy: Het derde orde systeem is in dit onderzoek niet gedefinieerd.

HDS [m vanaf het oppervlak]

de diepte van de ondergrens van het tweede orde systeem,

0.15; De in het veld gemeten diepte van de greppel bedraagt ongeveer 0.15 m., deze diepte die gelijk is aan de diepte van de wortelzone wordt voor de simulatie van extra run off aangehouden.

HDK [m vanaf het oppervlak]

de diepte van de ondergrens van het eerste orde systeem,

0.75; De in het veld gemeten diepte van de sloot bedraagt ongeveer 0.75 m.

AIENSCPF [cm]

lucht binnendring waarde van de pF curve van de wortelzone, dit is de zuigspanning waarbij de poriën beginnen water vrij te geven,

2; invloedrijke parameter waarvan de inschatting 2 cm bedraagt (Kroes, 1987)

CDSA [m/d]

verzadigde doorlatendheid van de wortelzone,

0.6; dezelfde waarde als bij WATBAL

***** de volgende variabele alleen wanneer IWA=3 (SWATRE-input) *****

MOFRSA (1-NL) [-]

de vochtfractie bij verzadiging,

n.v.t.

***** de volgende variabelen alleen wanneer IWA niet gelijk is aan 3 *****

MOFRPF1 (1-10) [-]

tien vochtfracties met verschillende SCPF1 (pF curve) voor de wortelzone

0.0 0.222 0.354 0.547 0.653 0.764 0.823 0.835 0.847 0.894;

de waarden hebben betrekking op eutroof broekveen (zie ook WATBAL),

bron: "de Staring Reeks" (Wösten et al, 1986)

SCPF1 (1-10) [cm]

tien zuigspanningen corresponderend met MOFRPF1,
1000000 16000 2500 500 250 100 31 20 10 1;

de waarden hebben betrekking op eutroof broekveen (zie ook WATBAL),
bron: "de Staring Reeks" (Wösten et al, 1986)

MOFRPF2 (1-10) [-]

tien vochtfracties met verschillende SCPF1 (pF curve) voor onder de
wortelzone,

zie MOFRPF1

SCPF2 (1-10) [cm]

tien zuigspanningen corresponderend met MOFRPF2,
zie SCPF1

MOFRWIUN [-]

de vochtfractie bij het verwelkingspunt (pF=4.2) onder de wortelzone,
0.222; zie WATBAL

MOFRSARO [-]

de vochtfractie bij verzadiging (pF=0.0) in de wortelzone,
0.894; zie WATBAL

MOFRSAUN [-]

de vochtfractie bij verzadiging (pF=0.0) onder de wortelzone,
0.894; zie WATBAL

EVROSE [-]

keuze van de soort van evapotranspiratieflux deze parameter is bepalend
voor de vochtfractie berekening in de wortelzone (EVROSE=1 lineaire
reductie van evapotranspiratie, EVROSE=0 evapotranspiratieflux is propor-
tioneel met de dikte van de laag)

0; De wortelzone bestaat slechts uit één laag.

AR [m²]

oppervlak van het gebied met nummer AN,

80; Het slootkant traject van een proefveld is 2 bij 80 meter, het terras
gedeelte daarvan is ongeveer 1 bij 80 meter.

KF [-]

de verhouding tussen de doorlatendheid in de wortelzone en beneden de
wortelzone,

1.0; geen invloedrijke variabele, Er is sprake van een afgegraven oever
waarbij verondersteld wordt dat de wortelzone en de ondergrond uit het-
zelfde materiaal bestaan.

KA [-]

verhouding tussen de doorlatendheid in ondergrond en aquifer (alleen van
belang voor regionale, interlokale toepassingen),

1.0; dummy, WATBAL is een lokaal waterhuishoudkundig model

AQBO [m onder het oppervlak]

de grens tussen de bovenlaag en het aquifer (alleen van belang voor
regionale, interlokale toepassingen),

10; dummy, WATBAL is een lokaal waterhuishoudkundig model

HECZ [m]

de afstand tussen de wortelzone en het laagste grondwaterniveau met
capillaire opstijging,

0.5; dezelfde waarde als in WATBAL

*** de volgende variabele alleen voor regionale toepassingen (IWA=1) ****

HEAQ [m]

de dikte van de aquifer,

n.v.t.

***** de volgende variabelen alleen wanneer het het gewas *****
 gras betreft (KICRTN moet gras zijn)

NRGRTN (1-NT) [gve/ha]
 per technologie het aantal grootvee eenheden per hectare,
 0.0; In dit onderzoek worden de slootkanten niet beweid.

AMSHMA [kg/m²]
 de maximale scheut productie,
 0.35; Bron: ANIMO handleiding (Kroes, 1987)

FROSGR [-]
 de fractie van verlies aan de scheuten door begrazing,
 0.0; In dit onderzoek worden de slootkanten niet beweid.

FROSHA [-]
 de fractie van verlies aan de scheuten door de oogst,
 0.2; Bron: ANIMO handleiding (Kroes, 1987)

RESU [-]
 de relatieve zoneschijnduur,
 0.321; Bron: ANIMO handleiding (Kroes, 1987)

SHPDRA [-]
 de scheutproductie snelheid,
 2.3; Bron: ANIMO handleiding (Kroes, 1987)

TURA [per dag]
 de turn over snelheid voor afstervende wortels,
 0.0055; Bron: ANIMO handleiding (Kroes, 1987)

***** de volgende variabelen alleen wanneer HVTE = 1 *****

TIMIAITE [d]
 dagnummer van de eerste luchttemperatuur meting,
 n.v.t.

AITE [°C]
 de wekelijks gemeten luchttemperatuur,
 n.v.t.

 filename: INI.DAT

MOFRO (1-NL) [-]
 de vochtvolumes van de lagen 1-NL aan het begin van de tijdstap,
 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0; Er zijn dummy waarden ingevoerd omdat de initi-
 ele vochtfracties berekend zijn door de subroutine INIMO (zie de parame-
 ter INMO in de file GEN.DAT).

EX (1-NL) [kg/m²]
 de exudaten inhoud van de lagen 1-NL,
 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0; De aanwezige hoeveelheid is op 0.0 geschat, de
 lage hoeveelheden en de hoge afbraaksnelheid maken dit ook aannemelijk.
 (Kroes, 1988)

HUEX (1-NL) [kg/m²]

de hoeveelheid humus van de exudaten die aanwezig is in de lagen 1-NL, 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0; Deze hoeveelheid is hier op 0.0 gesteld omdat dit materiaal samen met de hoeveelheid vers organisch materiaal (OS) in de parameter OS is gedefinieerd als het bodem organische materiaal, veen. (zie parameter OS)

CONH (1-NL) [kg N/m³]

de concentratie van N-NH₄⁺ in de lagen 1-NL, 0.000376 0.000404 0.000432 0.000432 0.00756 0.00756; Dit zijn de gemiddelde in het veld gemeten waarden (zie bijlage 4) De waarde betreffende laag 2 is het gemiddelde van de lagen 1 en 3.

CONI (1-NL) [kg N/m³]

de concentratie van N-NO₃⁻ in de lagen 1-NL, 0.00567 0.00594 0.00621 0.00766 0.00912 0.00912; Dit zijn de gemiddelde in het veld gemeten waarden. (zie bijlage 4) De waarden voor de lagen 2 en 4 zijn verkregen door de waarden betreffende de lagen 1 en 3 resp. 3 en 5 te middelen.

OS (1-NL, 1-NF) [kg/m²]

de hoeveelheid vers organisch materiaal in de fracties 1-NF in de lagen 1-NL,

7.18146 10.77219 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
6.86070 10.29105 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
6.86070 10.29105 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
9.14760 13.72140 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0
9.14760 13.72140 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0;

HUEX, HUOS en OS zijn de hoofdbestanddelen van het organische materiaal in de bodem in het model ANIMO. OS is het vers organische materiaal dat wordt afgebroken met een snelheid gegeven in RECFAV (1-NF). HUEX en HUOS zijn de materialen waarmee het humus in de bodem wordt gedefinieerd deze worden beide afgebroken met een snelheid gegeven in RECFHUAV.

De in het veld gemeten gehalten aan organisch materiaal in de bodem bedragen voor de bovenlaag (0-20 cm) 65% en voor de onderlaag (50-80 cm) 70%. Voor de invoer in het model is aangenomen dat de bovenste twee lagen (30 cm) een organisch stof gehalte hebben van 65% en de overige vier lagen van 70%.

Om deze gehalten om te rekenen in een hoeveelheid organisch materiaal per laag moet de dichtheid van het organisch materiaal bekend zijn. Deze dichtheid (gr/cm) wordt voor het materiaal veen gegeven door de formule: $W\delta = 1.507 - 0.312 \ln(\text{gloeiverlies} (= \% \text{ org.stof}))$ (mond. med. R.H. Kemmers), waardoor $W\delta(65\%)$ gelijk is aan 204.6 kg/m³ en $W\delta(70\%)$ gelijk is aan 181.5 kg/m³. De hoeveelheid organisch materiaal per laag (kg/m²) bedraagt daardoor voor de lagen 1 t/m 6 (org. mat. fractie $W\delta$ laagdikte): 19.9485 19.9485 19.0575 19.0575 25.4100 25.4100.

De hoofdbestanddelen, HUEX, HUOS en OS verhouden zich in dit bodemorganische materiaal als 8:1:1 (Kroes, 1987). In dit onderzoek zijn daarbij HUEX en OS samengenomen en gedefinieerd als OS, omdat dan bij de simulatie middels het model het organische materiaal bij de afbraak in oplossing zal gaan, terwijl als het bodemorganische materiaal voornamelijk als humus wordt gedefinieerd dit niet het geval zal zijn. Hierbij is gekozen voor de eerste optie omdat deze realistischer is. (mond. med. J.G. Kroes) Dit bodemorganische materiaal (HUEX + OS), het veen, is in dit onderzoek gedefinieerd als materiaal nummer 4 bestaande uit twee fracties (de fracties 1 en 2) in de verhouding 4:6.

HUOS (1-NL, 1-NF) [kg/m²]

de hoeveelheid humus van verse en opgeloste organisch materiaal uit de fracties 1-NF in de lagen 1-NL,

0.79794 1.19691 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0

0.79794 1.19691 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0

0.76230 1.14345 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0

0.76230 1.14345 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0

1.01640 1.52460 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0; (zie parameter OS)

COCA (1-NL, 1-NF) [kg/m²]

de concentratie van het opgeloste organische materiaal van de fracties 1-NF in de lagen 1-NL,

0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0

0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0

0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0

0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0

0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0

0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0 0.0; Voor de initiële invoer wordt

verondersteld dat de concentraties verwaarloosbaar klein zijn dit is ook aannemelijk vanwege de hoge afbraak snelheid. (Kroes, 1988)

COAQNH [kg/m³]

de concentratie van N-NH₄⁺ in de aquifer,

0.0; Deze waarde is een dummy, want er is geen sprake van kwel en is op 0.0 geschat.

COAQNI [kg/m³]

de concentratie van N-NO₃⁻ in de aquifer,

0.0; Deze waarde is een dummy, want er is geen sprake van kwel en is op 0.0 geschat.

filenaam: CROP.DAT

TINEAD [d]

het tijdstip van de eerst toevoeging,

649.; Als de toevoeging van het slootschonings materiaal relevant is dan gebeurt dit in september van het tweede jaar van simulatie.

lvo/bijlage.txt/nov 88

Voor ieder tijdstip van toevoeging:

NUAD [-]

het aantal toevoegingen (acties, max. 7),

2; Zowel het plantaardig materiaal als ook de modder van het slootschonings materiaal worden toegevoegd.

Voor iedere toevoeging:

MTNU [-]

het materiaal nummer,

1; het plantaardige materiaal

2; het modderige materiaal

QUMT [-]

de hoeveelheid materiaal die wordt toegevoegd,

12.880; Dit is het uit veld waarnemingen geschatte drooggewicht aan plantaardig materiaal van het slootschonings materiaal.

19.630; Dit is het uit veld waarnemingen geschatte drooggewicht aan modderig materiaal van het slootschonings materiaal.

WYAD [-]

de manier van toevoeging (= de nummers van de lagen waarin de toevoeging plaatsvindt),

0; De toevoeging van plantaardig materiaal vindt plaats in laag 1, waarbij evt. verfluchtiging van NH_4^+ mogelijk is.

0; De toevoeging van modderig materiaal vindt plaats in laag 1, waarbij evt. verfluchtiging van NH_4^+ mogelijk is.

PL [-]

de nummers van de lagen die worden geploegd,

0; Er worden geen lagen geploegd.

0; Er worden geen lagen geploegd.

TINEAD [-]

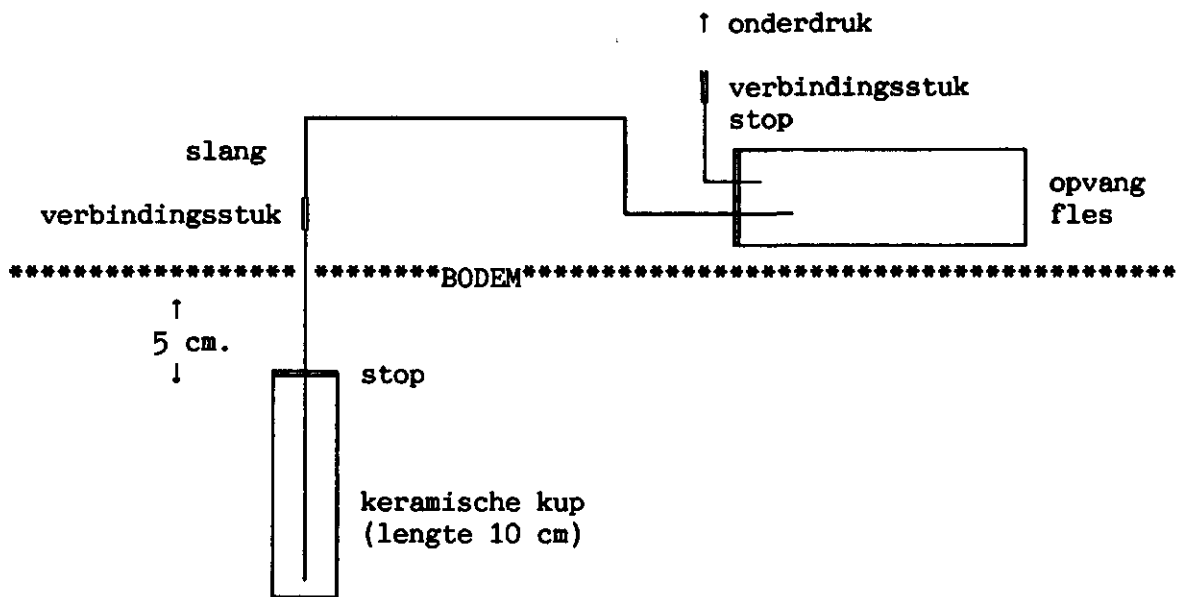
het tijdstip van de volgende toevoeging,

.....; Er wordt nog 15 jaar lang ieder jaar in september slootschonings materiaal toegevoegd.

BIJLAGE 3DE BEMONSTERING VAN HET BODEMVOCHT MET KERAMISCHE KUPS**B 3.1 bodemvocht en de bemonsteringsmethode**

Het bodemvocht is het water dat zich in de bovenste laag van het bodemprofiel bevindt, in die zone van de bodem die niet verzadigd is met water. Voor de bemonstering van dit bodemvocht in de wortelzone (0-15 cm.v.) is een speciale techniek toegepast die het mogelijk maakt het bodemvocht in het veld te verzamelen. In vergelijking tot de verzameling van bodemvocht uit veldvochtige grond in het laboratorium heeft deze techniek het voordeel dat de hoeveelheden vocht die bemonsterd kunnen worden groter zijn en dat de chemische samenstelling van het vocht niet zo sterk beïnvloed worden door de in het laboratorium noodzakelijke scheidingsmethoden van vocht uit bodem. Nog een bijkomend voordeel is dat middels de veldbemonstering, in de loop van de tijd steeds op dezelfde plaats bodemvocht onttrokken kan worden.

Voor de verzameling van bodemvocht in het veld is gebruik gemaakt van filterpotjes in de vorm van keramische kups. Het poreuze materiaal in deze kups heeft een bepaalde waterdoorlatendheid en luchtintreewaarde, zodanig dat wel water maar geen lucht wordt doorgelaten. De bemonstering met de keramische kups vindt plaats door de kup in de grond middels een boorgat voorzichtig op de gewenste diepte aan te brengen. Goede aansluiting (nauw boorgat) met het bodemmateriaal is essentieel en de bodem mag niet te droog zijn. In dit onderzoek is de kup in verticale stand aangebracht op een diepte van 5 tot 15 cm. Nadat de kup is geplaatst wordt het boorgat boven de kup weer opgevuld met grond (hierbij treedt een niet te voorkomen verstoring van de grond en daarmee van de waterbeweging op) en wordt een bepaalde onderdruk met behulp van een (hand)pomp, via de opvangfles, in de kup aangebracht. In figuur A is de opstelling in schema weergegeven. Deze opstelling met onderdruk blijft een dag lang staan, waarna het bodemvocht de volgende dag uit de opvangfles verzameld kan worden. (Keizer et al, 1984)



FIGUUR A EEN SCHEMATISCHE VOORSTELLING VAN DE BEMONSTERINGSMETHODE MET BEHULP VAN KERAMISCHE KUPS

B 3.2 materiaal

keramische kup: ϕ 18 mm., lengte 10 cm.

stop op keramische kup: een rubberse stop waarin een gaatje is aangebracht
 transportslang: siliconenslang door de stop tot onderin de keramische kup, ϕ binnekant 2 mm.

verbindingsstuk: teflonslang

opvangfles: glazen bierflesje (merk HEINEKEN) met bruin gekleurd glas
 stop op opvangfles: een rubberse stop waarin twee gaatjes zijn aangebracht
 afsluitklemmetje: een metalen laboratorium klem voor het afbinden van de siliconenslang nadat de onderdruk is aangebracht

vacuumpomp: een fietspomp met omgekeerde zuiger

siliconenkit: De siliconenkit is aangebracht in de gaatjes van de stoppen waardoor de transportslangen zijn aangebracht en op het grensvlak van stop en keramische kup. De kit moet ruim en zorgvuldig worden aangebracht.

vacuümvet: Het vacuümvet is op alle overgangsplaatzen van de verschillende gebruikte materialen aangebracht om de onderdruk zo lang mogelijk in stand te houden.

B 3.3 de opstelling van de kups in de proefvelden

De kups zijn op twee afstanden van de slootrand in de proefvelden 331 en 441 (terrassen met slootschoningsmateriaal), 341 en 431 (terrassen zonder slootschoningsmateriaal) en 351 en 421 (blanco slootkanten) aangebracht, waarbij in ieder proefveld een duplo aanwezig is. In de figuren B en C staan de posities van de keramische kups in schema weergegeven. Hierbij liggen de "a kups" in het slootstrook gedeelte van de slootkant (breedte ± 1 m vanaf de slootrand) en de "b kups" meer in het hellende gedeelte tussen terras en perceel (vanaf ± 1 m tot 2 m van de slootrand).

proefvelden in object Driebruggen A

veld 331

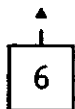
+31.20 m.	2)	a 80 cm. b 120 cm.
		b'120 cm.
+17.40 m.	1)	a 35 cm. b 120 cm

veld 341



-10.60 m.	2)	a 100 cm. b 145 cm.
		b'145 cm.
-29.60 m.	1)	a 100 cm. b 150 cm.

veld 351



+15.20 m.	2)	a 70 cm. b 130 cm.
+ 7.00 m.	1)	a 60 cm b 100 cm.

duploos

afstand tot
trajectpaal

afstand tot
slootrand

FIGUUR B

EEN SCHEMA VAN DE OPSTELLING VAN DE KERAMISCHE KUPS
IN HET PROEFVELD VAN OBJECT DRIEBRUGGEN A

proefvelden in object Driebruggen B

<u>veld 411</u>	2			
	↓	-10.40 m.	1)	a 85 cm. b stuk gemaaid
				a' 85 cm.
		-31.50 m.	2)	a 90 cm. b 125 cm.
<u>veld 421</u>	4			
	↓	- 3.00 m.	1)	a 65 cm. b 100 cm.
		-14.10 m.	2)	a 75 cm. b 120 cm.
<u>veld 431</u>				
		-37.60 m.	1)	a 85 cm. b 145 cm.
		-45.90 m.	2)	a 100 cm. b 170 cm.
			duploos	
		afstand tot		afstand tot
		trajectpaal		de slootrand

FIGUUR C

EEN SCHEMA VAN DE OPSTELLING VAN DE KERAMISCHE KUPS IN
HET PROEFVELD VAN HET OBJECT DRIEBRUGGEN B

BIJLAGE 4DE CHEMISCHE ANALYSE EN SAMENSTELLING VAN DE COMPONENTEN
VOOR ZOWEL STIKSTOF ALS FOSFOR

Met als componenten:

- plantaardige deel van het slootschoningsmateriaal
- modderige deel van het slootschoningsmateriaal
- bodemmateriaal en
- het water (bodemvocht, grondwater en slootwater)

B 4.1 de methoden bij chemische analyse voor fosfor

In paragraaf 5.4 van het verslag is al in het kort ingegaan op de methoden van chemische analyse voor de bepaling van de gehalten aan de verschillende vormen van stikstof in de verscheidene componenten. Voor ieder van deze componenten zijn ook analyses uitgevoerd voor fosfor.

Een uitvoerige beschrijving van de toegepaste methoden van chemische analyse is te vinden in de stage verslagen van S. Aspoel (1987), H. Kuppens (1987), P. v/d Meulen (1988) en A. Verboom (1988) en in paragraaf B 4.4 en B 4.5 van deze bijlage.

- het plantaardige materiaal

Voor wat betreft de chemische samenstelling van dit materiaal is een analyse toegepast voor het totaal fosfor gehalte (mg P/100 g droge stof). Dit totaal fosfor gehalte is colorimetrisch bepaald, na een destructie van de vegetatie waarbij een gedroogd monster wordt gekookt in zwavelzuur.

- het modderige materiaal en het bodemmateriaal

Voor wat betreft de samenstelling van deze beide materialen is een analyse toegepast voor het totaal fosfor gehalte (mg P/100 g droge stof) en het azijnzuur (HAc) extraheerbare fosfaat (mg P-PO₄/100 g droge stof). Het totaal fosfor gehalte is colorimetrisch bepaald, na een destructie van het materiaal waarbij een gedroogd monster wordt gekookt in zwavelzuur. Het azijnzuur extraheerbare fosfaat gehalte is colorimetrisch bepaald nadat een niet gedroogd monster is geschud met (2.5%) azijnzuur.

- het bodemvocht, het grondwater en het slootwater

Voor wat betreft de chemische samenstelling van deze componenten is een analyse uitgevoerd voor het ortho-fosfaat gehalte (mg P-PO₄/l). Dit ortho-fosfaat gehalte is colorimetrisch bepaald.

B 4.2 de chemische samenstelling van de monsters van de componenten

a) DE CHEMISCHE SAMENSTELLING VAN DE MONSTERS VAN HET PLANTAARDIGE DEEL VAN HET SLOOTSCHONINGSMATERIAAL

	mengmonster object Driebruggen A opgedeeld in		mengmonster object Driebruggen B opgedeeld	
	1	2	1	2
N totaal (mg/ 100 g)	2304.69	2264.39	2015.79	1976.71
P totaal (mg/ 100 g)	280.87	279.51	241.84	239.87
organisch stof (g/ 100 g)	81	82	86	87
C organisch (g/ 100 g)	46.98	47.56	49.88	50.46
versgewicht/ drooggewicht	3.12	3.12	3.35	3.35

n.b. gehaltenes per 100 g droge stof
(bemonsterd op 2-4-'87; de gehaltenes aan stoffen is van
vergelijkbare grote orde als van de monsters bemonsterd op
september '87 (P v/d Meulen, 1988)).

b) DE CHEMISCHE SAMENSTELLING VAN DE MONSTERS VAN HET MODDERIGE DEEL VAN HET SLOOTSCHONINGSMATERIAAL

	mengmonster object Driebruggen A	mengmonster object Driebruggen B
N totaal (* N org.) (mg/ 100 g)	2250	2270
P totaal (mg/ 100 g)	193.07	136.92
organische stof (g/ 100 g)	65	65
C organisch (g/ 100 g)	38	38
N-NH ₄ (mg/ 100 g)	8.00	8.90
N-NO ₃ (mg/ 100 g)	4.01	0.65
P-PO ₄ (mg/ 100 g)	5.54	1.79
zuurgraad (pH water)	5.33	4.91
natgewicht/ drooggewicht	3.9695	4.5208

n.b. gehaltenes per 100 g droge stof
(bemonsterd op 2-4-'87; de gehaltenes aan stoffen is van vergelijkbare
grote orde als van de monsters van 6-10-'87 (P v/d Meulen, 1988))

c) DE CHEMISCHE SAMENSTELLING VAN DE ONDIEPE EN DIEPE BODEMMONSTERS

mengmonsters van de ondiepe (0-20 cm) bodem in de proefvelden
(blanco oever, terras zonder en met depositie van schoningsmateriaal)

	351 (blanco)	341 (zonder)	331 (met)	421 (blanco)	431 (zonder)	411 (met)
N totaal	* 2520			* 2280		
(mg/ 100 g)	2430	2310	2420	2240	2240	2190
P totaal	* 192.72			* 143.74		
(mg/ 100 g)	207.00	138.93	163.66	154.86	132.40	141.47
organische stof	* 63			* 64		
(g/ 100 g)	65	65	63	65	66	64
C organisch	37			37		
(g/ 100 g)	38	38	37	38	38	37
N-NH ₄	* 5.96			* 3.55		
(mg/ 100 g)	4.24	3.15	4.60	7.17	4.90	4.19
N-NO ₃	* 0.66			* 0.70		
(mg/ 100 g)	0.38	0.20	0.30	0.31	0.37	0.60
P-PO ₄	* 2.44			* 1.95		
(mg/ 100 g)	2.63	2.62	3.62	2.30	1.84	2.42
zuurgraad	*			* 4.82		
(pH water)	5.16	5.41	5.57	4.62	4.59	4.85
natgewicht/ drooggewicht	* 3.8221			* 4.0586		
	3.5503	4.2903	3.8586	3.9023	4.6609	4.1657
n.b. gehalten per 100 g droge stof (bemonsterd op 2-4-'87 en * 24-6-'87)						

mengmonsters van de diepe (50-80 cm) bodem in de proefvelden
(blanco oever, terras zonder en met depositie van schoningsmateriaal)

	351 (blanco)	331 (met)	421 (blanco)	431 (zonder)
N totaal				
(mg/ 100 g)	2280	2600	2210	2430
P totaal				
(mg/ 100 g)	117.50	82.86	60.85	42.36
organische stof				
(g/ 100 g)	63	70	72	75
C organisch				
(g/ 100 g)	37	41	42	44
N-NH ₄				
(mg/ 100 g)	9.03	5.30	10.71	4.85
N-NO ₃				
(mg/ 100 g)	0.81	0.29	1.65	2.35
P-PO ₄				
(mg/ 100 g)	6.74	5.49	2.57	2.29
zuurgraad				
(pH water)	6.20	6.33	5.36	5.44
natgewicht/ drooggewicht				
	4.6856	5.7736	6.3539	7.4020
n.b. gehaltenes per 100 g droge stof (bemonsterd op 24-6-'87)				

d) DE CHEMISCHE SAMENSTELLING VAN HET BODEMVOCHT, GRONDWATER EN SLOOT WATER

bodemvochtmonster in de proefvelden

(keramische kup nummer, zie bijlage 3)

	N-NH ₄ (mg/ l)	N-NO ₃ (mg/ l)	P-PO ₄ (mg/ l)	zuurgraad (pH water)
blanco oever: 351 a1	0.0659 * 4.717	9.46	0.406	6.20
351 a2	≤0.0033 * 0.308	10.32	0.349 * 0.56	6.84 * 7.03
351 b1	1.0888	6.78	0.148	5.18
351 b2	1.241	-	-	7.50
351 b2'	0.505	-	-	7.94
421 a1	4.258	21.07	0.519 * 4.60	5.15
421 a2	1.0194 * 0.0183	14.57 * 2.97	0.0733 * 0.029	4.18
421 b1	0.264 * 1.317	-	0.0113	5.36
421 b2	1.468 * 0.405	13.83 * 4.53	0.0237 * 0.035	4.74 * 4.47

terras zonder depositie van schonings materiaal: 341 a1	0.0362 * 3.32	9.07 * 3.32	0.0107 * 0.023	5.86 * 5.58
341 a2	≤0.0033 * 0.00752	8.80 * 1.42	0.00147 * 0.042	6.27 * 6.04
341 b1	≤0.0033	5.76	0.0198	4.77
341 b1'	0.211	7.30	0.00604	5.08
341 b2	≤0.0033 * 0.265	6.23	0.00765 * 0.090	5.41 * 5.60
431 a1	0.187	2.95	0.0144	4.80
431 a2	0.155	5.27	0.0175	5.21
431 b1	0.110 * 0.0827	7.17 * 6.64	0.0175 0.067	- 4.72
431 b2	0.277	9.83	0.0135	4.61

terras met depositie van schonings materiaal:	331 a1	0.0824	3.76	0.0290	5.23
		* 0.931			* 6.55
	331 a2	0.0857	15.25	0.176	6.72
		* 0.920		* 0.061	
	331 b1	≤0.0033	8.07	0.0137	6.06
					* 6.91
	331 b1'	0.0296	11.26	0.00759	5.28
	331 b2	0.686	13.21	0.194	6.86
		* 0.780	* 0.10		* 7.52
	411 a1	0.187	2.24	0.0175	4.80
		* 0.0183	* 3.39	* 0.016	* 4.84
	411 a2	0.463	3.90	0.0237	4.63
		* 0.566	* 8.05	* 0.073	* 5.20
	411 a2'	0.347	8.39	0.595	6.71
	411 b1	0.443	2.17	0.0144	6.70
		* 0.448		* 0.080	
411 b2	0.245	-	0.0567	-	

n.b. de keramische kups zijn bemonsterd op 3/4-8-'87 en
* 24-6-'87

grond- en slootwatermonster in de proefvelden (sloot, ondiepe en diepe peilbuizen)		N-NH ₄ (mg/ l)	N-NO ₃ (mg/ l)	P-PO ₄ (mg/ l)	zuurgraad (pH water)
blanco oever:	351 sloot	≤0.0033	1.84	0.240	7.83
	351 ondiep	1.254	2.89	0.121	6.62
	351 diep	5.048	16.54	-	6.40
	421 sloot	≤0.0033	9.67	0.0237	7.71
	421 ondiep	0.891	8.71	0.0547	6.00
	421 diep	8.624	9.33	0.309	7.16

terras zonder depositie van schonings materiaal:	341 sloot	≤0.0033	7.20	0.219	8.41
		* -	* 3.71	* 0.40	* 8.04
	341 ondiep	0.567	9.41	0.253	7.11
		* 0.330	* 7.46	* 0.21	* 6.95
	341 diep	1.699	11.43	0.357	7.09
	431 sloot	0.194	8.50	0.117	7.22
		* 0.0397	* 4.27	* 0.11	* 7.25
		- 0.179	- 4.06	- 0.048	- 7.12
	431 ondiep	0.469	8.33	0.101	5.66
		* 0.544	* 6.62	* 0.19	* 5.57
		- 2.659	- 3.79	- 0.035	- 6.28
	431 diep	9.270	9.26	0.513	6.78
		* 0.319	* 13.09	* 0.31	* 6.89
		- 11.710	- 9.24	- 0.50	- 6.83

n.b. de watermonsters zijn verzameld op 3-8-'87, * 28-7-'87
en - 24-6-'87

In hoofdstuk 6.4-2 bij tabel 4 is opgemerkt dat de concentratie van nitraat tegen de verwachting in toeneemt naar de diepte. Dit is zeker niet representatief voor bodemprofielen in het veenweidegebied. (mond. med. R.H. Kemmers) Door de grote voorraad organische stof en de hoge grondwaterstand wordt het nitraat doorgaans snel gedenitrificeerd zodat lage concentraties te verwachten zijn. Waardoor is dit beeld van de toename van nitraat in de diepte tot staand gekomen? Infiltratie vanuit de sloot zou een rol kunnen spelen. Ook is het mogelijk dat er sprake is van bemonsterings fouten of een in het proefgebied bijzondere niet voor het veenweide gebied representatieve situatie.

B 4.3 de invoergegevens voor het model ANIMO

In paragraaf 5.4 van het hoofdstuk METHODEN staan de gegevens over de chemische samenstelling die nodig zijn voor de invoer in het model ANIMO voor de verschillende componenten aangegeven.

Voor wat betreft de chemische samenstelling van het plantaardige deel en het modderige deel van het slootschoningsmateriaal betreft het de gemiddelde waarden van de objecten Driebruggen A en B. Deze gegevens hebben betrekking op slootschoningsmateriaal dat is verzameld in April (2-4-'87) het materiaal wordt echter doorgaans in September opgebracht, in de tussen tijd is het mogelijk dat de samenstelling door omzettingsprocessen is veranderd. Bij vergelijking van de samenstelling van monsters genomen vlak na het schonen van de sloot op 6-10-'87 (P v/d.Meulen, 1988) bleken de gehalten aan stoffen van gelijke orde van grote te zijn.

Voor wat betreft de chemische samenstelling (het gaat vnl. om N totaal en C organisch) van de ondiepe bodem zijn de gegevens gemiddeld van de proefvelden 331,341 en 351 van object Driebruggen A en 411,421 en 431 van object Driebruggen B die genomen zijn op 2-4-'87. (voor de zuurgraad zijn alleen de gegevens gebruikt van object A, daar deze beter overeen komen met gegevens gevonden in de literatuur, voor madeveen pH 5.6 (mond. med R.H. Kemmers, ICW)).

Voor wat betreft de chemische samenstelling (het gaat vnl. om N totaal en C organisch) van de diepe bodem zijn de gegevens gemiddeld van de proef-

velden 331 en 351 van object Driebruggen A en 421 en 431 van object Driebruggen B. (voor de zuurgraad zijn alleen de gegevens gebruikt van object A, daar deze beter overeen komen met gegevens gevonden in de literatuur, voor madeveen pH 6.0 (mond. med. R.H. Kemmers, ICW)). Voor wat betreft de chemische samenstelling van de kups, deze blijkt zowel in ruimte als in tijd sterk te variëren, zijn alle gegevens gemiddeld afkomstig uit de velden zonder depositie van slootschoningsmateriaal 341 en 431 en met depositie van slootschoningsmateriaal 331 en 441. (De blanco situatie wordt in het model niet meegenomen.) De gegevens voor de peilbuizen zijn gemiddeld uit gegevens afkomstig uit de buizen in de velden zonder depositie van slootschoningsmateriaal 341 en 431 en gegevens van M. Küppens (1987).

B 4.4 de voorschriften voor de destructie van grondmonsters ten behoeve van N- en P-totaal bepalingen

N-TOTAAL IN VEENGROND

PRINCIPE

Het monster wordt geoxideerd in heet geconcentreerd zwavelzuur, waarbij de gebonden stikstof wordt omgezet in ammonium. Amine- en amideverbindingen worden kwantitatief omgezet. Nitroverbindingen en stikstof worden door een reductor (salicylzuur) in ammonium omgezet. Aromatische heterocyclische verbindingen worden niet kwantitatief bepaald.

Een neutraal zout (natriumsulfaat) wordt toegevoegd om het kookpunt te verhogen. Als katalysator wordt seleen toegevoegd.

REAGENTIA

- | | |
|---------------------------------|--|
| 1 Selenium-mix: | 1.55 gram seleen-zwart (Se)
1.55 gram kopersulfaat (CuSO ₄) - watervrij
96.6 gram natriumsulfaat (Na ₂ SO ₄) - watervrij
deze stoffen goed mengen,
het gebruiksklare mengsel kan worden bewaard. |
| 2 verdund zwavelzuur: 90
500 | ml water (Aqua Dest)
ml geconcentreerd zwavelzuur
(H ₂ SO ₄ ; sg. = 1.84)
LET OP ! : voeg het zuur onder roeren en
koelen voorzichtig toe aan het water, het
zuur kan in een bruine fles worden bewaard in
de zuurkast |
| 3 destructie-mengsel: | salicylzuur (C ₇ H ₆ O ₃)
verdund zwavelzuur (reagens 2)
altijd vers bereiden: 10 ml per monster + 10
ml, los 6 gram salicylzuur op tot 110 ml met
verdund zwavelzuur (pas evt. hoeveelheden
aan) |

4 natronloog, 10 N: 400 gram natriumhydroxide (NaOH)
 water (Aqua Dest)
 LET OP ! : los de NaOH onder roeren en koelen
 voorzichtig op in het water; vul aan tot 1
 liter, de gebruiksklare oplossing kan in de
 zuurkast worden bewaard

WERKWIJZE MONSTERS

- 0.2 gr. (g) gedroogde fijngestampde grond afwegen in destructiekolf (100 ml.)
- neem bij iedere serie destructies een blanco mee en enkele standaard N-oplossingen
- toevoegen: 1 gr. seleniummix (reagens 1)
 10 ml. destructie-mengsel (reagens 3)
 enkele glasparels
- goed mengen, minimaal 1 uur laten staan
- plaats de kolven op de LAB CON CO verwarmingsspiralen met de openingen gericht naar de achterwand van de zuurkast
- voorzichtig destrueren tot een $\frac{1}{2}$ uur nadat de blanco niet meer van kleur verandert
- af laten koelen, voeg hierna wat demi water toe
- filtreren in een maatkolf van 100 ml. (=destruaat)
- spoel de destructiekolf na met demiwater en filtreer dit ook
- vul aan met water en homogeniseer
- verdun 5 ml. (pipeteren) van dit destruaat tot 50 ml. in een maatkolf (=verdund destruaat)
- met 2 ml. (v) verdund destruaat in een maatkolf van 50 ml. colorimetrisch ammonium bepalen, alsof het een watermonster is (zie hiervoor de stagsaire verslagen).

WERKWIJZE IJKLIJN

als bij de bepaling van ammonium in water

BEREKENING

$\% N = 1.25 \times (E - \text{blanco}) / (v \times s \times g)$

E extinctie
 s slope ijklijn
 g gewicht gedroogde monster
 v gepipeteerde volume voor
 colorimetrische bepaling

P-TOTAAL IN VEENGROND

PRINCIEPE

Het monster wordt geoxideerd in heet geconcentreerd zwavelzuur, waarbij het gebonden fosfor wordt omgezet in ortho-fosfaat. Welke vormen van fosfor worden omgezet en welk deel hiervan organisch van oorsprong is, is nog onduidelijk, deze totaal bepaling moet dan ook beschouwt worden als een grove bepaling.

REAGENS5 N H₂SO₄WERKWIJZE MONSTERS

- 0.2 gr. (a) gedroogde fijngestampde grond nauwkeurig afwegen in een destructiekolf (100 ml.)
 - neem bij iedere serie destructies een blanco mee en enkele standaard P-oplossingen
 - toevoegen: 10 ml. 5 N zwavelzuur
enkele glasparels
 - plaats de kolven op de LAB CON CO verwarmingsspiralen met de openingen gericht naar de achterwand van de zuurkast
 - voorzichtig aan de kook brengen (stand 1)
 - ga door met verhitten totdat witte dampen beginnen te verschijnen
 - kolven laten afkoelen
 - ongeveer 50 ml. demi water toevoegen
 - filtreren in maatkolven van 100 ml. (=destruaat)
 - spoel de destructiekolf na met demiwater en filtreer dit ook
 - een geschikt volume (v) (voor deze grond 2 à 3 ml.) van dit destruaat overbrengen in een maatkolf van 50 ml. en behandelen alsof het een watermonster is (zie hiervoor de stagaire verslagen)
- * bv. standaard 300 µg (= 1.2 ml van 250 µg P/ml), indien hiervan 5 ml. na filtratie en verdunning tot 100 ml. in een maatkolf van 50 ml. wordt gepipeteerd geeft dit een concentratie van 0.3 mg P/l)

WERKWIJZE IJKLIJN

als bij de bepaling van ortho-fosfaat in water

BEREKENING

$$\% P = 0.5 \times (E - \text{blanco}) / (v \times s \times a)$$

E extinctie
s slope van de ijklijn
a gewicht gedroogde monster
v gepipeteerde volume voor colorimetrische bepaling

BRONNEN

de voorschriften zijn in een gewijzigde vorm overgenomen uit de laboratorium voorschriften-map van de afdeling milieubiologie van de Rijksuniversiteit Leiden,
Allen et al (1974),
Golterman, Clymo en Ohnstad (1983),
Houba et al (1985)

B 4.5 de voorschriften voor de behandeling van vegetatiemonsters betreffende de bepaling van N-totaal en P-totaal

B 4.5-1 het drogen van vegetatiemonsters

PRINCIEPE

Vegetatiemonsters dienen zo spoedig mogelijk na het bemonsteren te worden gedroogd om te voorkomen dat hierin veranderingen plaatsvinden ten gevolge van enzymatische- of bacteriële reacties. Om te voorkomen dat vluchtige bestanddelen verloren gaan dienen de monsters niet te lang en te heet gedroogd te worden.

WERKWIJZE

- stel de Heraeus droogstoof als volgt in:
 - hoofdschakelaar 1
 - temperatuur stoof 40 °C
 - oververhittingsbeveiliging 60 °C
 - ontluuchtungsklep 3.5
- leg op de rekken in de stoof grote vellen filtreerpapier
- spreid nadat de temperatuur in de stoof stabiel is geworden de monsters op het papier uit
- droog gedurende 48 uur (droogtijd afhankelijk van het soort materiaal, in dit geval voornamelijk sponzige stengels van oeverplanten)

B 4.5-2 het malen van vegetatiemonsters

PRINCIEPE

Het malen van vegetatiemonsters is vaak noodzakelijk om het mogelijk te maken van het totale monster op representatieve wijze een, voor de destructie noodzakelijk, ondermonster te nemen.

Tijdens het malen bevindt het monster zich in een ruimte waarin een kruisgewijs geplaatte paar metalen staven snel ronddraaid. Het materiaal wordt hierdoor verpulverd, totdat het klein genoeg is om de ruimte via een zeef te verlaten.

WERKWIJZE

- maal het gedroogde vegetatiemonster door telkens kleine hoeveelheden hiervan via de vulopening in de molen te brengen
- reinig na ieder monster de binnenzijde van de molen om vermenging van het ene monster met het voorgaande te voorkomen (hiertoe is perslucht uitermate geschikt)

OPMERKINGEN

- draag tijdens het malen altijd een stofbril ter bescherming van de ogen en voer het malen, indien mogelijk, in de zuurkast uit
- schakel onmiddellijk de stroom uit als de molen vastloopt (omdat anders de moter wordt overbelast) en verwijder vervolgens datgene wat het vastlopen heeft veroorzaakt
- wees voorzichtig met je vingers bij de vulopening

B 4.5-3 de voorschriften voor de destructie van vegetatiemonsters ten behoeve van N- en P-totaal bepalingen

VEGETATIE DESTRUCTIE REAGENS

VEILIGHEID

Waterstofperoxide (H_2O_2) moet uiterst voorzichtig worden gebruikt. Aangezien er altijd zuurstofgas uit vrijkomt moet gebruik vermeden worden in de omgeving van open vuur en andere verwarmingsbronnen. Bovendien bestaat er bij plotselinge verhitting ontploffingsgevaar, hoewel dit laatste risico tegenwoordig door de grotere zuiverheid (het vrijwel ontbreken van metaalperoxiden) en een speciale verpakking veel kleiner is dan enkele jaren geleden.

Waterstofperoxiden wordt uitsluitend in een zuurkast gebruikt.

CHEMICALIEN

- litiumsulfaat, monohydraat	$Li_2SO_4 \cdot aq$
- seleen, poeder	Se
- zwavelzuur, geconcentreerd	H_2SO_4
- waterstofperoxide, 30 %	H_2O_2

BEREIDING

Bereken de hoeveelheid destructie reagens, welke binnen één maand zal worden gebruikt: 4.4 ml. per vegetatiemonster + 4.4 ml. per serie destructies als blanco. Rondt de berekende hoeveelheid ruim naar boven af (= volume a).

- weeg (0.0182 a) gram litiumsulfaat en (0.000545 a) gram seleen af en breng dit over in een erlenmeyer van (2 a) ml.
- voeg (0.455 a) ml zwavelzuur toe
- maak vervolgens met een glasstaaf de gevormde klontjes fijn
- plaats de erlenmeyer in een teil waarin zich een koudmakend mengsel van smeltend ijs en keukenzout bevindt
- voeg tenslotte uiterst voorzichtig (0.545 a) ml. waterstofperoxide toe

BEWARING

Het destructie reagens is gedurende één maand te gebruiken en wordt in het vriesvak van de koelkast bewaard.

HET DESTRUEREN VAN VEGETATIEMONSTERS

PRINCIEPE

Bij het destrueren van de vegetatiemonsters worden deze zodanig behandeld dat een vloeistof ontstaat welke alle te analyseren stoffen op kwantitatieve wijze bevat. Om al het in de monsters aanwezige organische materiaal af te breken wordt gebruik gemaakt van een zure oxidatie met water-

stofperoxide en een geconcentreerd zuur. Gekozen is voor zwavelzuur omdat deze stof bij de temperatuur waarbij de destructie plaatsvindt niet volledig verdampt, waardoor wordt voorkomen dat de kolven droogkoken. Bij de destructie wordt gebruik gemaakt van seleen, wat dient als katalysator van de reactie en litiumsulfaat; deze laatste stof werkt kookpunt verhogend en zorgt er bovendien voor dat al het aanwezige organische stikstof wordt omgezet in ammoniumsulfaat. De destructie vindt plaats in Kjeldahlkolven omdat de lengte van de buis van deze kolven groot genoeg is om voldoende afkoeling te geven, waardoor het noodzakelijke reflux-proces kan plaatsvinden.

REAGENTIA

- vegetatie destructie reagens
- water, gedemineraliseerd

WERKWIJZE

- weeg 0.20 - 0.40 gram (g) van het gedroogde en bij voorkeur gemalen vegetatiemonster nauwkeurig af en breng dit kwantitatief over in een Kjeldahlkolf van 100 ml.
- voeg hieraan toe: - enkele glazen kookkralen
- 4.4 ml. destructie reagens
- neem bij iedere serie destructies een blanco mee (4.4 ml. destructie reagens plus enkele kookkralen) en standaard N- en P-oplossingen
- plaats de kolven op de LAB CON CO verwarmingsspiralen met de openingen gericht naar de achterwand van de zuurkast
- verwarm voorzichtig (stand 1) en wacht tot de eerste hevige (!) reactie is afgelopen, na enige tijd wordt de vloeistof bruin tot groen van kleur
- vervolgens komen er witte dampen vrij, nu wordt de verwarming iets hoger gedraaid (stand 2½ tot maximaal 3)
- ga door met verhitten tot 30 minuten nadat de vloeistof weer helder geworden is
- laat de kolven afkoelen
- voeg ongeveer 30 ml. demiwater toe en laat wederom afkoelen
- filtreer de verkregen vloeistof en vang het filtraat op in een maatkolf van 100 ml.
- spoel de destructiekolf na met demiwater en filtreer dit ook
- vul aan met water en homogeniseer

De nu verkregen vloeistof wordt het destruaat genoemd. Voor een aantal bepalingen is dit destruaat te geconcentreerd, er wordt dan met verdund destruaat gewerkt.

OPMERKING

Indien de verkregen vloeistoffen bewaard moeten worden kan dit in de koelkast gebeuren in polyethyleen potjes.

N-TOTAAL IN VEGETATIEMONSTERSWERKWIJZE MONSTERS

- pipeteer 2 ml. (v) van het destruaat dat 25 maal verdund is in een maatkolf van 50 ml. en behandel verder zoals bij de bepaling van ammonium in watermonsters

BEREKENING

$$N \% = 12.5 \times (E-i) / (g \times s \times v)$$

g gewicht droge vegetatiemonster
 E extinctie
 i blanco of intercept van ijklijn
 s slope van ijklijn
 v gepipeteerde volume bij colorimetrische bepaling

P-TOTAAL IN VEGETATIEMONSTERSWERKWIJZE MONSTERS

- pipeteer 3 ml. destruaat in een 50 ml. maatkolfje en behandel verder zoals bij de bepaling van ortho-fosfaat in watermonsters

BEREKENING

$$P \% = 0.5 \times (E - i) / (g \times s \times v)$$

g gewicht droge vegetatiemonster
 E extinctie
 i blanco of intercept van ijklijn
 s slope van ijklijn
 v gepipeteerde volume bij colorimetrische bepaling

BRONNEN

De voorschriften zijn in een gewijzigde vorm overgenomen uit de voorschriften-map van de afdeling milieubiologie aan de Rijksuniversiteit Leiden,
 Allen et al (1974),
 Golterman, Clymo en Ohnstad (1983)

BIJLAGE 5DE VOLLEDIGE OUTPUT VAN HET MODEL WATBAL

- 1) terras talud in de periode september '86 t/m augustus '87
- 2) steile talud in de periode september '86 t/m augustus '87
- 3) terras talud in de periode januari t/m december '78
(de periode met de gemiddelde neerslag en openwater verdamping)
- 4) steile talud in de periode januari t/m december '78
(de periode met een gemiddelde neerslag en openwater verdamping)

De waterbalans is berekend over een bodemprofiel van 1 meter met een wortelzone van 0.15 meter (uitvoerige beschrijving van de invoer in bijlage 1).

OUTPUT VAN ANIMO BETREFFENDE DE WATER-JAARBALANS

- 5) jaarbalansen van het terras talud berekend voor laag 1 (15 cm)
- 6) jaarbalansen van het terras talud berekend voor laag 1-6 (1 m)
- 7) jaarbalansen van het steile talud berekend voor laag 1 (15 cm)
- 8) jaarbalansen van het steile talud berekend voor laag 1-6 (1 m)

De water-jaarbalans van het slootkantmilieu is berekend voor 32 identieke neerslag- en verdampingsjaren (1978).

TIWA	= nummer van de tijdstap
EVMA	= flux van maximale evapotranspiratie [m/d]
FPR	= neerslag-flux [m/d]
EV	= evapotranspiratie-flux [m/d]
RU	= run off, afstroming over het bodem-oppervlak (als MOCOROT = SAT1, zie bijlage 1) [m/d]
FG	= flux naar vierde drainage systeem (niet gedefinieerd)
FS	= flux naar derde drainage systeem (gebruikt voor het laten optreden van extra afstroming over het bodem-oppervlak en door de wortelzone van de bodem naar de sloot) [m/d]
FK	= flux naar het tweede drainage systeem (de sloot) [m/d]
LEAK	= flux naar het eerste drainage systeem (uitlek aan de ondergrens van het bodemprofiel op 1 meter diepte)
MOCOROT	= vochtvolume van de wortelzone (bovenste 15 cm.) [m]
WALET	= de grondwaterstand beneden het maaiveld [m]

initial values: VOL1 = 0.121E+00 BRVAL = 0.103E+00 MDDELN = 0.000E+00

OUTPUT OF PROGRAM MATBAL TO BE USED IN MODEL ANIMO

TIWA	EVMA	FPR	EV	RU	FG	FS	FK	LEAK	MDCROT	WALLET
253.644989	0.001463	0.001478	0.001463	0.000000	0.000000	-0.000199	-0.000120	0.000353	0.119775	0.110189
263.740802	0.001277	0.001383	0.001277	0.000000	0.000000	0.000023	0.000014	0.000361	0.121885	0.073955
273.936615	0.001029	0.001029	0.001029	0.000000	0.000000	-0.000503	-0.000304	0.000344	0.116153	0.138095
284.082428	0.000781	0.000781	0.000781	0.000000	0.000000	-0.000454	-0.000355	0.000339	0.117254	0.129571
294.220241	0.000639	0.000639	0.000639	0.000000	0.000000	0.000242	0.000147	0.000368	0.124996	0.070031
304.374054	0.000710	0.000837	0.000710	0.000000	0.000000	0.000195	0.000180	0.000423	0.134100	-0.000000
314.519867	0.000390	0.001202	0.000390	0.000000	0.000000	0.000960	0.000581	0.000391	0.123738	0.079707
324.645680	0.000213	0.004327	0.000213	0.000000	0.000000	0.001517	0.000978	0.000413	0.134100	-0.000000
334.811493	0.000142	0.002178	0.000142	0.000000	0.000000	0.001436	0.000468	0.000407	0.128118	0.046818
344.957306	0.000177	0.000601	0.000177	0.000000	0.000000	0.000417	0.000252	0.000374	0.121842	0.094295
355.103119	0.000248	0.003479	0.000248	0.000000	0.000000	0.001172	0.000709	0.000398	0.131496	0.020029
365.248932	0.000142	0.006742	0.000142	0.002517	0.000000	0.002057	0.001244	0.000427	0.134100	-0.000000
375.405000	0.000142	0.003745	0.000142	0.000000	0.000000	0.002056	0.001243	0.000427	0.133860	0.001844
385.561599	0.000177	0.000020	0.000177	0.000000	0.000000	0.000508	0.000307	0.000375	0.129167	0.107173
395.717399	0.000000	0.000424	0.000000	0.000000	0.000000	-0.000027	-0.000016	0.000359	0.121261	0.098760
405.873155	0.000248	0.001331	0.000248	0.000000	0.000000	0.000293	0.000177	0.000370	0.123714	0.079922
415.939000	0.000319	0.001074	0.000319	0.000000	0.000000	0.000301	0.000182	0.000370	0.122714	0.087587
425.974802	0.000355	0.001212	0.000355	0.000000	0.000000	0.000286	0.000173	0.000369	0.123010	0.085307
435.920599	0.000816	0.002592	0.000816	0.000000	0.000000	0.000664	0.000402	0.000382	0.126339	0.059699
445.866397	0.000953	0.002306	0.000953	0.000000	0.000000	0.000682	0.000412	0.000382	0.125037	0.069713
455.812195	0.001135	0.002927	0.001135	0.000000	0.000000	0.000784	0.000474	0.000386	0.126540	0.058153
465.767993	0.001128	0.003473	0.001128	0.000000	0.000000	-0.000095	-0.000058	0.000357	0.117842	0.125062
475.723790	0.001201	0.001607	0.001201	0.000000	0.000000	-0.000164	-0.000099	0.000355	0.121074	0.100583
485.679588	0.002228	0.000375	0.002228	0.000000	0.000000	-0.000007	-0.000048	0.000334	0.111755	0.149382
495.635386	0.001806	0.001271	0.001806	0.000000	0.000000	0.000005	0.000047	0.000334	0.110062	0.132144
505.591183	0.001406	0.004494	0.001406	0.000000	0.000000	0.000366	0.000221	0.000372	0.129873	0.032312
515.546981	0.002248	0.002248	0.002248	0.000000	0.000000	0.000779	0.000471	0.000385	0.124374	0.074819
525.502779	0.001582	0.005589	0.001582	0.000000	0.000000	0.001617	0.000978	0.000413	0.134100	-0.000000
535.458577	0.001767	0.001429	0.001767	0.000000	0.000000	0.000473	0.000286	0.000375	0.119567	0.111794
545.414374	0.001892	0.002021	0.001892	0.000000	0.000000	-0.000177	-0.000107	0.000351	0.120151	0.107301
555.370172	0.003097	0.000148	0.003097	0.000000	0.000000	-0.001017	-0.000615	0.000327	0.107000	0.160516
565.325970	0.002173	0.003736	0.002173	0.000000	0.000000	-0.000607	-0.000367	0.000340	0.127999	0.086162
575.281768	0.001659	0.006781	0.001659	0.000687	0.000000	0.001754	0.001061	0.000417	0.134100	-0.001000
585.237565	0.001682	0.002173	0.001682	0.000000	0.000000	0.000935	0.000505	0.000367	0.122604	0.088434
595.193363	0.001975	0.002050	0.001975	0.000000	0.000000	-0.000036	-0.000022	0.000359	0.120112	0.107652
605.149161	0.001633	0.004642	0.001633	0.000000	0.000000	0.000588	0.000353	0.000392	0.130573	0.027134

Bylog 5 ① for val (val) '86-'87

Initial values: VOL1 = 0.121E+00 GRAVLE = 0.103E+00 MODELIN = 0.000E+00

OUTPUT OF PROGRAM WATBAL TO BE USED IN MODEL ANIMO

TIWA	EVMA	FPR	EV	RUI	F5	F5	FK	LEAK	MOCROT	WALET
10.145800	0.00035	0.001439	0.000035	0.000000	0.000000	0.000347	0.000210	0.000371	0.124776	0.071722
20.291599	0.00071	0.001922	0.000071	0.000000	0.000000	0.000793	0.000479	0.000386	0.126734	0.054559
30.437399	0.00142	0.001695	0.000142	0.000000	0.000000	0.000785	0.000475	0.000386	0.125803	0.063826
40.583199	0.00213	0.002021	0.000213	0.000000	0.000000	0.000833	0.000504	0.000397	0.126651	0.057300
50.729000	0.00319	0.003084	0.000319	0.000000	0.000000	0.001173	0.000517	0.000366	0.120445	0.105040
60.874802	0.000426	0.000483	0.000426	0.000000	0.000000	-0.000156	-0.000094	0.000355	0.119960	0.108767
71.020599	0.000745	0.000513	0.000745	0.000000	0.000000	-0.000297	-0.000180	0.000350	0.118880	0.117080
81.166397	0.001100	0.003134	0.001100	0.000000	0.000000	0.000536	0.000324	0.000377	0.126970	0.054849
91.312195	0.001313	0.003272	0.001313	0.000000	0.000000	0.000958	0.000580	0.000391	0.127279	0.052468
101.457993	0.001455	0.000959	0.001455	0.000000	0.000000	-0.000347	-0.000210	0.000349	0.115229	0.145145
111.603790	0.001563	0.002937	0.001563	0.000000	0.000000	0.000072	0.000044	0.000362	0.124321	0.075225
121.749588	0.001827	0.001823	0.001827	0.000000	0.000000	0.000036	0.000022	0.000361	0.120026	0.108258
131.895386	0.001842	0.002750	0.001842	0.000000	0.000000	0.000156	0.000094	0.000365	0.122994	0.085433
142.041183	0.002295	0.001153	0.002295	0.000000	0.000000	-0.000470	-0.000284	0.000345	0.115971	0.139456
152.186981	0.002828	0.000039	0.002828	0.000000	0.000000	-0.001117	-0.000676	0.000323	0.105926	0.159935
162.332779	0.003326	0.000542	0.003326	0.000000	0.000000	-0.001263	-0.000764	0.000319	0.096251	0.163638
172.478577	0.003179	0.000976	0.003179	0.000000	0.000000	-0.001224	-0.000741	0.000320	0.088654	0.157874
182.624374	0.002366	0.006042	0.002366	0.000000	0.000000	-0.000655	-0.000396	0.000339	0.125229	0.068240
192.770172	0.002107	0.006032	0.002107	0.000000	0.000000	0.001636	0.000989	0.000413	0.134100	-0.000129
202.915970	0.002476	0.000237	0.002476	0.000000	0.000000	-0.000247	-0.000150	0.000352	0.112466	0.151515
213.061768	0.003208	0.000099	0.003208	0.000000	0.000000	-0.001207	-0.000731	0.000320	0.101779	0.164766
223.207545	0.002012	0.000818	0.002012	0.000000	0.000000	-0.001091	-0.000660	0.000324	0.097771	0.145808
233.353363	0.002322	0.000779	0.002322	0.000000	0.000000	-0.000958	-0.000580	0.000329	0.092727	0.145060
243.499161	0.002123	0.001922	0.002123	0.000000	0.000000	-0.000754	-0.000456	0.000335	0.092099	0.127782
253.644958	0.001605	0.001449	0.001605	0.000000	0.000000	-0.000747	-0.000452	0.000336	0.091609	0.127177
263.790771	0.001668	0.001557	0.001668	0.000000	0.000000	-0.000740	-0.000448	0.000336	0.091265	0.126568
273.936584	0.001064	0.004514	0.001064	0.000000	0.000000	-0.000553	-0.000334	0.000342	0.125353	0.067282
284.082397	0.000745	0.003262	0.000745	0.000000	0.000000	0.001098	0.000458	0.000395	0.129172	0.037907
294.228210	0.000568	0.000759	0.000568	0.000000	0.000000	0.000384	0.000232	0.000372	0.121082	0.100137
304.374023	0.000532	0.001557	0.000532	0.000000	0.000000	0.000261	0.000158	0.000369	0.123495	0.081576
314.519836	0.000177	0.000493	0.000177	0.000000	0.000000	0.000116	0.000070	0.000364	0.121115	0.099882
324.665649	0.000355	0.000952	0.000355	0.000000	0.000000	-0.000063	-0.000038	0.000358	0.120514	0.104506
334.811462	0.000177	0.003105	0.000177	0.000000	0.000000	0.000978	0.000592	0.000392	0.130308	0.029172
344.957275	0.000071	0.001212	0.000071	0.000000	0.000000	0.000822	0.000497	0.000387	0.124576	0.073264
355.103088	0.000106	0.004662	0.000106	0.000287	0.000000	0.001754	0.001061	0.000417	0.134100	-0.001000
365.248901	0.000142	0.005135	0.000142	0.001236	0.000000	0.002075	0.001255	0.000427	0.134100	-0.001000

Page 5 (3) ferrastalud 1988

Initial values: VOL1 = 0.121E+00 BRWALE = 0.103E+00 MODELIN = 0.000E+00

OUTPUT OF PROGRAM MATBAL TO BE USED IN MODEL ANIMO

TIWA	EVMA	FPR	EV	RU	F6	F5	FK	LEAK	MDCOROT	WALLET
10.145800	0.00035	0.001439	0.000035	0.000000	0.000000	0.001749	0.001057	0.000417	0.114646	0.189106
20.291599	0.00071	0.001922	0.000071	0.000000	0.000000	0.001122	0.000679	0.000397	0.114660	0.199598
30.437399	0.00142	0.001695	0.000142	0.000000	0.000000	0.000920	0.000556	0.000390	0.114650	0.209016
40.583199	0.00213	0.002021	0.000213	0.000000	0.000000	0.000855	0.000517	0.000389	0.114659	0.204609
50.729000	0.00319	0.000384	0.000319	0.000000	0.000000	0.000481	0.000291	0.000376	0.114602	0.240125
60.874802	0.00426	0.000483	0.000426	0.000000	0.000000	0.000058	0.000035	0.000362	0.114602	0.252156
71.020599	0.00745	0.000513	0.000745	0.000000	0.000000	-0.000137	-0.000083	0.000356	0.113491	0.259971
81.166397	0.01100	0.001100	0.001100	0.000000	0.000000	0.000206	0.000125	0.000367	0.114666	0.223106
91.312195	0.01313	0.003272	0.001313	0.000000	0.000000	0.000708	0.000428	0.000383	0.114664	0.209821
101.457993	0.01455	0.000059	0.001455	0.000000	0.000000	0.000259	0.000157	0.000368	0.109331	0.254789
111.603790	0.01563	0.002937	0.001563	0.000000	0.000000	-0.000062	-0.000036	0.000358	0.114645	0.241876
121.749588	0.01827	0.001823	0.001827	0.000000	0.000000	0.000024	0.000015	0.000361	0.114591	0.253886
131.895386	0.01842	0.002750	0.001842	0.000000	0.000000	0.000072	0.000044	0.000362	0.114630	0.241046
142.041183	0.02295	0.001193	0.002295	0.000000	0.000000	-0.000099	-0.000060	0.000357	0.109382	0.264667
152.186981	0.002828	0.000039	0.002828	0.000000	0.000000	-0.000588	-0.000354	0.000341	0.095244	0.288599
162.332779	0.003324	0.000542	0.003324	0.000000	0.000000	-0.000880	-0.000532	0.000331	0.080578	0.294400
172.478577	0.003179	0.000976	0.003179	0.000000	0.000000	-0.000914	-0.000553	0.000330	0.068924	0.293991
182.624374	0.002366	0.006042	0.002366	0.000000	0.000000	-0.000644	-0.000390	0.000337	0.106224	0.272902
192.770172	0.002107	0.006032	0.002107	0.000000	0.000000	0.000208	0.000126	0.000367	0.114728	0.200853
202.915970	0.002476	0.000237	0.002476	0.000000	0.000000	0.000267	0.000161	0.000369	0.104554	0.262271
213.061768	0.003208	0.000099	0.003208	0.000000	0.000000	-0.000594	-0.000359	0.000341	0.088775	0.290709
223.207565	0.002012	0.000818	0.002012	0.000000	0.000000	-0.000735	-0.000445	0.000336	0.082604	0.282893
233.353363	0.002322	0.000779	0.002322	0.000000	0.000000	-0.000676	-0.000409	0.000338	0.074689	0.283383
243.499161	0.002123	0.001922	0.002123	0.000000	0.000000	-0.000532	-0.000322	0.000343	0.073680	0.270975
253.644958	0.001605	0.001449	0.001605	0.000000	0.000000	-0.000369	-0.000223	0.000348	0.072909	0.266040
263.790771	0.001668	0.001557	0.001668	0.000000	0.000000	-0.000300	-0.000182	0.000350	0.072371	0.263752
273.936584	0.001064	0.004514	0.001064	0.000000	0.000000	-0.000258	-0.000156	0.000352	0.107371	0.261880
284.082397	0.000745	0.003262	0.000745	0.000000	0.000000	0.000081	0.000049	0.000363	0.114682	0.222507
294.228210	0.000568	0.000759	0.000568	0.000000	0.000000	0.000318	0.000193	0.000370	0.114606	0.243117
304.374023	0.000532	0.001557	0.000532	0.000000	0.000000	0.000238	0.000144	0.000368	0.114633	0.234875
314.519836	0.000177	0.000493	0.000177	0.000000	0.000000	0.000185	0.000112	0.000366	0.114610	0.245309
324.665649	0.000355	0.000552	0.000355	0.000000	0.000000	0.000024	0.000014	0.000361	0.114606	0.251378
334.811462	0.000177	0.003105	0.000177	0.000000	0.000000	0.000559	0.000338	0.000378	0.114695	0.201779
344.957275	0.000071	0.001212	0.000071	0.000000	0.000000	0.000800	0.000484	0.000386	0.114637	0.217575
355.103088	0.000106	0.004662	0.000106	0.000000	0.000000	0.001363	0.000825	0.000404	0.114748	0.158618
365.248901	0.000142	0.005135	0.000142	0.000000	0.000000	0.002405	0.001454	0.000438	0.118922	0.116756

Bye 5 (4) stel bluis '98

Waterbalance for layers 0 to 1 written and updated at day 284.
(balance terms in mm/balance period)

balance period	precipitation	evaporation	infiltration		runoff	runoff (positive = to drain)	leakage	seepage	storage increase	balance deviation
			surface	to ditch						
284-1946 / 284-1956	527	490	0	0	0	0	171	103	0	0
284-1956 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1957 / 284-1958	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1959 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1960 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1961 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1962 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1963 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1964 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1965 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1966 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1967 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1968 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1969 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1970 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1971 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1972 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1973 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1974 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1975 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1976 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1977 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1978 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1979 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1980 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1981 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1982 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1983 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1984 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1985 / 284-1956	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1986 / 284-1987	704	472	15	0	0	0	319	103	0	0
284-1987 / 365-1987	177	22	0	0	0	0	134	0	5	1

een deel (47 mm) van deze leakage is run off (zie B5 D)

De layer 5
water past subas
kranen kanaal laag (15 cm)

$$\text{Necessity} = \text{Evaporation} + \text{Run off} + \text{Drainage} + (\text{weeging} - \text{capillaire opstijging})$$

$$704 \quad 472 + (15+47) + 0 + (272 - 103)$$

netto weeging

Waterbalance for layers 0 to 4 written and updated at days: 284.
 (balance terms in mm/balance period)

balance period	precipitation	evaporation	surface runoff	drainage	infiltration	leakage	seepage	storage increase	balance deviation
284-1956 / 284-1956	527	450	0	0	26	16	0	8	0
284-1956 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1957 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1958 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1959 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1960 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1961 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1962 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1963 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1964 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1965 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1966 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1967 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1968 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1969 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1970 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1971 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1972 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1973 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1974 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1975 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1976 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1977 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1978 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1979 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1980 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1981 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1982 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1983 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1984 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1985 / 284-1956	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1986 / 284-1987	704	472	15	0	47	28	0	0	0
284-1987 / 365-1987	177	22	15	0	64	39	0	5	1

dit is de 'excess run off' gedefinieerd met een drainage systeem.

B 5 ⑥ water voor Schuurs
 terras behoud laag 1-6 (.meter)

Water balance for layers 0 to 1 written and updated at days: 284.
(balance terms in mm/balance period)

balance period	precipitation	evapotranspiration	surface runoff	drainage	leakage	change in storage	balance deviation
0-1956 / 284-1956	527	450	0	0	130	-6	0
284-1956 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1957 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1958 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1959 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1960 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1961 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1962 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1963 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1964 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1965 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1966 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1967 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1968 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1969 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1970 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1971 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1972 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1973 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1974 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1975 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1976 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1977 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1978 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1979 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1980 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1981 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1982 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1983 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1984 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1985 / 284-1956	704	472	0	0	230	0	0
284-1986 / 284-1987	704	472	0	0	230	0	0
284-1987 / 365-1987	177	22	0	0	155	4	0

ended (61 mm) was here leakage
in run off (see B5 2)

Balance 5 2
water pour Shars still below layer 1 (15 cm)

water evaporation

water evaporation + Run off + drainage + (evaporation - capillary - capillary)

$$704 = 472 + 0 + (269 - 98)$$

BIJLAGE 6DE VOLLEDIGE OUTPUT VAN HET MODEL ANIMO

De jaarbalansen voor de wortelzone van het niet beweide slootkantmilieu van een terras talud:

- 1) a. balans van NH_4^+ in een niet bemeste situatie.
b. NO_3^-
- 2) a. balans van NH_4^+ bij depositie van plantaardig en modderig sloot-
schoningsmateriaal.
b. NO_3^-
- 3) a. balans van NH_4^+ bij depositie van plantaardig en 50 % van het
modderig slootschoningsmateriaal.
b. NO_3^-
- 4) a. balans van NH_4^+ bij depositie van alleen plantaardig slootscho-
ningsmateriaal.
b. NO_3^-

De jaarbalansen voor de wortelzone van het niet beweide slootkantmilieu van een steil talud: 5 a b, 6 a b, 7 a b, 8 a b (als bovenstaande).

De jaarbalansen voor een bodemprofiel van 1 meter in het niet beweide, niet bemeste slootkantmilieu van een terras talud (9 a b) en een steil talud (10 a b).

De depositie van N-organisch via het slootschoningsmateriaal bedraagt jaarlijks over de periode van 284-1957 t/m 284-1977 maximaal:

- 275.632 kg N-org./ha via het plantaardige deel
- 443.638 kg N-org./ha via het modderige deel

Mass-balance of NH₄-N for layers 0 to 3 written and updated at drynt 284.
 (balance terms in kg-ha⁻¹)

balance period	mineralization	additions	deposition	crop uptake	nitrate fixation	leakage	drainage	run-off	volatilization	storage increase	balance deviation
284-1956 / 284-1956	57.	0.	8.	1.	79.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1956 / 284-1956	68.	0.	11.	1.	97.	1.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1957 / 284-1956	68.	0.	11.	1.	97.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1958 / 284-1956	68.	0.	11.	1.	97.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1959 / 284-1956	67.	0.	11.	1.	96.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1960 / 284-1956	67.	0.	11.	1.	96.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1961 / 284-1956	66.	0.	11.	1.	95.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1962 / 284-1956	66.	0.	11.	1.	95.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1963 / 284-1956	65.	0.	11.	1.	94.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1964 / 284-1956	65.	0.	11.	1.	94.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1965 / 284-1956	64.	0.	11.	1.	93.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1966 / 284-1956	64.	0.	11.	1.	93.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1967 / 284-1956	63.	0.	11.	1.	92.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1968 / 284-1956	63.	0.	11.	1.	92.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1969 / 284-1956	62.	0.	11.	1.	91.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1970 / 284-1956	62.	0.	11.	1.	91.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1971 / 284-1956	61.	0.	11.	1.	90.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1972 / 284-1956	61.	0.	11.	1.	90.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1973 / 284-1956	60.	0.	11.	1.	89.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1974 / 284-1956	60.	0.	11.	1.	89.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1975 / 284-1956	59.	0.	11.	1.	88.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1976 / 284-1956	58.	0.	11.	1.	87.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1977 / 284-1956	58.	0.	11.	1.	87.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1978 / 284-1956	57.	0.	11.	1.	86.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1979 / 284-1956	57.	0.	11.	1.	86.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1980 / 284-1956	56.	0.	11.	1.	85.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1981 / 284-1956	56.	0.	11.	1.	85.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1982 / 284-1956	55.	0.	11.	1.	84.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1983 / 284-1956	55.	0.	11.	1.	84.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1984 / 284-1956	54.	0.	11.	1.	83.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1985 / 284-1956	54.	0.	11.	1.	83.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1986 / 284-1987	53.	0.	11.	1.	82.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1987 / 365-1987	8.	0.	3.	0.	12.	0.	0.	0.	0.	2.	0.

1987
 1988
 261 300 231 291
 160 160 32 7812

2 } Cumulative waarden

* 2000er (0-1956/284-1956)
 * 2000er (284-1987/365-1987)

* alle jaren

Referentie 6 (a) ammonium balans bij verspraying de terrein

Mass-balance of NO₃-N for layers 0 to 1 written and updated at day 284.
 (balance terms in kg-ha⁻¹)

balance period	nitrification	additions	deposition	uptake	denitrification	leakage	drift	run-off	storage	balance deviation
0-1956 / 284-1956	79.	0.	13.	56.	14.	15.	0.	0.	10.	0.
284-1956 / 284-1956	97.	0.	13.	59.	25.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1957 / 284-1956	97.	0.	13.	59.	25.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1958 / 284-1956	97.	0.	13.	59.	24.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1959 / 284-1956	96.	0.	13.	59.	24.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1960 / 284-1956	96.	0.	13.	59.	24.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1961 / 284-1956	95.	0.	13.	58.	23.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1962 / 284-1956	95.	0.	13.	58.	23.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1963 / 284-1956	94.	0.	13.	58.	23.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1964 / 284-1956	94.	0.	13.	57.	22.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1965 / 284-1956	93.	0.	13.	57.	22.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1966 / 284-1956	93.	0.	13.	57.	22.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1967 / 284-1956	92.	0.	13.	57.	22.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1968 / 284-1956	92.	0.	13.	57.	22.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1969 / 284-1956	91.	0.	13.	56.	22.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1970 / 284-1956	91.	0.	13.	56.	21.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1971 / 284-1956	90.	0.	13.	56.	21.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1972 / 284-1956	90.	0.	13.	56.	21.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1973 / 284-1956	89.	0.	13.	55.	21.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1974 / 284-1956	89.	0.	13.	55.	21.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1975 / 284-1956	88.	0.	13.	55.	21.	31.	0.	0.	0.	0.
284-1976 / 284-1956	87.	0.	13.	55.	20.	31.	0.	0.	0.	0.
284-1977 / 284-1956	87.	0.	13.	54.	20.	31.	0.	0.	0.	0.
284-1978 / 284-1956	86.	0.	13.	54.	20.	31.	0.	0.	0.	0.
284-1979 / 284-1956	86.	0.	13.	54.	20.	31.	0.	0.	0.	0.
284-1980 / 284-1956	85.	0.	13.	54.	20.	31.	0.	0.	0.	0.
284-1981 / 284-1956	85.	0.	13.	53.	20.	31.	0.	0.	0.	0.
284-1982 / 284-1956	84.	0.	13.	53.	20.	31.	0.	0.	0.	0.
284-1983 / 284-1956	84.	0.	13.	53.	19.	30.	0.	0.	0.	0.
284-1984 / 284-1956	83.	0.	13.	53.	19.	30.	0.	0.	0.	0.
284-1985 / 284-1956	83.	0.	13.	52.	19.	30.	0.	0.	0.	0.
284-1986 / 284-1987	82.	0.	13.	52.	19.	30.	0.	0.	0.	0.
284-1987 / 365-1987	12.	0.	3.	3.	10.	16.	0.	0.	-12.	0.

2791
2892

10.2
17.9

17.3
17.9

Psilony 6
 15 nitrate balance by versicherung in from table.

Mass-balance of NH₄-N for layers 0 to 1 written and updated at day 284.
(balance terms in kg.ha⁻¹)

balance period	mineralization	additions	deposition	crop uptake	nitric fixation	leachages	denitrification range	net N balance	storage change	balance deviation
204-1956 / 204-1956	57	0	0	1	79	0	0	0	0	0
204-1956 / 204-1956	57	0	0	1	94	1	0	0	0	0
204-1957 / 204-1956	129	0	11	3	154	2	0	0	1	0
204-1958 / 204-1956	150	0	11	4	182	2	0	0	1	0
204-1959 / 204-1956	101	0	11	5	205	0	0	0	0	0
204-1960 / 204-1956	200	0	11	5	222	0	0	0	0	0
204-1961 / 204-1956	214	0	11	5	237	0	0	0	0	0
204-1962 / 204-1956	228	0	11	5	252	0	0	0	0	0
204-1963 / 204-1956	246	0	11	6	267	0	0	0	0	0
204-1964 / 204-1956	256	0	11	6	276	0	0	0	0	0
204-1965 / 204-1956	264	0	11	7	285	0	0	0	0	0
204-1966 / 204-1956	272	0	11	7	292	0	0	0	0	0
204-1967 / 204-1956	278	0	11	7	298	0	0	0	0	0
204-1968 / 204-1956	280	0	11	7	299	0	0	0	0	0
204-1969 / 204-1956	288	0	11	7	307	0	0	0	0	0
204-1970 / 204-1956	295	0	11	8	314	0	0	0	0	0
204-1971 / 204-1956	302	0	11	8	320	0	0	0	0	0
204-1972 / 204-1956	307	0	11	8	326	0	0	0	0	0
204-1973 / 204-1956	313	0	11	8	331	0	0	0	0	0
204-1974 / 204-1956	318	0	11	8	336	0	0	0	0	0
204-1975 / 204-1956	323	0	11	8	340	0	0	0	0	0
204-1976 / 204-1956	328	0	11	8	345	0	0	0	0	0
204-1977 / 204-1956	302	0	11	7	324	0	0	0	0	0
204-1978 / 204-1956	276	0	11	6	300	0	0	0	0	0
204-1979 / 204-1956	260	0	11	5	283	0	0	0	0	0
204-1980 / 204-1956	244	0	11	5	268	0	0	0	0	0
204-1981 / 204-1956	227	0	11	4	252	0	0	0	0	0
204-1982 / 204-1956	212	0	11	4	237	0	0	0	0	0
204-1983 / 204-1956	198	0	11	4	223	0	0	0	0	0
204-1984 / 204-1956	187	0	11	4	213	0	0	0	0	0
204-1985 / 204-1956	177	0	11	4	203	0	0	0	0	0
204-1986 / 204-1987	24	0	0	0	29	0	0	0	0	0
204-1987 / 204-1987	7566	361	620	179	8210	92	0	0	0	0
204-1988 / 204-1987	7617	362	600	180	8348	93	0	0	0	0

4 ← cumulative losses allow for new waste material with beyond.

allow for nit N sample: 5416 231 170: 155 5843 74

204-1989 6
Ammonium Sulph. by deposit can s.l. soil. material in forest bed
optical 100% mudding or put cordly material.

Mass-balance of NO₃-N for layers 0 to 1 written and updated at day 284.
(balance terms in kg-ha⁻¹)

balance period	nitrifi- cation	additions wet	deposition dry	crop uptake	denitrifi- cation	leakage	drain- age	run- off	storage increase	balance deviation
284-1956 / 284-1956	79.	0.	4.	10.	56.	14.	15.	0.	10.	0.
284-1956 / 284-1956	94.	0.	6.	13.	59.	31.	31.	0.	-7.	0.
284-1957 / 284-1956	154.	0.	6.	13.	82.	64.	21.	0.	6.	0.
284-1958 / 284-1956	182.	0.	6.	13.	109.	76.	21.	0.	4.	0.
284-1959 / 284-1956	205.	0.	6.	13.	111.	87.	23.	0.	3.	0.
284-1960 / 284-1956	227.	0.	6.	13.	117.	96.	24.	0.	2.	0.
284-1961 / 284-1956	237.	0.	6.	13.	124.	104.	25.	0.	2.	0.
284-1962 / 284-1956	249.	0.	6.	13.	128.	112.	26.	0.	2.	0.
284-1963 / 284-1956	258.	0.	6.	13.	128.	120.	27.	0.	2.	0.
284-1964 / 284-1956	267.	0.	6.	13.	131.	125.	27.	0.	2.	0.
284-1965 / 284-1956	276.	0.	6.	13.	136.	130.	28.	0.	2.	0.
284-1966 / 284-1956	285.	0.	6.	13.	140.	133.	28.	0.	1.	0.
284-1967 / 284-1956	292.	0.	6.	13.	143.	137.	30.	0.	1.	0.
284-1968 / 284-1956	298.	0.	6.	13.	146.	139.	30.	0.	1.	0.
284-1969 / 284-1956	299.	0.	6.	13.	146.	141.	30.	0.	1.	0.
284-1970 / 284-1956	307.	0.	6.	13.	150.	144.	31.	0.	1.	0.
284-1971 / 284-1956	314.	0.	6.	13.	153.	147.	31.	0.	1.	0.
284-1972 / 284-1956	320.	0.	6.	13.	156.	150.	32.	0.	1.	0.
284-1973 / 284-1956	326.	0.	6.	13.	159.	152.	32.	0.	1.	0.
284-1974 / 284-1956	331.	0.	6.	13.	162.	155.	33.	0.	1.	0.
284-1975 / 284-1956	336.	0.	6.	13.	164.	157.	33.	0.	1.	0.
284-1976 / 284-1956	340.	0.	6.	13.	166.	159.	34.	0.	1.	0.
284-1977 / 284-1956	345.	0.	6.	13.	168.	161.	34.	0.	1.	0.
284-1978 / 284-1956	349.	0.	6.	13.	170.	165.	36.	0.	-6.	0.
284-1979 / 284-1956	350.	0.	6.	13.	174.	168.	37.	0.	-4.	0.
284-1980 / 284-1956	263.	0.	6.	13.	154.	132.	37.	0.	-3.	0.
284-1981 / 284-1956	268.	0.	6.	13.	166.	143.	38.	0.	-2.	0.
284-1982 / 284-1956	257.	0.	6.	13.	136.	112.	42.	0.	-2.	0.
284-1983 / 284-1956	237.	0.	6.	13.	129.	103.	41.	0.	-2.	0.
284-1984 / 284-1956	223.	0.	6.	13.	123.	96.	39.	0.	-2.	0.
284-1985 / 284-1956	213.	0.	6.	13.	117.	90.	37.	0.	-1.	0.
284-1986 / 284-1987	203.	0.	6.	13.	111.	84.	38.	0.	-1.	0.
284-1987 / 265-1987	29.	0.	1.	3.	106.	79.	33.	0.	-1.	0.
					4.	29.	19.	0.	-18.	0.
Σ210		186	403	416	4160	3685	278	0		
Σ258		191	416	416	4220	3728	1012	0		

5812 126 273 3082 2609 601 0

Balance 6
 without Salvo's for denitrification with sl. sed. material
 optie 1 100% overdring en pda family material.

Mass-balance of NH₄-N for layers 0 to 1 written and updated at day 2004.
(balance terms in kg-ha⁻¹)

balance period	mineralization	additions	deposition wet	crop uptake	nitri-fication	leakage	drain-age	run-off	valati-on	storage	balance deviation
0-1956 / 284-1956	57.	0.	8.	1.	79.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1956 / 284-1956	67.	0.	11.	1.	94.	1.	0.	0.	0.	1.	0.
284-1957 / 284-1956	115.	0.	11.	3.	141.	2.	0.	0.	0.	1.	0.
284-1958 / 284-1956	135.	0.	11.	3.	160.	2.	0.	0.	0.	1.	0.
284-1959 / 284-1956	147.	0.	11.	4.	172.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1960 / 284-1956	157.	0.	11.	4.	181.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1961 / 284-1956	166.	0.	11.	4.	190.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1962 / 284-1956	174.	0.	11.	4.	197.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1963 / 284-1956	180.	0.	11.	4.	204.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1964 / 284-1956	186.	0.	11.	4.	209.	3.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1965 / 284-1956	191.	0.	11.	5.	215.	3.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1966 / 284-1956	196.	0.	11.	5.	220.	3.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1967 / 284-1956	200.	0.	11.	5.	223.	3.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1968 / 284-1956	205.	0.	11.	5.	228.	3.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1969 / 284-1956	209.	0.	11.	5.	231.	3.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1970 / 284-1956	212.	0.	11.	5.	235.	3.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1971 / 284-1956	216.	0.	11.	5.	238.	3.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1972 / 284-1956	219.	0.	11.	5.	241.	3.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1973 / 284-1956	222.	0.	11.	5.	244.	3.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1974 / 284-1956	224.	0.	11.	5.	247.	3.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1975 / 284-1956	227.	0.	11.	5.	249.	3.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1976 / 284-1956	230.	0.	11.	5.	252.	3.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1977 / 284-1956	232.	0.	11.	5.	254.	3.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1978 / 284-1956	199.	0.	11.	4.	224.	2.	0.	0.	0.	-1.	0.
284-1979 / 284-1956	180.	0.	11.	4.	206.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1980 / 284-1956	166.	0.	11.	3.	192.	1.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1981 / 284-1956	157.	0.	11.	3.	183.	1.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1982 / 284-1956	154.	0.	11.	3.	181.	1.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1983 / 284-1956	151.	0.	11.	3.	178.	1.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1984 / 284-1956	146.	0.	11.	3.	173.	1.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1985 / 284-1956	141.	0.	11.	3.	168.	1.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1986 / 284-1987	135.	0.	11.	2.	163.	1.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1987 / 365-1987	20.	0.	3.	0.	25.	1.	0.	0.	0.	1.	0.
5539			341	620	6293	68				2	
5616			352	640	6397	69				3	
4043			231	620	6531	96				2	

Balance 6 (30) ammonium losses by denitrification in sl. soil material in hot. terrace field.
Optic 2 50% mobility in 100% phytomass material.

Mass-balance of NDS-N for Layer# 0 to 1 written and updated at Maynt 28/84.
 (balance terms in kg.ha-1)

balance period	nitrifi- cation	additions	deposition	crop uptake	denitri- fication	leakage	drain- age	run- off	storage#	balance
		wet	dry						pos/increase	deviation
0-1956 / 284-1956	79.	0.	10.	56.	14.	15.	0.	0.	10.	0.
284-1956 / 284-1956	94.	0.	13.	59.	31.	31.	0.	0.	-7.	0.
284-1956 / 284-1956	141.	0.	13.	75.	60.	20.	0.	0.	5.	0.
284-1956 / 284-1956	140.	0.	13.	87.	69.	20.	0.	0.	3.	0.
284-1956 / 284-1956	172.	0.	13.	94.	74.	20.	0.	0.	2.	0.
284-1956 / 284-1956	181.	0.	13.	100.	79.	21.	0.	0.	1.	0.
284-1956 / 284-1956	190.	0.	13.	104.	82.	21.	0.	0.	1.	0.
284-1956 / 284-1956	197.	0.	13.	107.	86.	22.	0.	0.	1.	0.
284-1956 / 284-1956	204.	0.	13.	110.	89.	22.	0.	0.	1.	0.
284-1956 / 284-1956	209.	0.	13.	113.	91.	23.	0.	0.	1.	0.
284-1956 / 284-1956	215.	0.	13.	116.	94.	23.	0.	0.	1.	0.
284-1956 / 284-1956	220.	0.	13.	118.	94.	24.	0.	0.	1.	0.
284-1956 / 284-1956	223.	0.	13.	119.	99.	24.	0.	0.	1.	0.
284-1956 / 284-1956	228.	0.	13.	121.	101.	24.	0.	0.	1.	0.
284-1956 / 284-1956	231.	0.	13.	122.	103.	25.	0.	0.	1.	0.
284-1956 / 284-1956	235.	0.	13.	124.	105.	25.	0.	0.	0.	0.
284-1956 / 284-1956	238.	0.	13.	125.	106.	25.	0.	0.	0.	0.
284-1956 / 284-1956	241.	0.	13.	126.	108.	26.	0.	0.	0.	0.
284-1956 / 284-1956	244.	0.	13.	128.	109.	26.	0.	0.	0.	0.
284-1956 / 284-1956	247.	0.	13.	129.	111.	26.	0.	0.	0.	0.
284-1956 / 284-1956	252.	0.	13.	129.	112.	26.	0.	0.	0.	0.
284-1956 / 284-1956	254.	0.	13.	131.	113.	27.	0.	0.	0.	0.
284-1956 / 284-1956	224.	0.	13.	115.	115.	27.	0.	0.	0.	0.
284-1956 / 284-1956	206.	0.	13.	108.	103.	31.	0.	0.	-6.	0.
284-1956 / 284-1956	192.	0.	13.	101.	85.	35.	0.	0.	-2.	0.
284-1956 / 284-1956	183.	0.	13.	97.	78.	33.	0.	0.	-1.	0.
284-1956 / 284-1956	181.	0.	13.	97.	72.	34.	0.	0.	-1.	0.
284-1956 / 284-1956	178.	0.	13.	98.	67.	34.	0.	0.	-1.	0.
284-1956 / 284-1956	173.	0.	13.	98.	62.	30.	0.	0.	0.	0.
284-1956 / 284-1956	168.	0.	13.	94.	58.	30.	0.	0.	-1.	0.
284-1956 / 284-1956	163.	0.	13.	92.	56.	30.	0.	0.	-1.	0.
284-1956 / 365-1987	25.	0.	3.	4.	19.	19.	0.	0.	-13.	0.
6293	186	103	236	268	848	-1				
6397	191	416	302	1701	882	-4				
11531	126	273	1405	2001	497	20				

Balance 6 (3) nitrate balance by deposit in sil. material in let tower blank
 after 2 50% molting on 100% plant hardening material.

Mass-balance of NH₄-N for layers 0 to 1 written and updated at days 284.
(balance terms in kg-ha⁻¹)

balance period	mineral N additions	deposition	crop uptake	nitric fixation	leakage	drainage	run-off	volatilization	storage	balance deviation
	zation	wet	dry	creation		rate	mm	per cent	poss: increase	
284-1954 / 284-1956	57.	8.	16.	1.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1956 / 284-1956	67.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	1.	0.
284-1957 / 284-1956	101.	11.	20.	2.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1958 / 284-1956	110.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1959 / 284-1956	113.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1960 / 284-1956	114.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1961 / 284-1956	115.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1962 / 284-1956	116.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1963 / 284-1956	116.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1964 / 284-1956	117.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1965 / 284-1956	118.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1966 / 284-1956	118.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1967 / 284-1956	119.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1968 / 284-1956	120.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1969 / 284-1956	121.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1970 / 284-1956	122.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1971 / 284-1956	123.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1972 / 284-1956	124.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1973 / 284-1956	124.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1974 / 284-1956	125.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1975 / 284-1956	126.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1976 / 284-1956	127.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1977 / 284-1956	128.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1978 / 284-1956	127.	11.	20.	3.	2.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1979 / 284-1956	89.	11.	20.	2.	1.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1980 / 284-1956	88.	11.	20.	2.	1.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1981 / 284-1956	88.	11.	20.	2.	1.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1982 / 284-1956	90.	11.	20.	2.	1.	0.	0.	0.	-1.	0.
284-1983 / 284-1956	90.	11.	20.	2.	1.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1984 / 284-1956	90.	11.	20.	2.	1.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1985 / 284-1956	90.	11.	20.	2.	1.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1986 / 284-1987	89.	11.	20.	2.	1.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1987 / 365-1987	14.	3.	4.	0.	1.	0.	0.	0.	2.	0.
	3275	341	620	81	4201	51			0	
	3416	352	600	82	4293	51			2	
	2497	231	420	61	3040	412			0	

28 Aug 6 (40) Ammonium Shows N₂ deposits on d. sed. material in lot tested
 Optic 3 allow for factory material.

Mass-balance of NO₃-N for layers 0 to 1 written and updated at day 284.
(balance terms in kg.ha⁻¹)

balance period	nitrifi- cation	additions	deposition wet	crop uptake	denitrifi- cation	leakage	drai- nage	run- off	storage possible	balance deviation
0-1956 / 204-1956	79.	0.	4.	10.	56.	14.	0.	0.	10.	0.
284-1956 / 284-1956	94.	0.	6.	13.	59.	31.	0.	0.	-7.	0.
284-1957 / 284-1956	127.	0.	6.	13.	68.	56.	0.	0.	3.	0.
284-1958 / 284-1956	136.	0.	6.	13.	75.	61.	0.	0.	1.	0.
284-1959 / 284-1956	139.	0.	6.	13.	77.	63.	0.	0.	0.	0.
284-1960 / 284-1956	140.	0.	6.	13.	77.	63.	0.	0.	0.	0.
284-1961 / 284-1956	141.	0.	6.	13.	78.	64.	0.	0.	0.	0.
284-1962 / 284-1956	142.	0.	6.	13.	78.	64.	0.	0.	0.	0.
284-1963 / 284-1956	142.	0.	6.	13.	78.	64.	0.	0.	0.	0.
284-1964 / 284-1956	143.	0.	6.	13.	79.	64.	0.	0.	0.	0.
284-1965 / 284-1956	143.	0.	6.	13.	79.	65.	0.	0.	0.	0.
284-1966 / 284-1956	144.	0.	6.	13.	79.	65.	0.	0.	0.	0.
284-1967 / 284-1956	145.	0.	6.	13.	80.	65.	0.	0.	0.	0.
284-1968 / 284-1956	146.	0.	6.	13.	80.	66.	0.	0.	0.	0.
284-1969 / 284-1956	147.	0.	6.	13.	81.	66.	0.	0.	0.	0.
284-1970 / 284-1956	148.	0.	6.	13.	81.	66.	0.	0.	0.	0.
284-1971 / 284-1956	148.	0.	6.	13.	82.	67.	0.	0.	0.	0.
284-1972 / 284-1956	149.	0.	6.	13.	82.	67.	0.	0.	0.	0.
284-1973 / 284-1956	150.	0.	6.	13.	82.	67.	0.	0.	0.	0.
284-1974 / 284-1956	151.	0.	6.	13.	83.	68.	0.	0.	0.	0.
284-1975 / 284-1956	152.	0.	6.	13.	83.	68.	0.	0.	0.	0.
284-1976 / 284-1956	153.	0.	6.	13.	84.	68.	0.	0.	0.	0.
284-1977 / 284-1956	154.	0.	6.	13.	84.	69.	0.	0.	0.	0.
284-1978 / 284-1956	125.	0.	6.	13.	72.	50.	0.	0.	-4.	0.
284-1979 / 284-1956	117.	0.	6.	13.	69.	40.	0.	0.	-1.	0.
284-1980 / 284-1956	117.	0.	6.	13.	68.	31.	0.	0.	0.	0.
284-1981 / 284-1956	117.	0.	6.	13.	68.	32.	0.	0.	0.	0.
284-1982 / 284-1956	119.	0.	6.	13.	69.	30.	0.	0.	7.	0.
284-1983 / 284-1956	118.	0.	6.	13.	70.	30.	0.	0.	1.	0.
284-1984 / 284-1956	118.	0.	6.	13.	70.	29.	0.	0.	1.	0.
284-1985 / 284-1956	118.	0.	6.	13.	70.	29.	0.	0.	1.	0.
284-1986 / 284-1987	118.	0.	6.	13.	70.	28.	0.	0.	1.	0.
284-1987 / 365-1987	18.	0.	1.	3.	4.	12.	0.	0.	-15.	0.

6201 186 403 2355 1704 722
 6293 191 416 2475 1730 758
 3040 126 273 1670 1266 394

Page 6 (4) Nitrate Shows Significant increase in total in Oct for this
 site = allow for acidity material.

Mass-balance of NH₄-N for layers 0 to 1 written and updated at day 210.

(balance terms in kg.ha⁻¹)

balance period	mineralization	additions	deposition wet	deposition dry	crop uptake	leakage	drainage	relativ. off-liming	storage	balance deviation
284-1956 / 284-1956	62.	0.	8.	16.	1.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1956 / 284-1956	74.	0.	11.	20.	2.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1957 / 284-1956	74.	0.	11.	20.	2.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1958 / 284-1956	73.	0.	11.	20.	2.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1959 / 284-1956	73.	0.	11.	20.	2.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1960 / 284-1956	72.	0.	11.	20.	2.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1961 / 284-1956	72.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1962 / 284-1956	71.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1963 / 284-1956	70.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1964 / 284-1956	70.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1965 / 284-1956	69.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1966 / 284-1956	68.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1967 / 284-1956	68.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1968 / 284-1956	67.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1969 / 284-1956	66.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1970 / 284-1956	66.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1971 / 284-1956	65.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1972 / 284-1956	65.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1973 / 284-1956	64.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1974 / 284-1956	63.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1975 / 284-1956	63.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1976 / 284-1956	62.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1977 / 284-1956	61.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1978 / 284-1956	61.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1979 / 284-1956	60.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1980 / 284-1956	60.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1981 / 284-1956	59.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1982 / 284-1956	58.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1983 / 284-1956	58.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1984 / 284-1956	57.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1985 / 284-1956	57.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1986 / 284-1987	56.	0.	11.	20.	1.	1.	0.	0.	0.	0.
284-1987 / 365-1987	8.	0.	3.	4.	0.	0.	0.	0.	1.	0.
	2072	307	620	1000	26	21	2978	0	2978	
	2091	361	600	1000	31	51	3011	1	3011	

Page 6 (5) ammonium loss by volatilization is let table table

Mass-balance of NO₃-N for layers 0 to 1 written and updated at dayno 284.
(balance terms in kg.ha-1)

balance period	nitrate-cation	additions	deposition	stop uptake	denitrification	leakage	drawn	run-off	storage	increase	balance deviation
0-1956 / 204-1956	84.	0.	4.	10.00	85.	2.	-4.	0.	16.	18.	0.
204-1956 / 204-1956	103.	0.	6.	13.00	97.	4.	21.	0.	101	1.	0.
204-1957 / 204-1956	103.	0.	6.	13.00	97.	4.	21.	0.	101	0.	0.
204-1958 / 204-1956	102.	0.	6.	13.00	96.	4.	21.	0.	101	0.	0.
204-1959 / 204-1956	101.	0.	6.	13.00	96.	4.	21.	0.	101	0.	0.
204-1960 / 204-1956	101.	0.	6.	13.00	95.	4.	21.	0.	100	0.	0.
204-1961 / 204-1956	100.	0.	6.	13.00	94.	4.	21.	0.	100	0.	0.
204-1962 / 204-1956	99.	0.	6.	13.00	93.	4.	21.	0.	100	0.	0.
204-1963 / 204-1956	99.	0.	6.	13.00	93.	4.	21.	0.	100	0.	0.
204-1964 / 204-1956	98.	0.	6.	13.00	92.	4.	21.	0.	100	0.	0.
204-1965 / 204-1956	98.	0.	6.	13.00	92.	4.	21.	0.	100	0.	0.
204-1966 / 204-1956	97.	0.	6.	13.00	92.	4.	21.	0.	100	0.	0.
204-1967 / 204-1956	96.	0.	6.	13.00	91.	4.	21.	0.	100	0.	0.
204-1968 / 204-1956	96.	0.	6.	13.00	90.	4.	21.	0.	100	0.	0.
204-1969 / 204-1956	95.	0.	6.	13.00	90.	4.	21.	0.	100	0.	0.
204-1970 / 204-1956	94.	0.	6.	13.00	89.	4.	21.	0.	100	0.	0.
204-1971 / 204-1956	94.	0.	6.	13.00	89.	4.	21.	0.	100	0.	0.
204-1972 / 204-1956	93.	0.	6.	13.00	88.	4.	21.	0.	100	0.	0.
204-1973 / 204-1956	93.	0.	6.	13.00	87.	4.	21.	0.	100	0.	0.
204-1974 / 204-1956	92.	0.	6.	13.00	87.	4.	21.	0.	100	0.	0.
204-1975 / 204-1956	91.	0.	6.	13.00	86.	4.	21.	0.	100	0.	0.
204-1976 / 204-1956	91.	0.	6.	13.00	86.	4.	21.	0.	100	0.	0.
204-1977 / 204-1956	90.	0.	6.	13.00	85.	4.	20.	0.	100	0.	0.
204-1978 / 204-1956	90.	0.	6.	13.00	85.	4.	20.	0.	100	0.	0.
204-1979 / 204-1956	89.	0.	6.	13.00	84.	4.	20.	0.	100	0.	0.
204-1980 / 204-1956	88.	0.	6.	13.00	83.	4.	20.	0.	100	0.	0.
204-1981 / 204-1956	88.	0.	6.	13.00	83.	4.	20.	0.	100	0.	0.
204-1982 / 204-1956	87.	0.	6.	13.00	82.	4.	20.	0.	100	0.	0.
204-1983 / 204-1956	87.	0.	6.	13.00	82.	4.	20.	0.	100	0.	0.
204-1984 / 204-1956	86.	0.	6.	13.00	81.	4.	20.	0.	100	0.	0.
204-1985 / 204-1956	85.	0.	6.	13.00	81.	4.	20.	0.	100	0.	0.
204-1986 / 204-1987	85.	0.	6.	13.00	80.	4.	20.	0.	100	0.	0.
204-1987 / 365-1987	14.	0.	1.	3.00	4.	2.	20.	0.	100	-9.	0.

10.11 187 603.500 270.8 170 16.11
 3009 152 616.00 210.0 1.8 16.11

20.00 1 2500
 30.00 10 3600

1.0 (1000 (mt))

Bylag 6 (E) nitrate losses for verskrabing i let side tabel

Mass-balance of NH₄-N for layers 0 to 1 written and updated at daynr 284.
(balance terms in kg.ha-1)


balance period	mineralization	additions	deposition	stop uptake	nitrification	leakage	drainage	run-off	volatilization	storage	balance deviation
284-1956 / 284-1956	62	0	8	1	84	0	0	0	0	0	0
284-1956 / 284-1956	79	0	11	2	106	1	0	0	0	1	0
284-1957 / 284-1956	165	0	11	3	191	2	0	0	0	1	0
284-1958 / 284-1956	197	0	11	3	226	2	0	0	0	-1	0
284-1959 / 284-1956	233	0	11	4	256	2	0	0	0	2	0
284-1960 / 284-1956	254	0	11	4	278	3	0	0	0	0	0
284-1961 / 284-1956	272	0	11	4	296	3	0	0	0	0	0
284-1962 / 284-1956	284	0	11	5	308	3	0	0	0	-1	0
284-1963 / 284-1956	304	0	11	5	326	3	0	0	0	1	0
284-1964 / 284-1956	315	0	11	5	337	3	0	0	0	0	0
284-1965 / 284-1956	325	0	11	5	347	3	0	0	0	0	0
284-1966 / 284-1956	334	0	11	5	356	3	0	0	0	0	0
284-1967 / 284-1956	342	0	11	5	364	3	0	0	0	0	0
284-1968 / 284-1956	349	0	11	5	371	3	0	0	0	0	0
284-1969 / 284-1956	356	0	11	6	378	3	0	0	0	0	0
284-1970 / 284-1956	362	0	11	6	383	4	0	0	0	0	0
284-1971 / 284-1956	367	0	11	6	389	4	0	0	0	0	0
284-1972 / 284-1956	372	0	11	6	394	4	0	0	0	0	0
284-1973 / 284-1956	377	0	11	6	397	4	0	0	0	0	0
284-1974 / 284-1956	382	0	11	6	403	4	0	0	0	0	0
284-1975 / 284-1956	386	0	11	6	407	4	0	0	0	0	0
284-1976 / 284-1956	390	0	11	6	411	4	0	0	0	0	0
284-1977 / 284-1956	395 (3)	0	11	6	412	4	0	0	0	-1	0
284-1978 / 284-1956	396	0	11	5	390	3	0	0	0	-1	0
284-1979 / 284-1956	271	0	11	4	295	3	0	0	0	0	0
284-1980 / 284-1956	246	0	11	4	271	2	0	0	0	0	0
284-1981 / 284-1956	227	0	11	4	252	2	0	0	0	0	0
284-1982 / 284-1956	210	0	11	3	235	2	0	0	0	0	0
284-1983 / 284-1956	196	0	11	3	222	2	0	0	0	0	0
284-1984 / 284-1956	185	0	11	3	211	2	0	0	0	0	0
284-1985 / 284-1956	175	0	11	3	201	2	0	0	0	0	0
284-1986 / 284-1987	167	0	11	3	193	2	0	0	0	0	0
284-1987 / 305-1987	24	0	3	0	30	1	0	0	0	1	0
8810		341	620	141	9549	89				0	
8905		52	640	107	9663	90				1	
6797		231	1120	107	7252	68				1	

Bylong 6 (a) ammonium losses by deposition on s. side material in lot stable table
 100% maddering on flat arid material.

Mass-balance of NO₃-N for layers 9 to 1 written and updated at daynr 284.
 (balance terms in kg.ha-1)

balance period	nitri- cation	additions	deposition wet	dry	uptake	denitri- location	leakage	drain- nage	run- off	storage	balance deviation
284-1956 / 284-1956	84	0	4	10	85	2	-6	0	0	18	0
284-1956 / 284-1956	106	0	5	13	97	4	21	0	0	3	0
284-1956 / 284-1956	191	0	6	13	147	6	41	0	0	17	0
284-1956 / 284-1956	226	0	6	13	176	7	57	0	0	5	0
284-1956 / 284-1956	256	0	6	13	195	8	64	0	0	9	0
284-1956 / 284-1956	278	0	6	13	210	9	74	0	0	4	0
284-1961 / 284-1956	296	1	6	13	222	10	80	0	0	4	0
284-1962 / 284-1956	308	1	6	13	232	10	85	0	0	1	0
284-1963 / 284-1956	326	1	6	13	242	10	87	0	0	6	0
284-1964 / 284-1956	337	1	6	13	250	11	94	0	0	2	0
284-1965 / 284-1956	347	1	6	13	256	11	97	0	0	2	0
284-1966 / 284-1956	356	1	6	13	262	12	100	0	0	2	0
284-1967 / 284-1956	364	1	6	13	267	12	102	0	0	2	0
284-1968 / 284-1956	371	1	6	13	272	12	105	0	0	1	0
284-1969 / 284-1956	378	1	6	13	276	12	107	0	0	1	0
284-1970 / 284-1956	383	1	6	13	280	13	105	0	0	1	0
284-1971 / 284-1956	389	1	6	13	284	13	111	0	0	1	0
284-1972 / 284-1956	394	1	6	13	287	13	112	0	0	1	0
284-1973 / 284-1956	399	1	6	13	290	13	114	0	0	1	0
284-1974 / 284-1956	403	1	6	13	293	13	116	0	0	1	0
284-1975 / 284-1956	407	1	6	13	296	13	117	0	0	1	0
284-1976 / 284-1956	411	1	6	13	298	13	118	0	0	1	0
284-1977 / 284-1956	412	1	6	13	300	14	119	0	0	-2	0
284-1978 / 284-1956	330	1	6	13	250	11	101	0	0	-13	0
284-1979 / 284-1956	295	1	6	13	225	10	86	0	0	-7	0
284-1980 / 284-1956	271	0	6	13	208	9	78	0	0	-5	0
284-1981 / 284-1956	252	0	6	13	195	9	72	0	0	-4	0
284-1982 / 284-1956	236	0	6	13	184	8	67	0	0	-3	0
284-1983 / 284-1956	222	0	6	13	174	8	63	0	0	-3	0
284-1984 / 284-1956	211	0	6	13	166	7	59	0	0	-2	0
284-1985 / 284-1956	201	0	6	13	160	7	56	0	0	-2	0
284-1986 / 284-1987	193	0	6	13	154	7	54	0	0	-2	0
284-1987 / 365-1987	30	0	1	3	8	3	46	0	0	-23	0

9519 19 106 403 709 215 266 19
 9663 19 101 416 712 210 270 14
 7232 17 126 373 5316 235 7009 57

Biforge 6  critical levels by deposits on sl. soil material in lot stable total
 Optie 1 100% muddery en flat arding material.

Mass-balance of NH₄-N for layers 0 to 1 written and updated at days: 284.
 (balance terms in kg.ha⁻¹)

balance period	mineralization	additions	deposition	crop uptake	nitri- fication	leakage	drain- age	run- valati- on	storage	balance deviation
	zation	wet	dry		fication			off- lization	pos- sible	
									increase	
0-1956 / 284-1956	62.	0.	8.	16.	84.	0.	0.	0.	0.	0.
284-1956 / 284-1956	78.	0.	11.	20.	105.	1.	0.	0.	1.	0.
284-1957 / 204-1956	146.	0.	11.	20.	172.	2.	0.	0.	0.	0.
284-1958 / 284-1956	165.	0.	11.	20.	192.	2.	0.	0.	-1.	0.
284-1959 / 284-1956	185.	0.	11.	20.	210.	2.	0.	0.	1.	0.
284-1960 / 284-1956	195.	0.	11.	20.	221.	2.	0.	0.	0.	0.
284-1961 / 284-1956	204.	0.	11.	20.	230.	2.	0.	0.	0.	0.
284-1962 / 284-1956	209.	0.	11.	20.	235.	2.	0.	0.	-1.	0.
284-1963 / 284-1956	222.	0.	11.	20.	246.	2.	0.	0.	1.	0.
284-1964 / 284-1956	227.	0.	11.	20.	252.	2.	0.	0.	0.	0.
284-1965 / 284-1956	232.	0.	11.	20.	257.	2.	0.	0.	0.	0.
284-1966 / 284-1956	238.	0.	11.	20.	262.	3.	0.	0.	0.	0.
284-1967 / 284-1956	242.	0.	11.	20.	267.	3.	0.	0.	0.	0.
284-1968 / 284-1956	246.	0.	11.	20.	271.	3.	0.	0.	0.	0.
284-1969 / 284-1956	250.	0.	11.	20.	275.	3.	0.	0.	0.	0.
284-1970 / 284-1956	254.	0.	11.	20.	278.	3.	0.	0.	0.	0.
284-1971 / 284-1956	257.	0.	11.	20.	281.	3.	0.	0.	0.	0.
284-1972 / 284-1956	260.	0.	11.	20.	284.	3.	0.	0.	0.	0.
284-1973 / 284-1956	263.	0.	11.	20.	287.	3.	0.	0.	0.	0.
284-1974 / 284-1956	266.	0.	11.	20.	290.	3.	0.	0.	0.	0.
284-1975 / 284-1956	269.	0.	11.	20.	292.	3.	0.	0.	0.	0.
284-1976 / 284-1956	271.	0.	11.	20.	295.	3.	0.	0.	0.	0.
284-1977 / 284-1956	270.	0.	11.	20.	295.	3.	0.	0.	-1.	0.
284-1978 / 284-1956	204.	0.	11.	20.	280.	2.	0.	0.	0.	0.
284-1979 / 284-1956	183.	0.	11.	20.	209.	2.	0.	0.	0.	0.
284-1980 / 284-1956	170.	0.	11.	20.	156.	2.	0.	0.	0.	0.
284-1981 / 284-1956	160.	0.	11.	20.	167.	2.	0.	0.	0.	0.
284-1982 / 284-1956	152.	0.	11.	20.	179.	2.	0.	0.	0.	0.
284-1983 / 284-1956	145.	0.	11.	20.	172.	2.	0.	0.	0.	0.
284-1984 / 284-1956	139.	0.	11.	20.	166.	2.	0.	0.	0.	0.
284-1985 / 284-1956	133.	0.	11.	20.	160.	2.	0.	0.	0.	0.
284-1986 / 284-1987	129.	0.	11.	20.	156.	2.	0.	0.	0.	0.
284-1987 / 265-1987	19.	0.	3.	4.	24.	1.	0.	0.	1.	0.
	6364		241	620	98	73			0	
	6445		352	640	95	74			1	
	4071		231	420	78	54			-1	

Balance 6 (a) Ammonium losses by deposition was 4. ad. material in let table taken
 Opté 2 50% muddery en 100% for passing material.

Mass-balance of NO₃-N for layers 0 to 1 written and updated at daynr 284.
(balance terms in kg.ha⁻¹)

balance period	nitricium additions wet	deposition dry	leakage	denitrification	crop uptake	storage	change	balance deviation
0-1956 / 284-1956	0.	10.	-6.	2.	86.	0.	18.	0.
284-1956 / 284-1956	0.	13.	21.	4.	97.	0.	3.	0.
284-1957 / 284-1956	0.	13.	36.	6.	108.	0.	19.	0.
284-1958 / 284-1956	0.	13.	54.	7.	154.	0.	7.	0.
284-1959 / 284-1956	0.	13.	52.	7.	145.	0.	5.	0.
284-1960 / 284-1956	0.	13.	58.	7.	172.	0.	2.	0.
284-1961 / 284-1956	0.	13.	61.	8.	178.	0.	2.	0.
284-1962 / 284-1956	0.	13.	64.	8.	184.	0.	-1.	0.
284-1963 / 284-1956	0.	13.	64.	8.	189.	0.	4.	0.
284-1964 / 284-1956	0.	13.	65.	8.	193.	0.	1.	0.
284-1965 / 284-1956	0.	13.	70.	9.	196.	0.	1.	0.
284-1966 / 284-1956	0.	13.	72.	9.	200.	0.	1.	0.
284-1967 / 284-1956	0.	13.	74.	9.	203.	0.	1.	0.
284-1968 / 284-1956	0.	13.	75.	9.	205.	0.	1.	0.
284-1969 / 284-1956	0.	13.	76.	9.	208.	0.	1.	0.
284-1970 / 284-1956	0.	13.	78.	9.	210.	0.	1.	0.
284-1971 / 284-1956	0.	13.	79.	9.	212.	0.	1.	0.
284-1972 / 284-1956	1.	13.	80.	9.	214.	0.	1.	0.
284-1973 / 284-1956	0.	13.	81.	9.	216.	0.	1.	0.
284-1974 / 284-1956	1.	13.	82.	10.	217.	0.	1.	0.
284-1975 / 284-1956	1.	13.	81.	10.	219.	0.	1.	0.
284-1976 / 284-1956	1.	13.	84.	10.	220.	0.	0.	0.
284-1977 / 284-1956	1.	13.	84.	10.	222.	0.	-2.	0.
284-1978 / 284-1956	0.	13.	88.	8.	182.	0.	-9.	0.
284-1979 / 284-1956	0.	13.	59.	7.	146.	0.	-4.	0.
284-1980 / 284-1956	0.	13.	54.	7.	157.	0.	-3.	0.
284-1981 / 284-1956	0.	13.	51.	7.	150.	0.	-2.	0.
284-1982 / 284-1956	0.	13.	49.	6.	145.	0.	-2.	0.
284-1983 / 284-1956	0.	13.	47.	6.	140.	0.	-1.	0.
284-1984 / 284-1956	0.	13.	45.	6.	135.	0.	-1.	0.
284-1985 / 284-1956	0.	13.	43.	6.	132.	0.	-1.	0.
284-1986 / 284-1987	0.	13.	42.	6.	128.	0.	-1.	0.
284-1987 / 365-1987	0.	3.	38.	3.	7.	0.	-18.	0.

7152 5 186 403 5547 243 1951 13
 7260 5 191 416 5639 218 1983 13
 5592 5 116 273 4115 180 1472 34

8-2-80 6 P without losses in deposits was cl. sd. material in let stile bed
 Optie 2 50% muddery in 100% phloemoid material.

Mass-balance of NH₄-N for layers 0 to 1 written and updated at daynr 284.
(balance terms in kg.ha-1)

balance period	mineralization	additions	deposition	stop uptake	nitrate	leakage	drainage	run-off	volatilization	storage	post-harvest	balance deviation
0-1956 / 204-1956	62.	0.	0.	1.	15.	0.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1956 / 204-1956	77.	0.	11.	2.	105.	1.	0.	0.	0.	1.	0.	0.
204-1957 / 204-1956	126.	0.	11.	2.	154.	2.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1958 / 204-1956	131.	0.	11.	2.	155.	2.	0.	0.	0.	-1.	0.	0.
204-1959 / 204-1956	138.	0.	11.	2.	163.	2.	0.	0.	0.	1.	0.	0.
204-1960 / 204-1956	136.	0.	11.	2.	163.	2.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1961 / 204-1956	134.	0.	11.	2.	162.	2.	0.	0.	0.	-1.	0.	0.
204-1962 / 204-1956	141.	0.	11.	2.	166.	2.	0.	0.	0.	1.	0.	0.
204-1963 / 204-1956	140.	0.	11.	2.	166.	2.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1964 / 204-1956	140.	0.	11.	2.	167.	2.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1965 / 204-1956	141.	0.	11.	2.	168.	2.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1966 / 204-1956	142.	0.	11.	2.	169.	2.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1967 / 204-1956	143.	0.	11.	2.	170.	2.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1968 / 204-1956	144.	0.	11.	3.	171.	2.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1969 / 204-1956	146.	0.	11.	3.	172.	2.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1970 / 204-1956	147.	0.	11.	3.	173.	2.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1971 / 204-1956	148.	0.	11.	3.	174.	2.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1972 / 204-1956	149.	0.	11.	3.	176.	2.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1973 / 204-1956	150.	0.	11.	3.	177.	2.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1974 / 204-1956	151.	0.	11.	3.	178.	2.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1975 / 204-1956	152.	0.	11.	3.	179.	2.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1976 / 204-1956	150.	0.	11.	3.	179.	2.	0.	0.	0.	-1.	0.	0.
204-1977 / 204-1956	152.	0.	11.	3.	180.	1.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1978 / 204-1956	150.	0.	11.	2.	183.	1.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1979 / 204-1956	95.	0.	11.	2.	182.	1.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1980 / 204-1956	94.	0.	11.	2.	182.	1.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1981 / 204-1956	94.	0.	11.	2.	181.	1.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1982 / 204-1956	93.	0.	11.	2.	181.	1.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1983 / 204-1956	93.	0.	11.	2.	181.	1.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1984 / 204-1956	92.	0.	11.	2.	180.	1.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1985 / 204-1956	91.	0.	11.	2.	119.	1.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1986 / 204-1987	91.	0.	11.	2.	119.	1.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
204-1987 / 365-1987	17.	0.	3.	0.	19.	1.	0.	0.	0.	1.	0.	0.
Σ 2907	341	620	71	674	52					0		
Σ 3982	352	640	72	682	53					1		
Σ 2985	231	420	51	356	41					-1		

Σ 2985

Σ 2985
Σ 3982
Σ 231 420 51 356 41
ammonium losses by denitrification
Optic 3 allows post-harvest material
Σ 2985
Σ 3982
Σ 231 420 51 356 41
ammonium losses by denitrification
Optic 3 allows post-harvest material
Σ 2985
Σ 3982
Σ 231 420 51 356 41
ammonium losses by denitrification
Optic 3 allows post-harvest material

Mass-balance of NO₃-N for layers 0 to 1 written and updated at dayno 284.
 (balance terms in kg.ha⁻¹)

balance period	nitrification	additions	deposition	crop uptake	denitrification	leakage	denitrification	run-off	storage	balance
	cation		wet dry	uptake	fixation		rate	off	increase	deviation
284-1954 / 284-1956	184	0	4	10	85	2	0	0	18	0
284-1955 / 284-1956	105	0	7	13	97	4	0	0	21	0
284-1957 / 284-1956	153	0	6	13	127	5	0	0	2	0
284-1958 / 284-1956	159	0	4	13	133	6	0	0	-1	0
284-1959 / 284-1956	163	0	6	13	135	6	0	0	2	0
284-1960 / 284-1956	163	0	6	13	135	6	0	0	0	0
284-1961 / 284-1956	163	0	6	13	135	6	0	0	0	0
284-1962 / 284-1956	162	0	6	13	135	6	0	0	-2	0
284-1963 / 284-1956	166	0	6	13	136	6	0	0	2	0
284-1964 / 284-1956	166	0	6	13	136	6	0	0	0	0
284-1965 / 284-1956	167	0	6	13	136	6	0	0	0	0
284-1966 / 284-1956	168	0	6	13	137	6	0	0	0	0
284-1967 / 284-1956	169	0	6	13	137	6	0	0	0	0
284-1968 / 284-1956	170	0	6	13	138	6	0	0	0	0
284-1969 / 284-1956	171	0	6	13	139	6	0	0	0	0
284-1970 / 284-1956	172	0	6	13	139	6	0	0	0	0
284-1971 / 284-1956	173	0	6	13	140	6	0	0	0	0
284-1972 / 284-1956	174	0	6	13	140	6	0	0	0	0
284-1973 / 284-1956	176	0	6	13	141	6	0	0	0	0
284-1974 / 284-1956	177	0	6	13	141	6	0	0	0	0
284-1975 / 284-1956	178	0	6	13	142	6	0	0	0	0
284-1976 / 284-1956	179	0	6	13	143	6	0	0	0	0
284-1977 / 284-1956	178	0	6	13	143	6	0	0	-2	0
284-1978 / 284-1956	130	0	4	13	113	5	0	0	-6	0
284-1979 / 284-1956	123	0	6	13	107	5	0	0	-1	0
284-1980 / 284-1956	122	0	6	13	106	5	0	0	0	0
284-1981 / 284-1956	122	0	6	13	106	5	0	0	0	0
284-1982 / 284-1956	121	0	6	13	105	5	0	0	0	0
284-1983 / 284-1956	121	0	6	13	105	5	0	0	0	0
284-1984 / 284-1956	120	0	6	13	104	5	0	0	0	0
284-1985 / 284-1956	119	0	6	13	104	5	0	0	0	0
284-1986 / 284-1987	119	0	6	13	103	5	0	0	0	0
284-1987 / 365-1987	19	0	1	3	5	2	0	0	-14	0
	61744		186	603	2838	174			1232	
	6052		91	616	6018	178			1260	
	3468		126	273	2880	125			932	

187-4
4

85

without shows sig de deposits on sl. soil met in lab stable tubes
 Opti 3 allow for acidic material.

Mass-balance of NH₄-N for layers 0 to 6 written and updated at day 204.
(balance terms in kg.ha⁻¹)

balance period	mineralization	additions	deposition	crop uptake	nitrification	leakage	drainage	run-off	valatilization	storage	balance deviation
	wt.	wt.	dry				mm	mm	mm	mm	
284-1956 / 284-1956	61	0	16	1	79	8	-1	0	0	-7	4
284-1956 / 284-1956	70	0	11	1	97	10	1	0	0	-12	3
284-1957 / 284-1956	70	0	20	1	97	9	1	0	0	-10	3
284-1956 / 284-1956	70	0	11	1	97	7	1	0	0	-9	2
284-1959 / 284-1956	69	0	11	1	96	6	1	0	0	-7	2
284-1960 / 284-1956	69	0	20	1	96	5	1	0	0	-6	2
284-1961 / 284-1956	68	0	11	1	95	4	1	0	0	-5	2
284-1962 / 284-1956	68	0	20	1	95	4	1	0	0	-4	2
284-1963 / 284-1956	67	0	11	1	94	3	1	0	0	-3	1
284-1964 / 284-1956	67	0	20	1	94	3	1	0	0	-2	1
284-1965 / 284-1956	66	0	11	1	93	2	1	0	0	-2	1
284-1966 / 284-1956	66	0	20	1	93	2	1	0	0	-1	1
284-1967 / 284-1956	65	0	11	1	92	2	1	0	0	-1	1
284-1968 / 284-1956	65	0	20	1	92	1	1	0	0	-1	1
284-1969 / 284-1956	64	0	11	1	91	1	1	0	0	-1	1
284-1970 / 284-1956	64	0	20	1	91	1	1	0	0	0	1
284-1971 / 284-1956	63	0	11	1	90	1	1	0	0	0	1
284-1972 / 284-1956	63	0	20	1	90	1	1	0	0	0	1
284-1973 / 284-1956	62	0	11	1	89	1	1	0	0	0	1
284-1974 / 284-1956	62	0	20	1	89	1	1	0	0	0	1
284-1975 / 284-1956	61	0	11	1	88	1	1	0	0	0	1
284-1976 / 284-1956	61	0	20	1	87	1	1	0	0	0	1
284-1977 / 284-1956	60	0	11	1	87	1	1	0	0	0	1
284-1978 / 284-1956	59	0	20	1	86	1	1	0	0	0	1
284-1979 / 284-1956	59	0	11	1	86	1	1	0	0	0	1
284-1980 / 284-1956	58	0	20	1	85	1	1	0	0	0	1
284-1981 / 284-1956	58	0	11	1	85	1	1	0	0	0	1
284-1982 / 284-1956	57	0	20	1	84	1	1	0	0	0	1
284-1983 / 284-1956	57	0	11	1	84	1	1	0	0	0	1
284-1984 / 284-1956	56	0	20	1	83	1	1	0	0	0	1
284-1985 / 284-1956	56	0	11	1	83	1	1	0	0	0	1
284-1986 / 284-1987	55	0	20	1	82	1	1	0	0	0	1
284-1987 / 365-1987	9	0	4	0	12	0	1	0	0	2	0
	1055	36	600	30			32				
	1015	164	600	51			32				

Page 6
 ammonium losses by volatilization in our terraces blocks
 were less over our soden profile was 1 meter (ipu. 15 cm)

Mass-balance of NO₃-N for layers 0 to 6 written and updated at day 284.
(balance terms in kg-ha⁻¹)

balance period	nitri- ratio	additions wet	deposition dry	uptake	denitri- fixation	leakage	drain- age	run- off	storage pos-increase	balance deviation
0-1956 / 284-1956	79.	0.	4.	10.	56.	0.	0.	0.	-49.	-9.
284-1956 / 284-1956	97.	0.	4.	13.	59.	0.	0.	0.	0.	-9.
204-1957 / 284-1956	97.	0.	4.	13.	59.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1958 / 284-1956	96.	0.	6.	13.	59.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1959 / 284-1956	96.	0.	6.	13.	59.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1960 / 284-1956	95.	0.	6.	13.	58.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1961 / 284-1956	95.	0.	6.	13.	58.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1962 / 284-1956	94.	0.	6.	13.	58.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1963 / 284-1956	94.	0.	6.	13.	58.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1964 / 284-1956	93.	0.	6.	13.	57.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1965 / 284-1956	93.	0.	6.	13.	57.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1966 / 284-1956	92.	0.	6.	13.	57.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1967 / 284-1956	92.	0.	6.	13.	57.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1968 / 284-1956	91.	0.	6.	13.	56.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1969 / 284-1956	91.	0.	6.	13.	56.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1970 / 284-1956	90.	0.	6.	13.	56.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1971 / 284-1956	90.	0.	6.	13.	56.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1972 / 284-1956	89.	0.	6.	13.	55.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1973 / 284-1956	89.	0.	6.	13.	55.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1974 / 284-1956	88.	0.	6.	13.	55.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1975 / 284-1956	88.	0.	6.	13.	55.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1976 / 284-1956	87.	0.	6.	13.	54.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1977 / 284-1956	87.	0.	6.	13.	54.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1978 / 284-1956	86.	0.	6.	13.	54.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1979 / 284-1956	86.	0.	6.	13.	54.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1980 / 284-1956	85.	0.	6.	13.	53.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1981 / 284-1956	84.	0.	6.	13.	53.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1982 / 284-1956	84.	0.	6.	13.	53.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1983 / 284-1956	83.	0.	6.	13.	53.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1984 / 284-1956	83.	0.	6.	13.	53.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1985 / 284-1956	82.	0.	6.	13.	52.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1986 / 284-1987	82.	0.	6.	13.	52.	0.	0.	0.	0.	-9.
284-1987 / 365-1987	12.	0.	1.	3.	3.	0.	0.	0.	-13.	0.

Dijong 6

65

nitraat balans bij verschuiving in een terrein tabel
 berekend over een bodemprofiel van 1 meter (ipm. 15cm)