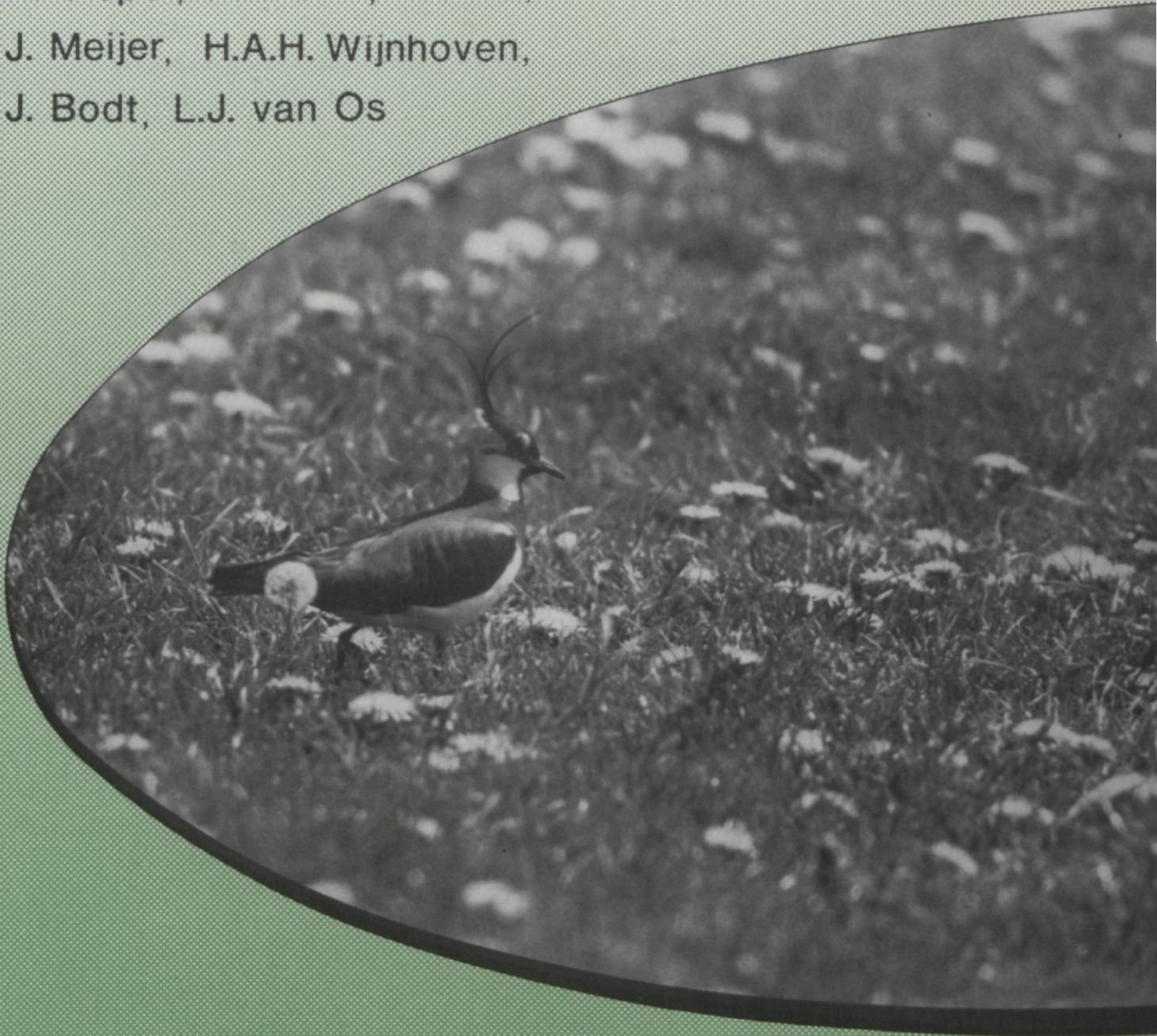


Ec. Nr. 509042

# Effecten van verschillen in mestsoort en waterstand op vegetatie en fauna van klei-op-veen graslanden in de Alblasserwaard

H. Siepel, P.A. Slim, W. Ma,  
J. Meijer, H.A.H. Wijnhoven,  
J. Bodt, L.J. van Os



RIJKSINSTITUUT VOOR NATUURBEHEER  
Arnhem, Leersum en Texel

**Effecten van verschillen in mestsoort en waterstand op vegetatie  
en fauna van klei-op-veen graslanden in de Alblasserwaard**

H. Siepel, P.A. Slim, W. Ma, J. Meijer, H.A.H. Wijnhoven,  
J. Bodt & L.J. van Os

RIN-rapport 90/8

Rijksinstituut voor Natuurbeheer

Arnhem

1990

RIN repro

Foto omslag: R.I.N. J. van Osch



# INHOUD

VOORWOORD	5
1 INLEIDING	6
2 MATERIAAL EN METHODEN	7
2.1 Beschrijving van het proefterrein	7
2.2 Proefveldbepalingen	12
2.3 Metingen aan de vegetatie en vegetatie-opnames	15
2.4 Bemonstering van de fauna	16
3 RESULTATEN	17
3.1 Veranderingen in de plantaardige produktie	17
3.2 Veranderingen in de vegetatie	19
3.3 Veranderingen in de bodemfauna	27
3.4 Veranderingen in de bodemoppervlaktefauna	29
4 DISCUSSIE	44
DANKWOORD	47
LITERATUUR	48
SAMENVATTING	49
SUMMARY	50

## VOORWOORD

De mestproblemen zijn momenteel zeer actueel, al betreft het dan met name de hoeveelheid en het tijdstip van uitrijden. De vorm waarin de mest op het land komt is echter ook van belang. In de natuurbescherming is vaak gepleit voor het bemesten van weidevogel terreinen met ruige stalmest in plaats van drijfmest, omdat dit beter zou zijn voor de ongewervelde fauna: het voedsel van de weidevogels. Uit het hier gepresenteerde proefveldonderzoek blijkt een positieve reactie van regenwormen op organische mest (zowel ruige stalmest als drijfmest) in tegenstelling tot kunstmest of geen mest. In de overige bodemfauna en bodemoppervlaktefauna konden bij het gematigde gebruik van meststoffen en het relatief extensieve beheer geen kwantitatieve verschillen worden vastgesteld in de reactie van de ongewervelde fauna bij de verschillende vormen van bemesting. Kwalitatieve, verschuivingen in de soortensamenstelling treden wel op, en ook heel snel. Binnen drie jaar blijkt de ongewervelde fauna in haar soortensamenstelling te reageren op een nieuwe vorm van beheer. In de soortensamenstelling van de vegetatie treden op deze korte termijn echter nog geen grote verschillen op. Hier blijkt het naijlingseffect van vroeger beheer een belangrijke rol te spelen. Met deze proefveldreeks is aangetoond wat al eerder verwacht was: namelijk een snelle reactie van de ongewervelde fauna op beheersveranderingen, waarmee het belang van deze organismen als indicatoren voor het beheer onderstreept wordt.

De directie

## 1 INLEIDING

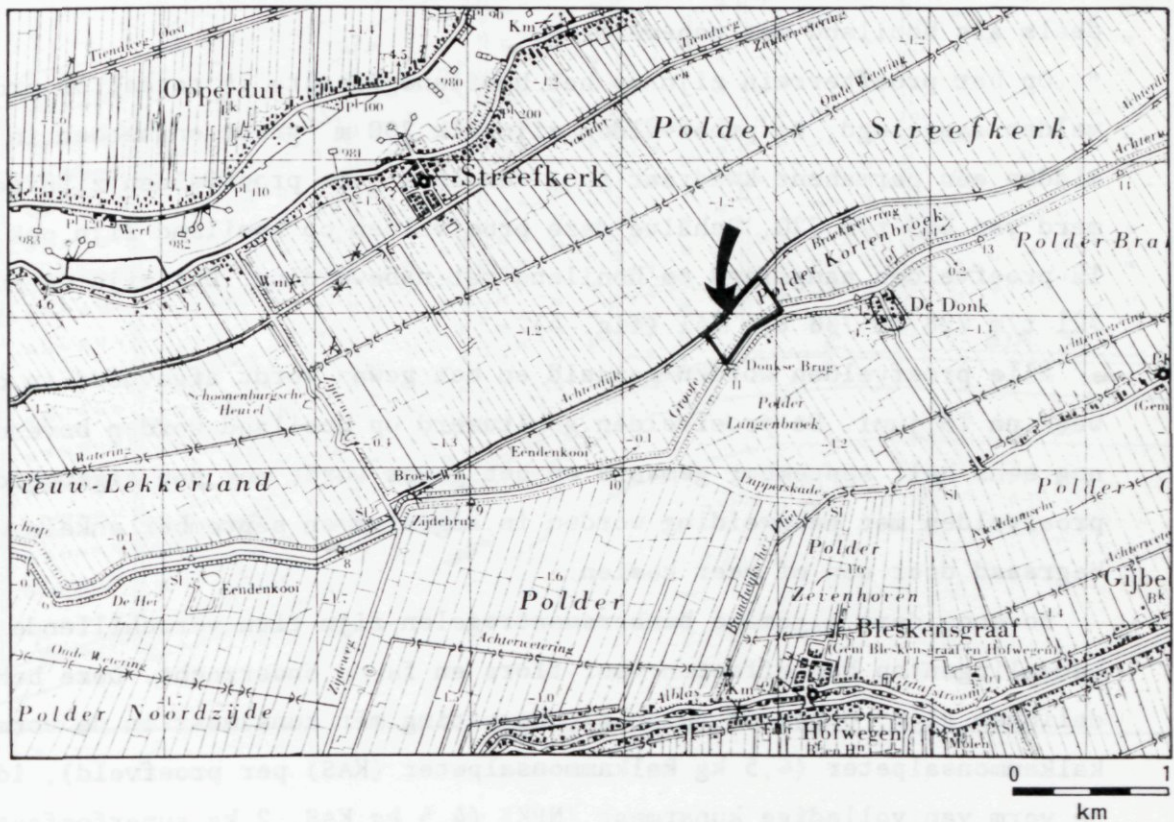
Uit onderzoek naar de ongewervelde fauna in graslanden op zandgrond (Siepel et al. 1987) blijkt dat met name de combinatie bemestingshoeveelheid en beheersintensiteit de belangrijkste differentiërende factor bij ongewervelde fauna's is. Een hoge mesthoeveelheid en beheersintensiteit resulteren in een lage soortenrijkdom van de ongewervelde fauna, hetgeen zijn weerslag kan vinden in de weidevogelstand (Siepel 1990). Het was in de opzet bij het onderzoek op de graslanden op zandgrond niet goed mogelijk het bemestingseffect te scheiden van het intensieve beheerseffect. In de praktijk is dit ook niet altijd nodig, omdat de beheersintensiteit meestal bepaald wordt door de hoeveelheid opgebrachte mest, c.q. de vruchtbaarheid van de grond. Het scheiden van beide effecten wordt wel belangrijk als door andere factoren, bijvoorbeeld waterstand, een in principe vruchtbaar grasland niet intensief kan worden gebruikt. Is zo'n grasland, wat betreft de fauna, soortenrijker dan een even vruchtbaar intensief gebruikt grasland, of misschien soortenrijker dan een even intensief gebruikt schraler grasland? Met andere woorden: is het voor het natuurbeheer voldoende om de beheersintensiteit te verminderen, of moet er echt sterk verschraald worden, voor we een soortenrijke fauna kunnen krijgen?

Gesteld dat een verschraling niet direct noodzakelijk zou zijn, hoe moet zo'n grasland dan worden beheerd? Moet er bemest worden en zo ja, met welke mestsoort: kunstmest (beter te doseren, weinig bijprodukten) of organische mest? En in het laatste geval met welke organische mest, alleen ruige stalmest (met stro), al enigszins gecomposteerde stalmest (overjarige mest) of kan ook drijfmest worden gebruikt? Allerlei vragen die een beantwoording vereisen. Deze diversiteit aan vragen is echter niet meer op te lossen door bestaande percelen met verschillende beheersregimes te vergelijken. De aanleg van een proefterrein is dan de aangewezen weg. Op percelen van het Staatsbosbeheer in de Donkse Laagten bij Brandwijk (ZH) is dit proefterrein aangelegd. Dit vanouds agrarisch gebied bood tegelijkertijd de mogelijkheid de veronderstelling van Siepel et al. (1987) te toetsen, dat de fauna sneller op beheersveranderingen reageert dan de flora. Als deze veronderstelling ondersteund kan worden met een degelijke resultatenreeks uit een proefveldsituatie, kan met recht worden gesteld dat ongewervelde dieren beter reageren op beheersveranderingen dan planten.

## 2 MATERIAAL EN METHODEN

### 2.1 Proefterreinbeschrijving

Het proefterrein de Donkse Laagten is gesitueerd in de Alblasserwaard, ten noorden van Bleskensgraaf en ten oosten van Streefkerk. Het maakt deel uit van het gelijknamige natuureservaat ter grootte van 160 ha. Het proefterrein zelf is ca. 4 ha groot. In figuur 1 is de ligging van het proefterrein aangegeven. Het proefterrein is in 1984 als agrarisch grasland uit de productie genomen en in 1985 als proefterrein ingericht. Hierbij zijn geen cultuurtechnische maatregelen genomen anders dan enkele voorzieningen ten behoeve van de realisering van twee verschillende waterstandscompartimenten. Het grasland is dus slechts onder invloed van het beheer veranderd.



Figuur 1. De situering van het proefterrein de Donkse Laagten in de Alblasserwaard tussen Bleskensgraaf en Streefkerk.

De bodem van het proefveld is een poldervaaggrond, ontwikkeld in een gemiddeld 30 cm dik kleidek gelegen op een veenlaag. De kleidikte varieert over het proefterrein van 8 tot 74 cm. Een overzicht wordt gegeven in figuur 2. De hoogte van het proefterrein t.o.v. NAP is gemiddeld -1,36 m en varieert van -0,90 tot -1,64 m (fig. 3). Bij de indeling van het terrein in proefvelden zijn de extremen in NAP-hoogte en kleidikte zoveel mogelijk vermeden. Ook zijn geen proefvelden aangelegd op vergraven of anderszins verstoorde bodem.

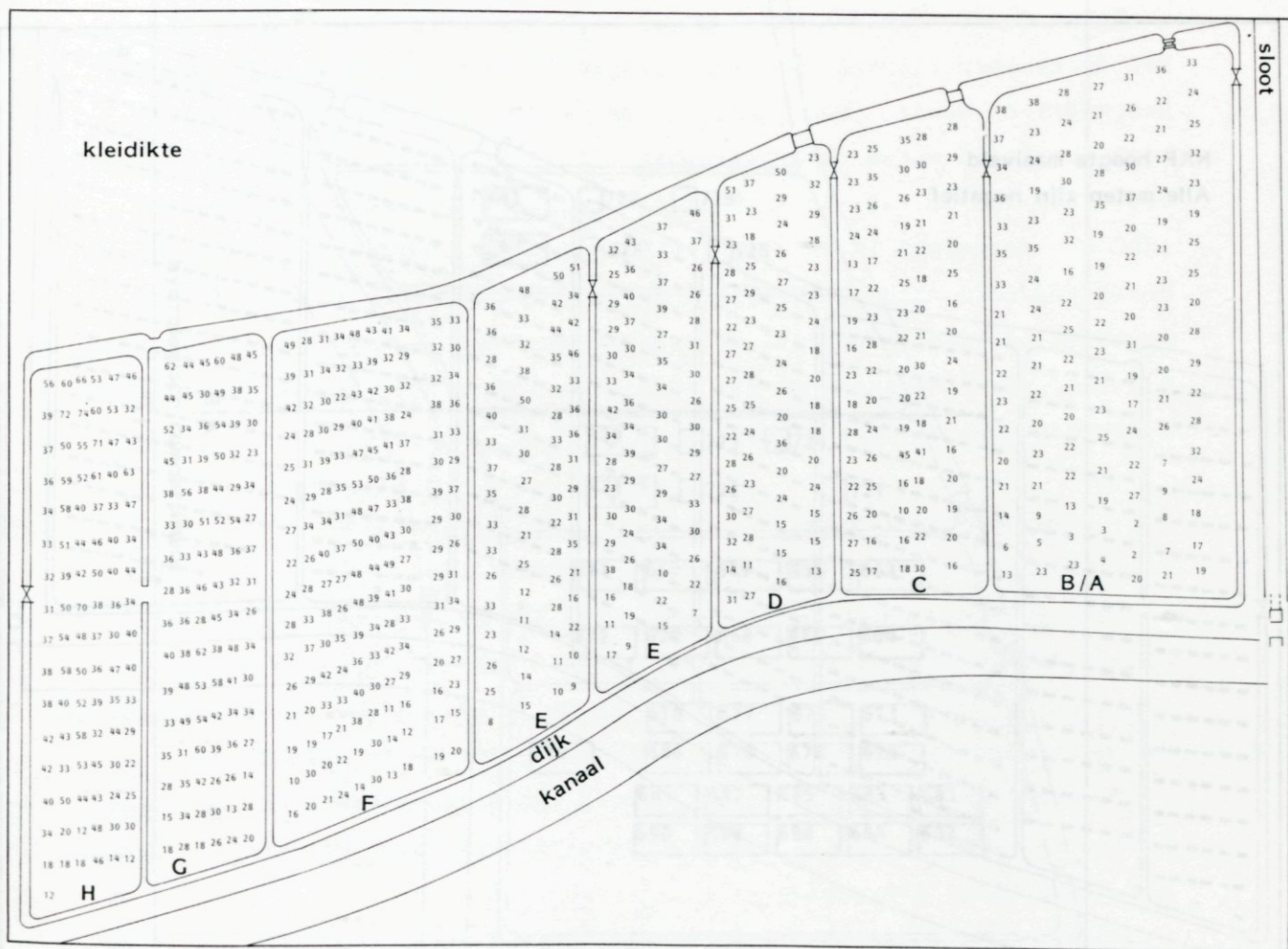
Het proefveld is verdeeld in twee waterstandscompartimenten (A en B) (fig. 4). Het maximale winterpeil van compartiment A is 's winters -1,50 m NAP (reservaatspeil), in het voorjaar (april) zal dit gemiddeld zakken tot -1,80 m NAP (peil polder Streefkerk), welk peil gedurende de zomermaanden gehandhaafd wordt (tot 1 november). Compartiment B heeft eveneens een winterpeil van -1,50 m NAP en dit peil wordt gedurende het voorjaar gehandhaafd tot 15 juni, wanneer in verband met het maaien in de percelen de waterstand verlaagd wordt tot ca -1,65 m NAP, en dat tot 1 november. De proefvelden zijn gelijkelijk over de waterstandscompartimenten verdeeld. Het proefterrein wordt deels beheerd als hooiland en deels als hooiland met nabeweidings.

Op het proefterrein zijn op het hooilandgedeelte in totaal 58 proefvelden aangelegd. De proefvelden zijn elk 200 m<sup>2</sup> groot en hebben in het midden een permanent kwadraat (pq) van 16 m<sup>2</sup>. De proefvelden zijn genummerd van 663 t/m 720. Behalve deze proefvelden op hooiland zijn ook 12 proefvelden aangelegd op hooiland met nabeweidings. Dit zijn de nummers 721 t/m 728 en 738 t/m 741 (fig. 4).

Alle proefvelden worden gemaaid en het gewas wordt afgevoerd in de week na 15 juni. De proefvelden gesitueerd op hooiland worden bovendien nog eens half september gemaaid en het gewas wordt ook dan afgevoerd. De proefvelden met nabeweidings worden in augustus en september enkele weken begraaasd door een of meer koeien.

Bovenop deze algemene beheersmaatregelen zijn tien verschillende behandelingen op hun effecten voor flora en fauna onderzocht. Deze behandelingen zijn: onbemest (blanco), bemesting met kunstmest in de vorm van kalkammonsalpeter (4,5 kg kalkammonsalpeter (KAS) per proefveld), idem in de vorm van volledige kunstmest (NPK) (4,5 kg KAS, 2 kg superfosfaat, 3 kg kali 40 per proefveld), jaarlijkse bemesting met organische mest in de vorm van ruige stalmest (400 kg per proefveld), idem eens per drie jaar (400 kg per proefveld in 1986 en 1989), overjarige stalmest jaar-

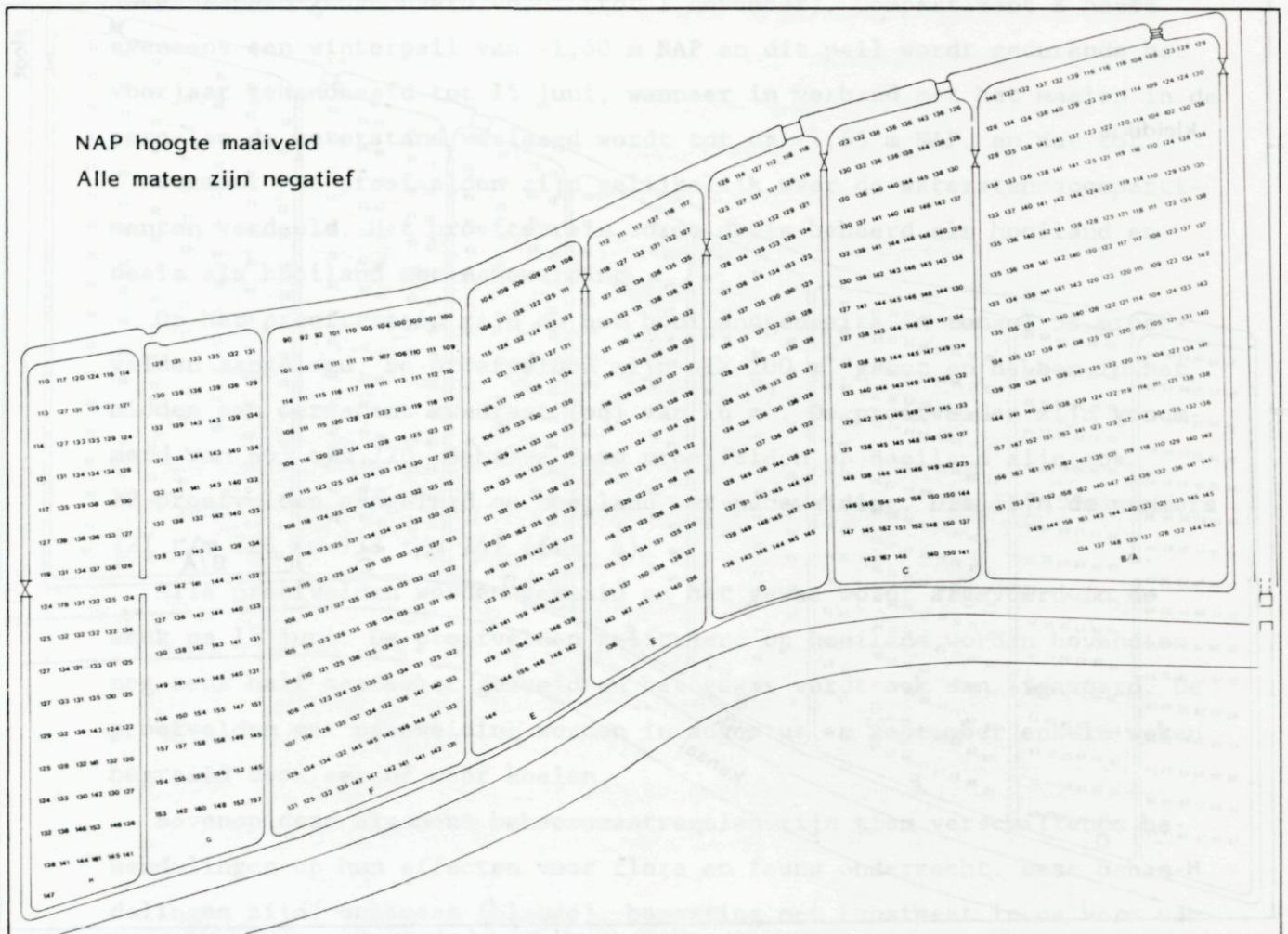




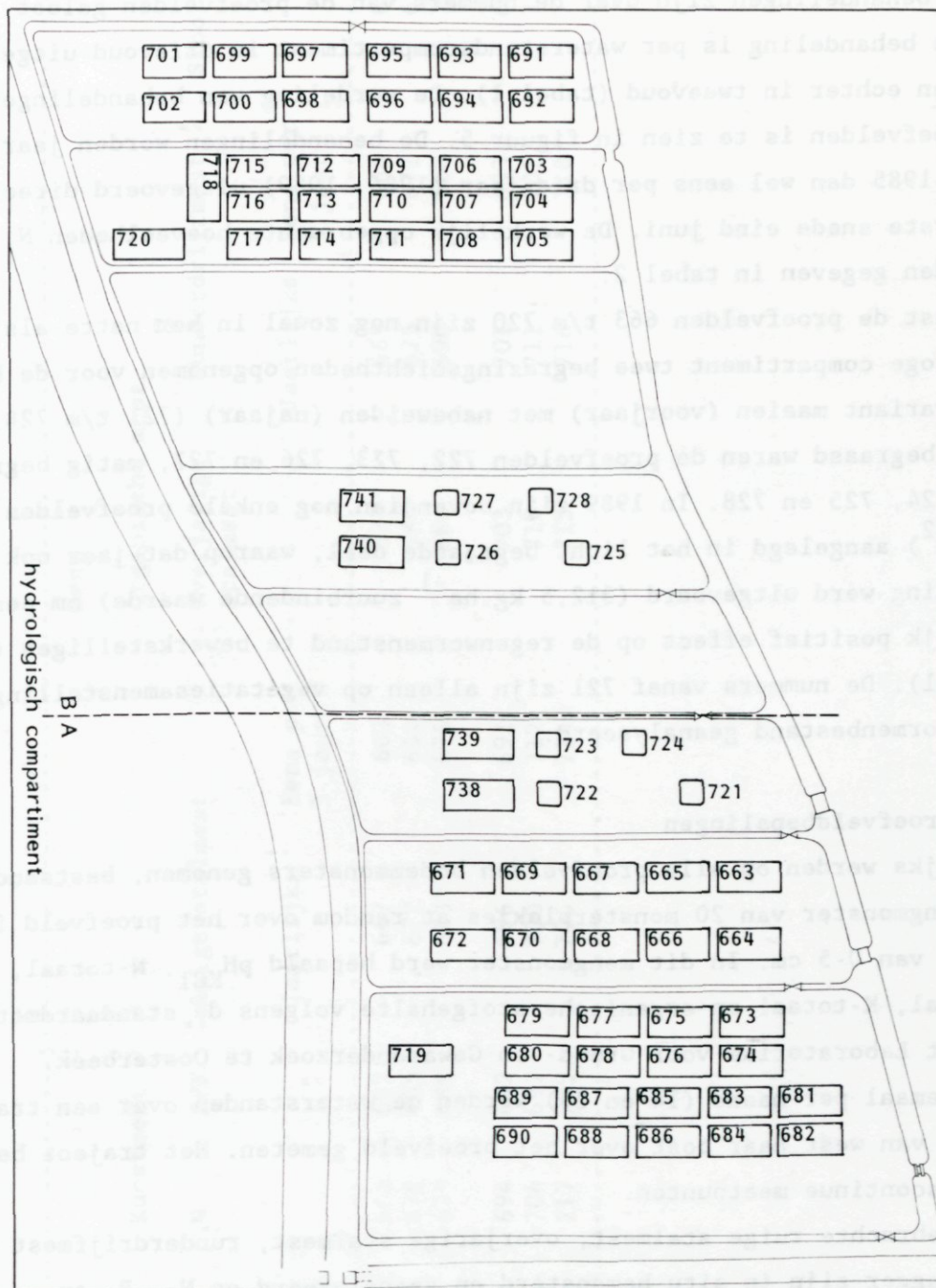
Figuur 2 Overzicht van de dikte (in cm) van het kleidek op het proefterrein De Donkse Laagten.

De bouw van de maaierveld is een polderaasgrond, ontwikkeld in een  
zandveld 1 cm dik veld op een veenlaag. De kleidikte vari-  
eert over het polderterrein van 5 tot 74 cm. Een overzicht wordt gegeven  
in figuur 3. De hoogte van het proefterrein t.o.v. NAP is gemiddeld  
- 36 m en varieert van - 0,90 tot - 1,64 m (fig. 3). Bij de indeling van  
het terrein in proefvelden zijn de verschillen in NAP-hoogte en kleidikte  
zoveel mogelijk vermeden. Ook zijn geen proefvelden aangelegd op vergraven  
of anderszins verstoord bodem.

Het proefveld is verdeeld in twee waterstandscompartmenten (A en B)  
(fig. 4). Het maximale winterpeil van compartiment A is in winter  
- 1) 30 m NAP (reservatiepeil). In het voorjaar (april) zal dit gemiddeld  
zakken tot - 1,80 m NAP (peil polder Streefhoek), vaak peil gedurende de



Figuur 3. Hoogte kaart van het proefterrein de Donkse Laagten, alle maten zijn in cm -NAP.



Figuur 4. Indeling van het proefterrein de Donkse Laagten in de waterstandscompartimenten en de ligging van de proefvelden.

mest jaarlijks (400 kg per proefveld), runderdrijfmest jaarlijks (500 l per proefveld), idem eens per drie jaar (500 l per proefveld in 1986 en 1989), bemesten met verse slootbagger eens per drie jaar (3 cm dik over het gehele proefveld in 1986 en 1989) en afplaggen van de zode eenmalig in 1985.

De behandelingen zijn over de nummers van de proefvelden geloot. Iedere behandeling is per waterstandscompartiment in drievoud uitgevoerd, plaggen echter in tweevoud (tabel 1). De verdeling van behandelingen over de proefvelden is te zien in figuur 5. De behandelingen worden jaarlijks vanaf 1985 dan wel eens per drie jaar (1986, 1989) uitgevoerd direct na de eerste snede eind juni. De werkelijk opgebrachte hoeveelheden N, P, en K worden gegeven in tabel 2.

Naast de proefvelden 663 t/m 720 zijn nog zowel in het natte als in het droge compartiment twee begrazingsdichtheden opgenomen voor de beheersvariant maaien (voorjaar) met nabeweiden (najaar) (721 t/m 728). Licht begraasd waren de proefvelden 722, 723, 726 en 727, matig begraasd 721, 724, 725 en 728. In 1989 zijn bovendien nog enkele proefvelden ( $200 \text{ m}^2$ ) aangelegd in het licht begraasde deel, waarop dat jaar ook een bekalking werd uitgevoerd ( $312,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  zuurbindende waarde) om een mogelijk positief effect op de regenwormenstand te bewerkstelligen (738 t/m 741). De nummers vanaf 721 zijn alleen op vegetatiesamenstelling en regenwormenbestand geanalyseerd.

## 2.2 Proefveldbepalingen

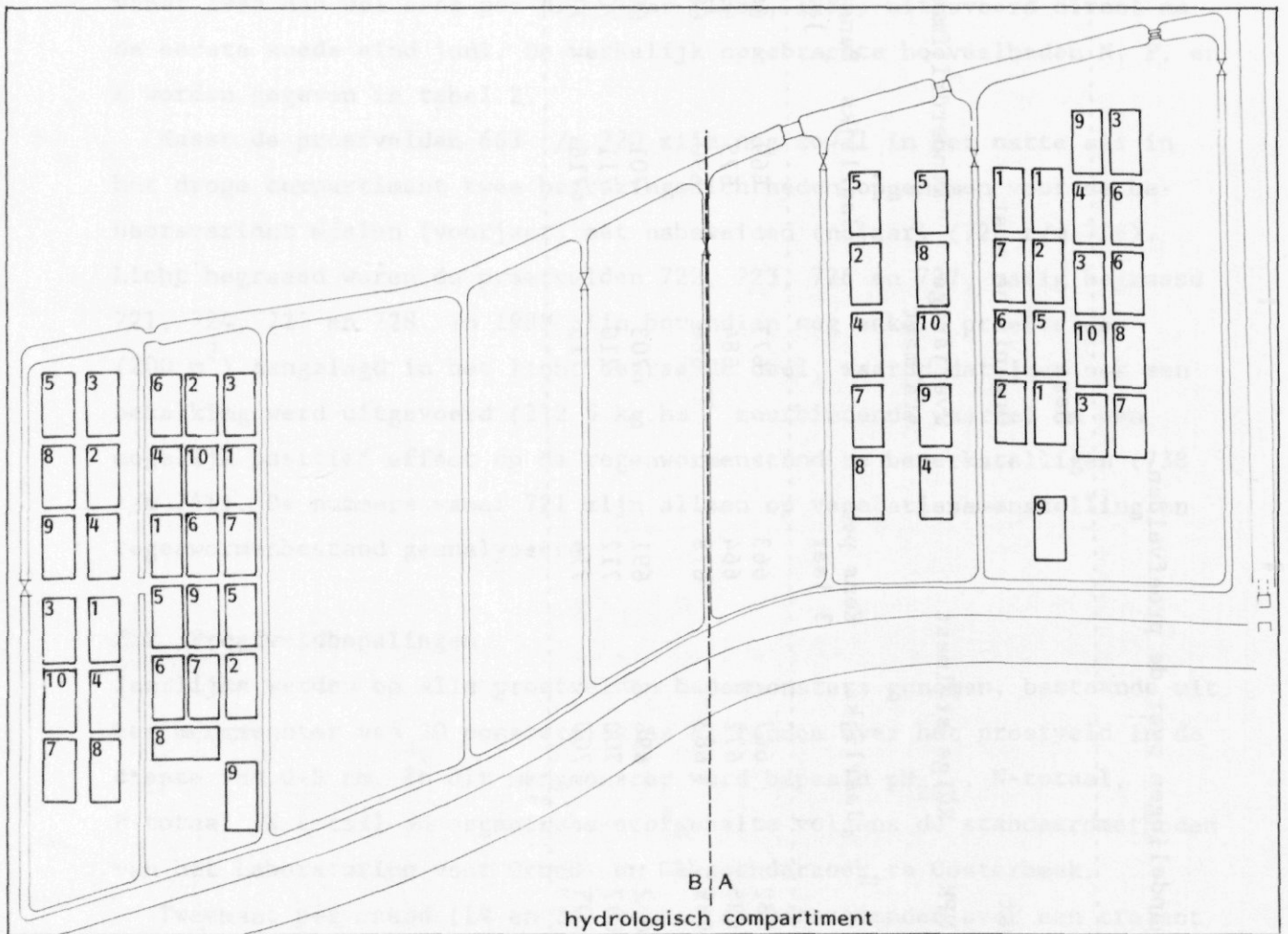
Jaarlijks werden op alle proefvelden bodemmonsters genomen, bestaande uit een mengmonster van 20 monsterplekjes at random over het proefveld in de diepte van 0-5 cm. In dit mengmonster werd bepaald  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ , N-totaal, P-totaal, K-totaal en organische-stofgehalte volgens de standaardmethoden van het Laboratorium voor Grond- en Gewasonderzoek te Oosterbeek.

Tweemaal per maand (14 en 28) werden de waterstanden over een traject lopend van west naar oost over het proefveld gemeten. Het traject bestond uit discontinue meetpunten.

Opgebrachte ruige stalmest, overjarige stalmest, runderdrijfmest en slootbagger zijn in situ bemonsterd en geanalyseerd op N-, P- en K-gehalte alsmede op de hoeveelheid organische stof.

Tabel 1. Verdeling van de behandelingen over de proefvelden.

Compartiment	Onbemest	Mest										Geplagd
		Kunstmest					Organische mest					
		N	NPK	Ruige stal mest	Overjarige stal mest	Overjarige stal mest	Runderdrijfmest	Slootbagger	Jaarlijks 3 jaar	Eens per 3 jaar	Jaarlijks 3 jaar	
Compartment A (droog)	673 674 680	665 676 679	682 685 689	667 672 683	663 664 678	677 684 686	669 675 690	666 671 688	670 681 719	668 687		
Compartment B (nat)	698 708 709	694 704 717	692 697 705	696 700 706	691 712 714	703 710 715	701 711 716	693 702 718	695 713 720	699 707		



Figuur 5. Verdeling van de behandelingen over de proefvelden. 1 = onbemest (maaien en afvoeren), 2 = bemesting met KAS, 3 = bemesting met NPK, 4 = jaarlijkse bemesting met ruige stalmest, 5 = driejaarlijkse bemesting met ruige stalmest, 6 = bemesting met overjarige stalmest, 7 = jaarlijkse bemesting met runderdrijfmest, 8 = driejaarlijkse bemesting met runderdrijfmest, 9 = driejaarlijks opbrengen van verse slootbagger, 10 = plaggen van de zode in 1985.

Tabel 2. Bemesting uitgedrukt in hoeveelheden N, P en K in kg.ha<sup>-1</sup> per bemestingstype en bemonsteringsjaar.

	1985	1986	1987
geen	0	0	0
KAS N	35,0	35,0	35,0
NPK N	35,0	35,0	35,0
P	46,0	46,0	46,0
K	60,0	60,0	60,0
ruige stalmest N	126,0	156,0	132,0
P	74,0	108,0	66,0
K	80,0	56,0	94,0
overjarige stalmest N	124,0	152,0	120,0
P	116,0	108,0	172,0
K	86,0	94,0	98,0
runderdrijfmest N	147,5	120,0	127,5
P	85,0	50,0	40,0
K	155,0	145,0	157,5
verse bagger N	0	10,0	0
P	0	10,0	0
K	0	8,0	0
plaggen	0	0	0

### 2.3 Metingen aan de vegetatie en vegetatieopnamen

De vegetatieproductie is jaarlijks gemeten door op elk proefveld kort voor de snede (in juni en september) twee monsters te nemen van 0.25 m<sup>2</sup> elk. Het drooggewicht per monster is bepaald na drogen in een stoof gedurende 24 h bij 70°C. De gedroogde monsters zijn per proefveld gemalen en bewaard voor eventuele verdere analyses (N, P, K).

De vegetatiesamenstelling is in 1987 en 1988 opgenomen volgens de methode Braun-Blanquet, terwijl de opnamen uit 1985 en 1986 aanvullend doch onvolledig zijn. Voor de vegetatie-opnamen is gebruik gemaakt van de pq's (4x4 m) in het midden van het proefveld. Voor uitgebreide gegevens om de vegetatie wordt verwezen naar Slim & Van Os (1990).

De vegetatiestructuur is in 1988 opgenomen met behulp van een transect van vijf meetpunten per proefveld, waar per meetpunt met een lichtmeter de uitdoving per 10 cm is gemeten. De uitdoving is berekend uit de lichtmeting met een puntsensor boven de vegetatie en uit die met een lijnsensor in de vegetatie.

#### 2.4 Bemonstering van de fauna

De bodemfauna is bemonsterd door het afsteken en met de hand uitzoeken van een bodemmonster van 30x30 cm per proefveld tot 20 cm diep. De bemonsteringen vonden jaarlijks in september plaats.

De bodemoppervlaktefauna (spinnen, kevers, pissebedden e.d.) is bemonsterd met potvallen. Per proefveld zijn drie potvallen geplaatst gedurende de laatste twee weken van mei en de eerste twee weken van september. Met deze bemonstering wordt een redelijk beeld verkregen van zowel voorjaarsactieve als najaarsactieve diersoorten (Maelfait et al. 1989). De potten (diameter 10 cm) bevatten een laagje van 3 cm 4% formaline-oplossing (met zeep voor de verlaging van de oppervlaktespanning) en hadden een afdak tegen het inregenen.



### 3 RESULTATEN

#### 3.1 Veranderingen in de plantaardige produktie

De gemiddelde vegetatieve produktie van bovengronds plantaardig materiaal zoals berekend over alle proefveldjes in het terrein (behalve de geplagde en de in 1986 ingestelde velden 719 en 720) schommelde in de jaren 1985 t/m 1987 en verschilde niet significant per jaar:

1985:  $7541,2 \pm 1308,9 \text{ kg. ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ , 1986:  $6705,0 \pm 1529,9 \text{ kg. ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$  en 1987:  $8235,7 \pm 1632,6 \text{ kg. ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ . Gesplitst naar waterstandscompartiment en beheersmaatregel zien de getallen er iets anders uit (tabel 3). Bij alle gepresenteerde getallen van plantaardige produktie kan slechts gesproken worden van trends of indicaties voor eventuele verschillen. Er zijn geen significante verschillen geconstateerd. De produktie in de natte proefvelden lijkt iets hoger dan in de droge. Enige terugslag in plantaardige produktie kan waargenomen worden op de droge onbemeste velden en de velden bemest met alleen kalkammonsalpeter. Toetsing van het verschil tussen kunstmestbemesting en organische bemesting leverde een iets grotere produktie bij organische bemesting ( $p = 0,061$ ) op, maar gezien de werkelijke hoeveelheden opgebrachte N (tabel 2) is dit niet verwonderlijk. In 1987 hadden de in 1985 geplagde velden een lagere produktie dan de overige velden, zowel in het droge als in het natte compartiment. Over het algemeen moeten we echter concluderen dat metingen van de bovengrondse plantaardige produktie over een relatief korte termijn van drie jaar geen duidelijk effect laten zien van de verandering in het globale beheer (van intensief agrarisch naar extensief), noch differentiëren tussen de beheersvormen zoals die in 1985 ingesteld zijn. De weersgesteldheid van jaar tot jaar speelt een grote rol wat betreft de totale jaarproduktie, waardoor een gemiddelde afname - zoals hier viel te verwachten - eerst bij een lange meetreeks zichtbaar wordt. Tevens speelt in deze klei-op-veen bodems het naleverend vermogen van nutriënten uit de klei in de bodem een grote rol, waardoor aangebrachte verschillen in bemesting en beheer sterk genivelleerd worden en een historisch aanwezig verschil de boventoon voert over de recente verandering in beheer.

Tabel 3. Gemiddelde bovengrondse plantaardige produktie in  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  (met standaardafwijking) per waterstandscompartiment, bemestingstype en bemonsteringsjaar.

Water-stands-compartiment	Bemestingstype	1985	1986	1987
Droog	onbemest	7394±1411	6212±1701	6275±1591
"	KAS	7492± 856	5847±1986	5665±1315
"	NPK	7099±1386	6083±1172	8642±2312
"	Ruige stalmest jaarlijks	6358± 819	6409± 498	8401± 529
"	Overjarige stalmest "	6227± 540	6374± 258	10159± 644
"	Runderdrijfmest "	7052± 765	5976± 293	8233± 133
"	Ruige stalmest per drie jaar	7908±1630	7307±2922	8812±1718
	Runderdrijfmest " " "	7400±1407	6760± 386	7245±1258
	Verse bagger " " "	7217± 841	4175±1489	5390±1659
Nat	onbemest	6309±1038	6478± 533	7237±1602
"	KAS	8429± 303	6271±2050	7880±1321
"	NPK	9439±1450	7653±1489	10241±1184
"	Ruige stalmest jaarlijks	8136± 446	6475±1302	8359± 694
"	Overjarige stalmest "	7627± 893	6907±1948	9351±1489
"	Runderdrijfmest "	7918±1031	7267± 563	8554± 944
"	Ruige stalmest per drie jaar	8050±2470	7721±2086	9702±1429
"	Runderdrijfmest " " "	8717±1194	8729±1550	8517±1284
"	Verse bagger " " "	7925±3020	6397±2976	6492±2602
Droog	Alle bemestingen	7122±1082	6127±1475	7644±1936
Nat	Alle bemestingen	8055±1448	7100±1669	8481±1678
Droog	Plaggen	-	3919± 629	5108± 218
Nat	Plaggen	-	4568± 229	4685±1031

### 3.2 Veranderingen in de vegetatie

De resultaten van de in 1988 per beheersmaatregel bepaalde gemiddelde aantallen soorten hogere planten, en de gemiddelde vocht- en stikstof-indicatiegetallen volgens Ellenberg (1979), zijn gegeven in tabel 4.

Tabel 4. Overzicht van het aantal proefvelden (n), het gemiddelde aantal soorten hogere planten (S), en het gemiddelde vocht- (F) en stikstofgetal (N) volgens Ellenberg (1979) per beheersmaatregel in 1988, alsmede de daarbij behorende standaardafwijkingen (s).

Code	Beheersmaatregel	n	S (s)	F (s)	N (s)
1	Onbemest	6	19,5 (1,5)	7,1 (0,2)	5,8 (0,3)
2	NPK	6	16,5 (3,6)	6,8 (0,2)	6,0 (0,6)
3	KAS	6	18,7 (2,8)	7,1 (0,1)	5,8 (0,4)
4	Ruige stalmest	6	19,8 (3,1)	6,8 (0,2)	5,9 (0,3)
5	Ruige stalmest	6	18,7 (3,7)	7,0 (0,3)	6,1 (0,4)
6	Runderdrijfmest	6	21,3 (2,3)	7,0 (0,3)	5,9 (0,3)
7	Runderdrijfmest	6	19,5 (2,9)	7,0 (0,3)	5,9 (0,5)
8	Overjarige stalmest	6	20,7 (3,4)	7,0 (0,3)	5,7 (0,4)
9	Verse bagger	6	21,5 (5,1)	7,2 (0,1)	5,4 (0,6)
10	Afplaggen zode	4	27,5 (2,9)	7,3 (0,3)	5,5 (0,3)
11	Nabeweiden	12	22,4 (2,7)	6,8 (0,2)	6,2 (0,2)
12	Droog	35	20,0 (4,0)	6,9 (0,2)	5,7 (0,4)
13	Nat	35	21,0 (3,5)	7,0 (0,3)	6,1 (0,4)

Opmerkelijk is het kleine aantal soorten bij NPK-bemesting (16,5) en het grote aantal bij afplaggen (27,5). Bij het aantal soorten onder nabeweiding (22,4) moet worden aangetekend dat de oppervlakte van deze pq's soms wat groter is dan  $16 \text{ m}^2$ . De meeste vocht-indicerende vegetaties zijn aangetroffen bij de beheersmaatregel afplaggen (7,3). Het opbrengen van bagger geeft het laagste (5,4) en het nabeweiden het hoogste (6,2) stikstofgetal.

Uit de variantieanalyses blijkt dat het beheer (maatregelen 1-10) significant ( $p = 0,002$ ) van invloed is op het aantal soorten. Er is geen

significant verschil ( $p > 0,05$ ) aan te tonen tussen de beide hydrologische compartimenten A en B. De interactie tussen de beheersmaatregelen en de compartimentering is niet significant. Van de beheersmaatregelen leidt NPK-bemesting tot significant soortenarme vegetaties. Afplaggen levert significant soortenrijkere vegetaties op dan elk van de andere beheersmaatregelen. Beheer, compartimentering en de interactie tussen deze factoren zijn niet significant van invloed op het vochtgetal. Het natte compartiment heeft een significant ( $p < 0,001$ ) groter stikstofgetal. Er is geen significant effect aan te tonen van het beheer en de interactie van beheer en compartimentering op het stikstofgetal.

De resultaten voor 1988 van de per beheersmaatregel bepaalde spectra van de ecologische soortengroepen volgens Arnolds & Van der Maarel (1979) zijn gegeven in tabel 5.

Van de zestien in de pq's voorkomende ecologische groepen leveren er vijf een substantiële bijdrage aan de vegetatie (1d, 1e, 2a, 4c en 5a). Bij het merendeel van de beheersmaatregelen levert groep 5a (*Arrhenatheretalia* [*Molinio-Arrhenatheretea*]) weliswaar het grootste aandeel (36-43%), maar bij het opbrengen van bagger, het afplaggen en het nabeweiden treedt groep 2a (*Agropyro-Rumicion crispi* p.p.) op de voorgrond (35-36%). Groep 5a komt het meest voor bij NPK-bemesting (43%) en het minst bij nabeweiden (30%). Het aandeel van groep 2a is het grootst bij KAS- (37%) en het laagst bij NPK-bemesting (27%). Soorten van groep 4c (*Phragmitetea*) komen het meest voor bij het opbrengen van bagger (16%) en het minst bij jaarlijkse bemesting met ruige stalmest (10%). De groepen 1d en 1e van gestoorde vegetaties komen het meest voor bij nabeweiden (respectievelijk 9 en 8%), en het minst bij respectievelijk overjarige stalmest (3%) en KAS (1%).

Van meer belang voor het herstel van de natuurwaarden is het voorkomen van de groepen 5b (*Calthion palustris*), 7a (*Caricetalia nigrae*) en 7c (*Junco-Molinion*). Deze komen met name (met enkele procenten) voor bij de beheersmaatregelen opbrengen van bagger en afplaggen.

Uit de variantieanalyse blijkt dat de ecologische groep 1e (*Lolio-Plantaginion* p.p.) in het natte compartiment een significant ( $p = 0,009$ ) hoger aandeel heeft dan in het droge compartiment. Andere verschillen zijn niet significant.

Tabel 5. Overzicht van het gemiddelde percentage van de diverse ecologische soortengroepen (1d t/m 9a) volgens Arnolds & Van der Maarel (1979) per beheersmaatregel in 1988.

Beheers- code	Oecologische groep															
	1d	1e	1g	2a	2b	2c	4c	4d	5a	5b	6b	6d	7a	7c	8b	9a
1	4,3	2,2	0,0	34,5	0,0	1,0	15,2	0,0	39,0	0,0	0,3	0,0	1,7	0,0	0,7	1,0
2	4,0	5,4	0,3	27,4	0,0	0,0	14,1	0,3	42,6	0,6	0,8	2,3	1,1	0,0	0,0	1,1
3	3,9	0,6	0,0	37,1	0,0	1,0	10,1	0,3	41,7	1,0	1,4	0,0	1,9	0,0	0,3	0,7
4	4,3	4,1	0,6	36,3	0,0	0,0	9,9	0,9	39,4	0,0	1,9	1,1	0,0	0,0	1,2	0,4
5	3,6	3,5	0,9	33,5	0,0	0,4	14,2	1,4	38,0	0,0	2,1	0,0	0,3	0,0	1,2	0,9
6	4,3	4,4	0,0	33,4	0,0	0,3	12,7	0,0	41,0	1,5	1,2	0,0	0,3	0,3	0,3	0,3
7	6,0	3,5	0,6	33,6	0,0	0,3	12,5	0,0	39,0	0,3	1,3	1,6	0,6	0,0	0,3	0,4
8	3,0	2,5	0,3	33,4	0,0	0,0	13,8	0,0	41,6	0,6	1,0	3,5	0,0	0,0	0,0	0,4
9	4,3	2,0	0,0	35,2	0,0	0,9	16,4	0,0	34,9	2,2	0,0	0,0	3,0	0,3	0,3	0,4
10	5,4	3,7	0,8	34,8	0,8	0,8	14,2	0,0	29,6	2,0	0,4	0,8	3,7	2,5	0,0	0,4
11	9,4	7,7	1,2	35,9	0,1	0,1	12,1	0,0	29,5	0,8	1,8	0,0	0,4	0,5	0,0	0,4
12	5,3	3,4	0,3	34,6	0,1	0,5	11,9	0,1	38,7	0,7	0,9	1,5	1,4	0,4	0,2	0,2
13	5,0	4,5	0,7	33,9	0,0	0,4	14,3	0,4	36,0	0,9	1,5	0,0	0,7	0,2	0,5	1,0

De resultaten voor 1988 van de indirecte gradiëntanalyse met DECORANA (Hill 1979) zijn gegeven in figuur 6 voor de soorten hogere planten en in figuur 7 voor de pq's. In deze laatste figuur zijn de pq's aangegeven met hun perceelnummer.

De eigenwaarde van de opeenvolgende DCA-assen bedraagt respectievelijk 0,19, 0,09, 0,05 en 0,04. De halvering van de waarde op de tweede as ten opzichte van de waarde op de eerste geeft aan dat de eerste as de meeste informatie bevat. We beperken ons in het vervolg tot bespreking van de eerste twee assen.

In figuur 6 is de eerste as zeer duidelijk te interpreteren als een gradiënt van meer voedselrijk (links) naar minder voedselrijk (rechts), maar tevens als een gradiënt van meer naar minder verstoring. Dit blijkt

uit de lage scores van soorten als *Symphytum officinale*, *Rumex obtusifolius*, *Myosotis discolor*, *Capsella bursa-pastoris*, *R. crispus*, *Cardamine hirsuta*, *Phalaris arundinacea* en *Lolium perenne* (links) en hoge scores van soorten als *Cardamine pratensis*, *Lychnis flos-cuculi*, *Caltha palustris* var. *palustris*, *Cirsium palustre*, *Carex nigra*, *Viola palustris*, *Hydrocotyle vulgaris* en *Mentha aquatica* (rechts). Deze gradiënten zijn hier kennelijk de belangrijkste ecologische factoren. De tweede as is veel minder duidelijk te interpreteren.

De diverse beheersmaatregelen zijn door middel van hun pq's ook langs de gradiënt van de eerste as gerangschikt. De niet-gelote maatregel nabeweiden bevindt zich links, in het voedselrijkere deel van de gradiënt. Het afplaggen bevindt zich in het rechterdeel. De overige maatregelen komen door elkaar voor langs de gradiënt en zijn daarop dus niet van invloed.

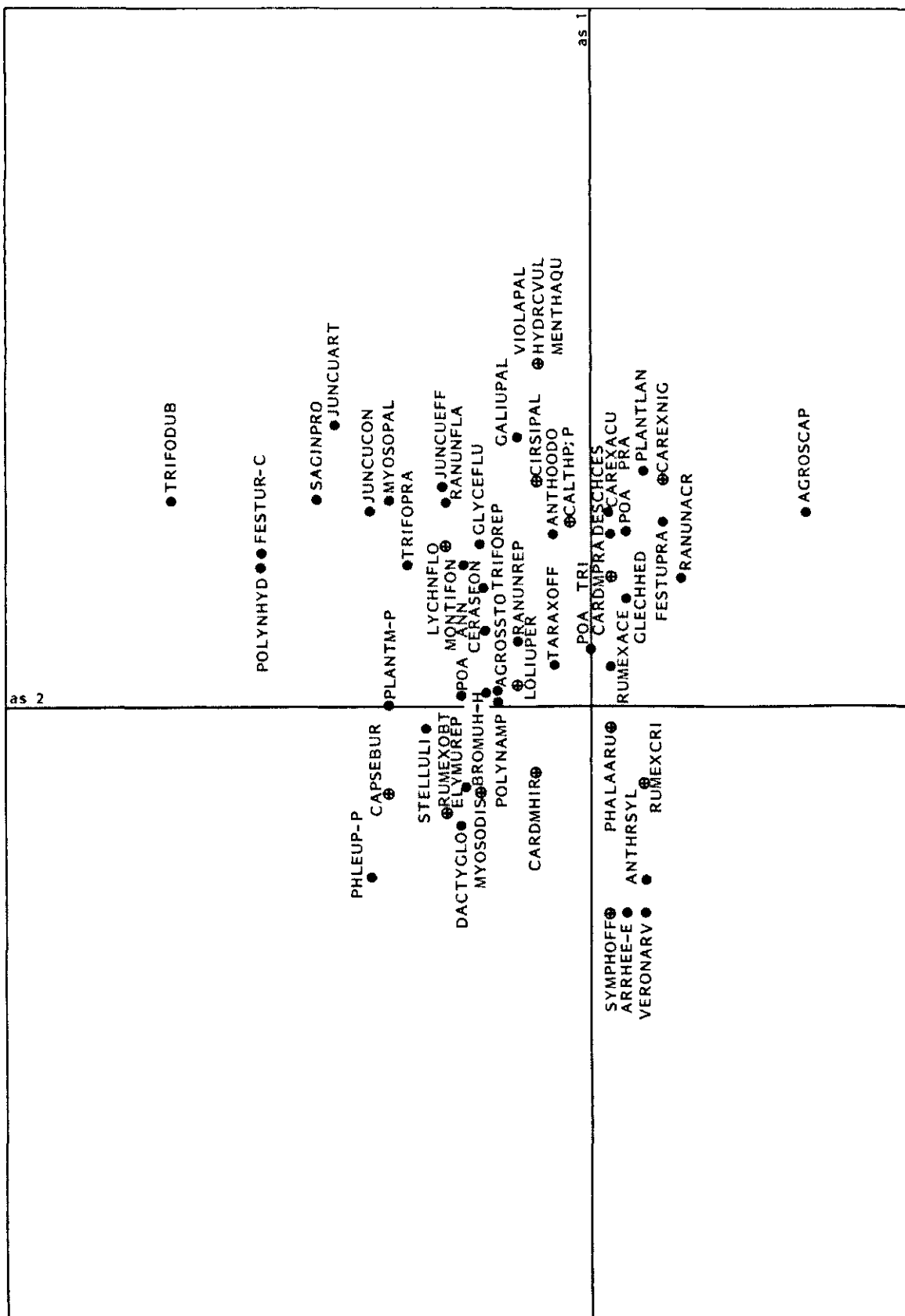
In figuur 7 zijn de pq's aangegeven met hun perceelnummer. Daarbij valt wel een rangschikking op langs de eerste as. De perceelnummers komen min of meer gegroepeerd voor met I, IV en III in het linkerdeel, en V, II en VI in het rechterdeel van de gradiënt. In 1987 was deze tweedeling nog duidelijker aanwezig.

Bij de directe gradiëntanalyse met CANOCO (Ter Braak 1987) is het mogelijk het effect van covariabelen op de soorten te elimineren. Door nu de percelen als covariabelen, en de beheersmaatregelen als milieuvariabelen te beschouwen, worden de eerder geconstateerde perceeleffecten opgeheven. De maatregel nabeweiden is opnieuw weggelaten, omdat deze maatregel niet is verloot over de pq's. Van de totale variantie in de soortgegevens wordt in 1987 en 1988, 32% respectievelijk 27% verklaard door de verschillen tussen de percelen.

De eigenwaarde op de eerste vier RDA-assen is in 1987 en 1988: 0,07, 0,02, 0,02 en 0,01, respectievelijk 0,08, 0,02, 0,02 en 0,02. Ondanks de lage eigenwaarden blijkt uit een Monte-Carlo-permutatietoets (met als toetsingsgrootheden de som van alle canonische eigenwaarden en de eigenwaarde van de eerste as) dat het effect van de beheersmaatregelen op de soorten, gecorrigeerd voor de perceelseffecten, significant is ( $p < 0,01$ ).

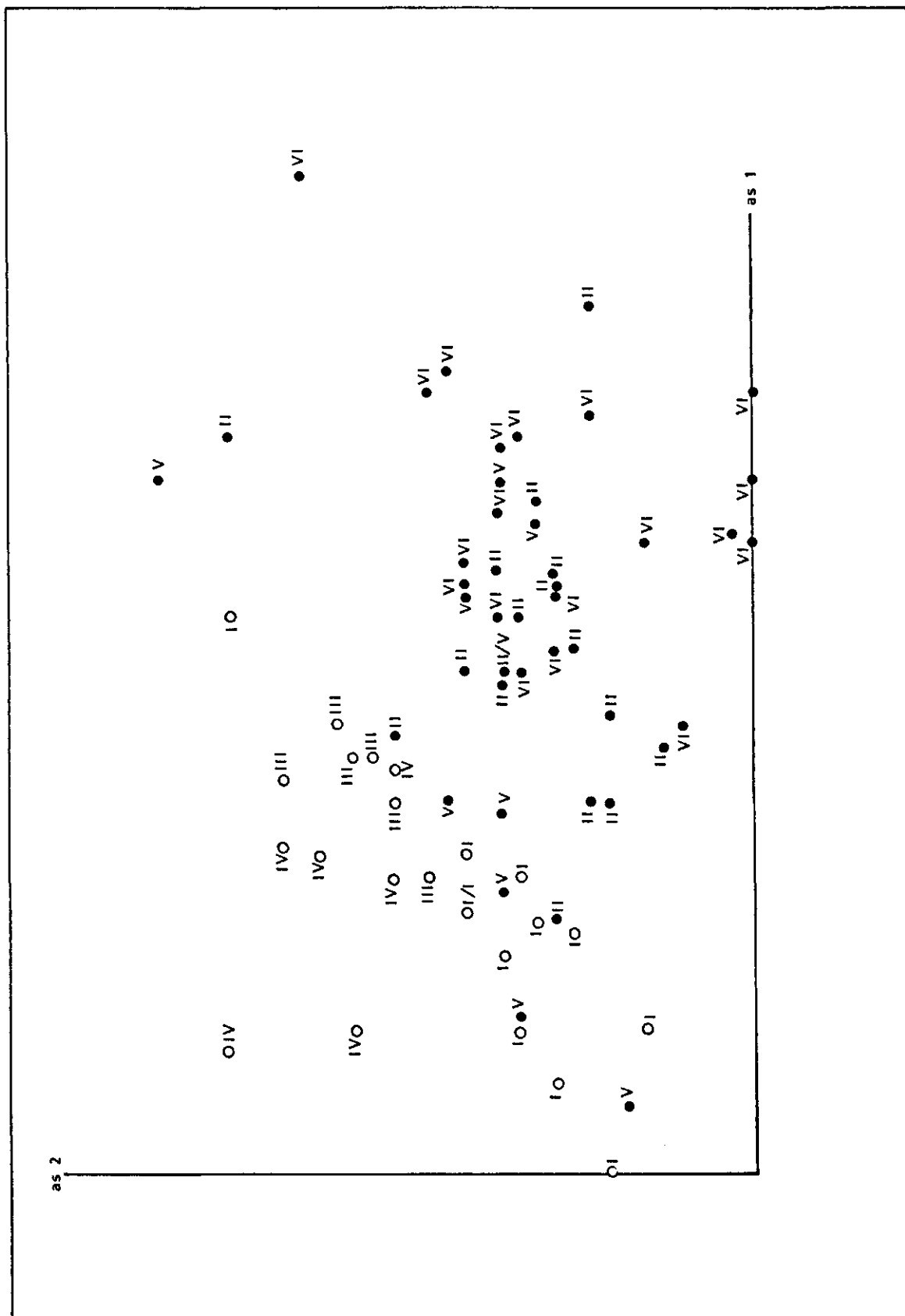
De resultaten voor 1988 van deze gradiëntanalyse zijn weergegeven in figuur 8 als centroïde van de corresponderende opnamen. In deze figuur zijn de scores van de plantesoorten aangegeven, terwijl (op een andere schaal) daarop de centroïden van de beheersmaatregelen zijn geprojec-

teerd. De figuur laat een gedifferentieerd effect van diverse (groepen van) maatregelen op de vegetatie zien. Duidelijk is te onderscheiden de groep van maatregelen met kunstmest en organische mest enerzijds (links), en niet-bemesten, opbrengen van bagger en afplaggen anderzijds (rechts). Het effect van niet-bemesten was in 1987, in tegenstelling tot 1988, nog niet duidelijk anders dan het effect van de bemestingsmaatregelen. Bemesting leidt tot vegetaties die kenmerkend zijn voor voedselrijke of verstoorde situaties (linksonder) met soorten als *Phalaris arundinacea*, *Polygonum amphibium*, *Alopecurus pratensis*, *Festuca pratensis*, *Myosotis discolor*, *Cardamine hirsuta* en *Rumex obtusifolius*; kortom Molinio-Arrhenatheretea-achtige vegetaties met veel storingsindicatoren. Niet-bemesten, opbrengen van bagger, en afplaggen leiden tot vegetaties die kenmerkend zijn voor minder voedselrijke omstandigheden (rechtsboven). Hier zijn ook tendensen aanwezig van het *Calthion palustris* en het *Cirsio-Molinietum*. Enkele karakteristieke soorten van het oorspronkelijke veenweidegebied zijn hier *Cirsium palustre*, *Caltha palustris* var. *palustris*, *Ranunculus flammula*, *Carex nigra*, *Myosotis palustris* en *Lychnis flos-cuculi*.



Figuur 6. Ordinatiediagram (DCA) van de soorten hogere planten in 1988. Niet alle soorten konden worden aangegeven. In de tekst genoemde taxa zijn met open symbolen aangegeven, de overige met dichte.





Figuur 7. Ordinatiediagram (DCA) van de pq's in 1988. De pq's zijn aangegeven met het nummer van het perceel waarop ze zijn gelegen (I t/m VI; zie figuur 4). De percelen I, III en IV zijn met open symbolen aangegeven; de percelen II, V en VI met dichte.



### 3.3 Veranderingen in de bodemfauna

De soortensamenstelling van de wormenpopulaties in het proefterrein was als volgt: *Lumbricus rubellus*, *L. terrestris*, *L. castaneus*, *Aporrectodea caliginosa*, *A. rosea*, *Allolobophora cupulifera*, *A. chlorotica* en *Octolasion lacteum*.

Tussen velden waar geen bemesting of kunstmest werd toegepast, waren mede door de grote spreiding geen verschillen aantoonbaar in wormendichtheid. Ook tussen velden die met verschillende soorten dierlijke mest waren behandeld, waren geen significante verschillen aanwezig. Om deze redenen zijn de gemiddelde dichtheden van de wormen berekend voor twee groepen van behandelingen. Op alle veldjes die behandeld zijn met kunstmest (KAS 50 kg N/ha/jr, NPK 50 kg N/ha/jr) of onbemest zijn, is behandeling 1 toegepast; voor velden die behandeld zijn met dierlijke mest (ruige stalmest eenmaal per jaar, runderdrijfmest eenmaal per jaar, overjarige stalmest eenmaal per jaar) geldt behandeling 2.

In tabel 6 is de wormendichtheid uitgedrukt in totale aantallen per m<sup>2</sup>. In 1985 (uitgangssituatie) was het aantal wormen per m<sup>2</sup> gemiddeld genomen volgens variantieanalyse significant hoger in compartiment A dan in compartiment B (p = 0,020). Dit verschil verdween in 1986 en 1987, terwijl in 1988 de situatie was omgekeerd: het gemiddeld aantal wormen per m<sup>2</sup> was in compartiment B significant hoger dan in compartiment A (p = 0,001).

Tabel 6. Gemiddelde wormendichtheid met standaardafwijking uitgedrukt in aantallen per m<sup>2</sup>. N is het aantal bemonsterde veldjes.

Compartiment	Behandeling	1985	1986	1987	1988
A	1	217±168(N=6)	43±25(N=9)	230±118(N=9)	109± 75(N=9)
	2	318±121(N=5)	72±79(N=9)	337± 70(N=9)	179±125(N=9)
B	1	187±175(N=5)	68±59(N=9)	168±238(N=9)	195±138(N=9)
	2	107± 67(N=5)	69±56(N=9)	292±162(N=9)	349± 85(N=9)

Een significant bemestingseffect op het aantal wormen per  $m^2$  werd voor het eerst waargenomen in het tweede jaar van toepassing (1987). Gemiddeld was in dat jaar de wormendichtheid groter in de veldjes die organische mest hadden ontvangen (behandeling 2) dan in velden die kunstmest hadden ontvangen of onbemest waren (behandeling 1) ( $p = 0,036$ ). Dit effect van organische mest nam nog verder toe in 1988 ( $p = 0,004$ ).

Er waren geen significante interacties tussen bemesting en compartiment aanwezig, d.w.z. het effect van compartiment en bemesting trad onafhankelijk van elkaar op.

Behalve de aantallen wormen is ook de totale biomassa gemeten. De gegevens voor de totale wormendichtheid uitgedrukt in de gemiddelde biomassa per  $m^2$  zijn weergegeven in tabel 7.

De resultaten bevestigen de conclusies die op grond van aantallen waren getrokken. In 1985 (uitgangssituatie) was de biomassa gemiddeld hoger in compartiment A dan in compartiment B ( $p = 0,027$ ). In de daarop volgende twee jaren was het verschil niet significant, terwijl in het derde jaar (1988) de biomassa gemiddeld hoger was in compartiment B dan in compartiment A ( $p = 0,004$ ).

Tabel 7. Gemiddelde wormendichtheid met standaardafwijking uitgedrukt in gram biomassa (versgewicht) per  $m^2$ . N is het aantal bemonsterde veldjes.

Compartiment	Behandeling	1985	1986	1987	1988
A	1	94±85(N=6)	11±7,4(N=9)	62± 27(N=9)	27±18(N=9)
	2	101±30(N=5)	22±27 (N=9)	126± 36(N=9)	61±41(N=9)
B	1	60±42(N=5)	21±25 (N=9)	55±105(N=9)	59±42(N=9)
	2	46±34(N=5)	21±13 (N=9)	75±39 (N=9)	99±28(N=9)

Een significant bemestingseffect werd voor het eerst waargenomen in het tweede jaar van toepassing (1987), waarbij de biomassa gemiddeld hoger was bij toepassing van organische mest dan van kunstmest c.q. geen mest ( $p = 0,046$ ). In het derde jaar was het effect van organische mest verder toegenomen ( $p = 0,002$ ). Ook hier waren de effecten van compartiment en bemesting onafhankelijk van elkaar.

Het hydrologische beheer dat in het natte compartiment wordt uitgevoerd heeft een positieve invloed op de gemiddelde populatiedichtheid van regenwormen ten opzichte van het effect van het droge compartiment.

Bemesting met organische mest (ruige stalmest, runderdrijfmest, overjarige mest) werkt positiever op de gemiddelde populatiedichtheid van regenwormen dan bemesting met kunstmest (KAS, NPK) of onbemest laten.

De invloed van hydrologisch beheer en bemesting op de gemiddelde regenwormenpopulatie werken onafhankelijk van elkaar.

#### 3.4 Veranderingen in de bodemoppervlaktefauna

Sinds de instelling van het extensieve maaibeheer is het aantal gevangen dieren van de bodemoppervlaktefauna in twee jaar met een factor 2-3,5 toegenomen (tabel 8). Het totale aantal soorten van de bodemoppervlaktefauna is ruim verdubbeld (tabel 9). Voor de vier talrijkste families van de bodemoppervlaktefauna in de Donkse Laagten (Carabidae, Staphylinidae, Linyphiidae en Lycosidae) gelden bovenstaande resultaten globaal ook per familie. Totale aantallen gevangen dieren en aantallen soorten per proefveld verschilden voor de diverse behandelingen niet significant. De bodemoppervlaktefauna verschilt evenmin in aantallen individuen of aantallen soorten tussen proefvelden bemest met organische mest en proefvelden bemest met kunstmest. Dit in tegenstelling tot de regenwormen (zie §3.3).

De verhouding tussen de vier grote families in de bodemoppervlaktefauna is sinds de instelling van het nieuwe beheer eveneens veranderd. In tabel 10 is per beheersmaatregel en per waterstandscompartiment het aandeel van deze families gegeven als percentage van de gehele bodemoppervlaktefauna. Een goede indicatie voor verschraling geeft de verhouding tussen het aantal individuen Linyphiidae en Lycosidae. In schrale graslanden zijn de Lycosidae relatief sterker vertegenwoordigd dan de Linyphiidae, terwijl het omgekeerde geldt voor zwaar bemeste graslanden (Siepel et al. 1987). In de droge reeksen van de verschillende bemes-

tingsvormen zien we een duidelijke verschraling. Het aantal Linyphiidae loopt terug van ca. 35% in 1985 tot ca. 15% in 1987, terwijl het percentage Lycosidae van ca. 18% in 1985 tot ca. 39% in 1987 oploopt. Deze verschillen zijn het duidelijkst bij de onbemeste, de met NPK bemeste en de eens per drie jaar bemeste proefvelden en zijn het minst duidelijk bij de met overjarige stalmest bemeste proefvelden. In de natte proefvelden is deze tendens veel minder duidelijk. Het aandeel Linyphiidae in 1985 van ca. 43% loopt terug tot ca. 26% in 1987, terwijl het aandeel Lycosidae in 1985 van ca. 11% oploopt tot ca. 19% in 1987. De relatieve achteruitgang in het natte waterstandscompartiment van de Linyphiidae wordt hier niet door een toename van de Lycosidae gecompenseerd, maar door een toename van diverse andere families uit de ongewervelde fauna.

Voor de constatering van eventuele verschraling kan ook worden gekeken naar de verschuiving in het percentage indicatorsoorten voor zwaar en licht bemeste, en onbemeste graslanden (Siepel et al. 1987; Maaskamp et al. 1989). Deze indicatorsoorten zijn eigenlijk soorten van graslanden op zandgrond. Daarom moet hier wel de nodige voorzichtigheid betracht worden. In tabel 11 zijn de percentages indicatorsoorten van de Donkse Laagten voor de diverse bemestingsniveaus weergegeven. De stijging van het aantal indicatoren voor de categorie van de licht bemeste graslanden is duidelijk. Indicatoren voor zware bemesting zullen alleen al vanwege de zwaar bemeste omgeving toch blijvend in enig aantal worden gevonden. Het uitblijven van een stijging van de indicatorsoorten uit de onbemeste categorie illustreert de tekortkoming van het systeem als het zoals hier buiten de zandgronden wordt toegepast of op de "naujling" van de vroegere bemesting. Indicatorsoorten voor onbemeste klei-op-veengraslanden zouden bijv. *Arctosa leoparda* en *Pardosa palustris* kunnen zijn. Deze waren op de zandgronden echter niet talrijk in de bemonstering (Siepel et al. 1987) en zijn dus niet als indicatorsoort opgevoerd. Uit de toepassing van het zandgrondindicatorsysteem in de Donkse Laagten kan wel geconcludeerd worden dat de fauna van klei-op-veen gronden en zandgronden bij zware bemesting (en ook nog enigszins bij lichtere bemesting) weinig van elkaar verschilt. Eerst in de schrale situaties wordt een duidelijke differentiatie verwacht. Uit het bovenstaande mag worden geconcludeerd, dat de ongewervelde fauna snel op veranderingen in het beheer reageert. De vraag is nu echter, verandert de fauna alleen onder invloed van de afname van de beheersintensiteit of wordt zij in deze korte tijd ook naar beheersvorm gedifferentieerd? Met andere woorden de ongewervelde fauna verandert

Tabel 8. Gemiddeld aantal gevangen dieren per proefveld (met standaardafwijking) van de bodemoppervlaktefauna per waterstandscompartiment, beheersmaatregel en bemonsteringsjaar.

Water-stands-compartiment	Beheersmaatregel	1985	1986	1987
Droog	Onbemest	248,5±48,8	182,0± 76,4	660,3±108,0
"	KAS	224,5±46,0	185,0±101,1	767,7±323,4
"	NPK	161,0±86,3	256,3±128,0	662,0±295,0
"	Ruige stalmest jaarlijks	156,5±71,4	131,3± 52,4	512,0±238,0
"	Overjarige stalmest "	-	230,0± 56,0	765,7±177,6
"	Runderdrijfmest "	229,5±48,8	161,3± 32,9	721,0±192,1
"	Ruige stalmest per drie jaar -	-	181,7±100,7	409,7±242,3
"	Runderdrijfmest " " "	-	225,3± 94,5	505,7± 62,1
"	Verse bagger " " "	102,5±37,5	192,0± 84,3	900,0±192,6
Nat	Onbemest	172,5±51,6	81,0± 10,0	365,0± 61,5
"	KAS	158,5±12,0	96,3± 8,1	409,0±202,1
"	NPK	110,0±60,0	99,3± 36,6	344,7±140,9
"	Ruige stalmest jaarlijks	192,0± 8,5	87,0± 9,5	223,7± 60,4
"	Overjarige stalmest "	-	111,7± 73,6	392,0±151,3
"	Runderdrijfmest "	143,5±50,2	76,3± 21,4	246,0±143,1
"	Ruige stalmest per drie jaar -	-	107,0± 28,4	288,0±169,1
"	Runderdrijfmest " " "	-	107,0± 25,9	375,0± 14,5
"	Verse bagger " " "	110,0±15,6	62,0± 13,1	413,0±202,2
Droog	Alle bemestingen	187,1±69,0	193,9± 79,9	665,1±230,2
Nat	Alle bemestingen	147,8±43,1	91,7± 31,2	347,1±137,5
Droog	Plaggen	-	225,0±144,2	788,5±135,1
Nat	Plaggen	-	104,0± 14,1	448,5±160,5

Tabel 9. Gemiddeld aantal soorten per proefveld (met standaardafwijking) van de bodemoppervlaktefauna per waterstandscompartiment, beheersmaatregel en bemonsteringsjaar.

Water-stands-compartiment	Beheersmaatregel	1985	1986	1987
Droog	Onbemest	24,5 ± 0,7	31,0± 9,5	52,0± 2,0
"	KAS	20,5± 0,7	33,7±11,5	51,7± 2,5
"	NPK	21,0± 2,8	37,3± 8,1	48,7± 4,9
"	Ruige stalmest jaarlijks	24,0± 4,2	25,3± 5,7	47,0± 4,6
"	Overjarige stalmest "	-	36,3±12,5	59,0± 6,2
"	Runderdrijfmest "	23,5± 0,7	33,7± 5,1	51,3± 3,2
"	Ruige stalmest per drie jaar	-	31,3±13,3	37,7± 4,2
	Runderdrijfmest " " "	-	28,7± 7,4	48,3± 4,9
	Verse bagger " " "	19,5± 3,5	35,0±14,7	52,3± 7,8
Nat	Onbemest	24,0± 1,4	21,6± 3,8	39,0± 2,6
"	KAS	23,5± 0,7	23,7± 3,2	39,0±12,1
"	NPK	15,5± 4,9	23,0± 7,0	44,0± 5,6
"	Ruige stalmest jaarlijks	24,0± 0,0	22,7± 3,2	39,7± 5,1
"	Overjarige stalmest "	-	21,6± 8,4	46,7± 9,0
"	Runderdrijfmest "	21,0± 0,0	21,0± 4,4	36,7± 4,0
"	Ruige stalmest per drie jaar	-	26,0± 2,0	35,7± 7,4
"	Runderdrijfmest " " "	-	26,3± 2,1	42,3± 6,5
"	Verse bagger " " "	23,0± 2,8	19,3± 4,7	45,3± 4,2
Droog	Alle bemestingen	22,2± 2,8	32,5± 9,3	49,7± 6,6
Nat	Alle bemestingen	21,8± 3,6	22,8± 4,5	41,2± 6,6
Droog	Plaggen	-	35,0±17,0	49,0± 3,0
Nat	Plaggen	-	27,5± 0,7	44,5± 1,5



Tabel 10. Relatief aandeel (in %) van de Carabidae (C), Staphylinidae (S), Linyphiidae (Li) en Lycosidae (Ly) in de bodemoppervlaktefauna, verdeeld naar jaar, beheersmaatregel en waterstandscompartiment.

Beheers- maatregel	Fauna	Droog			Nat		
		1985	1986	1987	1985	1986	1987
Onbemest	C	14,3	7,1	16,1	32,8	27,5	12,2
	S	19,1	11,0	17,3	16,5	7,8	9,4
	Li	46,3	48,0	12,4	45,2	39,9	24,0
	Ly	17,3	9,7	33,0	7,8	2,5	20,5
KAS	C	15,6	11,2	8,4	22,4	21,5	19,0
	S	54,1	16,8	10,8	11,0	7,3	9,9
	Li	29,0	37,1	15,3	43,8	43,3	33,0
	Ly	20,5	6,3	46,2	19,9	7,6	20,0
NPK	C	16,1	9,5	12,8	30,9	28,2	25,2
	S	23,0	11,4	9,3	15,9	8,1	12,9
	Li	45,7	48,8	13,3	42,7	33,9	27,6
	Ly	13,4	3,0	43,0	10,0	5,0	7,0
Ruige stalmeest jaarlijks	C	30,4	13,7	14,8	38,3	19,5	13,9
	S	21,4	14,5	12,6	38,5	39,4	22,2
	Li	23,3	41,4	12,6	38,5	39,4	22,2
	Ly	19,5	5,3	38,9	3,4	4,3	15,1
Overjarige stalmeest jaarlijks	C	22,8	18,0	15,8	26,3	17,3	12,4
	S	24,8	15,2	14,1	8,8	8,1	12,3
	Li	25,2	38,8	17,4	48,0	49,2	25,8
	Ly	23,8	4,3	32,3	13,5	6,0	21,4
Runder- drijfmest jaarlijks	C	24,0	13,2	14,0	31,4	21,0	16,4
	S	17,4	16,1	14,2	9,4	8,8	9,6
	Li	28,5	42,0	16,0	38,3	41,0	25,6
	Ly	26,1	3,7	39,2	17,0	2,2	13,0

Vervolg tabel 10.

Beheers- maatregel	Fauna	Droog			Nat		
		1985	1986	1987	1985	1986	1987
Ruige stalmest per drie jaar	C	-	13,6	12,5	-	18,0	15,6
	S	-	9,5	17,5	-	15,2	12,3
	Li	-	46,4	14,4	-	27,1	38,2
	Ly	-	7,5	28,9	-	8,7	27,4
Runder- drijfmest per drie jaar	C	12,9	9,9	11,3	10,3	20,6	16,0
	S	20,5	12,6	9,0	19,1	8,1	13,1
	Li	58,2	50,5	27,2	53,9	41,8	19,7
	Ly	5,8	6,5	30,8	3,9	6,3	12,1
Verse bagger per drie jaar	C	23,9	11,5	9,4	30,5	17,7	11,1
	S	30,2	17,6	10,0	11,4	8,1	8,7
	Li	23,9	42,3	13,7	37,3	37,6	19,9
	Ly	18,5	4,3	51,1	15,9	2,1	29,4
Plaggen	C	-	9,1	8,4	-	17,3	12,4
	S	-	19,1	10,5	-	6,7	6,9
	Li	-	39,1	11,1	-	49,5	22,4
	Ly	-	2,0	51,0	-	5,3	28,2

Tabel 11. Percentage indicatorsoorten voor onbemeste, licht bemeste en zwaar bemeste graslanden gedurende drie opeenvolgende jaren na verandering van het bemestingsniveau van hoog naar laag.

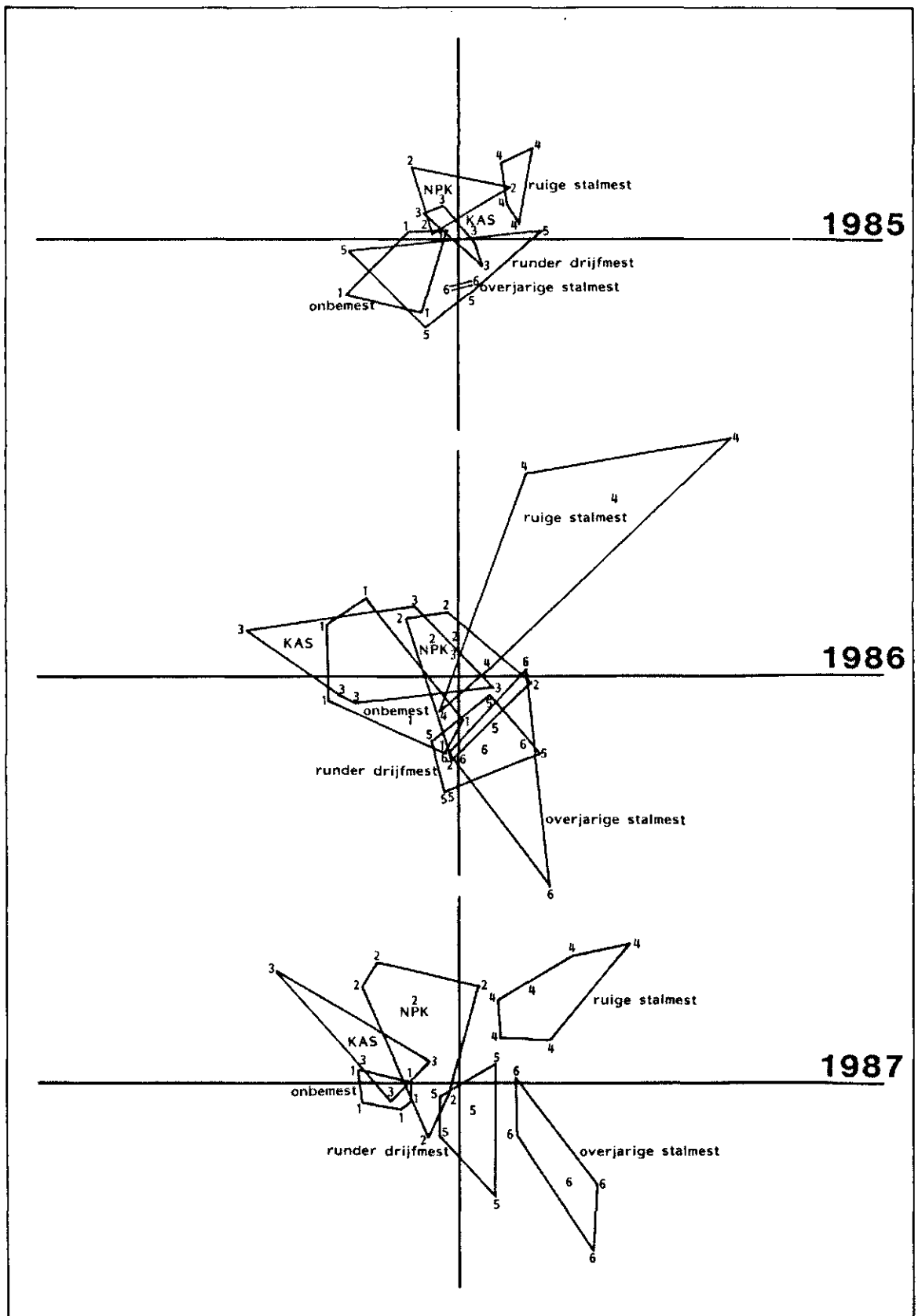
-----

percentage indicatorsoorten voor bemesting

Jaar	Onbemest	Licht bemest	Zwaar bemest
1985	0	45	50
1986	16	58	61
1987	16	70	50

-----

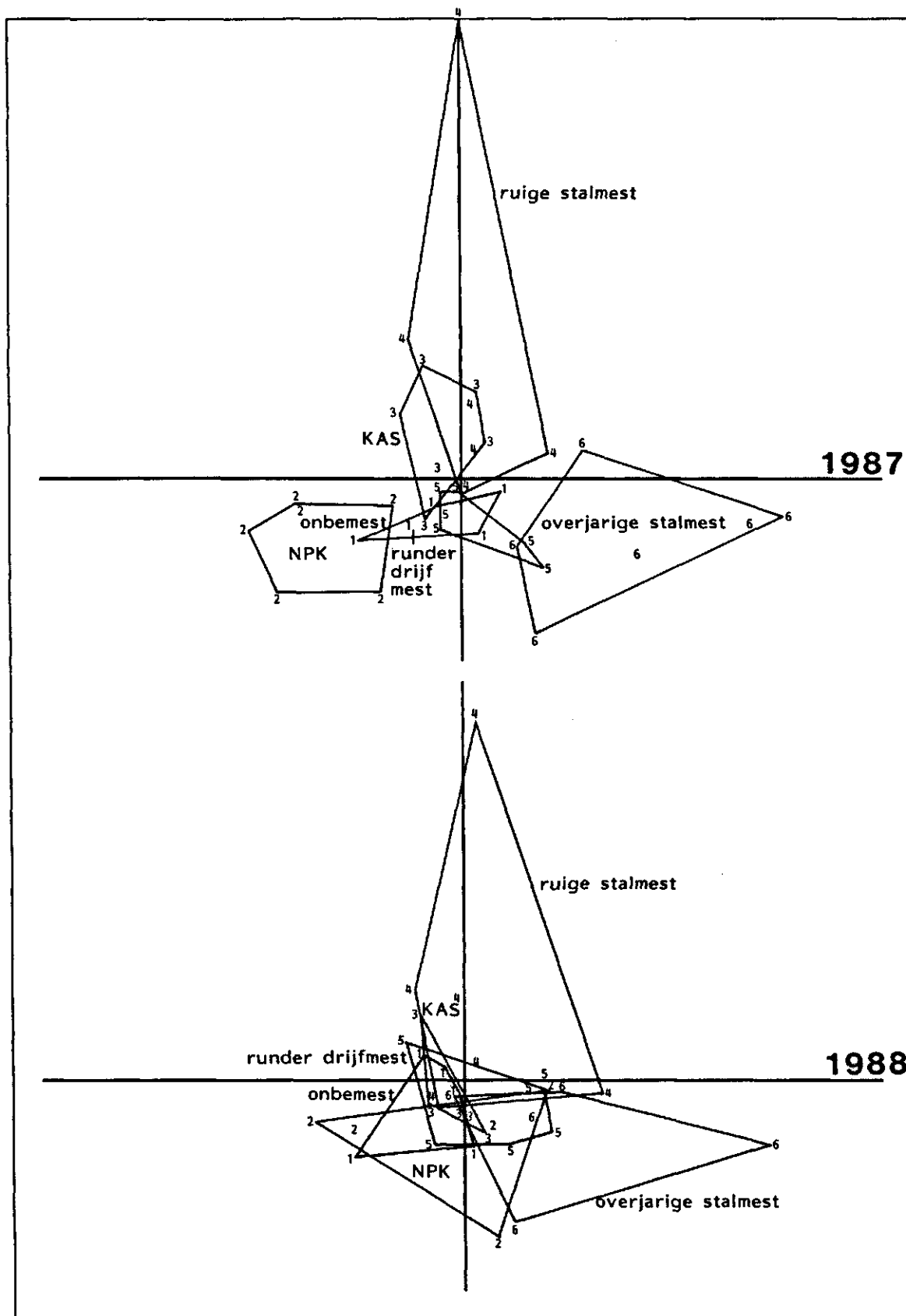
wel snel bij de overgang van intensief agrarisch gebruik naar extensief natuurbeheer, maar verandert zij ook onder invloed van verschillende bemestingsvormen? Een tweede hieraan gekoppelde vraag is, of dit proces bij de ongewervelde fauna sneller verloopt dan bij de flora. Om bovenstaande vragen te beantwoorden zijn de faunagegevens verwerkt met een canonische correspondentieanalyse (Ter Braak 1986). Om in deze analyse zoveel mogelijk proefvelden te kunnen gebruiken zijn beide waterstandscompartimenten samengenomen en wordt de covariabele "waterstand" opgenomen (0/1: droog/nat). De hoogteverschillen in het terrein zijn ondervangen met de covariabele "hoogte" (in cm NAP). Om alle bemonsteringsjaren in hetzelfde assenstelsel te kunnen afdrukken zijn alle jaren tegelijk in één analyse bewerkt. Hiervoor zijn drie covariabelen "bemonsteringsjaar" ingevoerd (100, 010, 001). De analyse is alleen uitgevoerd met de jaarlijkse behandelingen. De varianten plaggen (eenmalig in 1985) en bemesting eens per drie jaar (in 1986) zijn dus niet bij de analyse betrokken. De verschuivingen van de proefvelden op het aldus gecreëerde vlak zijn dus alleen afhankelijk van de veranderingen in de samenstelling in aantallen en soorten van de bodemoppervlaktefauna. Voor de duidelijkheid zijn de drie bemonsteringsjaren apart afgebeeld en zijn de proefveldnummers vervangen door een nummer van de bemestingssoort. In de figuren 9, 10 en 11 wordt dit voor resp. het jaar 1985, 1986 en 1987 weergegeven in steeds hetzelfde assenstelsel. In 1985 overlappen de vlakken die een andere behan-



Figuur 9. Canonische correspondentieanalyse van de bodemoppervlaktefauna van de jaarlijks behandelde proefvelden. Afgebeeld is de situatie in 1985. 1=onbemest, 2=NPK, 3=KAS, 4=ruige stalmest, 5=runderdrijfmest, 6=overjarige stalmest.

Figuur 10. Als figuur 9, maar de situatie in 1986 is afgebeeld.

Figuur 11. Als figuur 9, maar de situatie in 1987 is afgebeeld.



Figuur 12. Canonische correspondentieanalyse van de vegetatie van de jaarlijks behandelde proefvelden. Afgebeeld is de situatie in 1987. 1=onbemest, 2=NPK, 3=KAS, 4=ruige stalmest, 5=runderdrijfmest, 6=overjarige stalmest.

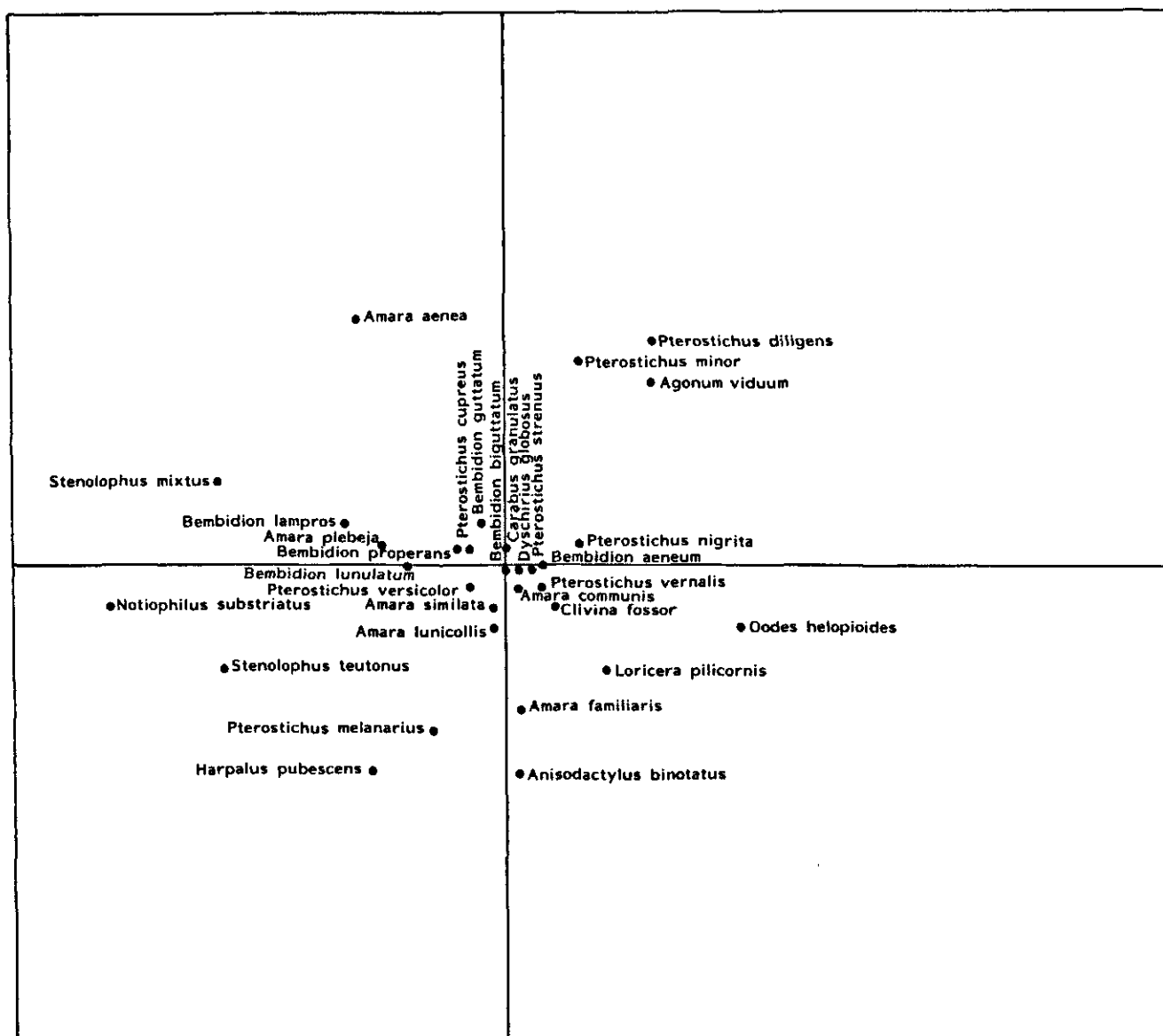
Figuur 13. Als figuur 12, maar de situatie in 1988 is afgebeeld.

deling aangeven, elkaar duidelijk (fig. 9). In 1986 is dit in het centrale deel van de figuur nog steeds zo (fig. 10), maar in 1987 zijn de verschillende behandelingen al duidelijk gescheiden (fig. 11). Hieruit kan worden geconcludeerd dat de bodemoppervlaktefauna vanaf 1985 zich inderdaad is gaan differentiëren naar bemestingsvorm en dat in 1987 al duidelijke verschillen zichtbaar zijn.

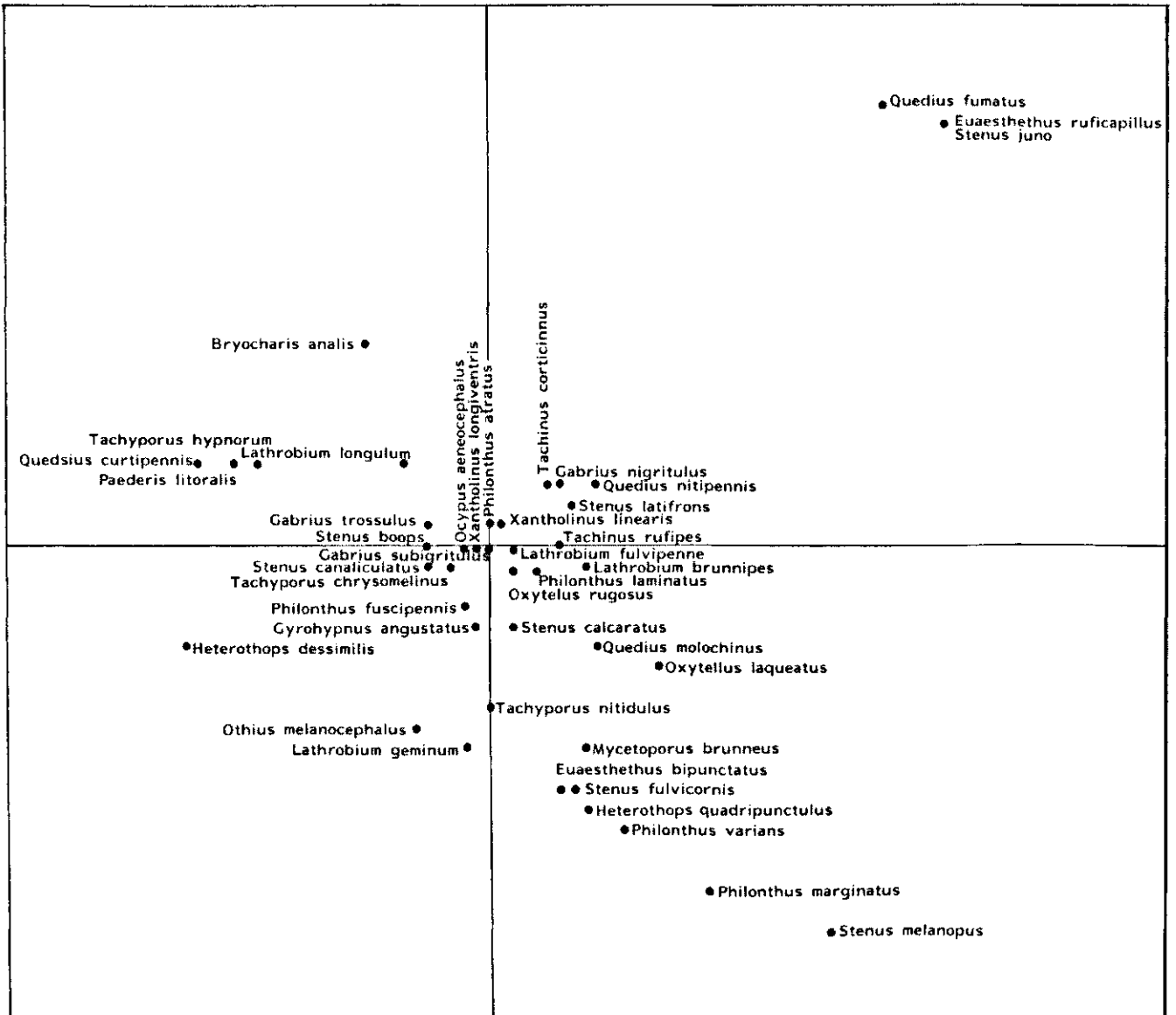
De vegetatie kan hiermee alleen worden vergeleken voor de jaren 1987 en 1988 (zie § 3.2). De analyse is voor deze jaren op dezelfde manier uitgevoerd als boven beschreven met ook de covariabelen "bemonsteringsjaar", "waterstand" en "NAP-hoogte". In de figuren 12 en 13 zijn de resultaten van deze analyse afgebeeld. Hoewel in 1987 misschien van enige segregatie gesproken kan worden, blijkt hiervan in 1988 niets. De flora heeft zich dus op deze korte termijn nog niet gedifferentieerd naar bemestingssoort.

Uit figuur 11 blijkt duidelijk de scheiding tussen bemesten met organisch materiaal en bemesten met kunstmest (links van het midden). De soorten uit de ongewervelde fauna die deze scheiding in belangrijke mate veroorzaken, zijn te zien in figuur 14 (Coleoptera, Carabidae), in figuur 15 (Coleoptera, Staphylinidae), in figuur 16 de overige Coleoptera, in figuur 17 (Araneiida, Linyphiidae) en in figuur 18 (Araneiida, Lycosidae).

Het verschil in waterstandscompartimenten in de ongewervelde fauna komt niet in de figuren tot uitdrukking, omdat waterstand als covariabele gebruikt is. In alle jaren (1985-1987) is een significant verschil tussen het droge en het natte compartiment gevonden in de aantallen individuen van de bodemoppervlaktefauna. In het droge compartiment zijn de aantallen altijd groter (1985  $P < 0,05$ , 1986  $P < 0,001$ , 1987  $P < 0,001$ ). In 1985 is er geen significant verschil in aantal soorten tussen het droge en het natte compartiment. In 1986 en 1987 zijn in het droge compartiment significant meer soorten per proefveld gevangen dan in het natte compartiment (1986  $P < 0,005$ , 1987  $P < 0,001$ ). Dit blijkt vooral uit het in het natte compartiment meer voorkomen van: *Loricera pilicornis*, *Pterostichus diligens*, *Agonum viduum* (Coleoptera, Carabidae), *Xantholinus longiventris*, *Oxytelus rugosus* (Coleoptera, Staphylinidae), *Diplostyla concolor*, *Ceratinella brevipes* (Araneiida, Linyphiidae), *Pardosa palustris* en *Arctosa leoparda* (Araneiida, Lycosidae). En voorts blijkt het uit het in het droge compartiment (meer) voorkomen van *Rhinonchus pericarpus* (Coleoptera, Curculionidae), *Agriotes obscurus*, *A. lineatus* (Coleoptera, Elateridae), *Gastroidea viridula* (Coleoptera, Chrysomelidae), *Trochosa terricola* (Araneiida, Lycosidae) en *Platybunus triangularis* (Opilionida, Phalangidae).

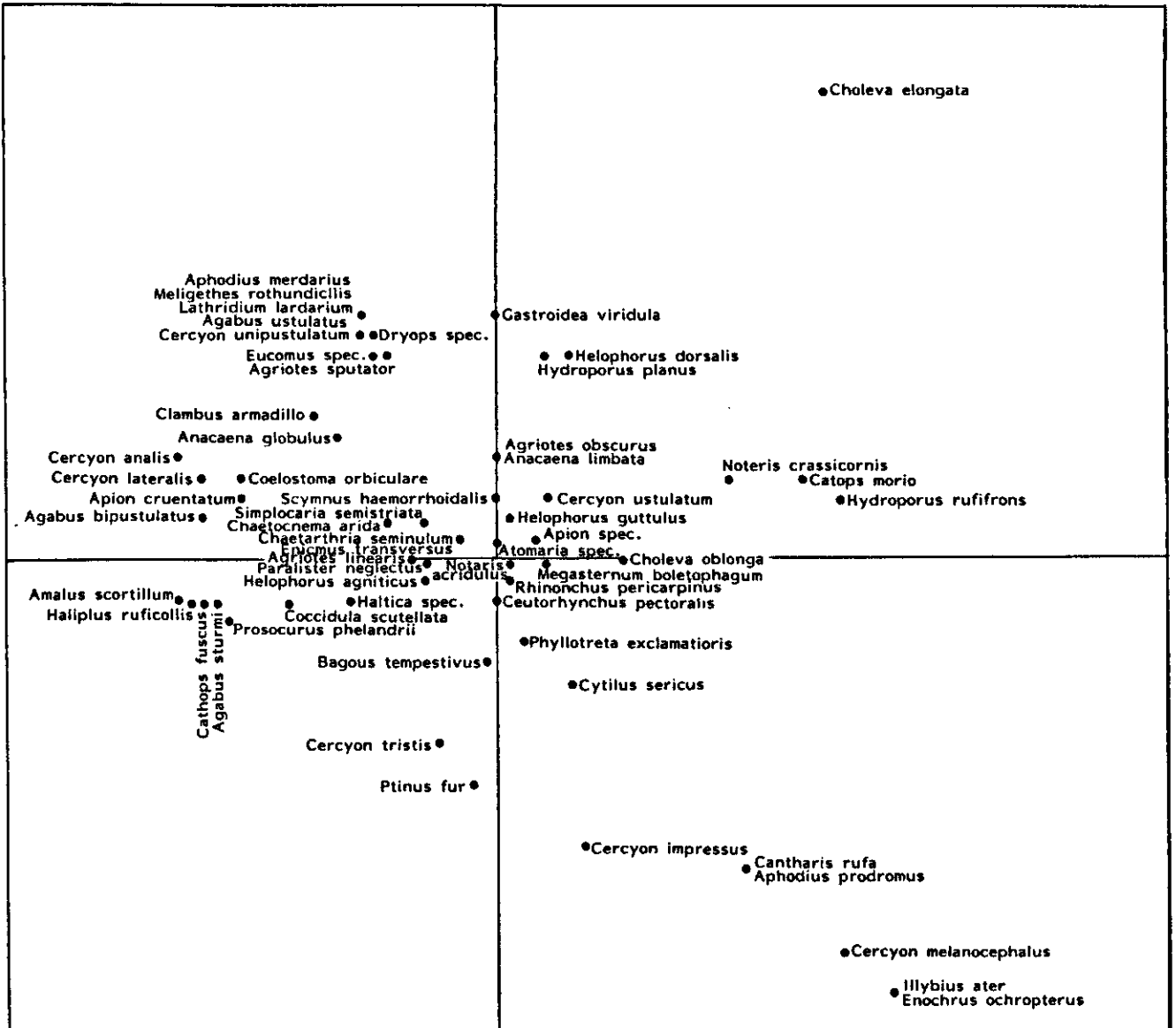


Figuur 14. Canonische correspondentieanalyse van de bodemoppervlaktefauna, het assenstelsel is hetzelfde als in de figuren 15-18. In deze figuur zijn de loopkevers afgebeeld (Coleoptera, Carabidae).

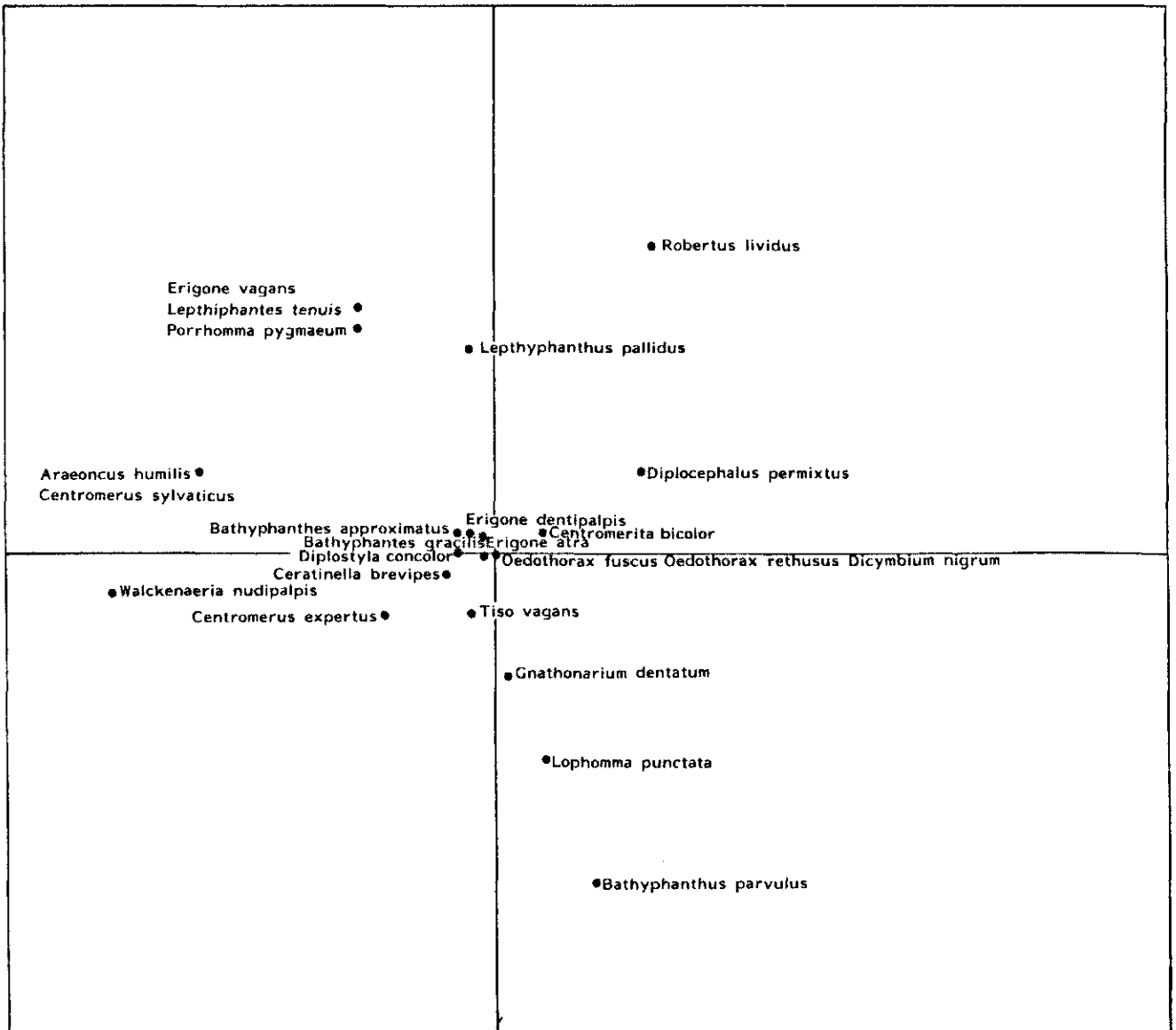


Figuur 15. Canonische correspondentieanalyse van de bodemoppervlaktefauna, het assenstelsel is hetzelfde als in de figuren 14, en 16-18. In deze figuur zijn de kortschildkevers afgebeeld (Coleoptera, Staphylinidae).

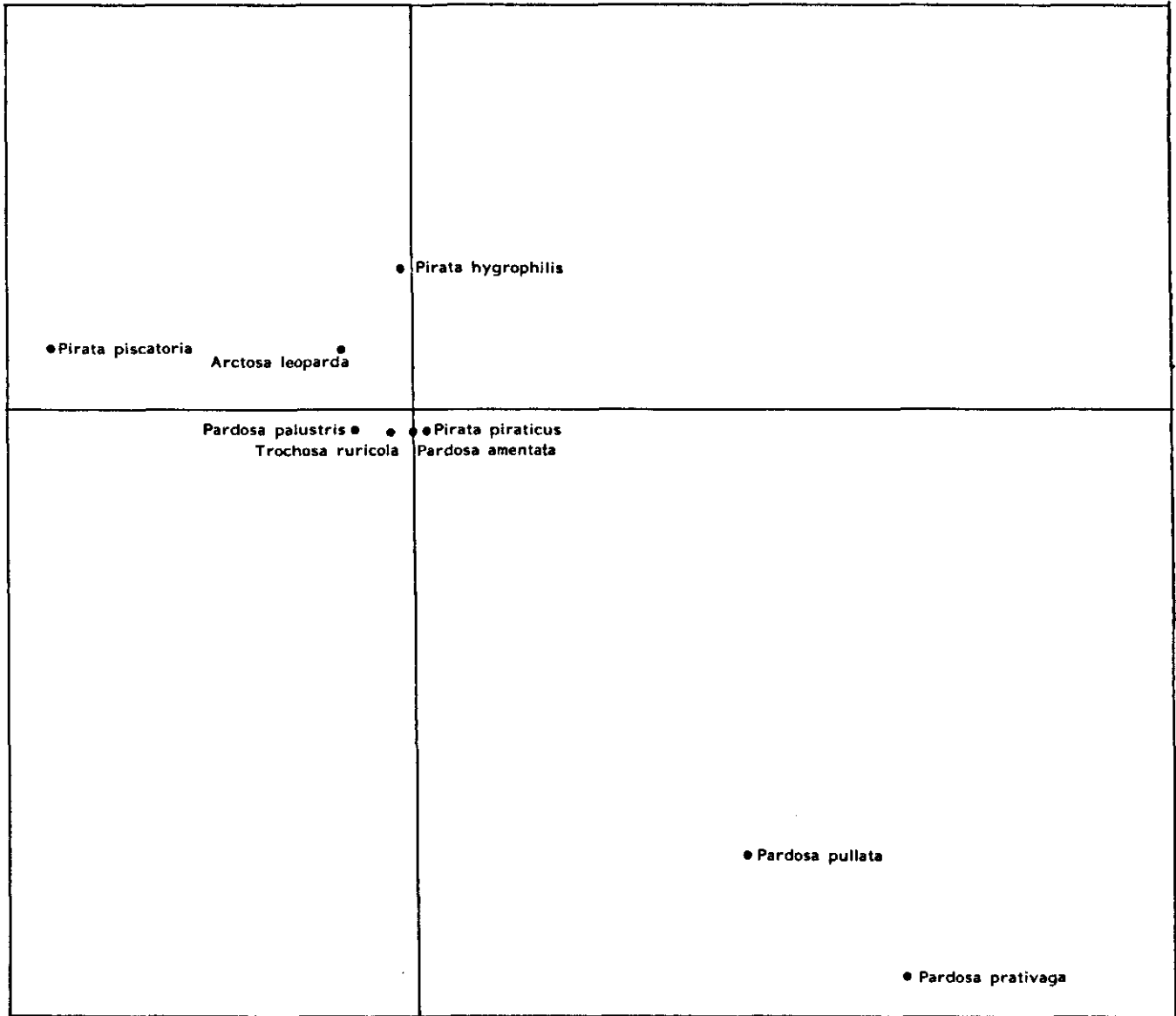




Figuur 16. Canonische correspondentieanalyse van de bodemoppervlaktefauna, het assenstelsel is hetzelfde als in de figuren 14-15 en 17-18. In deze figuur zijn alle kevers, behalve loop- en kortschildkevers afgebeeld (Coleoptera).



Figuur 17. Canonische correspondentieanalyse van de bodemoppervlaktefauna, het assenstelsel is hetzelfde als in de figuren 14-16 en 18. In deze figuur zijn de hangmatspinnen afgebeeld (Araneiida, Linyphiidae).



Figuur 18. Canonische correspondentieanalyse van de bodemoppervlaktefauna. Het assenstelsel is hetzelfde als in de figuren 14-17. In deze figuur zijn de wolfspinnen afgebeeld (Araneida, Lycosidae).

#### 4 DISCUSSIE

Samenwerking tussen botanici en zoölogen vereist al in het eerste begin, bij de aanleg van een proefveld een compromis. Speelt voor de botanicus het minimumareaal voor de vegetatie een belangrijke rol, voor de zoöloog is vooral de mobiliteit van de te onderzoeken soorten belangrijk. Grote proefvelden hebben zelden een homogene vegetatie (botanisch probleem), kleine proefvelden hebben een grote mate van randstoring (voornamelijk zoölogisch probleem). In dit licht gezien is dan direct duidelijk waarom de hier gebruikte proefveldgrootte van  $200 \text{ m}^2$  met in het midden een pq van  $16 \text{ m}^2$  voor de botanici bij graslanden aan de grote kant is en voor de zoölogen aan de kleine kant. Desalniettemin zijn toch goede resultaten bereikt. Hoewel voor de fauna een door randstoringen veroorzaakt versluitend effect kan worden verwacht, blijken de uitgevoerde beheersmaatregelen toch al binnen drie jaar een meetbare uitwerking op de entomofauna te hebben. Met de indicatorsoorten van zandgronden is zelfs al een verschralingstendens waarneembaar, terwijl de relatief kleine verschillen tussen bemestingstypen in de multivariate analyses tot uitdrukking komen.

De NPK-bemesting leidt tot significant soortenarmere vegetaties dan enkele andere beheersmaatregelen. Afplaggen levert daarentegen de soortenrijkste vegetaties op. Terwijl mocht worden verwacht dat de droge en natte compartimenten zouden verschillen in het vochtgetal, kon dit niet worden aangetoond. Het natte compartiment heeft wel zeer sterk significant hogere stikstofgetallen dan het compartiment met een polderpeil. Die hogere getallen zou men eerder bij het droge deel verwachten. Aangezien de factoren droog en nat niet zijn geloot, is niet aan te geven wat de werkelijke oorzaak is van het compartimenteringseffect. De gedachte dringt zich op dat er sprake is van een geografisch bepaalde factor.

De vegetaties behoren op grond van de ecologische soortengroepen tot de Arrhenatheretalia en in iets mindere mate tot het Agropyro-Rumicion *crispi* p.p. In nog mindere mate zijn vertegenwoordigers uit de Phragmitetea en storingsgemeenschappen aanwezig. Vegetaties van belang voor het herstel van natuurwaarden komen slechts (en dan in geringe mate) voor bij het opbrengen van bagger en bij afplaggen. In het natte compartiment heeft de ecologische groep van ruderales en antropogene tredplanten een significant hoger aandeel dan in het droge deel.

Uit de vegetatiegegevens van 1988, met indirecte gradiëntanalyse (DCA)

bewerkt, blijkt dat een gradiënt van meer naar minder voedselrijk, en tevens van meer naar minder verstoring, de belangrijkste ecologische factor is. Deze wordt in grote lijnen niet bepaald door de beheersmaatregelen. Wel blijken de percelen waarop de pq's zijn aangelegd, langs deze gradiënt te zijn gerangschikt. De intensiteit van het beheer voordat dit werd overgedragen aan het Staatsbosbeheer, blijkt geheel overeen te komen met de rangschikking van de percelen. De percelen van een boer met een voor die tijd zeer intensief beheer bepalen het voedselrijke deel, en de percelen van de destijds extensief boerende ondernemers bepalen het minder voedselrijke deel van de gradiënt.

Met deze wetenschap zijn de gegevens opnieuw bewerkt met een indirecte gradiëntanalyse (Principal Components Analysis in CANOCO), waarbij de effecten van het droge en het natte compartiment, en van de intensief beheerde percelen als covariabelen zijn geëlimineerd. Ook dan blijken nog perceeleffecten aanwezig te zijn. Deze worden pas opgeheven als de percelen zelf als dummy covariabelen worden beschouwd. Het geheugen van het terrein blijkt dus nog in 1988 het actuele beheer te overschaduwten. In de toekomst zal hierin een omslag optreden.

Uit de vegetatiegegevens van 1988, met directe gradiëntanalyse bewerkt, blijkt een significant effect van de beheersmaatregelen op de plantesoorten. De diverse groepen van beheersmaatregelen hebben een gedifferentieerd effect op de vegetatie. Bemesting leidt tot Molinio-Arrhenatheretea-achtige vegetaties met storingsindicatoren. Niet bemesten, opbrengen van bagger en afplaggen scheppen kansen voor de uit natuurbeheersoogpunt meer gewaardeerde vegetaties van het Calthion palustris en het Cirsio-Molinietum. Deze syntaxa worden steeds zeldzamer vanwege hun snelle achteruitgang onder de huidige moderne bedrijfsvoering in de landbouw. Effect van de verschillen in de hydrologie van het gebied kon nog niet worden aangetoond en is ondergeschikt aan de andere beheersmaatregelen. De dominante en positieve invloed van afplaggen mag te voorspellen zijn geweest; het gunstige effect van het opbrengen van bagger is opmerkelijk. In de toekomst zal er een verdere differentiatie optreden in de effecten van de verschillende beheersmaatregelen op de vegetatie. Te denken valt allereerst aan een onderscheid tussen de bemesting met kunstmest en met organische mest.

Uit de resultaten blijkt dat de afname van de beheersintensiteit (tot 1985 nog hoog, daarna aanzienlijk lager) leidt tot een toename aan ongewervelde dieren, zowel in aantallen individuen als in aantallen soorten.

Een grotere hoeveelheid ongewervelde dieren biedt betere overlevingskansen voor allerlei weidevogelkuikens. In dit licht bezien kan gesteld worden dat afname van de beheersintensiteit op zich voldoende perspectief biedt voor de doelstelling weidevogelgebied. Hiervoor is een verder gaande verschraling niet noodzakelijk. Ook blijkt dat in het droge compartiment de aantallen ongewervelde dieren groter zijn dan in het natte compartiment. Op zichzelf is dit niet onlogisch. Door het hogere watergehalte van de bodem warmt deze langzamer op, hetgeen voor vele ongewervelde dieren resulteert in een kortere effectieve ontwikkelingsperiode van het vroege voorjaar tot de maaidatum. Soorten die hier slechter tegen kunnen, zullen ontbreken of in kleinere aantallen aanwezig zijn. De voorkeur van weidevogels voor natte weilanden berust kennelijk niet in de eerste plaats op een betere overlevingskans voor de kuikens, maar wellicht meer op de betere doordringbaarheid van de bodem, de grotere voedselhoeveelheid (regenwormen) voor de volwassen dieren en waarschijnlijk het later maaien (na de broedtijd) van deze percelen. Dit dilemma komt ook naar voren bij Beintema & Visser (1990). Het beste weidevogelgebied lijkt er als volgt te zien: een weiland met zowel natte (voedsel oudervogels) als drogere (voedsel kuikens) terreingedeelten in combinatie met een extensief beheer, waaronder wordt verstaan laat maaien en geringe bemesting.

Voortgaande verschraling levert met name in natte compartimenten op den duur een herstel op van de populaties ongewervelde dieren die in dergelijke biotopen thuishoren, bijvoorbeeld van *Arctosa leoparda* en *Pirata piscatorius*. Ook vele andere soorten van dergelijke natte veenweidegebieden kunnen op den duur worden verwacht.

## DANKWOORD

Allereerst willen we A. van Barneveld bedanken voor zijn inzet als beheerder van het proefterrein, voor zijn bereidwilligheid bij allerhande metingen en bemonsteringen in te springen, voor het uitvoeren van de waterstandsmetingen en voor het uitzoeken van de beheersgeschiedenis.

We bedanken J. Koetsier voor de aanleg en onderhoud van het proefterrein en de diverse proefveldmetingen, die punctueel werden uitgevoerd. B. Jacobs, H.D.M. Linthorst Homan, drs. K. Stoker, drs. G.J. Roelofsen, W. Dimmers en P. Heslenfeld worden bedankt voor het bijspringen op de momenten dat dit nodig was.

Tenslotte een woord van dank aan ir. W.H. Diemont die de initiator en stimulator was van dit project.

## LITERATUUR

- Arnolds, E. & E. van der Maarel 1979. De oecologische groepen in de Standaardlijst van de Nederlandse flora 1975. *Gorteria* 9, 9: 303-312.
- Beintema, A.J. & G.A. Visser 1990. Factoren die groei en overleving van weidevogelkuikens bepalen. *Limosa* 63, 29.
- Braak, C.J.F. ter 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- Braak, C.F.J. ter 1987. CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). TNO Institute of Applied Computer Science, Wageningen. 95 p.
- Ellenberg, H. 1979. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica* 9: 1-122; 2. Aufl. Goltze, Göttingen.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA; A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Cornell University, Ithaca. III + 52 p.
- Maaskamp, F., W.K.R.E. van Wingerden & H. Siepel 1989. Een monitoring experiment met ongewervelde dieren in grasland op zandgrond. RIN-rapport 89/3, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem. 44 p. + 5 pl.
- Maelfait, J.-P., K. Desender & L. Baert 1989. Some examples of the practical use of spiders and carabid beetles as ecological indicators. *Proceedings of the Symposium Invertebrates of Belgium*, Brussel, 437-432.
- Siepel, H. 1990. The influence of management on food size in the menu of insectivorous animals. In: M.J. Sommeijen & J. van der Bloem (eds.), *Experimental and applied entomology. Proc. Neth. Entomol. Soc.*, Amsterdam. Vol. I, 69-74.
- Siepel, H., C.F. van de Bund, W.K.R.E. van Wingerden, F.A. Bink, W. Bongers, A.A. Mabelis, G.J. Roelofse, J. Meijer & M.A. den Boer 1987. Beheer van graslanden in relatie tot de ongewervelde fauna: ontwikkeling van een monitoringsysteem, RIN-rapport 87/29, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem. 127 p.
- Slim, P.A. & L.J. van Os 1990. Effecten van natuurbeheer op de vegetatie in het veenweidegebied van de Donksche Laagten (Alblasserwaard). RIN-rapport 90/13 Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.



## SAMENVATTING

Op een speciaal aangelegd proefterrein in de Donkse Laagten (Alblasserwaard) zijn proefvelden met verschillende behandelingen (plaggen, begrazen, diverse soorten bemesting) gedurende de jaren 1985-1988 onderzocht op veranderingen in vegetatie, bodemfauna en bodemoppervlaktefauna. Het is gebleken dat de fauna sneller op een verandering in het beheer reageert dan de vegetatie en dat met name de bodemoppervlaktefauna al na drie jaar differentieert naar verschillende bemestingsvormen (kunstmest, ruige stalmest, runderdrijfmest en overjarige stalmest). Het effect van verschil in waterstand, bestudeerd in twee verschillende compartimenten, bleek bij de bodemfauna en de bodemoppervlaktefauna significante verschillen op te leveren. De vegetatie wordt nog in sterke mate bepaald door het vroeger gevoerde beheer (naijlingseffect). Er wordt verwacht dat ook hier op middellange termijn de effecten zichtbaar worden.

Conclusies van dit rapport zijn: de fauna (insekten, spinnen) reageert sneller op een beheersverandering dan de vegetatie en is dus eerder geschikt als indicator; een hoge waterstand levert een hogere biomassa aan wormen op (voedsel voor volwassen vogels), maar een kleiner aantal individuen en soorten insecten en spinnen; een lage waterstand gekoppeld aan extensief beheer en lichte bemesting levert een rijke entomofauna op en daarmee voldoende voedsel voor weidevogelkuikens. Een goed weidevogelbiotoop, waarin zowel volwassen vogels als kuikens voldoende voedsel hebben en niet verstoord worden, lijkt een terrein met wisselende NAP-hoogtes, lichte bemesting en extensief beheer te zijn.

## SUMMARY

Experimental plots having several management measures have been created on the experimental field de Donkse Laagten in the polder Alblasserwaard, in The Netherlands. During 1985-1988, experimental plots have either been sod-cutted, or grazed, or got different forms of manure and fertilizer. Effects of these measures on vegetation, soil fauna, and soil surface fauna have been investigated.

The fauna appeared to react faster to changes in management than the vegetation did: the soil surface especially had been differentiated according to the forms of manure and fertilizer (farm yard manure, decomposed farm yard manure, cattle slurry, and fertilizer). A significant difference has been found between the two water level regimes in both the soil surface fauna and the soil fauna.

The vegetation is still determined for a considerable part by previous management (time lag). It is expected that on the long run the vegetation will also differentiate. Conclusions in this report are: the fauna (insects, spiders) reacts faster than the vegetation does on changes in management. So, the fauna will be more suitable as indicator. A higher water level results into a larger biomass of earthworms, but a lower number of insects and spiders individuals and species. A low water level combined with a low-production extensive management and low manuring or fertilization results in a species rich and abundant entomofauna and thus for food enough for chicks of meadow-birds. A well arranged biotope for meadow-birds, supporting both adult birds as chicks in food supply, seems to be a field with variable heights, low manuring and extensive management.

De volgende RIN-rapporten kunnen besteld worden door overschrijving van het verschuldigde bedrag op postbanknummer 516 06 48 van het RIN te Leersum onder vermelding van het rapportnummer. Uw overschrijving geldt als bestelformulier; toezending geschiedt franco. Gebruik geen verzamelgiro omdat het adres van de besteller niet op onze bijschrijving wordt vermeld zodat het bestelde niet kan worden toegezonden.

- 86/9 K. Stoker, De verspreiding van de rode bosmieren op de Hoge Veluwe.  
110 p. f 15,60
- 87/1 W.O. van der Knaap & H.F. van Dobben, Veranderingen in de epifytenflora van Rijnmond sinds 1972. 36 p. f 6,-
- 87/2 A. van Winden et al., Ruimtelijke relaties via vogels in het Strijper-Aa-gebied gedurende broedtijd en zomer. 97 p. f 14,50
- 87/6 G.F. Willemsen, Bijzondere plantesoorten in het nationale park de Hoge Veluwe; voorkomen en veranderingen. 92 p. f 13,50
- 87/9 K.S. Dijkema, Selection of salt-marsh sites for the European network of biogenetic reserves. 30 p. f 5,50
- 87/14 N. Dankers, K.S. Dijkema, G. Londo & P.A. Slim, De ecologische effecten van bodemdaling op Ameland. 90 p. f 13,50
- 87/16 J. Wiertz, Modelvorming bij de projecten van WAFLO en SWNBL. 34 p. f 6,-
- 87/18 Effecten van de kokkelvisserij in de Waddenzee. 23 p. f 3,75
- 87/19 H. van Dam, Monitoring of chemistry, macrophytes, and diatoms in acidifying moorland pools. 113 p. f 16,-
- 87/22 B. van Dessel, Te verwachten ecologische effecten van pekellozing in het Eems-Dollardgebied. 71 p. f 10,-
- 87/23 W.D. Denneman & R. Torenbeek, Nitraatmissie en Nederlandse ecosystemen: een globale risico-analyse. 164 p. f 21,-
- 87/24 M. Buil, Begrazing van heidevegetaties door edelhert en moeflon; een literatuurstudie. 31 p. f 5,60
- 87/26 H.A.T.M. van Wezel, Heidefauna in het nationale park de Hoge Veluwe. 54 p. f 8,-
- 88/30 P.F.M. Verdonschot & R. Torenbeek, Lettercodering van de Nederlandse aquatische macrofauna voor mathematische verwerking. 75 p. f 10,-
- 88/31 P.F.M. Verdonschot, G. Schmidt, P.H.J. van Leeuwen & J.A. Schot, Steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijkvenen. 109 p. f 15,50
- 88/33 H. Eijsackers, C.F. van de Bund, P. Doelman & Wei-chun Ma, Fluctuerende aantallen en activiteiten van bodemorganismen. 85 p. f 13,-
- 88/35 A.J. de Bakker & H.F. van Dobben, Effecten van ammoniakmissie op epifytische korstmossen; een correlatief onderzoek in de Peel. 48 p. f 7,50
- 88/36 B. van Dessel, Ecologische inventarisatie van het IJsselmeer. 82 p. f 12,75
- 88/38 P. Opdam & H. van den Bijtel, Vogelgemeenschappen van het landgoed Noordhout. 65 p. f 9,-
- 88/39 P. Doelman, H. Loonen & A. Vos, Ecotoxicologisch onderzoek in met Endosulfan verontreinigde grond: toxiciteit en sanering. 34 p. f 6,-
- 88/40 G.P. Gonggrijp, Voorstel voor de afwerking van de groeve Belvédère als archeologisch-geologisch element. 13 p. f 3,-
- 88/41 J.L. Mulder (red.), De vos in het Noordhollands Duinreservaat. Deel 1: Organisatie en samenvatting. 32 p.
- 88/42 J.L. Mulder, idem. Deel 2: Het voedsel van de vos. 78 p.
- 88/43 J.L. Mulder, idem. Deel 3: De vossenpopulatie. 129 p.
- 88/44 J.L. Mulder, idem. Deel 4: De fazantenpopulatie. 59 p.
- 88/45 J.L. Mulder & A.H. Swaan, idem. Deel 5: De wulpenpopulatie. 76 p.

De rapporten 41-45 worden niet los verkocht maar als serie van vijf voor f 25.

- 88/46 J.E. Winkelman, Methodologische aspecten vogelonderzoek SEP-proefwind-centrale Oosterbierum (Fr.). Deel 1. 145 p. f 20,-
- 88/48 J.J. Smit, Het Eemland en de polder Arkemheen rond het begin van de twintigste eeuw. 64 p. f 9,-
- 88/49 G.W. Gerritsen, M. den Boer & F.J.J. Niewold, Voedseleecologie van de vos in Nederland. 96 p. f 14,25
- 88/50 G.P. Gonggrijp, Permanente geologische ontsluitingen in de taluds van Rijksweg A 1 bij Oldenzaal. 18 p. f 3,50
- 88/52 H. Sierdsema, Broedvogels en landschapsstructuur in een houtwallandschap bij Steenwijk. 112 p. f 16,-
- 88/54 H.W. de Nie & A.E. Jansen, De achteruitgang van de oevervegetatie van het Tjeukemeer tussen Oosterzee (Buren) en Echten. 18 p. f 4,50
- 88/56 P.A.J. Frigge & C.M. van Kessel, Adder en zandhagedis op de Hoge Veluwe: biotopen en beheer. 16 p. f 3,50
- 88/62 K. Romeyn, Estuariene nematoden en organische verontreiniging in de Dollard. 23 p. f 5,-
- 88/63 S.E. van Wieren & J.J. Borgesius, Evaluatie van bosbegrazingsobjecten in Nederland. 133 p. f 19,-
- 88/66 K.S. Dijkema et al., Effecten van rijzendammen op opslibbing en omvang van de vegetatiezones in de Friese en Groninger landaanwinningswerken. Rapport in samenwerking met RWS Directie Groningen en RIJP Lelystad. 130 p. f 18,50
- 88/67 G. Schmidt & J.C.M. van Haren, Achtergronden van een steekmuggenplaag; steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijksvenen 2. 162 p. f 20,50
- 88/68 R. Noordhuis, Maatregelen ter voorkoming en beperking van schade door zilvermeeuwen. 48 p. f 7,50
- 89/1 E.J. van Kootwijk, Inventarisatie van de vergrassing van de Nederlandse heide. 49 p. f 7,50
- 89/3 F. Maaskamp, H. Siepel & W.K.R.E. van Wingerden, Een monitoring experiment met ongewervelde dieren in graslanden op zandgrond. 44 p. f 13,50
- 89/4 R. Noordhuis, De relatie tussen zilvermeeuwen op vuilstortplaatsen en de schade op mosselpercelen en in weidevogelgebieden in Zuidwest-Nederland. 108 p. f 15,50
- 89/5 R.J. Bijlsma, Remote sensing voor classificatie van de vegetatie en schatting van de biomassa op ganzenpleisterplaatsen in het waddengebied. 62 p. f 8,50
- 89/7 R. Ketner-Oostra, Lichenen en mossen in de duinen van Terschelling. 157 p. f 20,50
- 89/8 A.L.J. Wijnhoven, Effecten van aanleg, beheer en gebruik van golfbanen en mogelijkheden voor natuurtechnische milieubouw. 19 p. f 4,50
- 89/9 N. Dankers, K. Koelemaij & J. Zegers, De rol van de mossel en de mosselcultuur in het ecosysteem van de Waddenzee. 66 p. f 9,-
- 89/10 P.G.A. ten Den, Patrijzen op en rond De Hoge Veluwe. 40 p. f 6,50
- 89/11 C.J. Smit & G.J.M. Visser, Verstoring van vogels door vliegverkeer, met name door ultra-lichte vliegtuigen. 12 p. f 3,50
- 89/12 R. van Halewijn, Bescherming van zeevogels op het Lago-rif, Aruba, in 1988. 73 p. f 10,-
- 89/13 K. Lankester, Effecten van habitatversnippering voor de das (*Meles meles*); een modelbenadering. 101 p. f 14,50
- 89/14 A.J. de Bakker, Monitoring van epifytische korstmossen in 1988. 53 p. f 8,-
- 89/15 J.E. Winkelman, Vogels en het windpark nabij Urk (NOP): aanvarings-slachtoffers en verstoring van pleisterende eenden, ganzen en zwanen. 169 p. f 21,50
- 89/16 J.J.M. Berdowski et al., Effecten van rookgas op wilde planten. 108 p. f 15,50

- 89/17 E.C. Gleichman-Verheijen & W. Ma, Consequenties van verontreiniging van de (water)bodem voor natuurwaarden in de Biesbosch. 91 p. f 13,50
- 89/18 A. Farjon & J. Wiertz, Milieu- en vegetatieveranderingen in het schraal-land van Koolmansdijk (gemeente Lichtenvoorde); 1952-1988. 134 p. f 18,-
- 89/19 P.G.A. ten Den, Achtergronden en oorzaken van de recente aantalsontwikkeling van de fazant in Nederland. 168 p. f 21,50
- 89/20 J.C.M. van Haren, Chironomiden-exuviae als indicatoren van waterkwaliteitsveranderingen in de Loosdrechtse Plassen over de periode 1984-1988. 28 p. f 5,-
- 90/1 R.J. Bijlsma, Het RIN-bosecologisch informatiesysteem SILVI-STAR; documentatie van FOREYE-programmatuur en subprogramma's. 96 p. f 14,-
- 90/2 J.E. Winkelman, Vogelslachtoffers in de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) tijdens bouwfase en half-operationele situaties (1986-1989). 74 p. f 10,-
- 90/4 J.M. de Graaf, De stinzenflora van Leiden en noordelijke omgeving. 95 p. f 14,-
- 90/5 G.M. Dirkse & P.A. Slim, Naar een methode voor het monitoren van vegetatieontwikkeling in het waddengebied. 40 p. f 6,50
- 90/7 H. Eijsackers & D. van den Ham, Kieming van Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina* Ehrh.) in relatie tot vegetatietype en bodembewerking. 24 p. f 5,-
- 90/8 H. Siepel et al., Effecten van verschillen in mestsoort en waterstand op vegetatie en fauna van klei-op-veen graslanden in de Alblasserwaard. 50 p. f 7,50
- 90/9 J.E. Winkelman, Verstoring van vogels door de Sep-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) tijdens bouwfase en half-operationele situaties (1984-1989). 157 p. f 21,-
- 90/10 P.J.H. Reijnders, I.M. Traut & E.H. Ries, Verkennend onderzoek naar de mogelijkheden voor het terugzetten van gerevalideerde zeehonden, *Phoca vitulina*, in de Oosterschelde. 36 p. f 6,-
- 90/11 M. Elbers & P. Doelman, Studie naar de mogelijke effecten op flora en fauna als gevolg van de inrichting van de Noordpunt Oost-Abtspolder als definitieve opslagplaats voor verontreinigde grond. 128 p. f 17,50
- 90/13 P.A. Slim & L.J. van Os, Effecten van natuurbeheer op de vegetatie in het veenweidegebied van De Donksche Laagten (Alblasserwaard). 45 p. f 7,-
- 90/14 F. Fennema, Effects of exposure to atmospheric  $SO_2$ ,  $NH_3$  and  $(NH_4)_2SO_4$  on survival and extinction of *Arnica montana* and *Viola canina*. 60 p. f 8,50



## Ecologie van kleine landschapselementen

Rijksinstituut voor Natuurbeheer

### Ecologie van kleine landschapselementen

Kleine landschapselementen vormen voor veel soorten planten en dieren van het cultuurlandschap biotoop en ecologische infrastructuur. In 1986 wijdde het RIN een studiedag aan dit thema. In het verslag hiervan werd een overzicht gegeven van de stand van het onderzoek en er is ruime aandacht besteed aan praktijkproblemen van de landinrichting.

88 pagina's, geïllustreerd

prijs f 20,-

bestelcode: KLE

## BIOLOGISCHE WATERBEOORDELING

instrument voor waterbeheer?

### Biologische waterbeoordeling: instrument voor waterbeheer?

De Werkgroep Biologische Waterbeoordeling organiseerde in 1987 in samenwerking met het RIN een symposium waarvan de bijdragen gebundeld zijn in dit boek.

"De werkgroep heeft een rijk en plezierig geïllustreerd kader uitputtend op poten gezet. Laten we voortaan spreken van de blauwe gids en wie hem onverhoopt nog niet heeft: aanschaffen!"

Jaap Dorgelo in *Hydrobiological Bulletin*  
22,2: 209.

184 pagina's

prijs f 35,-

bestelcode: BW

Werkgroep Biologische Waterbeoordeling  
Rijksinstituut voor Natuurbeheer

Beide boeken zijn te bestellen door overschrijving van het verschuldigde bedrag op giro 516 06 48 van het RIN te Leersum onder vermelding van de bestelcode. Uw giro-overschrijving geldt als bestelformulier; toezending geschiedt franco.