P. Verdonschot

Watervegetaties in Zuid- en Midden-Limburg in 1970

H.W.J. van Dijk

Hugo de Vries-laboratorium, afd. Vegetatiekunde en Exp. oecologie,
Universiteit van Amsterdam

November 1974

148203

WATERVEGETATIES IN ZUID- EN MIDDEN-LIMBURG IN 1970

Verslag van een onderzoek naar de floristische samenstelling en syn- en autoekologie van alle watervegetaties, uitgezonderd in stilstaande oligotrofe wateren en wateren dieper dan 2 meter, in Nederlands Limburg ten zuiden van de Zuid-Willemsvaart, Noordervaart, Roggelse beek en Swalm

Inhoudende een toetsing van de bruikbaarheid van de groepsanalyse volgens Crawford en Wishart (1967) , de principale-komponentanalyse volgens Orloci (1966) voor de gemaakte opnamen en van de samenvoegende klassifikatie volgens de "nearest neighbour"-techniek voor de species en bovendien van afleidingen van deze wiskundige verwerkingstechnieken

H.W.J. van Dijk

Verslag van een stage in het kader van een doktoraal hoofdvak
- Hugo de Vries-laboratorium, Afd. Vegetatiekunde en Experimentele Oecologie, Universiteit van Amsterdam
- Rijksinstituut voor Natuurbeheer

Stagebegeleiders : Dr. L. de Lange en Dr. S. Segal

VOORWAARDEN VOOR CITERING VAN DIT VERSLAG OP PAG.2

Inhoudsopgave

1 Voorwoord

3 Inleiding en probleemstelling

6 Beschrijving van de landschappelijke, geologische en klimatologische faktoren van belang voor hydrografie en hydrologie van Limburg

geografisch overzicht

landschap (Zuid-Limburg, Noord- en Midden-Limburg)

8 klimaat

9 de geschiedenis van de waterlopen en andere wateren in Limburg

bodem- en grondwater

10 afwatering

beeknormalisaties

Maas

11 Typologie van de wateren

de bronnen

bergbeekjes

13 beken van het Geul-type(hieronder ook behandeld moeilijkheden bij de bepaling van stroomsnelheid en niveauwisseling)

16 snelstromende zandbeken

typische laaglandbeken

17 beekbroek-stroomveen

18 indeling vand de beken volgens de vegetatie

19 het stilstaande meso- tot eutrofe water

21 Waterverontreiniging

22 Methodiek

keuze van de monsterplaatsen

keuze van het proefvlak

23 opnametechnische problemen en bijzonderheden

26 Onderzoek / floristische inventarisatie

chronologie en plaats der opnamen, aangetroffen soorten

29 determinatie : moeilijkheden en bijzonderheden

34 Onderzoek / bewerkingen der opnamen op floristische grondslag

1. Principale Komponent-Analyse volgens Orloci (1966)

47 2. Groepsanalyse volgens Crawford en Wishart (1967)

57 3. Samenvoegende klassifikatie volgens de "nearest-neighbour" -techniek afgeleid uit een matrix van volgens Yates gekorrigeerde chi^2-waarden voor soortenparen

61 4. Evaluatie van de 3 toegepaste objektieve verwerkingsmethoden en vergelijking met literatuurgegevens betreffende synsystematische eenheden

Inhoudsopgave (vervolg 1)

68 a. vergelijking van de groepsanalyse met de ordinatie
69 b. vergelijking van de groepsanalyse met de klassifikatie
70 c. vergelijking van de klassifikatie met de ordinatie
d. vergelijking van de resultaten der 3 verwerkingen met de literatuur
74 Onderzoek / oekologische inventarisatie
neerslag
debietschommelingen van de beken
75 schommelingen in waterkwaliteit
77 temperatuur
zonneschijn/bewolking
Bespreking der gemeten oekologische grootheden
1. pH
78 2. elektrisch geleidingsvermogen 3. chloride-gehalte
79 4. bicarbonaat-gehalte
80 fosforverbindingen : 5. orthofosfaten 6. totaal fosfor
81 stikstofverbindingen : 7/9. gehalten aan nitraat, nitriet, ammonium
82 chemisch zuurstofverbruik (10)
83 11. sulfaat-gehalte
kationen : 12/15. gehalten aan calcium, magnesium, natrium en kalium
87 16/17. biochemisch zuurstofverbruik (o.a. korrelatie met COD) .
88 18/19. zuurstofverzadigingspercentage
90 waterverontreiniging
91 korrelaties tussen de chemische variabelen
92 20/23. diepte, sapropeliumlaag-dikte, substraat, stroomsnelheid
93 24/26. troebelheid (2 meetmethoden), schaduw
94 27/28. niveauwisseling van het wateroppervlak
95 29/30. gehalte aan bezinkbare stoffen
96 31. kleur van het water
32/38. geografie en standplaats
97 39/44. aantal soorten/opname, bedekkingspercentage, proefvlakoppervlak
99 45. anthropogene invloeden op de bedding
niet bepaalde oekologische variabelen
100 gekombineerde variabelen
102 Onderzoek / autoekologie van de 26 meest aangetroffen species en andere onderscheiden kategorieën
108 interpretatie van de oekogrammen :
de betekenis der gevonden ranges
114 de betekenis der gevonden gemiddelden
invloed van het aantal waarnemingen per soort (indices van "relatieve oekologische ekstreemheid" resp. "relatieve oekologische begrenzing")

Inhoudsopgave (vervolg 2)

123 de betekenis der standaardafwijkingen van de gemiddelden
124 de betekenis der gevonden koherentiefaktoren
127 evaluerend overzicht over de pagina's 114 t/m 127
129 korrelatie van calcium-gehalte en elektrisch geleidingsvermogen met andere chemische variabelen
132 Onderzoek / oekologische interpretatie der onderscheiden soorten- en opnamegroepen
1. de oekologie van de met de groepsanalyse verkregen groepen
139 2. de oekologie van de met de klassifikatie en ordinatie verkregen soortengroepen
143 Diskussie ; vergelijking der gevonden aut- en synoekologische gegevens met diverse literatuuropgaven
orthofosfaat-gehalten
146 elektrisch geleidingsvermogen
148 enkele autoekologische opmerkingen (besproken soorten volgens alfabetische volgorde)
164 Aanbevelingen voor het beheer der watervegetaties
168 Overzicht van enkele konklusies uit dit onderzoek
169 Samenvatting
171 Literatuur
176 Naschrift (diverse opmerkingen, nagekomen literatuurverwijzingen)

Bijlagen : de bijlagen 1 en 5 na pag. 177 van dit verslag, de andere in te zien bij de auteur (Groenesteeg 37 te Leiden, tel. 071-140745 t. 22 of 071-120862)

Verder komplete sets op de volgende adressen:

R.I.N., Kasteel Broekhuizen te Leersum

Hugo de Vries-laboratorium, afd. Vegetatiekunde en Exp. oecologie, Sarphatistr. 221 te Amsterdam

Provinciale Waterstaat van Limburg, Stadhuisstr. 4 te Maastricht

Natuurhistorisch Museum, Bosquetplein 7 te Maastricht

Voorwoord

Het veldonderzoek werd verricht van april tot oktober 1970 in opdracht van Prof. Dr. A. D. J. M e e u s e , direkteur van het Hugo de Vries-Laboratorium te Amsterdam, in het kader van de studie voor het doctoraal examen in de biologie. Het onderzoek stond onder direkte leiding van Dr. L. d e L a n g e en Dr. S. S e g a l (laatstgenoemde alleen tijdens het eerste deel van het onderzoek) en onder auspiciën van het Rijksinstituut voor Natuurbeheer te Leersum (voorheen R.I.V.O.N.). Naast mijn direkte stagebegeleiders werd bij het onderzoek medewerking verkregen van :

wijlen de heer P. L. M a r q u e t , verbonden aan het R.I.N., die met zijn voor vrienden en kennissen welbekende, door autodidaktische studie geschraagde en door bezorgdheid omtrent de toekomstige ontwikkelingen overschaduwde maar toch nog steeds bezielende interesse voor Limburgs hydrobiologie zijn levenslange veldervaring op vele samen gemaakte ekskursies liet blijken en voor het veldonderzoek in feite onmisbaar was

Provinciale Waterstaat Limburg, met name de heer Ir. N. A. J. H. C. B r ü l l en de medewerkers van het laboratorium te Maastricht, die gegevens betreffende de waterkwaliteit van de beken in Limburg en hun monsterplaatsen ter beschikking stelden

het Rijksherbarium te Leiden waar herbariummateriaal en I.V.O.N.-basisgegevens geraadpleegd konden worden

het Natuurhistorisch Museum te Maastricht, waar de uitgebreide De Wever-herbariumkollektie betreffende de Zuidlimburgse flora in het begin van deze eeuw geraadpleegd kon worden, waarbij wijlen mej. Drs. V a n W e s s e m steeds erg behulpzaam was

de Stichting Mathematisch Centrum te Amsterdam, met name de heren D. W i n t e r (programmeren der mathematische verwerkingen van het opnamemateriaal), Drs. R. H e l m e r s, Drs. M. C. A. v a n Z u y l e n en Drs. H. E l f f e r s (laatstgenoemde drie in verband met de korrelatie van het opnamemateriaal met de gemeten oekologische variabelen)

het laboratorium van de Afd. Vegetatiekunde en Experimentele Oecologie van het Hugo de Vries-Laboratorium, dat voor het grote aantal genomen watermonsters binnen een redelijke termijn volledige chemische analyses volgens het standaardprogramma verrichtte

Rijkswaterstaat, Direktie Waterhuishouding en Waterbeweging, met name de heer J. W. L a g e s t e e , die alle bekende gegevens omtrent

waterstanden en debietwisselingen in Limburg ter beschikking stelde als aanvulling op de door Provinciale Waterstaat Limburg verrichte metingen

de heren Drs. E. X. M a i e r , die de gevonden Characeae determineerde, en Drs. H. J. D u r i n g , M. B r a n d en Drs. J. C. S m i t t e n b e r g , die de in het water aangetroffen Bryophyta determineerden of nadetermineerden

de heren B. M a e s en Dr. H. K. M. M o l l e r P i l l o t , die bijdroegen aan een beter begrip van de oekologie der phanerogamen in de Nederlandse beken

het Koninklijke Nederlandse Metereologische Instituut te Den Bilt, met name de heer Dr. H. t e n K a t e , die uitgebreide gegevens betreffende neerslag, temperatuur en dergelijke over 1970 ter beschikking stelde

het Rijksinstituut voor Natuurbeheer te Leersum, dat een subsidie verleende voor de gemaakte reiskosten.

Hierbij wordt dank uitgebracht aan voornoemde personen en instanties voor hun onontbeerlijke medewerking.

Gegevens uit dit interne rapport mogen gebruikt en geciteerd worden onder de volgende voorwaarden :

1. Toestemming van de auteur en de stagebegeleiders

2. Verwijzingen in een tekst moeten bestaan uit de naam van de auteur en het jaartal. In een literatuurlijst moeten van het rapport tenminste vermeld worden : auteur, jaartal, titel en Intern rapport van het Hugo de Vries-Laboratorium, afd. Vegetatiekunde en Experimentele oecologie, Amsterdam / Rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer.

Inleiding en probleemstelling

De aan de gedurende de laatste decennia vrijwel volgens een logaritmisch verband expanderende "ekonomische groei" van ons land (helaas nog steeds simplistisch uitsluitend uit het nationale inkomen afgeleid) blijkbaar noodzakelijk gekoppelde toenemende verspilling van grondstoffen en energie en daarmee milieuverontreiniging, waarbij vooral niet alleen gedacht moet worden aan de verontreiniging met chemische stoffen van zeer uiteenlopende aard, maar evenzeer aan allerlei zogenaamde kultuurtechnische maatregelen om vaak zelfs ekonomisch vrij onduidelijke redenen en aan maatregelen ten behoeve van een "moderne", dat is gestroomlijnde en genivelleerde massarekreatie, heeft vele kwetsbare levensgemeenschappen volledig vernietigd en andere sterk verarmd. "Mooie" voorbeelden zijn de epifyten-vegetaties (in Limburg vinden we een "epifytenwoestijn", te korreleren met de Westeuropese regio van tot voor kort ekonomisch rendabel winbare steenkoollagen), akkeronkruid- en bermvegetaties en de levensgemeenschappen van het water, met name het stromende water. 1)

Over de invloed van watervervuiling op de fauna is internationaal redelijk veel onderzoek verricht ; ook over de verbanden van bijvoorbeeld makrofauna en vissen tot de natuurlijke oekologische variabelen is voor het stromende water veel bekend. Korrelaties tussen waterverontreiniging en zoö- en phytoplankton worden al enkele tientallen jaren intensief onderzocht, zowel voor stromend als stilstaand water. 2)

Omtrent de invloed van waterverontreiniging op waterplanten lijkt echter slechts vrij incidenteel onderzoek verricht ; de opgaven voor bijvoorbeeld getolereerde saprobiegraad van phanerogamen blijken erg vaag en verschillen per auteur erg sterk. Over de tolerantie ten opzichte van de trofiegraad is meer bekend, maar het onderzoek hiernaar blijkt vrijwel uitsluitend het stilstaande water te betreffen, terwijl in de literatuur toch wordt aangegeven dat waterstroming van invloed is op de tolerantiebreedte ten opzichte van de trofie. 3)

Omtrent de oekologie van de phanerogamen in het stromende water is in ons land slechts vrij incidenteel onderzoek verricht, zelfs lijkt bij het opstellen van een synsystematiek der waterplantgemeenschappen van ons land dat de basis moet zijn voor verder oekologisch onderzoek, het

1), 2), 3) zie pag. 5

stromende water - waarschijnlijk door de hier vrijwel steeds opgetreden sterke verstoringen van de beken en het van nature vaak ontbreken van een in de plantensociologie overgewaardeerde suksessie - sterk ondergewaardeerd ten opzichte van ongestoorde vennen, verlandingsplassen, -oevers en moerassen, die vanwege hun minder ekstreme karakter makkelijker volgens de methodiek van de school van Braun-Blanquet vegetatiekundig zijn te beschrijven, waardoor het stromende water "onderbemonsterd" is in vergelijking tot het stilstaande water, vooral wat betreft de sterker gestoorde beken.
Bij de gebleken te geringe kennis omtrent de waterplanten in beken is het begrijpelijk dat er vaak à priori getwijfeld wordt aan de indikatiewaarde van waterplanten voor waterverontreiniging ; indikatie-waarde voor milieuverontreiniging is een erg relatief begrip, de faktor tijd vormt een zeer belangrijke komplikatie bij het interpreteren van gegevens en de interaktie met natuurlijke oekologische variabelen is nauwelijks bekend. Wat de faktor tijd betreft geven de waterplanten een indikatie op middellange termijn (maanden tot enkele jaren),terwijl het gewoonlijk biologische beoordelen van de waterkwaliteit op grond van plankton, makrofauna en/of visbestand informatie verschaft over de toestand gedurende een periode van dagen tot maanden vóór de monstering. 1)
Het oekologisch aangrijpingspunt van de watervervuiling is voor flora en fauna bovendien zeer verschillend, voor de eerste is vooral het trofieniveau en troebeling van belang en voor de tweede de sterk met de saprobie samenhangende zuurstofhuishouding. Ook de resistentie ten aanzien van toxische stoffen is zeer verschillend waardoor het bestuderen van zeer diverse organismen aanvullende informatie betreffende verontreiniging oplevert. Chemische analysen geven slechts momentopnamen, het toeval speelt een te grote rol als slechts incidenteel wordt gemonsterd en de -vaak zeer grote- schommelingen in "waterkwaliteit" hoeven niet te worden opgemerkt, terwijl deze aan de hand van geschikte gevoelige indikator-organismen wèl zijn te konstateren. 2)

In het verrichte onderzoek werd getracht, ondermeer in verband met de over het algemeen - en speciaal wat eutrofiëring betreft - nog steeds toenemende waterverontreiniging, een indruk te verkrijgen van de watervegetaties of liever de restanten daarvan in Zuid- en Midden-Limburg.

1), 2) zie pag. 5

De oorspronkelijk geplande volledige inventarisatie van de zeldzame soorten Potamogeton nodosus, Ranunculus fluitans, R. trichophyllus, Vallisneria spiralis, Ceratophyllum submersum, Zannichellia palustris ssp. palustris, Nasturtium officinale en Sparganium neglectum kon door de uitgestrektheid van het onderzochte gebied in de beschikbare tijd niet geheel bevredigend worden afgesloten; meestal was de fenologische toestand der gevonden planten niet geschikt voor een zekere determinatie , terwijl niet alle vindplaatsen vele malen in het seizoen konden worden bezocht.

In de loop van het onderzoek raakte bovengenoemde soortskartering dan ook noodgedwongen enigszins op de achtergrond en werd er uitgaande van een zo omvangrijk mogelijk opname-materiaal, gekombineerd met de bepalingen van een groot aantal fysische en chemische milieufaktoren, overgegaan tot een methodologisch onderzoek van een aantal beschikbare (op het Mathematisch Centrum operabele) mathematische verwerkingsmethoden om synsystematische eenheden te vinden èn tot een meer autoekologisch gericht onderzoek van de meest aangetroffen soorten ter vergelijking van de Limburgse situatie met literatuurgegevens en ter verklaring van de gevonden synsystematische eenheden.

Vanuit een evaluatie van het synsystematische en autoekologische onderzoek werd de indikatieve waarde van de gevonden soorten voor watervervuiling en eutrofiëring benevens andere milieuveranderingen door kultuurtechnische maatregelen nagegaan en vergeleken met de literatuurgegevens. Literatuurgegevens werden ook gebruikt om recente veranderingen in de watervegetaties van Limburg op te sporen en dit aanvullende gegeven werd gebruikt om de vermoede indikatieve waarde voor milieuveranderingen door menselijke aktiviteit te toetsen.

Noten :

pagina 3
1) Hueting (1970)
2) o.a. Ambühl (1959), Carson (1962), Hynes (1966), Liebmann (1962), Moller-Pillot (1971), Sladecek (1962), Šrámek-Hušek (1956), Tuffery & Verneaux (1967); onderzoeken in Limburg o.a. Leentvaar (1960), Mur-Atzema (1962), Marquet (1966, 1967), Redeke (1948), Smissaert (1959) betreffende makrofauna; betreffende phytoplankton o.a. Fjerdingstad (1950) en Schroevers
3) o.a. Flora Neerlandica, Brink & Widell (1967), Van Dijk (1975, a + d), Kohler e.a. (1971, 1973), Kolkwitz & Marsson (1908), Kruizinga (1961), De Lange (1972, 1973), Maes (1975), Seddon (1972) en Stake (1966)

pagina 4
1) Maes (1975) 2) Leentvaar (1960)

Beschrijving van de landschappelijke, geologische en klimatologische faktoren van belang voor hydrografie en hydrologie van Limburg

Het onderzoek betrof de oligo- tot eutrofe waterlopen en stilstaande niet-oligotrofe wateren, wat inhoudt dat vennen en oude oligotrofe rivierarmen niet werden bestudeerd (deze zijn al eerder in een landelijk onderzoek alle intensief onderzocht)[1]. Als eis werd verder gesteld dat er hogere planten in het onderzochte water moesten voorkomen. Het onderzochte gebied was Nederlands Limburg ten zuiden van de Zuid-Willemsvaart bij Weert, Noordervaart, Roggelse beek en Swalm met inbegrip van voornoemde wateren. De grenzen van dit gebied zijn toevallig : ze worden naar het noorden toe bepaald door de "redelijke reikwijdte" van een dagekskursie met een auto (ong. 60 km) vanuit Zuid-Limburg en aan de andere kanten door historisch bepaalde landsgrenzen. Er werd geen onderzoek verricht bij (nauwelijks voorkomende en meestal door het ontbreken van een watervegetatie onbelangrijke) waterdieptes van meer dan 2 meter, terwijl slechts in enkele gevallen brede wateren verder dan ongeveer 3 meter uit de oever werden bemonsterd.

Het onderzochte gebied vertoont voor Nederlandse begrippen grote verschillen in klimaat (temperatuur,neerslag) en in bodem (zowel in grondsoort, als in orografische hoogte en het verloop van hoogteverschillen).
Op de natuurlijke vegetatie heeft dit een dermate grote invloed dat in het gebied 5 verschillende plantengeografische distrikten (Heukels, 1968) blijken voor te komen. Aangezien klimaats- en bodemverschillen ook veel invloed hebben op de afwatering en op hoeveelheid en chemische samenstelling van in het water voorkomende materie wordt hier nader op ingegaan.

Landschappelijk hoort de provincie Limburg tot het gebied, dat in het zuiden, noorden, oosten en westen begrensd wordt door respektievelijk het Leisteenplateau, de delta van de grote rivieren, het Duitse Rijnland èn Haspengouw en Kempen. Dit gebied wordt door de lijn Neuss-Sittard-Brussel in twee qua reliëf, geologische opbouw en grondsoort sterk verschillende delen opgesplitst : het noordelijke deel hoort tot de Nederrijnse laagvlakte, het zuidelijke deel vormt de overgang van deze laagvlakte naar het Leisteenplateau (Ardennen en Eiffel). De verschillen ten noorden en zuiden van genoemde scheidslijn zijn in Limburg optimaal waarneembaar, er is een duidelijke verdeling in twee zeer verschillende landschaptypen; ten

[1]) o.a. het S.O.L.-onderzoek der Nederlandse vennen, Van Donselaar (1961)

zuiden van Sittard vinden we het Zuidlimburgse heuvelland, een terrassenland, waar oudere (Tertiaire) gesteenten, maar vooral Krijt-afzettingen, aan of vlakbij de oppervlakte komen en overdekt zijn met een enkele dm tot ruim 15 m dikke laag löss op de meeste plaatsen en ten noorden van Sittard de grotendeels nauwelijs geaccidenteerde zandige vlakte van Midden- en Noord-Limburg, waar zeer dikke lagen sediment op de oude gesteenten liggen. Dit laatste landschap komt in grote lijnen overeen met dat van de Kempen. Eén der belangrijkste elementen in het Limburgse landschap is verder het Maasdal, een in het zuiden en noorden smalle strook en tussen Susteren en Roermond brede strook rivierklei, dat met zijn oeverweiden van Eijsden tot Mook een vrij uniform karakter vertoont. ')

Zuid-Limburg, begrensd door Worm en Selzerbeek in het oosten, de Rode beek in het noorden, het Maasdal in het westen en de Geul, Gulp en Voer begeleidende hoogten in het zuiden is sterk geaccidenteerd; het is een plateau met diep ingesneden dalen. De hoogte van het plateau loopt van 322 m + NAP bij het "Drielandenpunt" te Vaals via 200 m bij Bocholtz en Hoogkrutz af tot 80 m + NAP op de Kolleberg bij Sittard. De helling van het landschap bepaalt de loop van rivieren en beken : deze stromen in de richting noord tot west. Maas en Worm volgen de helling van het Leisteenplateau, Geul en Geleen stromen naar het noordwesten; de Eyser beek is een uitzondering en stroomt naar het zuiden toe, dwars door het Massief van Ubachsberg heen. We onderscheiden 3 terrassen, het laagterras (het Maasdal) en het grotendeels met löss bedekte midden- en hoogterras. Het huidige reliëf is in het Diluvium ontstaan door afwisselende erosie en sedimentatie (ten gevolge van rijzing van het Leisteenplateau en klimaatschommelingen) van de oorspronkelijke Tertiaire schiervlakte. De huidige karakteristieke golving van het landschap is grotendeels een gevolg van de ongelijke dikte van de lössbedekking. De huidige Geul stroomt nu langs de door verzakking ontstane zuidwestrand van het Massief van Ubachsberg en voert samen met haar zijbeken alle water ten zuiden van Ubachsberg af. De afwatering ten noorden van Ubachsberg geschiedt door Geleen en Worm. Van de ongeveer 600.000 jaar oude Maas is nog alleen één arm over (in het Diluvium waren er méér takken, bv. de Oost-Maas tussen het Massief van Ubachsberg en de hoogten van Vaals). De tegenwoordige beken en rivieren Geul, Selzerbeek, Gulp, Voer, Maas, Eyserbeek, Geleen, Anselbeek, Worm en Rode beek verdelen Limburg in een aantal plateaus (bv. het pla-

') Faber (1947-'48) (ook geschiedenis der waterlopen), Mulder (1949, 1959) (ook klimaat), Visscher (1969, 1972)

teau van Vijlen tussen Geul en Selzerbeek, het plateau van Eperheide tussen Geul en Gulp, het Massief van Ubachsberg en het plateau van Schimmert tussen Eyser beek, Geul, Geleen en Maas) en vormen zo een erg belangrijk aspekt in het heuvellandschap. In het krijtgebied zijn de dalen smal en diep ingesneden bv. de Jeker in het krijtgebied ten westen van de Maas (Pietersberg) lijkt door een bergachtig gebied te stromen, maar is vooral in zijn benedenloop toch een echte laaglandbeek. Buiten het krijtgebied zijn de beekdalen asymmetrisch, wijder en minder diep ingesneden.

Noord- en Midden-Limburg vormen een deel van de Nederrijnse laagvlakte; het gebied daalt erg geleidelijk van 40 m + NAP (Sittard) tot 10 m + NAP in het noorden (Mook). De hoogtelijnen verlopen voornamelijk evenwijdig aan het Maasdal. Het enige reliëf wordt verder gevormd door de Peelrug (tot ca. 30 m + NAP), die de waterscheiding met Noord-Brabant vormt en vrijwel onmerkbaar naar het Maasdal afdaalt, door terrasranden (bv. tussen Stramproy en Neer) en door zandduinen. Het hoogterras komt alleen nog bij Koningsbosch (+ 60 m NAP), bij Vlodrop (+ 80 m NAP) en Venlo (+ 40 m NAP) op Nederlands grondgebied. Het Maasdal wordt op beide oevers begeleid door het laagterras, dat aan het oosten rechtstreeks door het hoogterras wordt begrensd - behalve bij Arcen, waar nog een stuk middenterras is bewaard gebleven - en in het westen meer of minder duidelijk overgaat in het middenterras. Op alle terrassen vinden we stuifzanden (eolische afzetting evenals de löss in het zuiden), maar resumerend kunnen we toch tot een dermate geringe geaccidenteerdheid van het landschap besluiten dat de beken een sterk overwegend laaglandkarakter bezitten en slechts erg plaatselijk snel stromend zijn.

Het regionale klimaat wordt door de besproken landschapsopbouw sterk bepaald : in het zuidoosten bij Vaals valt voor Nederland gemiddeld de meeste neerslag per jaar (ca. 90 cm), terwijl in het noordwesten van het gebied en in het Maasdal de voor Nederland minste neerslag (ca. 60 cm per jaar) valt. De grote neerslag bij Vaals en omstreken is te wijten aan stijgingsregens. De reliëfverschillen hebben natuurlijk nog veel andere gevolgen voor de afwatering ten gevolge; hierover meer bij de typering van de beken. Klimatologisch zien we naast de genoemde sterke verschillen in neerslag, dat de temperatuur meer kontinentaal bepaald is dan in de rest van Nederland, wat inhoudt dat de gemiddelde zomer- en jaartemperatuur hoger liggen. De jaargemiddelden voor Noord-Limburg liggen ongeveer 0,5

°C onder die van Zuid-Limburg. Wat bewolking en zonneschijn betreft komt heel Limburg ongeveer overeen met de landelijke gemiddelden. ')

De geschiedenis van de waterlopen en andere wateren van Limburg : de historie van de Oer-Maas met haar vele armen heeft het Noordlimburgse (èn Noordbrabantse) landschap in erg belangrijke mate bepaald. Ook de Rijn had enige invloed (bv. de Niers stroomt in een oude Rijnarm). In de voormalige Maaslopen vinden we nu hoogvenen (bv. de verschillende Pelen) en vennen en de meeste tegenwoordige beken in de Nederrijnse laagvlakte stromen in voormalige rivierbeddingen (in westelijk Noord-Limburg van de Oer-Maas). Vaak is dit moeilijk waar te nemen, omdat bijvoorbeeld de vennen, vroeger gelegen in droge zandverstuivingen vooral van het Middenterras, qua vorm sterk door de wind zijn bepaald en bij de beken zien we dat er sterke erosie is opgetreden als plaatselijk een sterk verval optrad, doordat de Maas op een steeds lager niveau kwam. Bij een verminderd verval van de beekdalen werd moerasveen gevormd. Ook de recente vergaande "verbeteringen", "normalisaties", "kanalisaties" en "nieuw-aanleg" van beken (vooral op de westelijke Maasoever) maakt de oorsprong onduidelijker. Al die oude Maas-beddingen zijn waarschijnlijk in hoofdzaak te wijten aan dermate sterke horst- en slenkvorming dat de erosie bij de opheffing achterbleef; hierdoor is de Maas steeds verder naar het oosten komen te liggen. De randen van Laag-, Midden- en Hoogterras zijn als oude oeverranden te beschouwen. Afzettingen van alluviale oorsprong zijn een (1)-2-5 km brede strook zandige klei op de uiterwaarden (Maas), humushoudend zand (beken) en veen in vennen en oude rivier- en beekdalen. Oorspronkelijk werden de beken aan de rand van de Peel omzoomd door een brede strook moerasveen.

De grondsoort is van invloed op het bodem- en grondwater : het CO_2-bevattende regenwater lost in kalkrijke bodem kalk op, waardoor hier het grondwater erg hard is (14 tot 20 D° in Zuid-Limburg) vergeleken met dat van kalkarme zurige zandgrond zoals we in Midden-Limburg vinden (bv. 1 D° in de heidegebieden). Een andere eigenschap van het (Zuidlimburgse) kalkgesteente is dat het erg poreus is; het regenwater zakt er snel en diep in weg, waardoor in het Zuidlimburgse krijtland relatief erg weinig oppervlaktewater te vinden is. Een andere eigenschap van kalkrijke gesteenten vormen de karstverschijnselen , het ondergrondse verloop van de Terzieterbeek vlak bij de grens bij Epen en van een beekje bij Daalhof (Heerlen) zijn hier voorbeelden van. Veel ondergrondse waterlopen in het kalkgebied komen zelfs nooit aan de oppervlakte als bron.

') Het aantal vorstdagen is echter lager, het aantal zomerse dagen hoger.

De afwatering geschiedt in Zuid-Limburg door het sterke verval en de krijtbodem erg goed; grotendeels geschiedt de afwatering naar de Maas indirekt oppervlakkig door regengeultjes, beekjes, beken en zijrivieren als de Geul, die dankzij haar althans bovenloops goede en in de middenloop redelijke afwatering tot nu toe gelukkig haar natuurlijke loop grotendeels mocht behouden. In het algemeen is de afwatering ten oosten van de Maas beter dan ten westen van deze rivier. In Roer, Niers en Geleen zijn zelfs stuwen geplaatst om de afwatering te remmen. De afwatering ten westen van de Maas is met name in de Peelgronden erg slecht geweest; grootscheepse beek-"verbeteringen", die het hele landschap sterk wijzigden en ontginning mogelijk maakten, hebben hieraan een eind gemaakt.
De beeknormalisaties, die dus hoofdzakelijk in Midden- en Noord-Limburg èn in het Maasdal plaatsvonden, houden opstuwing van het beekwater, verbreding, afsnijding en/of verlegging van de beekloop in. Bovenstrooms hebben de meeste beken en riviertjes hier nog wel een vrij natuurlijke loop - we vinden hoogstens opstuwing van het water -, benedenstrooms wordt de afwatering sterk beheerst bv. door uitwateringssluizen aan de monding en verder door kunstmatige lozingen. Alleen bij beken met een ekstreem laaglandkarakter is ook de gehele bovenloop kunstmatig en bestaat uit een uit een moerassig bronnengebied gevormd slotensysteem.
Alle effektieve neerslag in Limburg komt uiteindelijk in de Maas terecht. Omdat deze rivier alleen door middelgebergten en laagland stroomt, is het een echte regenrivier met sterke ekstremen in debiet (afvoer van 10 m^3 in de zomer en najaar tot 3000 m^3 per sekonde van november tot mei !) en het plotseling optreden van wassen. De waterstand steeg soms in enkele dagen 4 meter (tot 11 m bij Venlo !). Van nature is de gemiddelde stroomsnelheid boven Maasbracht 1,2 tot 2,5 m/s bij een verhang van bijna een halve meter per km en onder Roermond 1,0 tot 1,5 m/s (verhang 6 tot 15 cm per km). Door de uitgevoerde kanalisatie en bovendien de zeer belangrijke wateronttrekking ten behoeve van Zuid-Willemsvaart, Julianakanaal en vooral Albertkanaal wordt de stroomsnelheid en de niveauschommeling erg klein boven de stuwen; deze kunstmatige habitat wordt bezet door een vrij goed ontwikkelde water- en oevervegetatie, die elders in de Maas ontbreekt.
De Maas heeft tussen Eijsden en Boxmeer een "on-Nederlands" karakter : in tegenstelling tot de Maas benedenloops en de Rijn met zijarmen vinden we hier geen uiterwaarden, zodat de stroom- en vermoedelijk vooral was-mijdende watervegetatie naast de besproken habitat bovenstrooms van de stuwen

beperkt is tot oude kiezelgaten, overlaten en dode hoekjes bij sluiswerken. De natuurlijke bodem van de Maas bestaat uit ijzerhoudend grind en zand, het water is van nature al eutroof.

Al met al is het oppervlak van het oppervlaktewater in Limburg gering : op Drenthe na is het de Nederlandse provincie met het minste oppervlaktewater (minder dan 2 % van het oppervlak bestaat uit permanent water breder dan 6 meter (Centraal Bureau voor de Statistiek 1971)).

Typologie van de wateren; om het onderzoek naar de algemene eigenschappen van bronnen en beken te vergemakkelijken heeft men deze in een aantal typen onderscheiden. Daar het onderzoek naar de flora in beken vaak nauwelijks verder ging dan de aan- of afwezigheid, is deze verdeling (vooral die van de beken) zeer sterk fysisch en makrofaunistisch bepaald.

De bronnen onderscheiden we in rheokrenen, limnokrenen en helokrenen (Redeke 1948), welke 3 typen alle in Limburg blijken voor te komen. De bronnen zijn meestal zo verstoord (grondwaterstandverlaging vanwege waterwinning of kultuurtechnische maatregelen, bosaanleg, ontginningen en andere werken), dat ze nauwelijks nog een oude natuurlijke water- of oevervegetatie herbergen. "Bronsoorten" als Catabrosa aquatica, Cardamine amara, Montia fontana, Cratoneuron-soorten, Ranunculus hederaceus, Callitriche palustris en Philonotus fontana zijn in Limburg dan ook erg zeldzaam of zelfs verdwenen. Oekologisch kenmerkend voor de bronnen zijn de konstante temperatuur (jaarlijkse amplitude kleiner dan 5 °C), de lage zuurstofverzadiging, de vaak geringe horizontale waterbeweging en de door de ondergrond bepaalde hoeveelheid en verhouding van opgeloste zouten in het opwellende grondwater.

De beken worden door Redeke (1948) onderscheiden in bergbeken en laaglandbeken op grond van verhang (verval). Tot de bergbeken rekent hij Zuidlimburgse beken als Landeus, Mechelder beek, Selzer beek, Eyser beek en Gulp. Geul en Voer vormen volgens hem de overgang naar de laaglandbeken, die we in Noord- en Midden-Limburg vinden.
Smissaert (1959) onderscheidt de Limburgse beken in 5 typen, hoofdzakelijk op grond van substraat en de daarmee sterk samenhangende makrofauna :
1. bergbeekjes; alleen in Zuid-Limburg. Het verval bedraagt 1 tot 2,5 %. Het substraat bestaat bijna alleen uit stenen, die nooit overdekt zijn met slib of detritus door de hoge stroomsnelheid (1 tot 2 m/s). Het belang

van deze absolute en vooral van de gemiddelde stroomsnelheid mag onzes inziens niet overschat worden, het is waarschijnlijk dat de mate van debietschommeling en de daarmee samenhangende stroomsnelheids- en niveauwisseling van minstens even groot belang zijn voor substraat en daarmee o.a. ook voor flora en fauna. De hoge stroomsnelheid en daarmee gepaard gaande sterke turbulentie door het grove karakter van het substraat en de vaak bochtige aard van beekloop en oevers heeft ook een hoge zuurstofverzadiging en een hoge koolzuurspanning van het water ten gevolge; bij onverontreinigd water nadert de zuurstofverzadiging kontinu 100 % (óververzadiging bij sterke plantengroei kan nauwelijks voorkomen). Andere kenmerken zijn de relatief korte lengte (minder dan 5 km), de geringe breedte en diepte (meestal minder dan 1 m en resp. meestal ca. 10 cm, maxima van 2 m resp. 30 cm), de lage zomertemperatuur (ca. 15 °C) en de kleine temperatuurschommeling (minder dan 10 °C over het hele jaar). In Zuid-Limburg is het kalkgehalte hoog en de natuurlijke pH bedraagt 7,0 tot 7,8. De bedding bestaat uit een vrijwel gesloten laag van bijna altijd onbegroeide stenen, alleen vlak onder de bron vinden we meestal over een lengte van ongeveer 100 m een zandig substraat. Slechts mossen en wieren vinden we op boven water uitstekende stenen en vlak bij de monding in grotere beken. De geringe mosbegroeiing - bijvoorbeeld in vergelijking tot de Geul en de Lonzelerbach bij La Calamine (België) en tot veel Zwitserse en Duitse bergbeekjes - wordt door Smissaert (1959) verklaard uit het zeer hoge kalkgehalte. Onzes inziens is ook het minder rotsachtige karakter van het substraat der Limburgse beekjes erg belangrijk voor het ontbreken van veel mossen, zeer kalkrijke beken van het hierna te bespreken Geul-type herbergen plaatselijk belangrijke mosvegetaties als er een geschikt substraat (plantewortels, beschoeiingen) aanwezig is. Hogere waterplanten komen nauwelijks voor, waarschijnlijk door het ontbreken van een geschikt substraat, de hoge stroomsnelheid en/of de sterke wassen. Vaak zijn de bergbeekjes in Limburg ook zeer sterk beschaduwd door een hoog opschietende en overhangende oevervegetatie, door heggen, struikgewas en bomen. Alleen zich vanuit de oever vegetatief verbreidende grassen, met name Glyceria cf fluitans, vinden we soms in de beek; langs de oevers - en soms verdwaald in de beek op plaatselijk zandig substraat - vinden we bv. Apium nodiflorum, Veronica beccabunga, Scrophularia balbisii, Sium erectum, Myosotis scorpioides, Lysimachia nummularia en andere.

De meeste bergbeken in oostelijk Zuid-Limburg stromen door een weide- en hooiland, in westelijk Zuid-Limburg door hellingbossen langs de Maasval-

lei. Voorbeelden van bergbeekjes zijn de kleinere zijbeken van de Geul - dus niet de "grotere" Gulp, Sinselbeek en Eyserbeek -, de Noorbeek, de beekjes op de heuvelrug bij Bunde (bv. Walsbeek), de Bosbeek, de zijbeken van Sinselbeek en Belletbeek. Smissaert (1959) veronderstelt dat dit type beek sterk lijkt op dat van het Duitse middelgebergte, waarschijnlijk vooral op grond van zijn faunistische onderzoek. Vanwege het nauwelijks erin voorkomen van vegetaties van hydrofyten, mossen en hogere planten in het algemeen werden de bergbeekjes vrijwel niet door ons bemonsterd in het kader van het hier beschreven waterplantenonderzoek en daardoor kunnen ten aanzien van deze afwezigheid slechts boven vermelde vermoedens worden aangevoerd. Kwantitatief onderzoek naar de makrofyten en hun oekologie is echter noodzakelijk om ook op grond van de watervegetatie dit type beek van de volgende typen te kunnen onderscheiden. Faunistisch gezien zijn de bergbeekjes echter erg interessant (zie bv. Smissaert, 1959, en mevr. E. Mur-Atzema, 1961), terwijl ook de kiezelwieren voor de typologie van belang kunnen zijn (D. Kruisinga, 1961).

2. beken van het Geul-type; dit betreft een veel heterogenere groep beken dan de voorgaande, het verval van dit type bedraagt 0,3 tot 1 %. Het mooist ontwikkeld vinden we dit type in de Geul boven Epen. In tegenstelling tot het vorige type zijn de stenen op de bedding meestal sterk met allerlei mossen en draadwieren begroeid; het Geul-water is toch nog erg kalkrijk, hetgeen als eerder gezegd enigszins Smissaert's theorie, dat de mossen geen hoog kalkgehalte zouden tolereren (in de bergbeekjes) weerlegt. In langzamer stromende delen vinden we hogere waterplanten die wortelen in de ter plaatse voorkomende laag slib en detritus. Deze hogere waterplanten kunnen typisch rheofiel zijn (Ranunculus fluitans) of vertonen rheofiele groeivormen (Sagittaria, Sparganium emersum, Zannichellia palustris). Kenmerkend voor deze soorten en vormen zijn de dunne stengels en de lange internodiën (deze lange internodiën vinden we niet bij bv. Potamogeton crispus, P. polygonifolius, Myriophyllum spicatum en Zannichellia in snel stromend water; hiervan lijken juist sterk gedrongen vormen voor te komen in beken) of de vallisnerioiede (zosteroiede) bladeren (Sagittaria, Sparganium en verscheidene grassen). In tegenstelling tot het volgende laagland-beektype is de bedding nog voornamelijk stenig. De Voer en de Rode beek (Vlodrop) zijn overgangsvormen van het bergbeektype naar het Geul-type, de Jeker en de Swalm vormen met hun grotere diepte en nauwelijks stenige bedding een overgang naar het laaglandbeek-type. Marquet (1966) rekent de Jeker zelfs tot de laaglandbeken, hij geeft als verval 0,1 % op. Als voorbeelden voor het Geul-type geeft Smissaert :

Rode beek (Vlodrop), Gulp, Voer, Geul, Montforterbeek, Jeker, Hoensbeek, een zijtak van de Molenbeek (welke ?); het karakter van de beek wordt in de gegeven reeks van bergbeekachtig tot laaglandbeekachtig. Deze beken zouden (natuurlijk weer gezien uit faunistisch oogpunt) lijken op de Noordduitse laaglandbeken.

Kenmerkend voor het Geul-type zijn een breedte van minder dan 5 meter, een diepte van 0,3 tot 1 meter en een zuurgraad van 7,2 tot 8,0. Smissaert geeft een stroomsnelheid op van 1 tot 2 m/s (rapport "Geul met zijbeken" [1]) van Mols, 1937); zelf heeft Smissaert de stroomsnelheid niet gemeten bij gebrek aan een goede methode. Deze opgave lijkt ons twijfelachtig en wel veel te hoog. Eigen metingen -primitief, via een net onder het wateroppervlak zwevend houten blok aan een draad van 10 m lang in kombinatie met een stpwatch- leverden maar in enkele gevallen voor de Geul een stroomsnelheid hoger dan 1 m/s op, terwijl de stroomsnelheid toch juist onder de oppervlakte en in het midden -er werd steeds gemeten in het midden van het proefvlak- maximaal geacht mag worden. Jansen (1964) komt tot een gemiddelde stroomsnelheid voor de Geul van ca. 0,27 m/s, Redeke (1948) tot een stroomsnelheid van 0,5 tot 0,7 m/s (meting in 1921, een droog jaar). De opgaven in de literatuur betreffende de stroomsnelheid ondersteunen de indeling van Smissaert trouwens in genen dele. Volgens hem typische bergbeken als Terzieter beek, Mechelder beek, Strabekervloedgraaf hebben een gemiddelde stroomsnelheid van respektievelijk 0,15, 0,12 en 0,12 m/s, terwijl beken van het Geul-type een veel hogere gemiddelde stroomsnelheid hebben bv. Eyserbeek, Selzerbeek en Geul resp. 0,22, 0,27 en 0,27 m/s (opgaven van Jansen, 1964). Bergbeken als Watervalderbeek en Anselderbeek hebben wel een hoge stroomsnelheid (gemiddeld 0,28 en 0,39 m/s). Nog andere literatuuropgaven zijn : Jeker 0,4 m/s, Gulp 0,1 tot 0,6 m/s en Geleenbeek 0,3 tot 0,4 m/s (jaargemiddelden 1921, opgegeven door Redeke, 1948).

Het vergelijken van al deze gegevens met de beektypologie onderschrijft onze hypothese dat niet zozeer de gemiddelde als wel de max.stroomsnelheid,dus niveauwisseling (ten opzichte van de minimale en/of gemiddelde diepte) en de debietschommeling bepalend zijn voor substraat en sapropelium en daarmee grotendeels indirekt op fauna en flora. Smissaert (1959) is bij zijn indeling vooral afgegaan op de fauna, die sterk afhankelijk is van substraat en substraatbegroeiing, Redeke (1948) vooral op het gemiddelde verval; bij beide indelingen ontbreekt een betrekken van de debietschom-

[1]) In: Smissaert (1959)

meling, niveauwisseling en/of stroomsnelheidsrange op de beektypologie. Dit is waarschijnlijk een gevolg van het feit dat de debietwisseling een veel moeilijker te meten grootheid is dan het gemiddelde verval of de ook erg moeilijk betrouwbaar te meten stroomsnelheid. Bij de debietwisseling zijn van invloed de doordringbaarheid van de bodem, de vegetatie zowel in de beek als in het stroomgebied, de oppervlakte en geaccidenteerdheid van het stroomgebied en dergelijke.
De door Rijkswaterstaat en Provinciale Waterstaat aan de auteur beschikbaar gestelde waarnemingen betreffende debietwisselingen en niveauschommelingen zijn helaas veel te sporadisch om tot een definitieve uitspraak te kunnen komen bijvoorbeeld door deze waarnemingen te korreleren met de gevonden watervegetatie of de opgegeven typologie. ')
Per beektype en beek zijn de beschikbare gegevens betreffende niveauverschil in tabel weergegeven :

TABEL 1

Jaarlijkse niveauverschillen (meter), gemeten in 1969 en 1970 door Rijkswaterstaat (RWS) en Provinciale Waterstaat Limburg (PWL)

ad. 2. Geul-type (Smissaert 1959)

Eyserbeek	0,47	RWS
Geul (boven Meerssen)	0,86/2,17	RWS/PWL
Gulp	0,39	RWS
Jeker	0,69	RWS

meetmethodieken van RWS en PWL onderling verschillend !

ad. 4. Laaglandbeken (Smissaert 1959)

Geul (onder Meerssen)	1,29/1,80	RWS/PWL
Haelense beek	0,98	RWS
Leuker beek	0,91	RWS
Raam	1,07	PWL
Raambeek	1,27	RWS
Roggelse beek	1,40	RWS
Swalm	0,75	RWS
Tungelroyse beek	0,86/1,50	RWS
Uffelse beek	(0,32)/1,31	RWS/PWL
Vlootbeek	0,60/0,80	RWS

') waarnemingen betreffende debietscommelingen zie tabel 5 (pag. 74-75) van dit verslag

De niveauverschillen lijken bij de kleinere beken van het Geul-type kleiner dan bij de laaglandbeken in het algemeen, terwijl de laatste toch sterk zijn genormaliseerd. Alleen de Geul boven Meerssen blijkt reusachtige niveauverschillen te kunnen ondergaan. Hierbij moet bedacht worden dat dezelfde

niveauwisseling voor een laaglandbeek en een bergbeek iets verschillends inhoudt; bij de eerste zullen de relatieve verschillen in stroomsnelheid het grootst zijn, maar bij de laatste zal de absolute stroomsnelheid altijd hoger blijven dan de laaglandbeek en de pieken in stroomsnelheid zullen zeer sterk substraat-bepalend zijn.Het niveauverschil kan ook pas volledig op oekologische gevolgen worden beoordeeld als tegelijkertijd de diepte, debiet, kronkeligheid en dergelijke van de beek bekend zijn en worden ingekalkuleerd, hetgeen tijdens dit onderzoek helaas nog niet kon gebeuren. Tot zover de bespreking van de relatieve waarde van verval en stroomsnelheid om over te gaan op het derde type beek (volgens Smissaert) :

3. snelstromende zandbeken; dit door Smissaert onderscheiden Noordlimburgse beektype werd door hem maar erg vluchtig onderzocht aan de hand van 2 beken (Aalsbeek en Schellekensbeek ten westen van de spoorlijn Roermond-Venlo). De stroomsnelheid is vrij hoog ten opzichte van de volgende groep, de diepte is minder dan 50 cm. De bedding is grof zandig (roodbruin) met weinig stenen, het water bevat waarschijnlijk weinig kalk. In de niet-beschaduwde Aalsbeek komen hogere planten voor.

4. typische laaglandbeken ; het verval bedraagt minder dan 0,3 %. Andere daaruit voortvloeiende kenmerken zijn de langzamere, maar toch erg variabele stroming, de grotere breedte, de diepte van (meestal) ruim 0,5 m en de zachte bedding van zand, slib, detritus met vaak veel grof plantaardig materiaal. Kortom, we hebben te maken met een overgang naar het stilstaande water. In dit wat stroomsnelheid en substraat betreft weinig ekstreme beektype kunnen we bij een niet te sterke beschaduwing een erg weelderige plantengroei aantreffen. Redeke (1948) is erg kort in zijn omschrijving van dit type beek en ook Smissaert (1959) geeft toe dat het faunistische onderzoek van dit type beek nog nauwelijks van de grond is gekomen. Een recente opvulling van dit hiaat vormt de dissertatie van Moller Pillot (1971), dat echter zeer specifiek gericht is op de gevolgen van de waterverontreiniging op de makrofauna en verder slechts een beperkt aantal waarnemingspunten alleen in Noord-Brabant betreft. Voor deze punten geeft hij onder andere als stroomsnelheden op 0,2 tot 0,4 (- 0,7) m/s (stroomgebied van de Dommel). Ten opzichte van de waarden van Redeke (1948) voor bergbeken ((0,1)- 0,4 - 0,7 m/s) zijn deze waarden vrij laag, ten opzichte van die van Janssen (1964) voor Zuidlimburgse beken (0,12 - 0,27 m/s) relatief erg hoog. Standaardisatie of op zijn minst een duidelijke omschrijving van de meetmethodiek blijkt hiermee wel van het grootste

belang. Faunistische kensoorten bestaan volgens Smissaert (1959) niet, terwijl Redeke (1948) ook voor de flora alleen planten opgeeft die ook of hoofdzakelijk in stilstaand water worden aangetroffen; de rheofiele soort Ranunculus cf fluitans komt in de laaglandbeek Swalm alleen voor waar deze plaatselijk een overgang naar het bergbeek-type vertoont. Dit laatste voorbeeld toont trouwens aan hoe relatief de indeling in beektypen in feite is : de benedenloop (op zich ook al zo'n relatief begrip !) van verschillende Zuidlimburgse bergbeken en Geultype-beken heeft het karakter van een laaglandbeek, de echte laaglandbeken - die in Nederland beperkt zijn tot Noord- en Midden-Limburg, het Brabantse diluvium en de oostelijke provincies - vertonen soms plaatselijk stroomversnellingen met een stenige bodem en bruisend water.

De typische laaglandbeek ontstaat meestal niet uit een puntbron, maar uit een stelsel van kunstmatige sloten (vroeger meestal een moerassig veen of broekbos). Over het algemeen hebben de Limburgse laaglandbeken een meestal niet-stenige en nauwelijks kiezelachtige zandbodem, die niet of nauwelijks vermengd is met afgestorven plantaardig materiaal en niet met leem overdekt is. De temperatuur vertoont jaarlijkse schommelingen van meer dan 15 °C bijvoorbeeld Moller Pillot (1971) zegt van zijn (Brabantse) beken dat deze in de winter kunnen bevriezen in de benedenloop en 's zomers boven de 20 °C uit kunnen komen. Moller Pillot geeft voor zijn beken verder waterstandschommelingen van ruim 0,5 m aan (de Brabantse beken zijn sterk genormaliseerd).

Wat de chemische inhoud van het water van de Limburgse laaglandbeken betreft geeft Redeke (1948) op dat de over kalkarme bodem stromende laaglandbeken van nature in de bovenloop oligotroof zijn en dat er van natuurlijke eutrofiëring (eventueel tot "volkomen" eutrofie) sprake is bij het over leem of klei stromen in midden- en benedenloop. Ook Smissaert (1959) noemt kalkarmoede respektievelijk kalkrijkdom als een eventuele oekologische "master-factor"; hij maakt een hypothetische oekologische indeling van de laaglandbeken in 4 groepen via "open" tegenover "bos" (respektievelijk weinig en veel beschaduwing van de beek door de oeverbegroeiing) en kalkrijk tegenover kalkarm.

5. beekbroek-stroomveen ; het enige voorbeeld in Zuid-Limburg is de bovenloop van de Rode beek in de Brunsummerheide. Dit (volgens Smissaert, 1959) laaglandbeek-type zou vroeger wel eens een meer algemeen beektype kunnen zijn geweest. De Rode beek ontstaat uit een aantal kleine limnokrenen

in een veenmoeras. Ongeveer na 100 meter gaat de oorspronkelijk door een verstuivende zandvlakte stromende open en vegetatieloze beek over in een beektype, waarin en waarlangs een dicht elzenbos staat en waarvoor Smissaert (1959) een dichte Sphagnum-vegetatie opgeeft (door ons in 1970 en later hier niet waargenomen, wèl nog vlak bij het brongebied). De pH bedraagt hier 5,4. Stroomafwaarts gaat dit elzenbos over in een rietfacies, waar de beek met zeer veel vertakkingen en armen door heen stroomt en waarin en stroomafwaarts waarvan oligotrafente hydrofyten met rheofiele vormen vertegenwoordigd zijn (o.a. Potamogeton polygonifolius 1) met zeer korte stengels en internodiën en Juncus bulbosus; gedrongen vorm en sterke ontwikkeling van het wortelstelsel in verband met overspoeling met zand). Helaas wordt hierna de beek genormaliseerd (hier komt Potamogeton polygonifolius voor zoals in diepere vennen) en vervolgens geëutrofieerd, waardoor Potamogeton natans P. polygonifolius gaat vervangen als grote Potamogeton. Verder is de loop eerst ondergronds (kunstmatig onder steenkoolafvalberg) en daarna volkomen genormaliseerd. Dit normaliseren geschiedde vrij recent wat inhoudt dat de beek geheel vergraven is en zelfs een betonnen bedding en oevers heeft gekregen, zodat van dit oorspronkelijk landschappelijk zeer unieke natuurgebied maar erg weinig over is. Rekreatie vlak bij de bronnen en in de bovenloop van de Rode beek zal in de nabije toekomst wel ervoor zorgdragen dat de faunistisch en floristisch unieke beekpopulaties volledig vernietigd worden.

Segal (1965) tenslotte geeft als voorbeeld voor beektypologie een indeling in 4 klassen volgens de vegetatie :

1. eutrofe snelstromende beken en sprengen nabij brongebieden met o.a. Montia rivularis, Ranunculus hederaceus, R. fluitans en Callitriche hamulata
2. eutrofe, zwak stromende beken, vaak gekanaliseerd en dikwijls verontreinigd met onder andere Elodea
3. meso - eutrofe beken met kwelindikatoren als Potamogeton alpinus; algemeen op arme diluviale grond
4. oligo - mesodystrofe beekjes in heidegebieden met soorten die ook in venen voorkomen bv. Juncus bulbosus var. fluitans.

Van type 1. vinden we vertegenwoordigers in Zuid-Limburg met een verarmde vegetatie (te veel verstoring of beschaduwing), type 2. vinden we veel in Midden-Limburg evenals type 3., terwijl type 4. overeen lijkt te komen met

1) laatste vindplaats voor Zuid- en zuidelijk Midden-Limburg !

type 5. volgens Smissaert (1959).

Voor het stilstaande meso- tot eutrofe water werd bij gebrek aan een bruikbare indeling volgens de literatuur een eigen voorlopige (praktische) indeling gemaakt in :

1. bronnen en bronvijvers
2. kunstmatige kanalen (Maas-water)
3. andere met het stromende water van de Maas in verbinding staande wateren : a. dood eindigende zijtakken
   b. havens
   c. overlaten
   d. kiezelgaten (vaak ook niet direkt in kontakt met het stromende Maaswater)
4. oude lopen van Maas en Roer
5. poelen en plassen bv. kleiafgravingen bij steenbakkerijen en veedrinkplaatsen
6. sloten, kunstmatige afwateringswerken met een geringe of slechts periodieke stroming; niet in Zuid-Limburg voorkomend
7. slotgrachten ; we vinden hier verlandingsstadia afhankelijk van de onderhoudsmaatregelen
8. vijvers bv. visvijvers, parkvijvers en slotvijvers.

ad. 1. Bronnen werden alleen in Zuid-Limburg in min of meer natuurlijke staat - althans wat chemie van het water betreft - aangetroffen. In Midden-Limburg bleken vrijwel alle bronnen geëutrofiëerd of geheel "verdwenen" (uitzondering : Meynweg). De bronnen vormen vaak een overgang van stilstaand naar stromend water. De optredende kwel betekent voor de plant grotendeels hetzelfde als horizontale stroming (konstantere temperatuur, hoge koolzuurspanning e.d.) en veel kwelindikatoren zijn dan ook tevens stromingsindikatoren (Segal, 1965). Voorbeelden hiervan zijn o.a. Potamogeton friesii, Groenlandia densa en Callitriche hamulata. Het verschil in vegetatie met de beken zal dus voornamelijk bepaald zijn door faktoren als de erg konstante temperatuur, de sterke calcium-eutrofie in kalkrijke gebieden en oligotrofie in de kalkarme gebieden, verschillen in substraat en sapropelium, niveau- en stroomsnelheidswisseling e.d. Verder zal de waterverontreiniging voor bronnen minder belangrijk zijn dan voor de beken. Op de bronnen is de anthropogene invloed wel erg sterk geweest in Limburg : van de natuurlijke bronvegetaties (vooral de watervege-

taties) is nauwelijks nog iets over door bv. beschaduwing door bosaanplant rond de bron, daling van de grondwaterspiegel (wateronttrekking door waterwinbedrijven, bosaanplant, ten behoeve van de landbouw), vuilstort, het maken van bekkens of vijvers ter plaatse van bronnen en sterke betreding door rekreatie. De bronnen hoefden door dit alles niet alle vegetatiekundig beschreven te worden en zijn slechts voor een klein deel in het onderzoek betrokken kunnen worden. De indeling van de natuurlijke brontypen op grond van fysische faktoren werd al eerder gegeven (pag. 11), verder zal typering op grond van calciumgehalte en beschaduwing zinvol zijn.

ad. 2. en 3. Al deze wateren zijn met Maas-water gevuld. De intensieve scheepvaart en bijbehorend onderhoud heeft tot gevolg dat de watervegetatie zich slechts op enkele "vergeten" plekjes kan ontwikkelen, bijvoorbeeld aan de landzijde van woonboten, ondiepe hoeken bij sluis- en havenwerken, ondiepe overlaten en langs de oevers boven de stuwen (in de Maas zelf). Veel kiezelgaten zijn waarschijnlijk nog te jong om een goed ontwikkelde watervegetatie te herbergen.

ad. 4. Van de door van Donselaar (1961) in Midden-Limburg bestudeerde oude rivierlopen werden slechts de niet te sterk verlande en niet-oligotrofe (d.w.z. niet te lang van de Maas geïsoleerde) lopen bezocht en in het onderzoek betrokken.

ad. 5 t/m 8. Al deze kunstmatige wateren werden bezocht vooral ter referentie voor de in stromend water gevonden vegetaties. Over het algemeen hebben deze vegetaties meer te lijden onder de waterverontreiniging dan de vegetaties van het stilstaande water, voor zoverre dat stilstaande water meer geïsoleerd is van het stromende oppervlaktewater en het grondwater en er geen bebouwing in de nabijheid is. Van invloed op de vegetatie zullen zijn het substraat (de grondsoort zal belangrijker zijn dan in het stromende water), de ouderdom van het "water" en het onderhoud. Bovendien kunnen er gezien over het noord-zuid-trajekt grotere verschillen in temperatuur optreden dan in het stromende water (hoge gemiddelde zomertemperatuur in Z.-Limburg). Het is overduidelijk dat bij de onderhoudsmaatregelen geen of nauwelijks rekening wordt gehouden met het behoud van de watervegetatie, deze integendeel vaak als zo ongewenst wordt ervaren dat er vaak te ingrijpende maatregelen worden genomen om de submerse vegetatie te verwijderen (bv. graskarpers, diuron, intensief mechanisch verwijderen in vis- en parkvijvers). Bij de slotgrachten en -vijvers was vaak sterke bladval van aangrenzende bomen of een groot be-

stand van watervogels oorzaak van het ontbreken van ook maar enige vegetatie van makrofyten.

Tot zover een overzicht van de in het onderzoek betrokken wateren.
De belangrijkste faktor die tot recente zeer grote veranderingen in de levensgemeenschappen van het oppervlaktewater aanleiding heeft gegeven, is de waterverontreiniging, die vooral in een sterk geïndustrialiseerde streek als Zuid-Limburg aanleiding heeft gegeven tot het vrijwel verdwijnen van hogere planten en makrofauna in enkele beken (Oostelijke en Westelijke Mijnstreek). Een goed overzicht over de waterverontreiniging in Limburg werd verkregen uit de rapporten "Toestand oppervlaktewater in Limburg" van de Provinciale Waterstaal in Limburg (bv. 1967 - 1970), Mur-Atzema (1962), Jansen (1964). Op deze rapporten kan hier niet nader worden ingegaan, evident is slechts het samengaan van duidelijke polysaprobie in Worm, Geleenbeek en zijbeken (uitgezonderd Rode beek en Middelsgraaf) en Roer met een alhier volledig afwezig zijn van submerse of in de bedding wortelende makrofyten, zodat deze waterlopen niet in het onderzoek konden worden betrokken. In zoverre in genoemde rapporten oekologische faktoren werden vermeld, worden deze wel met de absentie van makrofyten in verband gebracht. De waterverontreiniging is vaak zo sterk dat zelfs de oeervegetatie vernietigd wordt, waarschijnlijk door toxische stoffen (bv. Roer), òf een zeer sterk eutroof karakter krijgt (brandnetel-facies).
Niet-verontreinigde beken komen in het gebied nauwelijks voor, Provinciale Waterstaat in Limburg (1967 - 1970) duidt voor beken met een watervegetatie slechts als zodanig aan : Geul boven Gulpen, Rode beek boven Brunssum, Middelsgraaf, bovenlopen Vulens- en Pepinusbeek, Vissensteert, Dijkerpeel, Rijdt, bovenloop Maasnielder beek (opgaven voor 1970). De metingen waarop deze opgaven gebaseerd zijn, berusten echter niet rechtstreeks op de voor planten zo belangrijke eutrofiëring (slechts indirekt op de planten werkzame faktoren als O_2 en BOD werden gebruikt voor het typeren van de beken op grond van vervuiling), zodat er ondanks deze opgaven veranderingen in de watervegetatie kan hebben plaatsgevonden in deze "niet verontreinigde" beken door menselijke invloeden op de waterkwaliteit. Het betrekken van het zuurstofgehalte op de waterkwaliteit lijkt voor de snelstromende beken bovendien tot een onderwaardering van de waterverontreiniging ten opzichte van andere beken te kunnen leiden.

Methodiek

Het veldonderzoek werd beperkt tot de wateren en het gebied als vermeld op pag. 6.

De keuze van de monsterplaatsen berustte in hoofdzaak op het tevoren bestuderen van 1 : 25.000 stafkaarten en op de monsterpunten van de Provinciale Waterstaat in Limburg. In principe werden alle (toenmalige) monsterpunten van de Provinciale Waterstaat in het veldonderzoek betrokken, slechts bij het volledig afwezig zijn van een makrofytische watervegetatie of bij droogvallen van de beek werd geen opname met bijbehorend watermonster gemaakt resp. genomen. De monsterpunten van de Provinciale Waterstaat (tegenwoordig driemaandelijkse chemische monstering) betreffen slechts het stromende water; beken met een diverse en struktureel moeilijk vast te leggen watervegetatie moesten door ons veel vaker worden bemonsterd dan door Provinciale Waterstaat. Alle op de stafkaart (gekleurd) waarneembare stilstaande wateren werden bezocht en bij aanwezigheid van een submerse vegetatie nader vastgelegd; bij het slechts aanwezig zijn van verlandingsstadia(Phragmitetea)en/of Lemnetea werd slechts in enkele gevallen overgegaan tot het maken van een opname.

De keuze van het proefvlak berustte op het (subjektieve) vastleggen van de per monsterplaats waargenomen diversiteit in soortensamenstelling, patroon en struktuur. Per monsterplaats werd eerst vanaf de oever de situatie over enkele honderden meters (indien mogelijk) in ogenschouw genomen en de vegetatie op het oog gekarteerd, waarna tot één of meer typen werd besloten. Van elk type werd daarna dusdanig een proefvlak gekozen, dat alle soorten in enigszins representatieve hoeveelheid aanwezig waren in het qua struktuur, patroon en verdeling der soorten zoveel mogelijk homogene deel van de vegetatie. Er werd niet gestreefd naar een qua soortenaantal zo divers mogelijke opname, aangezien dit onoverzienbare moeilijkheden met zich meebrengt voor autoekologische interpretaties der gegevens en bij de soortenarme watervegetaties het gevaar in zich bergt van overbemonstering van gradiëntsituaties en het verwaarlozen van vaak zeer soortenarme klimaxsituaties. Er vond, zoals bij vrijwel elke plantensociologische studie, overbemonstering plaats van de aangetroffen zeldzame soorten en van de subjektief "mooi" gevonden beken en andere wateren. Dit "mooi" houdt meestal het steeds zeldzamer wordende ongestoord, onaangetast zijn in. Overbemonstering van zeldzame situaties of soorten is in zoverre niet erg of zelfs nuttig, omdat ze anders vlugger bij wiskundige verwerkingsmethoden, die geheel objektief zijn, verloren gaan

voor de "eind-informatie". Van één proefvlak werden de verschillende stratigrafische eenheden tot één opname verenigd. Het oppervlak van het proefvlak werd meestal op 10 m^2 vastgesteld (bv. bij beken 10 x 1 m^2 parallel aan de oevers), soms werd hiervan afgeweken met als leidraad de door Segal (1965) opgegeven afmetingen van minimum-arealen. De door De Lange (1967, 1972) aangegeven moeilijkheden met het schatten van de hoeveelheid lemniden ten opzichte van de veel grotere en in lagere aantallen aanwezige andere waterplanten werden omzeild door aantal en bedekkingspercentage van deze lemniden steeds te schatten voor slechts 1 m^2 in het midden van het proefvlak op de door hem aangegeven wijze.

Voor het schatten van de hoeveelheid per soort werd gebruik gemaakt van de gekombineerde schatting van abundantie en bedekking volgens Braun-Blanquet (1951), modifikatie volgens Segal & Barkman (1960),[1] hoewel deze laatste modifikatie waarschijnlijk te verfijnd is om de vrij moeilijk te schatten watervegetaties mee vast te leggen.

Per opname werd vermeld de datum, gemeente en een korte nadere plaatsaanduiding volgens de stafkaart, de breedte van het onderzochte water, de situering van het proefvlak ten opzichte van een duidelijk herkenbaar objekt (bv. een brug), de stafkaartkoördinaten (nauwkeurigheid tot 10 meter), een situatieschets, de afmetingen van het proefvlak en de afstand daarvan tot de oever, de waterdiepte (minimum, gemiddelde en maximum), de sapropeliumdikte, de grondsoort van het substraat, het omringende landschapstype, een korte omschrijving van de oevervegetatie, vermelding van anthropogene invloeden op de bedding als beeknormalisatie, uitgraven e.d., zichtbare en ruikbare watervervuiling, stroomsnelheid, troebelheid, kleur van het water, temperatuur, elektrisch geleidingsvermogen en pH. Bovendien werd steeds de tijd vermeld, waarop een watermonster voor chemische analyse door het laboratorium werd genomen door een glazen halve-literfles net onder het wateroppervlak vol te laten lopen waarna onder water de dop zodanig werd opgedraaid dat er geen luchtbellen werden ingesloten. Bij thuiskomst werden de watermonsters meteen in een koelkast gedeponeerd en zo tot de analysedatum bewaard.

Genoemde oekologische grootheden werden als volgt bepaald :

pH : Metrohm Herisau Batterie pH-Meter E 280 A, vóór elke ekskursie op pH 4 en 7 geijkt; diepte van meting ongeveer 10 cm onder het wateroppervlak net als bij andere metingen en monstering voor chemische analyse

Elektrisch("specifiek")geleidingsvermogen : CENCO-LFTD cat.no.34501 (nauwkeurigheid tot 1 mikroMHO/cm(25 °C) bij lage waarden)

[1]) zie: Segal (1965)

Temperatuur : CENCO-LFTD cat.no.34501 (EGV-meter)

Breedte, diepte van het onderzochte water, afstand van het proefvlak vanaf de oever en dikte van de sapropeliumlaag werden bepaald volgens de door De Lange (1972) beschreven methodiek

Troebelheid : in àlle gevallen werd met een sferische fotometer de lichtintensiteit juist boven èn 3 dm onder het wateroppervlak gemeten, indien de diepte groot genoeg was werd bovendien de door De Lange (1972) beschreven methodiek met behulp van een "schijf volgens Secchi" (diameter 20 cm) toegepast

Beschaduwing en kleur van het water : visuele schatting

Stroomsnelheid : stroomsnelheden hoger dan 0,1 m/sek werden gemeten door een net onder het wateroppervlak zwevend verzwaard houten blok aan een dunne lijn van 10 m lengte in het midden van het proefvlak met de stroom af te laten drijven en met een stopwatch te bepalen welke tijd nodig was om 10 m af te leggen. Stroomsnelheden beneden 0,1 m/sek werden over een afstand van 1 m aan de hand van langsdrijvende objekten bepaald. Bij zeer dichte plantengroei in het proefvlak moest op een vergelijkbare plaats een benadering van de stroomsnelheid worden vastgesteld.

Op de voor- en nadelen, de nauwkeurigheid en andere beperkingen der oekologische waarnemingen, tijdens het veldwerk en daarna (chemische analyses), wordt onder de bespreking der resultaten nader ingegaan.

Opmerking : bij het maken der opnamen werd de methodiek volgens de "school van Braun-Blanquet" eigenlijk alleen gevolgd in het trachten al te scherpe milieu-gradiënten uit te sluiten door van de op het oog onderscheiden "vegetatie-typen" zo homogeen mogelijke oppervlaktes als proefvlak te kiezen.') Bovendien werd de notatie van abundantie en bedekking volgens deze school gebruikt, maar aangezien de verwerking der opnamen op presentie/absentie der soorten berustte, had dit geen invloed op de konklusies. Bij het maken der opnamen werd niet uitgegaan van synsystematische hypothesen of vooroordelen, er werd dus niet gestreefd naar "reine Aufnahmen" (aanhaling De Lange, 1972 van Müller & Görs, 1960), terwijl ook niet bij de (objektieve) verwerking der gegevens bepaalde soorten als niet zuiver voor onderscheiden vegetatie-types werden verwaarloosd of zelfs weggelaten om tot "kritisch bereinigte Tabellen" (Tüxen, 1937 in: De Lange, 1972) te komen. Bovendien werd er niet gestreefd naar het opnemen van qua soortenaantal zo divers mogelijke proefvlakken, maar werden ook facies-situaties in opnamen vastge-

legd aangezien deze karakteristiek lijken te zijn voor bepaalde oekologische omstandigheden, die anders voor het autoekologisch interpreteren der gegevens verwaarloosd zouden worden. Er konden tijdens het veldwerk niet intuïtief "storingen" worden aangewezen, die de oorzaak van deze faciesvorming zouden moeten zijn. ")

Slechts in één opzicht werden plantesoorten verwaarloosd om tot "zuivere opnamen" te komen, namelijk in die gevallen waarin overduidelijk planten uit de oeverzone zich vegetatief in het water hadden uitgebreid door wortel- of stengeluitlopers. Segal (1965) noemt met name Agrostis stolonifera en Glyceria fluitans als boosdoeners bij dit "randeffekt". De Lange (1972) neemt echter als proefvlak de volle breedte van de sloot. De auteur vatte de randsituaties als inhomogeniteit op en vermeed daarom te korte afstanden van proefvlak tot oever.

De verschillende vegetatielagen werden in één opname samengenomen, rhizofyten en pleustofyten werden dus niet apart genomen, zoals door Segal (1965) wordt aanbevolen. De pleustofyten hebben een zeer ondergeschikte rol in het beekmilieu, onderscheiding van wortelende en drijvende planten kan dus betere informatie opleveren inzake een typologie volgens de stroomsnelheid.

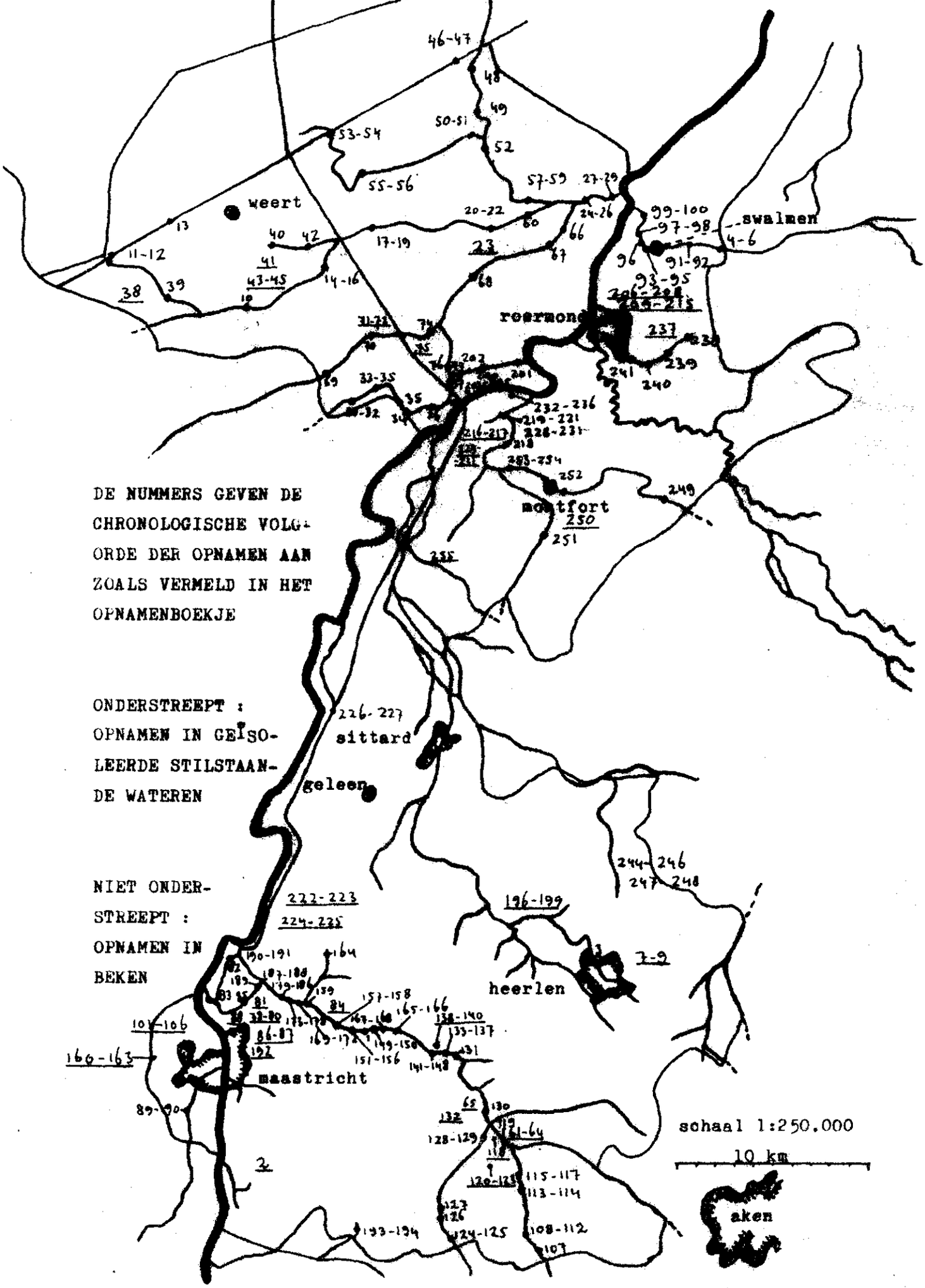
') de methodiek volgens de "school van Braun-Blanquet" voor watervegetaties wordt beschreven door Tüxen & Preising (1942) ; Segal (1965) en De Lange (1972) hebben een meer geëvolueerde visie, maken naast het floristische kriterium gebruik van fysiognomische en oekologische kriteria (waaruit het opnieuw klassificeren der waterplantgezelschappen door Den Hartog & Segal (1964) voortvloeide),Segal gaat wsch. ook uit van zo soortenrijk mogelijke opnamen van vegetatietypen ("rijke" opnamen tegenover "verarmde" opnamen), wat bij onderzoeken met hoofdzakelijk doelstellingen op synsystematisch terrein waarschijnlijk wel praktisch is, maar waarbij onzes inziens een aantal oekologische (met name autoekologische) situaties worden verwaarloosd. Vooral bij onderzoeken naar de invloed van anthropogene verstoringen als waterverontreiniging, beeknormalisatie, schoning moeten uit de aard der zaak ook de zeer "verarmde" plantengemeenschappen synsystematisch en oekologisch worden onderzocht en zo mogelijk getypeerd.

") Segal (1965) geeft als hoofdoorzaak van snelle aggregaatvorming door waterplanten het pionierkarakter van het watermilieu aan, waarbij de primariteit een zeer grote rol speelt vergeleken tot de oekologie

Onderzoek / floristische inventarisatie

Begin mei 1970 werd begonnen met een inventarisatie der meeste te onderzoeken wateren om een floristisch overzicht te verkrijgen omtrent de watervegetaties in het onderzochte gebied. Deze inventarisatie werd tot eind juni voortgezet en de daarbij aangetroffen plantesoorten werden nagedetermineerd door mijn stagebegeleiders en anderen (zie Voorwoord). Eind juni werden de eerste opnamen gemaakt, de laatste opnamen werden begin oktober verricht. In een aantal het gehele jaar gevolgde proefvlakken bleken in deze tijdperiode de daarin aangetroffen plantesoorten kwalitatief kontinu aanwezig, zodat de lange periode van bemonstering bij de gevolgde verwerkingen volgens presentie en absentie der species geen invloed heeft op het resultaat wat betreft de gevonden verbanden tussen species en opnamen onderling. Een aantal oekologische faktoren (met name chemische) ondervinden echter invloeden van het seizoen en daarom werd in enkele proefvlakken enkele malen gedurende de bemonsteringsperiode een watermonster genomen en de andere in het veld bepaalde grootheden gemeten; op deze manier werd getracht een grove indruk te verkrijgen van de door het onderlinge tijdsverschil veroorzaakte onbetrouwbaarheid der gemeten oekologische faktoren.
Grofweg was de chronologie der opnamen : stroomgebied van de Tungelroyse beek (begin juli tot begin augustus), omgeving van Maastricht, Geul en zijbeken (eind augustus tot eind september) en de beken op de oostelijke Maasoever in Midden-Limburg (begin oktober). In totaal werden 296 opnamen gemaakt, waarvan 255 met een volledige oekologische bepaling als vermeld onder Methodiek.
In bijlage 1 worden alle opnamen vermeld met datum, gemeente en nadere plaatsaanduiding, naam van het onderzochte water, stafkaartkoördinaten, groepsnummer volgens de klassificerende verwerking volgens Crawford en Wishart èn het aantal in het proefvlak onderscheiden soorten (en enkele andere kategoriën zoals draadwieren). In figuur 1 (pag. 27) werden de opnamen in een overzichtskaartje van het onderzochte gebied weergegeven met aanduiding of het een stilstaand hetzij een stromend water betrof. 83 opnamen betroffen slilstaand water, 27 opnamen vrijwel stagnerend water (stroomsnelheid lager dan 0,05 m/sek) en de andere opnamen sneller stromend water.
Uit figuur 1 blijken de opnamen vrijwel beperkt tot Geul en enkele zijbeken en de omgeving van Maastricht in Zuid-Limburg en zijn de opnamen voor Midden-Limburg vrijwel beperkt tot het gebied ten noorden van Echt. De oorzaak van deze opvallende ruimtelijke diskrepantie is het ontbreken van een vegetatie

Fig. 1: OPNAMEN VAN WATERVEGETATIES IN ZUID- EN MIDDEN-LIMBURG



van hogere waterplanten in het stroomgebied van de Geleenbeek (zeer sterke waterverontreiniging vanuit de oostelijke en westelijke mijnstreek).
In bijlage 2 worden alle onderzochte beken en andere wateren in alfabetische volgorde genoemd en de absentie van vegetaties van hogere waterplanten vermeld (met de vermoedelijke oorzaak) of de presentie van de 26 in het onderzoek meest aangetroffen soorten of andere kategoriën. Om een indruk van de betrouwbaarheid van deze opgaven te geven worden aantallen waarnemingen en/of opnamen opgegeven.
In totaal werden bij het maken der opnamen 117 species of andere kategorieën onderscheiden, te weten (het getal geeft het aantal opnamen van de in totaal 255 opnamen waarbij watermonsters werden genomen en waarin de soort present was, het eventuele daarop volgende getal tussen haakjes het totale aantal opnamen van presentie (van de in totaal 296 opnamen)) :

Achillea ptarmica L. 1
Acorus calamus L. 14
Agrostis stolonifera v.natans Glück 22(24)
Alisma lanceolatum With. 3
Alisma plantago-aquatica L.
met bovenwaterbladen 12(14)
met drijfbladen 22(27)
Alopecurus spec. 2(3)
Apium inundatum (L.)Rchb. 4
Apium nodiflorum (L.)Lag. 10
Artemisia vulgaris L. 1
Bidens cernuus L. 1
Bidens tripartitus L. 3(4)
Brachythecium rivulare B.S.G. 5) 1
Butomus umbellatus L. 2
Calystegia sepium (L.)R.Br. 1(2)
Callitriche spec. 90(103)
Cardamine cf. amara L. 2
Carex L. spec. 6(7)
Catabrosa aquatica (L.)P.B. 1
Ceratophyllum demersum L. 24(26)
Ceratophyllum submersum L. 2
Chara contraria 1) 1
Eleocharis acicularis (L.)R. et Sch. 4
Eleocharis palustris (L.)R. et Sch. 1(2)
Elodea canadensis Michx. 55(64)
Elodea densa (Planch.)Casp. 2) 1
Elodea nuttallii (Planch.)St.John 7(8)
Epilobium spec. 9
Equisetum fluviatile L. 6(7)
Equisetum palustre L. 4(6)
Filipendula ulmaria (L.)Maxim. 1
Fontinalis antipyretica Hedw. 3) 7(8)
Galium palustre L. 4(5)
Glechoma hederacea L. 2
Glyceria fluitans (L.)R.Br. 40(41)
Glyceria maxima (Hartm.)Holmb. 45(59)
Groenlandia densa (L.)Fourr. 4) 1
Hottonia palustris L. 1
Hydrocharis morsus-ranae L. 13(15)
Iris pseudacorus L. 3(8)
Juncus articulatus L. 1
Juncus bulbosus L. 5
Juncus effusus L. 10(12)
Juncus subnodulosus Schrank. 1(3)
Lemna cf. gibba L. vlakke vorm 82(97)
Lemna gibba L. bolle vorm 6
Lemna trisulca L. 21(22)
Leptodictyum riparium (Hedw.)Warnst. 3) 3
Luronium natans (L.)Raf. 1
Lycopus europaeus L. 8(13)
Lysimachia nummularia L. 3
Mentha aquatica L. 9(12)
Myosotis scorpioides L. 63(67)
Myosoton aquaticum (L.)Moench. 1
Myriophyllum spicatum L. 35(36)
Myriophyllum verticillatum L. 5
Nasturtium officinale R.Br. 9(11)
,, microphyllum (Boenningh.) Rchb. 2
Nasturtium R.Br. spec. 10
Nitella flexilis 1) 3
Nuphar luteum (L.)Sm. 26(31)
Nymphaea alba L. 1(2)
Nymphoides peltata (Gmel.)O.Kuntze 3(4)
Oenanthe aquatica (L.)Poir. 2
Phalaris arundinacea L. 17(18)
Phragmites australis 11(13)
Platyhypnidium riparioides (Hedw.)Dix. 3) 6

Poa pratensis L.	9(12)
Poa trivialis L.	12
Polygonum amphibium L.	16(21)
Polygonum L. spec.	7
Potamogeton acutifolius Link.	1
Potamogeton alpinus Balb.	6
Potamogeton berchtoldii Fieb.	7
Potamogeton crispus L.	59(64)
Potamogeton friesii Rupr.	5
Potamogeton lucens L.	4
Potamogeton natans L.	40(48)
Potamogeton nodosus Poir.	7
Potamogeton obtusifolius M.et K.	1
Potamogeton pectinatus L.	30(32)
Potamogeton perfoliatus L.	18
Potamogeton polygonifolius Pourr.	4
Potamogeton pusillus L.	22
Potamogeton trichoides Cham.et Schld.	(1)
Ranunculus aquatilis L. 4)	8(9)
Ranunculus circinatus Sibth. 4)	4
Ranunculus fluitans Lamk. 4) } Ranunculus peltatus ssp. pseudofluitans (Syme)Cook 4) }	45
Ranunculus flammula L. 4)	1
Ranunculus peltatus Schrank. 4)	2(3)
Ranunculus sceleratus L. 4)	2
Ranunculus trichophyllus Chaix 4)	1
Ranunculus L. spec.	4
Riccia fluitans L. 5)	5
Rorippa amphibia (L.)Besser	1(3)
Rumex L. spec.	8(12)

Sagittaria sagittifolia L.	
f. typica Klinge	49(52)
f. natans Klinge	16(17)
f. vallisneriifolia Coss.	40(41)
(f. heterophylla niet onderscheiden)	
Scirpus fluitans L.	2(3)
Scirpus lacustris L. ssp. lacustris (Sm.)Hartm.	11
Scirpus maritimus L.	2
Scrophularia aquatica L.	1
Scutellaria galericulata L.	1
Sium erectum Huds.	1
Sium latifolium L.	2
Solanum dulcamare L.	2
Sparganium emersum Rehm.	
f. terrestris	7
f. fluitans	105(110)
Sparganium erectum L. } Sparganium neglectum Beeby 4) }	22(25)
cf.Sphaerotilis natans 6)	13
Spirodela polyrhiza (L.)Schl.	25(30)
Typha angustifolia L.	1
Typha latifolia L.	5(6)
Utricularia cf.vulgaris L.	2
Veronica beccabunga L.	8(10)
Zannichellia palustris L.	23
sessiele groene draadwieren (meestal Cladophora)	86(89)
drijvend en/of zwevend wierflab	32(33)

Zeldzame soorten als Potamogeton nodosus en P. polygonifolius werden overbemonsterd ten opzichte van het aantal vindplaatsen.
De nomenklatuur is volgens Heukels-Van Ooststroom (1972), behalve 1) Verdam (1939), 3) Landwehr (1966), 4) Clapham, Tutin & Warburg (1962), 5) Margadant (1959), 6) Stanier, Doudoroff en Adelberg (1970).

De determinatie moest meestal geschieden aan de hand van vegetatief materiaal, vooral het extreme milieu van snelstromende beken lijkt bloei en fruktifikatie bij veel soorten te verhinderen, waardoor het bij een aantal genera moeilijk bleek vaak de species te onderscheiden. In de loop van het veldonderzoek kon de vegetatieve herkenning van dergelijke species worden verbeterd, maar kon terwille van een konsekwente onderlinge vergelijking der opnamen niet voor verdere verwerking van het totale opname-materiaal worden benut. Determinatiemoeilijkheden en andere bijzonderheden bij de determinatie worden bij de volgende taxa besproken :

Agrostis en de andere grassoorten werden vegetatief op naam gebracht met be-

hulp van de Flora Neerlandica en 2 vegetatieve tabellen (in:Hubbard (1968) en Kruyne&De Vries(68).Een moeilijkheid vormden de aan het water aangepaste vormen, waarvan echter de voor determinatie doorslaggevende vorm en grootte van het tongetje als konstant werd opgevat. In de loop van het seizoen kon vaak worden vergeleken met bloeiende exemplaren op de oevers.

Apium nodiflorum lijkt vegetatief zeer sterk op Sium erectum, beide komen voor in de zuidoost hoek van Zuid-Limburg, in de rest van Limburg is de tweede soort algemener. Aan de hand van bloeiende exemplaren kon worden vastgesteld dat eerstgenoemde soort een veel onregelmatiger gezaagde bladrand bezit dan de tweede, bij de Apium-bladen neigt de gezaagdheid van de bladrand bovendien vaak naar gekarteldheid en zijn de "zaagtandjes" van duidelijke stekelpuntjes voorzien.

Callitriche bleek in stromend water nauwelijks te fruktificeren en daarom zeer moeilijk tot species-niveau te determineren, zelfs niet met de monografie van Schotman. De zeer smalbladige vormen met uitgerande top in snelstromend water is waarschijnlijk steeds C. hamulata, deze soort kan van de eveneens algemene C. platycarpa worden onderscheiden door de vorm van de drijvende rozetten. Door het niet steeds aanwezig zijn van deze rozetten en het veelvuldig voorkomen van intermediaire vormen moesten deze variabele soorten voor verwerking der opnamen samengenomen worden. C. cophocarpa kon niet fruktificerend worden aangetoond, C. stagnalis bleek zeldzaam. Een experiment om verzamelde Callitriche-exemplaren verder te kweken en tot fruktifikatie te brengen mislukte.

Elodea nuttallii werd naast de opgegeven smallere bladen (een zeer variabel kenmerk) van E. canadensis onderscheiden aan de hand van het meestal gekroesde en gedraaide uiterlijk der bladen en het vergeleken met E. canadensis warrige uiterlijk van de bladeren aan de stengeltop. De E. densa (Egeria densa) genoemde soort bezat 4- (soms 5- of 8-)tallige bladkransen tegenover de vorige soorten 3-tallige (soms 2-tallige bij E. canadensis) en was bovendien veel robuuster dan deze.

Glyceria fluitans kon in vegetatieve toestand niet van de eveneens in Limburg voorkomende G. plicata en de zeldzame G. declinata worden onderscheiden; volgens het kenmerk van gladde bladscheden (Heukels-Van Ooststroom, 1968) bij G. fluitans werd geen G. plicata in de onderzochte watervegetaties aangetroffen, hoewel de soort wel vrij algemeen op wateroevers in Zuid-Limburg werd aangetroffen in bloeiende toestand.

Lemna minor kon volgens de door De Lange en Segal (1968) en Den Hartog (1968)

aangegeven kenmerken niet worden aangetoond, alle erop lijkende materiaal bleek volgens het kriterium van de grofheid der netstruktuur van de luchtholten de vlakke vorm van L. gibba of een andere daaraan nauw verwante soort (L. obscura, L. disperma ?). Volgens de IVON-uurhokgegevens (verspreiding vóór 1953) is L. gibba zeldzaam, L. minor daarentegen zeer algemeen; het gehanteerde onderscheidingskriterium hierbij is waarschijnlijk alleen respektievelijk het bol of plat zijn van de schijf, hetgeen onvoldoende is. Een moeilijkheid is dat onzes inziens de grofheid van de netstruktuur mede sterk afhankelijk is van de ontwikkeling van de schijf, dus erg variabel is; er werden moederschijven aangetroffen die duidelijk tot L. gibba behoorden, doch nog samenhangende en vrijwel even grote dochtercellen hadden opgeleverd met een veel fijnere en over een veel kleiner oppervlak van de schijf ontwikkelde netstruktuur. Ook kombinatie met de andere opgegeven kriteria leverde slechts tegenstrijdige informatie op. Langwerpige, egaal helder groene schijfvormen (L. minor of bloeiende L. trisulca ?) werden slechts in niet vervuilde bronmilieus aangetroffen, wat mede een aanwijzing is dat L. minor (volgens De Lange en Segal (1968) niet voorkomend bij een hoog elektrisch geleidingsvermogen, te hoge trofieën door anorganisch-chemische verontreiniging mijdend) zeldzaam is geworden. De moeilijkheid van determinatie moge blijken uit het feit dat op een Nederlands laboratorium een als L. minor verkregen reingekweekte stam pas na jaren onderzoek als L. gibba "door de mand viel".
Myriophyllum bleek in vegetatieve toestand een moeilijk geslacht voor bepaling der species. Voor M. spicatum werd als doorslaggevend kenmerk gehanteerd het rood aanlopen van de stengel en het enigszins opzwellen der internodiën. Het door Heukels-Van Ooststroom opgegeven kenmerk van aantal bladen per bladkrans bleek slecht te voldoen, terwijl ook het aantal bladslippen per blad te variabel bleek om als soortskriterium te kunnen dienen (op grond van dit laatste kriterium tot M. alternifolium gerekende planten in Geul en samenhangende wateren bleken voorjaarsvormen van M. spicatum te zijn). De faktor stroming is voor dit genus waarschijnlijk nog onvoldoende ideotaxonomisch onderzocht op de invloed op de variabiliteit van de morfologie. Sterke stroming houdt voor M. spicatum een korter worden der internodiën in, wat het verschil met M. verticillatum verkleint. De mogelijkheid van het voorkomen van neophyten als de in Engeland voorkomende M. heterophyllum kon niet afdoende worden onderzocht.
Nasturtium officinale werd niet vaak genoeg fruktificerend (dat wil zeggen determineerbaar) gevonden om de verspreiding ten opzichte van N. microphyllum

te kunnen vaststellen ; wel werd de eerste vaker gevonden hetgeen in tegenspraak is met de landelijke verspreiding van beide soorten.
Een aantal Potamogeton-soorten leverden -vooral in het begin van het onderzoek- in vegetatieve toestand bij determinatie moeilijkheden op. De grote variabiliteit en wellicht het optreden van hybriden veroorzaakte bij een aantal species -zelfs bij gebruik van de determinatietabel op vegetatieve kenmerken van Clason (Flora Neerlandica, 1964)- grote twijfels bij het benoemen. Intermediaire vormen werden gevonden van P. acutifolius en P. friesii, P. berchtoldii en P. friesii (fruktificerend), P. natans en P. nodosus, P. natans en P. polygonifolius, P. pusillus en P. friesii, P. pusillus en P. trichoides, terwijl ook vormen van P. lucens met zeer korte bladstelen moeilijkheden opleverden; waarschijnlijk zijn de gevonden afwijkingen van de soortbeschrijvingen meestal een gevolg van een te lage opgave van de variatiebreedte van sommige vegetatieve kenmerken (bv. de zeer goede ontwikkeling van wortelstokken in snelstromende zandige beken is soms over het hoofd gezien bij de systematische beschrijving), één of meer der gevonden intermediairen zijn wellicht ook te verklaren door hybridisatie, hetgeen nog nader onderzocht dient te worden. Voorlopig werden alle gevonden Potamogetons -net als het volgende te bespreken genus- vernoemd naar de species, waarmee de meeste beschreven kenmerken overeenkwamen.
De Ranunculaceae van de Batrachium-sektie van het genus Ranunculus leverden zelfs in bloeiende toestand intermediairen tussen de verschillende speciesbeschrijvingen op. Voorbeelden zijn (bij determinatie volgens Clapham, Tutin & Warburg (1962) en de monografie van Cook (1966)) R. aquatilis en R. fluitans, R. aquatilis en R. peltatus, R. aquatilis en R. trichophyllus, R. fluitans en R. pseudofluitans, R. trichophyllus en R. tripartitus, die gedeeltelijk een gevolg zullen zijn van een te grote geneigdheid tot "splitten" bij de Engelse systematici. Voor de verwerking der opnamen moesten R. fluitans en R. pseudofluitans helaas samengenomen worden, omdat ze niet vaak genoeg bloeiend werden aangetroffen en de vegetatieve kenmerken in elkaar overliepen (de tweede soort heeft over het algemeen meer, kortere en fijnere bladslippen, andersgevormde steunblaadjes en bloemen en soms drijfbladen en komt in Geul en Swalm vrij veelvuldig voor).
Sagittaria sagittifolia blijkt in snelstromend of diep water slechts de primair gevormde lijnvormige bladen te vormen (f. vallisneriifolia) en zich nooit verder te ontwikkelen tot de karakteristieke pijlvormige bladen (f. typica) of de Alisma-achtige tussenvorm (f. natans) en is in dit water dan ook

makkelijk te verwarren met Sparganium-planten; als onderscheidingskriterium werd gehanteerd het bij de eerstgenoemde soort vaak dóórlopen van de dwarsschotten in het blad tussen meer zijnerven en de vaak wat scheve afsnijding van de bladtop. [1]

Sparganium emersum kan in enkele gevallen verward zijn met vlottende vormen van S. angustfolium of S. minimum. Sparganium erectum werd slechts in weinig gevallen fruktificerend aangetroffen, zodat de verspreiding van de alleen op grond van rijpe vruchten te determineren ssp. erectum en ssp. neglectum nog niet voldoende bekend is. Het kenmerk van een rood aangelopen onderzijde van de binnenzijde der bladen voor de tweede ondersoort kon niet worden onderschreven.

Al't verzamelde fruktificerende Zannichellia-materiaal bleek te behoren tot Z. palustris ssp. palustris var. palustris.

[1] L. De Lange (mond. med.) vermeldt nog dat Sagittaria sagittifolia minder zijdelingse nerven en anders verlopende dwarsnerven heeft.

Onderzoek / bewerkingen der opnamen op floristische grondslag

Enige tijd na het beëindigen van het veldonderzoek waren op het Mathematische Centrum te Amsterdam een aantal wiskundige verwerkingsmethoden voor vegetatiekundig opnamen-materiaal operabel voor de beschikbare rekenautomaten. Het betrof :

1. principale komponent-analyse (ordinatie) volgens Orloci (1966) ; toegepast werd een normale analyse volgens ongewogen waarden
2. groepsanalyse (klassifikatie) volgens Crawford en Wishart (1966) ; toegepast als normale analyse volgens ongewogen waarden
3. klassifikatie (samenvoegend volgens de "nearest neighbour" -techniek) afgeleid uit een volgens Yates gekorrigeerde chi-kwadraat-matrix; toegepast als inverse analyse volgens ongewogen waarden

Er werd gewerkt met ongewogen waarden -het aangeven van slechts absentie of presentie van een soort per opname- omdat dit het maken der ponskaarten aanzienlijk vergemakkelijkte; bovendien bleek uit empirisch onderzoek van de toegepaste methodieken voor verwerking van het opname-materiaal bij toepassing op omvangrijke opnamen-sets de verkregen informatie bij het toepassen van ongewogen waarden niet noemenswaard te verschillen van de informatie verkregen uit de veel bewerkelijker gewogen waarden. [1]) Tevens lijkt de omrekening van de toegepaste schaal voor de kombinatie van abundantie en bedekkingspercentage naar de door Segal (1965) aangegeven schaal van omgerekende gemiddelde bedekkingspercentages vrij arbitrair. Voor wiskundige verwerking lijkt een niet gekombineerde schatting (bijv. van Doing (1954) of beter Barkman, Doing & Segal (1954)) meer voor de hand te liggen bij het weergeven van het bedekkingspercentage (eventueel abundantie). Zie o.a. Segal,1970.
Achtereenvolgens worden de resultaten van de genoemde verwerkingsmethoden besproken en methodisch getoetst, onder andere door onderlinge vergelijking der met de verschillende methoden verkregen resultaten. Vergelijking met de oekologische meetresultaten geschiedt onder een apart hoofdstuk.

1. Principale komponent-analyse volgens Orloci (1966)
Zoals vermeld werd een normale analyse toegepast, de opnamen werden geördineerd in een driedimensionaal assen-stelsel. De achtereenvolgens onderscheiden assen worden respektievelijk X-, Y- en Z-as genoemd. De werkwijze wordt

[1]) de onderlinge verschillen tussen kwantitatief en kwalitatief onderzoek zullen groter zijn naarmate er meer sprake is van opnamen met sterke dominantie of onderlinge grote verschillen in totale bedekkingsgraad

beschreven door Orloci (1966) en Segal (1970). Orloci vermeldt het geringe verlies aan informatie betreffende de belangrijkste gradiënten en clusters bij analyse uitgaande van ongewogen waarden. Segal beveelt de ordinatie aan vanwege het niet toepassen van een -steeds op vooronderstellingen berustende- affiniteitsindex (zoals bij de ordinatietechniek volgens Bray & Curtis (1957)), maar zijn opmerkingen aangaande de toepasbaarheid (het uitgangsmateriaal moet een hoge homotoniteit bezitten en liefst oekologisch te korreleren zijn met één of enkele master-faktoren of beperkende faktoren bv. in een gradiënt-situatie) veroorzaakten geen al te hoge verwachtingen aangaande de ermee te verkrijgen resultaten bij het eigen zeer heterogene (zowel floristisch als oekologisch gezien) opname-materiaal. Toepassingen van deze techniek worden beschreven door Oneykwelu (1972) en Whittaker (1967). De eerste geeft een voorbeeld van vergelijking van floristische en oekologische waarnemingen uitgaande van de principale komponent-analyse (onderzoek van duinvalleien), de laatste van de toepassing in gradiënt-analyse. Ook Seddon (1971) past de techniek volgens Orloci toe, maar zijn uitgangsmateriaal bestaat niet uit "braun-blanquet-tiaanse" opnamen doch uit kwalitatieve soortenlijstjes voor een groot aantal Engelse meren.
De Principal Components Analysis heeft als voordeel boven de minder bewerkelijke Simple Ordination (beide Orloci, 1966), dat bij de eerste methode een efficiëntie-verhoging van de principale assen plaatsvindt door een dusdanige komponent-analyse van de toegewezen koëfficiënt dat elke as in de richting van de maximale variatie van de clustering ligt. Er werd gebruik gemaakt van de "R-type"-analyse, omdat het aantal individuen (opnamen) het aantal eigenschappen (soorten) overtrof (respektievelijk 296 tegenover 117).

De verwerkingskapaciteit van de gebruikte rekenautomaat stond bij het toegepaste rekenprogramma niet toe dat er in de opnamenset meer dan 100 eigenschappen (soorten) voorkwamen, zodat het aantal van 117 onderscheiden soorten en andere kategorieën met 17 moest worden gereduceerd. Hiertoe werden 9 soorten die slechts 1 x en 8 soorten die 2 x in een opname werden waargenomen geschift; de soorten die in 2 opnamen voorkwamen, betroffen oeverplanten die slechts zeer zelden in het water worden aangetroffen. Deze zelfde schifting moest ook voor de volgende verwerkingsmethode, de groepsanalyse volgens Crawford en Wishart, geschieden. Aangezien de geschifte soorten in redelijk soortenrijke opnamen voorkwamen, kan de schifting nauwelijks enige invloed op het resultaat hebben uitgeoefend.

De ordinatie is zeer geschikt voor korrelatie met oekologische faktoren ; onder het aparte hoofdstuk Oekologie worden een aantal belangrijk geachte oekologische variabelen in de ordinatie weergegeven. Onder dit hoofdstuk (Inventarisatie) leek het ondertussen interessant de ordinatie te vergelijken met de floristische eigenschappen van het opnamemateriaal. Hiertoe werden van de 26 meest voorkomende onderscheiden soorten en andere kategorieën de range en het gemiddelde van de koördinaten van de opnamen, waarin de betreffende soort present was, voor de 3 bepaalde assen berekend en weergegeven in de figuren 2 a, b en c (pag. 37 t/m 39).+) In deze figuren is ook aangegeven :

1. het aantal malen dat de betreffende soort in een opname present was (n)
2. de groepsstandaardafwijking van de koördinaat-waarden (SW)
3. de koherentiefaktor (k), dat is de range gedeeld door de standaardafwijking, welke bij een waarde kleiner dan 3,5 een redelijke koherentie van de waarden der waarnemingen aanduidt.

Daarnaast wordt ook de gemiddelde waarde der koördinaten voor het totale materiaal opgegeven.

In de figuren 3 a, b en c (pag. 40 t/m 42) zijn de berekende gemiddelde koördinaat-waarden uitgezet tot een ruimtelijke "soorts-ordinatie". Hieruit zijn enkele "plantensociologische" voorlopige gevolgtrekkingen af te leiden (fig. 4 en 5, pag. 43/44).

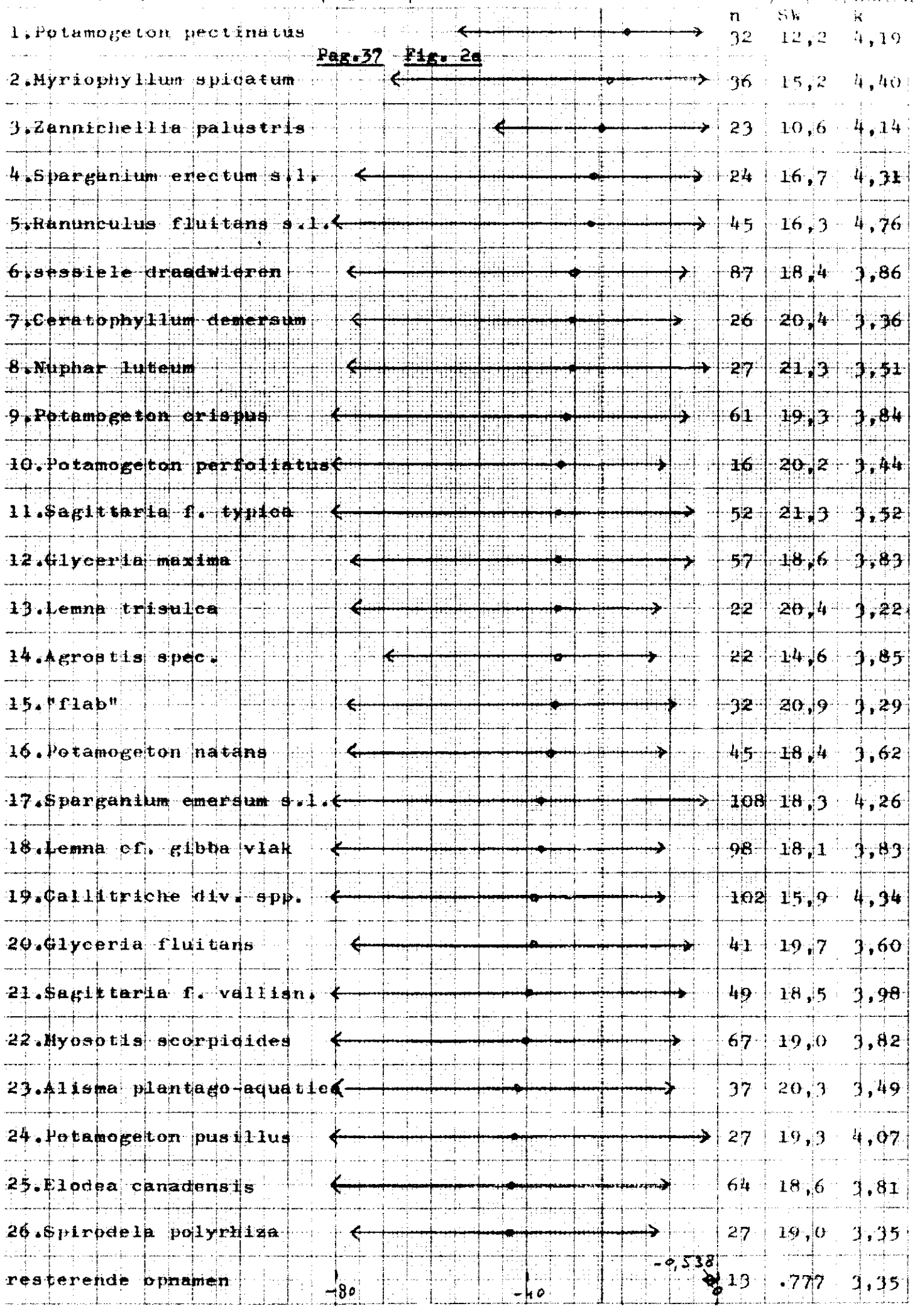
Konklusies uit de afgeleide ordinatie der soorten :

De differentiatie via de X-as is vrij slecht, alleen Zannichellia heeft een vrij sterk afwijkende range; de range der gemiddelden bedraagt slechts ongeveer 25 tegenover een range van het totale materiaal van circa 80. De differentiatie via de Y- en Z-as lijkt beter, er is een aan de gemiddelden parallel lopend vrij sterk verloop en spreiding van de ranges per soort (vooral via de Y-as); de ranges der gemiddelden bedragen respektievelijk ruim 120 en ruim 160 tegenover "over-all"-ranges van ongeveer 320. De standaardafwijkingen zijn groot en er zijn nauwelijks koherentiekoëfficiënten van minder dan 3,5 gevonden, maar deze ongunstige situatie was eigenlijk wel te verwachten van een ordinatie van een dermate heterogene opnameset als het uitgangsmateriaal; we verkrijgen in feite een nogal verwrongen systeem van de meer of minder (tot zelfs geheel niet) verwante opnamen als we uitgaan van het per opname soortenarme watervegetatiemateriaal en hiervan uitgaande een ordinatie op soorten afleiden kan nauwelijks leiden tot kleine opnamen-clusters per

+) zie opmerking over deze verwerkingswijze op pag. 177 (Naschrift)

X-koördinaten der soorten, verkregen door transformatie volgens de essentie der soorten van de Principal Components Analysis (ORLOCI 1966) op opnamen

Pag.37 Fig. 2a



	n	Sk	k
1.Potamogeton pectinatus	32	12,2	4,19
2.Myriophyllum spicatum	36	15,2	4,40
3.Zannichellia palustris	23	10,6	4,14
4.Sparganium erectum s.l.	24	16,7	4,31
5.Ranunculus fluitans s.l.	45	16,3	4,76
6.sessiele draadwieren	87	18,4	3,86
7.Ceratophyllum demersum	26	20,4	3,36
8.Nuphar luteum	27	21,3	3,51
9.Potamogeton crispus	61	19,3	3,84
10.Potamogeton perfoliatus	16	20,2	3,44
11.Sagittaria f. typica	52	21,3	3,52
12.Glyceria maxima	57	18,6	3,83
13.Lemna trisulca	22	20,4	3,22
14.Agrostis spec.	22	14,6	3,85
15."flab"	32	20,9	3,29
16.Potamogeton natans	45	18,4	3,62
17.Sparganium emersum s.l.	108	18,3	4,26
18.Lemna cf. gibba vlak	98	18,1	3,83
19.Callitriche div. spp.	102	15,9	4,34
20.Glyceria fluitans	41	19,7	3,60
21.Sagittaria f. vallisn.	49	18,5	3,98
22.Myosotis scorpioides	67	19,0	3,82
23.Alisma plantago-aquatica	37	20,3	3,49
24.Potamogeton pusillus	27	19,3	4,07
25.Elodea canadensis	64	18,6	3,81
26.Spirodela polyrhiza	27	19,0	3,35
resterende opnamen	13	.777	3,35

Y-koördinaten der soorten, verkregen door transformatie volgens de presentie der soorten van de Principal Components Analysis (ORLOCI 1966) op opnamen

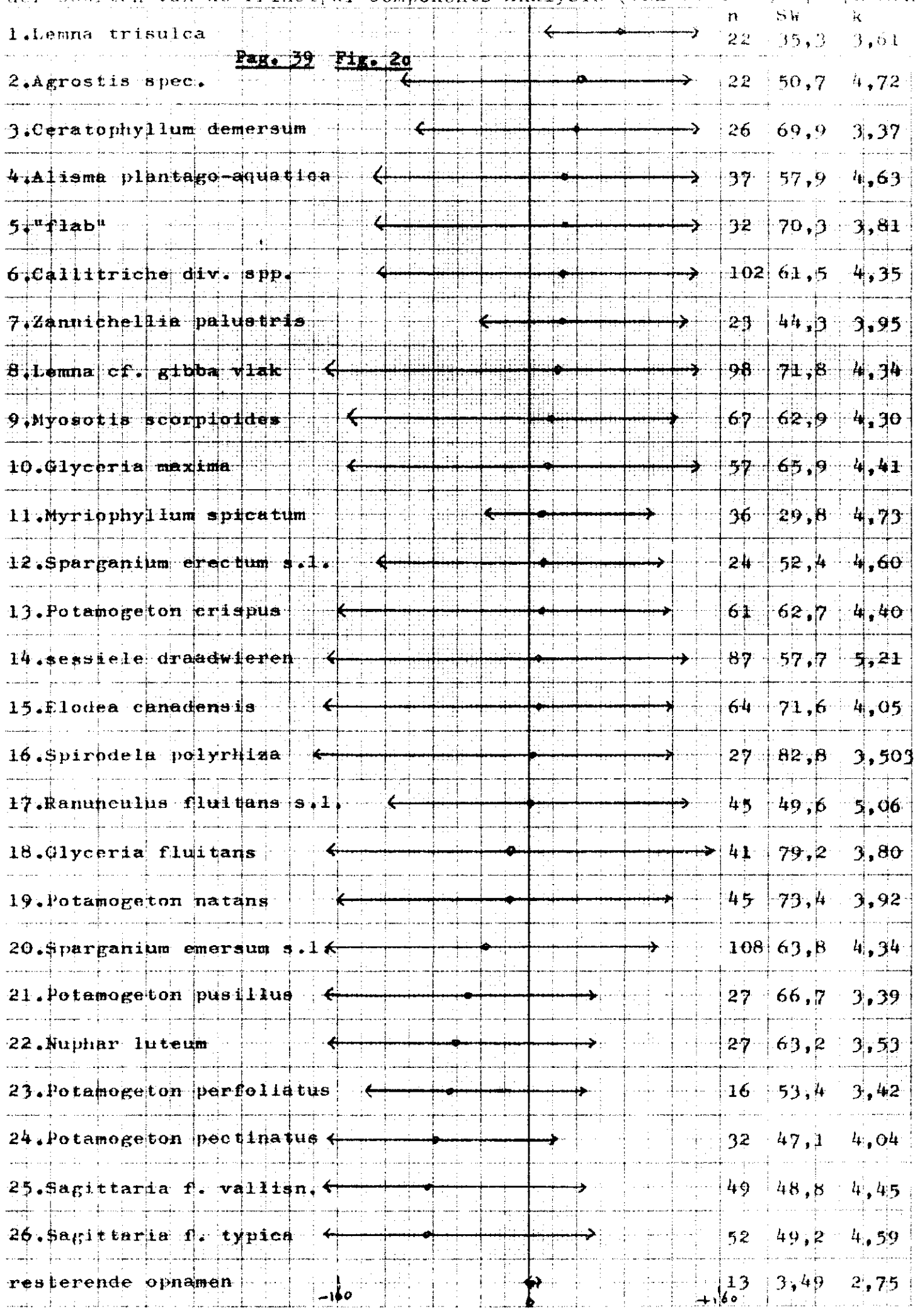
Pag. 38 Fig. 2b

	n	SW	k
1. Ceratophyllum demersum	26	31,0	4,29
2. Lemna cf. gibba vlak	98	33,9	4,31
3. Spirodela polyrhiza	27	34,3	3,46
4. "Flab"	32	43,4	3,55
5. Potamogeton natans	45	34,0	3,66
6. Glyceria maxima	57	37,1	4,58
7. Alisma plantago-aquatica -108	37	43,4	4,70
8. Lemna trisulca	22	45,5	5,98
9. Nuphar luteum	27	29,9	4,03
10. Sagittaria f. typica -89	52	36,4	4,70
11. Potamogeton pectinatus	32	22,3	4,08
12. Potamogeton pusillus	27	38,0	4,19
13. Sagittaria f. vallisn. -89	49	45,0	3,80
14. Potamogeton perfoliatus	16	33,7	3,58
15. Elodea canadensis -99	64	44,9	4,06
16. Callitriche div. spp. -147	102	51,9	4,70
17. Glyceria fluitans -110	41	45,0	4,28
18. Sparganium erectum s.l. -148	24	60,1	3,98
19. Sparganium emersum s.l. -169 151	108	57,1	5,61
20. Agrostis spec. -148	22	53,7	3,90
21. Myosotis scorpioides -147 151	67	61,7	4,85
22. Potamogeton crispus -168	61	59,1	4,20
23. sessiele draadwieren -169 151	87	49,8	6,43
24. Myriophyllum spicatum -169 151	36	61,1	5,24
25. Ranunculus fluitans s.l. -169 151	45	57,7	5,55
26. Zannichellia palustris -169 151	23	67,1	4,77
resterende opnamen	13	.998	3,71

-80 0 +80

Z-koördinaten der soorten, verkregen door transformatie volgens de presentie der soorten van de Principal Components Analysis (ORLOCI 1966) op opnamen

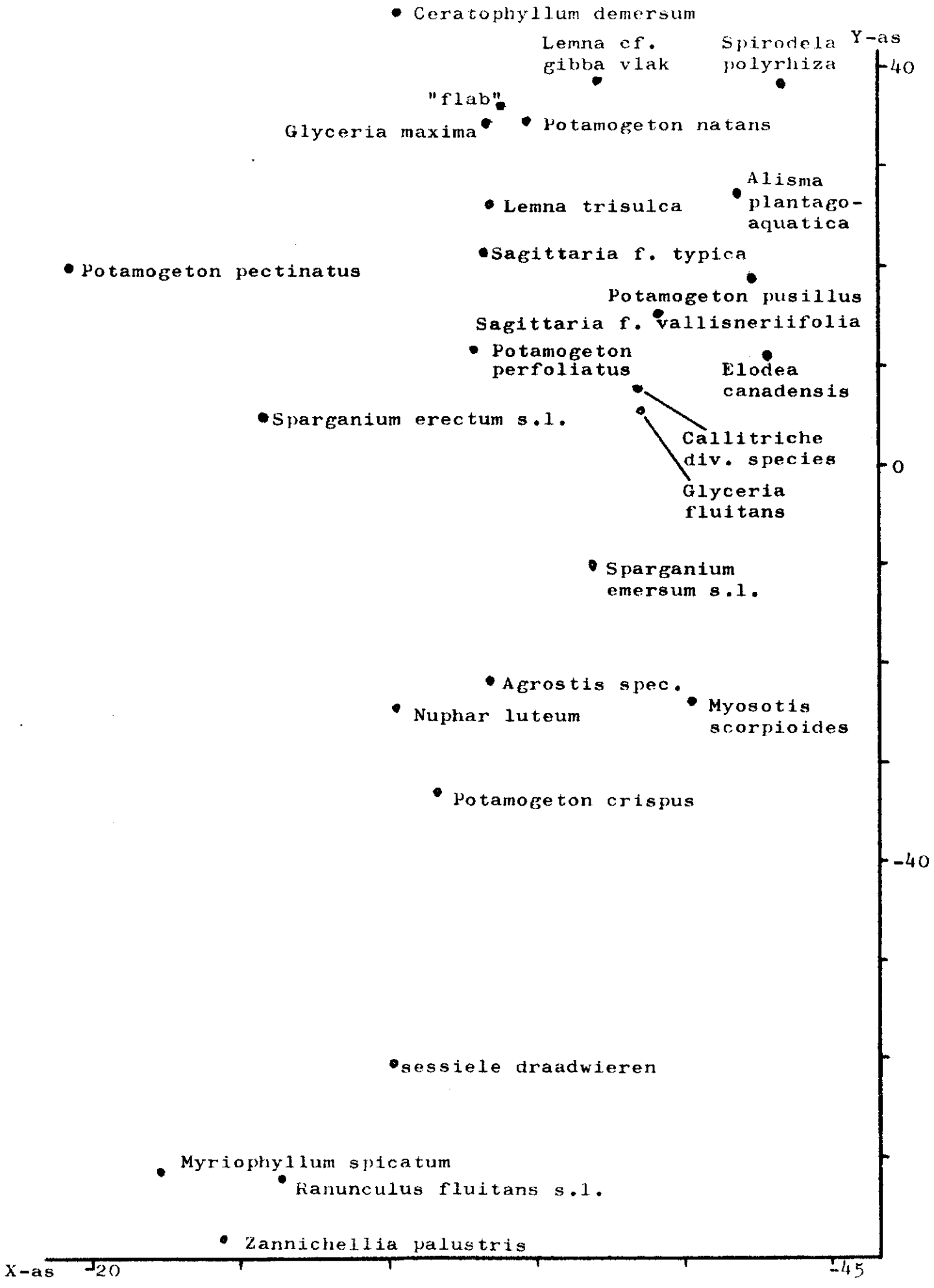
Pag. 39 Fig. 2a



	n	Sw	k
1.Lemna trisulca	22	35,3	3,61
2.Agrostis spec.	22	50,7	4,72
3.Ceratophyllum demersum	26	69,9	3,37
4.Alisma plantago-aquatica	37	57,9	4,63
5."flab"	32	70,3	3,81
6.Callitriche div. spp.	102	61,5	4,35
7.Zannichellia palustris	23	44,3	3,95
8.Lemna cf. gibba vlak	98	71,8	4,34
9.Myosotis scorpioides	67	62,9	4,30
10.Glyceria maxima	57	65,9	4,41
11.Myriophyllum spicatum	36	29,8	4,73
12.Sparganium erectum s.l.	24	52,4	4,60
13.Potamogeton crispus	61	62,7	4,40
14.sessiele draadwieren	87	57,7	5,21
15.Elodea canadensis	64	71,6	4,05
16.Spirodela polyrhiza	27	82,8	3,503
17.Ranunculus fluitans s.l.	45	49,6	5,06
18.Glyceria fluitans	41	79,2	3,80
19.Potamogeton natans	45	73,4	3,92
20.Sparganium emersum s.l.	108	63,8	4,34
21.Potamogeton pusillus	27	66,7	3,39
22.Nuphar luteum	27	63,2	3,53
23.Potamogeton perfoliatus	16	53,4	3,42
24.Potamogeton pectinatus	32	47,1	4,04
25.Sagittaria f. vallisn.	49	48,8	4,45
26.Sagittaria f. typica	52	49,2	4,59
resterende opnamen	13	3,49	2,75

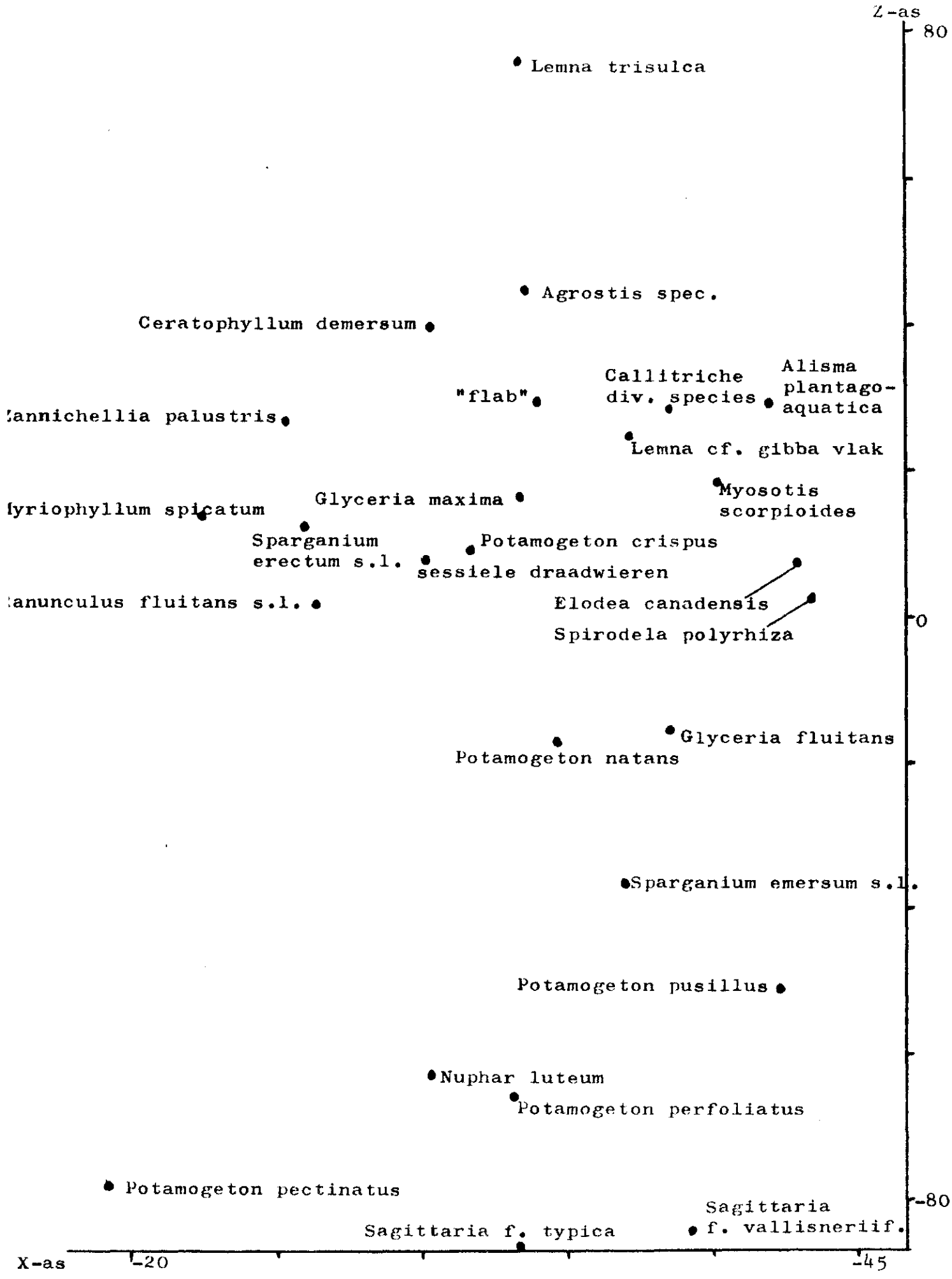
1. Ordinatie volgens de X- en de Y-as

Fig. 3a



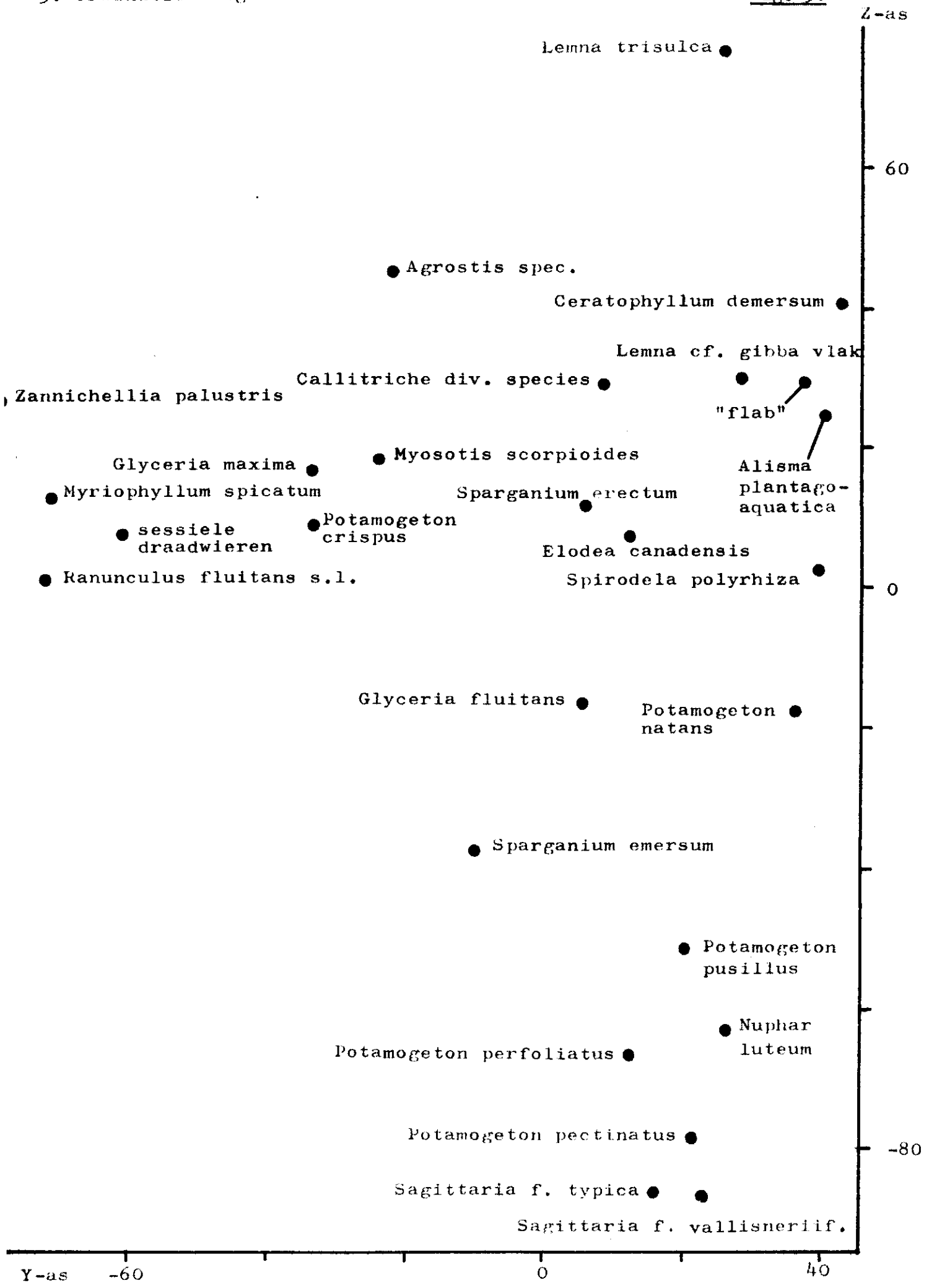
2. Ordinatie volgens de X- en de Z-as

Fig. 3b



3. Ordinatie volgens de Y- en de Z-as

Fig. 3c



Ordinatie van de 26 meest voorkomende soorten en kategorieën (afgeleid uit de Principal Components Analysis volgens Orloci, 1966 uitgevoerd op de opnamen)

Fig. 4 clustering en afscheiding van soorten

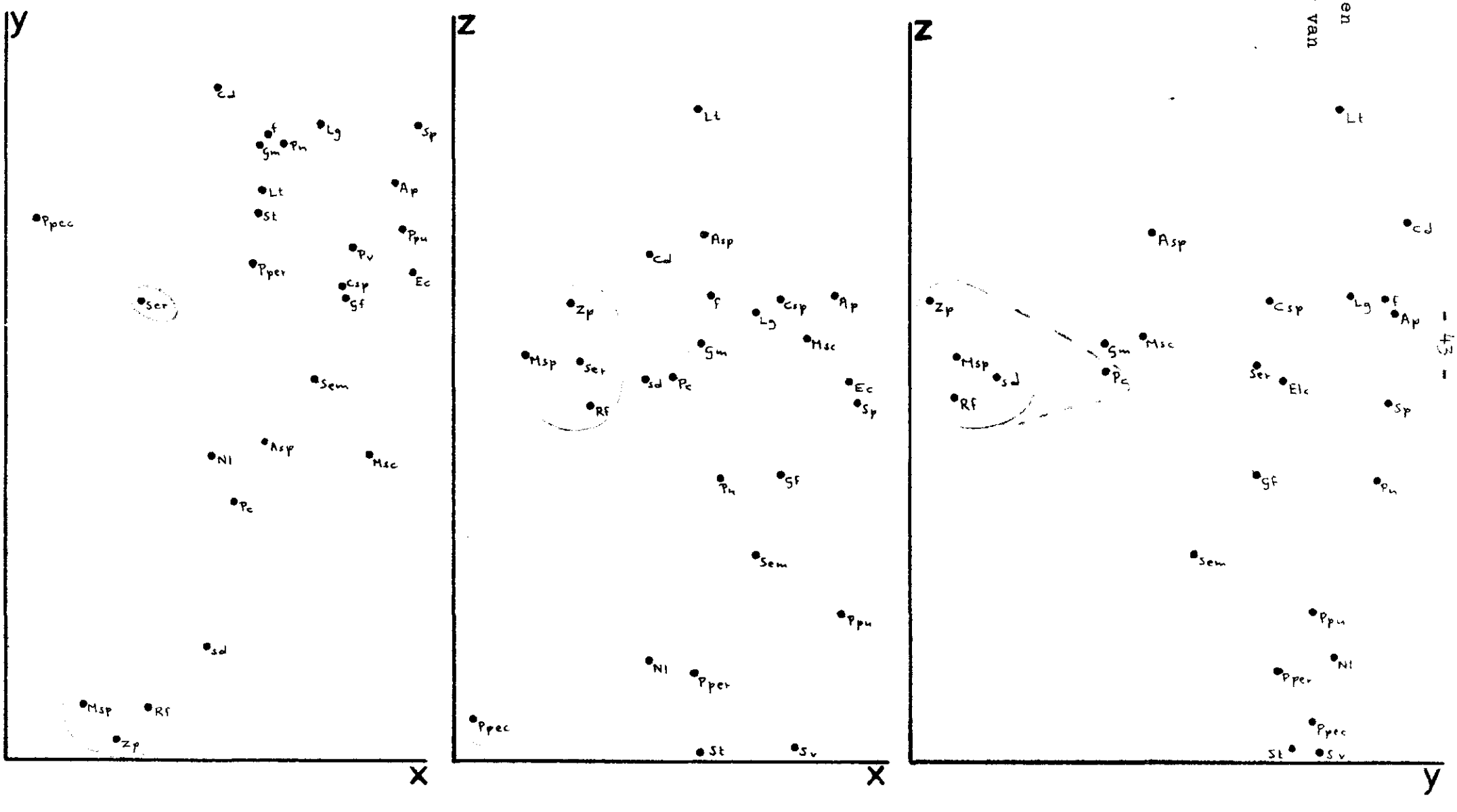
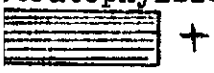


Fig. 5

ordinatie - groeivormen

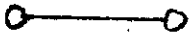
per soort is aangegeven
tot welke groeivorm(Segal,
1965) deze hoort

zwevende en drijvende soorten
(lemniden,riccielliden,
ceratophylliden)

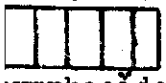


+

patrachiiden



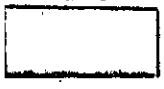
elodeïden



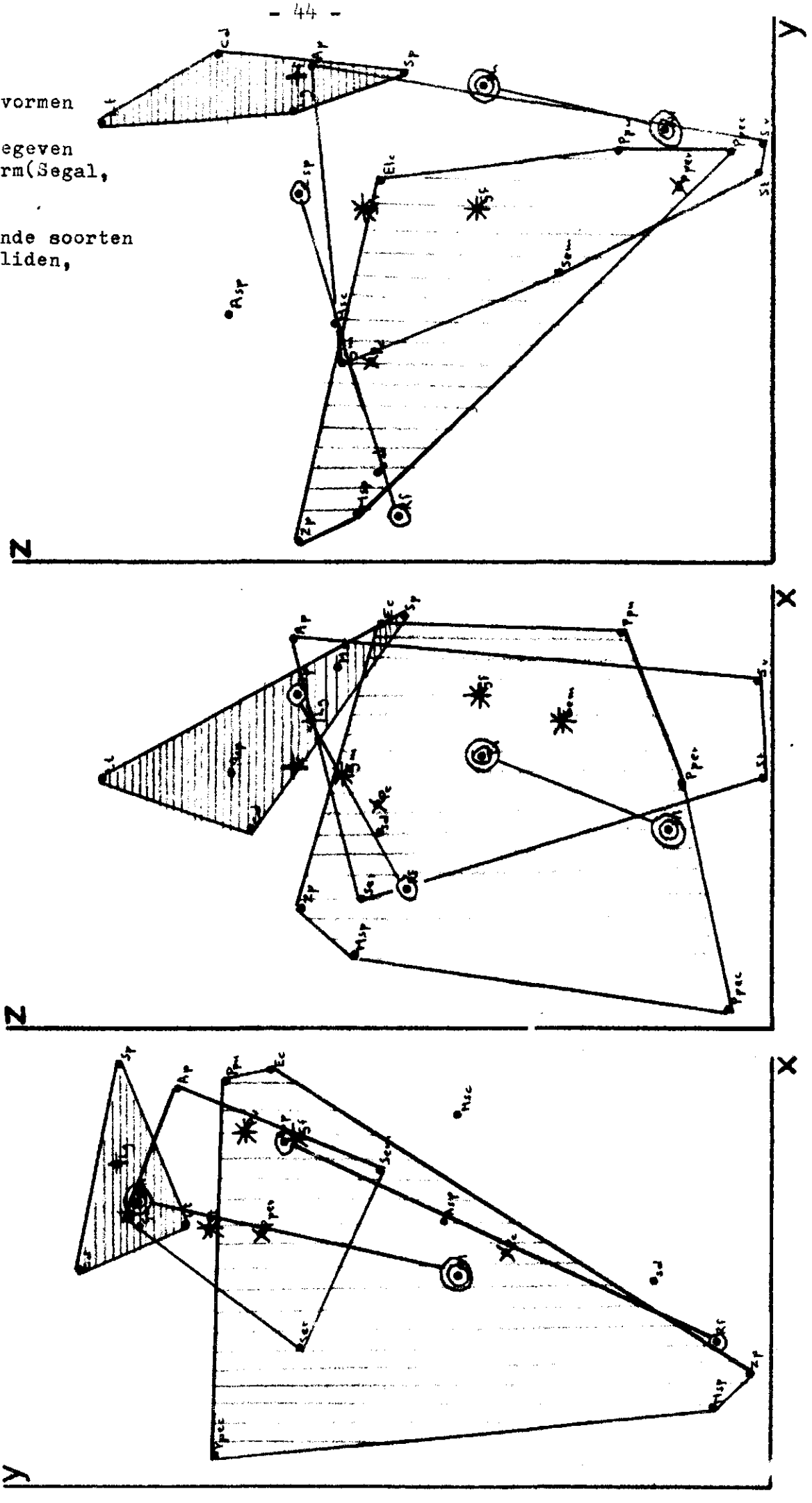
X

nymphaeïden

helo- en pseudo-
helophyten



*



soort. Door het driedimensionale systeem nauwkeurig te analyseren zijn echter toch wel een aantal voorlopige "plantensociologische" gevolgtrekkingen op te maken :

1. er is een duidelijk vrij extreem afgescheiden groep -afgescheiden voor alle drie dimensies) van Myriophyllum, Ranunculus fluitans, Zannichellia en de sessiele groene draadwieren
2. Potamogeton pectinatus is volgens de XY- en XZ-vlakken sterk van het overige opnamemateriaal geïsoleerd. Minder duidelijk zien we ditzelfde isolement voor Lemna trisulca (volgens de XZ- en YZ-projektievlakken) en voor Sparganium erectum
3. iets minder duidelijk dan de onder 1. genoemde groep vinden we afscheiding van een groep met Elodea canadensis, Alisma plantago-aquatica, Callitriche en Spirodela polyrhiza (en Lemna gibba ?)
4. we vinden een duidelijke intermediaire positie tussen de onder 1. en 3. genoemde groepen van Potamogeton crispus (meeste verwantschap echter met groep 1.) en Agrostis. In mindere mate zien we deze positie ook voor Nuphar.
5. een nòg minder -dan de onder 3. genoemde- duidelijke groep is die van Ceratophyllum demersum, Glyceria maxima en flab (en Lemna gibba ?). Deze groep valt uiteen volgens het YZ-vlak.
6. volgens de YZ- en XZ-vlakken bestaat er een vrij vage clustering met Sagittaria (zowel f. typica als f. vallisneriifolia), Potamogeton perfoliatus en Nuphar (en Potamogeton pusillus ?). Nuphar wordt volgens het XY-vlak afgescheiden.
7. sterk "gemiddelde" soorten (dat wil zeggen : met lage specifieke oekologische eisen) lijken te zijn Sparganium emersum, Glyceria fluitans en Myosotis scorpioides.

Indien we kijken naar de groeivorm (Segal, 1965) dan blijken volgens alle drie dimensies de losdrijvende en zwevende lemniden, ricciellíden en ceratophylliden volledig gescheiden van de wortelende ondergedoken elodeïden. De helophyten en pseudohelophyten (inklusief de Vallisneria-achtige beekvormen) lijken een tussenpositie in te nemen, maar zijn in het ruimtelijk model toch het meest geassocieerd aan de elodeïden. Over de positie der nymphaeïden 1.) en de batrachiïden valt weinig te zeggen, per kategorie komen maar 2 soorten in de ordinatie voor. Net als Nuphar vormen de batrachiïden Ranunculus fluitans en Callitriche overgangen naar de elodeïden in het beekmilieu, aangezien bij

1.) de ondergedoken beekvorm van Nuphar met slappe "sla-achtige" bladen is wellicht beter tot de elodeïden dan tot de nymphaeïden te rekenen

een sterke waterstroming nauwelijks drijfbladen voorkomen. Er bestaat overigens zeer weinig synsystematische overeenkomst tussen Ranunculus fluitans en Callitriche volgens de ordinatie.
Natuurlijk moeten bovengenoemde bevindingen getoetst worden aan beide andere verwerkingen èn aan de oekologie van de opnamen, alvorens de gekonstateerde clusters en geïsoleerdheden der soorten op hun merites beoordeeld kunnen worden.
Opvallend bij de ordinatie is dat de (enkele) opnamen waarin géén watervegetatie werd gekonstateerd (deze opnames werden gemaakt in het kader van een gradiëntonderzoek in de Geul), voor alle assen als koördinaat de waarde 0 hebben en dus het kruispunt van alle 3 assen vormen. Vanuit dit kruispunt worden de opnamen steeds soortenrijker, zodat voor de plaats in de ordinatie naast de floristische samenstelling sec ook de soortenrijkdom (diversiteit) van grote betekenis is; hierdoor kunnen sterk verarmde opnamen van zeer diverse plantengemeenschappen zeer dicht bijeen komen te liggen. Wellicht zou een standaardisatie van de (ongewogen) waarden per soort in de opnamen (bv. "stand total standardisation" in: Segal, 1970) de invloed van het aantal soorten per opname kunnen verkleinen. Ook toepassing van kwantitatieve waarden voor de soorten in de opnamen zou dit probleem gedeeltelijk op kunnen lossen, terwijl met de zg. soortsmaximum standaardisatie (in: Segal, 1970) de invloed der zeldzame soorten zou kunnen worden vergroot.
Zelfs bij het opheffen van de bezwaren van het ordineren van qua soortenaantal heterogene opnamen blijft de grote heterogeniteit in floristische samenstelling van het uitgangsmateriaal bestaan; het gevolg bij de ordinatie volgens Orloci is dat daardoor de referentiepunten ver buiten de rest van het materiaal kunnen komen te liggen (bv. de referentieopnamen voor bepaling van de X-as) en door de sterke clustering van dit materiaal erg veel informatieverlies optreedt.[1])
Dit grote informatieverlies blijkt onder andere uit de grote ranges van de koördinaatwaarden der soorten, die bv. voor de X-as vrijwel samenvallen naast het daarbij relatief vrij kleine verloop van het zwaartepunt (de gemiddelde koördinaatwaarde) der soorten. De verwachting van een duidelijke korrelatie met één of enkele oekologische faktoren is daarmee vrij klein, er zal zowel een korrelatie zijn met de floristische samenstelling als met verarming van de diversiteit in onderling zeer verschillende vegetatietypen.

[1]) de referentie-opnamen zijn voor alle assen relatief zeer soortenrijke opnamen en kunnen dus gestoorde of overgangssituaties weergeven, waardoor ze ongeschikt zouden zijn als referentiepunt voor het overige materiaal

2. Groepsanalyse volgens Crawford en Wishart (1967)

Net als bij de voorgaande verwerking volgens Orloci (1966) werd een normale analyse toegepast volgens absentie/presentie der soorten in de opnamen. De rekenprocedure is dusdanig dat in dit geval alle 117 onderscheiden soorten in de matrix verwerkt konden worden.

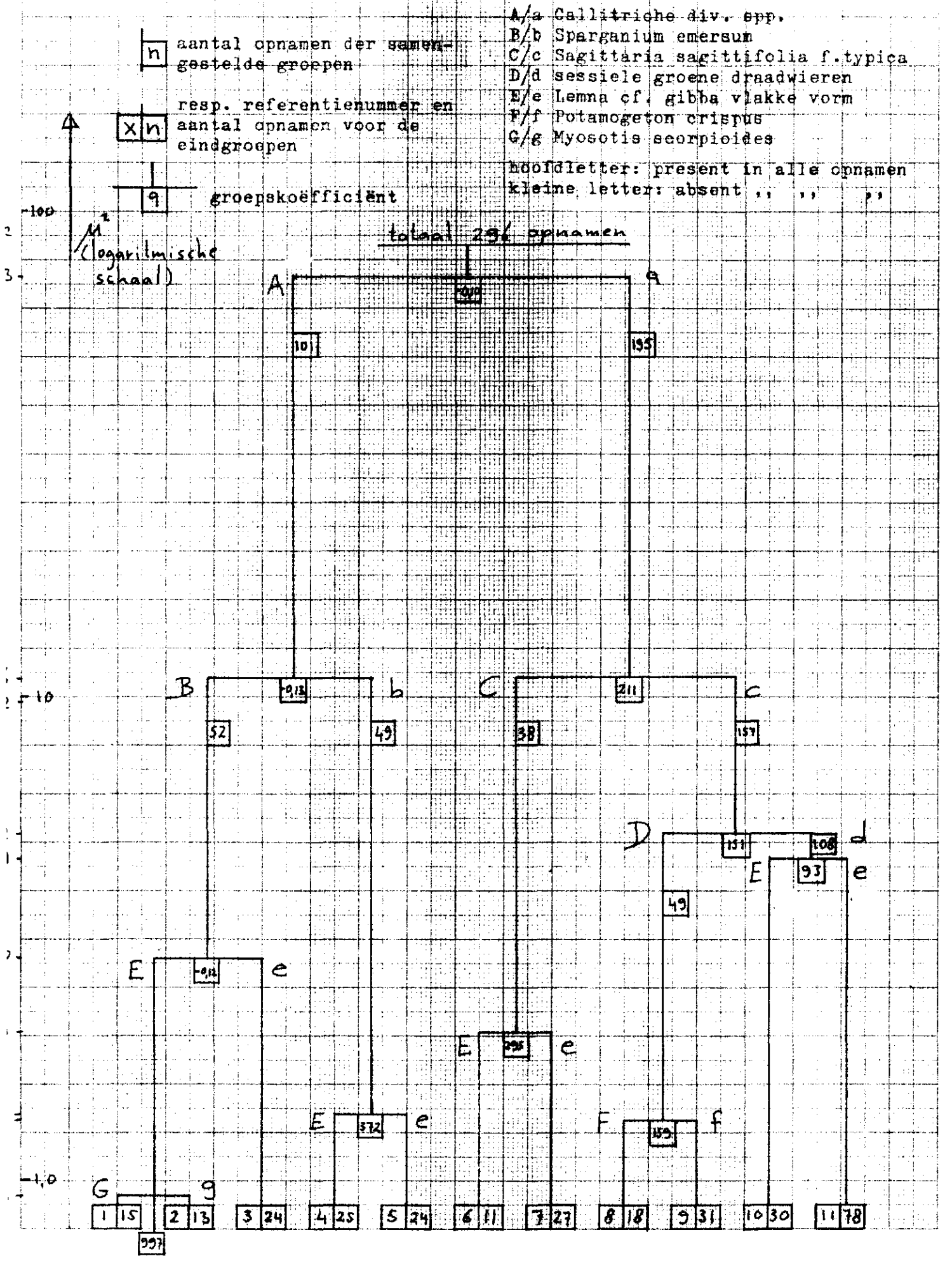
Bij deze verwerkingsmethode worden de opnamen op een objektieve wijze verdelend en monothetisch geklassificeerd in een aantal "oekologische groepen" aan de hand van een aantal geselekteerde soorten. Elke mathematische verdelende klassifikatiemethodiek streeft over het algemeen naar zoveel mogelijk op elkaar gelijkende opnamen in de eindgroepen èn een maximaal verschil tussen die eindgroepen, waartoe twee funkties zijn ontworpen door Crawford en Wishart (1967). Selektie der groepen-onderscheidende soorten vindt plaats met behulp van een procedure die op frekwentie der soorten en op soortenrijkdom der opnamen, waarin de soort present is, berust. Op elk groepsonderscheidingsniveau wordt bij deze multivariate methode voor elke soort een "groepsinteraktiewaarde" berekend waarbij de soort met de maximale waarde de meest efficiënte onderverdeling oplevert (funktie 2). Als eerste funktie wordt gebruikt : het produkt van de waarschijnlijkheid van het voorkomen van een soort en de gemiddelde opnamedichtheid, zodat de soort, die het opnamemateriaal opsplitst, in een groot aantal opnamen voorkomt èn een hoge gemiddelde opnamedichtheid (gemiddeld aantal soorten per opname, waarin de soort voorkomt) heeft. Efficiëntie en signifikantie van de onderverdeling zijn voor elke onderscheiden groep numeriek uit te drukken.

De rekenkundige bijzonderheden van de methode worden beschreven door Crawford en Wishart (1967), Baars en Baars-Kloos (1969) en Segal (1970), waarbij de beide eerste artikelen en De Lange (1971) enkele praktische toepassingen toelichten. Baars & Baars-Kloos vermelden dat de samenvallende soorten in de hoofdgroepen vaak oekologisch verwante soorten met relatief grote oekologische amplitude zijn en men van de resulterende eindgroepen pas achteraf kan zeggen of ze als klassificerende eenheid gebruikt kunnen worden. Als voordeel noemen ze de relatief eenvoudige rekenprocedure (bv. vergeleken tot Williams en Lambert, 1959, waarvoor een kostbare of tijdrovende chi^2-analyse nodig is) en de empirisch vastgestelde bruikbaarheid voor het vaststellen van knoopunten in de samenstelling van de vegetatie die goed overeenkomen met de realiteit uit de natuur, vooral omdat er geen overklassifikatie plaatsvindt ; als nadeel wordt door hun genoemd de theoretisch-statistisch gezien minder verantwoorde opbouw, omdat in het klassifikatiemodel van Crawford en Wishart enkele empirische aannamen wer-

den ingebouwd. De Lange (1971) uit zich kritischer ten opzichte van de bruikbaarheid van de klassifikatietechniek : door de herhaaldelijke opsplitsing op grond van absentie der opsplitsende soorten kunnen relatief grote "restgroepen" ontstaan met weinig of geen karakteristieke soorten, er werd slechts weinig overeenkomst gevonden met een associatieanalyse van soorten-paren. Als bezwaren ziet De Lange dat de kriteria waarop de onderscheidende soorten worden gekozen (maximale frekwentie, maximale soortenrijkdom der opnamen) leiden tot selektie van soorten met bescheiden oekologische eisen, de lage arbitraire eis van 33% presentie der "karakteristieke" soorten in de onderscheiden groepen, het verschijnen van dezelfde opsplitsende soorten op zeer verschillende plaatsen in het dendrogram en het niet evenwaardig zijn der verkregen eindgroepen (N.B. de amorfe rest-groepen). In tegenstelling tot Crawford en Wishart èn Baars en Baars-Kloos betrof het opnamemateriaal van De Lange een vrij heterogene set. Vegetatiekundig komt het studieobjekt van De Lange (slootvegetaties) het best overeen met de eigen onderzochte watervegetaties, vooral wat betreft heterogeniteit van soortenaantal en floristische samenstelling per opname en de relatieve soortenarmoede der opnamen, zodat de verwachtingen wat betreft de resultaten van deze verwerking niet hoog gespannen kunnen zijn.

Het primaire resultaat van de groepsanalyse wordt weergegeven in de figuren 6 en 7 (pag. 49 en 50), waarbij in figuur 6 de opsplitsing van het totale materiaal mèt de waarden voor de efficiëntie en de signifikantie van respektievelijk opsplitsingen en groepen en in figuur 7 de presentie of absentie der meest voorkomende soorten wordt vermeld. In bijlage 3 is de presentie van alle onderscheiden species en andere kategoriën per eindgroep voor de daarin voorkomende opnamen vermeld.
Reeds bij beschouwing van figuur 7 zijn de door De Lange vermelde rest-groepen duidelijk te onderscheiden, te weten de groepen 9, 10 en 11, waarvan de laatste zelfs uitsluitend negatief is gekarakteriseerd (géén presentie hoger dan 33%), terwijl deze groep toch ruim een kwart van het opnamemateriaal bevat! Samen vormen de 3 rest-groepen bijna de helft van het opnamemateriaal. Bedroevend laag blijkt de signifikantie der eindgroepen : de groepskoëfficiënten vertoonden waarden tot bijna 1000, terwijl Crawford en Wishart bij hun opsplitsing nooit verder gingen dan groepskoëfficiëntwaarden van 0,5. Baars en Baars-Kloos (1969) bereikten geen waarden hoger dan 0,6 en De Lange (1972) geen waarden hoger dan 10 voor de eindgroepen, terwijl de laatste al zeer ontevreden bleek met het resultaat.

Fig. 6: De opsplitsingen van het opnamemateriaal volgens de groepsanalyse volgens Crawford en Wishart (1967)



Groepsanalyse volgens Crawford en Wishart (1966) Fig. 7 (tabel)

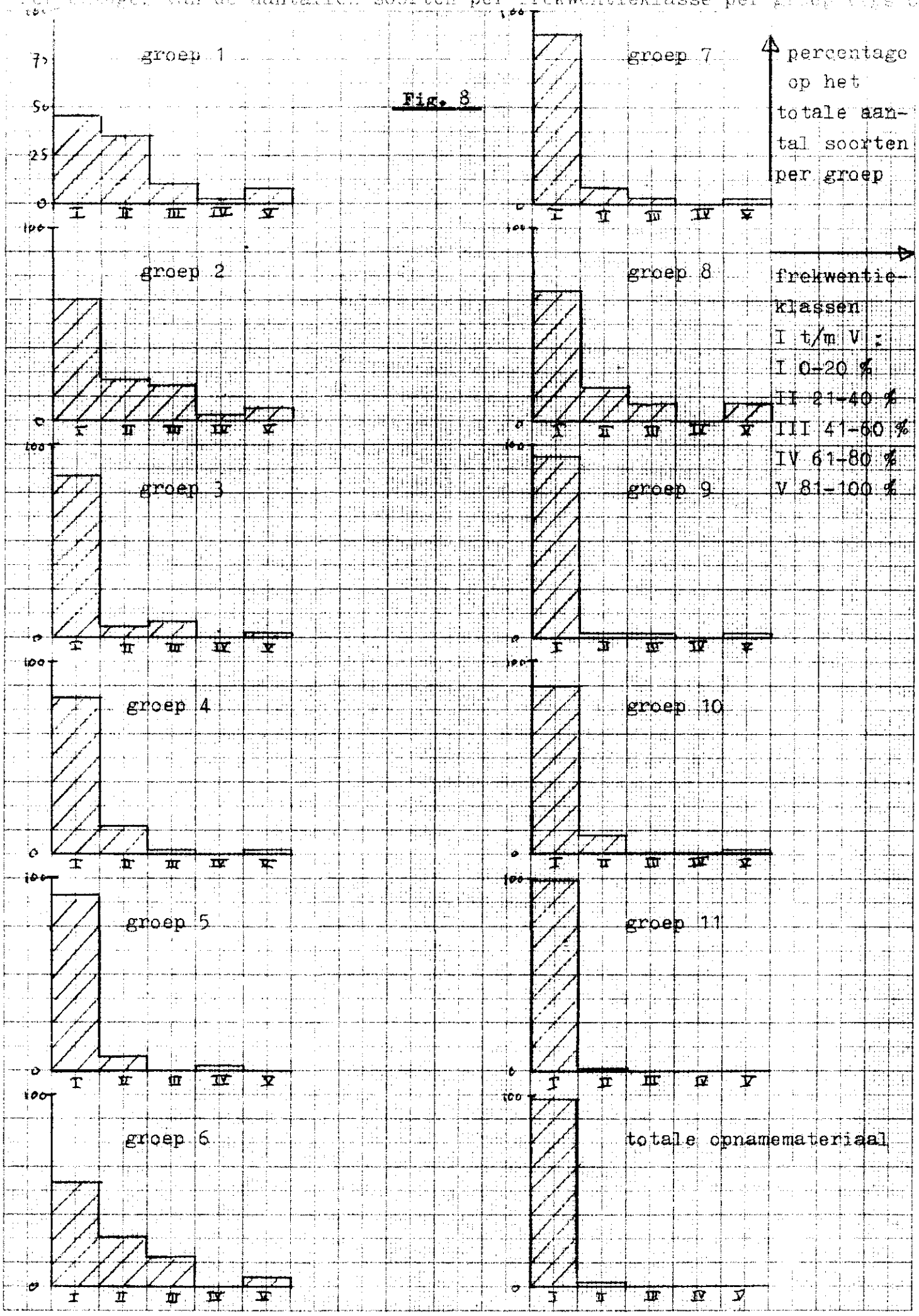
GROEPSNUMMER :	5	4	3	2	1	6	7	8	9	10	11
Callitriche div. species	++	++	++	++	++	--	--	--	--	--	--
Sparganium emersum	--	--	++	++	++	+		+			
Lemna cf. gibba vlak	--	++	--	++	++	++	--	-		++	--
Myosotis scorpioides	+		+	--	++	+		+			
Sagittaria f. typica	-					++	++	--	--	--	--
Bessiele draadwieren			+		+	+		++	++	--	--
Potamogeton crispus	+					+		++	--		
Elodea canadensis		+	+	+	+	+		-			
Glyceria maxima		+		+		+					
Sagitt.f.vallisneriifolia	-		+	+	+	+	+		-	-	
Ranunculus fluitans s.l.			+	-			-	+			
Potamogeton pusillus	-			+				-	-		
Potamogeton natans				+				-			
Alisma plantago-aquatica					+		-		-		
Spirodela polyrhiza	-				+	+		-	-		-
Glyceria fluitans s.l.					+	+		-			
Potamogeton perfoliatus				-		+		-	-		
Nuphar luteum			-			+		-	-		
Potamogeton pectinatus					-		+	-	-		
Rannichellia palustris				-	-	-	-	+			
Myriophyllum spicatum				-		-			+		
Aantal species meer dan 3 % present :	3	4	7	8	10	13	3	6	2	1	0

+ en -- betekenen obligaat 100 % presentie respektievelijk absentie vanwege de psplitsing volgens de groepsanalyse ; + betekent dat de betreffende soort voor e groep een presentie hoger dan 33 % bezit en - duidt aan dat de betreffende oort in géén der opnamen van de groep voorkomt ; het ontbreken van een notatie oudt derhalve een presentie hoger dan 0 % en minder dan 33 % aan

erstgenoemde 7 soorten (tot en met Potamogeton crispus) waren betrokken bij de psplitsing in groepen

De eindgroepen kunnen vanwege dit lage signifikantiepeil niet als oekologische groep worden opgevat, doch moeten als ecotone of overgangseenheid worden beschouwd volgens Crawford en Wishart.
De groepsinteraktiewaarde (mu^2), die de efficiëntie der opsplitsing aangeeft, was vergeleken tot Baars en Baars-Kloos (1969) wel hoog (de maxima der hoofdverdelingen resp. 73,83 en 13,99 bijvoorbeeld), maar bij De Lange (1972) vinden we waarden van 377 en 121 bij primaire opsplitsingen.
De verkregen eindgroepen blijken uit figuur 7 moeilijk onderling vergelijkbaar, er zijn redelijk homogene groepen met meer dan 7, 8 soorten met frekwentie 33% of hoger, doch er zijn er ook met slechts 0, 1 en 2 soorten, die in meer dan 33% der opnamen van de groep voorkomen, door De Lange (1972) rest-groepen genoemd. Dit sterk geprononceerd voorkomen van zeer heterogene rest-groepen is waarschijnlijk inherent aan het qua soortenaantal en -samenstelling heterogene en gemiddeld per opname soortenarme uitgangsmateriaal. In figuur 8 (pag. 52) is per eindgroep een blokdiagram der frekwentieklassen voor de soorten weergegeven, waaruit een over het algemeen met oplopend groepsnummer, dat wil zeggen afnemend aantal soorten dat vanwege de opsplitsing van het materiaal obligaat present is, afnemende homogeniteit der groepen (steeds minder soorten in de hoge frekwentieklassen, steeds meer in de lage klassen) blijkt. Alleen groep 6 komt vrij aardig met beide eerste groepen overeen. De onderlinge slechte vergelijkbaarheid der eindgroepen blijkt ook uit figuur 9 (pag. 53), waar de groepen zijn uitgezet tegen het gemiddelde aantal soorten per opname binnen die groepen. De soortenrijkdom per opname bleek met een faktor van bijna 4 tussen de groepen te variëren en deze variatie bleek goed overeen te komen met het aantal "positief bepalende" soorten (d.w.z. vanwege de opsplitsing obligaat present in de opnamen van de betreffende eindgroep) ; alleen groep 6 week weer enigszins af en had een hoger aantal soorten per opname dan verwacht.
In de figuren 10 en 11 zijn een aantal grootheden tegen het aantal "positief bepalende" soorten afgezet, waaruit bij een toename van dat aantal de aantallen opnamen en soorten per groep blijken af te nemen, evenals het quotiënt van het totale aantal soorten per groep gedeeld door het aantal in die groep zeldzaam voorkomende soorten en het aantal soorten in frekwentieklasse I, terwijl de soorten in de hogere frekwentieklassen (presentie hoger dan 20%) juist afnemen. Een zeer geprononceerde afname wordt natuurlijk gevonden voor het produkt van aantallen soorten en opnamen per per groep, terwijl de afname van het aantal opnamen de afname van het

Percentages van de aantallen soorten per frekwentieklasse per groep vlgs C&W



Aantal soorten per opname voor de groepen volgens Crawford & Wishart

Fig. 9

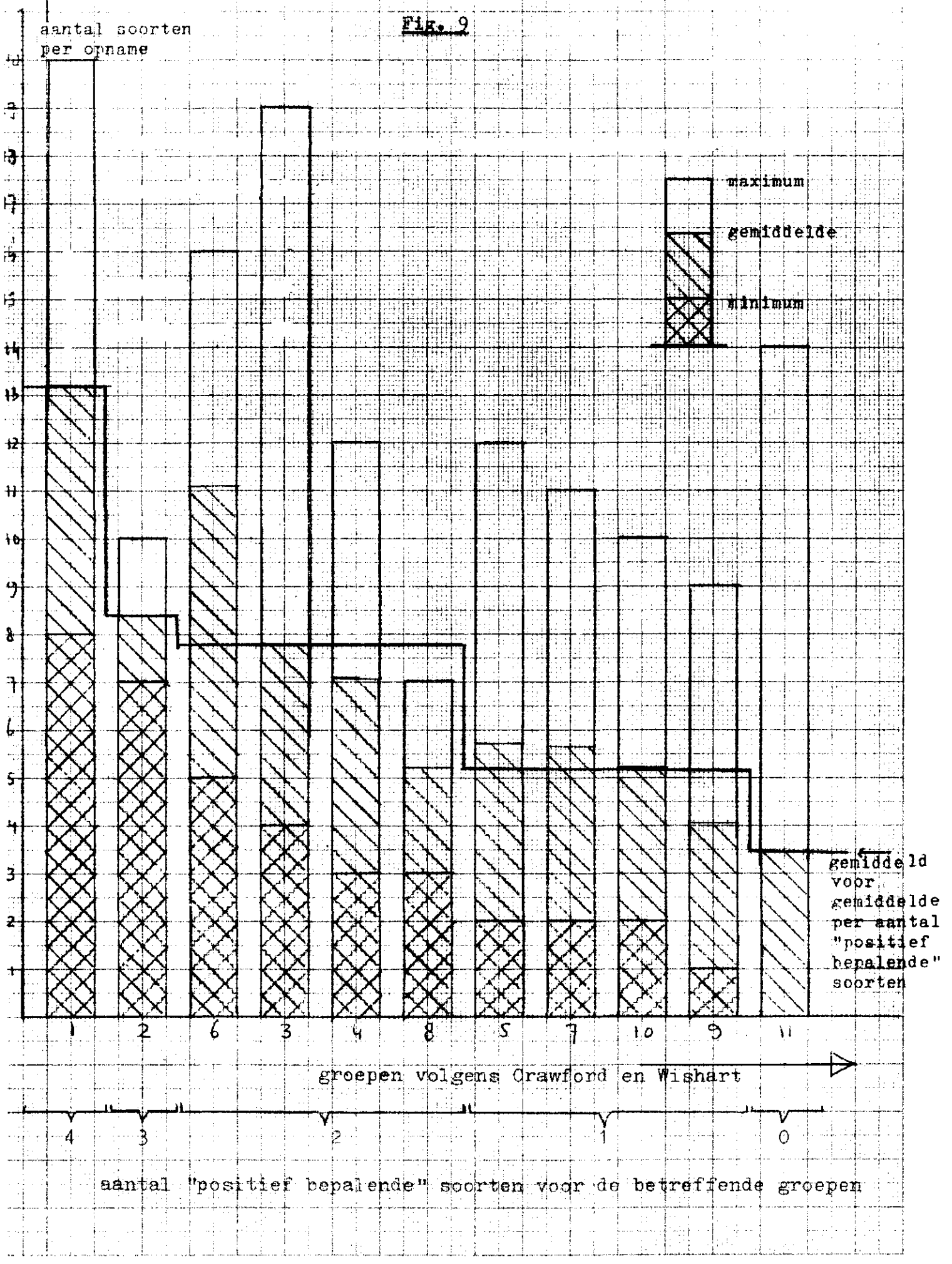


Fig. 10

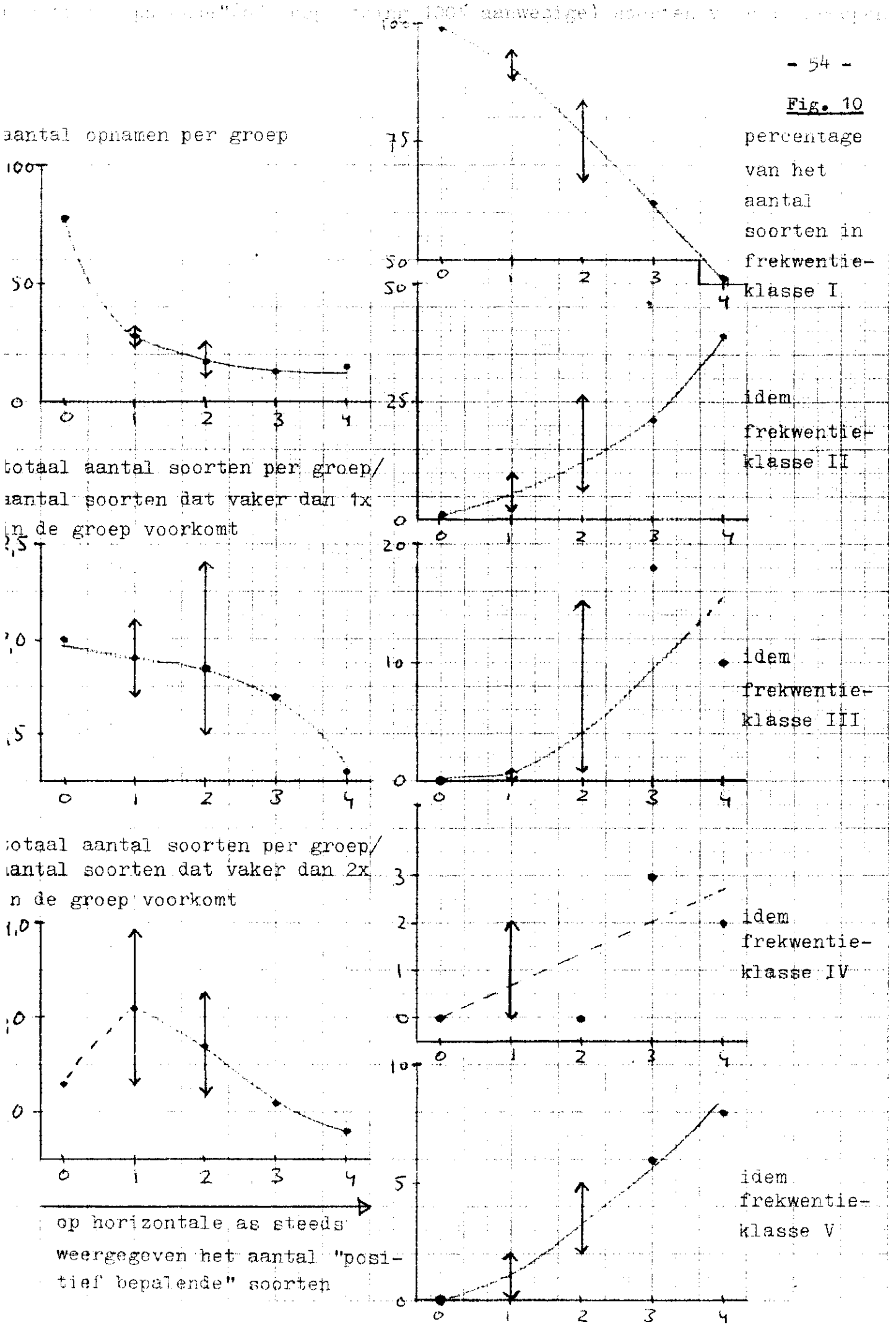

aantal opnamen per groep
totaal aantal soorten per groep/
aantal soorten dat vaker dan 1x
in de groep voorkomt
totaal aantal soorten per groep/
aantal soorten dat vaker dan 2x
in de groep voorkomt
op horizontale as steeds
weergegeven het aantal "posi-
tief bepalende" soorten
percentage
van het
aantal
soorten in
frekwentie-
klasse I
idem
frekwentie-
klasse II
idem
frekwentie-
klasse III
idem
frekwentie-
klasse IV
idem
frekwentie-
klasse V

Fig. 11

aantal soorten per groep

op de horizontale as is steeds het aantal "positief bepalende" soorten aangegeven

aantal soorten meer dan 33 % der opnamen present in de groep

aantal soorten per groep/ aantal opnamen per groep

aantal soorten per groep x aantal opnamen per groep

aantal soorten/opname

max. △

gem. ○

min. ▽

aantal soorten blijkt te overtreffen met een faktor van ruim 3.
Een en ander onderschrijft de bevindingen van De Lange (1972) dat er bij de relatief soortenarme watervegetatie-opnamen met hun onderlinge grote verschillen in floristische samenstelling en diversiteit via de methode van Crawford en Wishart floristisch gezien ongelijkwaardige eindgroepen ontstaan, die bovendien oekologisch gezien intern zeer heterogeen zijn. Hierbij moet daarenboven bedacht worden dat het onderzoekobjekt van De Lange (slootvegetaties) een oekologisch gezien homogener uitgangspunt biedt dan het door ons onderzochte konglomeraat van stilstaand water, bronnen en langzaam tot snelstromende beken met elk een heel skala van vervuilingssituaties ; dit doet verwachten dat ons uitgangsmateriaal ook floristisch gezien ongunstiger was voor bewerking met de techniek van C&W.
Baars en Baars-Kloos (1969) komen bij hun materiaal (verlandingsvegetaties met Thelypteris palustris) tot de konklusie dat juist de groepen met het laagste aantal "positief bepalende" soorten de hoogste signifikantie bezitten en de beste typen vormen ; géén der eindgroepen heeft minder dan 13 soorten met een presentie hoger dan 33% per groep, wat op een hoog gemiddeld aantal soorten per opname van het uitgangsmateriaal duidt. Hun hoge verwachtingen van deze methode wat betreft het ordenen van het totaal aan beschikbare opnamen uit het moerasgebied van N.W.-Overijssel is onzes inziens niet terecht als hierbij de gehele verlandingsreeks, dus inklusief de soortenarme en heterogene watervegetaties, betrokken wordt, omdat juist dan de diskrepantie tussen objektiviteit en relevantie, waarvoor zij zelf zo waarschuwen, sterk naar voren zal komen.
Naast de door De Lange (1972) aangegeven bezwaren tegen de methodiek volgens Crawford en Wishart (zie pag. 48 van dit verslag) voeren wij aan :
1. vergelijking met op andere wijzen (bv. tabellering volgens de school van Braun-Blanquet beschreven door Ellenberg, 1956) van verwerking van opnamenmateriaal is erg moeilijk omdat op basis van zeer "middelmatige" soorten (veel voorkomende soorten in soortenrijke opnamen) wordt opgesplitst, terwijl de meeste andere methoden juist op grond van meer ekstreme soorten typologieën opstellen
2. vooral bij gemiddeld soortenarm en heterogeen uitgangsmateriaal zijn de groepen niet alleen floristisch gezien niet evenwaardig, maar zal een afnemend aantal "positief bepalende" soorten ook oekologisch gezien steeds amorfer groepen opleveren
3. de vereiste 33% presentie in de eindgroepen voor de soorten van de "oekologische groep" is niet alleen laag, maar bovendien voor de verschillen-

de eindgroepen onderling niet volledig vergelijkbaar omdat bij het uitgangsmateriaal groepen van zeer verschillende omvang qua aantal opnamen (verschillen tot faktor 7) werden gevormd ; bij de kleinste groepen wordt door "toeval" deze 33% makkelijker bereikt door een soort dan bij de grote groepen en het is dan ook frappant dat de zeer kleine groepen 1, 2 en 6 veruit de meeste soorten met een presentie hoger dan 33% bevatten

4. in het onderhavige uitgangsmateriaal wordt meerdere malen in het dendrogram op Lemna opgesplitst, hetgeen in het stromende water vaak een "dwaalgast" betreft en dan geen oekologische relevantie heeft ; ook in dit opzicht lijkt de opnametechniek minder passend voor verwerking via de groepsanalyse

5. in de restgroep 11 komen facies-opnamen voor (bv. Ceratophyllum submersum naast Nasturtium officinale), die synsystematisch zózeer onderling verschillen dat ze tot verschillende klassen horen (zie ook 1.)

Een vergelijking van de groepsanalyse met de andere verwerkingsmethoden volgt onder de evaluatie van de 3 toegepaste methoden, waarbij tevens gerefereerd wordt aan de synsystematische eenheden. Ook de oekologie der eindgroepen zal onder een apart hoofdstuk worden besproken.

3. Samenvoegende klassifikatie volgens de "nearest-neighbour "-techniek afgeleid uit een matrix van volgens Yates gekorrigeerde chi^2-waarden voor soortenparen

Dit is de enige verwerking die als inverse analyse werd uitgevoerd, wat impliceert dat de soorten en niet de opnamen geklassificeerd worden.

De chi^2-waarden werden berekend als basis voor een associatie-analyse volgens Williams en Lambert (1959, 1960), doch de matrix van 117 x 117 x ½ soortenparen bleek te omvangrijk om binnen het beschikbare budget verder te verwerken (voortgezette verwerking zou 6 uur rekentijd met de elektronische rekenautomaat hebben gevergd !) en moest daarom met de hand verder worden verwerkt. Baars en Baars-Kloos (1969) vermelden al het bizonder omvangrijke rekenwerk van deze associatie-analyse bijvoorbeeld vergeleken met de groepsanalyse volgens Crawford en Wishart (1967), terwijl deze analyse volgens hen vaak tot overklassifikatie leidt bij het niet vinden van homogene groepen, hetgeen tot groepen leidt die vrij slecht met de realiteit uit de natuur overeenstemmen. Om binnen een redelijke rekentijd een overzichtelijk resultaat te verkrijgen werden slechts de 26 in de opnamen meest voorkomende species en andere kategorieën geklassificeerd. De chi^2-waarden werden gekorrigeerd volgens Yates, wat inhoudt dat van de waarden lager dan de verwachting ½ wordt afgetrokken en ½ opgeteld bij waarden hoger dan de

verwachting per cel (zie Segal, 1970, voor de rekentechniek). Deze korrektie is noodzakelijk bij een niet kontinue verdeling en bij het voorkomen van kleine randtotalen of lage verwachte frekwenties daarvan ; overkorrektie heeft nauwelijks invloed op het resultaat. Korrektie volgens Fisher was niet noodzakelijk en werd niet toegepast. Chi^2 werd niet rechtstreeks gebruikt om tot een matrix te komen, aangezien deze grootheid erg afhankelijk is van het aantal opnamen en van de frekwentie der soorten, maar er werd een afgeleide van chi^2 gebruikt. De in de matrix vermelde getallen zijn de wortel van het quotiënt van chi^2 gedeeld door het aantal opnamen. Het brengen van het aantal opnamen in de noemer heft de afhankelijkheid van dit aantal op (ook de frekwentie der soorten kan in de uitwerking op chi^2 worden geëlimineerd door een bewerkelijke standaardisatie). Met behulp van de verkregen afgeleide-chi^2-waarden werd samenvoegend geklassificeerd volgens de eenvoudige "nearest neighbour "-techniek (zie Segal, 1970). [1]
De uitgangsmatrix (pag. 59) leidde zo tot het resultaat weergegeven in figuur 12 (pag. 60). Voor de 117 soorten was de maximale waarde voor de afgeleide chi^2 10,45, voor de 26 verder geanalyseerde soorten 0,94. De onderverdeling van het materiaal ging door tot een waarde voor de afgeleide chi^2 van 0,20 en bij een waarde van 0,55 werd een redelijke onderverdeling in soortgroepen gevonden waarbij niet te veel soorten nog niet geklassificeerd bleken. De gevonden soortengroepen zullen ter toetsing van de klassifikatie verder onderzocht worden. Er werden de volgende soortengroepen onderscheiden (de volgorde van vermelding geeft de volgorde van een afnemende waarde voor de afgeleide chi^2 weer, dat wil zeggen een afname van de signifikantie van de samenvoeging) :

a. Myriophyllum spicatum, Zannichellia palustris, Ranunculus fluitans en sessiele draadwieren (verwantschap met Potamogeton crispus)
b. Sagittaria forma vallisneriifolia en forma typica, Potamogeton pectinatus (deze drie sterk verwant), Nuphar luteum en Potamogeton pusillus (een vrij nauw verwant duo), Potamogeton perfoliatus, Sparganium emersum en Potamogeton natans
c. Spirodela polyrhiza, Lemna cf. gibba (alleen de vlakke vorm) en Glyceria cf. fluitans
d. Elodea canadensis en Callitriche diverse spp. (minder signifikante verwantschap, waarde van de afgeleide chi^2 o,53)
e. Lemna trisulca, wierflab en Ceratophyllum demersum

Groep a is het meest geïsoleerd, de groepen b en c zijn vrij nauw verwant en deze groepen weer met de groepen d en e. De soorten Agrostis cf. stoloni-

[1] De Lange (mond.med.) toetst chi^2 eerst op signifikante positieve of negatieve associatie alvorens deze parameter als maat voor soortsassociatie te gebruiken

Tabel 2 $\sqrt{\frac{chi^2_{korr.Yates}}{n}}$ voor soortenparen voor de 26 meest aangetroffen soorten en andere kategorieën (n groter of gelijk 20)

Chi^2 volgens de korrektie van Yates: $\frac{(/ad - bc/ - \frac{1}{2} n)^2 . n}{(a+b)(a+c)(b+d)(c+d)}$

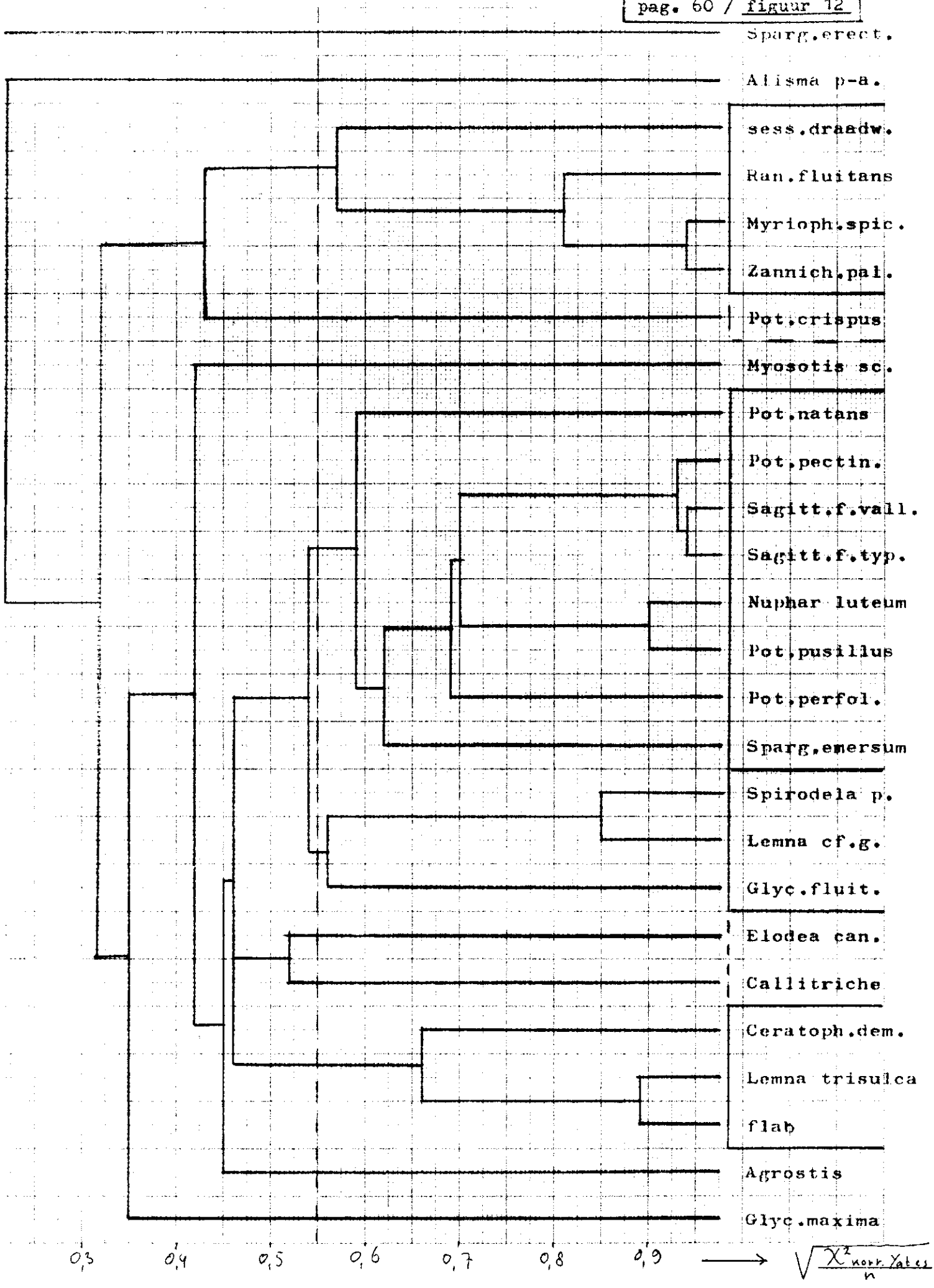
De maximaal gevonden waarde in de matrix voor het totale materiaal bedroeg 10,45; voor de hier gegeven 26 meest gevonden soorten was de maximale waarde 0,94.

		26	25	24	23	22	21	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
		f	sd	Sem	Sv	Msc	Ap	Asp	Ser	St	Gm	Gf	Pn	Nl	Zp	Ppu	Ppr	Ppc	Pc	Msp	Ec	Rf	Csp	Cd	Lt	Sp	Lg
1	Lemna gibba	34	16	8	11	9	16	0	1	7	21	15	26	21	13	32	6	10	3	20	46	28	43	40	46	85	x
2	Spirodela polyrh.	19	1	18	31	24	10	24	0	30	19	56	10	12	7	54	33	3	2	7	39	6	23	30	4	x	
3	Lemna trisulca	66	10	11	14	14	7	3	4	20	12	3	6	12	3	1	1	17	1	18	1	20	7	59	x		
4	Ceratophyllum d.	89	15	14	10	3	8	6	3	8	30	1	1	26	5	4	2	3	5	13	16	16	5	x			
5	Callitriche spp.	15	2	35	15	39	21	45	0	14	16	20	10	7	10	30	0	18	0	12	52	0	x				
6	Ranunculus fluit.	20	52	13	1	20	14	0	9	17	27	9	13	19	81	13	14	24	7	44	2	x					
7	Elodea canadensis	12	2	40	25	42	17	2	15	16	35	20	12	10	13	34	24	28	3	9	x						
8	Myriophyllum spi.	16	57	6	26	10	1	3	13	17	20	14	21	9	94	9	17	16	1	x							
9	Potamogeton cr.	7	27	0	10	27	8	10	20	0	1	6	7	0	43	6	3	13	x								
10	P. pectinatus	8	22	2	2	27	11	9	10	93	0	0	4	35	18	13	16	x									
11	P. perfoliatus	4	4	4	46	13	6	0	1	44	2	7	12	69	13	34	x										
12	P. pusillus	2	2	33	49	1	14	2	3	66	14	21	0	90	14	x											
13	Zannichellia pal.	9	37	2	21	12	8	9	6	21	22	2	21	17	x												
14	Nuphar luteum	16	8	1	48	2	11	9	1	70	1	7	2	x													
15	Potamogeton nat.	44	22	29	59	2	5	9	9	2	18	8	x														
16	Glyceria fluitans	1	5	26	29	24	22	18	7	23	21	x															
17	G. maxima	1	11	4	3	14	1	7	3	10	x																
18	Sagittaria"typica"	0	7	15	94	1	5	9	2	x																	
19	Sparganium erectum	2	2	4	4	4	9	18	x																		
20	Agrostis spec.	9	4	2	2	29	8	x																			
21	Alisma plantago-a.	2	5	17	4	13	x																				
22	Myosotis scorp.	0	32	33	18	x																					
23	Sagittaria"vall."	7	0	62	x																						
24	Sparganium em.	3	12	x																							
25	sessiele draadw.	7	x																								
26	flab	x																									

ALLE IN DE MATRIX OPGEGEVEN GETALLEN TE VERMENIGVULDIGEN MET 0,01.

[illegible] van de 26 meest gevonden soorten en kategorieën [illegible] volgens de "nearest neighbour"-techniek uitgaande van de wortel uit cui kwadraat (gekorrigeerd volgens Yates) gedeeld door het aantal waarnemingen als associatiekoëfficiënt

pag. 60 / figuur 12



nifera f. natans, Myosotis scorpioides en Glyceria maxima zijn het meest en in de gegeven volgorde in afnemende mate aan de groepen b t/m e verwant, terwijl Alisma plantago-aquatica en Sparganium erectum met géén der overige veel voorkomende soorten grote verwantschap in habitat vertonen.
De grootste "synsystematische" verwantschap vinden we duidelijk voor de soortenparen Myriophyllum-Zannichellia, Potamogeton pectinatus-Sagittaria (beide vormen), Nuphar-Potamogeton pusillus en Lemna trisulca-wierflab, terwijl ook de verwantschap van Ranunculus cf. fluitans met het eerste duo en tussen Spirodela en Lemna cf. gibba aanmerkelijk is.

4. Evaluatie van de 3 toegepaste objektieve verwerkingsmethoden en vergelijking met literatuurgegevens betreffende synsystematische eenheden

Om de praktische bruikbaarheid van de verwerkingsmethoden en de betrouwbaarheid der ermee verkregen resultaten te toetsen werden deze resultaten onderling en met literatuurgegevens vergeleken.

a. vergelijking van de groepsanalyse met de ordinatie

In de ordinatie werd bij elke opname-punt het groepsnummer volgens de groepsanalyse vermeld en alle opname-punten met hetzelfde groepsreferentienummer omlijnd, waarbij grotere of kleinere oppervlakten in de 3 ordinatievlakken ontstonden. Van deze oppervlakten, die de verspreiding der opnamen binnen een groep in de ordinatievlakken aangeven, werd de onderlinge isolatie en verwantschap geanalyseerd.

TABEL 3

Verwantschap en isolatie der groepen volgens de groepsanalyse volgens Crawford en Wishart (1967) volgens de principale komponent-analyse volgens Orloci (1966) door observatie der afzonderlijke opname-punten

Per groepen-paar en per ordinatievlak wordt verwantschap / isolatie met de volgende notatie aangegeven :

+++	één der groepen ligt geheel binnen de andere groep
++	de kleinste groep wordt voor 50 tot 100 % door de andere overlapt
+	,, ,, ,, ,, ,, 0 ,, 50 % ,, ,, ,, ,,
-/+	de groepen raken elkaar
-	de groepen zijn ruimtelijk geïsoleerd, maar liggen erg dicht bijeen
--	,, ,, ,, ,, ,, , liggen vrij ver uiteen (tot ongeveer de halve langste diameter van de grootste groep)
---	als voorgaande, maar de groepen liggen ver uiteen (meer dan de grootste diameter van de grootste groep)

Ordinatie in het vlak gevormd door de X- en de Y-as

groeps-nummer		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	tot.	
		x	-	-	--	--	-/+	--	---	--	--	---	-/+	1
			x	-/+	++	-	++	-	---	--	-	-	++	2
groeps-nummer (XZ)				x	-/+	+	-/+	+	--	+	+	+	+	3
1	+	x			x	-/+	++	-/+	--	-	+	-	++	4
2	+++	+	x			x	-/+	+	-/+	+	+	+	++	5
3	+++	+	++	x			x	-/+	---	--	+	-	+++	6
4	+	-	+	+	x			x	--	+	+	++	+++	7
5	+++	--	-	+	+	x			x	+++	--	-/+	+	8
6	++	-/+	+	+	--	-/+	x			x	-/+	+	++	9
7	++	--	-/+	+	--	--	+	x			x	+	++	10
8	+++	--	-/+	++	-/+	++	+	-	x			x	++	11
9	+++	--	-/+	+	+	+++	+	-/+	+++	x				groeps-nummer (XY)
10	++	--	--	+	+	++	-	--	++	++	x			
11	++	--	--	+	-/+	++	+	+	+	+	+	x		
	tot.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	groeps-nummer	

Ordinatie in het vlak gevormd door de X- en de Z-as

Ordinatie in het vlak gevormd door de Y- en de Z-as

groeps-nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	tot.	
	x	+	+	+	+++	+	+	-/+	+	++	++	+++	1
		x	-	+	+	++	-/+	---	--	+	+	++	2
			x	--	+	+	++	++	++	-	+	+++	3
				x	-/+	-	--	--	--	++	+	++	4
					x	+	--	-/+	+	+	++	+++	5
						x	++	--	--	+	+	+++	6
							x	-/+	-	-	+	+++	7
								x	++	---	-/+	++	8
									x	--	+	+++	9
										x	+	+++	10
											x	+++	11
													groeps-nummer (YZ)

tot. betekent : het totale overige opnamemateriaal, dat niet tot de betreffende groep hoort

Wat het oppervlak betreft dat door de opnamen van een bepaalde groep wordt ingenomen, deze is over het algemeen voor alle groepen ongeveer gelijk, behalve : volgens de X- en Y-as relatief klein oppervlak voor groep 2, groot oppervlak voor groep 3 ; volgens de X- en de Z-as kleine opper-

vlakten voor de groepen 5 en 8, grote voor de groepen 3, 7 en 11 ; volgens de Y- en Z-as grote oppervlakten voor de groepen 1, 3 en 7 en een klein oppervlak voor groep 10.
Door per groep alle minnen (isolatie) en plussen (overlapping) voor de verwantschap met de andere groepen te sommeren wordt een indruk verkregen inzake de situering van de groep ten opzichte van de andere groepen in het ruimtelijke systeem van de ordinatie :

TABEL 4

Overzicht der onderlinge verbanden tussen de groepen (volgens de groepsanalyse van Crawford en Wishart, 1967) volgens de ordinatie (Orloci, 1966)

waardering:	overlapping			isolatie			totaal		
assenstelsel	XY	XZ	YZ	XY	XZ	YZ	XY	XZ	YZ
groep									
1	1	3	14	19	14	1	-18	-11	+13
2	5	8	8	11	8	7	-6	0	+1
3	7	12	10	6	0	4	+1	+12	+6
4	8	7	6	9	7	10	-1	0	-4
5	8	12	12	6	6	4	+2	+6	+8
6	9	8	9	10	5	5	-1	+3	-1
7	8	5	8	7	11	8	+1	-6	0
8	5	13	8	19	5	14	-14	+8	-6
9	8	14	7	8	4	9	0	+10	-2
10	7	9	8	6	7	7	+1	+2	+1
11	7	9	12	7	5	1	0	+4	+11

Groep 1 blijkt dus het sterkst van alle groepen geïsoleerd, ook groep 8 en in mindere mate groep 2 worden door sterke isolatie gekenmerkt, terwijl de groepen 3, 9 en 11 de grootste overlapping laten zien.
De volgende groepenparen laten sterke overlapping zien : 2-4, 2-6, 3-5, 3-7, 3-9, 3-11, 4-10, 5-9, 5-10, 5-11, 7-11, 8-9, 9-11 en 10-11. Minder verwantschap maar één of meer raakvlakken vinden we bij : 1-6, 3-6, 4-5, 5-6, 5-8, 6-7 en 8-11. Hieruit valt als volgorde voor ruimtelijke scheiding te destilleren : 1 (grootste isolatie) / 2 / 4, 7, 8 en 10 / 9 / 3, 6 / 11 / 5 (sterkste overlapping). Over het algemeen blijken dus de groepen met het hoogste aantal "positief bepalende" soorten het best van de overige groepen gescheiden, ook uit vergelijking met de ordinatie blijken de groepen onderling slecht vergelijkbaar en floristisch slecht gescheiden.

Uit deze vergelijking valt verder op te maken dat beide technieken minder geschikt zijn voor verwerking van zowel qua floristische samenstelling als diversiteit (gedefinieerd als aantal soorten per opname) zeer heterogeen materiaal ; het gevolg hiervan is bijvoorbeeld dat de groepen in het algemeen in de ordinatie ongeveer gelijke oppervlakten beslaan onafhankelijk van het tussen de groepen sterk variabel zijn van hun aantal opnamen. De kleine groepen, die in het algemeen relatief soortenrijke opnamen bevatten, zijn in de ordinatie te groot weergegeven, terwijl de dichte clustering van soortenarme opnamen de grote groepen herbergt. De oorzaak hiervan is dat bij de gebruikte methode om de afstand tussen opnamen uit te drukken de afstand van soortenarme opnamen nooit groot kàn zijn ; 100 % verschillende opnamen van 1 soort/opname hebben slechts een onderlinge afstand (verschil in floristische samenstelling) van 10 % vergeleken bij opnamen van 10 soorten/opname. In floristisch heterogeen materiaal lopen zeer verschillende oekologische oorzaken van verarming der diversiteit dooreen ; qua diversiteit heterogeen materiaal mag daarom eigenlijk alleen op de beschreven manier verwerkt worden als er 1 of slechts enkele gradiënten inwerken op een floristisch vrij homogene vegetatie, terwijl omgekeerd floristisch heterogene opnamesets een niet te variabele diversiteit mogen bezitten. De reeds op pag. 46 genoemde "stand total standardisation" moet nader worden onderzocht op de bruikbaarheid bij het opheffen van de invloed van de diversiteit in floristisch heterogeen materiaal.

Een andere benadering van het onderling vergelijken van de ordinatie met de groepsanalyse is het bepalen van de "zwaartepunten" der groepen in de ordinatie en deze grafisch weergeven en analyseren ; hiertoe werd de techniek beschreven op pag. 36 -en daar toegepast ter vergelijking van de ordinatie(Orloci) met de meest voorkomende soorten- ook toegepast ter vergelijking met de groepen volgens de groepsanalyse ; het resultaat wordt in fig. 13 a t/m c grafisch weergegeven (pag. 65 t/m 67) en in fig. 14 (pag. 68) geanalyseerd. Deze analyse komt natuurlijk in grote lijnen overeen met de gevolgtrekkingen na analyse per opname (pag. 63). Bij het vergelijken van de groepsanalyse met de oekologie zal de verkregen ordinatie der groepen als hulp worden gebruikt.

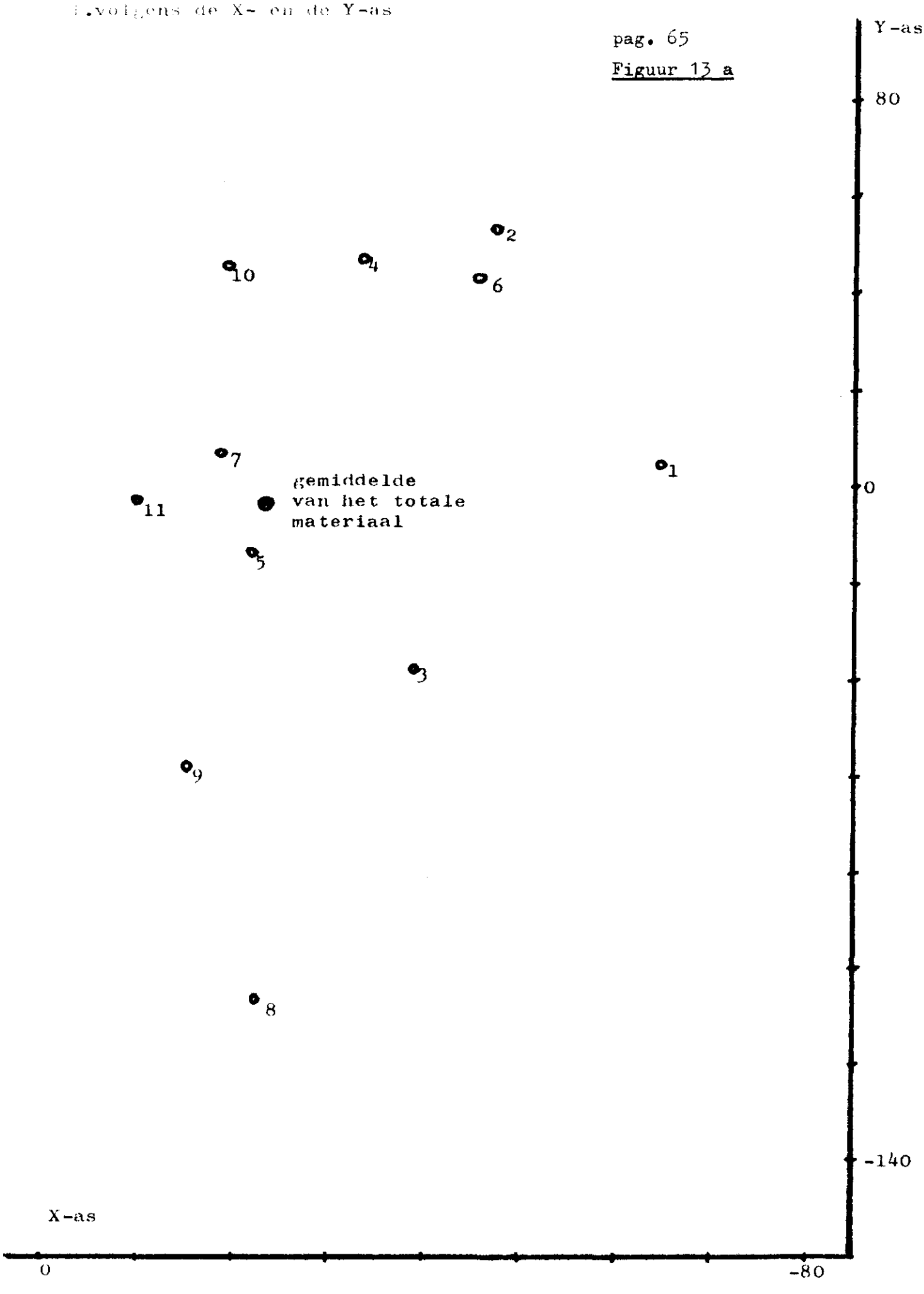
Konkretiserend komen we tot de volgende duidelijke overeenkomst in eenheden verkregen via beide methodieken :

1. ordinatie-groep 1 (zie pag. 45) komt goed overeen met de groepsanalyse-groepen 8 en 9
2. ordinatie-groep 3 vertoont overeenkomsten met groepsanalyse-groepen 1/6

Ordinatie van de met de groepsanalyse volgens Crawford en Wishart (1966) verkregen groepen door het nemen van de gemiddelde waarden van de koördinaten volgens de Principal Components Analysis (Orloci 1966) van alle per groep voorkomende opnamen

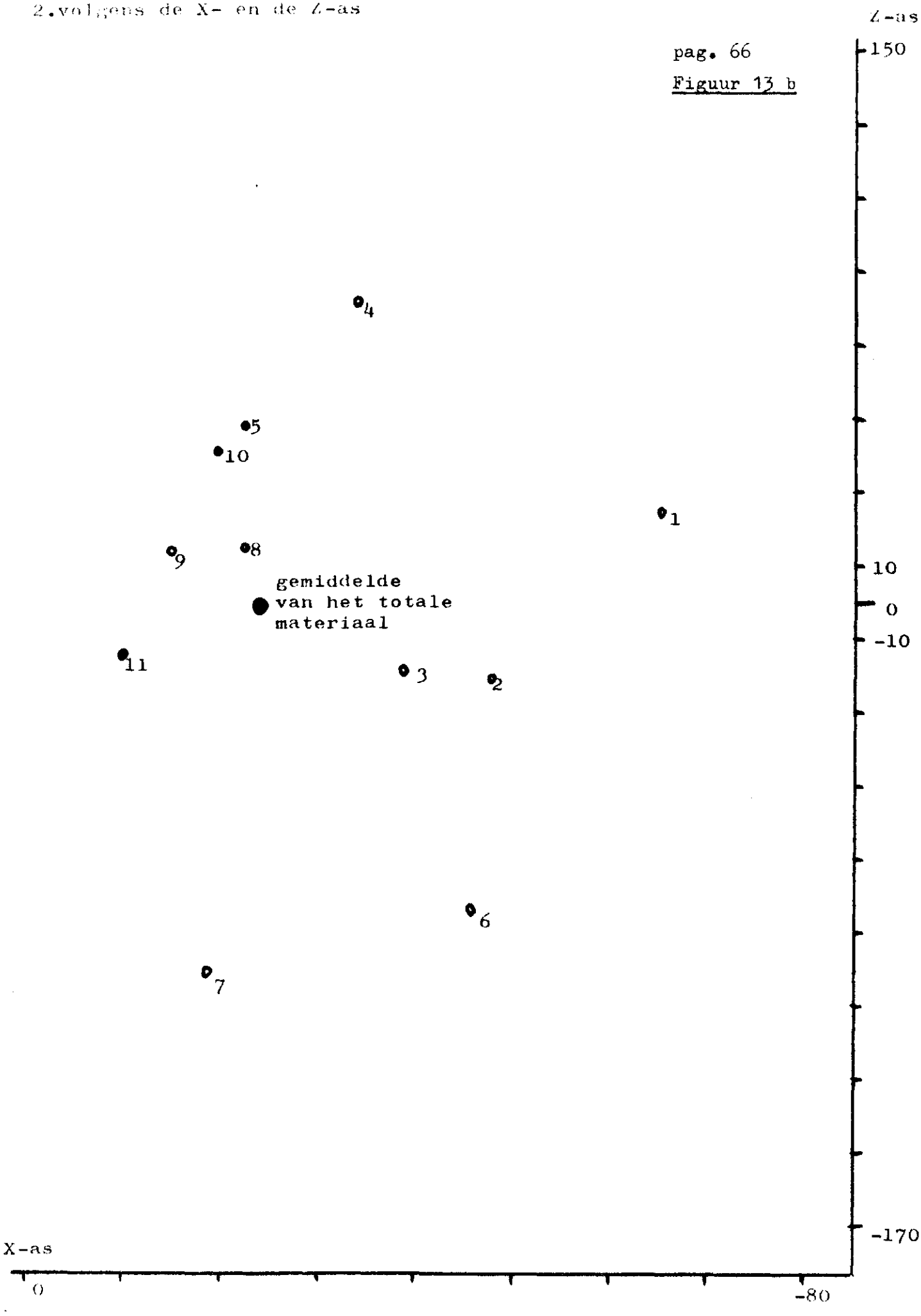
1.volgens de X- en de Y-as

Figuur 13 a



Grafische van de met de groepsanalyse volgens Crawford en Wishart (1968) verkregen groepen door het nemen van de gemiddelde waarden van de koördinaten volgens de Principal Components Analysis (Orloci 1966) van alle per groep voorkomende opnamen

2.volgens de X- en de Z-as

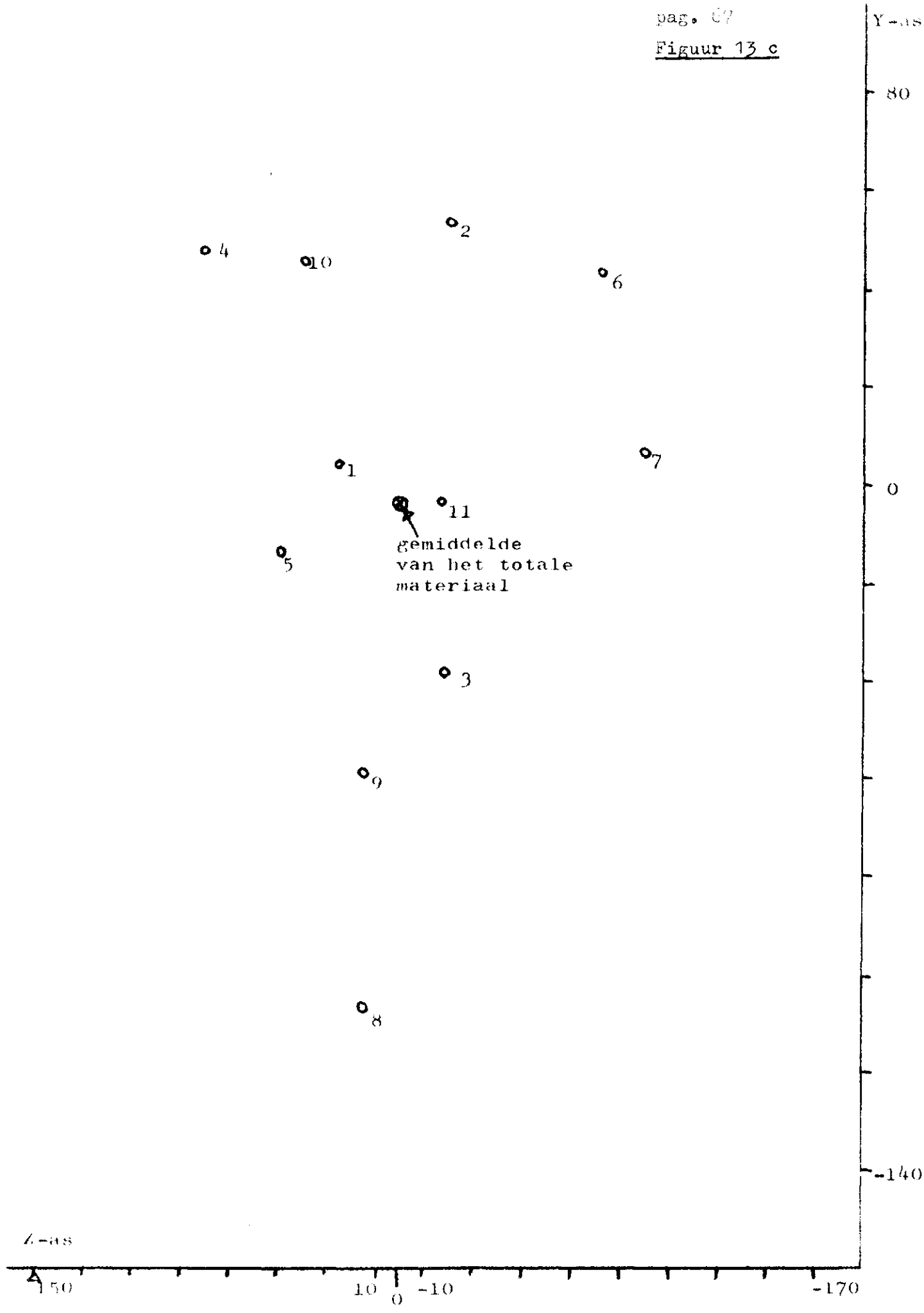


Figuur 13 b

[illegible] volgens Crawford [illegible] groepen door het nemen van de gemiddelde waarden van de koördinaten volgens de Principal Components Analysis [illegible] per groep voorkomende opnamen

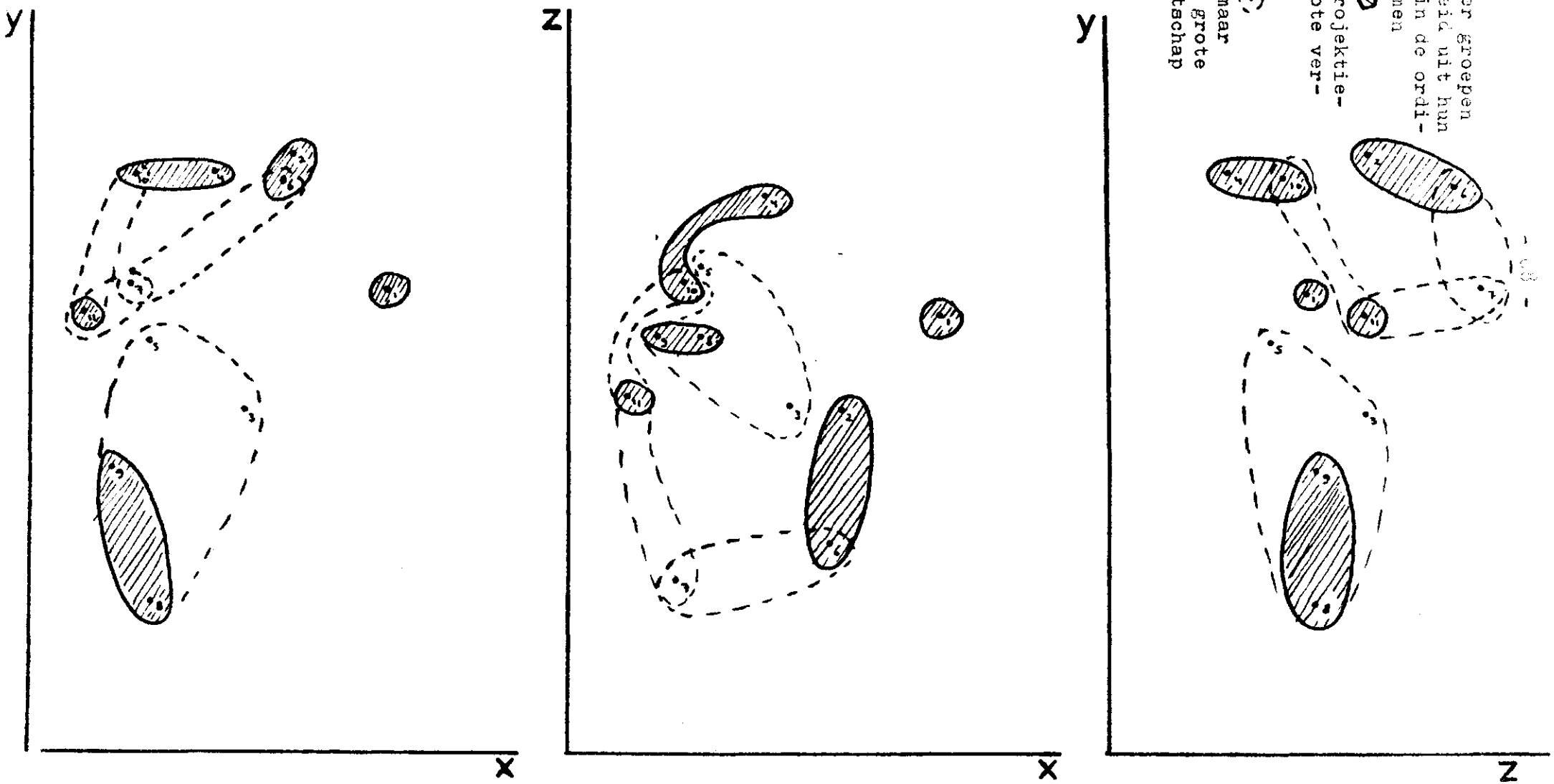
[illegible] de Y- en de Z-as

Figuur 13 c



Figuur 10

Ordinatie der 11 onderscheiden opnamegroepen volgens de groepsanalyse van Crawford en Wishart, 1966 (afgeleid uit de Principal Components Analysis volgens Orloci, 1966 uitgevoerd op de opnamen)



3. ordinatie-groep 5 vertoont vage overeenkomsten met de groepsanalyse-groepen 2, 4 en 6
4. de onder 7 (pag. 45) volgens de ordinatie "gemiddelde" soorten komen alle 3 veel voor on de groepsanalyse-groepen 1 en 6 en verder in 2, 3 en 8 (Sparganium emersum) en in 3, 5 en 8 (Myosotis scorpioides)
5. de door beide methoden onderscheiden groepen 6 komen goed overeen
6. de beide soorten, die intermediair zijn ten opzichte van de ordinatie-groepen 1 en 3, komen beide veel voor in de groepsanalyse-groep 6

Genoemde vergelijkingen uitgaande van de "zwaartepunten" van soorten en groepsanalyse-groepen blijken wel zeer relatief als we herinneren aan de uit fig. 2 gebleken zeer grote ranges der soorten volgens de opname-ordinaten per as, waarbij de opsplitsende soorten over het algemeen nog de grootste ranges blijken te hebben, hetgeen De Lange's (1972) theorie dat de soorten met lage oekologische eisen voor opsplitsing worden uitgeselekteerd, onderschrijft. Er waren helaas geen objektieve kriteria en/of technieken voorhanden om de resultaten van beide verwerkingsmethoden (en de 3e methode) met elkaar te vergelijken en numeriek te beoordelen, maar de eindindruk is dat deze resultaten slechts vrij vaag overeenkomen en vele overeenkomsten zelfs schijnbaar zijn, artefakten ontstaan door een voor het onderhavige qua diversiteit èn floristische samenstelling erg heterogene materiaal minder gunstige bepaling van de "afstand" tussen de opnamen.

b. vergelijking van de groepsanalyse met de klassifikatie

De bij de klassifikatie onderscheiden eenheden (pag. 58) werden vergeleken met het overzicht van de groepsanalyse (pag. 50):

1. klassifikatie-eenheid a komt het best overeen met de groepsanalyse-groepen 8 en 9
2. klassifikatie-eenheid b vertoont overeenkomsten met groepsanalyse-groepen (in afnemende grootte volgens de gegeven volgorde) 6, 2, 7, 3 en 1
3. klassifikatie-eenheid c komt het best met de groepen 1 en 6 overeen
4. de vage klassifikatie-eenheid d is aanwezig in de groepen 1 t/m 4

De soorten van klassifikatie-eenheid e zijn niet algemeen genoeg om in het overzicht van de groepsanalyse terecht te komen.

Net als bij de vergelijking met de ordinatie konden geen absolute overeenkomsten worden gekonstateerd, en wordt door de groepsanalyse alleen de klassifikatie-eenheid a redelijk bevestigd, maar worden de eenheden b, c en d soms alledrie in één groep teruggevonden en kan de overeenkomst dus niet groot worden genoemd.

c. vergelijking van de klassifikatie met de ordinatie

De klassifikatie-eenheden werden aangegeven in de soort-ordinatie (fig. 3) hetgeen vooral in het projektievlak gevormd door de Y- en de Z-as tot een frappante ruimtelijke scheiding der klassifikatie-eenheden leidde (zie fig. 15, pag. 71). Volgens de Z-as blijken binnen klassifikatie-eenheid b de hoogste chi^2-en duidelijk tot de beste isolatie met de andere groepen te leiden en worden in relatie met de Y-as duidelijk kleine subgroepen,te korreleren met de hoogste chi^2, zichtbaar evenals in eenheid a. De sterk geïsoleerde positie van eenheid a, de intermediaire positie van eenheid c tussen b en e en het nauw verwant zijn van de eenheden c en d blijken zowel volgens het XZ- als het YZ-vlak.

d. vergelijking van de resultaten der 3 verwerkingen met de literatuur

Vergelijking van de groepsanalyse (fig. 7 en bijlage 3) met de opgaven van Westhoff & Den Held (1969) en Eigner (1970) leidde tot de volgende gevolgtrekkingen omtrent de overeenkomst tussen de onderscheiden groepen en de in de literatuur aangegeven plantensociologische eenheden :
de groepen 1, 2, 3, 6 en 7 horen grotendeels tot het Sagittario-Sparganietum (Phragmition), terwijl de groepen 1, 2, 3 en 6 door de kensoort Elodea canadensis voor een zeer groot deel tot het Potamion moeten worden gerekend. Groep 1 bevat verder opnamen van het Lemno-Spirodeletum (Lemnetea) en het Sparganio-Glycerietum fluitantis (Glycerio-Sparganion) ; groep 2 hoort deels tot het Lemnetum gibbae (Lemnetea) en het Glycerietum maximae (Phragmition), terwijl groep 3 zowel Ranunculietum fluitantis- (Potametea) als Sagittario-Sparganietum-fragmenten bevat. Groep 6 blijkt synsystematisch wel zéér heterogeen en bevat opnamen van het Lemno-Spirodeletum, het Sparganio-Glycerietum fluitantis, het Glycerietum maximae, en van de twee Nymphaeion-associaties Myriophyllo-Nupharetum en Potameto pectinato-perfoliati. De opnamen van groep 7 met o.a. Potamogeton pectinatus moeten voor een groot deel tot het Potamion worden gerekend. Groep 8 herbergt overgangen tussen het Ranunculion fluitantis, het Parvopotameto-Zannichellietum en het Sagittario-Sparganietum. De groepen 4, 5, 9 en 10 zijn synsystematisch nog moeilijker te plaatsen, maar herbergen hoofdzakelijk Potametea- en Lemnetea-opnamen. Zoals verwacht mocht worden is de restgroep 11 synsystematisch gezien het meest heterogeen, de soortenarme opnamen, die vaak faciesvormingen betreffen, kunnen onder andere tot de volgende associaties worden gerekend : Nasturtietum officinalis, Ranuncule-

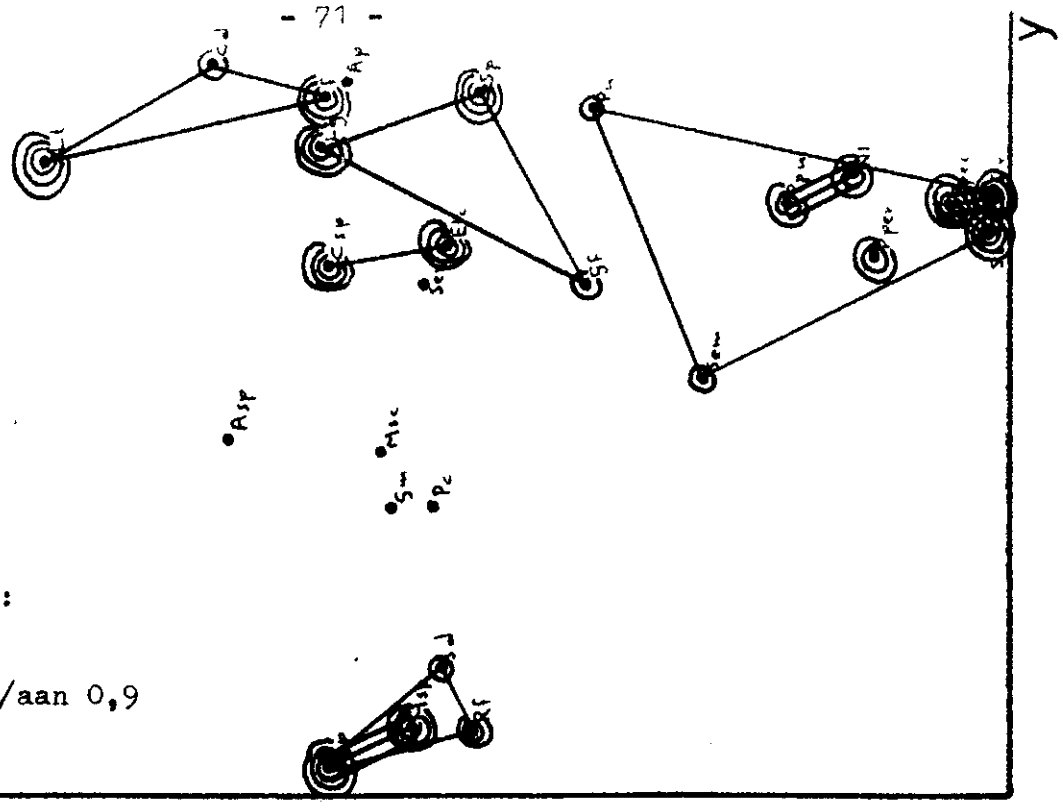
fig. 1b

Groepen vlgs. de klassifikatie in de ordinatie

Omlijning der soorten met gemeenschappelijke lage chi-kwadraat

Enkelvoudige omlijning of verbinding:
$\sqrt{chi^2_{korr.Yates}/n}$
tussen 0,55 en 0,9

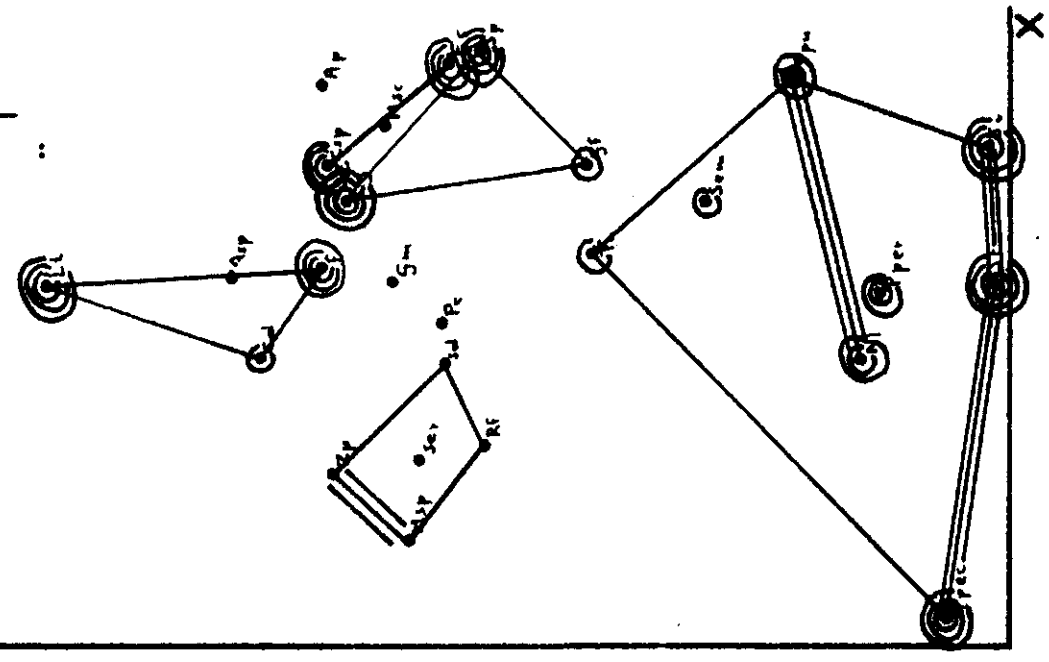
Drievoudige verbinding:
$\sqrt{chi^2_{korr.Yates}/n}$
is groter of gelijk dan/aan 0,9

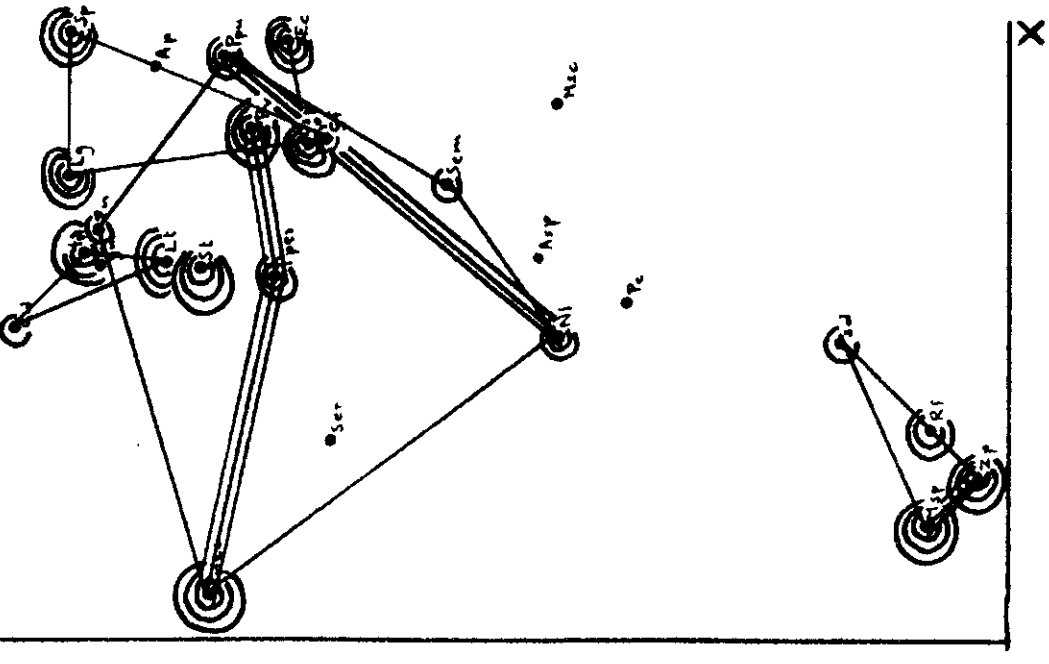


Per klassifikatiegroep is verder aangegeven de relatieve grootte van $\sqrt{chi^2_{korr.Yates}/n}$:

- hoogste waarden
- lagere waarden
- laagste waarden

Klassifikatieëenheden vlgs. pag. 58: a t/m e





tum fluitantis, Riccietum fluitantis, Potametum lucentis, Nymphoidetum peltata, Potametum pectinato-perfoliati, Potametum nodosi, Ceratophylletum submersi, Ceratophylletum demersi, Potametum obtusiifolii en Potametum friesii. Door de wijze van bemonstering kwamen in het opnamemateriaal niet veel plantensociologisch "zuivere" opnamen voor en met name het beekmilieu herbergt vaak zowel Potamion- als Phragmition-soorten, die hier zelden optimaal voorkomen. Het opnamemateriaal is dus "van nature" reeds moeilijk vergelijkbaar met de synsystematische literatuur,[1] maar de groepsanalyse leverde zelfs nog een teleurstellender resultaat dan de verwachting. De oorzaak is het zeer verschillende uitgangspunt van de groepsanalyse en de plantensociologie : de laatste zoekt kombinaties van soorten (vaak zeldzaam of voorkomend in soortenarme vegetaties) die in één of meer opzichten oekologisch ekstreem zijn, door een eigen habitat gekenmerkt worden, terwijl de groepsanalyse zoals eerder gezegd op grond van algemene en in soortenrijke vegetaties voorkomende, en daardoor geen oekologisch hoge eisen stellende soorten selekteert voor opsplitsing van het materiaal. De door de groepsanalyse gevonden knooppunten (Baars en Baars-Kloos, 1969) zullen daarom onzes inziens nauwelijks overeen kunnen komen met de door de plantensociologie onderscheiden eenheden.

Vergelijking van de plantensociologische eenheden met de ordinatie en de klassifikatie geschiedde gekombineerd en wel aan de hand van de "evaluatiefiguur" 15. In figuur 16 (pag. 73) werd per soort aangegeven voor welke synsystematische klasse deze als kensoort (op associatie-, orde- of klasseniveau) fungeert. Zoals verwacht kon worden is er grote overeenkomst met de vergelijking van de ordinatie met de groeivorm der soorten (fig. 5), de lemniden horen tot de Lemnetea, de helo- en pseudohelophyten hoofdzakelijk tot de Phragmitetea ; ook uit deze vergelijking met de plantensociologische eenheden blijkt een sterke verwevenheid van de Phragmition- en Potamion-soorten, alleen klassifikatie-eenheid a hoort duidelijk alleen bij het Potamion (hoewel de gevonden soortenkombinatie niet nader omschreven wordt door de synsystematische literatuur) en de andere klassifikatie-eenheden vormen overgangen tussen de klassen Phragmitetea en Potametea (b en c) of tussen de Potametea en Lemnetea (e).

Als konklusie van de evaluatie der verwerkingsmethoden mogen we stellen dat de groepsanalyse slecht voldeed, maar de klassifikatie en ordinatie redelijk overeenkomende resultaten opleverden, die echter nauwelijks met de synsystematische eenheden in de literatuur overeenstemden.

[1] hierbij kon o.a. De Lange's (1972) onderzoek nog niet bij gebruikt worden

Figuur 1[illegible]

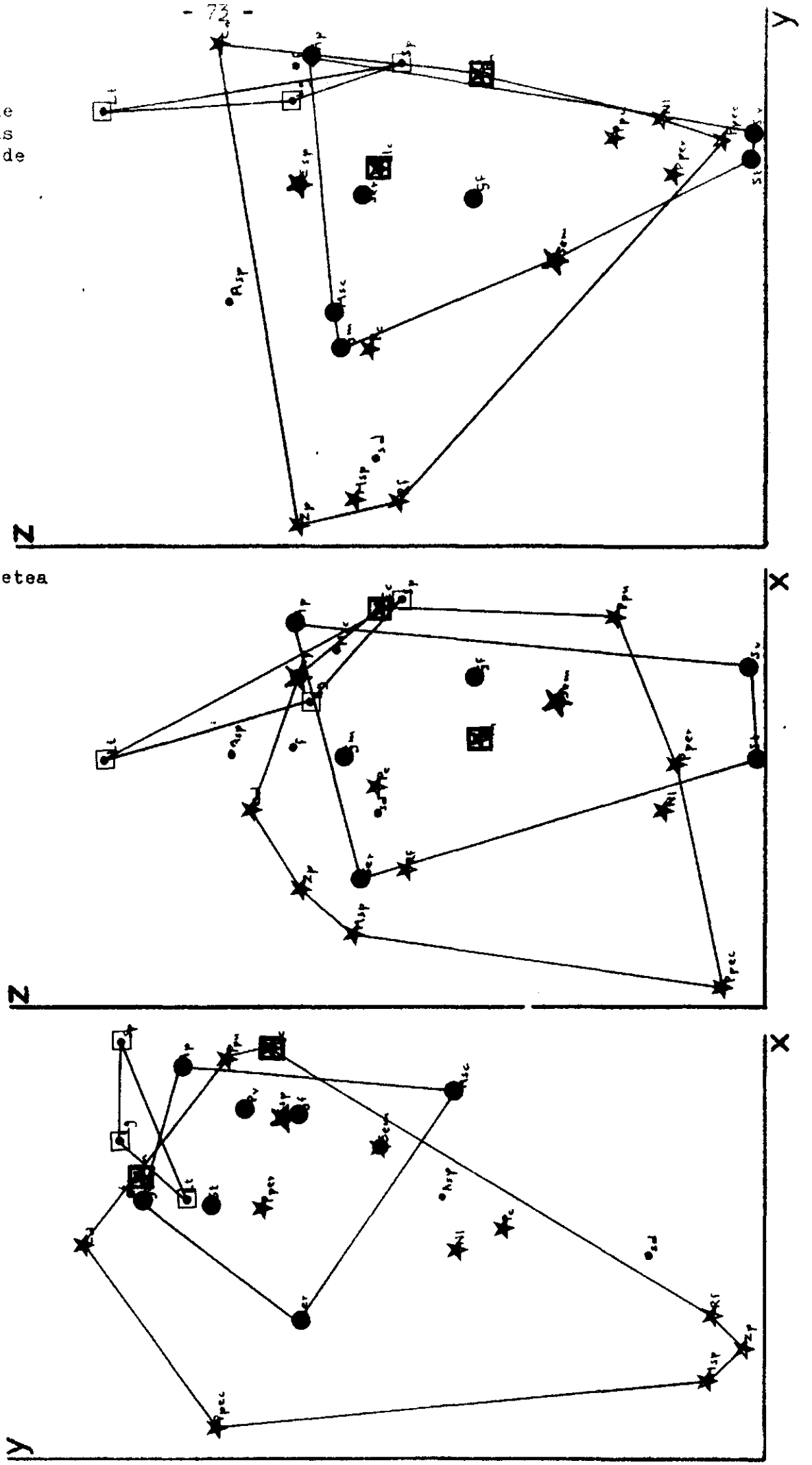
Synsystematische klassen (volgens kensoorten) in de ordinatie

Phragmitetea ☆

Potametea ●

Lemnetea □

overgang naar Montio-Cardaminetea ◘



Onderzoek / oekologische inventarisatie

Naast de op pag. 23/24 omschreven in het veld verrichte bepalingen werden ter plaatse van het proefvlak watermonsters genomen en na kortere tot langere tijd bij ca. 0° C bewaren in het laboratorium van de Afd. Vegetatiekunde en Exp. Oecologie volgens het volledige standaardprogramma chemisch geanalyseerd. In bijlage 4 zijn de resultaten van deze chemische analysen per opname vermeld evenals de in het veld gedane waarnemingen.
Van invloed op de waterkwaliteit, vooral van het stromende water, is de hoeveelheid neerslag die kort tevoren is gevallen en de periode waarover die neerslag aanhoudt. Volgens het Centraal Bureau voor de Statistiek (1971) viel in 1971 in het hele land meer neerslag dan gemiddeld per jaar, maar in Zuid-Limburg viel ekstreem veel neerslag, namelijk ruim 25 % meer dan gemiddeld (859 mm tegen 654 mm gemiddeld over de periode 1931 - 1960 op de waarnemingsstations van de KNMI te Beek en Maastricht). Gedurende de tijd van de veldwaarnemingen waren volgens de daggegevens van het KNMI (20 waarnemingsposten door heel Limburg) dagen van zeer sterke neerslag : 28 tot 30 juni (in Limburg 1,2 tot 84,1 mm neerslag per dag), 15 en 16 juli (3,2 tot 31,3 mm), 29 juli (1,8 tot 33,8 mm), 6 augustus (0,1 tot 35,5 mm), 11 augustus (4,1 tot 13,2 mm), 13 tot 17 september (1,0 tot 17,2 mm) en 30 september tot 5 oktober (0,7 tot 34,6 mm neerslag per dag per waarnemingspost). Vooral juli blijkt een natte maand te zijn geweest (60,1 tot 135,0 mm per waarneminspost). Helaas was er geen objektief kriterium voorhanden om deze daggegevens per waarnemingspost voor het beoordelen van de chemische analysen nader uit te werken. Marquet (1966) geeft een overzicht van de invloed van de hoeveelheid neerslag gedurende een seizoen op het chloride-gehalte (in deze streek een vrij goede maat van anorganische verontreiniging) in Jeker en Geul, waaruit blijkt dat bij langdurige droogte het chloride-gehalte wel 3 x zo hoog kan worden als in de natte winter (er is natuurlijk ook enige invloed van het in de zomer intensievere toerisme). Een betere indruk omtrent de mogelijke invloed van de neerslag op de waterkwaliteit dan uit de op pag. 15 opgegeven waarden betreffende niveauwisseling wordt verkregen uit waarden van debietschommelingen voor de verschillende onderzochte beken. Debietbepalingen van de Provinciale Waterstaat van Limburg leverde de volgende waarden op :

TABEL 5

Debiet-waarden tussen winter 1969 en voorjaar 1971 (liter/sekonde) en de

quotiënten van de maximale en minimale waarden ; volgorde der beken volgens dit quotiënt

beek	plaats	max.	min.	max./min.
Geul	De Bek	1580	1392	1,1 (?)
Jeker	Nekum	7020	2020	3,5
Gulp	onder Slenaken	1580	307	6,0
Selzerbeek	?	1122	138	8,1
Raam	grens	750	29	25,9
Uffelse beek	grens	4752	178	26,7
Worm	?	6250	184	34,0
Itterbeek	Thorn	2688	64	42,0 ')

Opvallend is dat alle beken in het krijtland een quotiënt lager dan 10 hebben, terwijl de andere beken waarden boven 25 bleken te krijgen. Rijkswaterstaat monstert op een andere manier dan Provinciale Waterstaat (op '') vaste data in plaats van het vastleggen van alle pieken) en vond daardoor voor de Midden-limburgse beken uiteraard niet vergelijkbare waarden voor het quotiënt van maximale en minimale debiets(lager en wel 3,0 voor de Heythuyzerbeek tot 8,4 voor de Roggelse beek). Zowel voor de bepalingen van Provinciale als voor Rijkswaterstaat was geen korrelatie tussen het quotiënt en de grootte van maximale of minimale debiet-waarde op te maken. De invloed van de debiet-vergroting na zware regenval is uiteraard niet alleen verdunning van de opgeloste stoffen. De uitspoeling van riolen, het inspoelen van grond en het wegspoelen van slib en detritus uit luwe hoeken en vanuit dichte vegetaties in de beek maakt de invloed van sterke neerslag op de waterkwaliteit moeilijk voorspelbaar zonder zeer intensieve chemische monstering per beek, hetgeen in het kader van het onderzoek niet mogelijk bleek. Een indruk van de fluktuaties in de waterkwaliteit, die in het stromende water vooral afhankelijk is van wisselingen in debiet èn door een niet konstante en kontinue lozing van waterverontreinigende stoffen (in het stilstaande water zijn er vooral bij de aanwezigheid van een dichte watervegetatie duidelijke dag- en seizoensritmes in een aantal oekologische variabelen, die onder de bespreking van die faktoren nader worden toegelicht), werd verkregen door de Geul en de Swalm op dezelfde plaatsen op twee verschillende tijdstippen gedurende het seizoen te monsteren:

') de Maas vertoont een quotiënt van ruim 300 en slaat hiermee ruim de genoemde laaglandbeken !

'') vergelijking der debietopgaven voor de Geul door Jansen (1966) en Rijkswaterstaat (1969) leveren nauwelijks vergelijkbare waarden op, de door Jansen opgegeven waarden liggen onder de RWS-minima.

Tabel 6

Per beek worden achtereenvolgens de gemeten waarden en het onderlinge verschil daartussen (opgegeven als percentage) opgegeven. Opgaven in mg/l, behalve pH, Elektrisch geleidingsvermogen (EGV, in mikroMho/cm (25 °C)) en HCO_3^--gehalte (in milligram-equivalenten)

beek :	Swalm (grens)			Geul (Sint-Gerlach)		
opname nr.	4A	4B	verschil	1	149	verschil
datum	29-6	24-8		26-6	11-9	
pH	7,5	7,25	-3	7,7	7,4	-4
EGV	690	460	-33	540	590	+9
Cl^-	45	46	-2	22	20	-11
HCO_3^-	1,1	1,0	-9	4,4	4,5	+2
PO_4^{---}	0,41	0,28	-32	0,54	0,61	+13
P totaal	0,57	0,30	-47	0,67	0,62	-7
NO_3^-	4,2	4,8	+14	3,2	2,6	-19
NO_2^-	0,36	0,18	-50	0,184	0,168	-9
NH_4^+	0,36	0,01	-97	0,36	0,02	-94
COD	12	12	-	19	8	-58
SO_4^{--}	72	91	+26	42	59	+40
Ca^{++}	35	39	+11	67	89	+33
Mg^{++}	9	10	+11	8	6	-25
Na^+	21	23	+10	10	12	+20
K^+	7	7	-	4	4	-

De eerste monsters werden in een vrij droge periode genomen, de beide laatsten in nattere perioden maar niet meteen na een sterke regenbui of een zeer regenachtige dag. Frappant is het in beide gevallen na ongeveer twee maanden sterk afnemen van het ammoniumgehalte, verder het licht afnemen van de pH, de afname van het totaal gehalte aan fosfaat, het nitrietgehalte, het chloridegehalte en de toename van het natrium- en calciumgehalte. Voor stilstaand water worden door Leadley Brown (1971) ook zeer sterke seizoensgebonden fluktuaties van hoeveelheden in het water opgeloste stoffen opgegeven (zie onder de bespreking van pH, zuurstof, HCO_3^--gehalte). De chemische monstering had om deze redenen beter op vooraf gerlande en goed onderling vergelijkbare tijdstippen kunnen geschieden in plaats van de vrij toevallige tijdstippen waarop de opname werd verricht. Deze opnamen werden meestal in een zodanige chronologie gemaakt dat stroomgebieden in enkele weken werden afgewerkt, wat storend werkt bij het interpreteren van de oekologische gegevens ; wèl werden de opnamen in relatief droge perioden gemaakt en nooit vlàk na regenbuien, hetgeen nog grotere onderlinge onvergelijkbaarheid zou hebben teweeg gebracht.

Ook de plaats van het nemen van het watermonster in het proefvlak kan van

grote invloed zijn : in de Itterse beek werden ongeveer 50 m stroomafwaarts van een vrij kleine rioolafwatering zowel aan de kant van deze afwatering als aan de overzijde van de beek (hier 2 meter breed, diepte 3 dm en stroomsnelheid 6 dm/sek) watermonsters genomen, waarbij vooral het COD erg bleek te worden beïnvloed (50 % hoger in de nog nauwelijks met de rest van het beekwater, dat ter plaatse al sterk vervuild was, vermengde van het riool afkomstige stroom). Er werd daarom steeds sterk opgelet dat er geen rioolafvoeren dicht bij het proefvlak uitkwamen.

De temperatuur werd wèl gemeten, maar vanwege de lange monsterperiode voor de opnamen onvergelijkbaar geacht en niet in bijlage 4 opgenomen. Volgens de door het KNMI bepaalde gemiddelde der 24-uurs-waarnemingen in januari en juli was de winter 1970/71 vrij gemiddeld en de zomer 1971 vrij koel (resp. + 1,9 en 16,0 °C tegenover de gemiddelde over 1931 tot 1960 + 1,6 en 17,2 °C) ; ditzelfde blijkt ook uit de bepaling der extremen (-13,5 en 29,1 °C).

Wat zonneschijn/bewolking betreft was er 10 % minder zonneschijn dan gemiddeld tussen 1931 en 1960 en waren er 44 heldere dagen (minder dan 20 % bewolking) tegenover gemiddeld 36 dagen.

Terugkerend naar bijlage 4, de hierin opgegeven waarden zijn betrouwbaar als opgegeven. Achtereenvolgens worden de gemeten grootheden behandeld; steeds wordt hierbij respektievelijk het gemeten minimum, het berekende gemiddelde, het gemeten maximum, de standaardafwijking (SW) en het aantal opnamen waarin de bepaling werd verricht (n) aangegeven.

1. pH ; 5,9 - 7,54 - 9,5, SW = 0,53, n = 253. ') Volgens de Provinciale Waterstaat van Limburg (rapport 1967 - 1970) kan een pH hoger dan 8 of lager dan 6 op sterke waterverontreiniging wijzen; de pH van 5,9 gaat echter samen met het zeer lage EGV van minder dan 200 mikroMho/cm (25°C) (Riemerbeek bij Mellick-Herkenbosch en de Rode beek bij Brunssum), pH's van ruim 8 vinden we in de niet te sterk vervuilde Geul en zijbeken (na zware verontreiniging bij Valkenberg daalt de pH tot waarden onder 7,5) en de extreme waarde van 9,5 werd in een volledig door Ceratophyllum submersum opgevulde vijver gevonden. Vooral in stilstaand water met veel submerse begroeiing is de pH sterk onderhevig aan fluktuaties met een dag- en seizoensritme, maar Leadley Brown (1971) vermeldt althans voor de periode van veldonderzoek een vrij konstante pH (voor een "bog lake"), terwijl de monstering steeds na ca. 11 uur 's ochtends (tot omstreeks 19 uur) plaatsvond, als reeds belangrijke fotosynthese heeft plaatsgevonden en de pH vrij konstant is.

') theoretisch rekenkundig mag van de pH geen gemiddelde worden bepaald omdat dit een logaritmische maat is

De slechts weinig vervuilde beken op de oostoever van de Maas in Midden-Limburg (Vlootbeek, Putbeek, Pepinusbeek) hebben over het algemeen lage pH's (6,5 tot 6,9), de beken op de westoever (stroomgebied van de Tungelroyse beek en de Itterse beek) vertoonden hogere pH's (7,2 tot 7,9), terwijl als eerder vermeld de hoogste pH's voor het stromende water (hoger dan 8) gevonden werden in de niet sterk vervuilde kalkrijke beken.

2. Elektrisch (Specifiek) geleidingsvermogen ; 180 - 549,0 - 1150 mikroMho/cm (25°C), SW = 151,3, n = 255. Dit is een goede maat voor de totaal-inhoud van het water aan ionen en kan dus aanwijzigingen geven voor anorganische verontreinigingen. De laagste waarden werden gevonden in de bovenlopen van niet-verontreinigde beken, die niet in het krijtland ontsprongen (waarden beneden 200 voor Maasnielder beek, Rode beek bij Brunssum, Riemerbeek), terwijl ook de Itterse beek geen hoge waarden (hoger dan 300) vertoonde. Het andere stromende water had een EGV rond het gemiddelde, alleen bij plaatselijk zeer sterke verontreiniging werden veel hogere waarden gevonden. Bronnen in het kalkgebied vertoonden zeer hoge EGV's (tot bijna 900), terwijl het overige stilstaande water zeer variabele EGV's vertoonde afhankelijk van de ouderdom van isolatie en ongestoordheid van het betreffende water (Van Donselaar (1961)) vermeldt voor geïsoleerde oude rivierlopen bij toenemende ouderdom en isolatie een afnemende eutrofie en EGV).
Door de waterverontreiniging moet de EGV de laatste tientallen jaren flink zijn gestegen in het stromende water, voor de Geul juist vóór de uitmonding vermeldt Redeke (1948) bijvoorbeeld een waarde van 373 (meting tijdens de jaren 1923-24), terwijl tijdens het seizoen 1970 hier geen waarden beneden 620 werden gemeten. De door Redeke opgegeven waarden voor Roer, Geleenbeek en Molenbeek (bij Roosteren) worden vaak met een faktor van ruim 2 overschreden !

3. Chloride-gehalte ; 12 - 33,8 - 75 mg/l, SW = 14,4, n = 252. Van nature erg laag in Limburg, maar net als voorgaande faktor door de waterverontreiniging sterk gestegen bv. in de Geul net vóór de uitmonding van 11,6 (in 1923-24 volgens Redeke, 1948) tot 24 mg/l in 1970. Andere beken vertonen nog veel frappanter

toenemen in chloride-gehalte bv. de Geleenbeek ter hoogte van Koensbroek van 28,4 in 1923-24 naar 960 tot 2270 in 1970 (de laatste waarden gemeten door de Provinciale Waterstaat), wat een toename van ruim 40 x inhoudt ! De Roer vertoonde in dezelfde periode een verviervoudiging van het chloor-gehalte. Provinciale Waterstaat (1967 - 1970) acht elke chloride-koncentratie hoger dan 30 mg/l een indikatie van waterverontreiniging ; voor het stromende water werden slechts waarden beneden deze kritische grens gevonden voor de Gulp, de Geul tot aan de uitmonding, en de 4 vanwege een lage EGV vermelde beken. Het chloride-gehalte van de Geul stijgt vanaf de grens tot de uitmonding geleidelijk van 16 tot 24 mg/l, dat van de Gulp stijgt bij Gulpen abrupt van 12 tot 21 mg/l. Op de Riemer-, Maasnielder en Itterse beek na hadden alle bemonsterde Middenlimburgse beken een gehalte hoger dan 40 mg/l. Voor het quotiënt chloride-gehalte/EGV vermeldt De Lange (1972) de laagste waarde voor Zuid-Limburg (dit betreft waarschijnlijk de kalkrijke Gulp vlakbij de grens) vergeleken tot de rest van Nederland.

4. Bicarbonaat-gehalte ; 0,30 - 3,04 - 7,0 milligram-equivalent, Sw = 1,46, n = 252. Hoge waarden werden steeds in de Geul en zijbeken gevonden (bijna steeds hoger dan 4, in de Gulp zelfs steeds hoger dan 5), terwijl niet verontreinigde,weinig kalk houdende beken als Rode beek (Brunssum), Maasnielder, Riemer- en Pepinusbeek steeds waarden beneden 1 opleverden. De Maas vertoonde steeds gemiddelde waarden omstreeks 3, terwijl bij de Middenlimburgse beken een hoge bicarbonaatkoncentratie blijkt samen te gaan met sterke waterverontreiniging. Zowel kalkrijkdom als waterverontreiniging hebben dus een positieve uitwerking op het bicarbonaat-gehalte. Net als pH en zuurstofspanning is de bicarbonaat-koncentratie medeafhankelijk van de fotosynthese-intensiteit in het water -vooral in het stilstaande water- en dus onderhevig aan seizoens- en dagperiodiciteit. Leadly Brown (1971) vermeldt voor een "bog lake" hoge pieken in de winter voor de met de bicarbonaat-koncentratie samenhangende koolzuurspanning van het water maar een zeer konstant laag gehalte van voorjaar tot herfst ; de tijd van monstering (nooit 's nachts of in de vroege ochtend), waarbij geen erg sterke stijging van de pH meer voorkomt, laat geen extreem grote invloed van het dagelijks ritme vermoeden.

Het hoge bicarbonaat-gehalte in het kalkrijke water is te verklaren door de bij de hoge pH goede oplosbaarheid van vrij koolzuur (door de hoge stroomsnelheid wordt de opname nog bevorderd) en de binding als bicarbonaat door het sterk vertegenwoordigde Ca^{2+}.

Fosforverbindingen

5. Gehalte aan orthofosfaten ; 0,01 - 0,30 - 5,70 mg/l, SW = 0,28, n = 252. (gemaat in mg elementair fosfor)

6. Totaalgehalte aan fosfor ; 0,06 - 0,41 - 6,50 mg/l, SW = 0,55, n = 252.

Deze gehaltes blijken uitgaande van range en standaardafwijking erg variabel, er bestaat een goede overeenkomst tussen de beide gehalten waarbij de tweede ruim 30 % hoger ligt in gemiddelde waarde. Vrij othofosfaat wordt door de plant opgenomen en het eerstgenoemde gehalte geeft dan ook de beste aanwijzing voor de potentiële intensiteit van de primaire produktie, vooral in het stromende water waar de diffusiesnelheid niet gauw beperkend werkt op de intensiteit van de voorziening met anorganische stoffen van de plant. De voorziening met fosfaat en stikstofverbindingen bepaalt met de daarvan afhankelijke primaire produktie het trofieniveau (Elster, 1958) als masterfaktor.

De sterke afhankelijkheid van het fosfaatgehalte van de waterverontreiniging wordt fraai gedemonstreerd aan de hand van bepalingen in de benedenloop van de Geul gedurende twee opeenvolgende dagen in september, namelijk zondag en maandag (wasdag en meer industriële produktie) ; van de ene dag op de ander bleek het totaalgehalte aan fosfaat van 0,607 tot 1,494 mg/l en het orthofosfaatgehalte van 0,467 tot 1,036 mg/l (dus ruim 100 %) op te lopen, terwijl het EGV slechts met 3 %, het nitraatgehalte met minder dan 20 % en het nitrietgehalte met minder dan 10 % opliepen. De kation-koncentraties bleken konstant, alleen het natrium-gehalte steeg met bijna 50 %, terwijl ammoniumgehalte en COD niet waren gestegen. Tijd en plaats van monstername waren beide dagen gelijk. Ook uit tabel 6 blijkt een grote variabiliteit in fosfaat-gehalte per beek in de tijd.

Hoge fosfaatgehalten werden gevonden in Panheelder en Uffelsche beek, Geul en zijbeken (vooral Selzerbeek), terwijl de laagste waarden gevonden werden in het stilstaande water. Vergelijking der gemiddelde waarden met de door Biemond (1968) en De Lange (

1972) opgegeven waarden voor fosfaatgehaltes laat zien dat zelfs de voor Limburg relatief fosfaatarme beken als Tungelroyse beek, bovenloop van de Itterse beek, Maasnielder beek, Vlootbeek stroomafwaarts zeer sterk geëutrofiëerd raken en plaatselijk (of tijdelijk ??) zeer hoge pieken in fosfaatgehalte vertonen.

Stikstofverbindingen

7. Gehalte aan nitraten ; 0,05 - 1,93 - 10,7 mg/l, SW = 1,88, n = 252.

8. Gehalte aan nitrieten ; 0,005 - 0,138 - 1,69 mg/l, SW = 0,178, n = 251.

9. Gehalte aan ammonium ; 0,01 - 0,676 - 12,2 mg/l, SW = 1,27, n = 252. (opgave van 7 t/m 9 in elementaire stikstof)

In de gegeven volgorde zien we een toenemende variabiliteit van de gemeten waarden, voor de beide laatste grootheden zelfs nog hoger dan van het fosfaat-gehalte. Vooral het zeer hoge gemiddelde gehalte aan nitraten duidt naast de eerder genoemde hoge fosfaatkoncentraties op een zéér sterke eutrofiëring der Limburgse beken, terwijl ook het op verontreiniging duidende ammoniakgehalte gemiddeld erg hoog is. Drs.M.G.Groenhart (mond. med.) konstateerde in de Wieden (Ov.) een afname van het nitriet en vooral ammonium-gehalte gedurende het zomerseizoen ten gunste van de nitraatkoncentratie ; de afname van het ammonium-gehalte werd door ons ook voor het stromende water gekonstateerd (afname van ruim 90 % in 2 maanden volgens tabel 6), ook de afname van het nitrietgehalte werd door dezelfde waarnemingen bevestigd, maar het gehalte aan nitraten lijkt konstanter.[1] De eveneens door Groenhart gekonstateerde afname van het fosfaatgehalte in de Wieden werd ook in de Swalm, echter niet in de Geul waargenomen. Het stroomgebied van Tungelroyse en Itterse beek lijken gekenmerkt te worden door hoge ammonium-koncentraties ten opzichte van de beken op de oostelijke Maasoever die bemonsterd werden ; dit kan een grotendeels artefaktieel verschijnsel zijn, daar immers het eerstgenoemde stroomgebied veel eerder dan de andere beken werd onderzocht.[11] Wat het totaal gehalte aan stikstofbevattende anorganische verbindingen betreft vertoont de Geul vooral in de benedenloop zeer hoge waarden (hoofdzakelijk nitraten), de Swalm scoort ook erg hoog (zeer hoog nitriet-gehalte vlak onder Swalmen, verder voornamelijk nitraten), dan volgen Tungelroyse en Itterse beek met zijlopen

[1]) Zie opm. 2, Naschrift, pag. 178 [11]) Zie opm. 3, Naschrift, pag. 178

(hoofdzakelijk ammonium, vanwege de vroege bemonstering ?), terwijl de Middenlimburgse beken op de oostelijke Maasoever als Pepinus- en Putbeek, Maasnielder en Vlootbeek een zeer wisselend beeld vertoonden door plaatselijk zware lozingen en daaropvolgende verdunning door samenvloeiingen. De laagste waarden werden net als bij het fosfaat-gehalte gevonden voor stilstaande en geïsoleerde wateren met dichte watervegetatie-begroeiing. De eutrofiërende stoffen kunnen bij verwerking het beste volgens een logaritmische schaal worden uitgedrukt (zie De Lange (1972) bij het uitdrukken der fosfaatwaarden in klassen), aangezien verrijking met deze stoffen bij toenemende eutrofiëring relatief minder invloed krijgt in oekologisch opzicht ; deze techniek werd niet toegepast omdat er nauwelijks oligotrofe of mesotrofe wateren konden worden bestudeerd in het onderzochte gebied.
Zeer hoge nitraatgehalten wijzen niet automatisch op oppervlakte-waterverontreiniging, de maximale waarde werd gevonden voor een bron bij Ulestraten en ook een bron in Noorbeek vertoonde een heel hoge waarde (7 mg/l) ; hierbij werden echter minimale waarden voor nitriet, ammonium en chemisch zuurstof-gebruik gevonden.[1] Sinds 1923-24 (zie Redeke, 1948) lijkt het gehalte aan stikstofverbindingen veel minder gestegen in het stromende water dan bv. het fosfaat- en cloridegehalte.

[1]) eenzijdige NO_3-verontreiniging door kunstmestinvloed ??

<u>10. Chemisch zuurstofverbruik (COD)</u> ; 0 - 14,4 - 53 mg O_2/l, SW = 9,5, n = 251.
Toegepast werd de bichromaat-zwavelzuur-oxidatie (terugtitratie met Mohr's zout en phenantroline als indikator). Deze vrij moeilijk interpreteerbare bepaling geeft een aanwijzing voor de mate van organische verontreiniging.
Door het vaak grote zelfreinigende vermogen der beken zien we bij beken met verscheidene afvallozingen een zeer wisselend beeld afhankelijk van de importantie en afstand van resp. tot die lozingen. De laagste waarden werden uiteraard voor bronmilieus gevonden, de hoogste waarden voor beken in het stroomgebied van de Tungelroyse beek ; er bleek een duidelijke positieve korrelatie te bestaan tussen absoluut en relatief (ten opzichte van nitraat) hoge ammonium-gehalten en hoge COD-waarden, beide wijzen op hoge verontreiniging en daarbij anaerobe ontbinding. De sneller stromende Swalm en Geul vertoonden vrij lage COD-waarden (steeds onder het gemiddelde) en daarbij ook lage ammonium-koncentraties

ondanks de toch belangrijke afvalwaterlozingen ; dit is waarschijnlijk een gevolg van een hoger zelfreinigende vermogen door het aerobe karakter van deze beken. In de Geul nam de COD in de loop van de bemonsteringsperiode evenals het ammonium-gehalte sterk af (tabel 6), bij de Swalm werd dat alleen voor het ammonium-gehalte gekonstateerd. Stilstaande geïsoleerde en niet-verontreinigde wateren vertonen vaak zeer hoge COD-waarden. De COD bleek in het stromende water niet met het fosfaatgehalte te korreleren, wèl met het ook op verontreiniging wijzende EGV en chloride-gehalte.

11. Gehalte aan sulfaten ; 1 - 59,3 - 222 mg/l, SW = 26,4, n = 252
Dit is een indikatie voor sterke mineralisatie en/of verontreiniging. Hoge waarden werden gevonden voor de bovenloop van de Tungelroyse beek, Swalm, de bronnen van Kingsbeek, Noor, een bronbeek in Ulestraten en een in Wittem, terwijl ook sommige stilstaande wateren een hoog sulfaat-gehalte bleken te hebben. Lage sulfaat-koncentraties werden gevonden voor de Itterse beek, Panheelder beek, Riemerbeek en enkele stilstaande wateren (oude Maas-lopen, poelen), sommige beken hadden een sulfaat-arme bovenloop (Maasnielder beek, Haelense beek). De hoogste sulfaat-koncentratie werd gevonden in de Zuid-Willemsvaart, terwijl ook de Maas soms hoge koncentraties vertoonde. De Geul liet steeds gemiddelde waarden (één maal zelfs een lage waarde van 22 mg/l) zien, evenals de niet genoemde wateren. Vergelijkend met opgaven door Redeke (1948) kan niet tot een stijging van het sulfaat-gehalte[1] worden gekonkludeerd, voor 1923-24 geeft hij 39 mg/l op vlak vóór de uitmonding in de Maas (in 1970 : 63 - 66 mg/l), maar voor een bepaling in 1939 (december) wordt 97 mg/l opgegeven, terwijl ook tabel 6 een grote variatie in het seizoen laat zien.

[1]) invoegen : voor de Geul

Kationen

12. Gehalte aan calcium ; 10 - 60,6 - 118 mg/l, SW = 26,6, n = 252
13. Gehalte aan magnesium ; 2 - 6,9 - 16 mg/l, SW = 2,73, n = 255
14. Gehalte aan natrium ; 4 - 19,8 - 55 mg/l, SW = 10,1, n = 249
15. Gehalte aan kalium ; 1 - 6,7 - 27 mg/l, SW = 4,86, n = 252

Smissaert (1959) beschouwt als eerder vermeld in dit verslag (pag. 17) het kalkgehalte als master-factor in de Limburgse laaglandbeken, Redeke (1948) geeft als calcium-gehalten voor de Zuidlimburgse bronnen ca. 100 mg/l, voor de Noordlimburgse bronnen 15 -

25 mg/l ; Stock (1969-70) merkt op dat een belangrijker faktor dan het kalkgehalte van de ondergrond hierbij het bicarbonaat- en daarmee samenhangende koolzuur-gehalte van het bodemwater is (bv. hoog in regenwater dat een humuslaag is gepasseerd), het koolzuur lost gebonden calcium op als bicarbonaat. Bij ontwijken van koolzuurgas zal er calciumcarbonaat neerslaan (in kalkrijke gebieden een indikatie van kwel), koolzuurrijk industrieel afvalwater bevordert sterk het calcium-gehalte. Door waterverontreiniging zal dus indirekt de oekologisch belangrijke differentiatie in calciumrijke en -arme beken verkleind worden.
De allerhoogste calcium-waarde gaat samen met de hoogst gevonden bicarbonaatkoncentratie (sterk vervuilde poel in het krijtland), terwijl de laagste calcium-waarden (gevonden voor Visschensteertlossing, Riemerbeek, Itterse beek, Rode beek bij Brunssum en Maasnielder beek) samengaan met steeds lage bicarbonaatkoncentraties, waarbij bij door vervuiling in de benedenlopen oplopende bicarbonaatkoncentraties de gehalten aan calcium steeds blijken toe te nemen. De calcium-koncentratie in Geul, Gulp en andere zijbeken is steeds hoger dan 65 mg/l (de Gulp hoger dan 90, de Eyserbeek ca. 100, de Selzerbeek ca. 70, de Geul bij de grens 65 tot 70, tussen Partij en Valkenburg 70 tot 80, vanaf Valkenburg ca. 90 mg/l), ook de calcium-koncentratie van de Jeker is hoog (ca. 100 mg/l). De Maas vertoonde iets hoger dan gemiddeld gevonden waarden (60 - 70 mg/l), evenals de met Maas-water gevoede kanalen. Over het algemeen hebben de Middenlimburgse beken calcium-gehalten van 20 tot 30 mg/l, slechts in enkele gevallen wordt de gemiddelde waarde sterk overschreden, meestal bij plaatselijk sterk vervuilde situaties met hoge ammonium- en bicarbonaatkoncentraties (bv. Tungelroyse beek piek van 82 mg/l, deze beek heeft meestal gehalten van 40 tot 50 mg/l ; de Swalm heeft voor Midden-Limburg een vrij hoog calcium-gehalte van 30 tot 40 mg/l). Stilstaande of vrijwel stilstaande wateren (plaatselijk in de Kanjel, de Selzerbeek) in Zuid-Limburg leveren soms lage calcium-gehalten op.
Magnesium, de antagonist van calcium wat betreft de oplosbaarheid van carbonaat en hydroxide, had een bijna 10 x lagere koncentratie dan dat calcium ; alleen de Swalm vertoont een erg lage verhouding tussen calcium- en magnesium-koncentratie van minder dan 4, hetgeen ook in de bovenloop van de Itterse beek en plaatselijk in

[1]) alleen stroomafwaarts van Schin-op-Geul

de Raam (alle 3 beken in Midden-Limburg) het geval was. Quotiënten van calcium- en magnesium-gehalte hoger dan 10 werden gevonden voor de Geul[1]) en haar zijbeken Gulp, Eyser- en Selzerbeek en ook voor een aantal Middenlimburgse beken (Maasnielder beek, bovenloop van de Vlootbeek en een organisch verontreinigde zijbeek van de Eppenbeek, alle op de oostelijke Maasoever, en Slijbeek) en stilstaande wateren in zowel Zuid- als Midden-Limburg (oude Maaslopen bij Maasbracht, slotgrachten, bronnen en poelen in Zuid-Limburg). Wat de absolute magnesium-koncentratie betreft werden de laagste waarden gevonden voor een poel bij Eperheide en de Maasnielder beek, terwijl de ook nog lage waarde van 3 mg/l werd gevonden voor de Selzerbeek, de Rode beek (Brunssum) en de bron van de Noor in Zuid-Limburg en in Midden-Limburg voor de Riemerbeek, de Visschensteertlossing en zijbeken van Leukerbeek en Eppenbeek. Waarden hoger dan 10 mg/l werden voornamelijk in Zuid-Limburg gevonden - alleen de Swalm had een zeer konstant gehalte van 10 mg/l en de bron van de Kingsbeek bevatte 13 mg/l - bijvoorbeeld Jeker en zijstroompjes (14 tot 15 mg/l), Geul tussen grens en Partij (12 tot 14 mg/l, stroomafwaarts steeds lager tot 6 mg/l, terwijl de onderzochte zijbeken gemiddelde waarden van 4 tot 7 mg/l vertoonden behalve de Selzerbeek (3 mg/l) en de Walsbeek (14 mg/l)), kasteelgrachten in Schaesberg en Hoensbroek (resp. 10,5 en 12 mg/l) en een bronbeekje in Ulestraten (de maximale waarde van 16 mg/l).

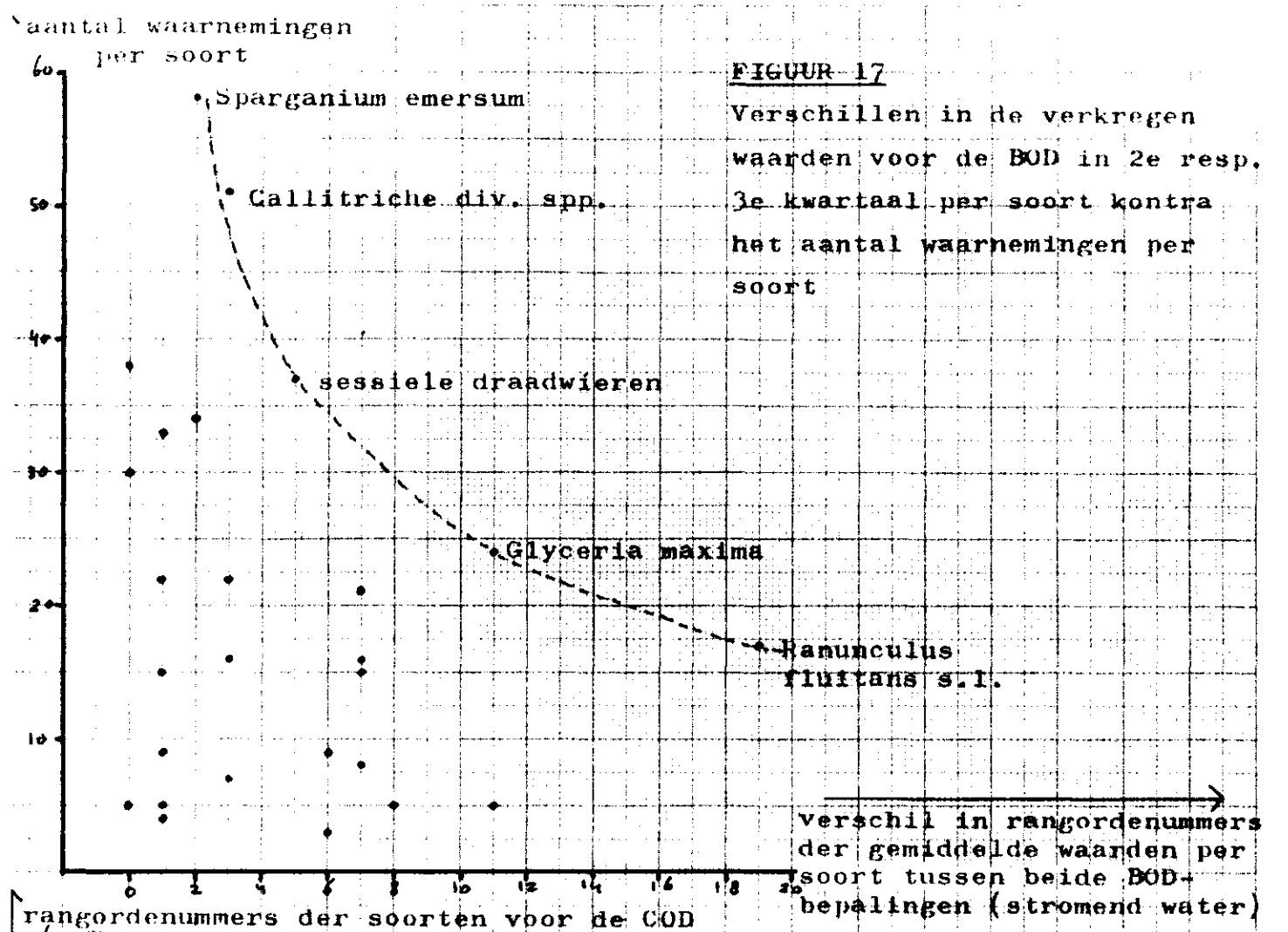
Op calcium na vinden we de hoogste kationkoncentraties voor natrium. De natrium-koncentratie is in het zoete water van nature erg laag, relatief hoge koncentraties van dit kation (en van het volgende, kalium) zijn een goede aanwijzing voor anorganische verontreiniging ; in het algemeen gaan hoge koncentraties samen met een hoog chloride-gehalte. Ook sterke mineralisatie heeft een verhogend effekt op de natrium- en kalium-koncentraties.

Hoge natrium-gehalten (hoger dan 30 mg/l) werden gevonden in de Maas (oplopend van 29 te Borgharen en 37 mg/l te Wessem tot de maximale waarde van 55 mg/l bij Roermond), de met Maas-water gevoede kanalen Noordervaart (33 mg/l) en Zuid-Willemsvaart (30 mg per liter bij Maastricht en Weert), een aantal Middenlimburgse beken (Raam, Dijkerpeelbeek, Pepinusbeek en de Vlootbeek bij Montfort ; de hoogste waarden voor beken werden gevonden voor de Leukerbeek (47 mg/l) en plaatselijk de Slijbeek (42 mg/l). Een ou-

de Maas-loop bij Roermond had een vrij hoog natrium-gehalte (34 mg/l), terwijl Maas-lopen in Maasbracht ver onder het gemiddelde bleven (10 - 16 mg/l). Lage natrium-gehalten (beneden 15 mg/l) werden verder gevonden in vooral Zuidlimburgse beken (de Geul heeft bij de grens een koncentratie van 9 mg/l, die stroomafwaarts geleidelijk tot 15 mg/l bij Meerssen toeneemt; de Gulp heeft bij de grens een gehalte van 7 mg/l, onder Gulpen van 14 mg/l ; de Selzerbeek heeft een gehalte van 13, de Rode beek bij Brunssum van 11 mg/l), maar ook in een aantal Middenlimburgse beken (Maasnielder beek, vanaf de bovenloop van 7 tot 14 mg/l oplopend, Itterse beek idem van 11 tot 15 mg/l, Riemerbeek 8 mg/l). Stilstaande wateren met lage natrium-koncentraties werden vooral in Zuid-Limburg aangetroffen bv. de slotgrachten in Wylre (5 mg/l), Genhoes (8 mg/l) Meerssen (10 mg/l) en Schaloen (13 mg/l). Ook de bronnen in Zuid-Limburg vertoonden erg lage natrium-gehalten van 5 (Noorbeek, Wittem) tot 11 mg/l (Ulestraten).
Het kalium-gehalte reageert sterker op afvalwaterlozingen in beken dan het natrium-gehalte. Relatief lage gehalten (beneden 5 mg/l) werden zowel in Zuid- als Middenlimburgse beken gevonden ; heel lage gehalten (2 mg/l) werden gevonden voor monsters uit een zijbeek van de Leukerbeek, de Dijkerpeelbeek, bronvijvers in Wittem en een slotgracht in Wylre, de allerlaagste waarde (1 mg/l) voor de bronnen van Noor en Kingsbeek. Lage gehalten van 3 - 4 mg/l werden verder gevonden in de Geul tussen grens en Valkenburg, de bovenloop van de Gulp (meteen na Gulpen 20 mg/l !), een bronbeek in Ulestraten en verder in de Middenlimburgse beken Itterse beek, Tungelroyse beek, Leukerbeek, Visschensteertlossing, Roggelse beek, al deze beken ook alleen in de bovenloop (in de benedenloop meestal 6 mg/l, de Leukerbeek 18 mg/l). "Hoge" gehalten (hoger dan 10 mg/l) werden zowel in Zuid- als Middenlimburgse stilstaande wateren gevonden (bv. de slotgracht van Hoensbroek (25 mg/l), Geusselt (17 mg/l), Kerkrade (16 mg/l), Rijckholt (13 mg/l) en in Midden-Limburg Buggenum met 12 mg/l), maar veel stilstaande wateren waren ook kalium-arm bv. een slotgracht in Schaesberg (4 mg/l), een oude Maasloop te Maasbracht (4 mg/l). Alleen de Selzerbeek had een hoog kalium-gehalte (13 mg/l), verder werden slechts voor Middenlimburgse beken hoge gehalten gevonden : Swalm 15 tot 27 mg/l (vóór Swalmen steeds 7 mg/l), Haelense beek (tot 15 mg/l), Rennebeek (22 mg/l), Leukerbeek (4 - 18

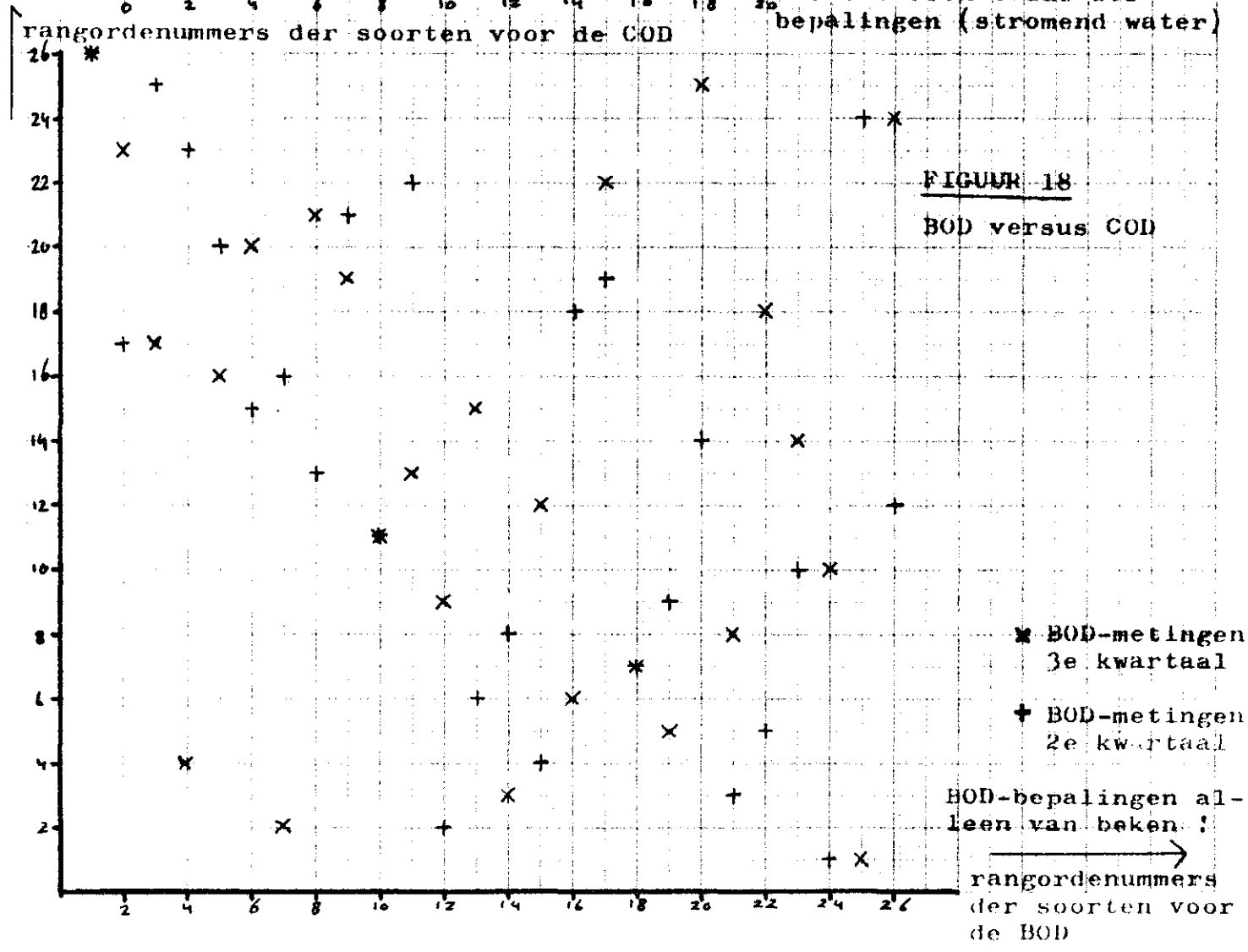
mg/l !) en in mindere mate Uffelsche beek en Panheelder beek.
De kation-koncentraties resumerend kunnen we stellen dat van nature Zuid-Limburg wateren met hoge calcium- en magnesium-koncentraties heeft (de eerste eerder door hoge bicarbonaat-koncentraties dan door het sterk vertegenwoordigde oppervlakkige krijt), maar dat waarschijnlijk door koolzuur-rijke afvalwaterlozingen ook in Midden-Limburg erg hoge calcium-gehalten kunnen voorkomen.
Het kalium-gehalte lijkt een betere aanwijzing voor organische verontreiniging dan het natrium-gehalte. In stilstaande wateren is het kation-evenwicht erg gekompliceerd en is de situatie erg onoverzichtelijk.

Biochemisch zuurstofverbruik (BOD) (methode 20/5)
De Provinciale Waterstaat te Limburg bemonstert elk kwartaal een groot aantal monsterpunten van het Limburgse stromende water en analyseert hier o.a. de pH, chloride-gehalte, BOD_5 , het zuurstofverzadigingspercentage, het gehalte aan bezinkbare stof.
De opnamen vielen voor een groot deel samen met deze monsterpunten, zodat korrelatie met bovenvermelde faktoren althans voor het stromende water kon plaatsvinden.
Evenals de konsekwent (ook in het stilstaande water bepaalde) per opname vastgestelde COD is de BOD een maat voor de organische belasting. De voor de opnamen gevonden waarden van de BOD bedroegen :
16. 2e kwartaal ; 1,0 - 6,44 - 22 mg O_2/l, SW = 4,22, n = 94
17. 3e kwartaal ; 0,5 - 8,81 - 78 mg O_2/l, SW = 11,2, n = 94
In het 3e kwartaal blijkt de BOD wat betreft gemiddelde en maximum aanmerkelijk hoger te liggen en de waarden blijken uit standaardafwijking en koherentiekoëfficiënt (resp. 4,5 en 6,9) een veel grotere spreiding te hebben, waarschijnlijk ten gevolge van het veelvuldiger en intensiever optreden van vloeden. Om de BOD-bepalingen onderling te vergelijken werden van de 26 meest voorkomende soorten de rangnummers van de gemiddelden berekend en de verschillen tussen die rangnummers per soort uitgezet (Figuur 17, pag. 88), waarbij verschillen in rangordenummer tot 17 (Ranunculus fluitans) en een neiging tot grotere verschillen in rangordenummer bij afnemende aantallen waarnemingen blijken.
Een simpele rangkorrelatie-toets door de rangorde-nummers voor BOD en COD (óók bepaald in het stilstaande water !) door de beide rangordenummers van de BOD per soort uit te zetten tegen



FIGUUR 17

Verschillen in de verkregen waarden voor de BOD in 2e resp. 3e kwartaal per soort kontra het aantal waarnemingen per soort



FIGUUR 18

BOD versus COD

die van de COD (Figuur 18, pag. 88) levert een wel zeer warrig beeld op waarbij door de duidelijke clusteringen linksboven en rechtsonder tot geneigdheid tot négatieve korrelatie mag worden besloten. Hierbij moet natuurlijk bedacht worden dat de BOD van veel minder opnamen bekend is dan de COD (resp. 255 en 94), maar wat nog erger is alleen voor stromend water bepaald werd, terwijl de COD óók voor stilstaand water (ongeveer een derde der opnamen) bekend was. Echter een alleen in stromend water aangetroffen soort als Ranunculus fluitans s.l. had voor het tweede kwartaal gemiddeld een (relatief) lage COD tegenover een der gemiddeld hoogste BOD's (in het 3e kwartaal had de BOD voor deze soort juist één der hoogste gemiddelde waarden, evenals de andere voornamelijk in de Geul en zijbeken aangetroffen soorten hoge waarden der BOD vertoonden).
Door het hoge aantal waarnemingen werden de oekologisch zeer "gemiddelde" Sparganium emersum en Callitriche div. spp. bij een slechts geringe variatie der relatieve BOD-waarden aangetroffen; over het algemeen lijken de Middenlimburgse langzaam stromende beken de minst variabele BOD te hebben. [1]) Opmerking 4, Naschrift, pag. 178

Zuurstofverzadigingspercentage

Evenals de BOD per kwartaal in een aantal beken door Provinciale Waterstaat bepaald. De voor de opnamen gevonden waarden :
18. 2e kwartaal ; 9,5 - 79,9 - 182 %, SW = 26,5, n = 94.
19. 3e kwartaal ; 3,2 - 68,0 - 134 %, SW = 25,3, n = 94.
Om het zuurstofgehalte als oekologisch beperkende faktor te bepalen is monstering op het eind van de nachtperiode noodzakelijk, overdag kan zelfs bij vervuilde situaties oververzadiging door fotosynthese van een dichte watervegetatie optreden terwijl 's nachts sterfte door zuurstofgebrek plaatsvindt (vooral bij stilstaande of slechts zeer langzaam stromende en diepe wateren). De bovenvermelde waarden geven dus maar een zeer grove indruk van de oekologische relevantie, beter nog kan het verhoudingsgetal van ammonium tot nitraat gebruikt worden om het aerobe karakter van het water te karakteriseren. Zoals verwacht kon worden is het zuurstofgehalte in de loop van het seizoen gedaald bij de toegenomen BOD. Behalve in de zeer snel stromende beken zijn het zuurstofgehalte en de BOD redelijk negatief gekorreleerd. In de snelstromende beken is door de de gasdiffusie bevorderende turbulentie de dag- en seizoensperiodiciteit bij een dichte watervegetatie sterk genivelleerd, zelfs bij zeer hoge BOD's is er nog O_2 in het water aanwezig terwijl oververzadiging moeilijk bereikt

wordt. Volgens de door de Provinciale Waterstaat gehanteerde normklassen behoort de gemiddeld gevonden waarde voor het 2e kwartaal tot licht (bijna matig) verontreinigd, voor het 3e kwartaal tot matig verontreinigd water; volgens de BOD waren beide gemiddelden karakteristiek voor matig verontreinigd water. In verband met de zeer verschillende stroomsnelheden der onderzochte beken lijkt vergelijkende karakterisering van de waterverontreiniging op grond van zuurstofverzadiging onbetrouwbaar. De lage temperatuur der bronnen en bovenlopen heeft een potentieel hoger absoluut zuurstofgehalte ten gevolge vergeleken tot de van nature warmere en bovendien thermisch verontreinigde benedenlopen.

Provinciale Waterstaat van Limburg (1967 - 1970) geeft een gedetailleerd verslag van de waterverontreiniging der onderzochte beken aan de hand van zuurstofverzadigingspercentage en BOD; volgens de gehanteerde kriteria blijken de Middenlimburgse beken op de westelijke Maas-oever "niet-" tot matig verontreinigd in 1970, Swalm, bovenloop van Jeker en Gulp, Voer, benedenloop van Vlootbeek matig verontreinigd. Geul en Rode beek (Brunssum) zijn in hun bovenloop niet-verontreinigd, in hun benedenloop matig verontreinigd, terwijl de Maasnielder beek bij Roermond zelfs ineens van niet- tot sterk-verontreinigd wordt.De Roer wordt bij de matig verontreinigde beken ingedeeld, de Vlootbeek is onder Montfort ernstig vervuild, maar na de samenvloeiing met de resp. niet- en licht-verontreinigde Pepinus- en Vulensbeek slechts licht-verontreinigd. De uit de Oostelijke en Westelijke Mijnstreek ontspringende beken als Caumer- en Geleenbeek zijn zeer sterk verontreinigd en blijven dit tot de uitmonding in de Maas ; wegens het ontbreken van plantengroei kon het stroomgebied van de Geleenbeek niet onderzocht worden als het overige gebied en zal worden getracht aan de hand van de door Provinciale Waterstaat opgegeven waarden tolerantiegrenzen voor zuurstofverzadiging, BOD, chloride-gehalte, bezinkbare stof en pH vast te stellen zonder dat de elders bepaalde oekologische faktoren bekend zijn.
Provinciale Waterstaat geeft zelf al aan hoe betrekkelijk de BOD-waarden zijn door seizoens- en debietinvloeden, de aanwezige mikroörganismen, kwantiteit en samenstelling der organische stof, toxische stoffen enz., waardoor per monsterpunt spreiding der verkregen waarden tot vele honderden procenten wordt gevonden ; een frappant voorbeeld is de bovenloop van de Tungelroyse beek die door toxische ver-

ontreiniging met zware metalen door een zinkfabriek biologisch dood is (zelfs de meeste oeverplantsoorten sterven af), maar vanwege het gevonden lage BOD-getal en de hoge zuurstofverzadiging (de beek is ter plaatse snelstromend en ondiep) als niet-verontreinigd wordt opgegeven. Aan de hand van afsterven der oevervegetatie van de Roer wordt ook hier een als maat voor organische verontreiniging te lage waarde voor de BOD verwacht.

Tussen de besproken chemische variabelen bestaan veel korrelaties, zowel positieve als negatieve. Gekoppeldheid van variabelen kan onderzocht worden met een rangkorrelatie-toets (bv. Kendall en/of Spearman) en kan het beste vóór vergelijking met de floristische gegevens plaatsvinden ; helaas konden deze toetsen in het kader van het onderzoek niet worden toegepast door het omvangrijke verdeling-onderzoek dat daartoe per variabele nodig is en moesten de korrelaties der oekologische variabelen afgeleid worden aan de hand van de korrelaties met het floristische materiaal. Vooruitlopend hierop blijken het calcium- en het bicarbonaat-gehalte zeer sterk positief gekorreleerd, terwijl deze beide variabelen ook sterk positief met het fosfaat-gehalte en minder met het nitraat-gehalte zijn gekorreleerd. Indien de koncentraties van beide laag zijn, zijn calcium- en magnesium-gehalte positief gekorreleerd, bij hogere koncentraties van het calcium is er juist een negatieve korrelatie. Natrium- en chloride-gehalte zijn erg duidelijk positief gekorreleerd en vertonen mèt de COD (deze laatste vooral bij lage koncentraties) en nog minder met het ammonium-gehalte een negatieve korrelatie met de gekoppelde calcium- en bicarbonaatkoncentraties. pH, sulfaat-koncentratie, elektrisch geleidingsvermogen blijken moeilijk te korreleren, alleen het EGV blijkt vooral voor de lagere waarden sterk positief gekorreleerd met het magnesium-gehalte.[1] Waarschijnlijk door het oplosbaar zijn van vrijwel alle zouten van kalium onttrekt dit ion zich aan alle chemische evenwichtreakties in het water en lijkt niet gekorreleerd met één der overige bepaalde ionen. Over het algemeen zijn zuurstofverzadiging en BOD negatief gekorreleerd, vooral voor extreem hoge of lage BOD's. Met de andere chemische variabelen is een vergelijking moeilijk omdat deze beide variabelen alleen voor het stromende water bekend zijn, de BOD leek nog het meest positief gekorreleerd met het ammonium-gehalte.

[1]) bovendien duidelijke positieve korrelatie met het calcium-gehalte

De bepaalde fysische faktoren zijn in tegenstelling tot de chemische faktoren (kontinue variabelen) vaak nominale variabelen, ze werden vaak op het oog via makkelijk te bepalen grove klassen (indeling zoveel mogelijk oekologisch relevant) bepaald en kunnen in principe dus niet rekenkundig op dezelfde manier als de kontinue variabelen verwerkt worden. De rekenkundige verwerking van het bepalen der gemiddelden en de standaardafwijking werd echter gehandhaafd omdat de betere methode van het maken van blokdiagrammen per soort en variabele moeilijk te overziene resultaten opleverde en de "gemiddelden" toch een indruk geven van het zwaartepunt voor de betreffende variabele ; in deze gevallen is steeds vermeld dat de betreffende variabele nominaal is en wordt het "gemiddelde" tussen aanhalingstekens opgegeven.

Diepte, dikte van de sapropeliumlaag, substraat, stroomsnelheid

De bepalingsmethodiek van deze faktoren wordt -uitgezonderd het substraat- beschreven op pag. 24 van dit verslag, het substraat werd op het oog onderscheiden in 6 klassen volgens oplopende grofheid :
1 = kleiig, 2 = erg fijn zand of kleiig-zandig, 3 = zandig, 4 = zandig met kiezel, 5 = zandig met kiezel en keien, 6 = kiezel en keien.

20. Diepte ; 0,05 - 0,44 - 2,0 m, SW = 0,27 m, n = 255
21. Sapropelium-dikte ; 0,00 - 0,061 - 0,6 m, SW = 0,106, n = 255
22. Substraat (nominaal); 1 -"2,3"- 6,"SW"= 1,43, n = 255
23. Stroomsnelheid ; 0,00 - 0,261 - 5 m/s, SW = 4,01, n = 255

Zeer duidelijk blijken stroomsnelheid en substraat positief gekorreleerd terwijl deze erg negatief met de sapropelium-dikte zijn gekorreleerd. De diepte is met geen der gemeten variabelen goed vergelijkbaar, lijkt alleen goed te korreleren met het "minimum areaal" gezien de grote overeenkomst met de grootte der gekozen proefvlakken. Uiteraard komen de hoogste stroomsnelheden en het grofste substraat voor in Zuid-Limburg. De korrelatie van stroomsnelheid met zuurstofgehalte is maar zeer ten dele positief.

De stroomsnelheid-metingen leken tot hogere waarden te leiden dan de literatuur (Jansen 1964, Redeke 1948) opgeeft, waarbij bedacht moet worden dat steeds de stroming aan het oppervlak en in het midden van het proefvlak werd gemeten, terwijl de opgegeven waarden gemiddelden voor de hele beekdoorsnee zijn waarbij de wrijving aan substraat en oevers tot lagere stroomsnelheden leidt.[1] Een stroomsnelheidsmeting waarbij ook in de diepte gemeten had kunnen worden, had dan ook de

[1]) Moller Pillot (1971) vermeldt dat de via een drijver verkregen waarde ca. 1,5 x hoger is dan de gemiddelde stroomsnelheid

voorkeur verdiend.[1] De verkregen waarden voor de stroomsnelheid komen beter overeen met Redeke (1948) dan met Jansen (1964) bv. wordt door hen respektievelijk opgegeven voor de Geul 0,5 - 0,7 m/sek en ca. 0,27 m/sek (zie ook pag. 14 van dit verslag).

[1]) Opm.5, pag. 178

Troebelheid van het water en beschaduwing van het proefvlak

De troebelheid werd op 2 manieren bepaald, ten eerste volgens een schatting gekorreleerd aan de bepaling met de schijf volgens Secchi [+)] (ronde schijf van 10 cm doorsnee en verdeeld in 4 gelijke velden die afwisselend wit en zwart zijn) en ten tweede volgens een methodiek met een sferische fotometer.

+) modifikatie

De schatting geschiedde volgens 4 opeenvolgende klassen : 1 = zeer helder, 2 = vrij helder, 3 = vrij troebel, 4 = erg troebel. De klassen werden indien mogelijk (bij voldoende diepte en troebelheid) met de op een van dm-verdeling voorziene stok bevestigde schijf volgens Secchi nader gespecificeerd volgens zichtdiepte van de witte en zwarte vlakken, waarbij de klassen overeenkwamen met achtereenvolgens de zichtdiepte-trajekten meer dan 2 m, 1 tot 2 m, 0,5 tot 1 m en minder dan 0,5 m.

Bij de methodiek met de fotometer werd eerst de lichtintensiteit vlak boven het wateroppervlak, daarna op 3 dm diepte bepaald ; de lichtintensiteit werd berekend uit met een gekoppelde ampèremeter verkregen waarden door omrekening via een ijklijn in mgcal $cm^{-2}min^{-1}$. Als maat voor de troebelheid werd de lichtintensiteit vlak boven het oppervlak gedeeld door die op 3 dm diepte ; deze quotiëntwaarden zijn in de bijlage per opname vermeld en verder verwerkt als de overige oekologische variabelen.

De beschaduwing van het proefvlak werd ook bepaald volgens een schatting in 4 klassen : 1 = gedurende de dagperiode wordt minder dan 10 % van het daglicht weggenomen; 2 = idem, 10 - 50 %; 3 = idem, 50 - 90 % en 4 = idem, meer dan 90 %.

Overzicht der verkregen waarden voor de lichtwegname :

24. Troebelheid volgens fotometrische bepaling ; 1,5 - 4,00 - 16,3, SW = 2,15, n = 235

25. Troebelheid volgens schatting in 4 klassen (nominaal) ; 1 - "2,9" - 4, "SW" = 0,93, n = 255

26. Schaduw (nominaal) ; 1 - "2,00" - 4, "SW" = 0,92, n = 255

Veruit de meeste beschaduwing vinden we in de Zuidlimburgse beken, die smal zijn en door een over het algemeen bomen- en struweelrijk landschap stromen, weinig beschaduwing vinden we voor de Noordlim-

burgse -bredere en door een kaler landschap stromende- beken en voor de Maas.
De beide bepalingen van de troebelheid bleken nauwelijks positief gekorreleerd, met de fotometrische bepaling werden de laagste waarden voor de troebelheid gevonden voor de Zuidlimburgse beken, met de schattingsmethode voor stilstaande wateren. De schattingsmethode is erg medeafhankelijk van de reflekties op het water, die afhankelijk zijn van bewolking, tijd van de dag en in het seizoen, beschaduwing e.d. De gebruikte fotometrische methode wordt óók door de reflektie beïnvloed - bij de meting van de lichtintensiteit net boven het wateroppervlak wordt behalve de totale instraling ook de reflektie gemeten -, maar daarnaast wordt de doordringing van het licht in het water sterk medebepaald door de vertikale extinktiekoëfficiënt, een korrektie op de wet van Lambert-Beer voor het niet loodrecht instralen van het daglicht op het wateroppervlak, die afhangt van zonnehoogte, bewolking, absorptie door het water en de daarin opgeloste stoffen en terugkaatsing door partikels. Bovendien kan er een verschillende invloed bestaan van de kleur van het substraat (eventueel sapropelium), golven aan het wateroppervlak en spektraal samenstelling van de instraling (de instraling bestaat uit direkte en indirekte zonnestraling met een verschillende spektrale samenstelling en een tijds- en seizoensafhankelijk aandeel in de instraling).
De beste troebelheidsmeting voor vegetatieonderzoek gaat uit van een konstante sterke submerse lichtbron met konstante afstand ~~tot de~~ eveneens submerse fotometer en het zich beperken tot voor de fotosynthese belangrijke spektraal trajekten, waarbij de invloeden van spektrale samenstelling, reflektie van het ingestraalde licht worden uitgeschakeld, terwijl de extinkiekoëfficiënt in de wet van Lambert-Beer niet gekorrigeerd hoeft te worden. De fotometrische bepaling wordt als het betrouwbaarst en meest reproduceerbaar beschouwd en bijvoorbeeld gebruikt bij de "samengestelde" variabelen voor lichtwegname.

Niveauwisseling van het wateroppervlak

Naast een eigen schatting van de minimale niveauwisseling aan de hand van niveaus van aangespoeld materiaal op de oevers en in overhangende bomen en struiken (nauwkeurigheid der meting tot 1 dm) waren er opgaven van Rijkswaterstaat en Provinciale Waterstaat beschikbaar, echter te weinig voor verdere verwerking per opname (zie het overzicht in tabel 1, pag. 15).

Volgens de schatting van de minimale niveauwisseling was deze het grootste in de Middenlimburgse beken en het kleinste voor stilstaande wateren in heel Limburg en de gekanaliseerde Maas vlak boven de stuwen. De relatief grote niveauwisseling in Middenlimburgse beken blijkt ook uit de metingen van Provinciale en Rijkswaterstaat (zie de tabellen 1 en 5 op pag. 15 en 74 van dit verslag). De in Zuidoost-Limburg voor Nederland maximale jaarlijkse neerslag tegenover de minimale neerslag in Midden- Limburg en het Maasdal zou kunnen doen vermoeden dat de maximale niveauwisselingen en debietschommelingen in de Zuidlimburgse beken zouden voorkomen, maar dit jaarcijfer voor de neerslag zegt niets over seizoensgebonden neerslagpieken, in het Zuidlimburgse krijtland wordt veel regenwater ondergronds vervoerd en kunnen de beken door hun grote verval makkelijker vloeden verwerken, terwijl er het oppervlak der stroomgebieden kleiner is dan in Midden-Limburg ten westen van de Maas.

27. Minimale niveauwisseling volgens schatting ; 0 - 0,33 - 2,0 m, SW = 0,27 m, n = 255

28. Niveauwisseling volgens Rijkswaterstaat en Provinciale Waterstaat in Limburg ; 0,32 - (geen gemiddelde bepaald) - 2,17, n = 39 (24 waarnemingsposten)

Gehalte aan bezinkbare stoffen

De bepalingen in het 2e en 3e kwartaal door de Provinciale Waterstaat werden met de opnamen gekorreleerd. Overzicht der waarnemingen :

29. Gehalte aan bezinkbare stoffen (2e kwartaal) ; 0 - 0,234 - 8,4 ml/l, SW = 0,88 ml/l, n = 93

30. Gehalte aan bezinkbare stoffen (3e kwartaal) ; 0 - 0,957 - 21 ml/l, SW = 3,03 ml/l, n = 93

Volgens de Provinciale Waterstaat (1967 - 1970) duiden gehaltes hoger dan 0,3 ml/l op verontreiniging. De gemiddelden der gebruikte opgegeven waarden zijn daarom als hoog te beschouwen, vooral dat van het 3e kwartaal. Opvallend zijn verder de zeer hoge standaardafwijkingen der gemiddelden (ruim 300 %), wat erop wijst dat de opgegeven waarden niet erg bruikbaar zijn voor oekologische interpretaties door sterke beïnvloeding door toevallige invloeden (zeer variabele substraat- en sapropeliumwegspoeling door wisselende stroomsnelheden, periodieke en incidentele lozingen). De Roer en Geleenbeek, die geen watervegetatie van hogere waterplanten meer bevatten, vallen op door hun hoge gehalten aan bezinkbare stoffen, maar ook snelstromen-

de minder verontreinigde beken als de Geul kunnen bij plotselinge vloeden zeer hoge gehalten bevatten. Het gehalte aan bezinkbare stof bedroeg voor de Roer in het 2e kwartaal steeds meer dan 0,6, in het 3e kwartaal meer dan 1,1 (tot 2,3) ml/l, voor de Geleenbeek respektievelijk (0,1)-0,7-9,5 en 1,1-8 ml/l bij welke gehalten de troebeling zó sterk is dat de bedding nauwelijks nog licht ontvangt.

Kleur van het water (schatting)

Volgens een vrij subjektieve schatting werd de kleur van het water bepaald in 7 klassen. Hiertoe werd de schijf volgens Secchi op ca. 10 cm diepte gehouden en tegen het witte vlak daarop de kleur geschat. De kleur-klassen zijn zoveel mogelijk volgens oplopende verontreiniging gerangschikt : 1 = helder, 2 = helder groenig, 3 = groenig-bruinig, 4 = bruinig (nooit door dystrofie in de Limburgse wateren !), 5 = bruinig-grauw, 6 = donker grauw, 7 = melkachtig licht grijs.
Overzicht der waarnemingen :

31. Kleur van het water (nominaal) ; 1 - "4,71" - 7, "SW" = 1,36, n = 255

Uit het zwaartepunt der waarnemingen blijkt het volgens de kleur van het water sterk verontreinigde oppervlaktewater sterk vertegenwoordigd te zijn onder de gemaakte opnamen. De kleine "standaardafwijking" geeft aan dat het bruin en vooral bruin-grauw verkleurde water in het onderzochte gebied overheerst.

Geografie en standplaats

Per opname werd de plaats tot 10 m nauwkeurig vastgelegd met de stafkaartkoördinaten volgens 1 : 25.000-kaarten. Verder werd voor verdere verwerking de geografie vastgesteld volgens 3 grove geografische klassen èn volgens de 5 in Limburg voorkomende plantengeografische distrikten. De eerstgenoemde indeling is als volgt : 1 = Zuid-Limburg (ten zuiden van Sittard), 2 = Midden-Limburg ten oosten van de Maas, 3 = Midden-Limburg ten westen van de Maas ; de plantengeografische klassifikatie is als volgt : 1 = krijtdistrikt, 2 = lössdistrikt, 3 = subcentreuroop distrikt, 4 = fluviatiel distrikt, 5 = kempens distrikt (Plantengeografische distrikten volgens Heukels / Van Ooststroom 1968). Beide indelingen verlopen van zuid naar noordwest.
De standplaats werd vastgelegd volgens een grove indeling van de onderzochte wateren (3 klassen : 1 = beek, 2 = stilstaand water, 3 = Maas vlak boven de stuwen), de breedte van dit water (nauwkeurigheid tot 1 m, onder 2 m tot 0,5 m) en de kortste afstand van het

proefvlak tot de oever (nauwkeurigheid als breedte van het water).

32. Geografie volgens 3 klassen

In klasse 1, 2 en 3 resp. 157, 66 en 73 opnamen.

33, 34. Stafkaartkoördinaten tot 2 decimalen (10 m) nauwkeurig.

Noord-zuid : range 171,64 - 203,33 (32) km

Oost-west : range 308,97 - 371,15 (62) km

35. Plantengeografische verspreiding volgens 5 klassen

In klasse 1, 2, 3, 4 en 5 resp. 151, 19, 24, 46 en 56 opnamen. De stafkaarten 62 A (Valkenburg) en 58 D (Roermond) leverden de meeste opnamen op (ca. 20 % van het totaal), daarna de kaarten 61 F (Maastricht) met 15 % en 58 C (Thorn) met 10 %, zodat van de 21 stafkaarten van het onderzochte gebied meer dan twee derde der opnamen in 4 stafkaarten gekoncentreerd was.

36. Standplaats volgens 3 klassen

In klasse 1, 2, en 3 resp. 190, 82 en 24 opnamen.

37. Breedte van het onderzochte water ; 0,5 - 5,14 - meer dan 20 m, SW = 3,76, n = 255 (45 opnamen bij een breedte van het water van meer dan 20 m, vooral opnamen in de Maas, konden niet worden meeberekend bij de berekening van het gemiddelde)

38. Afstand van het midden van het proefvlak tot de oever ; 0,3 - 1,74 - 4 m, SW = 0,49 m, n = 255

Oekologisch belangrijke eigenschappen van de watervegetatie

Voor de oekologische ontwikkeling belangrijke eigenschappen van de vegetatie zelf zijn de diversiteit, biomassa en het vrij abstrakte minimum-areaal. Als meer of minder indirekte maten voor deze grootheden werd respektievelijk gebruikt het aantal soorten per opname, bedekkingspercentage (zowel totaal, als afzonderlijk voor het submerse, drijvende en boven water uit stekende plantenmateriaal) en de proefvlakoppervlakte, welke was gekozen om tot een homogene en representatieve opname te komen. Overzicht der verkregen waarden :

39. Aantal species en/of andere onderscheiden kategorieën / opname ; 0 - 5,81 - 20, SW = 3,58, n = 296

40. Totale bedekking van de vegetatie ; 0 - 49,0 - "meer dan 100" %, SW = 29,4, n = 255

41. Bedekking door de submerse vegetatie ; 0 - 35,8 - "meer dan 100" %, SW = 28,8, n = 255

42. Bedekking door de drijvende vegetatie ; 0 - 14,5 - 100 %, SW = 22,3, n = 255

43. Bedekking door de boven water uitstekende watervegetatie ; 0 -

4,75 - 90 %, SW = 14,3, n = 255

44. Gekozen oppervlakte van het proefvlak ; 2 - 12,35 - 40 m^2, SW = 6,77 m^2, n = 255

Algemeen wordt aangenomen dat hoe diverser het oekosysteem, des te "volwassener" en stabieler het is (o.a. Margaleff, Odum en Van Leeuwen). Voor beken is de mate van extreemheid (bv. hoge stroomsnelheid, sterke vloeden, sterke oligotrofie) de master-factor voor de klimax-vegetatie en daarmee voor de soortenrijkdom ; de soortenarmste watervegetaties worden dan ook in de snelstromende Zuidlimburgse beken gevonden (bij o.a. de hoogste Ca^{2+}, HCO_3^-, PO_4^{3-}, NO_3^- - en de laagste Na^+ en Cl^--koncentraties en COD). De hoogste diversiteit werd gevonden voor langzaam stromende Middenlimburgse beken met o.a. oekologische diversiteit in substraat-grofheid en dikte van de sapropeliumlaag. De meeste stilstaande wateren vertoonden door zeer sterk dominerende soorten een lage diversiteit, de klimax-situatie bij sterke verstoring óf een pionier-situatie. De hoogste diversiteiten werden steeds gevonden bij vegetaties waarbij zowel Potametum- als Phragmitetum-soorten goed vertegenwoordigd waren, en die wellicht als beek-specifieke associaties te beschrijven zijn. Andere diversiteitsindices (bv. waarbij de sociabiliteit, de groeivorm, het minimumareaal, "toevallige" en seizoensfluktuaties betrokken zouden moeten worden) zouden een noodzakelijke aanvulling betekenen bij verder onderzoek van de beekvegetaties, en de vergelijking daarvan met andere water-, oever- en moerasvegetaties.

De totale bedekking bleek het hoogst in stilstaande wateren, de langzaam stromende beken vertoonden ook hoge bedekkingspercentages in enkele gevallen, maar over het algemeen juist zeer lage percentages, terwijl de snelstromende Zuidlimburgse beken gemiddelde waarden kregen. De submerse bedekking bleek zowel in het stilstaande als het snelstromende water de hoogste waarden te krijgen, de veelal periodiek geschoonde Middenlimburgse beken èn de Maas-oevers leverden de laagste waarden op. Vanzelfsprekend werd er een negatieve korrelatie gevonden tussen stroomsnelheid en bedekking door drijvende vegetatie. De laagste bedekking door boven water uitstekende planten vertoonden de snelstromende beken, de hoogste bedekking werd gevonden voor door de oevervegetaties beïnvloede en ondiepe wateren met hooguit matige stroming (Maas-oevers, smalle ondiepe laaglandbeken en kleine plassen en sloten).

Het proefvlak-oppervlak werd grotendeels bepaald aan de hand van de

door Segal (1965) aangegeven minimumarealen maar zeer sterk plaatselijk aangepast om de diskrepantie tussen zo groot mogelijke homogeniteit binnen het proefvlak (zo veel mogelijk uitsluiten van gradiënten door zo klein mogelijke afmetingen) en de representativiteit ten opzichte van het te beschrijven vegetatietype minimaal te houden. Het oppervlak werd bepaald door de soort met de groeivorm van de grootste afmetingen, alleen werd daarbinnen de bedekking door de lemniden over een kleiner oppervlak geschat (zie pag. 23 van dit verslag). In soortenarme snelstromende beken blijkt achteraf de kleinste proefvlakoppervlakte te zijn gekozen, de hoogste oppervlakte voor de vegetaties in de Maas en de laaglandbeken.

45. Anthropogene invloeden op de bedding

Hiertoe werden 3 klassen geponeerd : 1. de bedding is vrijwel geheel natuurlijk, 2. van de overigens natuurlijke waterloop of ander water is de bedding ter plaatse sterk beïnvloed, 3. het waterbekken of de betreffende waterloop is kunstmatig, respektievelijk uitgegraven en meestal rechtgetrokken (terwille van een kultuurtechnische normalisatie). De klassen 1, 2 en 3 bevatten resp. 77, 92 en 127 opnamen. Klasse 1 werd bijna uitsluitend in Zuid-Limburg aangetroffen, klasse 2 meestal in de "ouderwets genormaliseerde" Middenlimburgse beken en klasse 3 betrof èn de in het onderzoekgebied nog relatief weinige volkomen genormaliseerde of kunstmatige beken èn alle stilstaande wateren (op enkele oude Roer- en Maas-lopen na).
Van "natuurlijke" bedding wordt bij de laaglandbeken al gesproken als de mogelijkheid tot het vormen van meanders niet sterk wordt tegengegaan, hoewel deze waterlopen meestal door uitgraven ontstaan zijn bij het ontginnen van moerasvenen en dergelijke. De klassifikatie moet dan ook als zeer subjektief worden opgevat.

Veel oekologische variabelen konden niet worden bepaald en andere werden zodanig bepaald dat ze moeilijk onderling vergelijkbare waarden opleverden (bv. faktoren met een sterke seizoensperiodiciteit) óf op een tijdstip waarop de faktor niet beperkend werkte (zuurstof). De niet bepaalde variabelen kunnen voor een deel uit andere variabelen worden afgeleid, wateren met een kleine breedte zullen bijvoorbeeld geen sterke golfslag vertonen welke voor de drijvende vegetatie sterk beperkend kan werken. Een andere vaak bepalende faktor als afvoer van een groot deel der vegetatie door schoning van wateren en wraat door herbivore dieren als eenden, bepaalde vissoorten en slak-

ken kon helaas niet kwantitatief worden vastgelegd per opname [1]; schoning vindt vooral plaats in de langzaam stromende beken in Midden-Limburg ten westen van de Maas, minder ten oosten van de Maas en waarschijnlijk niet in Zuid-Limburg. Stilstaande wateren worden vaak intensief geschoond (bron- en visvijvers, sloten enz.). Helaas konden geen exakte gegevens betreffende de schoning van de waterschappen worden verkregen. Van de konsumptie door herbiciden konden slechts heel incidenteel waarnemingen worden gedaan, evenals van door de waterverontreiniging begunstigde schimmelaantasting der waterplanten. Zeer belangrijke faktoren als substraat en sapropelium konden slechts door een grove schatting worden vastgelegd, een kwantitatieve meting van de grootte en het aandeel der substraatdeeltjes en het onderscheiden van slib en humeus materiaal in het sapropelium zou een belangrijke aanwinst aan informatie opleveren, zoals eerder gezegd een betrouwbaarder stroomsnelheidsbepaling en troebelheidsmeting (bv. met de scattering-methode via de niet-spektrumgevoelige Sigrist-troebelheidsmeter) voor een verantwoorde oekologische interpretatie der waarnemingen. Nog belangrijker is het om voldoende inzicht te verkrijgen in de schommelingen der gemeten variabelen, bijvoorbeeld door het minimaal 3 x per jaar (vroege voorjaar, begin van zomer en najaar) per proefvlak vaststellen van deze variabelen om zodoende de opnamen beter onderling te kunnen korreleren. Door de fotosynthese sterk beïnvloede faktoren als pH, zuurstofverzadiging en bicarbonaat-koncentratie werken vaak 's nachts beperkend en moeten dus ook dan worden geanalyseerd. Misschien wel de belangrijkste faktor voor de meestal pionierachtige watervegetaties, de historie van hydrografie en hydrologie en daarmee van floristische eigenschappen van het onderzochte gebied en voor de floristische geschiedenis belangrijke "toevallige" gebeurtenissen, kon aan de hand van literatuur- en herbarium-onderzoek slechts zeer fragmentarisch worden geanalyseerd.
De oekologische variabelen, waarvan slechts een grove indruk kon worden verkregen, konden slechts onder het autoekologische onderzoek worden geïnterpreteerd.
Een voor de beekvegetaties zeer belangrijke eigenschap als de sociabiliteit der soorten werd helaas niet vastgelegd.

Gekombineerde variabelen

Een aantal belangrijk geachte oekologische variabelen werden zodanig

[1]) naast de belangrijke afvoer door vloeden

rekenkundig gekombineerd dat het oekologische effekt erdoor versterkt werd om eventueel tot een betere interpreteerbaarheid van de floristische resultaten te komen :

46. Diepte x troebelheid (fotometrische bepaling) ; 0,075 - 1,797 - 9,12 m x fotometrisch verhoudingsgetal, SW = 1,41, n = 235
47. Diepte x troebelheid (fotometrische bepaling) x schaduw ; 0,075 -"3,354"- 24,46 m x fotometr. verhoudingsgetal x klassegetal schaduw,"SW"= 3,35, n = 235 (schaduwklassen zijn nominaal)
48. Diepte / minimale niveauwisseling ; 0,04 - 2,07 - 20,0 m/m, SW = 2,38, n = 243 (12 waarnemingen konden niet meedoen vanwege een niveauwisseling van 0).
49. Diepte x calcium-koncentratie / stroomsnelheid[1] ; 0,10 - 96,55 - 879,2 m x mg/l x m/sek, SW = 124,9, n = 165 (stilstaande wateren konden niet worden meeberekend)

De variabelen 46 en 47 komen vrijwel overeen door het hoogstens met een faktor 4 onderling verschillen der waarden voor de nominale schaduw-klassen, terwijl toch de schaduw een tegengestelde tendens heeft ten opzichte van variabele 46 (hoogst voor de Zuidlimburgse beken en het het laagst voor de laaglandbeken in westelijk Midden-Limburg en de Maas, terwijl de variabelen 46 en 47 het omgekeerde verband laten zien). De veel grotere ranges van diepte en troebelheid veroorzaakt dat deze de schaduw overheersen, de lage waarden van 46 en 47 wordt via troebelheidswaarden, de hoge waarden via voornamelijk de dieptewaarden verkregen.

De laagste waarden voor 48 werden gevonden voor Zuidlimburgse beken vanwege de daar relatief geringe diepte, de hoogste waarden voor stilstaande wateren door de geringe niveauwisseling daarvan.

Het "Wasserwertzahl" volgens Passarge (1959) bleek niet geografisch te korreleren, evenmin als aan de hand van standplaats.

[1]) dit is het "Wasserwertzahl" volgens Passarge (1959)

Onderzoek / autoekologie van de 26 meest aangetroffen species en andere onderscheiden kategorieën

Om een eerste indruk te krijgen van de oekologie der verschillende aangetroffen soorten werden van de 26 meest voorkomende -althans het meest in de opnamen aangetroffen- soorten en andere onderscheiden kategorieën (genera, "grote soorten", groeivormen) oekogrammen gemaakt. Het "26 meest voorkomende" houdt in dat de soort of kategorie in minimaal 20 opnamen werd aangetroffen ; minimaal 16 opnamen doen mee als waarneming voor de meeste oekologische variabelen, het maximum van het aantal met de oekologie gekorreleerde opnamen bedraagt 103. De 26 soorten en kategorieën zijn dezelfde die ook met de ordinatie werden vergeleken (fig. 2, pag. 37 - 39). Daarnáást werd de oekologische amplitudo bepaald van de 12 opnamen waarin géén der voornoemde soorten etc. werd aangetroffen ("resterende opnamen"). Per soort/kategorie en per bepaalde oekologische variabele werd berekend :

1. aantal meedoende waarnemingen (n) ; in een aantal gevallen (bv. stroomsnelheid, breedte van het water) kwamen opgaven "kleiner dan .." en "groter dan.." helaas bij de computer-verwerking te vervallen (alleen bij fysische faktoren)
2. groepsgemiddelde van al deze waarnemingen per soort
3. groepsstandaardafwijking van dit groepsgemiddelde (SW) volgens de formule $\sqrt{\frac{1}{n}\sum_{j=1}^{n_i}(x_{ij} - \bar{x})^2}$
4. groepsrange van alle waarnemingen per soort
5. koherentiefaktor (k), dat is de groepsrange gedeeld door de standaardafwijking
6. maximale variabele voor de oekologische variabele per soort

Terwille van de overzichtelijkheid werden groepsgemiddelde, maximum en range (en daarmee ook het minimum) grafisch weergegeven. Hierbij werden de soorten per variabele in de rangorde van de grootte van hun groepsgemiddelden geplaatst en voor de vergelijkbaarheid wordt steeds het groepsgemiddelde van het totale opnamemateriaal in de grafiek weergegeven (zie de bijlagen 5).
De koherentiefaktor moet bij een normaal verdeelde populatie minder dan 3,5 bedragen om enige zekerheid te hebben dat geen sterk afwijkende (foutief bepaalde of slecht gekozen) waarnemingen, die ver buiten

de clustering der overige waarden liggen de eindwaardering beïnvloeden ; de gekozen grens van 3,5 is arbitrair, wordt opgegeven in "Order Statistics" (H.A. Davids), bovendien konden in het kader van het onderzoek de populatieverdelingen van de variabelen niet onderzocht worden.
Naast de koherentie is van belang de spreiding der steekproefwaarnemingen, waarvoor de standaardafwijking van het groepsgemiddelde een goede maat is indien betrokken op dit groepsgemiddelde.
Zowel aantal meedoende waarnemingen, standaardafwijking als koherentiefaktor zijn vermeld in de bijlagen 5 per soort en variabele.

De beschreven methode heeft als nadeel onder andere dat de populatieverdeling onvoldoende werd geanalyseerd, men ziet bv. niet zoals bij het toepassen van blokdiagrammen of de oekologische variabele een meertoppige verdeling oplevert, wat vooral belangwekkend is als er meer soorten uit determinatieoverwegingen zijn samengevoegd of als er sprake is van oekotypen. Afwijkingen van de normale verdeling blijken bij deze werkwijze dus onvoldoende.
Voor het gemak en vanwege de overzichtelijkheid zijn ook de niet-kontinue variabelen, de nominale variabelen,zoals een aantal fysische faktoren, standplaats en geografie,verwerkt als de kontinue variabelen indien de indelingsklassen een logische volgorde hadden (zie ook pag. 92). Verwerking volgens blokdiagrammen gebeurde wel voor de interpretatie van de groepsanalyse.
De gevolgde verwerking had voor het materiaal opgesplitst voor stromend en stilstaand water meer informatie opgeleverd, maar hiertoe bleken helaas geen mogelijkheden aanwezig.

Tabel 7 (pag. 104 - 107) geeft een overzicht over de oekogrammen. Hierin zijn voor de 26 meest gevonden soorten en kategorieën de 6 hoogste en 6 laagste rangordenummers voor de gemiddelden voor alle gemeten variabelen vermeld. Voor interpretatie moet natuurlijk steeds teruggekoppeld worden naar de reële waarden, de grootte der onderlinge verschillen van de gevonden gemiddelden per soort en óók naar het aantal meedoende waarnemingen per soort, de standaardafwijking ten opzichte van de absolute waarde, de koherentiefaktor om elk gemiddelde afzonderlijk op zijn merites te beoordelen. Als aanvullend gegeven is de range weergegeven ; als de range op het eerste gezicht klein is ten opzichte van de ranges van het totale materiaal en de overige soorten dan wordt dit aangegeven met ! , is de range èrg

Tabel "overzicht van de 26 meest gevonden soorten/kategorieën versus de gemeten oekologische variabelen"

CHEMISCHE FAKTOREN

	pH	SGV	Cl^-	HCO_3^-	$P:PO_4^{3-}$	$P_{tot.}$	NO_3^-	NO_2^-	NH_4^+	COD	SO_4^{2-}	Ca^{2+}	Mg^{2+}
Agrostis spec.	23	.	22	.	.	.	5	.	4	22	.	.	25
Alisma plantago-aquatica	26	26	.	25	21	.	26	26!	.	1	26	26	26!
Callitriche div. spp.	22	23	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	22
Ceratophyllum demersum	1	!	.	!	.	.	.	.	26	!	4	6	1
Elodea canadensis	24	25	.	26	.	.	.	.	.	2	.	25	23
"flab"	3	.	.	.	25	24	.	24	24	.	21	.	6
Glyceria fluitans s.l.	25	.	.	.	.	.	.	.	3	.	6	.	.
Glyceria maxima s.l.	21	.	.	.	.	22!	.	.	22	4	.	.	.
Lemna cf. gibba vlak	.	.	.	.	.	.	.	21	.	.	.	.	.
Lemna trisulca	5	4	.	.	23	.	25!	25	.	.	25	.	.
Myosotis scorpioides	.	.	.	.	6	.	.	.	21	21!	24	.	.
Myriophyllum spicatum	2	2	26	2	3	4	3	!	25!!	24	.	2	!!
Nuphar luteum	.	.	.	.	26!!!	26!!!	.	.	.	!	!	!	!
Potamogeton crispus	.	5	21	3	5	3	6	.	.	.	.	5	.
Potamogeton natans	.	24	.	23	.	21	22	23	!	6	.	22!	.
Potamogeton pectinatus	!	3!	1	.	22!!!	25!!!	!	1	!	!	1	7!	3!
Potamogeton perfoliatus	!	.	3!	21!	.	23!	.	5	.	!	.	23!	!
Potamogeton pusillus	!	.	4!	22	24!	.	24!	22!	1	5	.	24!	24!
Ranunculus fluitans s.l.	!	.	24	4	2	2	2	2	23	25!	.	3	2
Sagittaria f. typica	!	.	2	.	.	.	.	3	5	.	2	.	!
Sagittaria f. vallisneriif.	!	21	6	24	.	.	.	.	.	!	3	.	.
sessiele draadwieren	.	.	23	6	4	5	4	.	.	23	.	4	4
Sparganium emersum s.l.	.	22	.	.	.	.	.	.	6	.	.	.	.
Sparganium erectum s.l.	.	6	.	5	.	6	21!	6	2	!	23	.	21
Spirodela polyrhiza	6	.	5!	.	20!	.	23	.	.	3	5!	21	.
Zannichellia palustris	4!	1!!	25!	1!!!	1	1	1!	4	.	26!!!	22!	1!!!	5

Tabel 7

Tabel "overzicht van de 26 meest gevonden soorten/kategorieën versus de gemeten oekologische variabelen"

	CHEMISCHE FAKTOREN (vervolg)						FYSISCHE FAKTOREN						
	Na^+	K^+	BOD2	BOD3	$O_2$2	$O_2$3	diepte	sapro-pelium	sub-straat	stro-ming	troebel-heid	fotometer	idem vlgs schatting	schaduw
Agrostis spec.	21	24	.	.	!	!	25!!	.	5	6!	1) .	.	.
Alisma plantago-aquatica	.	3	24!!!	25!	1	!	26!!	4	.	.	1	.	!
Callitriche div. spp.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	22	.
Ceratophyllum demersum	.	.	26!!!	(15)!	26	25!	.	2	24!	24	!	23	.
Elodea canadensis	.	2	.	.	.	.	22!	.	.	.	6	24	.
"flab"	.	21	23!!!	24!!	2	2	4	3	25	25!	21	26	.
Glyceria fluitans s.l.	.	.	.	21	6	.	23	.	.	.	.	.	.
Glyceria maxima s.l.	.	5	.	4	.	23	.	6	23	.	5	.	.
Lemna cf. gibba vlak	.	.	.	.	.	21	.	.	.	21!	.	21	.
Lemna trisulca	24	.	2	3!!!	25!!!	26!!!	.	1	26!!!	23!	22!!	25	5
Myosotis scorpioides	.	.	.	.	.	.	24!	.	6	5	.	.	4
Myriophyllum spicatum	25	.	25!!!	26!!!	3!	4!!	.	23!	4	4	26	.	2
Nuphar luteum	4	.	20!	23!	!	6!	1	.	22!	22!!	.	.	24
Potamogeton crispus	.	22	5	6	.	.	.	.	.	.	.	6	.
Potamogeton natans	.	.	.	.	5	.	2	5	.	.	4	!	21
Potamogeton pectinatus	1	(19)!!	!!	.	(20)!	!	3	.	.	26!!!	!	1!	25
Potamogeton perfoliatus	3	.	6	.	!	3	5	25!!	!	.	!	3!	23!
Potamogeton pusillus	.	1	22!	.	22!	5	.	.	!	.	2	!	26!
Ranunculus fluitans s.l.	23!	23	3	.	4!	1!	.	26!!	2	1	24	.	3
Sagittaria f. typica	2	6	.	.	21	.	.	21	.	.	.	4!	22
Sagittaria f. vallisneriif.	6	.	.	.	.	.	6	.	.	.	3	.	.
sessiele draadwieren	22	.	4	2	.	24	.	24	3	3	23	.	6
Sparganium emersum s.l.	.	.	.	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sparganium erectum s.l.	.	25!!	(16)!!!	22!!!	23!	22!	.	(9)!	21!	!	.	5!	.
Spirodela polyrhiza	5!	4	21!!!	.	.	.	.	.	!	!	.	.	.
Zannichellia palustris	26!!!	26!!!	1!	1	24!!!	!!	21!	22!	1	2	25!!	2	1

Tabel 7

Tabel 7

	FYSISCHE FAKTOREN (vervolg)			GEOGRAFIE/STANDPLAATS					FLORISTISCHE FAKTOREN				
	nivo-wisse-ling	be-zinkb. stof 2	be-zinkb. stof 3	3 klas-sen	plan-tenge-ograf.	stand-plaats	breed-te wa-ter	afstand oever	aantal spp/opname	bedek-king totaal	bedek-king subm.	bedek-king drijfm.	bedek-king bo-ven water
Agrostis spec.	.	.	.	.	.	24!	26	5	!	.	.	24!	.
Alisma plantago-aquatica	21	22!!	22	.	.	.	24	1	1	.	.	6	.
Callitriche div. spp.	.	.	.	.	.	(18)!	22	.	.	.	6	.	.
Ceratophyllum demersum	24	23/5!!!	5	21	22	3/4	.	23	.	1	1	3	.
Elodea canadensis	.	23/5!!	.	6	5	(20)!	25	.	6	.	.	.	.
"flab"	25	1	23!!!	.	.	6	.	25	.	3	2	2	.
Glyceria fluitans s.l.	.	.	.	.	.	.	.	.	5	.	22	.	5
Glyceria maxima s.l.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	6	.	.	2
Lemna cf. gibba vlak	.	5	.	.	.	.	.	.	.	4	.	4	.
Lemna trisulca	26	.	3	.	21	.	.	26	3	2	.	1	.
Myosotis scorpioides	.	.	.	.	.	23	.	.	.	.	.	.	6
Myriophyllum spicatum	3	23/5!!!	24!!!	25	25	21	2	.	26	.	5	26!	.
Nuphar luteum	.	(20)!!	.	.	.	2	.	.	.	.	.	(18)!	21!
Potamogeton crispus	.	.	.	23	23	.	21	2	.	5	3	.	24!
Potamogeton natans	.	2	4	.	.	.	.	3	.	24	21	.	22!
Potamogeton pectinatus	23	(18)!!	1	.	.	1	.	21	24!	22	.	21!	3
Potamogeton perfoliatus	.	21!!	6	2	3	5	23	.	.	26	23	(20)!	.
Potamogeton pusillus	2	23/5!!	26!!!	1	1	.	1	4	2	.	.	.	(18)!
Ranunculus fluitans s.l.	.	.	25!!!	24	24	25/6!!!	.	24	25	.	.	25!	26!
Sagittaria f. typica	.	.	.	5	6	3/4	.	.	.	21	25	.	4
Sagittaria f. vallisneriif.	4	.	2	3	2	.	6	22	.	25	24	.	23!!!
sessiele draadwieren	5	.	.	22	.	22	5	.	22	23	.	23	.
Sparganium emersum s.l.	6	6	.	.	.	.	.	6	21	.	.	.	.
Sparganium erectum s.l.	22!	4	21!	.	.	.	3	.	.	.	26!	.	1
Spirodela polyrhiza	1	.	.	4	4	.	.	.	4	.	.	5	.
Zannichellia palustris	.	(8)!	(20)!!	26!!!	26!!!	25/6!!!	4	.	23!	.	4	22	25!

Tabel 7

			"KOMBI-FAKTOREN"				ORDINATIE		
	opp. proefvlak	anthr. invloed	dieptex schaduw xtroe-belheid	dieptex troebel heid	Wasser-wert-zahl	diepte/ niveau-wisseling	X-as	Y-as	Z-as
Agrostis spec.	24	22	26!!	26!!	21	.	.	.	2
Alisma plantago-aquatica	.	2	.	.	23	.	23	.	4
Callitriche div. spp.	23	.	.	.	.	.	.	.	6
Ceratophyllum demersum	21	3/4	.	.	.	1	.	1	3
Elodea canadensis	.	.	.	.	24	.	25	.	.
"flab"	.	3/4	.	.	2	2	.	4	5
Glyceria fluitans s.l.	.	.	23	.	22	23!	.	.	.
Glyceria maxima	.	6	.	.	(20)!	.	.	6	.
Lemna cf. gibba vlak	.	1	.	.	.	.	.	2	.
Lemna trisulca	.	.	21	21	5	4	.	.	1!!
Myosotis scorpioides	22	21	.	22	25	22	22	21	.
Myriophyllum spicatum	26	23	24	24	.	21	2	24	!
Nuphar luteum	1	5	4	3	!	3	.	.	22
Potamogeton crispus	.	.	.	.	.	.	.	22	.
Potamogeton natans	5	.	2	1	3	6	.	5	.
Potamogeton pectinatus	2	.	5	6	1	5	1!	!	24!
Potamogeton perfoliatus	6!	.	3	4	26!!	.	.	.	23!
Potamogeton pusillus	3!	.	.	5	4	(16)!	24	.	21
Ranunculus fluitans s.l.	.	26	.	.	.	25	5	25	.
Sagittaria f. typica	4	.	6	.	6	.	.	.	26
Sagittaria f. vallisneriif.	(7)!	.	1	2	.	.	21	.	25
sessiele draadwieren	.	24	22	23	.	24	6	23	.
Sparganium emersum s.l.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sparganium erectum s.l.	.	.	.	.	!	.	4	.	.
Spirodela polyrhiza	.	.	.	.	.	.	26	3	.
Zannichellia palustris	25!!	25	25!	25!	.	26	3!	26	(7)!

1) opmerking bij stroomsnelheid : Agrostis heeft een hoog groeps-gemiddelde, maar een laaggelegen range

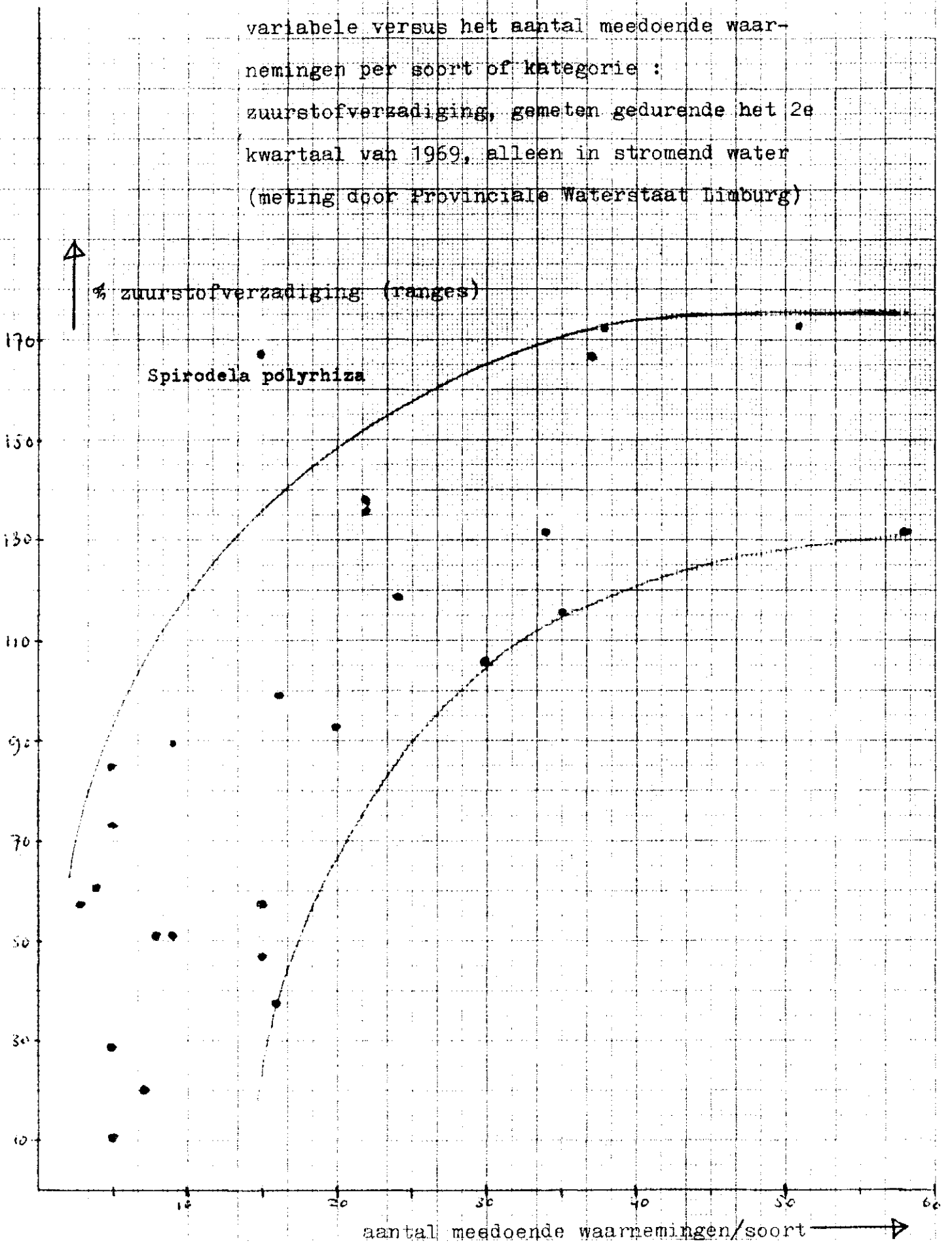
klein (minder dan ongeveer een kwart van het gemiddelde van alle overige ranges voor de betreffende oekologische faktor) of ligt deze geheel boven of onder de gevonden gemiddelde waarde van een faktor voor het totale materiaal dan wordt dat met !! aangegeven, onder gelijktijdig voldoen aan beide voorwaarden wordt !!! aangegeven. De minima en maxima (resp. 26 en 1) zijn terwille van de overzichtelijkheid onderstreept.

Interpretatie van de oekogrammen

De betekenis van de ranges per soort of onderscheiden kategorie : de range die we vinden is sterk afhankelijk van het aantal voor de betreffende oekologische variabele en soort "meedoende waarnemingen" (vindplaatsen, waar de betreffende variabele werd gemeten) ; het uitzetten van de gevonden ranges voor een aantal variabelen tegen het aantal meedoende waarnemingen laat dan ook als verwacht een grove benadering van een verzadigingskromme zien. Het is moeilijk te zeggen of de lage ranges, die gevonden worden bij lage aantallen meedoende waarnemingen, voor een bepaalde faktor "toevallig" laag zijn bij de grotere kans op een lage range door weinig waarnemingen òf dat omgekeerd het lage aantal meedoende waarnemingen, met andere woorden bij de veronderstelde voldoende aselekt gekozen monsterpunten de zèldzaamheid van de betreffende soort/kategorie in de bestudeerde regio en biotoop, een gevolg is van de reëel kleine oekologische amplitudo voor de betreffende variabele door beperkte tolerantiewaarden of een kleine konkurrentiekracht onder de te ekstreme waarden voor de betreffende faktor. Aan het "at random" monsteren worden hoge eisen gesteld om de gevonden -vooral de kleine- ranges te kunnen beoordelen ten opzichte van elkaar. Het feit dat soorten voor veel verschillende variabelen een kleine tot zeer kleine range hebben, kan het gevolg zijn van overbemonstering in te sterk gelijksoortige wateren òf van reëel sterke associatie van deze variabelen, hieromtrent kunnen we geen uitsluitsel krijgen zolang het "at random" bemonsteren niet voldoende geobjektiveerd is.
Bijgaande grafische voorbeelden van ranges voor oekologische variabelen versus aantallen meedoende waarnemingen zijn zodanig gekozen dat er grote onderlinge verschillen in range tussen de soorten bestonden (fig. 19 a - e, pag. 109 - 113). Uitgaande van de gevonden grafische verbanden tussen ranges en aantallen meedoende waarnemingen kan gesteld worden dat boven een aantal van 20 tot 50 meedoende

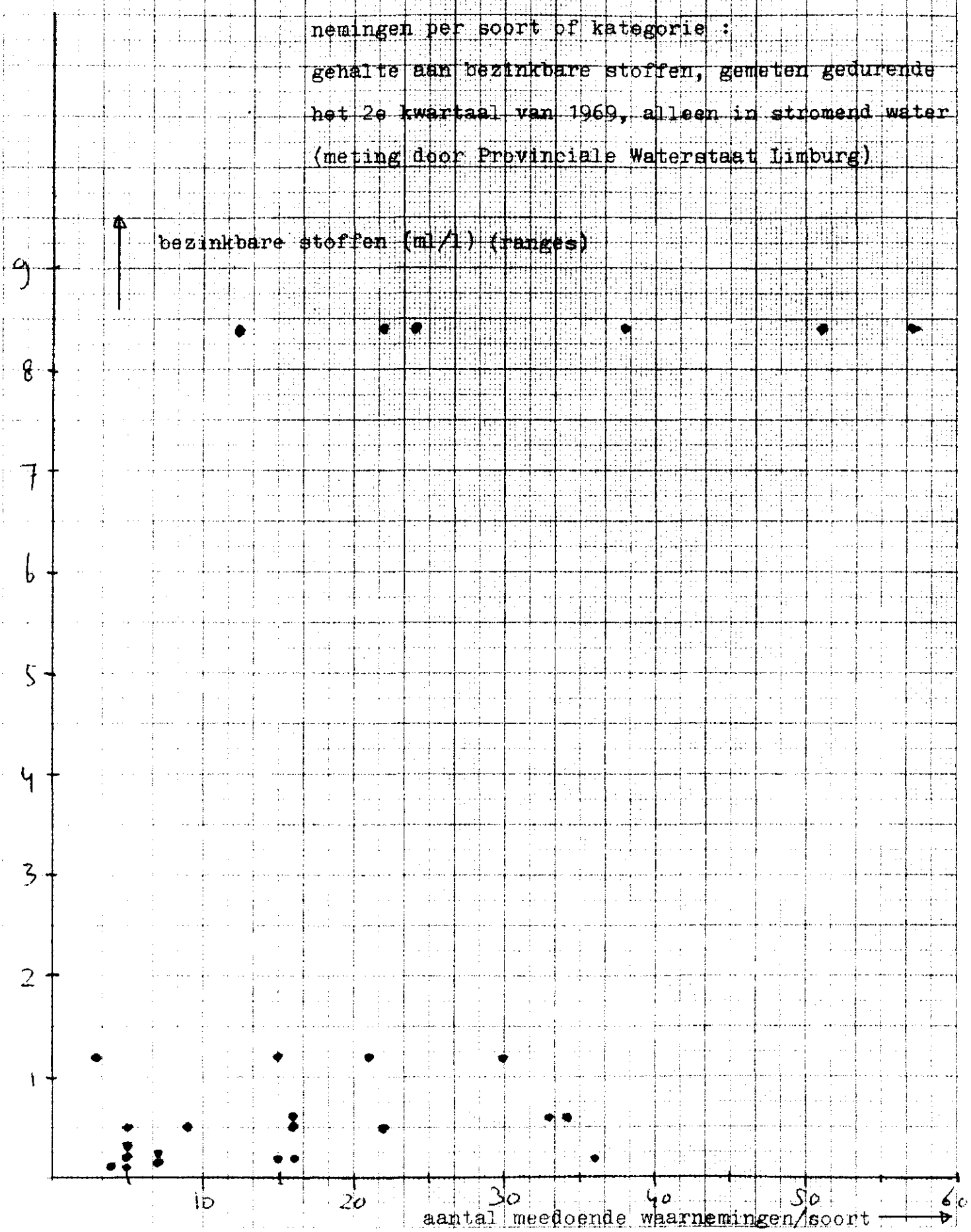
FIGUUR 19 a

Voorbeeld van de range voor een oekologische variabele versus het aantal meedoende waarnemingen per soort of kategorie : zuurstofverzadiging, gemeten gedurende het 2e kwartaal van 1969, alleen in stromend water (meting door Provinciale Waterstaat Limburg)



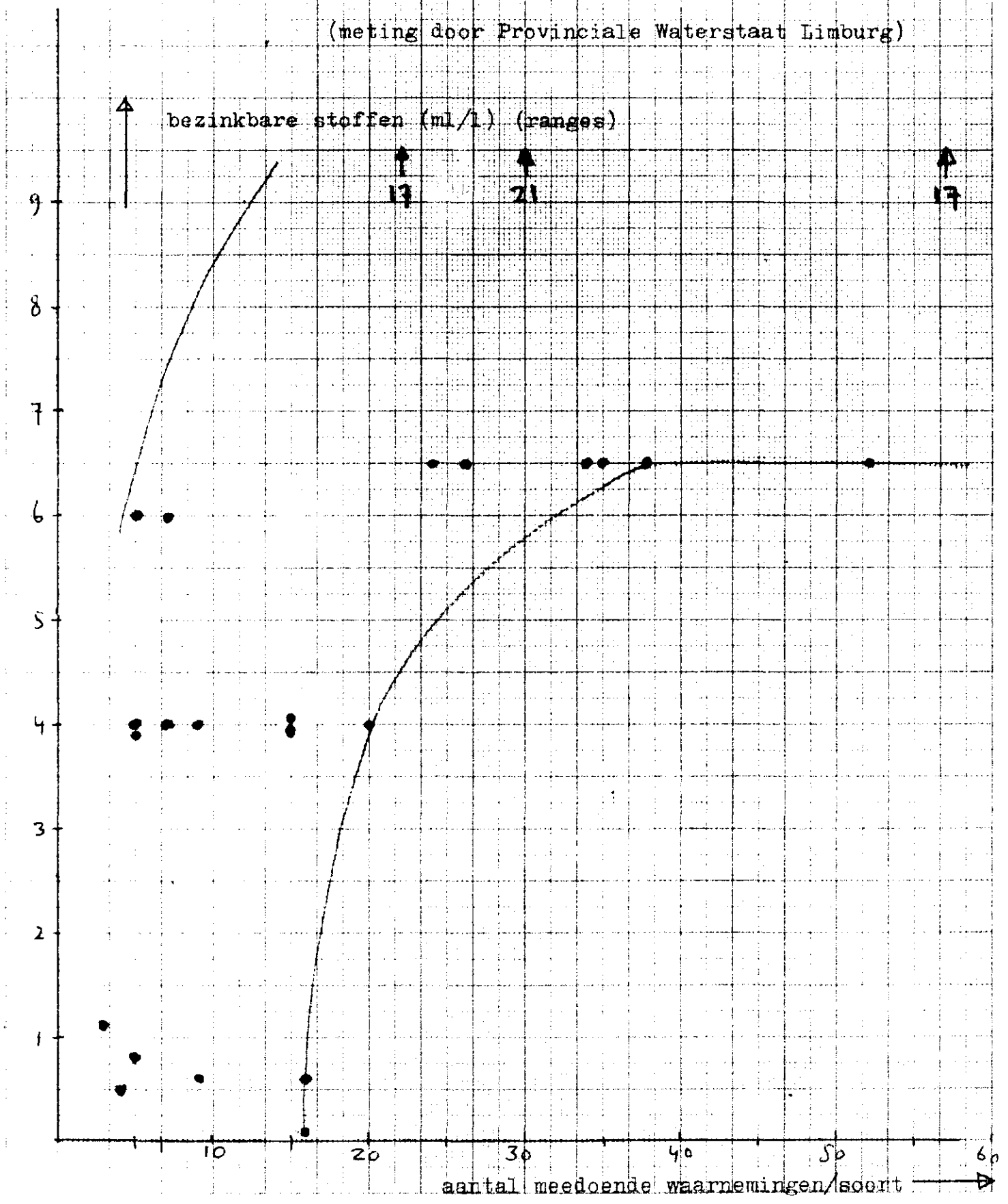
FIGUUR 19 b

Voorbeeld van de ranges voor een oekologische variabele versus het aantal meedoende waarnemingen per soort of kategorie :
gehalte aan bezinkbare stoffen, gemeten gedurende het 2e kwartaal van 1969, alleen in stromend water (meting door Provinciale Waterstaat Limburg)

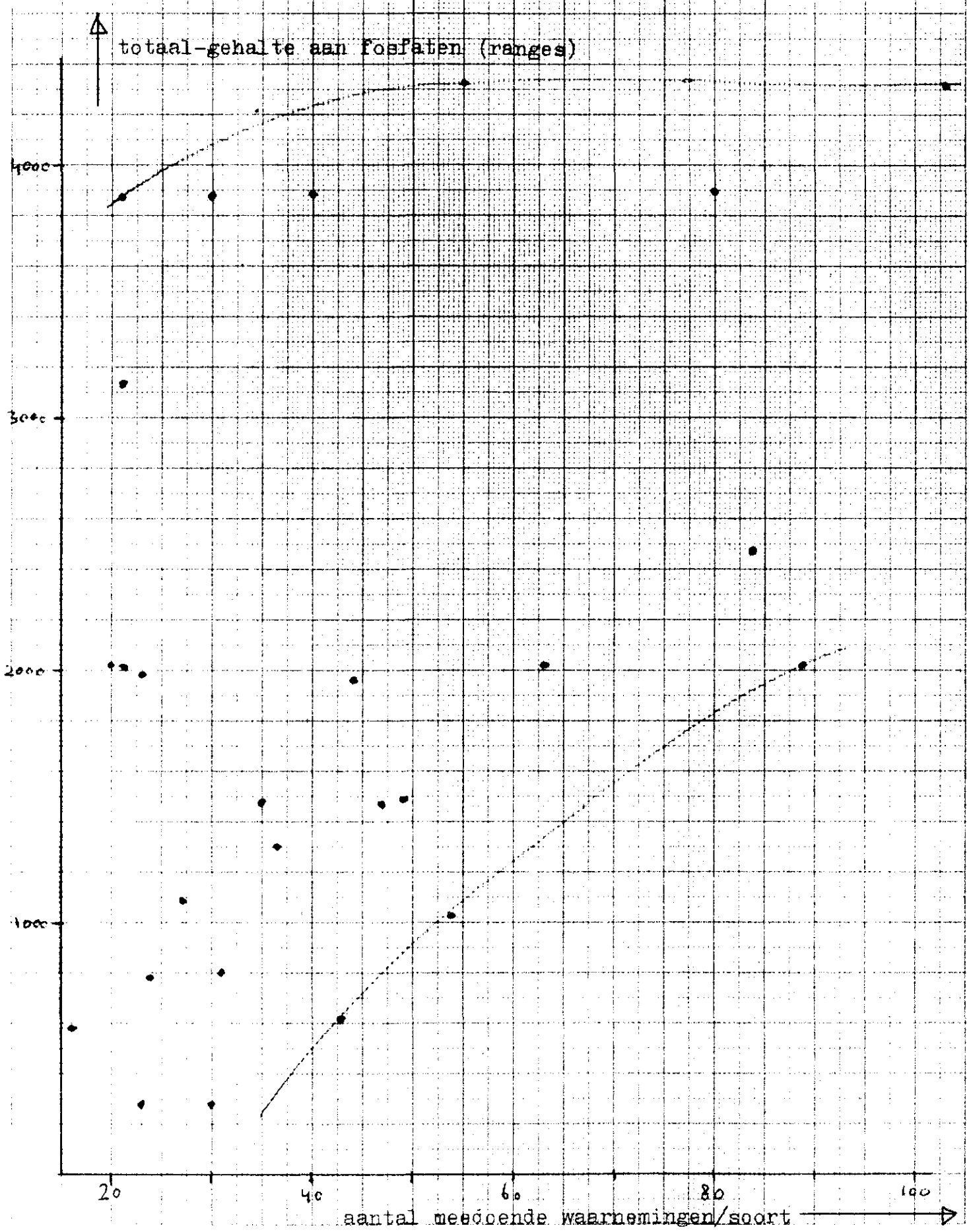


FIGUUR 19 c

Voorbeeld van de ranges voor een oekologische variabele versus het aantal meedoende waarnemingen per soort of kategorie : gehalte aan bezinkbare stoffen, gemeten gedurende het 3e kwartaal van 1969, alleen in stromend water (meting door Provinciale Waterstaat Limburg)

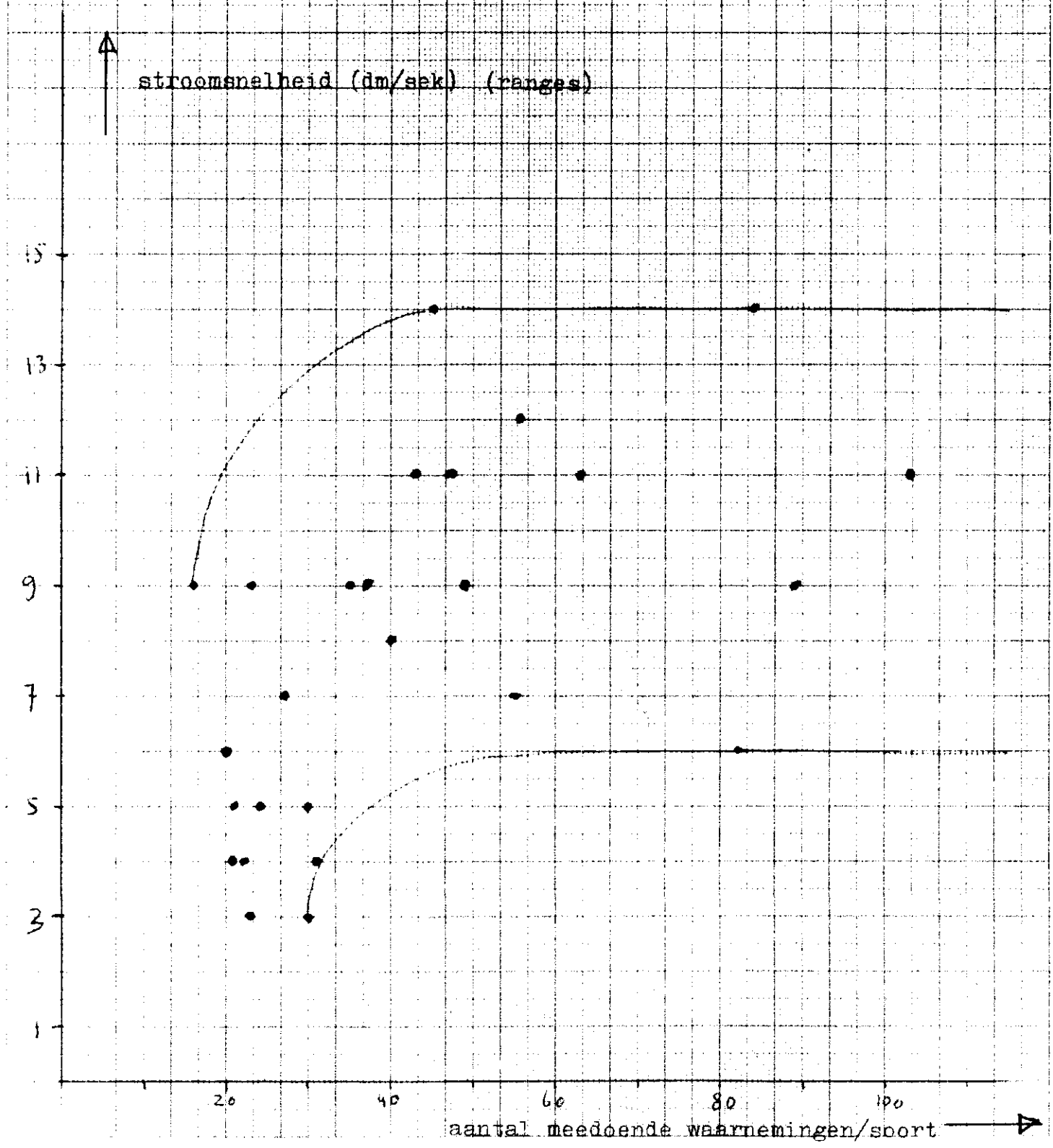


FIGUUR 19 d Voorbeeld van de ranges voor een oekologische variabele versus het aantal meedoende waarnemingen per soort of kategorie :
totaal-gehalte aan fosfaten, gemeten op ruim 250 plaatsen



FIGUUR 19 e

Voorbeeld van de ranges voor een oekologische variabele versus het aantal meedoende waarnemingen per soort of kategorie : stroomsnelheid, gemeten op ruim 250 plaatsen

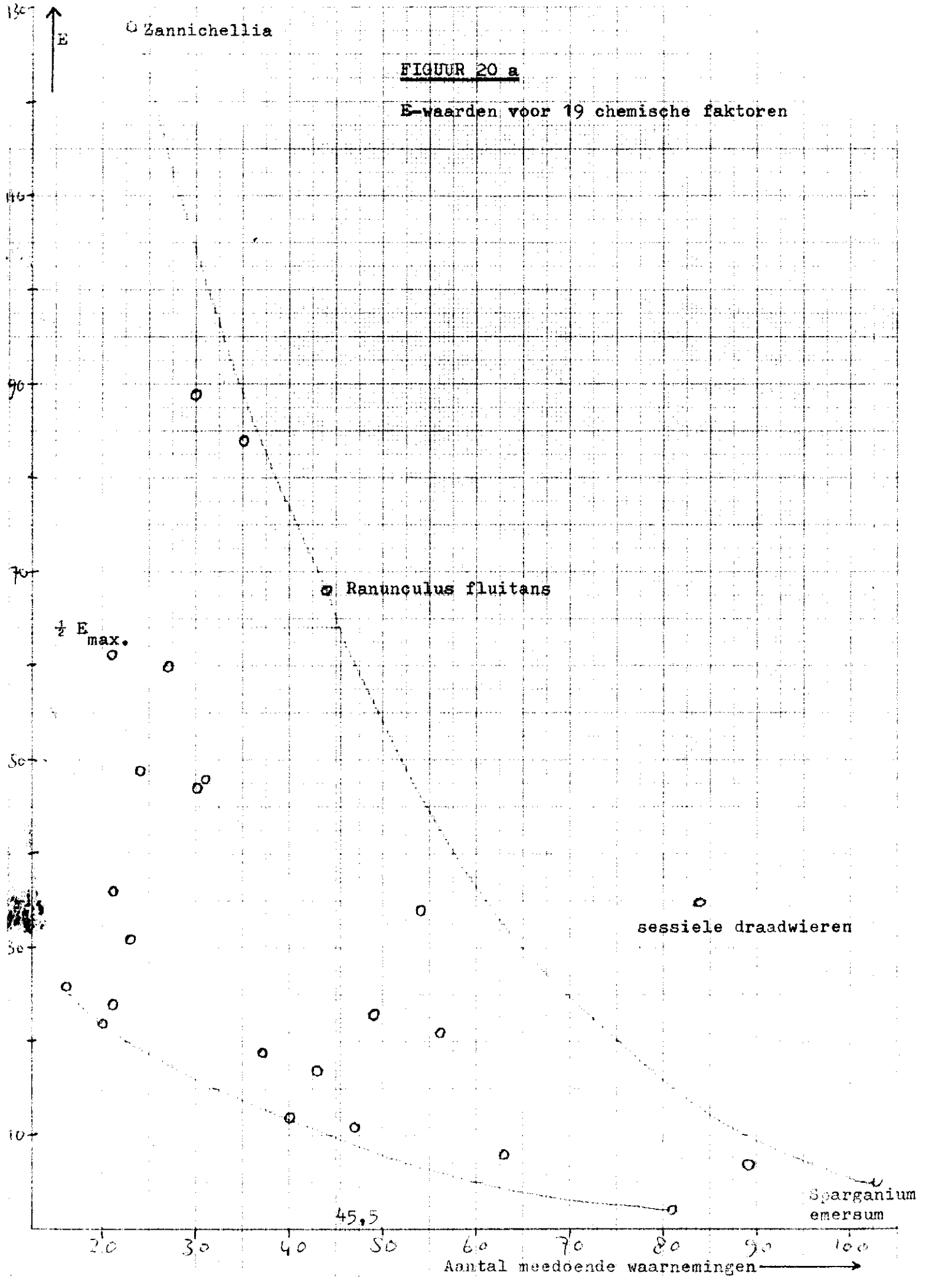


waarnemingen voor de uitgezochte oekologische variabelen geen ekstreem lage ranges meer voorkomen, beneden 10 meedoende waarnemingen ontbreken ekstreem hoge ranges. Voor één betreffende variabele is bij minder dan 50 vindplaatsen van een soort niet te zeggen of een eventueel kleine range klein is omdat de oekologische tolerantie voor deze betreffende variabele klein is òf omdat de soort zeldzaam is vanwege de geringe tolerantie ten opzichte van een andere gemeten of niet-bepaalde positief gekorreleerde variabele.
Het te veel afgaan op de ranges bij de interpretatie der oekologie is daarom gevaarlijk te noemen bij het voor de meeste soorten te geringe aantal monsteringen en vindplaatsen ; er zijn dus bij het alleen op grond van de ranges onderling vergelijken der oekologische variabelen nauwelijks oekologische aangrijpingspunten met zekerheid te destilleren vanwege het ongelijke aantal vindplaatsen per soort.

De betekenis van de gemiddelden per soort of onderscheiden kategorie; we zijn door de beperking der interpreteerbaarheid der ranges voor het oekologisch vergelijken der soorten vooral aangewezen op de gevonden gemiddelde waarden per oekologische variabele ; voor een deel gelden hiervoor dezelfde voorwaarden, onderlinge vergelijking mag slechts geschieden als er voldoende en "at random" gemonsterd is en de resultaten zijn onbetrouwbaarder naarmate het aantal vindplaatsen per soort kleiner is, maar het toeval speelt een minder grote rol en is zelfs theoretisch -bij voldoende vindplaatsen- via de "moving average" in samenwerking met een geschikte aselektie-test op de waarnemingen en de volgorde daarvan uit te sluiten, omdat op deze manier het aantal te verrichten waarnemingen nodig om dat toeval uit te sluiten kan worden bepaald. Wegens tijdgebrek kon niet voor alle variabelen deze test worden toegepast en is het aantal feitelijk benodigde waarnemingen dus niet bekend.

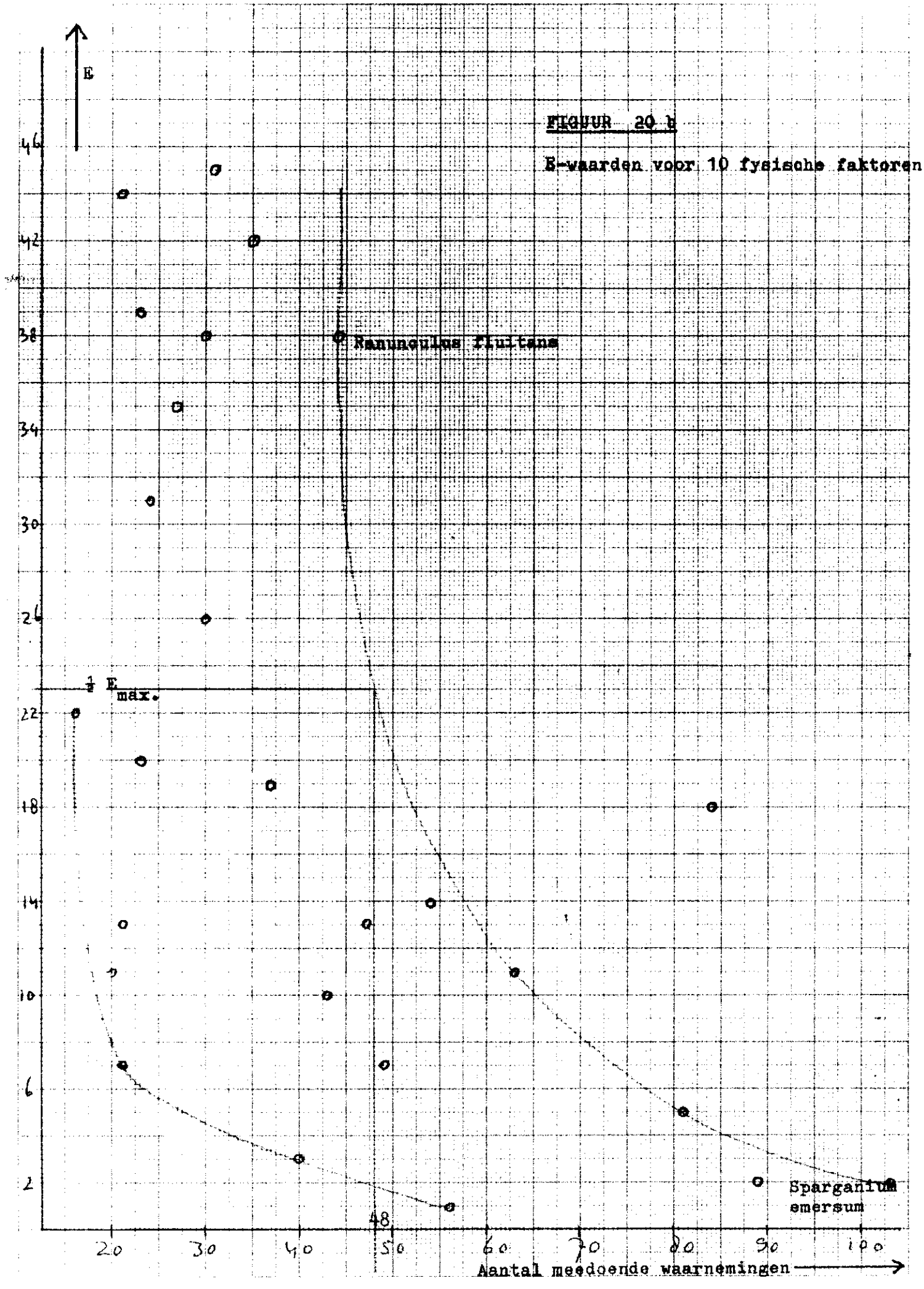
Om een indruk te krijgen van de beïnvloeding van het aantal waarnemingen per soort/kategorie op het aantal ekstreme gemiddelden per soort/kategorie èn op de grootte der ranges werd uitgaande van het autoekologische overzicht van tabel 7 een eenvoudige berekening opgezet.
Bij de eerste berekening, de ekstreemheidsberekening, werden de ekstreme rangorde-nummers van waarden voorzien en per soort afzonderlijk voor de chemische en fysische variabelen gesommeerd. De volgende waarden werden aan de rangordenummers gegeven : 7 voor het maximum (1) en het minimum (26), 5 voor de nummers 2 en 25, 4 voor 3 en 24, 3 voor 4 en 23, 2 voor 5 en 22 en 1 voor 6 en 21. Hoe hoger de som

des te ekstremer is de soort voor een groter aantal faktoren. Omdat een kleine range de vaststelling van een ekstreem gemiddelde betrouwbaarder maakt werd aan bovenvermelde waarderingscijfers voor de ekstreme rangordenummers respektievelijk 1, 2 en 4 opgeteld als de range met resp. ! , !! en !!! werd gekaraktiseerd. Deze berekening van een "index van relatieve oekologische ekstreemheid" (E) heeft uiteraard alleen zin als er voldoende, liefst onafhankelijke oekologische variabelen in betrokken worden. Hoe lager E des te gemiddelder mag de soort oekologisch (voor de gemeten variabelen) worden beschouwd. In figuur 20 a en b (pag. 116 en 117) wordt de invloed van het aantal waarnemingen per soort op de waarde van E weergegeven.
Bij de tweede "begrenzings"-berekening werd een "index van relatieve oekologische begrenzing of relatieve stenoekie" (B) bepaald door per soort waarderingscijfers voor de grootte der ranges te sommeren. De grootte der ranges werd als volgt gewaardeerd : 1 voor de klassifikatie ! en 2 voor de klassifikaties !! en !!! . Hoe lager B is, des te minder oekologische variabelen zijn er waarvoor de betreffende soort een kleine range heeft, wat dus net als een lage E inhoudt dat de betreffende soort voor de gemeten variabelen een gemiddeld karakter vertoont, weinig eisen stelt. Net als voor E wordt voor de waarde van B de invloed van het aantal waarnemingen per soort nagegaan (figuur 21 a en b, pag. 118 en 119).
Uit de figuren 20 en 21 blijken E en B zeer sterk af te nemen bij een oplopend aantal waarnemingen per soort. B wordt bij de hoogste aantallen waarnemingen per soort zelfs 0 ; het verband tussen lage aantallen waarnemingen en daarbij behorende eventuele minimale waarden voor E en B is veel minder duidelijk, bij deze lage aantallen waarnemingen is de spreiding der waarden voor E en B het grootst.
Indien de relatief hoge waarden voor de sessiele draadwieren (waarschijnlijk zeer veel verschillende soorten) worden verwaarloosd in fig. 20 dan blijkt tussen de 20 en 100 waarnemingspunten per soort de helft van de maximale waarde voor E en B overschreden te kunnen worden bij minder dan tussen de 30 en 50 waarnemingen per soort voor zowel de fysische als de chemische variabelen. Het verband tussen aantal waarnemingen en de waarde voor E of B per soort is voor B het overtuigendst.
In de volgende tabel worden de waarden voor E en B per soort gegeven, tussen haakjes worden achter deze waarden de eventuele ekstreme rangordenummers voor die waarden aangegeven :



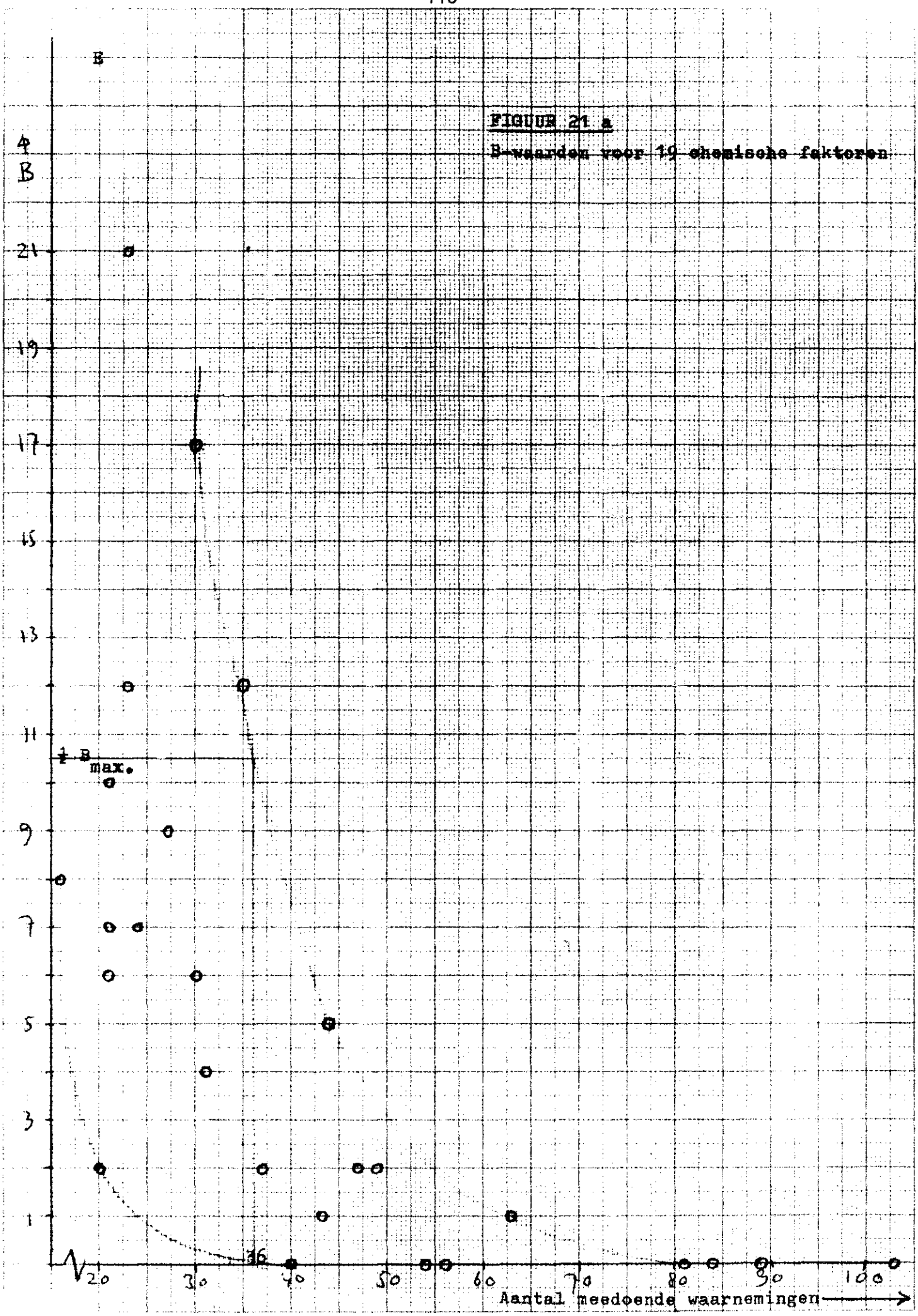
FIGUUR 20 a

E-waarden voor 19 chemische faktoren



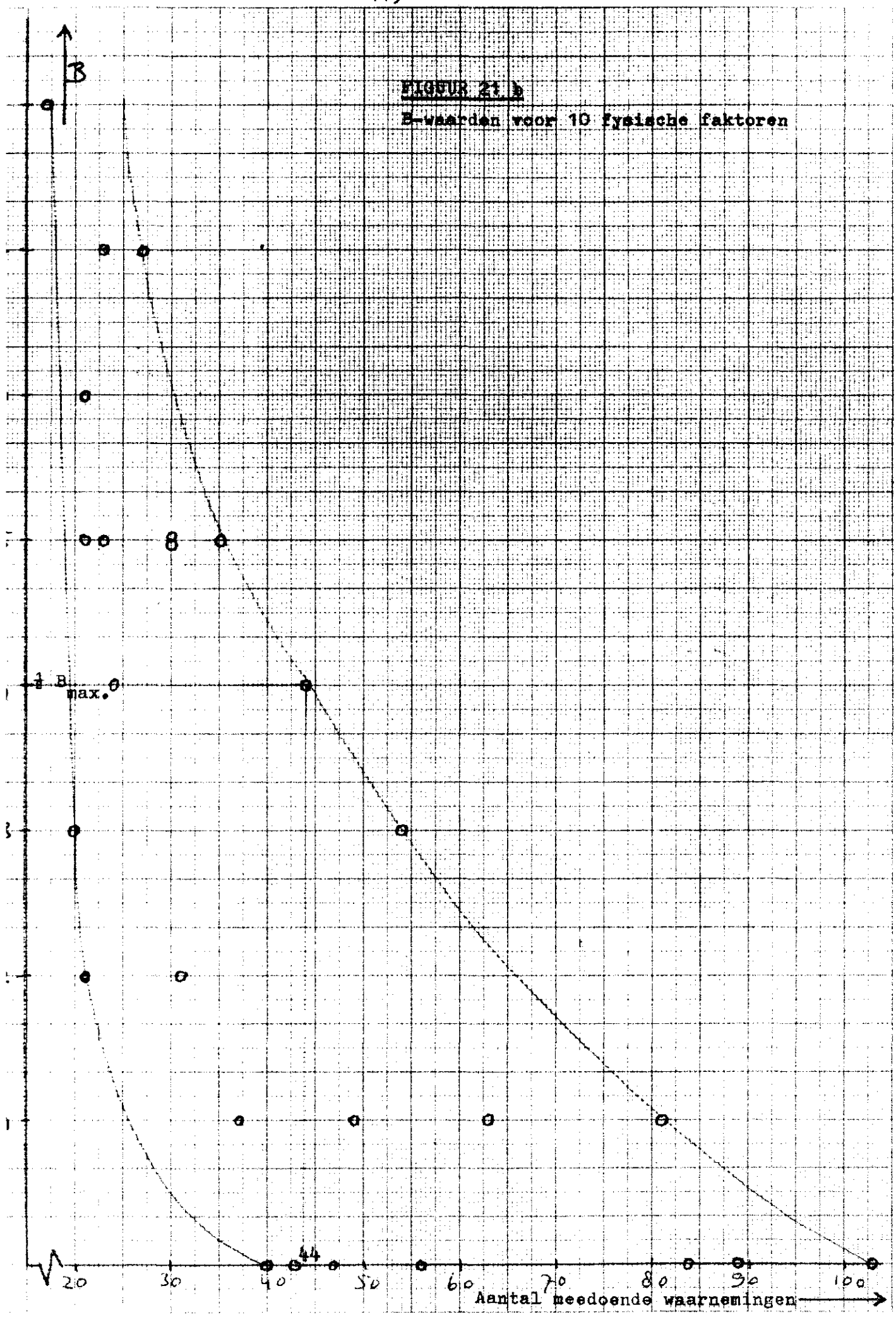
FIGUUR 20 b

E-waarden voor 10 fysische faktoren



FIGUUR 21 a

B-waarden voor 19 chemische faktoren



FIGUUR 21 b

B-waarden voor 10 fysische faktoren

Tabel 8

Indices van relatieve oekologische ekstreemheid en van relatieve oekologische begrenzing voor de 26 meest aangetroffen soorten/kategorieën (resp. E en B)

variabelen :	chemisch (19x)		fysisch (10x)	
index :	E	B	E	B
soort/kategorie				
Agrostis cf. stolonifera	22	2	11	3
Alisma plantago-aquatica	89 (2)	6	26	5
Callitriche div. spp.	7 (24)	0 (20-6)	2 (24-5)	0 (20-6)
Ceratophyllum demersum	49	7	31	4
Elodea canadensis	34	0 (20-6)	14	3
"wierflab"	47	4	45 (1)	2
Glyceria fluitans s.l.	12 (21)	0 (20-6)	3 (23)	0 (20-6)
Glyceria maxima	17 (20)	1 (18-9)	10	0 (20-6)
Lemna cf. gibba	2 (26)	0 (20-6)	5 (22)	1
Lemna trisulca	61 (5)	7	44 (2)	5
Myosotis scorpioides	8 (23)	1 (18-9)	11	1
Myriophyllum spicatum	84 (3)	12 (3-4)	42 (3)	5
Nuphar luteum	31	12 (3-4)	20	5
Potamogeton crispus	21	0 (20-6)	1 (26)	0 (20-6)
Potamogeton natans	19	2	19	1
Potamogeton pectinatus	47	17 (2)	38 (5-6)	5
Potamogeton perfoliatus	26	8	22	8 (1)
Potamogeton pusillus	60 (6)	9 (6)	35	7 (2-3)
Ranunculus fluitans s.l.	68 (4)	5	38 (5-6)	4
Sagittaria f. typica	23	2	7 (20-1)	1
Sagittaria f. vallisneriifolia	11 (22)	2	13	0 (20-6)
sessiele draadwieren	35	0 (20-6)	18	0 (20-6)
Sparganium emersum s.l.	5 (25)	0 (20-6)	2 (24-5)	0 (20-6)
Sparganium erectum s.l.	36	10 (5)	13	6 (4)
Spirodela polyrhiza	24	6	7 (20-1)	2
Zannichellia palustris ssp.pal.	128 (1)	21 (1)	39 (4)	7 (2-3)

Uit bovenstaande tabel blijkt een redelijke overeenkomst voor de E- en B-waarden tussen de chemische en fysische faktoren. Chemisch gezien gemiddelde soorten blijken ook wat betreft de fysische faktoren relatief weinig eisen te stellen en omgekeerd.
Veruit de meest kritische soort (vooral in chemisch opzicht) blijkt Zannichellia, waarop Myriophyllum en in nog mindere mate Potamogeton pusillus volgen. Alisma valt op door veel ekstreme gemiddelde waarden in chemisch opzicht. Hoge euryoekie ten opzichte van zowel chemische als fysische faktoren vertoont Sparganium emersum, daarna Callitriche en Glyceria fluitans en in nog mindere mate Lemna gibba, Potamogeton crispus (minste eisen resp. aan chemische en fysische variabelen), Glyceria maxima.

Een andere benadering van de betrouwbaarheid van de gemiddelde waarden per variabele en per soort is de standaardafwijking, zowel

')Invoegen: gemiddelde

betrokken op soort als variabele. Voor de kontinue variabelen werden alle absolute standaardafwijkingen als percentage voor de gemiddelde waarden berekend en per variabele van de 26 percentages de gemiddelden berekend. In bijlage 6 zijn per variabele voor de 26 soorten de verhoudingsgetallen van de percentuele standaardafwijkingen ten opzichte van het gemiddelde van de standaardafwijkingen per oekologische variabele voor de 26 soorten vermeld, verder per variabele de maximale en minimale standaardafwijking en de verhouding daartussen. De laagste standaardafwijking vinden we voor de weinig variabele pH (deze logaritmische maat, die eigenlijk niet gemiddeld mag worden, had aangegeven als absoluut aantal waterstof-ionen een zeer hoge standaardafwijking opgeleverd !),') standaardafwijkingen tussen 20 en 50 vinden we alleen voor chemische variabelen (gemiddelden voor EGV 25,3, zuurstofverzadiging in het 2e en 3e kwartaal resp. 29,7 en 31,5, chloride-gehalte 32,7, magnesium-gehalte 35,6 en natrium-gehalte 37,8 % en verder tussen 40 en 50 % calcium- en bicarnonaatgehalte). Standaardafwijkingen van meer dan 100 % vinden we bij de chemische variabelen voor de hoofdzakelijk door verontreiniging veroorzaakte eutrofiëringsgrootheden fosfaat-gehalte (orthofosfaat en totaal fosfaat) en stikstof-gehalte (zowel nitraat-, nitriet- als ammonium-koncentratie). Vooral de koncentraties aan totaal fosfaat en ammonium vertonen een zeer grote spreiding voor vrijwel alle soorten, alleen de soorten van de overbemonsterde Geul vertonen "kleinere" spreidingen der waarden. Voor de fysische faktoren werden de hoogste standaardafwijkingen gevonden voor het gehalte aan bezinkbare stoffen (alleen voor het stromende water bepaald !), daarna voor de dikte van de sapropeliumlaag en dan voor de stroomsnelheid. Bij de eigenschappen van de vegetatie valt op dat de standaardafwijking van het bedekkingspercentage sterk toeneemt van totale bedekking naar de bedekking boven het wateroppervlak via de submerse en drijvende bedekking. Kleine gemiddelde standaardafwijkingen ten opzichte van de andere variabelen worden gevonden voor de fysische variabelen fotometrisch bepaalde troebelheid (51,3 %) en de waterdiepte (58,5 %) en verder voor het aantal soorten per opname (48,8 %).
Belangrijker dan de gemiddelde standaardafwijking per oekologische variabele, die zowel door oekologische relevantie als door betrouwbaarheid van de waarneming (meetmethodiek en het uitsluiten van de natuurlijke schommelingen als seizoens- en dagelijkse periodiciteit, "toevallige" faktoren als incidentele lozingen e.d.) wordt bepaald,

is de spreiding in standaardafwijking tussen de verschillende soorten per oekologische variabele. Duidelijke minima geven stenoeke soorten, hoge waarden euryoeke soorten aan; het verhoudingsgetal tussen minima en maxima wordt vooral door de minima, dus door relatief sterke stenoekie voor de betreffende variabele bepaald.
Een ekstreem hoog verhoudingsgetal (23,4) tussen maximaal en minimaal voor de standaardafwijking per variabele wordt gevonden voor de calcium-koncentratie, waarvoor Zannichellia de standaardafwijking van 3,5 % vertoont, terwijl Alisma een indifferent karakter vertoont (SW = 82 %). De op een na hoogste waarde voor het verhoudingsgetal tussen maximale en minimale relatieve standaardafwijkingen wordt gevonden voor de zeer sterk met het calcium-gehalte positief gekorreleerde bicarbonaat-koncentratie (12,1), ook weer door de eksteme relatieve standaardafwijkingen van Zannichellia en Alisma (resp. 6,1 en 74 %). Hoge verhoudingsgetallen werden verder gevonden voor het gehalte aan bezinkbare stof (2e kwartaal) (9,85), zuurstofgehalte (2e kwartaal) (7,27), beide met Zannichellia als minimum en resp. Callitriche en Ceratophyllum demersum als maxima. Ook het hoge verhoudingsgetal voor het nitraat-gehalte (5,93) is te danken aan het minimum voor Zannichellia (30 %) tegenover het maximum van Potamogeton natans (178 %), alleen de hoge waarde voor het nitraat-gehalte (6,61) wordt door de minimale relatieve standaardafwijking van een andere soort (Potamogeton pectinatus, SW = 20 %). Zannichellia heeft een maximale relatieve standaardafwijking voor het ammonium-gehalte.
Lage verhoudingsgetallen (lager dan 2,1) tussen de minimale en maximale relatieve standaardafwijkingen werden gevonden voor het aantal soorten per opname (1,57), de afstand van het proefvlak tot de oever (1,91), de bedekking door de submerse vegetatie, de diepte en de ammonium-koncentratie. Voor deze faktoren vertonen de 26 meest aangetroffen soorten/andere kategorieën dus geen grote onderlinge verschillen in stenoekie en euryoekie voor de onderzochte habitat in de bestudeerde regio.

In de volgende tabel wordt een overzicht gegeven van de ekstreemheid der relatieve standaardafwijkingen per soort of kategorie voor alle kontinue variabelen en de chemische en fysische kontinue variabelen afzonderlijk. Onder A, B, C en D worden respektievelijk vermeld het aantal minimumwaarden, het aantal van de 5 op het minimum na laagste waarden, het aantal van de 5 op het maximum na hoogste waarden èn het aantal maximale waarden per soort voor verschillende kategorie-

en oekologische variabelen :

Tabel 9

Ekstreemheid der relatieve standaardafwijkingen van de gemiddelden per variabele voor de 26 meest aangtroffen soorten / katagorieën voor een aantal kontinue oekologische variabelen

variabelen :	alle kontinue (39 x)				chemische (15 x)				fysische (5 x)			
	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
soort / kategorie												
Agrostis cf.stolonifera	1	5	5	3	0	0	4	2	0	1	1	1
Alisma plantago-aqu.	0	3	5	6	0	0	4	4	0	0	0	0
Callitriche div. spp.	0	1	10	2	0	1	7	1	0	0	0	0
Ceratophyllum demersum	0	11	4	0	0	3	2	0	0	2	2	0
Elodea canadensis	0	0	6	1	0	0	3	0	0	0	0	0
"wierflab"	2	5	8	1	0	0	4	0	0	2	2	0
Glyceria fluitans s.l.	0	1	9	0	0	0	6	0	0	0	2	0
Glyceria maxima	0	1	7	2	0	1	2	0	0	0	1	0
Lemna cf.gibba	0	0	10	1	0	0	6	1	0	0	1	0
Lemna trisulca	1	4	9	2	0	0	5	1	1	1	1	1
Myosotis scorpioides	0	1	6	0	0	1	3	0	0	1	1	0
Myriophyllum spicatum	5	8	3	1	5	4	2	0	0	2	0	0
Nuphar luteum	1	13	4	1	0	8	0	1	0	0	0	0
Potamogeton crispus	0	4	1	1	0	2	0	1	0	0	0	0
Potamogeton natans	0	3	7	1	0	2	3	1	0	0	0	0
Potamogeton pectinatus	4	14	2	1	1	8	0	0	1	1	0	1
Potamogeton perfoliatus	1	8	1	1	0	4	1	1	0	2	0	0
Potamogeton pusillus	1	6	1	0	0	3	0	0	0	0	1	0
Ranunculus fluitans s.l.	2	12	3	1	0	6	0	1	1	1	0	0
Sagittaria f.typica	0	3	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Sagittaria f.vallisner.	1	5	1	2	1	3	0	1	0	0	0	0
sessiele draadwieren	0	5	4	3	0	4	1	0	0	1	0	1
Sparganium emersum s.l.	0	1	8	0	0	0	2	0	0	1	0	0
Sparganium erectum s.l.	0	7	5	5	0	1	3	2	0	1	2	0
Spirodela polyrhiza	1	4	2	4	1	2	0	1	0	0	1	1
Zannichellia palustris	18	9	2	2	7	5	0	1	2	0	1	0

—— en ---- voor relatief veel resp. hoge waarden en/of maxima en lage waarden en/of minima voor de chemische variabelen.

Door het lage aantal kontinue waarnemingen van de fysische faktoren konden daarvoor geen duidelijke uitspraken voor afzonderlijke soorten worden gedaan ; voor de chemische faktoren lijken Zannichellia, Potamogeton pectinatus, Myriophyllum spicatum, Nuphar luteum, Ranunculus fluitans (in de gegeven volgorde in afnemende mate) over het algemeen kleine spreidingen ten aanzien van de gemiddelde waarden te vertonen, terwijl daarentegen Alisma, Agrostis, Lemna cf.gibba, Callitriche, Lemna trisulca en Sparganium erectum lage eisen stellen wat betreft de chemische oekologische faktoren.

De meest in het oog springende soorten in tabel 9 werden naar afnemende spreiding ten opzichte van de gemiddelde waarden voor de chemische faktoren gerangschikt en daarbij de minimale, gemiddelde en maximale relatieve standaardafwijkingen (percentage van de gemiddelde waarde) vermeld voor de chemische en fysische faktoren :

	chemisch (15 x)	fysisch (5 x)
Zannichellia palustris	8 - 55,9 - 139	35 - 81,0 - 122
Potamogeton pectinatus	20 - 66,3 - 99	57 - 113,4 - 222
Myriophyllum spicatum	31 - 70,5 - 127	53 - 87,6 - 114
Nuphar luteum	66 - 86,5 - 129	85 - 119,6 - 135
Ranunculus fluitans	44 - 84,7 - 144	39 - 81,4 - 109
Glyceria fluitans	101 - 118,9 - 148	76 - 112,8 - 136
Sparganium erectum	43 - 109,4 - 153	84 - 120,6 - 154
Lemna trisulca	95 - 114,7 - 161	61 - 128,6 - 218
Callitriche	77 - 116,9 - 143	77 - 106,0 - 119
Lemna cf. gibba	95 - 119,4 - 170	92 - 112,0 - 145
Agrostis cf. stolonifera	88 - 117,7 - 149	47 - 106,8 - 158
Alisma plantago-aquatica	101 - 133,8 - 191	89 - 100,6 - 117

Voor de standaardafwijkingen van de gemiddelde waarden per soort bestaat dus veel minder overeenkomst dan voor E- en B-waarden (pag. 120) indien de chemische en fysische faktoren vergeleken worden (bij de beschouwing van de standaardafwijkingen per soort werden de chemische bepalingen alleen verricht in het stromende water niet verwerkt, bij de vaststelling der E- en B-waarden wèl).
De verschillen in spreiding der waarden voor de chemische bepalingen blijken zeer groot, bijvoorbeeld de maximale waarden voor Potamogeton pectinatus blijken lager dan de laagste relatieve standaardafwijkingen van Glyceria fluitans en Alisma plantago-aquatica.
De extreme Zannichellia blijkt de hoogste spreidingen te vertonen voor het magnesium-gehalte en de verontreinigingsindikaties chloride- en ammonium-gehalten (relatieve standaardafwijkingen van resp. 115, 110 en 139 %, de laatste zelfs een maximum voor de betreffende variabele), als deze grootheden worden weggelaten vertonen de resterende 12 chemische faktoren als minimale, gemiddelde resp. maximale relatieve standaardafwijking-waarden 8, 41,6 en 63 %.

Een vierde benadering van de waarde van de gemiddelde waarden per soort en oekologische variabele (na de berekeningen van E en B en het analyseren der standaardafwijkingen) is de koherentiefaktor, het

quotiënt van range en standaardafwijking van de gemiddelde waarde voor de oekologische variabelen per soort. H.A. Davids (Order Statistics) geeft voor normale verdelingen een arbitraire waarde van 3,5 op, waaronder een redelijke koherentie verondersteld wordt. Een hóge waarde voor deze koëfficiënt kan wijzen op een niet random uitgevoerde monstering, afwijkingen bij de bepaling der oekologische faktoren e.d. door hierbij sterk uitschietende waarden buiten de overige redelijk geclusterde waarden. De koherentiefaktor is overigens een niet met de signifikantie te verwarren grootheid, welke laatste door de standaardafwijking wordt gekwantificeerd. In bijlage 7 worden voor alle kontinue variabelen en voor de 26 meest aangetroffen species en andere onderscheiden kategorieën de waarden voor het quotiënt van range en standaardafwijking in vier klassen opgegeven. Voor de 37 kontinue variabelen en de 26 soorten bleek slechts een kwart der koherentiefaktoren lager dan 3,5, wat een over het algemeen genomen lage koherentie impliceert. Voor het totale gehalte aan fosfaat, de bedekkingsgraad boven het wateroppervlak, het elektrisch geleidingsvermogen, de troebelheidsmeting met behulp van de sferische fotometer, het sulfaatgehalte bleken de meeste hoge koherentiefaktoren voor te komen (hoogstens 2 van de 26 waarden lager dan 3,5). Relatief opvallend veel waarden lager dan 3,5 (steeds meer dan 10 van de 26 waarden) vinden we voor de slechts voor ongeveer 100 opnamen bekende en alleen in het stromende water bepaalde variabelen BOD, zuurstofverzadiging en vooral het gehalte aan bezinkbare stoffen (de laatste vaker dan in 50 % der gevallen lager dan 3,5). Voor de voor 255 opnamen bekende variabelen (zowel in stilstaand als stromend water bepaald) valt op door een hoog aantal waarden voor de koherentiefaktor lager dan 3,5 het calciumgehalte (50 % der waarden) en in mindere mate het nitraatgehalte, en het "Wasserwertzahl" (vaker dan 8 x lager dan 3,5). Voor de bedekkingsgraad valt een sterke afname van het aantal lage koherentiefaktoren van totaal en submers via drijvend naar boven water uitstekend op, het aantal waarden lager dan 3,5 bedraagt respektievelijk 9 en 11, 7 en 1, het aantal waarden hoger dan 4,5 respektievelijk 1 en 2, 2 en 15. De relatief veel lage koherentiefaktoren voor proefvlakoppervlakte en afstand tot de oever zijn een inherent gevolg van de methodiek.

Heel opvallend is het hoge aantal zeer lage (lager dan 3) koherentiefaktoren voor de weinig aangetroffen soorten bij de alleen voor het stromende water en slechts ongeveer 100 opnamen bekende variabelen. Voor de BOD, de zuurstofverzadiging en het gehalte aan bezinkbare stoffen vinden we voor de soorten waarvan slechts in minder dan 10 gevallen een bepaling geschiedde, maar in één op de 66 waarden een koherentiefaktor hoger dan

3,5 en in 56 gevallen (84 %) zelfs een koherentiefaktor lager dan 3.
Om een nadere indruk van de invloed van het aantal monsteringen op de koherentiefaktor te verkrijgen werden de waarden ervoor ook per soort / kategorie nader uitgewerkt en wel voor de 15 voor 255 opnamen bekende chemische variabelen :

Tabel 10

Overzicht van de koherentiefaktoren voor 15 chemische faktoren voor de 26 meest aangetroffen soorten / kategorieën :

waarde van de koherentiefaktor : / soort / kategorie :	lager dan 3	3 - 3,5	3,5 - 4,5	hoger dan 4,5
Agrostis cf. stolonifera	3 x	5 x	5 x	2 x
Alisma plantago-aquatica	1	5	4	5
Callitriche div. spp.	0	2	4	9
Ceratophyllum demersum	0	4	7	4
Elodea canadensis	0	1	7	7
"wierflab"	0	0	8	7
Glyceria fluitans s.l.	0	0	7	8
Glyceria maxima	0	0	6	9
Lemna cf. gibba	0	0	4	11
Lemna trisulca	2	4	9	0
Myosotis scorpioides	0	3	6	6
Myriophyllum spicatum	1	2	7	5
Nuphar luteum	1	4	7	3
Potamogeton crispus	0	3	5	7
Potamogeton natans	1	2	9	3
Potamogeton pectinatus	3	6	5	1
Potamogeton perfoliatus	2	6	7	0
Potamogeton pusillus	0	5	9	1
Ranunculus fluitans s.l.	2	2	5	6
Sagittaria f. typica	0	1	8	6
Sagittaria f. vallisneriif.	0	2	4	9
sessiele draadwieren	0	1	5	9
Sparganium emersum s.l.	0	1	3	11
Sparganium erectum s.l.	2	1	7	5
Spirodela polyrhiza	0	4	7	4
Zannichellia palustris	0	2	7	6
resterende opnamen	4	5	6	0

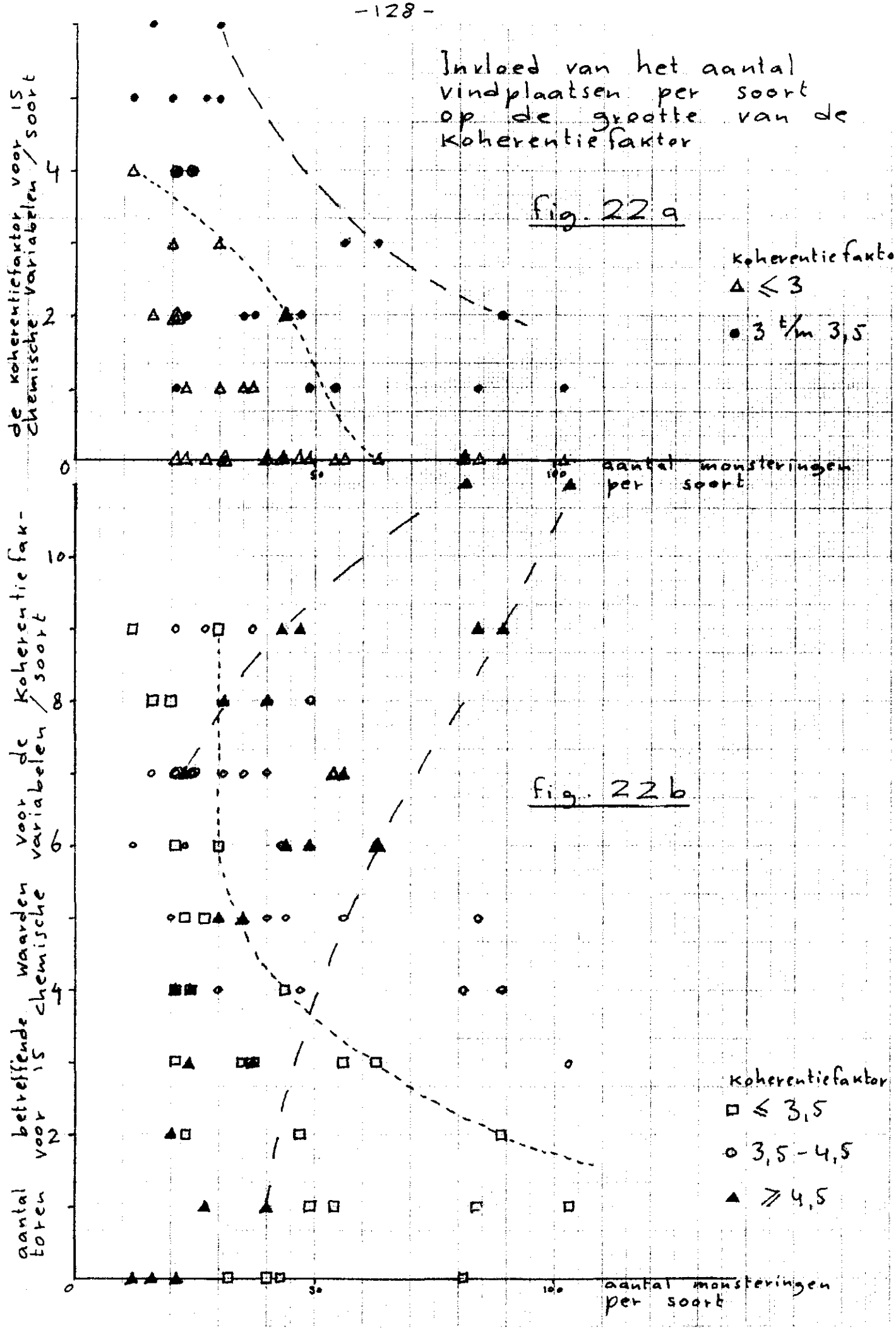
Beide Glyceria's, "wierflab" en Lemna gibba vallen op door het geheel ontbreken van waarden beneden 3,5 en de vele waarden hoger dan 4,5 ; ook Elodea canadensis, Sagittaria f. typica, de sessiele draadwieren en Sparganium emersum (slechts 1 x lager dan 3,5) en in mindere mate Callitriche spec., Sagittaria f.vallisneriifolia en Zannichellia palustris (deze 3 2 x lager dan 3,5) hebben over het geheel genomen hoge waarden voor hun koherentiefaktoren. In chemisch-oekologisch opzicht hoge koherenties vinden we voor Potamogeton pectinatus, P. perfoliatus, Agrostis, Lemna trisulca, Alisma met respektievelijk 9, 8, 8, 6 en 6 waarden lager dan 3,5.

Ook "resterende opnamen" valt op door het hoge aantal lage waarden voor de koherentiefaktor per chemische variabele.
In figuur 22 (pag. 128) zijn de in tabel 10 opgegeven waarden uitgezet tegen het aantal opnamen waarin de soort / kategorie voorkomt en tegelijk de 15 chemische faktoren werden geanalyseerd. De frekwentie van de soort blijkt hieruit nauw samen te hangen met aantallen hoge en lage waarden voor de koherentiefaktor : relatief veel lage waarden komen alleen bij de lage frekwenties voor, bij méér dan 63 monsteringen per soort bv. komen géén waarden beneden 3 voor en is het aantal waarden beneden 3,5 niet hoger dan 2 (op in totaal 15 waarden) ; de waarden tussen 3,5 en 4,5 vertonen een moeilijker te interpreteren verband met het aantal monsteringen per soort, terwijl de waarden boven 4,5 zeldzamer lijken naarmate de frekwentie van de soort kleiner is en bij hoge frekwenties steeds domineren.
De koherentiefaktor lijkt hiermee dus sterk frekwentieafhankelijk, terwijl ook het aantal bemonsteringen per oekologische variabele van belang lijkt te zijn (zie pag. 125) ; hiermee wordt deze koëfficiënt vooralsnog moeilijk interpreteerbaar, onderlinge vergelijking der waarden kan zonder korrektie alleen voor qua frekwentie vergelijkbare soorten geschieden en de oekologische relevantie van dit quotiënt dient nader onderzocht te worden. Volstaan wordt met de opmerking dat vergelijking met de standaardafwijking tot de konklusie leidt dat de groepen van extreme soorten niet steeds overeenkomen. Vergelijking van de tabellen 8, 9 en 10 leidt tot het volgende overzicht van de extreme soorten wat betreft de chemische faktoren :

Tabel 11 : evaluatie der tabellen 8, 9 en 10

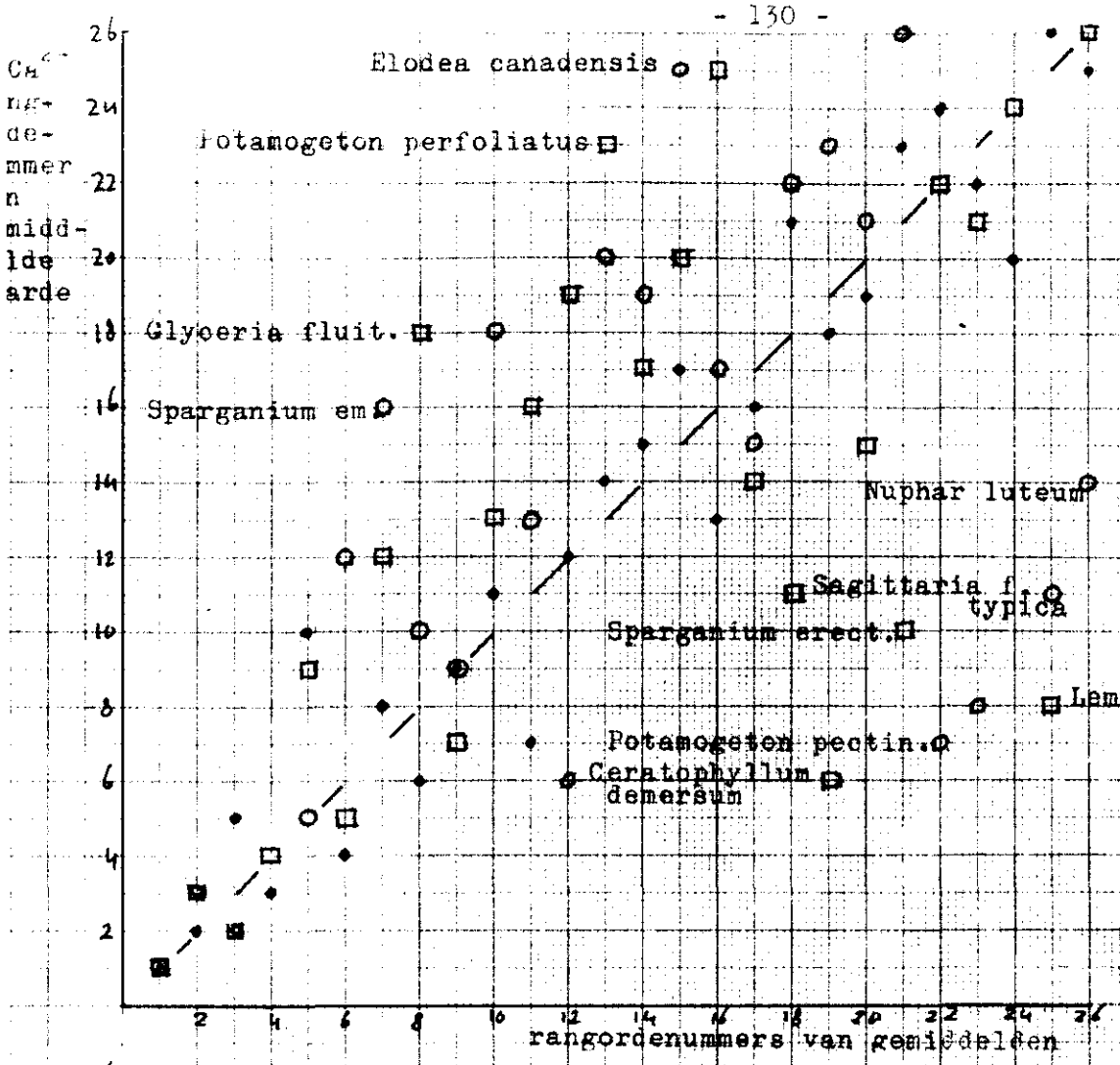
	E	B	stand.afw.	koherentiefaktor	n:
Agrostis cf. stolonifera			-	+	22
Alisma plantago-aquatica	+		-	+	37
Callitriche div. spp.	-	-	-	-	102
Elodea canadensis		-		-	64
wierflab				-	32
Glyceria fluitans s.l.	-	-	-	-	41
Glyceria maxima	-	-		-	57
Lemna cf. gibba	-	-	-	-	98
Lemna trisulca	+		-	+	22
Myosotis scorpioides	-	-			67
Myriophyllum spicatum	+	+	+		36
Nuphar luteum		+	+	+	27
Potamogeton crispus		-			61
Potamogeton pectinatus		+	+	+	32
Potamogeton perfoliatus				+	16
Potamogeton pusillus	+	+		+	27
Ranunculus fluitans s.l.	+		+		45
Sagittaria f.typica				-	52
Sagittaria f.vallisneriifol.	-			-	49
sessiele draadwieren		-		-	87
Sparganium emersum s.l.	-	-		-	108
Sparganium erectum		+	-		24
Zannichellia palustris	+	+	+	-	23

Invloed van het aantal vindplaatsen per soort op de grootte van de koherentiefaktor



In tabel 11 duiden + en - de rangordenummers 1 t/m 6 resp. 20 t/m 26 aan voor E en B (tabel 8), veel hoge waarden en/of maxima resp. veel lage waarden voor de relatieve standaardafwijkingen (tabel 9) en tenslotte meer resp. minder dan 33 % der waarden voor de koherentiefaktoren lager dan 3,5. n is het aantal opnamen, waarin de betreffende soort voorkomt.

Uitgaande van de in tabel 7 gegeven rangordenummers voor de gemiddelde waarden per oekologische variabele voor de 26 meest aangtroffen soorten/ kategorieën kan een aardige illustratie van de onder het hoofdstuk "Oekologische inventarisatie" vermelde korrelaties tussen oekologische variabelen worden afgeleid. In figuur 23 a t/m c (pag. 130-131) zijn een aantal chemische variabelen volgens de rangordenummers van de soorten tegen elkaar uitgezet ; zeer logische korrelaties bv. grof substraat en weinig sapropelium bij hoge stroomsnelheden werden buiten beschouwing gelaten.
Zoals verwacht blijkt het calcium-gehalte het best positief gekorreleerd met het gehalte aan bicarbonaat, de positieve korrelatie met nitraat en fosfaat bestaat vooral voor voor al deze ionen hoge koncentraties.
Vooral bij hoge calcium-koncentraties bestaat er een negatieve korrelatie met het natrium-gehalte, terwijl over het hele trajekt van rangordenummers voor de calcium-koncentratie de COD en het chloride-gehalte redelijk negatief gekorreleerd blijken.
De korrelatie van het elektrische geleidingsvermogen met de koncentraties aan calcium, magnesium en fosfaat is over het geheel genomen positief, maar veel soorten vertonen een zeer afwijkend beeld. Analyse van deze afwijkingen ten opzichte van over het algemeen redelijke korrelaties tussen oekologische variabelen kan autoekologisch zeer belangrijke informatie opleveren.
Uit figuur 23 d blijkt het elektrisch geleidingsvermogen niet te korreleren met de chloride-koncentratie (en dus ook niet met de daaraan redelijk positief gekorreleerde natrium- en COD-waarden) zoals dat in brakwatergebieden -met veel hogere waarden voor EGV en chloride-koncentratie- het geval is ; de vooral in de Maas aangetroffen soorten hebben zowel een gemiddeld hoge EGV als chloride-koncentratie, de vooral in de Geul aangetroffen soorten hebben bij een gemiddeld hoge EGV juist een gemiddeld laag chloride-gehalte.

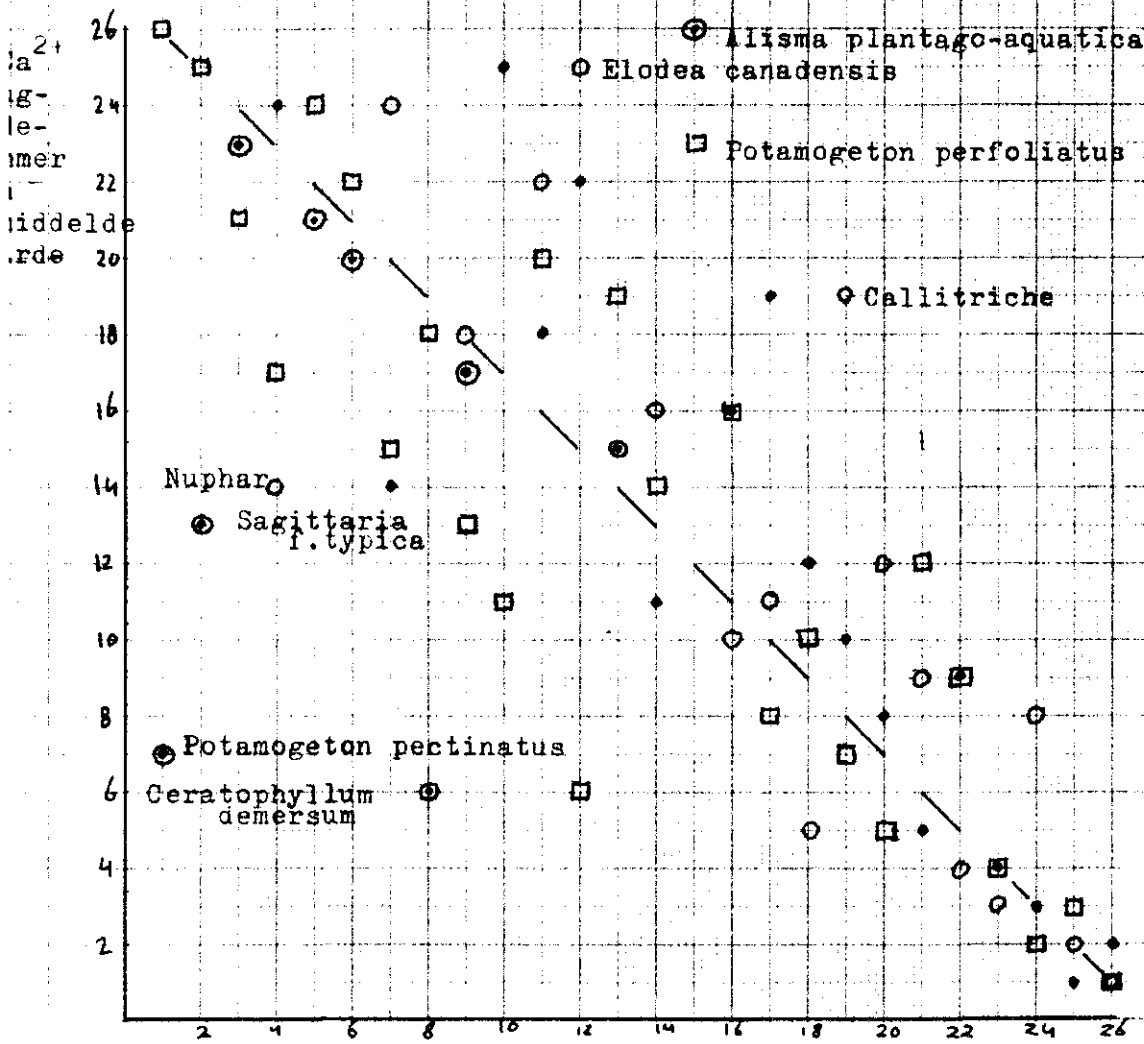


FIGUUR 23 a

rangordenummers van 26 meest aangetroffen soorten en andere onderscheiden kategorieën voor de gemiddelde calcium-koncentratie (vertikale as) tegen de rangordenummers voor 3 andere chemische variabelen (horizontale as) uitgezet

horizontale as : chemische variabelen, waarvan rangordenummers voor gemiddelde waarden :

- □ NO_3^-
- ○ PO_4^{3-}
- ◆ HCO_3^-

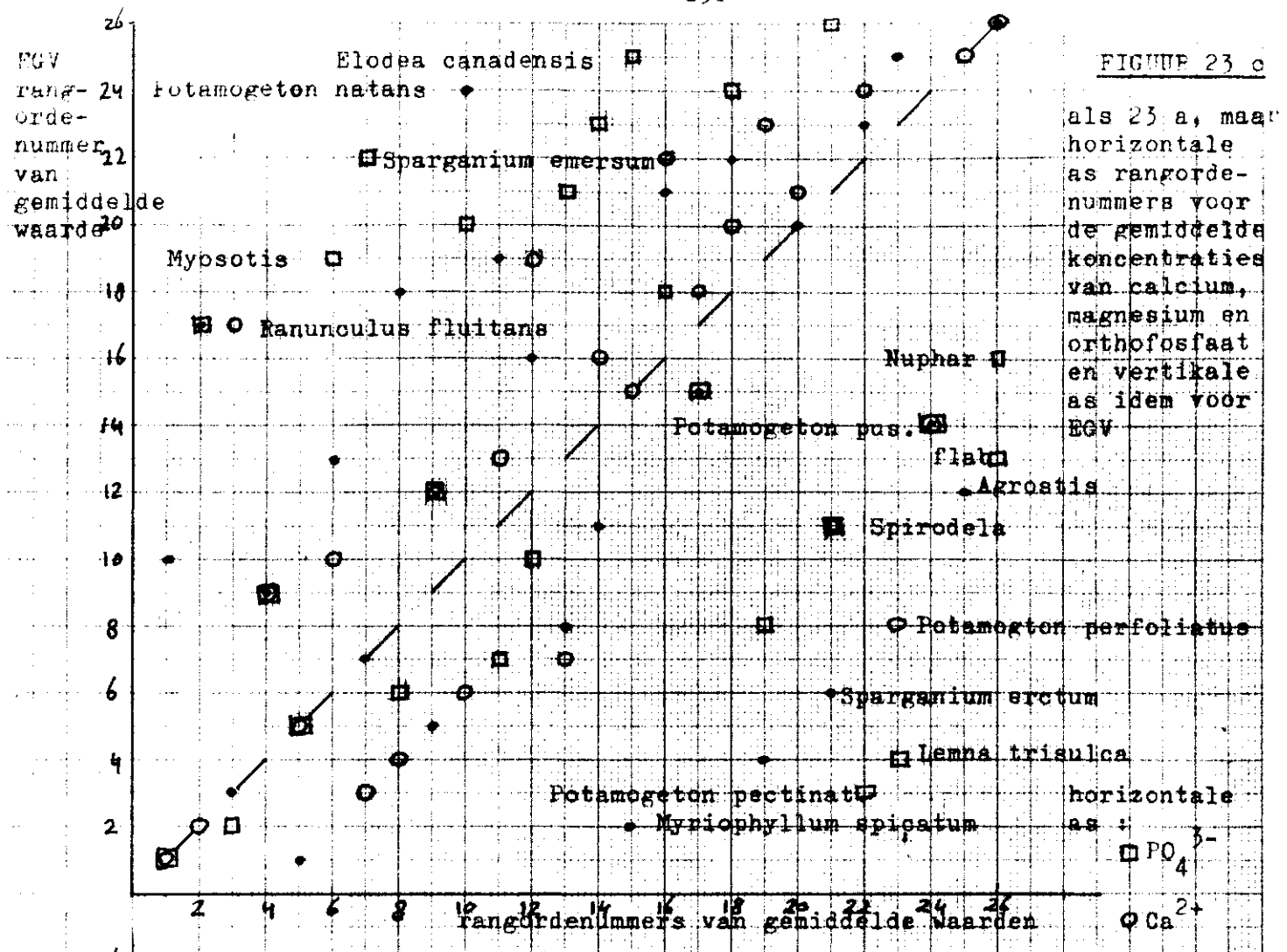


FIGUUR 23 b

als 23 a, maar 3 andere chemische variabelen op horizontale as tegen calcium-koncentratie-rangordenummers uitgezet

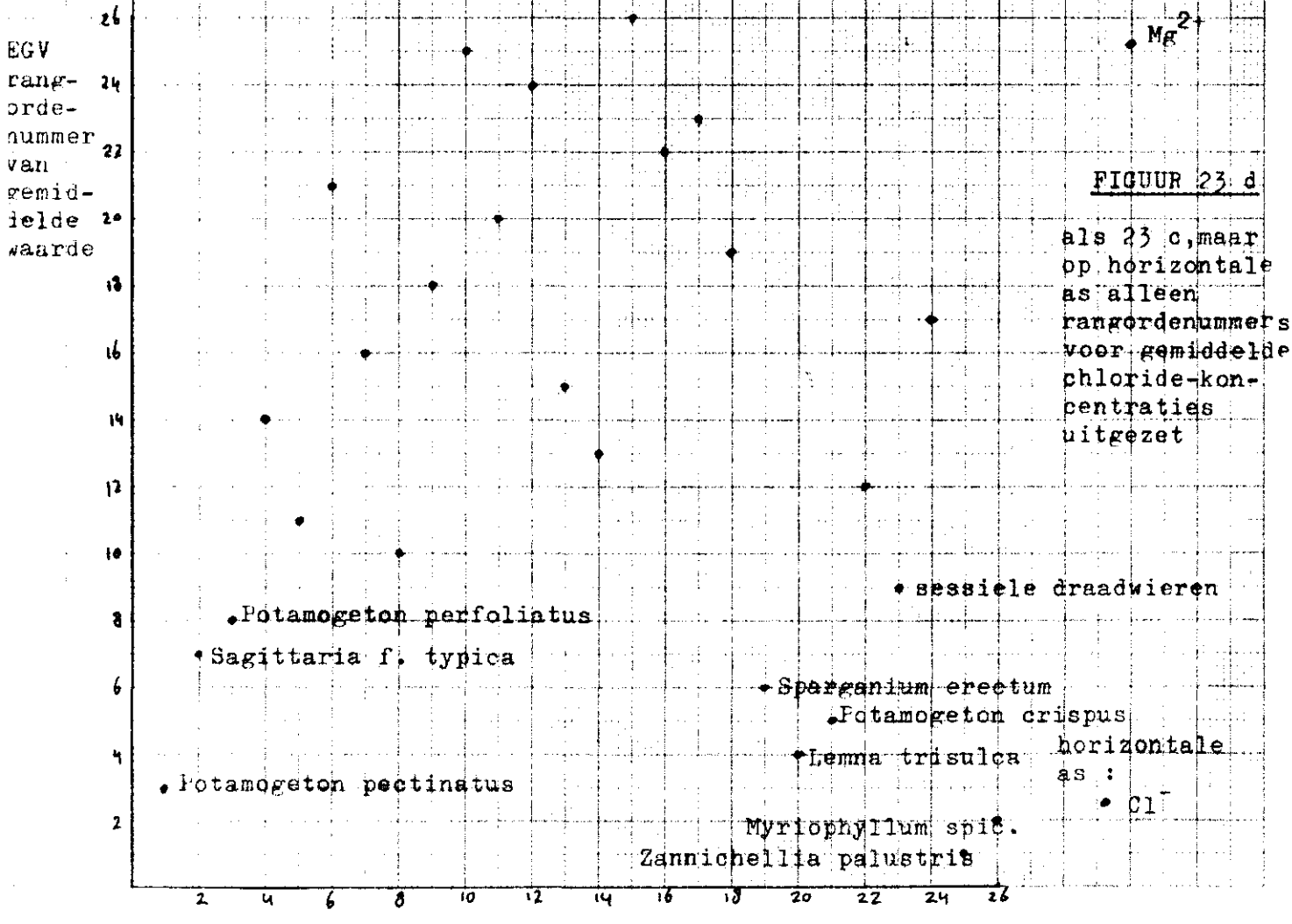
horizontale as :

- □ COD
- ○ Na^+
- ◆ Cl^-



FIGUUR 23 c

als 23 a, maar horizontale as rangordenummers voor de gemiddelde koncentraties van calcium, magnesium en orthofosfaat en vertikale as idem voor EGV



FIGUUR 23 d

als 23 c, maar op horizontale as alleen rangordenummers voor gemiddelde chloride-koncentraties uitgezet

Onderzoek / oekologische interpretatie der onderscheiden soorten- en opnamegroepen

De resultaten van de verwerkingen van het opname-materiaal op floristische grondslag (pag. 34 - 73) werden naast het onderling en met de synsystematische literatuur vergelijken óók op hun merites beoordeeld ten opzichte van de gemeten oekologische variabelen.

1. De oekologie van de met de groepsanalyse verkregen groepen

Allereest werd de geografische verspreiding en de standplaats van de in de groepen voorkomende opnamen nagegaan :

Tabel 12 : standplaats en geografische verspreiding der groepen volgens de groepsanalyse ; opgaven in percentages op het totale aantal opnamen per groep

Standplaats in 3 klassen

groep :	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	totaal
Maas	0	0	0	0	0	27	52	6	0	0	8	8 %
beken	93	100	100	52	79	46	30	88	84	27	56	64 %
stilstaand	7	0	0	48	21	27	18	6	16	73	36	28 %

Geografische verspreiding in 3 klassen (zie pag. 96)

groep :	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	totaal
zuid	6	0	25	64	50	27	33	100	87	57	61	53 %
midden-oost	20	15	25	24	42	9	40	0	4	20	26	22 %
midden-west	74	85	50	12	8	64	27	0	9	23	13	25 %
aantal opnamen per groep :	15	13	24	25	24	11	27	18	31	30	78	296

Vooral de groepen 1, 2, 8 en 9 zijn geografisch en qua standplaats sterk beperkt, alle tot het beekmilieu, de beide eerste tot westelijk Midden-Limburg en de laatste tot Zuid-Limburg. Groep 7 omvat meer dan de helft van de in de Maas gemaakte opnamen, de groepen 4, 5, 10 en 11 werden voornamelijk in Zuid-Limburg gevonden en zijn vrij ongedifferentieerd ten opzichte van waterstroming.

Verwerking der gegevens met de hand leverde voor de korrelatie van de groepen met stroomsnelheid, waterdiepte, calcium- en fosfaat-koncentratie weinig overzichtelijke en moeilijk interpreteerbare resultaten op ; besloten werd tot een verwerking uitgaande van de gemiddelde waarden voor de oekologische variabelen per groep zoals ook voor de 26 meest voorkomende soorten en andere onderscheiden kategorieën geschiedde, om tot een overzichtelijk resultaat te komen.

Tabel 13 : overzicht van de korrelatie van groepsanalyse en oekologie

Rangordenummers van de 11 groepen voor de gemiddelde waarden van de oekologische variabelen : ++ 1, ++ 2, + 3/4, o 5/7, - 8/9, -- 10, -- 11 (enkele uitzonderingen bij vrijwel overeenkomende gemiddelden)

groep nummer	2	1	4	3	6	5	7	9	8	10	11
1.EGV	--	-	-	--	o	o	++	+	+	++	o
2.magnesium	--	--	-	-	o	o	++	+	+	++	o
3.calcium	--	--	-	--	-	o	o	++	++	+	+
4.totaal-fosfaat	--	--	-	o	-	o	o	+	++	++	+
5.bicarbonaat	--	--	o	-	-	o	o	++	++	+	+
6.orthofosfaat	--	--	-	o	-	+	o	++	++	o	+
7.nitraat	-	--	o	o	-	++	++	+	+	--	o
8.nitriet	o	-	o	-	o	--	++	+	++	--	+
9. COD	++	++	+	o	o	-	o	--	--	+	-
10.kalium	+	++	o	o	-	--	+	--	-	++	o
11.natrium	o	+	-	-	++	o	++	--	--	+	o
12.chloride	+	++	o	-	+	o	++	--	--	o	-
13.pH	--	o	+	-	o	--	-	o	+	++	++
14.ammonium	++	o	-	++	--	-	+	-	+	o	o
15.sulfaat	o	--	o	-	++	+	++	-	--	+	o
16.troebelh.fotom.	++	o	+	+	+	o	++	--	--	-	-
17.afstand oever	++	o	+	o	--	++	--	-	-	--	+
18.sapropeliumdikte	+	-	++	o	--	+	o	-	--	++	o
19.diepte	+	--	o	--	o	-	+	o	-	++	++
20.breedte water	+	--	-	o	-	--	o	++	+	++	o
21.min.nivowissel.	++	++	--	+	o	-	o	+	o	--	-
22.beschaduwing	--	o	+	o	--	++	-	+	++	o	-
23.stroomsnelheid	o	o	-	+	--	+	-	++	++	--	o
24.substraat	--	o	-	+	-	+	o	++	++	--	o
25.anthr.invloed	+	o	++	--	+	-	o	-	--	++	o
26.BOD 3e kwartaal	-	-	o	o	--	+	o	++	++	--	+
27.BOD 2e kwartaal	-	-	o	o	--	++	+	+	o	--	++
28.O_2 3e kwartaal	-	+	--	++	++	+	o	-	--	o	o
29.O_2 2e kwartaal	o	++	--	+	++	+	o	-	--	o	-
bezinkbare stof:											
30. ,, 2e kwartaal	++	--	o	--	-	o	+	o	++	-	+
31. ,, 3e kwartaal	o	++	+	--	+	o	-	--	-	++	++

In bovenstaand schema zijn de groepen en de chemische en fysische variabelen in een dusdanige volgorde geplaatst dat er zoveel mogelijk een "grote lijn" uit kon worden gedestilleerd. 1 t/m 25 betreft faktoren die zowel voor stromend als stilstaand water (255 opnamen) werden onderzocht, 1 t/m 15 zijn chemische en 16 t/m 25 fysische variabelen. 26 t/m 31 betreft faktoren die alleen voor het stromende water (ong. 100 opnamen) werden geanalyseerd.
De eerste 6 chemische variabelen zijn onderling vrij sterk positief geassocieerd, de nitraat- en nitrietgehaltes wijken voor enkele groepen nogal af. De faktoren 9 t/m 12 zijn voor de meeste groepen negatief geassocieerd met de voorgaande chemische variabelen en de pH, het ammonium- en sulfaat-gehalte lijken "indifferent" ten opzichte van de hoofdindeling in groepen volgens Callitriche. Ook de fysische faktoren blijken onderling en ten opzichte van de groepsanalyse moeilijk interpreteerbaar, terwijl de alleen voor beken bekende variabelen zeer moeilijk kunnen worden geïnterpreteerd vanwege de eerder gebleken tussen de groepen onderling sterk verschillende preferentie ten aanzien van de standplaats (zie tabel 12).
De hoofdindeling volgens Callitriche (obligaat present in de groepen 1 t/m 5 en absent in de groepen 6 t/m 11) lijkt een chemisch-oekologische achtergrond te hebben, de groepen 1 t/m 5 vallen op door de relatief zeer lage tot gemiddelde waarden voor de gemiddelden voor EGV en de koncentraties van calcium, magnesium, fosfaat (totaal en ortho-) en bicarbonaat, terwijl absentie van Callitriche voor deze faktoren over het algemeen relatief hoge tot zeer hoge gemiddelden voor voornoemde chemische faktoren lijkt te impliceren (uitzondering : groep 6 wat betreft de koncentraties van calcium, bicarbonaat en fosfaat). Ook het nitriet-gehalte vertoont duidelijk deze tendens, voor de andere chemische en de fysische variabelen moet gekorreleerd worden met de sekundaire en tertiaire opsplitsingen.
De uit de autoekologische gegevens af te leiden korrelaties tussen de oekologische variabelen zoals het meer door het calcium-gehalte dan door de koncentraties van natrium en chloride bepaalde EGV, het fijner zijn van het substraat bij meer anthropogene beinvloeding van de bedding enz. werden ook bij de korrelatie van groepsanalyse en oekologie fraai geïllustreerd.

Niet ekstreem zijn van een gemiddelde waarde van een groep voor een oekologische variabele kan het gevolg zijn van sterke euryoekie der erin voorkomende opsplitsende soorten òf van floristisch grote heterogeniteit (restgroepen 10 en 11). Weinig ekstreme gemiddelde waarden per groep duidt aan dat deze weinig oekologische betekenis heeft, oekologisch slecht van de andere op grond van floristische samenstelling onderscheiden groepen is te onderscheiden.
Voor de 15 zowel in stromend als stilstaand water bepaalde chemische faktoren

en de 4 alleen van het stromende water bekende chemische variabelen en voor de 13 bepaalde kontinue fysische variabelen werd uitgaande van tabel 13 een overzicht van de aantallen gemiddelde, hoge/lage, zeer hoge/zeer lage waarden en ekstremen voor de gemiddelde waarden voor de oekologische variabelen per groep volgens de groepsanalyse afgeleid :

Tabel 14 : aantallen malen o, +/-, ++/-- en ++/-- in tabel 13 voor een aantal oekologische variabelen ')

19 chemische variabelen

groepsnummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
aantal malen o	2	4	7	8	7	5	8	1	1	5	8
aantal malen + of -	6	6	8	9	7	7	4	6	9	5	9
aantal malen ++ of --	11	9	4	2	5	7	7	12	9	9	2
aantal malen ++ of --	2	8	1	2	1	4	4	5	3	6	1

13 fysische variabelen (kontinu)

groepsnummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
aantal malen o	6	2	5	2	3	3	5	1	3	1	5
aantal malen + of -	1	5	4	8	6	6	5	4	5	3	6
aantal malen ++ of --	6	6	4	3	4	4	3	8	5	9	2
aantal malen ++ of --	3	5	1	2	1	1	0	6	2	4	1

19 chemische en 13 fysische variabelen samen

groepsnummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
aantal malen o	8	6	12	10	10	8	13	2	4	6	13
aantal malen + of -	7	11	12	17	13	13	9	10	14	8	15
aantal malen ++ of --	17	15	8	5	9	11	10	20	14	18	4
aantal malen ++ of --	5	13	2	4	2	5	4	11	5	10	2

') deze symbolen geven respektievelijk gemiddelde, hoge/lage, zeer hoge/zeer lage waarden en maxima/minima aan voor de gemiddelden voor de oekologische variabelen per groep, hetgeen voor verschillende oekologische variabelen een zeer verschillende betekenis kan hebben

Bij de chemische variabelen blijken de groepen 2, 8, 1, 10 en 9 voor de meeste variabelen ekstreem in volgorde van afnemende duidelijkheid, terwijl de groepen 3, 4, 5 en 11 zeer weinig ekstremen en veel gemiddelde waarden vertonen. Bij de fysische variabelen blijken de groepen 8, 2, en 10 over het geheel genomen ekstreem, de groepen 11, 7, 3, 4 en 1 in afnemende mate gemiddeld. In zowel chemisch als fysisch opzicht ekstreem zijn de groepen 1, 2, 8 en 10, in beide opzichten gemiddeld de groepen 11, 4, 3 en 5. Oekologisch springen dus de groepen 2, 8 en 10 het meest eruit, terwijl de groepen 3, 4,

9 en vooral 11 oekologisch gezien de minst zeggende groepen zijn. Voor groep 11 lijkt de oorzaak hiervan te zijn de grote heterogeniteit in floristisch opzicht van deze groep, voor de groepen 3, 4 en 5 het lage aantal en sterke euryoekie (zie tabel 11) der opsplitsende soorten. De groepen, die oekologisch ekstreem lijken, zijn geografisch en/of qua standplaats sterk beperkt (zie tabel 12) namelijk tot Middenwestelijke beken (groepen 1 en 2), Zuidlimburgse beken (groep 8) en stilstaande wateren vooral in het zuiden (groep 10). De bemonsteringswijze is dus erg belangrijk, niet voldoende at random monsteren kan leiden tot schijnbare verschillen tussen onderscheiden "oekologische groepen".

De effektiviteit van de groepsanalyse om tot oekologische groepen te komen kan worden onderzocht door te relateren aan de autoekologie van een aantal soorten. In de volgende tabel worden per oekologische variabele de verschillen tussen minimum en maximum waarde voor de gemiddelden per groep vergeleken met de verschillen per soort. Hiertoe werden de 26 meest aangetroffen, dat wil zeggen voor het betreffende gebied niet zeer ekstreme soorten en andere onderscheiden kategorieën vergeleken met de 11 groepen.

Tabel 15 : oekologie der groepsanalyse versus de autoekologie der 26 meest aangetroffen soorten en andere kategorieën

Per oekologische variabele wordt achtereenvolgens voor de 26 soorten en de 11 groepen de minimale en de maximale waarde voor de gemiddelden en het quotiënt daarvan opgegeven ; tussen haakjes wordt de groepsstandaardafwijking van de betreffende ekstreme gemiddelden opgegeven als percentages van die gemiddelden. De eenheden van de oekologische variabelen zijn als opgegeven op pag. 77 t/m 101 van dit verslag

	26 soorten/kategorieën			11 groepen groepsanalyse			
	minimum	maximum	max./min.	minimum	maximum	max./min.	
pH	7,22 (10)	7,82 (6)	1,08	7,26 (8)	7,71 (6)	1,06	-
elektrisch gel.verm.	467 (35)	640 (16)	1,37	419 (37)	595 (28)	1,42	+
chloride	23,3 (40)	47,1 (31)	2,03	23,3 (37)	48,2 (33)	2,06	+
bicarbonaat	1,75 (56)	4,54 (6)	2,59	1,16 (35)	4,41 (13)	3,80	++
orthofosfaat	0,103(68)	0,596(35)	5,79	0,083(59)	0,631(38)	7,64	++
fosfaat, totaal	0,147(62)	0,736(51)	5,00	0,113(57)	0,898(45)	6,65	+
nitraat	0,66 (163)	3,13 (29)	4,76	0,795(142)	2,73 (101)	3,43	--
nitriet	0,059(139)	0,215(117)	3,64	0,059(146)	0,278(96)	4,71	++
ammonium	0,201(195)	1,23 (119)	6,10	0,305(174)	1,09 (62)	2,80	---
COD	7,91 (28)	22,8 (61)	2,89	7,82 (33)	23,7 (60)	3,03	+
sulfaat	43,0 (44)	80,5 (25)	1,87	45,7 (42)	79,2 (26)	1,73	-
calcium	35,7 (70)	89,3 (3)	2,50	30,1 (38)	83,9 (10)	2,79	+
magnesium	4,57 (35)	8,58 (29)	1,88	5,08 (21)	8,19 (42)	1,61	-
natrium	13,4 (21)	34,0 (35)	2,54	14,5 (40)	32,7 (39)	2,26	-
kalium	4,74 (21)	9,85 (58)	2,08	4,66 (34)	10,0 (73)	2,14	+
BOD, 2e kwartaal	3,26 (51)	10,26(41)	3,14	3,83 (22)	8,87 (59)	2,31	--
BOD, 3e kwartaal	3,60 (61)	15,24(66)	4,23	4,93 (60)	16,0 (159)	3,24	--
O_2 , 2e kwartaal	64,5 (48)	96,5 (40)	1,50	49,7 (54)	92,0 (20)	1,85	+
O_2 , 3e kwartaal	52,6 (31)	84,9 (21)	1,61	55,0 (28)	80,9 (24)	1,47	-

Tabel 15 (vervolg)

	26 soorten/kategorieën minimum		maximum		max./min.	11 groepen groepsanalyse minimum		maximum		max./min.	
diepte	27,5	(56)	62,6	(49)	2,28	23,3	(74)	56,1	(75)	2,40	+
sapropeliumdikte	1,00	(176)	15,4	(100)	15,4	0,71	(117)	18,5	(106)	26,2	+++
stroomsnelheid	0,33	(252)	5,40	(49)	16,4	0,59	(214)	4,92	(53)	8,36	--
troebelheid fotom.	29,4	(34)	59,1	(54)	2,01	28,4	(31)	68,8	(49)	2,42	+
min. nivowisseling	23,1	(142)	49,1	(84)	2,13	14,8	(84)	50,0	(60)	3,39	++
bezinkbare stof											
2e kwartaal	0,020	(200)	0,96	(275)	47,8	0,011	(28)	0,99	(241)	89,3	++
3e kwartaal	0,025	(173)	0,24	(120)	96,8	0,050	(100)	0,30	(210)	59,6	--
breedte water	3,33	(98)	7,15	(79)	2,15	2,93	(62)	6,76	(56)	2,31	+
diepte x troebelh.	98,6	(48)	286	(63)	2,90	95,6	(34)	338	(64)	3,54	+
idem x schaduw	208	(48)	513	(82)	2,46	249	(41)	585	(88)	2,35	-
"Wasserwertzahl"	39,7	(91)	230	(101)	5,79	48,8	(110)	138	(108)	2,83	--
diepte/nivowissel.	1,11	(108)	3,95	(83)	3,56	0,68	(64)	4,58	(95)	6,74	++
aantal spp./opname	5,22	(56)	10,1	(46)	1,93	3,32	(68)	13,1	(25)	3,94	+++
opp. proefvlak	10,2	(41)	19,1	(41)	1,87	9,33	(48)	19,4	(32)	2,08	+
bedekking totaal	39,1	(58)	69,0	(42)	1,76	36,4	(75)	71,7	(38)	1,97	+
idem submerse veg.	24,3	(90)	56,3	(59)	2,32	24,3	(64)	63,3	(45)	2,60	+
idem drijvende veg.	5,60	(195)	37,3	(81)	6,66	7,29	(173)	29,7	(123)	4,06	--
idem boven water	0,33	(48)	11,9	(144)	36,1	0,00	(0)	10,5	(229)	∞	x

+/-, ++/--, +++/--- geven respektievelijk verschillen van 0 - 25%, 25 - 100% en groter dan 100% aan tussen de quotiënten van minimale en maximale waarden voor de gemiddelden per oekologische variabele, + geeft een hoger quotiënt voor de 11 groepen en - voor de 26 soorten aan

Uit bovenstaande vergelijking van de groepsanalyse met het willekeurige aantal van 26 meest aangetroffen soorten en kategorieën blijken de quotiënten van maximale en minimale waarden voor de gemiddelden bij de meeste oekologische variabelen minder dan 25 % te verschillen ; grotere verschillen vertonen de gehalten aan bicarbonaat, orthofosfaat, nitriet, sapropeliumdikte (meer dan 100%), minimale nivowisseling, bezinkbare stof 2e kwartaal, diepte/nivowisseling en aantal soorten/opname (het quotiënt van déze variabelen voor de groepsanalyse meer dan 25% hoger dan van de 26 soorten), de gehalten aan nitraat, ammonium (meer dan 100%), de BOD in 2e en 3e kwartaal, stroomsnelheid, Wasserwertzahl, bedekking der drijvende vegetatie met het grootste quotiënt voor de 26 soorten. Tot de laatste groep hoort vreemd genoeg ook de in het 3e kwartaal gemeten bezinkbare stof.

Voor de eerstgenoemde groep oekologische variabelen kunnen we van informawinst, voor de tweede van informatieverlies door de groepsanalyse voor korrelatie met de oekologische gegevens spreken ten opzichte van de autoekologie der 26 meest onderscheiden soorten en kategorieën ; aangezien over het algemeen ook de laagste standaardafwijkingen voor deze soorten worden gevonden en niet voor de groepen volgens de groepsanalyse moet de groepsanalyse als weinig bevredigend voor het verkrijgen van oekologisch duidelijk gescheiden groepen opnamen worden gekwalificeerd bij toepassing op het onderhavige

heterogene en soortenarme opnamemateriaal.

De standaardafwijkingen voor de gemiddelden per oekologische variabele voor de groepen blijken over het algemeen het kleinst voor de volgens tabel 14 "ekstreme" groepen (met name groep 8) en het grootst voor de "gemiddelde" groepen (vooral 11), wat overeenkomt met de onder het hoofdstuk "Autoekologie" gedane waarnemingen (bv. tabel 11).

Evenals voor de 26 meest aangetroffen soorten en andere onderscheiden kategorieën werden voor de 11 groepen van de groepsanalyse de koherentiefaktoren per oekologische variabele berekend. Deze koherentiefaktoren worden in bijlage 8 vermeld, geklassificeerd als hoger en lager dan 3,5.
Over het geheel genomen werden voor de 11 groepen méér koherentiefaktoren lager dan 3,5 gevonden dan voor de 26 meest aangetroffen soorten en andere onderscheiden kategorieën (respektievelijk 31 en 25 % voor alle kontinue variabelen), wat op een over het algemeen hogere koherentie voor de oekologische variabelen van deze groepen ten opzichte der 26 soorten wijst.
Voor de zowel voor stromend als stilstaand water bekende kontinue oekologische variabelen werden de meeste lage koherentiefaktoren gevonden voor de gehalten aan bicarbonaat, orthofosfaat en nitriet (voor 6 van de 11 groepen lager dan 3,5), de gehalten aan chloride en calcium en de COD (5 x lager dan 3,5), de meeste hóge koherentiefaktoren voor het elektrische geleidingsvermogen en de magnesium-koncentratie (slechts 2 x lager dan 3,5), de pH, het totaal gehalte aan fosfaten en de gehalten aan sulfaat en natrium en de breedte van het water (3 x lager dan 3,5). De waarnemingen betreffende de gehalten aan fosfaat (totaal), sulfaat en calcium en het elektrisch geleidingsvermogen komen overeen met de onder "Autoekologie" (pag. 125) vermelde waarnemingen.
Overeenkomst werd ook gevonden in het klaarblijkelijk sterker positief beïnvloeden van de range ten opzichte van de standaardafwijking door een hoger aantal waarnemingen getuige het zeer hoge aantal lage koherentiefaktoren voor de alleen voor het stromende water (96 opnamen),[1] het zeer hoge aantal lage koherentiefaktoren voor de kleine groep 6 en het omgekeerde voor de grote groep 11 ; dit vormt een bevestiging van de op pag. 127 en in figuur 22 afgeleide afhankelijkheid van het aantal waarnemingen voor de koherentiefaktor.

[1]) invoegen : bekende oekologische variabelen

De minste lage koherentiefaktoren (4 tot 8 x lager dan 3,5 voor de voor 255 opnamen bekende kontinue variabelen) werden gevonden voor de groepen 11, 9, 7, 8 en 10 (volgorde volgens afnemende ekstreemheid in dit opzicht), de meeste lage quotiënten van range en standaardafwijking voor de groepen 6, 4, 2 en 3 (16 tot 21 x lager dan 3,5 voor de betreffende 28 variabelen).

In de bijlagen 9 wordt de oekologie der groepen vergeleken met de ordinatie van deze zelfde groepen (fig. 14). De duidelijkste korrelaties worden gevonden voor de COD (Y-koördinaten, met name ten opzichte van de X-as), bicarbonaat-koncentratie (vooral XZ-ordinatie), orthofosfaat-koncentratie (vooral XY-ordinatie), calcium-koncentratie (vooral XY en XZ), sapropeliumlaagdikte (ZY), stroomsnelheid (XY en ZY), aantal soorten/opname (zeer duidelijk bij de X-koördinaten, vooral ten opzichte van de Z-as) en in mindere mate de gehalten aan chloride, natrium en kalium en het elektrisch geleidingsvermogen.

2. De oekologie van de met de klassifikatie en ordinatie verkregen soortengroepen

Uit de in figuur 15, ZY-ordinatie, weergegeven kombinatie van ordinatie en klassifikatie werd de in tabel 16 (pag. 140) gegeven volgorde der 26 meest aangetroffen soorten en andere onderscheiden kategorieën afgeleid. De eerste 4 hoofdgroepen zijn vooral via de Z-as onderling afgescheiden, de 6e hoofdgroep is van die groepen door de X-ordinatie afgesplitst. De 5e hoofdgroep is een groep via de klassifikatie onduidelijk te plaatsen soorten, gerangschikt volgens afnemende verwantschap met de 2e en 3e hoofdgroep en toenemende verwantschap met de laatste hoofdgroep volgens de Y- en in mindere mate de X-ordinatie. Tegenover deze soortengroepen zijn de oekologische variabelen die met deze groepen te korreleren bleken, zodanig geplaatst dat voor één of meer groepen blokken van positief en/of negatief onderling gekorreleerde variabelen werden gevormd. Per oekologische variabele worden de rangordenummers voor de gemiddelde waarden van de 26 soorten overzichtelijk weergegeven evenals relatief lage ranges.
Groep 6 blijkt het best oekologisch te interpreteren voor een groot aantal oekologische faktoren, voor een aantal faktoren is groep 4 zeer duidelijk antagonistisch ten opzichte van groep 6 en voor een aantal andere faktoren heeft groep 1 een antagonistisch karakter. Voor een aantal variabelen is de Y-ordinatie en daarmee de verwantschap ten opzichte van de laatste soortengroep verklaarbaar.
Oekologisch is de 6e hoofdgroep (Zannichellia, Myriophyllum spicatum, Ranunculus fluitans s.l. en sessiele draadwieren) te korreleren met hoge gemiddelden voor de gehalten aan calcium, bicarbonaat, fosfaat (totaal èn ortho-) en nitraat en lage gemiddelden voor de gehalten aan natrium en chloride (behalve in de natrium-koncentratie komt de oekologisch nauw verwante Potamogeton crispus hierin overeen). Verder vinden we voor deze groep konsekwent hoge gemiddelden voor de beschaduwing van het proefvlak, de stroomsnelheid, de grofheid van het substraat en het magnesium-gehalte,

Tabel 16

Overzicht van ordinatie en klassifikatie (gekombineerd) versus oekologische variabelen

	a oppervlak proefvlak	b diepte x schaduw x troebelheid	c diepte x troebelheid	d schaduw	e standplaats	f natrium-gehalte	g chloride-gehalte	h geografie, 3 klassen	i idem, plantengeogr. klassen	j calcium-gehalte	k bicarbonaat-gehalte	l fosfaat, totaal gehalte	m gehalte orthofosfaat	n nitraat-gehalte	o COD	p aantal species per opname	q troebelheid(fotometrisch)	r bedekking boven wateroppervlak	s ammonium-gehalte	t bedekking drijvende vegetatie	u diepte/min.nivowisseling	v stroomsnelheid	w substraat	x sapropelium-dikte	y anthropogene invloed bedding	z magnesium-gehalte	A bedekking submerse vegetatie	B pH	C bedekking totale vegetatie	D afstand proefvlak-oever	E nivowisseling (minimaal)	F troebelheid(Secchi-schijf)	G waterdiepte	H sulfaat-gehalte	I elektrisch geleidingsvermogen
Sagittaria f.vall.	h	H	H	.	.	h	h	h	H	.	l	.	.	.	m	.	h	l	.	.	.	.	.	.	.	.	L	m	L	l	h	.	h	h	l
Sagittaria f.typ.	h	h	.	l	h	H	H	h	h	.	.	.	.	.	.	.	.	h	.	.	.	.	.	l	.	m	L	m	l	.	.	h	.	H	.
Potamogeton pectin.	H	h	h	L	H	H	H	.	.	h	.	L	l	m	m	l	m	h	m	l	h	L	.	.	.	h	.	m	l	l	l	H	h	H	h
Potamogeton perfol.	h	h	h	l	h	h	h	H	h	l	l	l	.	.	m	.	m	.	.	l	.	.	m	L	.	m	l	m	L	.	.	h	h	.	.
Potamogeton pusill.	h	.	h	L	.	.	h	H	H	l	l	.	l	l	h	H	H	m	H	.	m	.	m	.	.	l	.	m	.	h	H	m	.	.	.
Nuphar luteum	H	h	h	l	H	h	.	.	.	m	.	L	L	.	m	.	.	l	.	l	h	l	l	.	h	m	.	.	.	.	.	.	H	m	.
Potamogeton natans	h	H	H	l	.	.	.	.	.	l	l	l	.	l	h	.	h	l	m	.	h	.	.	h	.	.	l	.	l	h	.	m	H	.	l
Sparganium emersum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	l	.	.	h	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	h	h	.	.	.	l
Glyceria fluitans	.	l	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	h	.	h	h	.	l	.	.	.	.	.	l	l	.	.	.	.	l	h	.
Spirodela polyrhiza	.	.	.	.	.	h	h	h	h	l	.	.	l	l	h	h	.	.	.	h	.	m	m	.	.	.	.	h	.	.	H	.	.	h	.
Lemna cf. gibba	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	h	.	l	.	.	H	.	.	.	h	.	.	l	.	.	.
Callitriche spp.	l	.	.	.	l	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	l	h	l	.	.	.	l	.	.	l
Elodea canadensis	.	.	.	.	l	.	.	h	h	L	L	.	.	.	H	h	h	.	.	.	.	.	.	.	.	l	.	l	.	.	.	l	l	.	l
wierflab	.	.	.	.	h	.	.	.	.	.	.	l	l	.	.	.	l	.	l	H	H	L	L	h	h	h	H	h	h	L	l	L	h	l	.
Ceratophyllum dem.	l	.	.	.	h	.	.	l	l	h	m	.	.	.	m	.	m	.	L	h	H	l	l	H	h	H	H	H	H	l	l	l	.	h	m
Lemna trisulca	.	l	l	h	.	l	.	.	l	.	.	.	l	L	.	h	l	.	.	H	h	l	L	H	.	.	.	h	H	L	L	L	.	L	h
Alisma plant.-aqu.	.	.	.	m	.	.	.	.	.	L	L	.	l	L	H	H	H	.	.	h	.	.	.	h	H	L	.	L	.	H	l	.	L	L	L
Sparganium erectum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	h	h	.	l	m	.	.	H	H	.	.	.	l	h	.	l	L	.	.	.	l	.	.	l	h
Agrostis cf. stol.	l	L	L	.	l	l	l	.	.	.	.	.	.	h	l	m	.	.	h	l	.	h	h	.	l	l	.	l	.	h	.	.	L	.	.
Myosotis scorpioid.	.	.	l	h	l	.	.	.	.	.	.	.	h	.	l	.	.	h	l	.	.	h	h	.	l	.	.	.	.	.	.	.	l	l	.
Glyceria maxima	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	l	.	.	h	.	h	H	l	.	.	.	l	h	h	.	.	l	h	.	h	.	.	.	.
Potamogeton crispus	.	.	.	.	.	.	l	l	l	h	h	h	h	h	.	.	.	l	.	.	.	.	.	.	.	.	h	.	h	H	.	h	.	.	h
sess.draadwieren	.	l	l	h	l	l	l	l	.	h	h	h	h	h	l	l	l	.	.	l	l	h	h	l	l	h	.	.	l	.	h	.	.	.	.
Ranunculus fluitans	.	.	.	h	L	l	l	l	l	h	h	H	H	H	L	L	l	L	l	L	l	H	H	L	L	H	.	m	.	l	.	.	.	.	.
Myriophyllum spic.	L	l	l	H	l	L	L	L	L	H	H	h	h	h	l	L	L	.	L	L	l	h	h	l	l	m	h	H	.	.	h	.	.	.	H
Zannichellia pal.	L	L	L	H	L	L	L	L	L	H	H	H	H	H	L	l	L	L	.	l	L	H	H	l	L	h	h	h	.	.	.	H	l	l	H

In overzicht rangordenummers der 26 meest aangetroffen species en andere kategorieën aangegeven voor de gemiddelde waarden voor de oekologische variabelen : 1/2 H, 3/6 h, 7/20 .(eventueel m bij kleine range), 21/24 l en 25/26 L. Kleine ranges (! tot !!! in tabel 7) worden door onderstreping _ aangeduid.

--- geeft de scheiding der hoofdgroepen aan, spatiëring de subgroepen.

terwijl alle soorten lage gemiddelden vertonen voor de COD, de fotometrisch bepaalde troebelheid, het quotiënt van diepte en nivowisseling, de dikte van de sapropeliumlaag en de anthropogene invloed op de bedding. Hiermee zijn lage gemiddelden voor de aantallen soorten per opname, bedekking door drijvend plantenmateriaal en (minder) door boven water uitstekende planten gekorreleerd. De ekstreme subgroep van Myriophyllum en Zannichellia wordt bovendien gekenmerkt door lage gemiddelde waarden voor de proefvlakoppervlakte en de diepte x troebelheid (x beschaduwing) en hoge gemiddelde waarden voor het elektrisch geleidingsvermogen, de pH en de bedekking door de submerse vegetatie. De meeste lage ranges werden gevonden voor de sapropeliumlaagdikte en het magnesium-gehalte, minder voor de bedekkingen door drijvende en boven het wateroppervlak uitstekende vegetatiedelen, de COD en het natrium-gehalte. Het ekstreme karakter en het konsekwent laag of hoog zijn van gemiddelden voor alle soorten is verklaarbaar uit het feit dat de hoofdgroep hoofdzakelijk in de -overbemonsterde- Zuidlimburgse kalkrijke beken en met name de Geul werd aangetroffen en de subgroep van Zannichellia en Myriophyllum hiertoe zelfs vrijwel beperkt was.
Vergelijking met de vage groep 5 (Alisma tot en met Potamogeton crispus) leert dat met de Y-as (en minder met de X-as) korreleerbare "master factors" zijn de gehalten aan calcium, nitraat, magnesium, fotometrisch bepaalde troebelheid met daaraan gekorreleerd de vegetatieëigenschap aantal soorten per opname. Met de Y-as blijken ook min of meer te korreleren grootheden de dikte van de sapropeliumlaag, bedekking door de drijvende plantedelen èn boven het wateroppervlak, anthropogene beïnvloeding van de bedding, grofheid van het substraat en (minder) elektrisch geleidingsvermogen.
De waarnemingen betreffende maximale ten opzichte van minimale gemiddelde waarde per oekologische variabele voor de 26 meest aangetroffen soorten en kategorieën (tabel 15) en de standaardafwijkingen (bijlage 6) doet de hoogste signifikantie van de oekologische interpretatie vermoeden voor de 6e hoofdgroep en wel voor de oekologische variabelen calcium-, bicarbonaat-, natrium-, chloride- en magnesium-koncentratie (gemiddelde standaardafwijkingen lager dan 50 %) en fosfaat-, nitraat-, ammonium-koncentraties, stroomsnelheid, dikte van de sapropeliumlaag en gehalte aan bezinkbare stof (hoogste verschillen tussen minimale en maximale gemiddelden voor de 26 verschillende soorten). De andere soortengroepen bevatten alle een of meer "gemiddelde" soorten (zie o.a. tabel 11) en blijken dan ook voor minder oekologische variabelen en minder duidelijk dan de laatste groep oekologisch interpreteerbaar. De eerste hoofdgroep (Sagittaria t/m Sparganium emersum), de vierde hoofdgroep (flab t/m Lemna trisulca) en de laatste blijken in een aantal opzichten antagonistisch ten opzichte van elkaar.

De eerste hoofdgroep is antagonistisch ten opzichte van de laatste hoofdgroep voor de variabelen beschaduwing, diepte x troebelheid (x schaduw), proefvlak-oppervlakte (minimumareaal) en de gehalten aan natrium en chloride en in veel mindere mate (slechts voor de helft der soorten) de gehalten van calcium, fosfaat en bicarbonaat. Opvallend voor deze hoofdgroep is verder de gemiddeld en relatief genomen grote diepte, het niet voorkomen van ekstreme pH-waarden, de lage submerse en vooral totale bedekking. Deze groep soorten komt vooral voor in de laaglandbeken op de westelijke Maas-oever in Midden-Limburg, de subgroep met Sagittaria en Potamogeton pectinatus komt ook veel voor op beschutte plaatsen langs de Maas-oevers in Midden- èn Zuid-Limburg en wordt daarbij gekenmerkt door gemiddeld hoge sulfaat-koncentraties, een hoge tolerantie ten opzichte van bezinkbare stof en een lage tolerantie ten opzichte van hoge stroomsnelheden (vooral Potamogeton pectinatus, die elders in het land wèl in zeer snelstromende beken werd aangetroffen).
De vierde hoofdgroep bevat geen rhizofyten en wordt dan ook oekologisch van de laatste hoofdgroep afgescheiden door steeds lage stroomsnelheden (gemiddeld minder dan 0,05 m/s, maximaal 0,5 m/s tegenover gemiddelden hoger dan 0,35 m/s voor alle soorten van de 6e hoofdgroep), waarbij natuurlijk een fijn substraat en een dikke sapropeliumlaag horen (respektievelijk gemiddelden van lager dan klasse 0 - 1 en hoger dan 13 cm tegenover gemiddelden hoger dan klasse 3 en gemiddelden lager dan 3 cm en maxima lager dan 20 cm voor alle soorten van de laatste hoofdgroep). Verder worden de hoofdgroepen 4 en 6 oekologisch onderling door de ekstreemheid van hun gemiddelden voor de bedekking door drijvende vegetatie, diepte/minimale niveauwisseling, anthropogene invloed op de bedding, gescheiden, en zijn hoge gemiddelden voor magnesium-koncentratie, bedekking door submerse planten, pH, totale bedekking karakteristiek. De vegetatie van deze groep blijkt over het algemeen niet ver uit de oever te zijn bemonsterd en blijkt verder bij de gemiddeld laagste niveauwisselingen te zijn aangetroffen.
De hoofdgroepen 2 (Glyceria fluitans, Spirodela en Lemna cf. gibba) en 3 (Callitriche div. spp. en Elodea canadensis); de beide laatste soorten werden nooit in de Maas aangetroffen, vertonen verder relatief vrij lage gemiddelden voor pH, elektrisch geleidingsvermogen en magnesium-koncentratie. Elodea (ekstreem volgens de X-as van de ordinatie en verwant aan Spirodela in dit opzicht) valt op door zeer lage gemiddelden voor calcium- en bicarbonaatkoncentraties en waterdiepte en hoge gemiddelden voor het aantal opnamen per opname, fotometrisch bepaalde troebelheid en vooral COD, terwijl het zwaartepunt van de verspreiding op de westelijke Maas-oever in Midden-Limburg ligt. Hoofdgroep 2, intermediair tussen Potamogeton natans en Sparganium emersum in hoofdgroep 1 en hoofdgroep 3, blijkt oekologisch nauwelijks interpreteerbaar.

Spirodela werd nooit aangetroffen bij een natrium-koncentratie lager dan 17 en een chloride-koncentratie lager dan 29 mg/l, terwijl de sulfaat- en orthofosfaat-gehalten steeds tussen 18 en 88 respektievelijk beneden 0,44 mg/l lagen. Spirodela en Lemna cf. gibba werden nooit aangetroffen bij ekstreem hoge stroomsnelheden (steeds minder dan resp. 0,4 en 0,6 m/s), terwijl voor Glyceria hoge gemiddelden voor ammonium- en sulfaat-koncentratie bleken bij gemiddeld lage pH, waterdiepte, bedekking door een submerse vegetatie en het quotiënt van diepte en niveauwisseling (steeds lager dan 4).

Voor de subgroep van Myriophyllum en Zannichellia van hoofdgroep 6, beide op floristische grondslag en oekologisch nauw verwant, leken de BOD en de zuurstofverzadiging het vóórkomen van deze beide soorten te bepalen : Myriophyllum spicatum werd slechts bij ~~zeer~~ relatief lage BOD (lager dan 7,4 mg O_2/l) aangetroffen tegenover Zannichellia palustris bij waarden steeds hoger dan 4,6, gemiddelden van 10,2 en 15,2 en maxima tot 15 en 27 mg O_2/l (resp. voor de monsteringen in 2e en 3e kwartaal) ; zoals te verwachten vertoont het zuurstofverzadigingspercentage een tegengestelde tendens voor beide soorten, Zannichellia komt slechts voor tussen 60 en 80 % en Myriophyllum vertoont gemiddelde waarden van 94 en 78 % voor resp. 2e en 3e kwartaal. Ook de sessiele draadwieren en Ranunculus fluitans s.l. werden net als Zannichellia over het algemeen bij hoge BOD's aangetroffen, Ranunculus fluitans s.l. kwam echter bij gemiddeld veel hogere zuurstofverzadigingskoncentraties dan Zannichellia voor, 90 en 85 % tegenover 73 en 71 % voor resp. 2e en 3e kwartaal. Helaas was het aantal chemische monsterpunten vooral voor Myriophyllum en Zannichellia te laag om te vergaande konklusies te trekken.
Aan de hand van BOD en zuurstofverzadiging kon ook hoofdgroep 4, tenminste voor zoverre voorkomend in stromend water, worden opgesplitst ; flab en Ceratophyllum demersum werden nooit aangetroffen bij BOD's hoger dan het minimum voor Lemna trisulca (resp. lager en hoger dan 4,5 mg O_2/l in het 2e en 10 mg O_2/l in het 3e kwartaal), waarbij als te verwachten het wierflab bij gemiddeld zeer hoge en Lemna trisulca bij lage zuurstofverzadigingspercentages (steeds lager dan 82 %) werd aangetroffen. Ceratophyllum vertoont echter naast lage BOD-waarden ook lage waarden voor de zuurstofverzadiging (gemiddeld minder dan 64 %). Ook hier echter weer te weinig waarnemingen voor vergaande konklusies, terwijl bovendien de soorten van deze groep hoofdzakelijk in stilstaand water voorkomen, dat niet op BOD en zuurstof werd onderzocht.

Andere niet in tabel 16 vermelde waarnemingen zijn de gemiddeld hoge waarden voor bezinkbare stoffen voor Potamogeton natans in stromend water en de steeds lage waarden voor deze faktor van Potamogeton pusillus (altijd lager dan 0,1 ml/l) en Myriophyllum spicatum (minder dan 0,6 ml/l), verder de lage

BOD's van Alisma (gemiddeld 3 tot 4, maximaal minder dan 10 mg O_2/l) en de zuurstofverzadigingswaarden van dezelfde soort steeds hoger dan 40 % (dit geldt alleen voor de ondergedoken vorm in beken), de lage kalium-koncentraties voor Zannichellia (steeds minder dan 6 mg/l) , Sparganium erectum (minder dan 8 mg/l) en Potamogeton pectinatus (minder dan 9 mg/l), het steeds lage "Wasserwertzahl" volgens Passarge (1955) voor Potamogeton perfoliatus (lager dan 1330 cm mg Ca^{2+}/l / dm/sek). Evenals Alisma vertoont Nuphar slechts lage BOD-waarden (gemiddeld minder dan 5, nooit hoger dan 10 mg O_2/l) en daarbij nooit lage zuurstof-waarden (lager dan 48 %) in het stromende water. Potamogeton pectinatus werd slechts bij zuurstofvezadigingscijfers tussen 50 en 90 % in het stromende water aangetroffen. Nitriet-koncentraties hoger dan 0,3 mg/l werden niet gevonden voor Myriophyllum, Potamogeton pusillus en Alisma, waarbij Myriophyllum ook slechts bij zeer lage ammonium-koncentraties (maximaal 0,8 mg/l) maar Potamogeton pusillus juist bij de hoogste NH_4^+-koncentraties (gemiddeld 1,2 mg/l, maximaal 5,58 mg/l) werd gevonden en ook Alisma zeer ammonium-tolerant (gevonden tot 5,41 mg NH_4^+/l) bleek.

In de bijlagen 10 wordt de oekologie der soorten vergeleken met de ordinatie van de 26 bestudeerde soorten (fig. 3) ter illustratie van de besproken korrelaties (o.a. tabel 16).

Diskussie

De Lange (1972) geeft een overzicht van de gemiddelde waarden voor elektrisch geleidingsvermogen en gehalte aan orthofosfaat voor de door hem in sloten aangetroffen soorten. Deze waarden worden in de volgende tabellen vergeleken met de in Limburg voor stilstaand èn stromend water gekonstateerde gemiddelden :

Tabel 17

Overzicht der gemiddelde orthofosfaat-gehalten voor de 26 meest aangetroffen soorten en andere kategorieën in vergelijking tot de door De Lange (1972) opgegeven waarden

	A	B	C	D	E
Zannichellia palustris	1	0,59 1)	8,0	2,1	0,32 ')
Ranunculus fluitans s.l.	2	0,53 1)	-	-	-
Myriophyllum spicatum	3	0,50 1)	6,2	2,2	r.0,10 r. = ruim
sessiele draadwieren	4	0,39 1)	-	-	-
Potamogeton crispus	5	0,33 1)	5,3	2,0	0,07
Myosotis scorpioides	6	0,28	4,7	2,0	0,05
Sparganium emersum	7	0,25 1)	3,6	1,5	0,03
Sparganium erectum	8	0,22	4,9	2,3	0,05
Sagittaria f. typica	11	0,19 1)	4,5	2,1	0,04
Sagittaria f. vallisneriifol.	13	0,18 1)			
Elodea canadensis	15	0,16 2)	4,4	1,9	0,04
Glyceria maxima	16	0,15 2)	5,5	2,3	0,08
Potamogeton perfoliatus	19	0,15 2)	4,4	1,5	0,04
Spirodela polyrhiza	20	0,14 3)	5,5	2,4	0,08
Alisma plantago-aquatica	21	0,13	4,7	2,4	0,05
Potamogeton pectinatus	22	0,13 3)	7,3	2,4	0,20
Lemna trisulca	23	0,13	5,8	2,5	0,09
Potamogeton pusillus	24	0,13 2)	5,3	1,2	0,07
wierflab	25	0,12	-	-	-
Nuphar luteum	26	0,09 3)	4,9	1,9	0,05

A rangordenummers van de gevonden gemiddelden in Z. en M.-Limburg

B gemiddelde orthofosfaat-gehaltes in Z. en M.-Limburg (mg P/l)

C/D gemiddelde orthofosfaat-gehaltes resp. standaardafwijkingen gevonden in sloten, hoofdzakelijk in het holocene deel van Nederland (De Lange, 1972), opgave in logaritmische klassen

E als C, maar schatting in mg P/l

1) tot een maximale waarde van 1,04 mg P/l aan PO_4^{3-}

2) nooit bij een waarde hoger dan 0,7 mg P/l aan PO_4^{3-} gevonden

3) ,, ,, ,, ,, ,, ,, 0,4 ,, ,, ,, ,,

4) ,, ,, ,, ,, ,, ,, 0,25 ,, ,, ,, ,,

') de voor de 120 vermelde species op één (Ceratophyllum submersum) na hoogste gemiddelde waarde in de opgave door De Lange (1972)

Tabel 18

Overzicht der gemiddelde elektische geleidingsvermogens voor de 26 meest aangetroffen soorten en andere kategorieën in vergelijking tot de door De Lange (1972) opgegeven waarden

	A	B	C	D	E
Zannichellia palustris	1	680 1)	7,1	1,4	1900 a)
Myriophyllum spicatum	2	600 3,4)	5,8	1,2	r. 900 r. = ruim
Potamogeton pectinatus	3	585 2,4)	6,6	1,5	r. 1400
Lemna trisulca	4	585	5,1	1,4	530
Potamogeton crispus	5	575 3)	4,7	1,2	b. 500 b. = bijna
Sparganium erectum	6	565	4,6	0,9	450
Sagittaria f. typica a)	7	555 3)	4,6	1,0	450
Potamogeton perfoliatus	8	555	5,1	1,5	r. 600
sessiele draadwieren	9	555	-		
Ceratophyllum demersum	10	550 2)	5,2	1,3	r. 600
Spirodela polyrhiza	11	550 3)	4,7	1,1	b. 500
Agrostis stolonifera f. natans	12	550	5,2	1,4	r. 600
wierflab	13	550	-		
Potamogeton pusillus	14	545	5,3	1,2	700
Lemna gibba, vlakke vorm	15	545	5,5	1,4	800
Nuphar luteum	16	540 3)	4,4	0,9	400
Ranunculus fluitans s.l.	17	530 4)	-		
Glyceria maxima	18	515	4,7	1,1	b. 500
Myosotis scorpioides	19	515	4,5	1,0	430
Glyceria fluitans s.l.	20	505	4,8	1,3	r. 500
Sagittaria f. vallisneriifol.	21	500	4,6	1,0	450 a)
Sparganium emersum	22	500	4,2	0,8	350
Callitriche spec.	23	500	4,4	1,0	r. 400 b)
Potamogeton natans	24	480 4)	4,5	1,0	430
Elodea canadensis	25	475	4,5	0,9	430
Alisma plantago-aquatica	26	465	4,7	1,2	b. 500

A t/m E als in tabel 17, behalve dat het gehalte aan orthofosfaat door het elektrisch geleidingsvermogen (mikroMho/cm (25 °C)) vervangen dient te worden.

1) steeds gevonden bij een elektrisch geleidingsvermogen hoger dan 500 mikroMho/cm (25 °C)

2), 3) als 1), maar 400 resp. 300 mikroMho/cm (25 °C) i.pv. 500

4) nooit gevonden bij een elektrisch geleidingsvermogen hoger dan 750 mikroMho/cm (25 °C)

a) deze vormen werden niet door De Lange onderscheiden

b) de opgaven van De Lange betreffen de meest algemene soort C. platycarpa.

Vooral opvallend zijn de zeer sterk afwijkende waarden voor het orthofosfaat-gehalte, die over het algemeen in Limburg veel hoger blijken. Waarschijnlijk is dit een gevolg van een relatief lage primaire produktie door phytoplanktonten in het stromende water, ook andere

opgaven van het fosfaatgehalte in stromend water (bv. Kohler et al. 1971, 1973) zijn erg hoog in verhouding tot opgaven voor sterk geëutrofieerd stilstaand water.
In wateren waarin een watervegetatie werd aangetroffen in Limburg, werd nooit een hoog elektrisch geleidingsvermogen gekonstateerd door het niet voorkomen van brak water (wateren met zeer hoge zoutgehalten door verontreiniging waren steeds tevens erg troebel en met giftige stoffen besmet) ; de hoogste waarden voor waterplanten werden daarom bereikt door hoge natuurlijke calcium-gehalten en door niet te sterke waterverontreiniging. Zannichellia palustris -door De Lange (1972) steeds aangetroffen in geëutrofieerde brakke situaties- werd ook in Limburg bij hoge waarden voor het EGV gevonden, hier echter was het natuurlijke kalkgehalte en vaak verontreiniging (Kohler et al., 1971, noemt deze soort zelfs samen met Potamogeton crispus een "Verschmutzungszeiger") de bepalende faktor voor de blijkbaar noodzakelijk hoge EGV. De door De Lange (1972) vaak samen met de voorgaande soort aangetroffen Potamogeton pectinatus werd in Limburg nooit samen met deze in hetzelfde water gevonden. Zannichellia komt slechts voor in snelstromende kalkrijke beken, P. pectinatus komt in Zuid-Limburg alleen in stilstaande wateren voor en verder in de Maas en vervuilde laaglandbeken ; het op de vindplaatsen gekonstateerde fosfaatgehalte bleek relatief laag (sterke ontwikkeling van het phytoplankton ?) in tegenstelling tot De Lange's bevindingen. Beide vertonen wel hoge gemiddelde EGV's.
Hieruit blijkt hoe moeilijk het is om de voor verschillende gebieden en verschillende watertypen (vooral stilstaand ten opzichte van stromend) vastgestelde oekologie van hogere waterplanten onderling te vergelijken ; door het gedeeltelijk tot geheel opheffen van de koolzuur- en/of bicarbonaat-beperking voor de fotosynthese door waterstroming (Westlake, 1966; Sculthorpe, 1967) en het opheffen van voedingstof-beperkingen (Zimmermann, 1962) had een opsplitsing der opnamen vóór verwerking in stromend en stilstaand (eventueel geïsoleerd) waarschijnlijk veel extra informatie opgeleverd, vooral bij de oekogrammen, door praktische problemen kon deze opsplitsing echter niet meer achteraf worden verwezenlijkt voor verwerking.

Enkele autoekologische opmerkingen :

Acorus calamus; afgaande op de I.V.O.N.-kaartgegevens sterk achteruitgegaan door aantasting van natuurlijke oevervegetaties van vijvers (o.a. ten behoeve van hengelaarsverenigingen)
Alisma plantago-aquatica; in laaglandbeken komt een typische beekvorm voor met lange soepele bladstelen en kleine, smalle en nooit boven water uitstekende of zelfs maar drijvende bladen ; in deze vorm nooit fertiel aangetroffen. Deze vorm werd steeds in helder, vrij zuur water aangetroffen en is waarschijnlijk een goede indikator van weinig verontreiniging (lage gehalten voor nitraat, tweewaardige metaalionen, bicarbonaat, fosfaat, sulfaat, bezinkbare stoffen en vooral nitriet).
Alisma (Echinodorus, Baldelia) ranunculoides; in het onderzochte gebied waarschijnlijk geheel verdwenen door ontginningen (opgaven De Wever).
Apium inundatum; deels door ontginningen (Z.Limburg), deels hoofdzakelijk door eutrofiëring (M.Limburg) zijn de meeste vindplaatsen (I.V.O.N., De Wever) verdwenen.
Apium nodiflorum; nog vrij algemeen in het oostelijk deel van Zuid-Limburg. De in bergbeekjes voorkomende steriele vorm is moeilijk van de daar eveneens voorkomende Sium erectum te onderscheiden (zie p. 30 van dit verslag). In België algemeen in langzaam stromende, niet zure beken (Mullenders et al., 1967). Buiten het water door ontginningen vooral in Midden-Limburg vrijwel verdwenen.
Azolla; ondanks De Wever's (1911) verwachtingen zijn beide soorten neofyten niet tot Limburg doorgedrongen.
Brachythecium rivulare; dit mos werd in de Geul aangetroffen in een waterval met een stroomsnelheid van enkele meters per sekonde op een vrij gladde cementen wand !
Butomus umbellatus; in het Maasdal sterk achteruitgegaan, éénmaal in een zeer sterk vervuilde (waarschijnlijk hypersaprobe) beek aangetroffen in Midden-Limburg.
Callitriche; dit in beken vrijwel steeds steriele en daarmee indeterminabele genus (de meest aangetroffen soort is C. platycarpa, ook C. hamulata (intermedia) lijkt vrij algemeen) is in enkele vervuilde beken (Rode beek bij Nieuwstadt, Jeker zie: De Wever (1914)) uitgestorven en lijkt in laaglandbeken mesotrofe situaties aan te duiden. Troebelheid, hoge EGV's en magnesium-gehaltes lijken net als Elodea canadensis slecht verdragen te worden, eveneens een zeer "middelmatige" soort. Volgens Kruizinga (1961) indikator van plaatselijke

eutrofiëring, doch in de Geul sinds Kruizinga's onderzoek sterk achteruitgegaan. De beekvormen van C. platycarpa en C. stagnalis worden waarschijnlijk vaak verward (de eerste soort wordt door Butcher (1933) niet genoemd, door Mullenders et al.(1967) zeer zeldzaam verondersteld). C. palustris (verna) blijkens de vindplaatsen volgens De Wever (1914) zeer sterk achteruitgegaan.
Cardamine amara; blijkens de opgaven van De Wever (1913) sterk achteruitgegaan in Zuid-Limburg door ontginningen en ontwatering.
Carex div. spp.; sterke achteruitgang om dezelfde redenen als voornoemde Acorus, verder door ontginningen.
Ceratophyllum demersum; enkele malen vrij optimaal onwikkeld gevonden in beken met vrij hoge stroomsnelheid tussen helofyten-vegetaties bij de oevers. Waarschijnlijk door de hoge primaire produktie door de vaak als facies optredende soort is de gemiddelde pH relatief erg hoog (overdag gemeten !) en het ammonium-gehalte erg laag door de daarmee samenhangende grote zuurstof-produktie. Het hoge magnesium-gehalte hangt waarschijnlijk samen met het meestal kleiige substraat. Het door Hejný (1960) opgegeven prefereren van een zandig substraat kon niet worden onderschreven.De Lange (1972) vond deze soort bij een gemiddeld ammonium-gehalte 10 x hoger dan het gehalte in Limburg.
Ceratophyllum submersum; de door Clason (1961) geponeerde afhankelijkheid van hogere wintertemperaturen wordt niet onderschreven door de Zuidlimburgse vindplaatsen. In de omgeving van Maastricht waren in 1970 nog 2 vindplaatsen (andere dan de door De Wever (1914) opgegeven plaatsen), op één daarvan is de soort inmiddels door voorgaande soort verdrongen. Opvallend voor beide vindplaatsen is de hoge pH (8,7 en 9,5) door de fotosynthese van de zeer dichte vegetaties in de geïsoleerde plassen, EGV (410 en 710 mikroMho/cm (25°C)) en orthofosfaat-gehalte (0,12 en 0,31 mg P/l) zijn niet relatief erg hoog zoals gevonden door De Lange (1972). De nog bestaande vindplaats betreft een sterk vervuilde slotgracht, de soort werd verdrongen door C. demersum in een nauwelijks vervuilde poel.
Chara contraria; aangetroffen in zeer kalkrijke bronvijvers (EGV van 910 mikroMho/cm (25°C) en 93 mg Ca^{2+}/l, laag COD van 3 mg O_2/l).
Cladium mariscus; alle door De Wever (1912) aangegeven vindplaatsen zijn verdwenen.
Eleocharis acicularis; veel van de door De Wever (1912) en I.V.O.N. -kaarten aangeduide vindplaatsen zijn verdwenen.

Deze soort lijkt vrij grote organische verontreiniging te kunnen verdragen (ammonium-gehalte tot 1,32 mg/l, COD tot 55 mg O_2/l), het elektrisch vermogen is echter nooit hoger dan 400 mikroMho/cm (25°C).
Elodea; van de 3 van dit geslacht aangetroffen soorten komt E. nuttallii niet in de snelstromende beken voor en is in tegenstelling tot de verspreiding in de rest van Nederland veel minder algemeen dan E. canadensis (gemiddelde stroomsnelheden resp. 0,00 en 2,0 dm/sekonde, E. canadensis tot wel 0,8 m/sek aangetroffen).Volgens De Lange (1972) mijdt E. nuttallii een substraat van zand, dat in beken uiteraard veel voorkomt. In Noord-Limburg (Van Dijk, 1975 d) werd de laatste soort algemeen in beken aangetroffen, volgens Maes (1975) is de soort zeer vervuilingstolerant. De Lange (1972) geeft E. nuttallii aan als eutrafenter dan E. canadensis
In de omgeveng van Maastricht werd een nieuwe vindplaats van E. (Egeria) densa gevonden, alwaar deze soort inmiddels blijkt te overwinteren. Vermeldenswaard is dat de 2e vindplaats van E. nuttallii voor Nederland in Zuid-Limburg was (1961, Maas-overlaat bij Maastricht, alwaar de soort inmiddels verdwenen is). In Zuid-Limburg komt deze soort slechts in stilstaand water voor als alle naburige beken zeer sterk vervuild zijn en geen E. canadensis meer kunnen bevatten.
Enteromorpha spec.; volgens wijlen P.L.Marquet (mond.med.) vroeger in een slotgracht te Meerssen bij een zeer laag chloride-gehalte aangetroffen, niet meer in Limburg gevonden in 1970.
Fontinalis antipyretica; vergeleken met de waarnemingen van Kruizinga (1961) zeer sterk achteruit gegaan in Geul en Gulp, in de Geul alleen nog stroomopwaarts van Gulpen aangehecht aangetroffen.
Glyceria fluitans s.l.; in vegetatieve toestand kon deze soort niet van G. declinata (volgens I.V.O.N.-kaarten in omgeving van Vaals en Epen) en G. plicata worden onderscheiden. In dieper water en in beken komt een vlottende steriele vorm voor. Gemiddeld komt de soort bij hoge ammonium-gehalten en lage pH voor in de Middenlimburgse laaglandbeken. In de Zuidlimburgse bergbeekjes als Terzieter beek, waar de soort soms facies-vormend optreedt,werden nauwelijks opnamen gemaakt.
Glyceria maxima; volgens Van Ooststroom et al. (1951) een karakteristieke soort voor het overstromingsgebied van beken, in de beken zelf komen echter ook aangepaste vlottende vormen voor. Ten opzichte van de vorige soort lijkt er minder ammonium te worden verdragen, COD en fosfaatgehalte zijn echter weer hoger dan bij G. fluitans s.l.

Hottonia palustris; alle door De Wever (1915) opgegeven vindplaatsen in Zuid-Limburg (poeltjes in het Maasdal) zijn verdwenen, de I.V.O.N. -kaartgegevens geven voor Midden-Limburg 23 uurhokken aan waar de soort present was, terwijl hier nog slechts één vindplaats kon worden vastgesteld. De Lange (1972) geeft deze soort op als nooit voorkomend bij elektrische geleidingsvermogens boven 650 mikroMho/cm (25°C) en ammoniumgehaltes boven 2,5 mg/l (de soort is zowel halo- als calcifoob), zodat waterverontreiniging vermoedelijk een belangrijke rol bij de achteruitgang speelt.

Hydrocharis morsus-ranae; bij vergelijking met de I.V.O.N.-gegevens lijkt deze soort in Zuid-Limburg in het Maasdal vooruitgegaan, elders zijn waarschijnlijk door het verdwijnen der geschikte standplaatsen door ontginning e.d. veel vindplaatsen verdwenen. Evenals de vorige soort is Hydrocharis halofoob (De Lange, 1972) en daarbij waarschijnlijk ook calcifoob, hoewel de soort bij gemiddeld hogere EGV's voorkomt.

Hydrodictyon reticulatum; in het onderzochte gebied werd deze soort niet aangetroffen, in Noord-Limburg is Hydrodictyon echter vrij algemeen in zeer heldere langzaam stromende beekjes(Van Dijk, 1975 d).

Juncus articulatus; volgens de I.V.O.N.-gegevens voorkomend in zuidoostelijk Zuid-Limburg, waar de soort echter niet werd aangetroffen ; ook De Wever (1912) ontkent de aanwezigheid van deze soort in het krijt- en lössdistrikt, welke echter ook overigens zeer weinig in watervegetaties werd aangetroffen; de door De Wever veel langs de Maas aangetroffen f. fluitans lijkt verdwenen te zijn.

Juncus bulbosus; oligo- tot mesotrofe beken worden vaak gekenmerkt door het voorkomen van een vlottende vorm van deze soort; deze steriele vorm komt ook voor in diep stilstaand weinig geëutrofieerd water. De Lange (1972) geeft deze soort op als één der meest oligotrafente soorten in zijn onderzoek (fosfaatgehalte over het algemeen ver beneden 10 mg/l).

Juncus effusus; door de Flora Neerlandica niet genoemd voor beken, waarin echter een vlottende vorm van deze soort herhaaldelijk werd aangetroffen.

Lemna; volgens de I.V.O.N.-gegevens kwam L. gibba in het onderzochte gebied slechts in 3 uurhokken voor en was L. minor zeer algemeen; waarschijnlijk zijn hierbij echter alle vlakke vormen van L. gibba tot de tweede soort gerekend (zie ook p. 31 van dit verslag).

L. trisulca bleek veel sterker dan L. gibba beperkt tot het stilstaande water en een duidelijk meer mesotrafent karakter

te hebben (vooral wat betreft het nitraatgehalte), hoewel beide vrij hoge EGV's bleken te tolereren. Saprobiëring lijkt L. trisulca goed te verdragen getuige de de op de vindplaatsen in het stromende water gekonstateerde hoge BOD's en lage zuurstofgehaltes. De Lange (1972) trof L. gibba aan bij een gemiddeld meer dan 2 x zo hoog orthofosfaat-gehalte als L. trisulca, het door Hejný veronderstelde calcifiel zijn van L. trisulca kon niet worden bevestigd.
L. gibba-bolle vorm valt op door relatief lage fosfaatgehalten (nooit hoger dan 0,37 mg P/l, orthofosfaat gemiddeld 0,13 mg P/l en totaal fosfaat gemiddeld 0,17 mg P/l tegenover gemiddelden van 0,37 resp. 0,41 mg P/l en maxima van 5,70 en 6,50 mg P/l), hetgeen ook door De Lange (1972) werd aangetoond (in dit onderzoek bedroeg het gemiddelde orthofosfaat-gehalte van de vlakke vorm ong. 3 x dat van de bolle vorm bij een slechts iets hoger gemiddeld EGV) ; in Limburg viel voor de bolle vorm verder op het vrij lage ammonium-gehalte (gem. 0,21 , max. 0,56 mg N/l tegenover gem. 0,68 mg N/l voor het totale materiaal), en de vrij hoge gehalten aan tweewaardige metaalionen (Ca^{2+} 63 tot 68, Mg^{2+} 8 tot 13 mg/l), verder het hoge sulfaatgehalte (61 tot 89 mg/l, gem. 79 mg/l). Het gemiddelde fosfaatgehalte waarbij De Lange (1972) L. minor aantrof, komt vrijwel overeen met het in Limburg voor de bestudeerde wateren gekonstateerde minimum, hetgeen wellicht verklaart waarom deze soort nooit met zekerheid kon worden aangetoond.
Luronium natans; in Zuid-Limburg verdwenen, in Midden-Limburg kon slechts één maal een relict van deze soort worden aangetoond (hier vrijwel verdrongen door een Elodea canadensis-facies) in een beekje. De Flora Neerlandica geeft als reden van achteruitgang de toenemende eutrofiëring door kunstmestaanwending.
Menyanthes trifoliata; door De Wever (1915) worden voor Zuid-Limburg 11 vindplaatsen aangegeven, de soort is hier nu overal verdwenen. In Midden-Limburg komt de soort nog in enkele vennen (bv. bij Vlodrop) voor.
Montia fontana ssp. rivularis; de watervorm van deze ondersoort werd door De Wever (1913) nog in beekjes bij Brunssum en Schinveld aangetroffen, de soort is nu waarschijnlijk verdwenen in het hele gebied.
Myosotis scorpioides; de steriele submerse beekvorm lijkt lage waterdiepten, een vrij lage saprobie en vrij hoge trofie, hoge zuurstof-verzadiging (hoge stroomsnelheid bij lage ammonium-gehalten) te indiceren en is daarbij vrij schaduw-tolerant. De Flora Neerlandica noemt deze beekvorm niet.

Myriophyllum ; de volgens de IVON-gegevens vroeger in de bovenloop van de Tungelroyse beek algemene M. alterniflorum werd niet teruggevonden. Deze volgens o.a. Mullenders (1967), Devosalle et al. (1969) als oligotrafent aangegeven en door Butcher (1933) slechts voor niet-kalkhoudende en zure beken vermelde soort werd door Kruizinga (1961) opgegeven voor de Geul (in de basisgegevens van Segal (1962-1965) werd voor de Geul M. cf. alterniflorum genoteerd); Kruizinga's opgave lijkt foutief (zie ook p. 31 van dit verslag). M. verticillatum werd steeds in stilstaand water gevonden en bij een lagere verontreinigingsgraad dan M. spicatum, die sterke waterstroming bleek te tolereren. Bij vergelijking met De Wever's (1915) vindplaatsen zou M. verticillatum sterk zijn achteruitgegaan in Zuid-Limburg, de IVON-gegevens geven deze soort alleen aan voor het bovenloop-gebied van de Tungelroyse beek. Volgens dezelfde IVON-gegevens werd M.spicatum alleen in Midden-Limburg gevonden, terwijl de soort nu overal (ook in Zuid-Limburg, Maasdal) erg algemeen is. Devosalle et al. (1969) vermeldt voor beide laatste soorten een sterke teruggang, met name in de Maasvallei door vervuiling en drooglegging, terwijl de Lange (1972) M. verticillatum bij gemiddelde EGV- en fosfaat-waarden van ca.2 resp. 2,5 x lager dan M.verticillatum aantrof. Voor België wordt M.spicatum slechts voor stilstaand water opgegeven door Mullenders (1967), Kohler et al.(1971, 1973) geeft in een oekologisch veel op de Geul gelijkende beek als Myriophyllum-soort M.verticillatum aan. Nader onderzoek naar de oekologie en groeivormen van Myriophyllum -met name in het stromende water waar dit genus steeds steriel werd aangetroffen- is gewenst.

Nasturtium ; determineerbare planten bleken in 9 gevallen N.officinale en slechts 2x (Wittem) N.microphyllum, de in overig Nederland meest algemene soort. De eerste soort werd enkele keren faciesvormend in niet-verontreinigde bronbeken aangetroffen. De Wever (1913) noemt beide soorten vrij algemeen, de eerste vooral langs en de tweede in kleine beekjes; dit standplaatsonderscheid kon niet worden bevestigd, evenmin als de door Mullenders (1967) opgegeven voorkeur voor niet-zure resp. lichtelijk zure wateren.

Nitella flexilis; enkele malen aangetroffen in Midden-Limburg op de oostelijke Maas-oever in vrij snel stromende oligotrofe tot weinig geëutrofieerde beken op zandgrond. Voor Engeland geeft Butcher (1933) in deze habitat als Nitella-soort N. opaca aan.

Nuphar luteum; deze te hoge stroomsnelheden en grof substraat mijdende

soort werd slechts bij zeer lage fosfaatgehalten en vrij lage BOD-waarden aangetroffen. In Duitsland (Hümmling) werd de onderwatervorm van deze soort ook bij zeer sterke stroming aangetroffen en bleek ook daar mesotrafent; in het slotenonderzoek van De Lange (1972) bleek Nuphar -in de gemiddeld minder fosfaatrijke stilstaande wateren- relatief minder mesotrafent (zie tabel 17 van dit verslag), Nymphaea is bv. veel mesotrafenter (fosfaat-gehalte ruim 3x lager gemiddeld) en zelfs Elodea en Sagittaria hebben in dit onderzoek een gemiddeld lager fosfaatgehalte. Vergeleken met De Wever's (1913) opgaven is de soort in Zuid-Limburg sterk achteruitgegaan, met name in het stromende water (vroeger in Geul, Maas, Rode Beek, Geleenbeek).
Nymphaea; werd slechts in vijvers (steeds aangeplant ?) aangetroffen. Alleen in het Meinweg-gebied(heide)kan de soort in vennen autochtoon zijn. Volgens de IVON-gegevens in Midden-Limburg zeer sterk afgenomen.
Nymphoides; volgens De Wever (1915) frekwent in vijvers en poelen in het Maasdal. Nu nog slechts aangetroffen op luwe plaatsen in de Maas (bv. overlaten) en in kanalen in Midden-Limburg.
Oenanthe aquatica; volgens de IVON-kaarten niet in Zuid-Limburg waargenomen, De Wever (1915) geeft voor dit gebied echter talrijke vindplaatsen aan waarvan geen enkele bleek overgebleven.
Phalaris arundinacea; overeenkomstig De Lange (1972) indiceert deze soort kwel en/of stroming. Naast de bekende oever- en moeras-vorm werd vaak een beek-vorm aangetroffen met sterk verlengde bladschijf.
Phragmites australis; deze door De Lange (1972) bij gemiddeld bijna 2 x hoger fosfaat-gehalte dan voorgaande soort aangetroffen species bleek veel meer dan deze in stagnerend water voor te komen.
Pilularia globulifera; deze door De Wever (1911) nog voor 3 vindplaatsen aangeduide soort is in Zuid-Limburg uitgestorven, en moet ook ten noorden daarvan erg zeldzaam zijn geworden door eutrofiëring (in Brabant werd deze soort herhaaldelijk in genormaliseerde beekjes aangetroffen, hoewel Mullenders (1967), Devosalle et al. (1969) en Van Ooststroom (1948) deze slechts voor stilstaand water opgeven).
Platyhypnidium riparioides; dit mos werd op stenen en kiezel aangehecht in de Geul tot Mechelen aangetroffen op ondiepere snelstromende plaatsen en is -met Fontinalis- een povere voortzetting van de rijke watermossen-vegetatie in Geul en Lonzelerbach in België.
Poa; bij de determinatie kunnen groeivormen van P. annua (bv. f. aquatica Asch.) en P. palustris met andere soorten verward zijn.

Polygonum hydropiper bleek in het onderzochte gebied niet (Z.Limb.) of nauwelijks als beekplant voor te komen en is als zodanig elders (Twenthe, Brabant (Van Dijk, 1975 c en Maes en Van Dijk, 1975)) één der algemeenste soorten in de genormaliseerde beken op zandgrond.
De watervorm van P. amphibium werd steeds in stilstaand water aangetroffen en bleek vooral op kleiig substraat vrij algemeen.
Potamogeton acutifolius ; volgens de IVON-gegevens niet in Limburg aangetroffen, doch eenmaal werd de soort in een Middenlimburgse matig-verontreinigde, ter plaatse vrij snel stromende beek aangetroffen op een sterk beschaduwde plaats.(Roggelse beek).
Potamogeton alpinus ; lijkt in Zuid-Limburg verdwenen (de veengebieden bij Schinveld en Brunssum, waar de soort volgens De Wever (1912) voorkwam, zijn ontwaterd en ontgonnen), in Midden-Limburg werd de soort aangetroffen in Swalm, Raambeek, Visschensteert en Eppenbeek en enige stilstaande wateren. Voornoemde beken zijn oekologisch erg heterogeen, vooral de Swalm (hoge stroomsnelheid en pH, grof substraat zonder sapropelium) is een bizondere vindplaats, Mullenders (1967) geeft de soort namelijk alleen voor lage pH's aan en De Lange (1972) trof de soort bij fosfaat-waarden van gemiddeld ruim 10 x lager dan in de Swalm voorkomen aan.
Potamogeton berchtoldii ; slechts aangetroffen in Zuid-Limburg (slotvijvers, Kanjel en zijbeken, overlaat van de Maas) in matig verontreinigd water. Volgens de Flora Neerlandica zou deze soort juist in het löss- en krijt-distrikt ontbreken, waar de soort in slotvijvers werd aangetroffen. Verwarring met P. pusillus in het verleden maakt het onmogelijk tot voor- of achteruitgang te besluiten.
Potamogeton compressus ; verdwenen op de door De Wever (1912) aangeduide vindplaats (ontgonnen veen bij Schinveld).
Potamogeton crispus ; mèt P. pectinatus en eventueel P. pusillus (inkl. P. trichoides ?) de enige Potamogetons die niet lijken achteruit te gaan door de waterverontreiniging en zelfs plaatselijk daardoor toenemen. De Wever (1912) vermeldt de soort voor de Geul bv. alleen in Epen terwijl deze nu in de hele Geul vrij algemeen is; in de sterk verontreinigde Selzerbeek is deze soort nog de enige hogere waterplant. Ook de IVON-gegevens geven veel minder vindplaatsen dan de huidige (zoals Maas en vele Middenlimburgse beken) aan.
Potamogeton (Groenlandia) densus ; werd slechts éénmaal aangetroffen en wel op de meest verontreinigde plaats van de Gulp temidden van een

dichte vegetatie van voornamelijk Zannichellia en P. crispus. De enige door de IVON-gegevens voor Limburg vermelde vindplaats (Maastricht) bestaat waarschijnlijk niet meer. In de kalkrijke beken juist over de grens (Voer, Berwine) is deze soort erg algemeen en lijkt nauwelijks verontreinigingsgevoelig; ook meer zuidelijk is de soort een zeer algemene beekplant, met name in kalkrijke beken. Ook in een beek in de Noord-Veluwe-zoom (stromend over venig substraat) werd deze soort samen met Zannichellia gevonden, hier in een vrijwel onverontreinigde situatie (Van Dijk en Maes, 1975 a); ook De Lange (1972) geeft voor deze soort een voorkomen bij lage eutrofiëring aan (de gemiddelde fosfaatkoncentratie is één der laagste in zijn rapport). Wellicht betekent stroming voor deze soort een hogere tolerantie ten opzichte van verontreiniging (zuurstofgehalte ?).

Potamogeton friesii ; slechts aangetroffen in Zuid-Limburg (slotgracht te Wijlré, Kanjel, Walsbeek) behalve de Middenlimburgse Swalm. Niet vermeld door De Wever (1912) of IVON-gegevens; de door de Flora Neerlandica als enige vindplaats voor Zuid-Limburg genoemde slotgracht in Hoensbroek is als zodanig verdwenen. In België blijkt de soort waarschijnlijk uitgestorven (Mullenders 1967, Devosalle et al.1969), toegeschreven aan droogleggingen en vervuiling der stilstaande wateren waarin de soort vroeger voorkwam; De Lange (1972) toont aan dat de soort relatief bij zeer hoge fosfaat-waarden (gemiddeld ca. 0,2 mg/l) voorkomt in de Nederlandse sloten, tevens dat stroming en kwel "geprefereerd" wordt. Ook in Limburg werden de vindplaatsen door sterke eutrofiëring (fofaatgehalte hoger dan 0,3 mg/l) gekenmerkt. Het door de Flora Neerlandica vermelde vaak samen voorkomen met P. berchtoldii werd 2 x waargenomen.

Potamogeton gramineus ; de door De Wever voor Zuid-Limburg vermelde vindplaats (veenslootjes bij Brunssum en Schinveld) bestaat niet meer (volgens de Flora Neerlandica[x)] zou deze soort nog nooit in Z.Limb. zijn aangetroffen). Ook in de door de IVON-gegevens vermelde vindplaatsen in het bovenloop-gebied van de Tungelroyse beek werd de soort niet aangetroffen. x) hierin waarschijnlijk met P. heterophyllus aangeduid

Potamogeton lucens ; de door de Prodromus Batavae, De Wever (1912) en IVON-gegevens opgegeven vindplaatsen zijn verdwenen, slechts op vrij beschutte plaatsen in Maas (overlaten, oevers net boven stuwen) en in kanalen in Zuid-Limburg werd deze door De Lange (1972) voor gematigde

fosfaat-koncentraties (gemiddeld ca. 0,05 mg/l)opgegeven soort aangetroffen.

Potamogeton nodosus ; volgens de IVON-gegevens slechts in de Waal onder Nijmegen aangetroffen, echter ook in Limburg voorkomend (Maas boven de stuw te Linne (vindplaats S.Segal, mond.med.), Noordervaart (nieuwe vindplaats)); evenals de vorige soort is deze soort redelijk golf- en zuigkrachtbestendig gezien het voorkomen vlak langs vaargeulen van aken.

Potamogeton obtusifolius ; slechts in één Middenlimburgse slotgracht aangetroffen (Grathem) in zeer fosfaat- en ammoniakrijk water (resp. 0,7 en 3,3 mg/l) samen met o.a. Hydrocharis, Nuphar en P. pusillus. Op 2 oude vindplaatsen (IVON) werd de soort niet weergevonden.

Potamogeton pectinatus ; lijkt ten opzichte van de IVON-gegevens vooral in Zuid-Limburg (slotgrachten, plassen in het Geul-dal) plaatselijk sterk toegenomen en is in de Maas, kanalen en benedenlopen der laaglandbeken op geschikte plaatsen vaak erg dominerend. De soort is waarschijnlijk obligaat aan vrij hoge elektrische geleidingsvermogenwaarden (hoger dan 400 microMho/cm (25°C) gebonden en breidt zich dankzij de waterverontreiniging uit. Volgens de IVON-gegevens ligt de hoofdverspreiding in het westen (brak water ?) en in de benedenloop der grote rivieren; in de Maas lijkt de soort sterk stroomopwaarts te zijn opgerukt (naast verhoogde EGV kan in dit geval de aanleg van stuwen als gunstige faktor een rol spelen).

Potamogeton perfoliatus ; een zeer algemene soort in Maas en kanalen, soms ook in beken (Itterse beek, Roggelse beek, Haelense beek, Uffelse beek, Swalm, Slijbeek), dus steeds bij weinig sapropelium en stroming of sterke golfslag (zie ook De Lange, 1972) in verband met het geringe konkurrentievermogen in dichte vegetaties (Flora Neerlandica). Verder zijn fosfaat- en bicarbonaatgehalte relatief laag, chloride-gehalte gemiddeld hoog. In Zuid-Limburg werd de soort alleen in het Maasdal aangetroffen. Veel der vindplaatsen (Maas, Middenlimburgse beken) worden door de IVON-kaartgegevens niet aangeduid, wellicht hebben normalisatiewerken een positieve uitwerking op de verspreiding.

Potamogeton polygonifolius ; ten opzichte van ca. 30 jaar geleden één der meest achteruitgegane soorten, de IVON-gegevens geven 14 uurhokken aan waarin deze soort werd aangetroffen (verspreidingszwaartepunt toen in het bovenstroomgebied der Tungelroyse beek), nu werd de soort slechts aangetroffen in de oligotrofe Rode beek (Brunssum) in en vlak onder de brongebieden. In 1971 bleek zelfs deze vindplaats verdwenen

door een lozing (militaire kantine), maar werd een -niet in dit onderzoek verwerkte- nieuwe vindplaats (niet verontreinigde sloot te Roermond bij Maalbroek) ontdekt. Op de eerste vindplaats leek de plaatselijk (op ondiepe snel stromende plekken in de Rode beek met een zeer instabiel niet-grindig substraat) zeer specifieke groeivorm van deze soort -sterk gedrongen stengels, goed ontwikkeld wortelstelsel,alleen niet-leerachtige onderwaterbladen- vooral op de langzamer stromende plaatsen -waar de algemenere groeivorm met drijfbladen voorkwam- door de hier qua groeivorm overeenkomende P. natans verdrongen te zijn; deze laatste soort is nu ook zeer algemeen in het bovenstroomgebied van de Tungelroyse beek, waar P. polygonifolius verdwenen is. Zelfs in geïsoleerde vennen lijkt deze verdringing vaak op te treden. P. natans is nu dan ook in niet te snel stromend water (minder stromingstolerantie dan P. polygonifolius) één der meest algemene soorten; waarschijnlijk komt P. polygonifolius van nature niet op kleiig substraat voor, terwijl ook kalkrijke zandsubstraten worden gemeden (Flora Neerlandica).
Potamogeton pusillus; de verspreiding is moeilijk met het verleden te vergelijken gezien de historische verwarring met P. berchtoldii, P. friesii en zelfs P. compressus (zie o.a. Prodromus Florae Batavae) en wellicht P. trichoides. Met P. natans de meest algemene Potamogeton in het stroomgebied van de Tungelroyse beek en plaatselijk algemeen in de Maas (2 x in stilstaand water aangetroffen) en blijkbaar zeer vervuilingstolerant (hoge gehalten aan natriumchloride en ammoniak worden verdragen); buiten het fluviatiele (inkl. de Maas zelf in het löss- en krijtdistrikt) en het kempense distrikt werd de soort niet aangetroffen.
Potamogeton trichoides; in 1971 werd deze (zeldzame? zie Van Ooststroom en Reichgelt (1964), die de soort algemeen voor het kempens en fluviatiel distrikt vermoeden),verzameld in de uiterste benedenloop van de Tungelroyse en Itterse beek (niet verwerkt in dit onderzoek).
Potamogeton zizii; deze soort betreft waarschijnlijk de door De Wever met P. gramineus ssp. zizii aangeduide (onder)soort (zie onder P. gramineus).
Ranunculus sectio Batrachium ; zelfs aan de hand van Cook (1966) konden de -meestal- steriele planten niet op naam gebracht behoudens karakteristieke soorten als R. circinatus en R. hederaceus of bij aanwezigheid van drijfbladen.
Ranunculus aquatilis ; lijkt ten opzichte van de IVON-gegevens afgenomen en werd slechts met zekerheid aangetoond voor Swalm, benedenloop van de

Geul, Raam en een slotgracht te Maastricht (alle zeer sterk geëutrofieerde wateren met een fosfaatgehalte hoger dan 0,5 mg P/l (tot 1,6 mg P/l)en ammoniumgehaltes tot bijna 3,5 mg N/l). De afname lijkt dan ook vooral te wijten aan kultuurtechnische maatregelen.
Ranunculus circinatus ; 3 x aangetroffen in Zuidlimburgse slotgrachten en -vijvers bij altijd hoge bicarbonaat-gehaltes (4,3 tot 5,4 mgequ. HCO_3^-/l). Op de IVON-vindplaatsen (vooral Midden-Limburg) werd de soort niet meer aangetroffen, ook de meeste vindplaatsen volgens De Wever (1913) zijn verdwenen (alleen de slotgrachten van Wijlré en Wittem zijn overgebleven, een slotgracht in Maastricht is een nieuwe vindplaats). Deze soort werd eenmaal gevonden bij een zeer hoge COD (bijna 50 mg O_2/l) met een bedekking van ruim 50 % !
Ranunculus fluitans ; deze sterk aan waterstroming gebonden soort is volgens de IVON-gegevens vrijwel tot Limburg beperkt, De Wever (1913) vermeldt de soort als zeer algemeen in Maas, Jeker, Rode beek en Geul en -minder frekwent- in de Gulp in Zuid-Limburg en de Swalm in het noorden. Veel Zuidlimburgse beken zijn dus waarschijnlijk van nature geen vindplaats van deze soort. In Maas en Rode beek lijkt de soort nu verdwenen (in de Maas door normalisatiewerken ? in de Rode beek door waterverontreiniging ?), ook in de Gulp werd R. fluitans niet teruggevonden en in de Jeker slechts op één plaats (nu ook daar geheel verdwenen); alleen in Geul en Swalm is de soort nog algemeen en komt daar tot de meest vervuilde plaatsen voor (alleen op diepe en zeer troebele plaatsen werd de soort hier niet gevonden). Nieuwe vindplaatsen waar de soort aan de hand van bloeiende exemplaren kon worden aangetoond : Itterse beek, Walsbeek (bij Geulle). Uitsluitend vegetatief was het vaak moeilijk te onderscheiden van R. aquatilis ssp.peltatus v. pseudofluitans (door Cook (1966) en anderen als R. pseudofluitans of R. penicillatus aangeduid); in optimale vorm is R. fluitans veel grover, met minder en langere bladslippen en vertoont R. pseudofluitans de typische fijne, "penceel"-achtige bladen, maar meestal hebben we te maken met "overgangsvormen" (intermediairen veroorzaakt door habitat, waarschijnlijk niet door bastaardering). Voor verwerking der oekologische gegevens moesten deze soorten dan ook samengenomen worden (slechts minder dan 10 x werden bloeiende exemplaren aangetroffen). Waarschijnlijk zijn vaak in het verleden opgegeven vindplaatsen foutief, De Wever (1913) noemt bv. een opgave van De Haas (1892) van in de Jeker gevonden R.fluitans met drijfbladen; dit moet R. pseudofluitans, R. peltatus of R. aquatilis betreffen.

Ranunculus hederaceus ; in De Wever's herbarium worden in 1927 nog 5 vindplaatsen voor Zuid-Limburg aangegeven; in 1971 werd in Zuid- èn Midden-Limburg de soort niet aangetroffen, ook niet op de oude vindplaatsen.
Ranunculus hololeucos V.d.Bosch. ; in het onderzoek werden niet alle stilstaande oligotrofe wateren bemonsterd, waarin deze soort voorkomt. In de door De Wever (1913) en Grégoire (1950, Nat.hist.Maandblad Limburg 39 : 75) aangegeven plassen werd de soort niet aangetroffen. Ook in België is deze waterranonkel vrijwel uitgestorven (Mullenders, 1967 ; Devosalle et al. 1969).
Ranunculus peltatus ; indien R. pseudofluitans niet tot deze (onder) soort wordt gerekend veel zeldzamer dan R.aquatilis (slechts aangetroffen in een poel bij Eperheide en de bron van de Kingsbeek). Volgens IVON-gegevens vindplaatsen in 7 uurhokken van het onderzochte gebied (waarvan 4 in het Zuidlimburgse heuvelland); de achteruitgang is waarschijnlijk grotendeels te wijten aan sanering van poelen.
Ranunculus pseudofluitans ; zowel in Geul als Swalm bleek deze "soort" samen met R. fluitans voor te komen (beide soorten konden enkele malen aan de hand van bloeiend en fruktificerend materiaal met zekerheid herkend worden in beide beken). Butcher (1933) geeft voor Engeland R. pseudofluitans aan voor de bovenlopen van de zeer kalkrijke (meer dan 200 mg Ca/l, pH hoger dan 7,5) beken, R. fluitans voor de nauwelijks tot matig kalkhoudende (minder dan 200 mg Ca/l, pH minder dan 6,5 tot 8) beken met dezelfde stroomsnelheid van 1500 tot 4000 yards/uur (slechts uit de bergen ontspringende kalkrijke beken zouden R. fluitans kunnen bevatten nâ de "mossen-fase" met Fontinalis en Eurhynchium rusciforme; deze aan de Geul identieke situatie bevestigt op vegetatiekundige grondslag het bergbeek-karakter van de Geul). In Ierland blijkt R. fluitans zelfs in het geheel niet voor te komen en slechts R. pseudofluitans te worden aangetroffen (Clapham, Tutin en Warburg, 1962); zowel R. fluitans als R. pseudofluitans blijken in Engeland vrijwel alleen in beken zonder bodemslik (stroomsnelheid hoger dan 1500 yards/uur) voor te komen. De in Limburg gedane waarnemingen korresponderen niet met de Engelse gegevens, in de Swalm bv. komt R. pseudofluitans voor bij een calciumgehalte van minder dan 40 mg/l.
Ranunculus trichophyllus ; slechts 1 vindplaats (slotgracht Wijlré),

de beide in De Wever's herbarium aangegeven vindplaatsen (Brunssum, Hoensbroek) waren al vóór 1930 verdwenen.
Riccia fluitans ; zeer algemeen in de Kanjel en zijtakken (bedekking tot ruim 40 % plaatselijk gekonstateerd) èn aangetroffen in een grote plas ten zuiden van Echt. Het eerste water is zeer sterk geëutrofieerd maar zuurstofrijk (weinig ammonium), het tweede water mesotroof.
Sagittaria sagittifolia ; één der meest algemene planten in de oeverzone van de Maas, vooral de f. vallisneriifolia bleek verder erg algemeen in de laaglandbeken van Midden-Limburg. Een minder voorkomende eveneens steriele groeivorm in beken bezat ondergedoken Alisma-achtige bladen. In de langzaam stromende stukken van de Maas (vlak boven een stuw, overlaten en zijtakken) bleek de diepte bepalend voor de groeivorm, op de diepere plaatsen kwam slechts de f. vallisneriifolia voor; naast de faktor diepte bleek in de beken ook de stroomsnelheid een rol te spelen, de f. typica bleek de laagste tolerantie ten opzichte van stroming te vertonen. Diepte x troebelheid bleek voor f. vallisneriifolia duidelijk een hogere gemiddelde waarde te hebben dan f. typica, hetgeen de empirische waarneming dat demping van -vooral blauw- licht de f. vallisneriifolia (en minder f. natans) sterk bevordert, onderschrijft (zie Funke, 1951); ook de faktor troebelheid alléén leek de vorming van lijnvormige bladen te bevorderen. Deze lijnvormige bladeren zijn te beschouwen als een primaire vegetatieve vorming; hierbij werd dan ook nooit bloei waargenomen, een verschijnsel dat veel beekplanten (bv. Callitriche, Myosotis, Sparganium) kenmerkt (de omstandigheden in de beek -met name de stroming- lijken te extreem voor de plant om zich verder te ontwikkelen uit het juveniele stadium).
In Zuid-Limburg komt de soort alleen in de Maas-vallei voor.
Scirpus fluitans ; volgens De Wever (1912) was deze soort vroeger in Zuid-Limburg algemeen in sloten bij Brunssum en Schinveld (veen), maar deze vindplaats is door ontginning verdwenen. In deze omgeving werd de soort alleen nog aangetroffen in de oligotrofe bovenloop van de Rode beek, verder alleen in de bovenloop van de Tungelroyse beek bij een matige verontreiniging. Volgens de IVON-gegevens moet de soort in het bovenloop-gebied van de Tungelroyse beek erg algemeen zijn geweest en daar tot bijna aan de Maas zijn voorgekomen.
Scirpus lacustris ssp. lacustris ; deze soort werd optimaal aangetroffen op alle geschikte plaatsen in de Maas (luwe plaatsen boven stuwen, overlaten) als facies-vegetaties even uit de oever en in dode Maas-

armen, verder als "juveniele" beekvorm enkele malen in de Geul net boven Valkenburg en in de Slijbeek (Heel) bij vrij hoge stroomsnelheden. De soort komt steeds bij een hoog trofieniveau voor en blijkt hoge organische verontreinigingen te kunnen tolereren en lijkt in Zuid-Limburg dan ook vooral door kultuurtechnische maatregelen achteruitgegaan vergeleken tot de opgave der verspreiding door De Wever (1912). De IVON-gegevens geven ook voor Midden-Limburg een vroeger veel algemenere verspreiding aan.

Scirpus maritimus ; volgens De Wever (1912) alleen langs de Maas, maar daar dan ook tot op circa 200 m. van de Maas "overal" in poelen en vijvers. Ondanks de in deze tijd toch toegenomen EGV en chlorideconcentratie is de soort zeer sterk achteruitgegaan, waarschijnlijk door kultuurtechnische maatregelen, aangezien de soort erg vervuilingstolerant is en zelfs gebonden aan voedselrijk water buiten de invloedsfeer van brak water (Flora Neerlandica, De Lange (1972)).

Sparganium emersum ; in alle Limburgse wateren zeer algemeen, in beken en diepere wateren komt slechts een steriele vorm met "vallisneriifolia"-bladeren voor ; door het voorkomen van overgangsvormen van deze lange lintvormige bladen met een duidelijke middennerf tot geheel vlakke bladen zonder duidelijke middennerf was bij deze vorm geen duidelijk onderscheid tussen S. emersum en S. minimum te konstateren.

Sparganium erectum ; volgens De Wever (1912)was deze soort algemener dan de vorige, nu is dat -tenminste voor de onderzochte habitats (steeds geïnundeerde plaatsen)- andersom. De Lange (1972) vond deze soort bij een bijna 2 x hoger gemiddeld fosfaat-gehalte dan de voorgaande soort, in Limburg bleek het gemiddelde fosfaat-gehalte van deze soort zelfs iets lager dan van S. emersum. Ook van deze soort bleek een vlottende en steeds steriele beekvorm voor te komen. Er werden te weinig fruktificerende exemplaren aangetroffen om algemeenheid en verspreiding der in Limburg aangetroffen subspecies erectum en neglectum aan te kunnen geven. Volgens De Wever (1912) is ssp. neglectum het meest algemeen in Zuid-Limburg (de Flora Neerlandica geeft preferentie voor voedselrijk stromend water aan als voor het buitenland opgegeven oekologie en sporadische Nederlandse gegevens die dit tegenspreken); vrijwel alle door hem genoemde vindplaatsen bestaan door kultuurtechnische ingrepen niet meer, alleen langs de slotgracht van Hoensbroek kon deze ondersoort nog met zekerheid worden herkend.

Spirodela polyrhiza ; in Maas en kanalen algemeen voorkomend, soms

in stilstaand water (slotgracht Geulle, poel bij Eperheide, Nieuwe Kanjel; dus steeds in Zuid-Limburg) en verder plaatselijk algemeen in de Middenlimburgse beken op de westelijke Maasoever zoals Tungelroyse beek (bovenloop), Dijkerpeel, Visschensteert (waterlossing), Roggelse en Haelense beek).

Typha angustifolia ; verdwenen op alle door De Wever (1912) aangegeven vindplaatsen in Zuid-Limburg, ook in Midden-Limburg achteruitgegaan ten opzichte van de IVON-gegevens.

Typha latifolia ; deze soort is plaatselijk nog vrij algemeen bv. op beschutte plaatsen langs de Maasoevers, in oude Maas-armen en in plassen en vijvers.

Utricularia intermedia en U. minor ; beide door De Wever (1915) opgegeven vindplaatsen in Zuid-Limburg voor deze soorten zijn verdwenen.

Utricularia cf. vulgaris ; slechts 2 x aangetroffen (Visschensteert, sloot bij Herkenbosch), beide malen steriel en in matig verontreinigd water. Volgens De Wever (1915) was U. neglecta in Zuid-Limburg de meest algemene soort (veen bij Brunssum en Schinveld, slotgrachten), maar deze werd daar nu niet teruggevonden.

Vallisneria spiralis ; door Leentvaar (1960, De Levende Natuur 64: 132) aangetroffen in het kanaal tussen Maastricht en Luik te Maastricht, door Marquet (1961, De Levende Natuur 66: 187) eveneens te Maastricht in het zuidelijke deel van een overlaat van de Maas bij Bosscherveld. Deze subtropische soort werd niet meer aangetroffen. Het door de Flora Neerlandica vermelde oprukken van deze soort sinds de helft van de vorige eeuw vanuit Zuid-Frankrijk naar het noorden toe (in 1955 in de Maas bij Luik) lijkt dus aan onze grens tot staan gebracht; in Engeland en België komen plaatselijk overwinterende grote populaties voor.

Veronica beccabunga ; deze vrij algemene oeverplant komt zowel in Zuid- als Midden-Limburg plaatselijk als submerse beekplant voor (Geul en Jeker resp. Rijdt en Haelensche beek), in Zuid-Limburg soms ook in stilstaande wateren (bron Kingsbeek, slotgracht bij Valkenburg). De soort lijkt achteruitgegaan ten opzichte van de IVON-gegevens en de vermeldingen door De Wever (1915).

Zannichellia palustris ; fruktificerend werd slechts ssp. palustris v. palustris aangetroffen en wel in Geul en Gulp onder Gulpen en in de bronvijvers bij kasteel Wittem. Tussen Gulpen en de Maas is de soort in de Geul op de ondiepere plekken steeds erg algemeen, blijkbaar on-

afhankelijk van de daar tot zeer sterke waterverontreiniging. Leentvaar (1960) vermeldt het verdwijnen van deze soort uit de Seltzerbeek en vermoedt dat de soort ook wel uit de andere beken verdwenen zal zijn wegens de veronderstelde geringe tolerantie ten opzichte van waterverontreiniging; Kohler et al. (1971) noemt de soort echter mèt Potamogeton crispus "Verschmutzungszeiger". Uit de in dit verslag gebleken resultaten (steeds voorkomend bij een ekstreem hoog trofieniveau, calcium- en bicarbonaat-gehalte, maar bij lage COD-waarden) lijkt de soort in stromend water slechts bij extreem hoge trofie, maar niet te hoge saprobiëring voor te komen; dit tegengestelde gedrag ten aanzien van de in het algemeen toch gekoppelde trofiëring en saprobiëring verklaart de uit dit onderzoek gebleken oekologische ekstreemheid èn de tegenstrijdige opgaven in de literatuur. Butcher (1933) vermeldt voor Engeland dat de soort slechts in langzaam stromende beken met slikbodem voorkomt, in Limburg kwam de soort juist over het algemeen bij hoge stroomsnelheid voor.
Veel door De Wever (1912) vermelde vindplaatsen in Zuid-Limburg zijn verdwenen door kultuurtechnische maatregelen (bv.poelen, vijvers, slotgrachten) of door een te grote -vooral organische (?)- verontreiniging (Eyserbeek, Seltzerbeek, Sprongbeek (Geleen), Rode beek (Brunssum), Seijlerbeek). Merkwaardigerwijs werd in de Gulp de hoogste bedekking (tot 20 %) gevonden onder het stamriool van Gulpen; bij het in gebruik stellen van zuiveringsinstallaties kan deze "pioniersoort" weer snel in de Zuidlimburgse beken terug verwacht worden, aangezien dan de saprobiëring wordt teruggedrongen en het obligaat hoge EGV (hier door trofiëring en/of calciumrijkdom) gehandhaafd blijft.

Aanbevelingen voor het beheer der watervegetaties

Uitgaande van de onder "Resultaten" verkregen informatie, de onder "Diskussie" behandelde gegevens betreffende de autoekologie der in Limburg aangetroffen hogere waterplanten en nog niet vermelde incidentele praktische waarnemingen tijdens het onderzoek kunnen een aantal beleidslijnen ten aanzien van de Limburgse watervegetatie worden afgeleid. Bij natuurbeheer is het van belang de historie en de uniciteit der te beheren levensgemeenschappen te kennen. Bijna alle stilstaande wateren (op enkele vennen en oude Maas- en beeklopen na) in Limburg zijn zoals al in de "Inleiding" vermeld kunstmatig van oorsprong; ze vervangen als habitat van levensgemeenschappen, waaronder de watervegetaties, echter natuurlijke stilstaande wateren en sommige

typen, zoals de vroeger algemene poelen in het heuvelland (naast habitat van bv. Ranunculus peltatus de plaats van ontwikkeling der paddelarven), zijn zo zeldzaam geworden dat ingrijpen op korte termijn noodzakelijk is, bv. in het kader van het handhaven der landelijke struktuur van het Zuidlimburgse heuvelland (Provinciale Planologische Dienst (1973)). Ook veel oude waterlopen worden door kultuurtechnische ingrepen bedreigd (bv. vuilstort in oude Maasloop bij Maasbracht, aanleg van nieuwe wegen), maar zijn in Limburg dermate zeldzaam geworden dat ze bescherming en beheer verdienen. Veel stilstaande wateren staan bloot aan een veel te grote rekreatiedruk; met name de rekreatie door hengelaars gekoppeld aan een zeer onzorgvuldig en eenzijdig gericht beheer der door hen gevormde verenigingen over de toegewezen stilstaande wateren als vijvers en slotgrachten is op zeer veel plaatsen reden van volledige vernietiging der watervegetatie. Nog steeds wordt het chemische gif diuron gebruikt om de waterplanten (alleen lastig vanwege het erin blijven haken der vanghaakjes!) te verwijderen, vaak worden ook de alle waterplanten konsumerende graskarpers daartoe in vijvers uitgezet. Zelfs de oevervegetaties worden vaak geheel vernietigd om een maximale "rekreatie"-druk mogelijk te maken. Schadelijk voor de watervegetatie bleken ook te zijn het uitzetten van te veel watervogels op vijvers en slotgrachten, het op te korte afstand van het water plaatsen van bomen (schaduw, bladval). Het periodiek of incidenteel in kontakt staan met sterk vervuilde beken bleek in veel vijvers en slotgrachten het ontbreken van een watervegetatie te verklaren en zou vermeden dienen te worden (niet door de technologische "oplossing" van beeknormalisatie!).
Wat beken betreft vinden we in Limburg nog een grote diversiteit in voor het grootste deel voor Nederland unieke beektypen (zie "Inleiding"), die alleen reeds daarom voor normalisatie gespaard dienen te worden. Ondanks de vaak zware waterverontreiniging bevatten de Limburgse beken voor een groot deel nog een gevarieerde watervegetatie; de Provinciale Waterstaat lijkt bij het aanleggen van waterzuiveringsinstallaties de voorkeur te geven aan het primair "schoon" maken der chemisch gedefinieerd meest verontreinigde beken als Selzer, Eijser en Caumerbeek (Provinciale Waterstaat, rapport 1967-1970), hetgeen biologisch gezien hóógstens potentieel interessante beken betreft, terwijl nog steeds biologisch interessante beken als Geul, Swalm e.a. pas in een later stadium -als de waardevolle levensgemeenschappen

nog verder zijn aangetast of onherstelbaar vernietigd- van rechtstreekse waterzuiveringsinstallaties op de grootste vervuilingsbronnen (voor de Geul bv. Gulpen, Valkenburg en Meerssen en enkele fabrieken) worden voorzien. Bij het stellen van prioriteiten voor afvalwaterzuivering dient dan ook voorafgaand biologisch onderzoek een belangrijke rol te krijgen. Een met de waterverontreiniging èn normalisatie samenhangende maatregel is het schonen der watervegetaties (nodig door de snelle primaire produktie der watervegetatie, vooral bij stroomsnelheidsverlagende maatregelen als opstuwing), welke vaak te intensief en/of op onjuiste data plaatsvindt, waardoor de soortensamenstelling der watervegetatie te sterk wordt genivelleerd. Een nog sterker nivellering van soortensamenstelling en groeivormenspektrum der watervegetatie treedt op bij beeknormalisatie om de waterafvoer te bevorderen en konstanter te doen zijn (Van Dijk, 1975 c, d; Van Dijk en Maes, 1975 b); gelukkig is in het onderzochte gebied nog niet evenveel genormaliseerd als in Midden-Brabant en Twenthe door de over het algemeen hier redelijke waterafvoer en de minder technologische aanpak der waterschappen, maar ook hier zijn soms beken onnodig en te sterk genormaliseerd (bv. de Rode beek bij Brunssum, volgens nog vrij recente gegevens een biologisch unieke beek, nú voorzien van betonnen beschoeiingen en een dikke laag grof grind op de bedding, waardoor ondanks de recent opgeheven sterke saprobiëring door een afvalwaterzuiveringsinstallatie te Brunssum er geen watervegetatie behalve eventueel epilytische mossen en wieren mogelijk is).
Een sterke beschaduwing van de beek verhindert de optimale ontwikkeling van een watervegetatie, doch schijnt weinig invloed te hebben op bv. de makrofauna; van nature zijn de meeste beken waarschijnlijk door bos omzoomd (broekbossen van elzen, berken en/of wilgen als klimax van moerasveen) en is de beekvegetatie, zoals we die nu kennen, een oorspronkelijk zeldzaam verschijnsel. Ook de semi-natuurlijke vegetaties (vergelijk met heide en kalkgrasland) hebben een hoge natuurwetenschappelijke waarde en dienen daarom zoveel mogelijk gehandhaafd te worden. De watervegetatie heeft bovendien een vaak onderschatte rol bij het tegenwoordig erg belangrijke "zelfreinigende vermogen" der kleinere waterlopen; Leentvaar (1960) geeft als positieve bijdrage van de watervegetatie hierbij in het stromende water het als aanhechtingsplaats van primaire en sekundaire producenten dienen, de filtratie van plankton en slib, zuurstofproduktie door de hogere planten en aangehechte draadwieren en planktonten en enige primaire produktie. Ook de invloed

op de stroomsnelheid (Sirjola, 1969 en Smit, 1968) kan vaak een positieve uitwerking op het vermogen tot afbraak van organisch materiaal door de levensgemeenschappen in een waterloop hebben.[1] Hiernaast moeten we de indikatiewaarde voor waterkwaliteitsbeoordeling (o.a. De Lange en Van Zon, 1973) noemen als belangrijke reden om de watervegetatie bij eventueel noodzakelijke kultuurtechnische ingrepen zo veel mogelijk te behouden.

Er zal nog veel nader onderzoek nodig zijn voor het beheer van watervegetaties in stilstaand en stromend water; voor het stilstaande water zal bv. de te tolereren rekreatiedruk moeten worden vastgesteld, voor de beken de invloeden van normalisatie en schoning en de mogelijkheden van verbeteringen daarbij. In het laatste geval kan het patroon en de dynamiek van de watervegetatie tussen een sterk genormaliseerde beek en een qua habitat diversere, nog meanderende beek worden vergeleken, evenals niet-vervuilde met matig en sterk verontreinigde, niet-geschoonde met geschoonde beken in dit opzicht vergeleken zullen moeten worden. In het onderhavige onderzoek kan veel extra informatie worden verkre door alle resultaat opleverende verwerkingen voor de in het stilstaande en stromende water gemaakte opnamen afzonderlijk te verrichten. Een erg belangrijke faktor in de beekvegetaties lijkt de in dit onderzoek helaas niet vastgelegde sociabiliteit der planten (per soort en van de vegetatie als geheel), hiernaast zal voor het vastleggen van het patroon der watervegetatie variatieanalyse (bv. Kershaw, 1964 of Greig-Smith, 1964) moeten worden toegepast. De dynamiek zal vooral met behulp van permanente quadraten kunnen worden bestudeerd. Ter referentie met de plantensociologische literatuur zullen de redelijk soortenrijke opnamen nog getabelleerd dienen te worden.

[1]) In dit verband dienen ook nog de kontroversiële onderzoeken van Seidel (1973) en Koridon (1971) betreffende het afsterven van Escherichia coli, de metabolisering van organische toxische stoffen (fenol) en transformatie van slik (mineralisatie en verdichting) door of onder invloed van hogere waterplanten genoemd te worden.

Overzicht van enkele konklusies uit dit onderzoek

1. De typologie van watertypen mag niet uitsluitend op grond van bv. makrofauna en fysisch-chemische faktoren (o.a. Mur-Atzema en Mur, 1967, Parma, 1967, Smissaert, 1959) geschieden, maar gezien het belang van de watervegetatie in de oekologische processen dient een meer omvattende "kumulatieve" methode voor typologie ontwikkeld te worden (De Lange (1972) tekent hierbij aan dat hiertoe eerst unanimiteit betreffende de referentieparameters trofie en saprobie noodzakelijk is).
2. Gezien de qua soortensamenstelling en aantal soorten/opname erg grote heterogeniteit der watervegetaties kan een slecht gekozen verwerking der basisgegevens leiden tot artefaktiële resultaten; zo lijkt de groepsanalyse volgens Crawford en Wishart (1967) voor dit materiaal ongeschikt. Uit het feit dat de ordinatie volgens Orloci (1966) en een klassifikatie op grond van een andere associatie-parameter (chi-kwadraat) goed vergelijkbare resultaten opleverden, te korreleren met de gemeten oekologische variabelen, worden de via deze methoden verkregen resultaten als niet-artefaktieel beschouwd, hoewel ze nauwelijks verband bleken te vertonen met op grond van tabellering onderscheiden plantensociologische eenheden.
3. In het onderzochte gebied bleken de koncentraties van calcium en bicarbonaten nauw positief gekorreleerd, anderzijds negatief gekorreleerd met ammonium-gehalte, natriumchloride-koncentratie en (minder) COD. Een hoog calcium-gehalte bleek in grote lijnen ook samen te gaan met hoge koncentraties van nitraat en fosfaat.
4. De betekenis voor een autoekologische interpretatie van de koherentiefaktor en de ingevoerde arbitraire indices van "relatieve oekologische extreemheid" en "relatieve oekologische begrenzing" werd in dit onderzoek niet duidelijk.
5. Voor het belangrijke onderzoek naar de relatie van patroon en dynamiek (Van Leeuwen, 1966) in watervegetaties en met name de invloed van waterstroming daarop dient een nieuwe onderzoekmethodiek ontwikkeld te worden, waarbij sociabiliteit-parameters en onderzoek aan de hand van permanente kwadraten noodzakelijk lijken. Daarnaast moeten de wisselingen in de chemische en meer nog de fysische faktoren intensief bestudeerd worden en gekorreleerd met de watervegetaties om tot causale konklusies te kunnen komen.

amenvatting

In Z. en M. Limburg werden bijna 300 vegetatieopnames verricht in de niet-iepe en niet tegelijk stilstaande en oligotrofe wateren.

oelstelling : inventarisatie der door waterverontreiniging, beeknormalisaties n andere kultuurtechnische maatregelen sterk bedreigde watervegetaties, boven-ien methodologisch onderzoek naar de verwerking van het opnamemateriaal.

ethodiek : monsterplaatsen in het stromende water zoveel mogelijk overeenkomend et de (chemische) monsterplaatsen van Provinciale Waterstaat, het stilstaan-e water werd op alle op de stafkaart zichtbare plaatsen bemonsterd.

pnametechniek zoveel mogelijk volgens Braun-Blanquet ; ook zeer soortenarme ve-etaties ("facies") werden vastgelegd. Per monsterplaats werden 19 chemische va-iabelen, per proefvlak ruim 10 fysische variabelen bepaald.

oor verwerking van het opnamemateriaal werden 3 objektieve mathematische tech-ieken getoetst uitgaande van kwalitatieve floristische samenstelling :

. groepsanalyse volgens Crawford en Wishart (1967), toegepast op de opnamen ;
. principale komponent-analyse volgens Orloci (1966), een ordinatie (ruimte-lijke rangschikking) toegepast op de opnamen en afgeleid voor de soorten ;
. eenvoudige samenvoegende klassifikatie ("nearest neighbourhood-techniek") uitgaande van chi-kwadraat, toegepast op de soorten.

an de 26 meest aangetroffen soorten en andere onderscheiden kategorieën werden oor alle bepaalde oekologische variabelen oekogrammen bepaald ; naast minimum, emiddelde en maximum per variabele werden de standaardafwijking van dat gemid-elde en de koherentiefaktor (range/standaardafwijking) berekend en op (oekolo-ische) merites beoordeeld.

esultaten : uitgaande van het beginsel dat verwerkingstechnieken van opnamema-eriaal moeten leiden tot onderling vrij gelijkwaardige, oekologisch relevante roepen met hoge interne homogeniteit en externe diskrepantie bleek de groeps-nalyse voor het zowel qua floristische samenstelling als diversiteit zeer hete-ogene uitgangsmateriaal ongeschikt.

ij de voor 26 meestaangetroffen species en andere onderscheiden kategorieën fgeleide ordinatie bleken de bepaalde sekundaire en tertiaire "as" beter te oldoen dan de primair gekonstrueerde as en erg goed vergelijkbaar met de klas-ifikatie. Uitgaande van deze vergelijking kon worden besloten tot de volgende ekologische groepen :

. Myriophyllum spicatum-Zannichellia palustris-groep (met Ranunculus fluitans .l. en veel sessiele draadwieren, verwantschap met Potamogeton crispus) ;
nelstromende beken in Z. Limburg met hoge gehalten aan calcium, bicarbonaat, osfaat en nitraat, magnesium en lage gehalten aan natrium, chloride, ammonium. erder valt voor deze groep op het gemiddeld lage chemische zuurstofverbruik, de elatief hoge niveauwisseling, de qua phanerogamen lage diversiteit, de relatief

sterke beschaduwing, de geringe menselijke invloed op de bedding van grof substraat en met weinig sapropelium-bedekking. De bedekking door de niet-submerse vegetatie is relatief laag.

2. Sagittaria-Potamogeton pectinatus-groep (in de gegeven volgorde afnemende verwantschap met Potamogeton perfoliatus en de soortenparen Potamogeton pusillus-Nuphar en Potamogeton natans-Sparganium emersum) ;
deze floristisch minder vast dan voorgaande groep omlijnde en oekologisch minder duidelijk begrensde soortengroep komt voor op plaatsen in de Maas met een lage stroomsnelheid en de laaglandbeken van M. Limburg. Kenmerkende verschillen met voorgaande soortgroep : relatief hoge gehalten aan natrium en chloride, sterk gemiddelde waarden voor pH en magnesium-gehalte, een relatief groot minimum-areaal, hoge waterdiepte, een over het algemeen lage vegetatiebedekking en voor beide eerstgenoemde soorten een hoog sulfaat-gehalte.

3. Ceratophyllum demersum-wierflab-groep (verwantschap met Lemna trisulca) ; pleustofyten-vegetaties van stilstaande wateren. Karakteristiek ten opzichte van beide voorgaande groepen zijn de hoge gemiddelde gehalten voor magnesium, de eveneens hoge pH, hoge bedekking door de drijvende vegetatie, hoge totale bedekking, hoge anthropogene beïnvloeding van de bedding,

en het lage ammonium-gehalte ; verder de met de nooit ekstreem hoge stroomsnelheid samenhangende hoge sapropeliumlaag-dikte en geringe grofheid van het substraat en door isolatie geringe niveauwisseling.

4. Glyceria fluitans- Lemna cf. gibba -Spirodela-groep; floristisch minder duidelijke en oekologisch gemiddelde groep ; beide lemniden komen nooit bij ekstreem hoge stroomsnelheid voor, door het sterk vertegenwoordigd zijn in de Maas (oevers op luwe plaatsen) is het gemiddelde sulfaat-gehalte hoog.

5. Callitriche- Elodea canadensis- groep; Oekologisch zeer gemiddelde groep van laaglandbeken en stilstaand water, voorkomend bij een gemiddeld laag elektrisch geleidingsvermogen, magnesiumgehalte en lage pH en troebelheid.

6. Alisma plantago-aquatica heeft in veel opzichten een antagonistisch karakter ten opzichte van groep 1.

<u>Diskussie</u> : de beekvegetaties zijn vaak plantensociologisch moeilijk interpreteerbare kombinaties van kensoorten der Phragmitetea en Potametea (en Lemnetea) en behoeven in dat opzicht nadere studie. Zowel waterverontreiniging als kultuurtechnische invloeden bedreigen in Limburg de floristische en strukturele diversiteit der watervegetaties en blijken in deze regio gedurende de afgelopen 50 jaar tot het verdwijnen van veel water-, oever- en moerasplanten te hebben geleid.

Literatuur

Ambühl, H., 1959. Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. Schw. Zeitschr. f. Hydrobiol. XXI : 133 - 265. (E)
Asman, W. & J. Korff de Gidts, 1973. Zuurstofhouding in stromend oppervlaktewater. Kromme Rijn Rapport 24 (Utrecht), 185 p. (F)
Baars, J.A. & J.A. Baars-Kloos, 1967. Een classificatie van opnamen uit Thelipteris palustris-vegetaties volgens de methode van Crawford & Wishart (1967). RIVON (Zeist), 22 p., mimeogr. (G)
Bahr, K., 1957. Fischerei und Wasserwirtschaft. Gewässer und Abwässer XVII/XVIII : 7 (X)
Barkman, J.J., 1962. Watertypen in Drenthe. Wijster, mimeogr. (D)
Bennema, J., G. Sissingh, V. Westhoff & W.H. Diemont, 1943. Waterplantgemeenschappen in Nederland. 12 p. + tab., mimeogr. (C)
Biemond, C., 1968. Water. Amsterdam, 166 p. (F)
Breitig, G., 1961. Vorschlag einer Einheitsmethodik zur biologischen Untersuchung von Fließgewässern. Mitt. Inst. f. Wasserwirtschaft (Berlin) XII : 99 - 119 (E)
Brink, N. & A. Widell, 1967. Eutrophication in a small stream in Central Sweden. Schweiz. Zeitschr. f. Hydrobiol. XXIX : 333 - 362. (F)
Butcher, R.W., 1933. Studies on the ecology of rivers, I. On the distribution of macrophytic vegetation in the rivers of Britain. Journ. Ecol. XXI : 58 - 91 (D).
Carson, R., 1962. Silent Spring. Bristol, 317 p. (F)
Centraal Bureau voor de Statistiek. Statistisch Zakboek 1970. Den Haag, 308 p.
———————————, 1972. Waterverontreiniging met afbreekbaar organisch en eutrofiërend materiaal. Den Haag, 119 p. (F)
Clapham, A.R., T.G. Tutin & E.F. Warburg, 1962. Flora of the British Isles. Cambridge, 1269 p. (A)
Clason, E.W., 1961. Ceratophyllum submersum L. in Nederland. Gorteria 1 (2) : 9 - 13 (B)
Coker, R.E., 1968. Streams, lakes, ponds. New York, 327 p. (E,F)
Cook, C.D.K., 1966. Monographic study of Ranunculus subgenus Batrachium (D.C.) A. Gray. Mitt. Bot. Staatssammlung München VI : 47 - 237 (A)
Crawford, R.M.M. & D. Wishart, 1966. A multivariate analysis of the development of dune slack vegetation in relation to coastal accretion at Tentsmuir, Fife. Journ. Ecol. 54 : 729 - 743 (G)
———————————, 1967. A rapid multivariate method for the detection and classification of groups of ecologically related species. Journ. Ecol. 55 : 505 - 524 (G)
Cultuurtechnische Dienst. Jaarboek 1970.
Davids, H.A., . Order Statistics. (G)
Denny, P., 1972. Sites of nutrient absorption in aquatic macrophytes. Journ. Ecol. 60 : 819 - 830. (D)
Devosalle, L., F. Demaret, J. Lambinon & A. Lawalrée, 1969. Plantes rares, disparues ou menacées de disparition en Belgique. Ministerie van Landbouw, Dienst domaniale Natuurreservaten en Natuurbescherming, Werken nr. 4, Brussel, 129 p. (B)
Dijk, H.W.J. van, 1975. Watervegetaties van Geul en zijbeken van 1961 - 1975, oekologie en invloeden van waterverontreiniging (in prep.)
————, 1975. Watervegetaties in Hümmling, Duitsland (1970). (in prep.)
————, 1975. Enkele vegetatieopnamen in Oostbrabantse beken (1970). (in prep.)
————, 1975. Beekvegetaties in Noord-Limburg, oekologie en respons op waterverontreiniging (onderzoek 1971). (in prep.)
————, & N. Maes, 1975. Botanische bijzonderheden van enkele beken in de noordelijke Veluwezoom (1974). (in prep.)
————, & N. Maes, 1975. Evaluatie van een aantal waarnemingen van beekvegetaties in Nederland. (in prep.)

Dijk, J. van, 1965. De Twentse maten en beekmoerassen. In : Twente-Natuurhistorisch V : 15 - 22 (Wet. Med. KNNV nr. 56). (D)
———, & V. Westhoff, 1960. Hydrobiologie van de Oisterwijkse vennen. RIVON-med. nr. 57. (D)
Doing Kraft, H., 1956. De tegenwoordige opvattingen omtrent het associatiebegrip en de synsystematiek van plantengemeenschappen volgens de methode van Braun-Blanquet. Vakbl. v. Biol. XXXVI (11) : 1 - 13. (C,G)
Donselaar, J. van, 1961. On the vegetation of former river beds in the Netherlands. Wentia 5 : 1 - 85. (D)
Donselaar-Ten Bokkel Huinink, W.A.E. van, 1961. An ecological study of the vegetation in three former river beds. Wentia 5 : 112 - 162. (D)
Eigner, J., 1970. Vorläufiger Bestimmungsschlüssel der wichtigsten Pflanzengesellschaften in und an den Binnengewässern Mitteleuropas. DJN (Tübingen), 37 p. (D)
Engelhardt, W., 1959. Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher ? Stuttgart, 258 p.(D)
Faber, F.J., 1947-1948. Geologie van Nederland, delen I, II ('48) en III ('47)
Fjerdingstad, E., 1950. The microflora of the Mölleaa with special reference of the relation of the benthal algae to pollution. Fol. Limn. Scand. 5.
Funke, G.L., 1951. Waterplanten. Gorinchem, 250 p. (D)
Hartog, C. den, 1968. De platte vorm van Lemna gibba, nog steeds een probleem. Gorteria 4 (6/8) : 90 - 93. (A)
Hartog, C. den, & S. Segal, 1964. A new classification of the waterplant communities. Acta Bot. Neerl. 13 : 367 - 393. (D)
Heer, J.C.M. de, 1962. Problemen rond de chemische bestrijding van ongewenste waterplanten. DLN 65 : 101 - 108. (F)
Heimans, E., 1911. Uit ons krijtland. Amsterdam, 215 p. (X)
Henkens, Ch. H., 1971. Kunstmestaanwending en watervervuiling. Stikstof 69 : 343 - 347. (F)
Heukels, H., & S.J. van Ooststroom, 1968. Flora van Nederland. Groningen, 892 p. (A,B)
Hubbard, C.E., 1968. Grasses. Bungay/Suffolk, 463 p. (A)
Hübschmann, A. von, 1953. Einige hygro- und hydrophile Moorgesellschaften Norddeutschlands. Mitt. Floristisch-soz. Arbeitsgemeinschaft IV : 15 - 26 (D)
Hueting, R., 1970. Wat is de natuur ons waard ? Baarn, 120 p. (X)
Hynes, H.B.N., 1966. The biology of polluted waters. Liverpool, 202 p. (F)
I.V.O.N. (tot 1951). Plantenkaartjes voor Nederland 1:1500000. Leiden.
Jansen, F., 1964. Eigenschappen van het water in Zuid-Limburg. RIVON-med. nr. 166, 42 p. (X,F)
Jones, H., 1956. Studies on the ecology of the river Rheidol II. An ox-bow of the lower Rheidol. Journ. Ecol. 44 : 12 - 28. (D)
Keup, L.E., 1968. Phosphorus in flowing waters. Water Research II : 373 - 386.(F)
Knapp, R., 1958. Arbeitsmethoden der Pflanzensoziologie (und Eigenschaften der Pflanzengesellschaften). Stuttgart, 112 p. (G,C)
Kohler, A., H. Vollrath & E. Beisl, 1971. Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäsz-Makrophyten in Flieszgewässersystem Moosach (Münchener Ebene). Arch. Hydrobiol. 69 (3) : 333 - 365 (F,D)
———, R. Wonneberger & G. Zeltner, 1973. Die Bedeutung chemischer und pflanzlicher "Verschmutzungsindikatoren" in Flieszgewässersystem Moosach (Münchener Ebene). Arch. Hydrobiol. 72 (4) : 533 - 549 (F)
Kolenbrander, G.J., 1971. De eutrofiëring van oppervlaktewater door de landbouw en de stedelijke bevolking. Stikstof 6 : 384 - 396. (F)
Kolkwitz, R. & M. Marsson, 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Ber. Deutsch. Bot. Ges. 26a : 505 - 519 (F)
Kon. Ned. Metereologisch Inst., 1970. Daggegevens betreffende de neerslag. (F)
Koridon, A.H., 1971. De invloed van biezen (Scirpus lacustris L. ssp. lacustris) op het afsterven van Escherichia coli en van biezen en microörganismen op de afbraak van fenol. H2O 4 : 296 - 299. (D)
Krausch, H.D., 1964. Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebietes I. Die Gesellschaften des offenen Wassers. Limnologica 2 (2) : 145 - 203. (D)

Krausch, H.D., 1964. Die Pflanzengesellschaften des Stechlinsee-Gebietes II. Röhrichte und Groszseggengesellschaften, Phragmitetea Tx. & Prsg. 1942. Limnologica 2 (4) : 423 - 482. (D)
Kruizinga, D., 1961. De submerse vegetatie van Geul en Gulp in Nederland, in het bijzonder over de verspreiding van diatomeeën, mossen en zaadplanten. Utrecht, 36 p. + tab., mimeogr. (B,X)
Kruyne, A.A. & D.M. de Vries, 1968. Vegetatieve herkenning van onze graslandplanten. I.B.S. (Wageningen), 111 p. (A)
Landwehr, J., 1966. Atlas van de Nederlandse bladmossen. KNNV (Amsterdam), 504 p.
Lange, L. de, 1967. Verslag van een vegetatie-onderzoek van sloten in de omgeving van Amsterdam. RIVON (Zeist), 30 p., mimeogr. (C)
———, 1972. An ecological study of ditch vegetation in the Netherlands. Amsterdam, 112 p., thesis. (D,F)
———, & S. Segal, 1968. Over het onderscheid en de oecologie van Lemna minor en Lemna gibba. Gorteria 4 (1) : 5 - 13. (A,D)
———, & J.C.J. van Zon, 1973. Proposal for a numerical description of the development of aquatic macrophytic vegetation as an aid for the assessment of water quality. Wasser- und Abwasserforschung 4 : 125 - 129. (D)
Leadly Brown, A., 1971. Ecology of fresh water. London, 129 p. (D,E,F)
Lebrun, J., A. Noirfalise, P. Heinemann & C. van den Berghen, 1949. Les associations végétales de Belgique. Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique LXXXII (1) : 105 - 207.
Leentvaar, P., 1960. De hydrobiologische toestand van de Selzerbeek tussen Vaals en Gulpen. D.L.N. 63 (7) : 156 - 162 (F)
Leeuwen, C.G. van, 1965. Het verband tussen natuurlijke en anthropogene landschapsvormen. Gorteria 2 : 93 - 105. (X)
———, 1966. A relation theoretical approach to pattern and process in vegetation. Wentia 15 : 25 - 46. (C,G)
Lemaire, T. e.a., 1973. Het Leudal. Haelen, 214 p. (X)
Liebmann, H., 1962. Handbuch der Frischwasser- und Abwasser-Biologie (Biologie des Trinkwassers, Vorfluters und Abwassers). Band I en II, München, 588 resp. 1149 p. (F)
Macan, T.T., 1974. Freshwater ecology. London, 343 p. (F)
Maes, N., 1975. Onderzoek Esschestroom. (in prep.) Utrecht, mimeogr.
Maes, N. & H.W.J. van Dijk, 1975. De Twentse beken, een botanisch overzicht (1972-1973). (in prep.)
Maier, E.X., 1972. De kranswieren (Charophyta) van Nederland. KNNV Wet. Med. nr. 93, 44 p. (A)
Margadant, W.D., 1959. Mossentabel. NJN (Amsterdam), 155 p. (A)
Margalef, R., 1968. Perspectives in Ecological Theory. Chicago, 111 p. (D)
Marquet, P.L., 1966. De Jeker. D.L.N. 69 : 220 - 230. (X,B)
———, & P. Leentvaar, 1967. De Mechelderbeek ; vervuiling en gevolgen. D.L.N. 70 : 209 - 215. (X)
Matonickin, I., 1966. Speed of water as ecological factor in calcareous running waters. Biol. Glas. 19 : 51 - 64. (E)
Meinck, F. (ed.), 1971. Gewässer und Pestizide. Stuttgart, 149 p. (F)
Moller Pillot, H.K.M., 1971. Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken. Tilburg, 286 p., thesis. (F)
Mulder, G.J.A., 1949 resp. 1959. Handboek der geografie van Nederland, I/II. (X)
Mullenders, W. e.a., 1967. Flore de la Belgique, du Nord de la France et des régions voisines. Liège, 749 p. (B)
Mur-Atzema, E., 1962. Onderzoek naar de algehele toestand van de Zuidlimburgse beken. RIVON (Zeist), 94 p., mimeogr. (X)
———, & L.R. Mur, 1967. Een beschouwing over de fauna van verschillende beken in Nederland. Mededelingenblad v.d. Hydrobiol. Ver. I (2) : 12 - 26 (X)
Nederlandse Botanische Vereniging, 1916. Prodromus Florae Batavae I (IV). Monocotyledonae. (B)

Nordhagen, R., 1948. Norsk Flora ; Annet Hefte (Monocotyledonae). Oslo, 380 p.(A)
Odum, E.P., 1971. Fundamentals of ecology (3d ed.). Philadelphia, 574 p. (D)
Onyekwelu, S.P.C., 1972. The vegetation of dune slacks at Newborough Warren I. Ordination of the vegetation. Journ. Ecol. 60 : 887 - 899. (G)
Ooststroom, S.J. van, e.a. (red.), 1948-1966. Flora Neerlandica I (1 t/m 6) ; IV (1, 2). Kon. Ned. Botanische Ver. (A,D)
———————, & Th.J. Reichgelt, 1964. Over het voorkomen van Potamogeton trichoides in Nederland. Gorteria 2 (1) : 12. (B)
Orloci, L., 1966. Geometric models in ecology I. The theory and application of some ordination methods. Journ. Ecol. 54 : 193 - 215. (G)
Parma, S., 1967. Het onderscheiden van watertypen. Vakblad voor Biologen 47 : 141 - 151 (F)
Passarge, H., 1955. Die Pflanzengesellschaften der Wiesenlandschaft des Lübbenauer Spreewaldes. Beiträge zur Vegetationskunde I : 194 - 204. (D)
————, 1959. Pflanzengesellschaften zwischen Trebel, Grenz-Bach und Peen (O. Mecklenburg). Beiträge zur Vegetationskunde III : 1 - 53. (D)
Planologische Dienst Limburg, 1973. Streekplan Zuid-Limburg (voorontwerp). Maastricht, 123 p. + tab. (X)
Poore, M.E.D., 1956. The use of phytosociological methods in ecological investigations IV. General discussion of phytosociological problems. Journ. Ecol. 44 : 28 - 50. (C)
Provinciale Waterstaat in Limburg,1967-1970. Toestand oppervlaktewater in Limburg (rapport), 51 p. + tab. (X)
————————————,1970. Gegevens betreffende beekafvoeren.
Redeke, H.C., 1948. Hydrobiologie van Nederland. Amsterdam, 580 p. (B,F)
Rijksinstituut voor zuivering van afvalwater, 1970. Hydrobiologisch onderzoek van de Maas (mededeling nr. 9). Voorburg, 63 p. + tab. (F)
Rijkswaterstaat, Dienst voor de Waterhuishouding, 1970. Jaarstaten van de waterstanden van Limburgse beken. (X)
Roll, H., 1938. Pflanzensoziologie und Fließgewässer. Forschungen und Fortschritte XIV (30) : 345 - 347. (D)
————, 1939. Die Entwicklung der Potamobotanik. Intern. Revue der ges. Hydrobiol. und Hydrographie 39 : 441 - 464. (D)
Schimmel, H.W.J., P. Leentvaar & R. Smissaert, 1955. De Drentse beken en beekdalen en hun betekenis voor natuurwetenschappelijk schoon. S.B.B.(Utrecht).
[1]Schotsman, H.D., . Callitriche, monografie ("clés de détermination"). (A)
Schwickerath, M., 1933. Die Vegetation des Landeskreises Aachen und ihre Stellung in nördlichen Westdeutschland ; VI. Potamion eurosibiricum-Verband, tot IX. Cardamineto-Montion-Verband. Aachen, p. 60 - 80. (B)
————————, 1944. Das Hohe Venn und seine Randgebiete ; Vegetation, Boden und Landschaft. Jena. (D)
Sculthorpe, C.D., 1967. The biology of aquatic vascular plants. London, 610 p.(D)
Seal, H., 1968. Multivariate statistical analysis for biologists. London, 209 p.
Seddon, B., 1972. Aquatic macrophytes as limnological indicators. Freshwat. Biol. 2 : 107 - 130. (D,G)
Segal, S., 1962 - 1965. Aantekeningen en opnamen van water- en oevervegetaties in Limburg (gedeeltelijk ongepubliceerd). (B,D)
————, 1965. Een vegetatieonderzoek van de hogere waterplanten in Nederland. KNNV Wet. Med. nr. 57, 80 p. (D,G)
————, 1970. Objectieve verwerking van vegetatiekundige gegevens. Amsterdam, 46 p., mimeogr. (G)
Seidel, K., 1973. Leistungen höherer Wasserpflanzen unter heutigen extremen Umweltbedingungen. Verh. Int. Ver. Limnol. 18 (3) : 1395 - 1405. (D)
Sirjola, E., 1969. Aquatic vegetation of the river Teuronjoki, south Finland, and its relation to water velocity. Ann. Bot. Fenn. 6 : 68 - 75 (E)
Sladeček, V., 1962. A guide to limnosaprobial organisms. Dep. of Water technology, Prague. (F)

[1]) Aanvulling: Schotsman, H.D., 1954. A taxonomic spectrum of the section Eu-Callitriche in the Netherlands. Acta Bot.Neerl. 3, 313 - 384.

Smies, J.F. & H.H. Murris, 1959. Water, in het aquarium en in de natuur. Baarn, 136 p. (F)
Smissaert, H.R., 1959. Limburgse beken - faunistisch, oriënterend-oekologisch. RIVON (Zeist), meded. nr. 52, 37 p. (X)
Smit, H.H., 1968. Onderzoek van de watervegetatie van een aantal waterlopen in de Graafschap (Achterhoek) in verband met de afwatering. RIVON (Zeist), ALH 50, 80 p. (D)
Šrámek-Hušek, R., 1956. Zur biologischen Charakteristik der höheren Saprobitätsstufen. Arch. f. Hydrobiol. 51 (3) : 376 - 390. (F)
Stanier, R.Y., M. Doudoroff & E.A. Adelberg, 1970. General Microbiology. London, 873 p. (A)
Stake, E., 1966. Higher Vegetation and Nitrogen in a Rivulet in Central Sweden. Schweiz. Zeitschr. f. Hydrologie XXIX : 107 - 125. (F)
Steuer, F., 1947. Einige Wasserpflanzgesellschaften von Tümpeln und Graben in Nord-Frankreich. Arch. Hydrobiol. 41 : 5 - 13. (D)
Stock, J.H., 1969 - 1970. Caputcollege betreffende waterverontreiniging. (F)
Tideman, P., 1955. De Breukberg (Brunsummerheide). SBB-raport, mimeogr.
Tuffery, G. & J. Verneaux, 1967. Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes.
Tüxen, R., 1953. Sagittaria sagittifolia - Sparganium simplex - Ass. Mitt. der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft IV : 14. (D)
———, & E. Preising, 1942. Grundbegriffe und Methoden zum Studium der Wasser- und Sumpfpflanzen-Gesellschaften. Wasserwirtschaft 2 (6) : 10 - 70
Verdam, H.D., 1939. De Charophyta van Nederland. NKA 49 : 152 - 164. (A)
Visscher, H.A., 1969. De landschappen van het Benelux-gebied. Utrecht, 222 p.(X)
———, 1972. Het Nederlandse landschap. Utrecht/Antwerpen, 155 p. (X)
Voo, E.E. van der, 1956. Een uiterwaardbos in Midden-Limburg. D.L.N.59 : 193 - 199 (B)
———, & V. Westhoff, 1961. An autecological study of some limnophytes and helophytes in the area of the large rivers. Wentia 5 : 163 - 258.
Westeringh, W. van, 1973. Landschap en landbouw in het Winterswijkse. Natuur en Landschap 26 : 233 - 247. (X)
Westhoff, V., 1943. Enkele opmerkingen over verlandingsgezelschappen in Nederland, in het bijzonder in Zuid-Limburg. Med. Werkgr. Biosoc. NNV nr. 3, 5 p. + tab. (B,D)
———, 1965. Beken en beekdalen. In : Twente-Natuurhistorisch V, 2 - 14 (K.N.N.V. med. nr. 56) (D)
———, & A.J. den Held, 1969. Plantengemeenschappen in Nederland. Zutphen, 324 p. (C,D)
———, e.a., 1973. Wilde Planten III. De hogere gronden. Amsterdam, 359 p.
Westlake, D.F., 1961. Aquatic macrophytes and the oxygen balance of running water. Verh. Intern. Ver. Limnol. XIV : 499 - 504. (E)
———, 1966. Some effects of low velocity currents on the metabolism of aquatic macrophytes. Journ. Exp. Botany XVIII : 187 - 206. (D)
Wever, A. de, 1911 - 1923. (Lijst der) Wildgroeiende Planten in Zuid-Limburg. Nat.hist. Genootschap in Limburg : Mededelingen 1911 - 1912, Jaarboeken 1913 - 1923. (B)
Wibaut-Isebree Moens, N.L., 1964. Onderzoek van grindgaten langs de Maas. RIVON (Zeist), med. nr. 216, 44 p. (X)
Williams, W.T. & J.M. Lambert, 1959. Multivariate methods in plant ecology I. Association analysis in plant communities. Journ. Ecol. 47 : 83 - 101.(G)
Whittaker, R.H., 1970. The biochemical ecology of higher plants. In : Chemical Ecology (ed. E. Sondheimer & J.B. Simeone), 43 - 71. New York, 336 p.(C)
Wijsman, H.J.W., 1965. Vegetatiekundig onderzoek van de waterplantgemeenschappen in de Gelderse Vallei en de randgebieden van het Gooi en de Utrechtse heuvelrug i.h.b. van sloten, vaarten en kanalen. RIVON (Zeist), 39 p. + tab., mimeogr. (C)

De tussen haakjes vermelde hoofdletters na de titels der artikelen geven aan in het kader van welke kategorie het betreffende artikel werd geraadpleegd en eventueel geciteerd :

X algemene informatie (o.a. betreffende natuurbehoud) over beken en andere wateren

A bij determinatie en nomenklatuur geraadpleegde werken en artikelen

B floristiek van de waterplanten in Limburg en aangrenzende gebieden

C algemene informatie over de vegetatiekunde (o.a. plantensociologie)

D vegetatiekunde en oekologie van watervegetaties

E stroming als oekologische faktor

F waterchemie (speciaal waterverontreiniging) als oekologische faktor

G methodiek der monstername en verwerking der vegetatiekundige gegevens

Naschrift

Opmerking bij de verwerking van de ordinatie der opnamen tot een "soorts-ordinatie" (bij +) op pag. 36 en de konklusies op pag. 46)

L. de Lange (mond. med.) voert enkele bezwaren tegen de gevolgde procedure aan op grond van de theoretische basis van de ordinatie:
"De ordinatie van opnamen berust op de afstanden tussen die opnamen, onafhankelijk van de vraag wèlke soorten hiertoe bijdragen.

Bijvoorbeeld:

opnamen:	A	B	C
soorten:			
1)	x	x	
2)	x	x	
	x		
	x		
	x		
	x		x
	x		x
		x	x
		x	x
		x	x
verschil tussen de opnamen (D-kwadraat)	7	4	

Voor soort 1) zijn de opnamen A en B veel dichter bijeen dan A en C, de ordinatie gooit echter A en B uit elkaar en B en C bijeen. Als er toch "clustering" van soorten voorkomt (zie p. 45 van dit verslag), dan zegt dat méér over de afwezigheid van scheidende (verschillende) soorten dan over die overeenkomstige soorten zelf. Hetzelfde geldt ten aanzien van de groeivormen. Als verschillende groeivormen samen voorkomen, zijn er in het algemeen méér soorten bijeen dan als bijv. alleen een drijflaag voorkomt. De kans op een klein onderling verschil tussen de opnamen (D^2) is dan kleiner en dergelijke "gemengde" opnamen komen daardoor sterk uiteen te liggen. Hierdoor wordt het moeilijk iets af te leiden over de "associatie" tussen de soorten uit dezelfde levens- of groeivorm.
De werkhypothese van Orloci is dat de verschillen in floristische samenstelling (= onafhankelijk van de aparte soorten) gekorreleerd zijn met oekologische verschillen. De informatie-input betreft niet de afzonderlijke soorten, uit de opnamen-ordinatie kan dus moeilijk soortenassociatie en -clustering worden afgeleid (zie de opmerkingen over de resultaten van de ordinatie-verwerking onderaan pag. 46)."

Een met de door ons gebruikte procedure vergelijkbare verwerking van de opnamenordinatie wordt beschreven door Onyekwelu (1972). Deze gebruikt ook de presentie van de afzonderlijke soorten in de geördineerde opnamen en vergelijkt de resultaten daarvan met een aantal oekologische variabelen. Ondanks de theoretische bezwaren bleken zeer signifikante oekologische korrelaties op deze manier te kunnen worden aangetoond.

Opmerking 2 (') bij pag. 81)
Dr. L. de Lange (mond. med.): de afname van NO_2^- en van NH_4^+ in de zomer zal waarschijnlijk met een hoger O_2-gehalte ten gevolge van assimilatie samenhangen.

Opmerking 3 ('') bij pag. 81)
Kohler et al (1971) vermeldt een negatieve korrelatie van het calcium- met het ammonium-gehalte : een hoge calcium-koncentratie gaat samen met een hoge pH, waarbij NH_4^+ wordt omgezet in NH_3 , dat ontwijkt. Vooral bij hoge stroomsnelheden ontwijkt alle NH_3 zeer snel uit kalkrijk water.

Opmerking 4 (') bij pag. 90)
De BOD-waarden zijn slechts vrij indirekt van belang voor de makrofyten en kunnen dus beter direkt onderling of met COD-waarden vergeleken worden dan via de gemiddelde waarden voor de algemeenste makrofyt-soorten.

Opmerking 5 (') bij pag. 93)
Metingen met rheometers op enige diepte geven hogere waarden voor de stroomsnelheid aan dan aan de oppervlakte.

Bijlage 1

Lijst der opnamen met datum, gemeente, omschrijving van plaats en water, nummer van de groep waarin de opname volgens de analyse volgens Crawford en Wishart geplaatst werd (C&W), aantal soorten in de opname, stafkaartnummer en stafkaartkoördinaten (resp.noord-zuid en oost-west)

nr	datum	gemeente	plaats	water	C&W	n	stfkrt	N-Z	O-W
1	26-6	Valkenburg-Houthem	St.Gerlach	Geul(N-tak)	9	2	62A	183,27	320,03
2	,,	Gronsveld	Rijckholt	slotgracht	11	4	61H	178,97	312,26
3	27-6	Heerlen	Schandelen	poel bij LTM	4	5	62B	196,62	323,22
4	29-6	Swalmen	grens	Swalm	3	7	58G	203,32	360,17
5	,,	,,	,,	,,	3	9	,,	,,	,,
6	,,	,,	,,	,,	5	2	,,	,,	,,
7	5-7	Schaesberg	Meezenbroek	slotgracht	10	8	62B	197,92	323,33
8	,,	,,	,,	,,	10	5	,,	,,	,,
9	,,	,,	,,	,,	4	5	,,	,,	,,
10	6-7	Stramproy	r.Tungelroy	Tungelroyse beek	11	4	57H	178,24	357,44
11	,,	Weert	Z.Willemsvaart	,,	11	4	,,	171,68	360,13
12	,,	,,	Tungelroyse beek	Z.Willemsvaart	10	2	57H	171,64	360,18
13	,,	,,	Boshoverbeek	,,	6	7	,,	174,57	361,77
14	,,	,,	Ell	Tungelroyse beek	10	5	58C	182,73	359,43
15	,,	,,	,,	,,	11	3	,,	,,	,,
16	,,	,,	,,	,,	4	8	,,	,,	,,
17	8-7	Nederweert	Millert	,,	2	8	,,	185,21	361,45
18	,,	,,	,,	,,	11	3	,,	,,	,,
19	,,	,,	,,	,,	2	7	,,	,,	,,
20	,,	Heythuyzen/Haelen	gemeentegrens	,,	3	6	58D	191,05	361,53
21	,,	,,	,,	,,	11	1	,,	,,	,,
22	,,	,,	,,	,,	3	5	,,	,,	,,
23	,,	Haelen	r.Roermond	Rijdt	1	12	,,	191,13	361,12
24	9-7	Neer	Aldenghoor	Tungelroyse beek	1	14	58B	196,24	362,73
25	,,	,,	,,	,,	7	11	,,	,,	362,72
26	,,	,,	,,	,,	2	10	,,	196,26	,,
27	,,	,,	Hanssum	,,	2	10	,,	197,85	363,82
28	,,	,,	,,	,,	3	4	,,	,,	,,
29	,,	,,	,,	,,	3	9	,,	,,	363,84
30	10-7	Hunsel	Neeritter	Itterse beek	3	7	58C	184,23	352,72
31	,,	,,	,,	,,	,,	,,	,,	,,	,,
32	,,	,,	,,	,,	,,	,,	,,	184,23	352,72
33	,,	,,	Ittervoort	,,	9	6	,,	185,51	353,37
34	,,	Thorn	centrum	,,	11	2	,,	186,57	352,33
35	,,	,,	grens	Raambeek(zijtak)	1	11	,,	186,27	352,21
36	,,	,,	steenfabriek	Itterse beek	3	7	,,	188,22	351,97
37	,,	Wessem	Maas	,,	2	8	,,	189,44	352,13
38	2-8	Weert	Wijfelterbroek	Raam	5	12	57H	172,83	356,90
39	,,	,,	Altweerterheide	Tungelroyse beek	5	7	,,	174,31	358,27
40	3-8	,,	Moesdijk	Leukerbeek	10	3	,,	179,88	361,13
41	,,	,,	Moesel	,, (zijtak)	1	20	,,	179,67	360,54
42	,,	,,	Swartbroek	,,	9	4	58C	181,81	360,53
43	,,	,,	Tungelroy	Dijkerpeelbeek	1	13	57H	179,42	359,25
44	,,	,,	,,	,,	10	4	,,	179,43	359,28
45	,,	,,	,,	,,	1	14	,,	,,	359,29
46	4-8	Meyel	Witdonk	Noordervaart	9	16	58A	189,74	371,15
47	,,	,,	,,	,,	11	2	,,	,,	,,
48	,,	,,	,,	Roggelse beek	2	7	58B	190,22	370,35
49	,,	Roggel	Heibloem	,,	2	7	,,	190,99	368,00
50	,,	,,	Karreveld	Visschensteert	1	17	,,	190,10	366,61
51	,,	,,	,,	,,	6	16	,,	,,	,,
52	,,	,,	Asbroek	Roggelse beek	2	7	,,	191,24	366,01
53	5-8	Nederweert	Eind	Noordervaart	6	13	58A	181,71	365,27
54	,,	,,	,,	,,	7	4	,,	,,	,,
55	,,	,,	Braakpeel	Visschensteert	3	19	,,	184,71	364,56

Bijlage 1, vervolg 1

nr	datum	gemeente	plaats	water	C&W	n	stfkrt	N-Z	O-W
56	5-8	Nederweert	Braakpeel	Visschensteert	2	10	58A	184,71	364,56
57	,,	Roggel	Weierse Brug	Roggelse beek	1	13	58B	193,29	362,89
58	,,	,,	,,	,,	1	16	,,	,,	,,
59	,,	,,	,,	,,	6	15	,,	,,	,,
60	,,	Haelen	St.Elizabeth	Tungelroyse beek	2	9	58D	193,31	362,24
61	7-8	Wittem	kasteel	bronvijvers	9	8	62B	191,77	314,09
62	,,	,,	,,	,,	9	9	,,	191,75	314,12
63	,,	,,	,,	,,	4	7	,,	191,61	314,27
64	,,	,,	,,	Selzerbeek(molen)	11	4	,,	191,75	314,14
65	,,	Wijlré	,,	slotgracht	5	7	,,	190,59	315,69
66	8-8	Haelen	Nunhem	Haelense beek	3	9	58D	195,09	361,47
67	,,	,,	Aldenghoor	,,	1	17	,,	194,72	360,60
68	,,	Heythuyzen	Exaten	,,	1	11	,,	190,38	358,77
69	9-8	Hunsel	Groot Koppen	Uffelse beek	6	13	58C	182,48	353,69
70	,,	,,	t.O.v.dorp	,,	11	5	,,	184,85	355,81
71	,,	,,	,,	Rennebeek	4	10	,,	184,94	355,87
72	,,	,,	,,	,,	2	9	,,	184,93	355,83
73	,,	,,	,,	,,	2	9	,,	,,	355,80
74	,,	Grathem	"Boerenbond"	Uffelse beek	7	10	,,	188,56	356,35
75	,,	,,	Buggenum	slotgracht	10	6	,,	187,52	355,47
76	,,	Heel-Panheel	Panheel	Panheelder beek	3	11	,,	188,94	353,92
77	,,	Wessem	De Speije	,,	3	5	,,	189,37	352,27
78	18-8	Maastricht	Mariënwaard	poel	11	3	61F	178,24	320,24
79	,,	,,	,,	Kanjel(zijtak)	4	12	,,	178,22	320,18
80	,,	,,	,,	,,	4	11	,,	178,20	320,12
81	,,	Meerssen	Vaeshartelt	slotgracht	11	5	,,	179,01	321,04
82	19-8	Itteren		Oude Kanjel	10	6	,,	177,21	323,18
83	,,	Borgharen		Nieuwe Kanjel	4	12	,,	176,58	320,31
84	20-8	Valkenburg-Houthem	Vroenhof	poel	9	6	62A	182,31	320,58
85	,,	Maastricht	Limmel	Kanjel	4	10	61F	177,26	320,54
86	,,	Amby	Dr.Poelsoord	,,	5	4	,,	178,80	319,26
87	,,	,,	,,	,,	4	8	,,	178,82	319,22
88	21-8	Maastricht	Limmel	poel langs spoor	11	7	,,	178,52	320,48
89	,,	,,	Nekum	zijbeekje Jeker	5	7	,,	175,07	315,44
90	,,	,,	,,	Jeker	8	6	,,	175,12	315,44
91	24-8	Swalmen	De Hout	Swalm	3	10	58G	201,52	360,49
92	,,	,,	,,	,,	5	4	,,	,,	,,
93	,,	,,	dorp	,,	5	6	,,	199,97	360,49
94	,,	,,	,,	,,	9	2	,,	,,	,,
95	,,	,,	,,	,,	7	8	,,	,,	,,
96	,,	,,	spoorlijn	,,	11	5	,,	199,65	360,39
97	,,	,,	Wieler	,,	7	4	,,	199,22	361,45
98	,,	,,	,,	,,	7	7	,,	,,	,,
99	25-8	Beesel	Hoosterhof	,,	11	4	,,	199,61	362,13
100	,,	,,	,,	,,	7	6	,,	,,	,,
101	26-8	Maastricht	t.O.v.Borgharen	Maas	7	7	61F	175,85	319,73
102	,,	,,	,,	,,	6	13	,,	175,82	319,81
103	,,	,,	,,	,,	6	11	,,	175,78	319,87
104	,,	,,	Boscherveld	Z,Willemsvaart	7	4	,,	175,03	319,67
105	,,	,,	,,	,,	7	6	,,	175,08	319,56
106	,,	,,	,,	,,	7	3	,,	175,03	319,65
107	28-8	Vaals/Wittem	Cottessen	Geul	9	3	62D	193,52	307,66
108	,,	Wittem	Vernelsbergh	,,	10	6	,,	192,82	308,61
109	,,	,,	Terpoorten	,, (waterval)	11	1	,,	192,59	308,98
110	30-8	,,	Epen	,, (Z-tak)	9	5	,,	192,60	309,34
111	,,	,,	,,	,, ,,	11	3	,,	192,68	309,31
112	,,	,,	,,	,, (N-tak)	11	3	,,	192,33	309,39
113	,,	,,	Höfke	,, (W-tak)	10	4	,,	192,49	311,03
114	,,	,,	,,	,, (O-tak)	8	5	,,	192,53	,,
115	1-9	,,	Mechelen	,, (W-tak)	11	2	,,	192,51	311,83

ijlage 1, vervolg 2

r	datum	gemeente	plaats	water	C&W	n	stfkrt	N-Z	O-W
16	1-9	Wittem	Mechelen	Geul(O-tak)	11	3	62D	192,53	311,83
17	,,	,,	,,	,, (O en W-tak)	9	2	,,	192,52	311,87
18	2-9	,,	Partij	Selzerbeek	8	4	62B	192,43	313,45
19	,,	Gulpen	"De Oude Geul"	poel	10	6	,,	191,35	314,16
20	,,	Wittem	De Bek	Geul	9	4	,,	191,99	313,39
21	7-9	,,	richting Gulpen	Eyser beek	4	12	,,	191,13	314,62
22	,,	,,	,,	,,	8	6	,,	,,	,,
23	,,	Gulpen	richting Wittem	,,	9	1	,,	191,38	314,72
24	,,	Slenaken	centrum	Gulp	11	2	62C	188,59	308,97
25	,,	,,	,,	,,	5	6	,,	189,63	309,51
26	,,	,,	Heijenrade	poel	10	9	,,	188,01	309,76
27	9-9	,,	Beutenaken	Gulp	5	7	,,	188,01	309,76
28	,,	Gulpen	na rioleringlozing	,,	5	7	62A	190,68	314,21
29	,,	,,	,,	,,	11	2	,,	,,	,,
30	,,	Wijlré	Beertsenhoven	Geul	11	1	62B	190,55	315,48
31	,,	Valkenburg-Houthem	Schin-op-Geul	,,	9	3	62A	189,98	318,35
32	,,	Wijlré	kasteel	slotgracht	11	1	62B	190,57	315,82
33	,,	Valkenburg-Houthem	Schin-op-Geul	Geul	8	5	62A	189,20	318,14
34	,,	,,	,,	,,	8	5	,,	189,22	318,12
35	,,	,,	,,	,,	8	5	,,	189,22	318,12
36	,,	,,	,, (O)	,,	8	3	,,	189,24	318,07
37	,,	,,	,, (W)	,,	9	3	,,	188,89	318,49
38	,,	,,	Genhoes	slotgracht	11	8	,,	187,98	318,51
39	,,	,,	,,	,,	11	2	,,	188,00	318,52
40	,,	,,	,,	beekje	10	7	,,	187,97	318,54
41	10-9	,,	Schaloen	Geul(Z-tak)	3	9	,,	187,62	318,53
42	,,	,,	,,	,, ,,	3	6	,,	187,56	318,56
43	,,	,,	,,	,, ,,	11	2	,,	187,51	318,62
44	,,	,,	,,	,, ,,	9	5	,,	187,42	318,91
45	,,	,,	,,	,, (N-tak)	9	3	,,	187,47	318,91
46	,,	,,	,,	slotgracht	11	2	,,	187,53	318,84
47	11-9	,,	,,	,,	11	5	,,	187,67	318,61
48	,,	,,	,,	,,	11	5	,,	187,68	318,60
49	,,	,, /Berg-Terblijt	St.Gerlach	Geul	3	7	,,	184,00	319,74
50	,,	,, /,,	,,	,,	9	2	,,	183,97	319,75
51	,,	Berg-Terblijt	Geulhem	Geul(Z-tak)	9	3	,,	183,18	319,94
52	,,	,,	,,	,, ,,	9	2	,,	,,	,,
53	,,	,,	,,	,, ,,	7	4	,,	183,17	319,93
54	,,	,,	,,	,, ,,	3	7	,,	183,15	319,92
55	,,	,,	,,	,, ,,	11	2	,,	183,12	319,92
56	,,	,,	,,	,, ,,	11	0	,,	,,	,,
57	,,	,,	,, (molen)	,, ,,	9	4	,,	182,91	320,01
58	,,	,,	,, ,,	,, ,,	5	7	,,	182,91	320,01
59	16-9	Meerssen	De Dellen	Geulke	11	4	,,	181,33	320,86
60	,,	Maastricht	overlaat Boscherveld	Maas	8	7	61F	176,87	319,26
61	,,	,,	,,	Maas	7	9	,,	176,88	319,25
62	,,	,,	,,	,,	7	5	,,	176,38	319,30
63	,,	,,	,,	,,	7	9	,,	176,13	320,04
64	,,	Ulestraten	Schietecoven	bronbeek	11	1	62A	182,23	323,53
65	18-9	Valkenburg-Houthem	Broekhem	Geul	9	2	,,	185,56	319,24
66	,,	,,	,,	,,	11	0	,,	,,	,,
67	,,	,,	Strabeek	,,	9	2	,,	185,09	319,87
68	,,	,,	,,	,,	11	0	,,	,,	,,
69	,,	,,	Op de Bleek	,,	11	1	,,	181,19	321,28
70	,,	,,	,,	,,	11	0	,,	,,	,,
71	,,	Meerssen	Vroenhof	,,	8	6	,,	181,04	320,61
72	,,	,,	,,	,,	8	4	,,	,,	,,
73	,,	,,	centrum	,, (N-tak)	8	4	,,	180,59	321,32
74	,,	,,	,,	,, ,,	8	5	,,	,,	,,

Bijlage 1, vervolg 3

nr	datum	gemeente	plaats	water	C&W	n	stfkrt	N-Z	O-W
175	18-9	Meerssen	Rothem	Geul (Z-tak)	8	7	,,	180,37	321,16
176	,,	,,	,,	,, ,,	8	6	,,	,,	321,15
177	19-9	,,	spoor	,, (N-tak)	9	2	,,	180,34	321,50
178	,,	,,	Rothem	Geulke	8	5	,,	180,14	320,97
179	,,	,,	,, (spoor)	,,	11	7	61F	179,94	321,27
180	,,	,,	,, ,,	,,	11	4	,,	,,	,,
181	,,	,,	,, (na molen)	,,	9	6	,,	179,88	321,42
182	,,	,,	,, ,,	,,	9	4	,,	179,88	321,43
183	,,	,,	,, ,,	,,	11	1	,,	179,86	321,45
184	,,	,,	,, ,,	Geul(Z-tak)	9	1	,,	179,84	321,47
185	,,	,,	,, ,,	,, (N-tak)	11	0	,,	179,86	321,54
186	,,	,,	,, ,,	,, ,,	11	3	,,	,,	,,
187	20-9	Bunde	Bunderveld	,,	8	5	,,	178,79	322,44
188	,,	,,	,,	,,	9	1	,,	,,	,,
189	,,	,,	De Meer	sloot	1	11	,,	178,09	322,69
190	,,	Itteren	Haertelsteinveld	Geul	7	4	,,	178,22	323,22
191	,,	,,	,,	,,	11	0	,,	,,	,,
192	,,	Maastricht	Geusselt	slotgracht	11	5	,,	178,42	318,98
193	21-9	Noorbeek	Wesch	bron Noor	4	5	62C	183,64	309,13
194	,,	,,	,,	Noor	5	4	,,	183,63	309,09
195	22-9	Kerkrade	Ham	slotgracht	10	5	62E	201,99	320,36
196	,,	Hoensbroek	kasteel	slotgracht	10	3	60D	192,28	325,40
197	,,	,,	,,	,,	11	2	,,	192,32	325,43
198	,,	,,	,,	,,	10	5	,,	192,40	325,43
199	,,	,,	,,	,,	11	2	,,	192,43	325,42
200	,,	Heel&Panheel	Heel	Slijbeek	6	14	58D	190,71	354,19
201	,,	,,	Osen	,,	11	3	,,	192,50	354,46
202	,,	,,	bij Wessem	,,	6	9	58C	189,96	353,91
203	,,	Wessem	Pol	Maastak	7	10	58D	190,68	353,09
204	,,	,,	,,	,,	11	5	,,	,,	,,
205	,,	,,	,,	,,	11	4	,,	190,69	,,
206	25-9	Roermond	Leeuwen	Oude Roer	5	9	,,	197,14	358,13
207	,,	,,	,,	,,	11	7	,,	,,	358,16
208	,,	,,	,,	,,	5	6	,,	197,13	358,18
209	,,	,,	Grote Stadsweide	Maastak	7	3	,,	196,88	357,97
210	,,	,,	,,	,,	11	5	,,	196,87	,,
211	,,	,,	,,	,,	7	5	,,	196,85	357,90
212	,,	,,	,,	,,	7	4	,,	196,84	357,88
213	,,	,,	,,	Maas	7	6	,,	196,76	357,88
214	,,	,,	,,	,,	7	2	,,	,,	,,
215	,,	,,	,,	,,	11	4	,,	196,75	357,98
216	,,	Maasbracht	Grote Beemd	oude Maasloop	11	4	,,	190,50	352,23
217	,,	,,	,,	,,	7	5	,,	190,49	352,24
218	27-9	Linne/Maasbracht	Brachterbeek	Vlootbeek	1	8	,,	192,58	351,30
219	,,	Maasbracht	Grote Beemd	oude Maasloop	11	4	,,	191,40	352,86
220	,,	,,	,,	,,	11	4	,,	,,	,,
221	,,	,,	,,	,,	10	3	,,	191,07	352,50
222	28-9	Geulle	Geul	Walsbeek	4	11	59H	179,74	326,64
223	,,	,,	,,	,,	10	6	,,	179,71	326,63
224	,,	,,	huis Geulle	slotgracht	10	6	,,	179,80	326,20
225	,,	,,	,,	,,	10	6	,,	,,	,,
226	,,	Born-Obbicht/Papenhoven	Nattenhoven	bron Kingsbeek	11	3	60C	182,74	336,17
227	,,	,, /,,	,,	,,	5	5	,,	182,73	336,18
228	29-9	Maasbracht	Grote Beemd	oude Maasloop	11	14	58D	190,96	352,31
229	,,	,,	,,	,,	11	7	,,	190,93	352,31
230	,,	,,	,,	,,	10	8	,,	190,30	352,13
231	,,	,,	,,	,,	10	11	,,	190,29	352,12
232	30-9	Linne	Weerd	Maas	6	5	,,	192,18	353,27
233	,,	,,	,,	,,	7	3	,,	192,20	353,27
234	,,	,,	,,	,,	11	1	,,	192,08	353,29

Bijlage 1, vervolg 4

nr	datum	gemeente	plaats	water	C&W	n	stfkrt	N-Z	O-W
235	30-9	Linne	Weerd	Maas	11	6	58D	192,06	353,29
236	,,	,,	,,	,,	7	6	,,	192,02	353,28
237	,,	Roermond	Spik	zijbeek Eppenbeek	4	7	58G	200,35	356,56
238	,,	,,	Asenray	Maasnielder beek	3	6	,,	201,64	356,87
239	,,	,,	Tuserhof	,,	1	10	,,	200,70	355,27
240	,,	,,	Kloosterhof	,,	4	4	58D	199,25	354,58
241	,,	,,	Mozartstraat	,,	4	4	,,	198,62	354,55
242	1-10	Melick-Herkenbosch	Herkenboscher Broek	Riemerbeek	2	7	58G	203,33	351,53
243	,,	,,	Herkenbosch-O	sloot	11	6	,,	,,	351,84
244	5-10	Brunssum	Staatsmijn Hendrik	Rode Beek	5	5	60D	197,32	327,92
245	,,	,,	,,	Rode Beek	5	6	,,	197,33	327,91
246	,,	,,	,,	,,	3	11	,,	197,35	327,90
247	,,	,,	Brunsummer Heide	,,	9	7	,,	197,64	327,58
248	,,	,,	,,	,,	11	3	,,	197,66	327,54
249	7-10	Posterholt	t.Z.v.dorp	Vlootbeek	1	9	60B	199,98	347,48
250	,,	Echt	Echterbroek	Putbeek	5	6	,,	195,10	346,43
251	,,	,,	,,	Pepinusbeek	3	6	,,	194,28	346,11
252	,,	Montfort	dorpskern	Vlootbeek	5	3	,,	194,18	348,16
253	8-10	Maasbracht	Reigelsbroek	Vlootbeek	11	2	,,	192,10	349,21
254	,,	,,	,,	,,	2	8	,,	,,	,,
255	,,	Echt	De Doort	plas	4	12	60A	187,71	344,60

256 t/m 296: geen stafkaartkoördinaten bepaald (ook geen watermonsters)

256	11-5	Valkenburg	Schaloen	Geul	5	6	
257	13-5	,,	Neerhem	Geul	9	4	
258	16-5	Geleen	Sweikhuizen	poel	10	9	
259	,,	Susteren	De Doort	Middelgraaf	3	7	
260	17-5	Melick-Herkenbosch	kasteel Daelenbroek	slotgracht	10	7	(ook 1-10 opgenomen)
261	,,	,,	,,	beekje	5	5	,,
262	24-5	Heerlen	De Rasch	vijver	8	6	
263	11-6	Gulpen	Wageler Bosch	poel	4	7	
264	,,	,,	Landsrade	poel	4	3	
265	,,	,,	Bissen	poel	11	4	
266	,,	,,	De Molt	poel	4	4	
267	,,	Vaals	Vijler bos	plas in bos	4	4	
268	12-6	Meerssen	Meerssenhove	plas	10	4	
269	,,	,,	,,	,,	10	3	
270	,,	Geulle	Geuller bos	plas	11	4	
271	,,	Elsloo	kasteel	vijver	11	4	
272	16-6	Maastricht	Boscherveld	kanaal	11	3	
273	17-6	Wijnandsrade	kasteel	slotgracht	9	4	
274	28-6	Strijthagen	bij visvijvers	Strijthagerbeek	11	1	
275	29-6	Swalmen	grens	poel	4	5	
276	8-8	Horn	kasteel	slotgracht	10	2	
277	17-8	Vaals	Weyerbroek	vijver	11	7	
278	,,	Ulestraten	Vliek	vijvers	5	3	
279	19-8	Maastricht	Vaeshartelt	sloot	4	3	
280	20-8	,,	Bethlehem	gracht	6	6	
281	25-8	Swalmen	vlak bij Maas	Swalm	11	3	
282	,,	Roermond	Tegelreije	gracht	10	3	
283	,,	,,	Maasniel	beek langs weg	11	3	
284	9-9	Gulpen	Neubourg	slotgracht	11	2	
285	23-9	Heel		Maas	7	2	
286	25-9	Haelen	De Weerd	Maastak	7	6	
287	26-9	Roosteren/Born	Illikhoven	Kingsbeek	11	3	
288	28-9	Stein	Missiehuis	gracht	11	2	
289	30-9	Roermond	stad	Maasnielder beek	10	3	
290	6-10	Brunssum	Brunssummer Heide	plas	11	4	
291	,,	Schinveld	autoweg	Rode Beek	3	4	
292	8-10	Maasbracht	Reigelsbroek	sloot	4	4	

Bijlage 1, vervolg 5

nr	datum	gemeente	plaats	water	C&W	n
293	8-10	Echt/Maasbracht		Vulensbeek	11	6
294	,,	Born	Holtum	slotgracht	11	2
295	,,	,,	Wolfrath	,,	10	4
296	,,	Nieuwstadt	Millen	,,	5	4

Bijlagen 5, 1 t/m 49

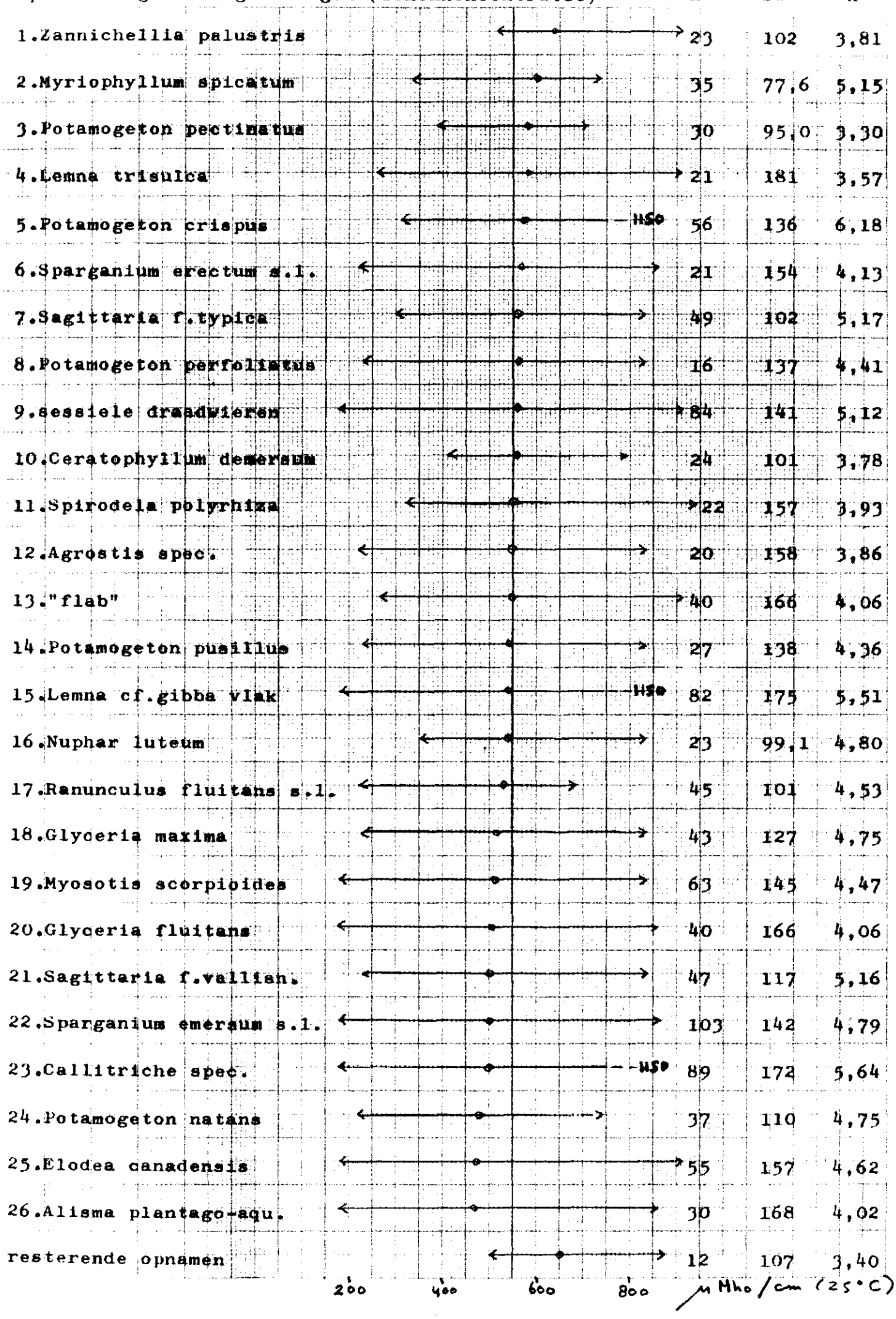
OEKOGRAMMEN DER 26 MEEST AANGETROFFEN SOORTEN / KATEGORIEËN VOLGENS 49 OEKOLOGISCHE VARIABELEN
vermelding van aantal waarnemingen per soort en variabele (n), standaardafwijking van het berekende gemiddelde per soort en variabele (SW) en de koherentiefaktor van de waarnemingen (k)

Chemische variabelen 3, 5 t/m 17 : opgave in mg/l.

De 26 soorten / kategorieën zijn per variabele volgens aflopende waarden voor 't gemiddelde voor de desbetreffende variabele gerangschikt.

Zuurgraad (pH) ')	n	SW	k
1.Ceratophyllum demersum	24	.458	3,49
2.Myriophyllum spicatum	35	.444	4,95
3."flab"	31	.584	4,63
4.Zannichellia palustris	23	.214	3,28
5.Lemna trisulca	21	.518	4,45
6.Spirodela polyrhiza	21	.485	4,12
7.Ranunculus fluitans s.l.	44	.314	3,83
8.Potamogeton pectinatus	30	.316	3,17
9.Potamogeton perfoliatus	16	.361	3,05
10.Potamogeton crispus	56	.541	5,73
11.Lemna cf.gibba vlak	81	.589	6,11
12.Sparganium erectum s.l.	21	.476	5,04
13.Nuphar luteum	23	.353	4,26
14.sessiele draadwieren	84	.417	6,00
15.Potamogeton natans	37	.555	4,32
16.Sagittaria f.vallisn.	47	.328	3,66
17.Potamogeton pusillus	27	.292	3,42
18.Sagittaria f.typica	49	.332	3,62
19.Myosotis scorpioides	63	.529	5,10
20.Sparganium emersum s.l.	103	.459	5,45
21.Glyceria maxima	43	.480	4,58
22.Callitriche spec.	89	.594	6,06
23.Agrostis spec.	20	.591	3,39
24.Elodea canadensis	54	.537	5,03
25.Glyceria fluitans	40	.598	4,18
26.Alisma plantago-aqu.	30	.697	4,02
esterende opnamen	12	.275	2,91

') zie opmerking pag. 77 omtrent gemiddelde pH


Specifiek geleidingsvermogen (ionenkoncentratie)
n
SW
k
1.Zannichellia palustris 23 102 3,81
2.Myriophyllum spicatum 35 77,6 5,15
3.Potamogeton pectinatus 30 95,0 3,30
4.Lemna trisulca 21 181 3,57
5.Potamogeton crispus 56 136 6,18
HSO
6.Sparganium erectum s.l. 21 154 4,13
7.Sagittaria f.typica 49 102 5,17
8.Potamogeton perfoliatus 16 137 4,41
9.sessiele draadwieren 84 141 5,12
10.Ceratophyllum demersum 24 101 3,78
11.Spirodela polyrhiza 22 157 3,93
12.Agrostis spec. 20 158 3,86
13."flab" 40 166 4,06
14.Potamogeton pusillus 27 138 4,36
15.Lemna cf.gibba vlak 82 175 5,51
HSO
16.Nuphar luteum 23 99,1 4,80
17.Ranunculus fluitans s.l. 45 101 4,53
18.Glyceria maxima 43 127 4,75
19.Myosotis scorpioides 63 145 4,47
20.Glyceria fluitans 40 166 4,06
21.Sagittaria f.vallisn. 47 117 5,16
22.Sparganium emersum s.l. 103 142 4,79
23.Callitriche spec. 89 172 5,64
HSO
24.Potamogeton natans 37 110 4,75
25.Elodea canadensis 55 157 4,62
26.Alisma plantago-aqu. 30 168 4,02
resterende opnamen 12 107 3,40
200
400
600
800
µMho/cm (25°C)

Chloride-gehalte	10 30 50 70	n	SW	k
1.Potamogeton pectinatus		30	14,6	3,91
2.Sagittaria f.typica		49	12,5	4,41
3.Potamogeton perfoliatus		16	8,14	4,05
4.Potamogeton pusillus		27	7,46	4,29
5.Spirodela polyrhiza		21	7,59	4,35
6.Sagittaria f.vallisn.		47	9,10	5,82
7.Nuphar luteum		23	10,7	5,33
8.Ceratophyllum demersum		24	11,2	4,89
9.Glyceria maxima		43	11,4	4,99
10.Elodea canadensis		54	12,1	3,81
11.Glyceria fluitans		40	13,8	4,57
12.Potamogeton natans		37	11,1	3,96
13.Lemna cf.gibba vlak		80	11,5	4,35
14."flab"		31	11,4	4,02
15.Alisma plantago-aqu.		30	12,2	3,43
16.Sparganium emersum s.l.		103	12,6	5,01
17.Callitriche spec.		88	12,3	4,04
18.Myosotis scorpioides		63	13,1	3,82
19.Sparganium erectum s.l.		21	15,2	3,81
20.Lemna trisulca		21	8,96	4,13
21.Potamogeton crispus		55	10,9	3,50
22.Agrostis spec.		20	13,8	2,89
23.sessiele draadwieren		84	12,0	3,35
24.Ranunculus fluitans s.l.		44	13,1	2,97
25.Zannichellia palustris		23	8,56	3,74
26.Myriophyllum spicatum		35	9,19	3,92
resterende opnamen		12	9,75	2,77

Gehalte aan bicarbonaat-ionen (opgave in mgr.equ./l.)	n	SW	k
1.Zannichellia palustris	23	.276	4,89
2.Myriophyllum spicatum	35	1,06	3,81
3.Potamogeton crispus	55	1,40	4,15
4.Ranunculus fluitans s.l.	44	1,43	2,79
5.Sparganium erectum s.l.	21	1,45	4,60
6.sessiele draadwieren	84	1,52	3,82
7.Lemna trisulca	21	1,48	3,36
8.Ceratophyllum demersum	24	.925	3,46
9.Agrostis spec.	20	1,67	2,79
10."flab"	31	1,23	4,10
11.Potamogeton pectinatus	30	.800	3,81
12.Myosotis scorpioides	63	1,54	3,74
13.Nuphar luteum	23	.872	3,73
14.Lemna cf.gibba vlak	80	1,40	4,78
15.Glyceria maxima	43	1,32	4,39
16.Sagittaria f.typica	49	.891	4,16
17.Sparganium emersum s.l.	103	1,45	3,99
18.Spirodela polyrhiza	21	.877	4,62
19.Glyceria fluitans	40	1,40	4,80
20.Callitriche spec.	88	1,46	3,45
21.Potamogeton perfoliatus	16	.759	3,09
22.Potamogeton pusillus	27	.974	3,54
23.Potamogeton natans	37	1,20	3,29
24.Sagittaria f.vallisn.	47	1,07	5,33
25.Alisma plantago-aqu.	30	1,40	4,80
26.Elodea canadensis	54	.988	5,11
esterende opnamen	12	.496	4,24

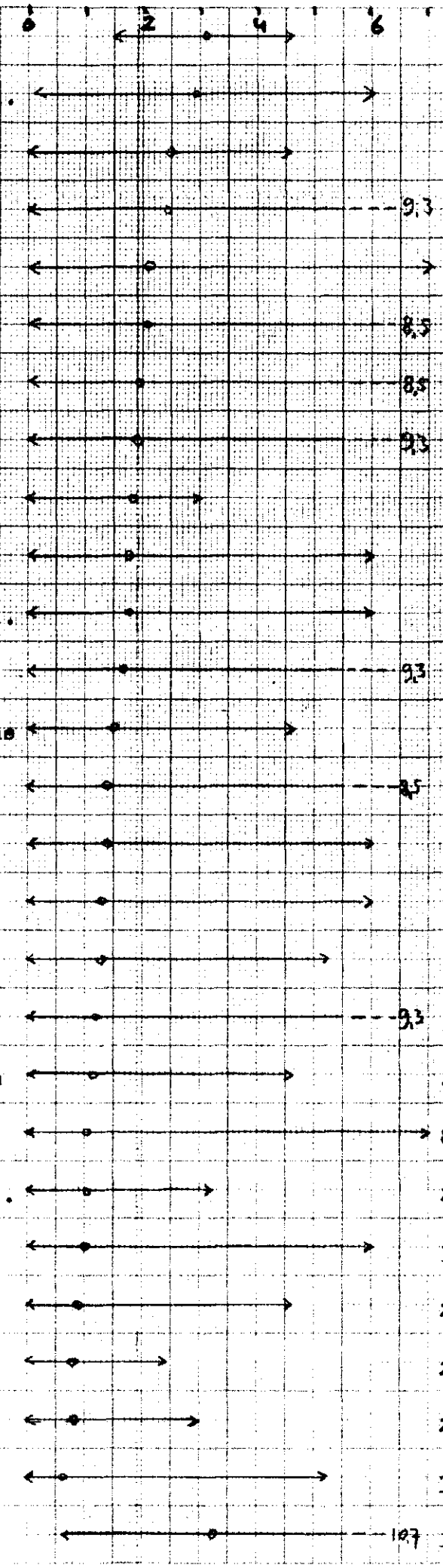
Gehalte aan vrijeorthofosfaat(PO_4''', opgave in mg P/l)

	n	SW	k
1.Zannichellia palustris	23	.209	4,80
2.Ranunculus fluitans s.l.	44	.251	3,92
3.Myriophyllum spicatum	35	.234	4,42
4.sessiele draadwieren	84	.285	3,63
5.Potamogeton crispus	55	.295	3,49
6.Myosotis scorpioides	63	.254	3,07
7.Sparganium emersum s.l.	103	.268	3,85
8.Sparganium erectum s.l.	21	.289	2,93
9.Agrostis spec.	20	.255	3,03
10.Glyceria fluitans	40	.208	4,02
11.Sagittaria f.typica	49	.194	5,33
12.Ceratophyllum demersum	24	.212	3,78
13.Sagittaria f.vallisn.	47	.206	5,03
14.Callitriche spec.	88	.187	4,15
15.Elodea canadensis	54	.154	3,91
16.Glyceria maxima	43	.160	3,84
17.Lemna cf.gibba vlak	80	.176	4,82
18.Potamogeton natans	37	.217	3,90
19.Potamogeton perfoliatus	16	.145	3,89
20.Spirodela polyrhiza	21	.123	3,45
21.Alisma plantago-aqu.	30	.146	4,82
22.Potamogeton pectinatus	30	.096	3,08
23.Lemna trisulca	21	.182	4,41
24.Potamogeton pusillus	27	.093	4,33
25."flab"	31	.156	5,17
26.Nuphar luteum	23	.071	4,18
esterende opnamen	12	.319	3,11

Totaal gehalte aan fosfaten (opgave in mg P/l)

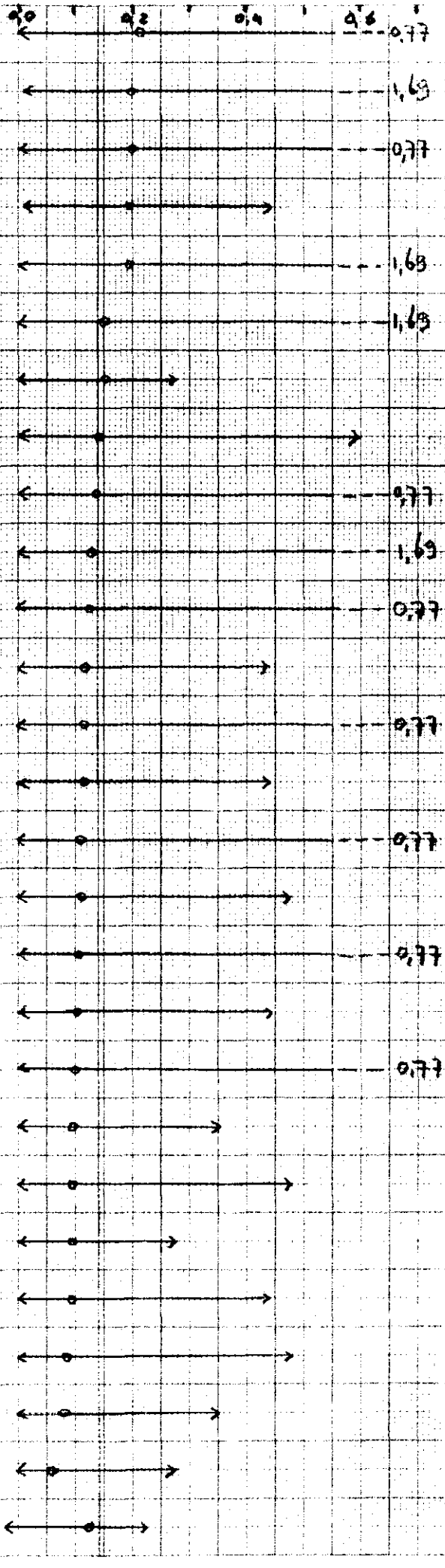
		n	SW	k
1.Zannichellia palustris	.044	23	.378	5,26
2.Ranunculus fluitans s.l.	.059	44	.394	5,01
3.Potamogeton crispus	.006	55	.807	5,37
4.Myriophyllum spicatum	.013	35	.276	5,36
5.sessiele draadwieren	.006	84	.474	5,21
6.Sparganium erectum s.l.	.018	21	.690	4,50
7.Glyceria fluitans	.011	40	.794	4,90
8.Agrostis spec.	.014	20	.505	3,99
9.Alisma plantago-aqu.	.014	30	.859	4,53
10.Myosotis scorpioides	.006	63	.356	5,69
11.Lemna trisulca	.018	21	.608	3,31
12.Sparganium emersum s.l.	.006	103	.502	8,64
13.Spirodela polyrhiza	.024	21	.806	4,81
14.Lemna cf.gibba vlak	.006	80	.604	6,45
15.Sagittaria f.typica	.018	49	.268	5,50
16.Sagittaria f.vallisn.	.017	47	.283	5,23
17.Callitriche spec.	.006	88	.285	7,09
18.Ceratophyllum demersum	.018	24	.210	3,77
19.Elodea canadensis	.006	54	.199	5,15
20.Potamogeton pusillus	.052	27	.218	4,99
21.Potamogeton natans	.018	37	.308	4,23
22.Glyceria maxima	.006	43	.166	3,70
23.Potamogeton perfoliatus	.040	16	.157	3,77
24."flab"	.013	31	.168	4,74
26.Nuphar luteum	.018	30	.092	3,03
25.Potamogeton pectinatus	.023	23	.080	3,55
esterende opnamen	.062	12	.393	3,64

Gehalte aan nitraten (opgave in mg N/l)



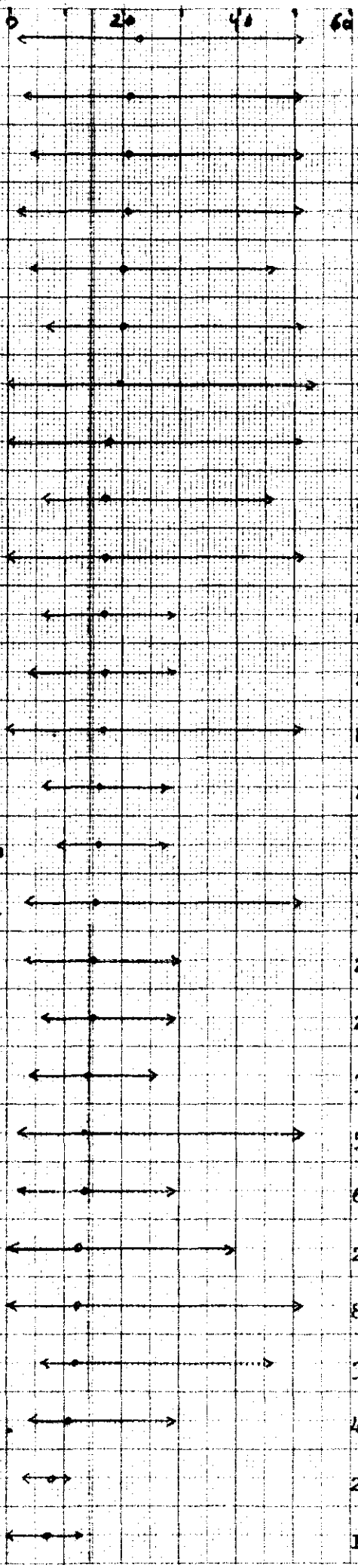
	n	SW	k
1.Zannichellia palustris	23	0,92	3,37
2.Ranunculus fluitans s.l.	44	1,36	4,35
3.Myriophyllum spicatum	35	1,27	3,64
4.sessiele draadwieren	84	1,76	5,29
5.Agrostis spec.	20	2,18	3,21
6.Potamogeton crispus	55	1,58	5,40
7.Myosotis scorpioides	63	1,87	4,55
8.Glyceria fluitans	40	2,30	4,05
9.Potamogeton pectinatus	30	1,09	2,75
10.Sagittaria f.typica	49	1,52	3,96
11.Sparganium emersum s.l.	103	1,63	3,69
12.Callitriche spec.	88	2,03	4,59
13.Potamogeton perfoliatus	16	1,32	3,48
14.Glyceria maxima	43	1,88	4,52
15.Sagittaria f.vallisn.	47	1,72	3,48
16.Elodea canadensis	54	1,63	3,68
17.Nuphar luteum	23	1,34	3,87
18."flab"	31	2,01	4,62
19.Ceratophyllum demersum	24	1,36	3,39
20.Lemna cf.gibba vlak	80	1,37	5,12
21.Sparganium erectum s.l.	21	1,16	2,76
22.Potamogeton natans	37	1,78	3,37
23.Spirodela polyrhiza	21	1,08	4,26
24.Potamogeton pusillus	27	0,72	3,33
25.Lemna trisulca	21	0,96	3,13
26.Alisma plantago-aqu.	30	1,07	4,84
resterende opnamen	12	2,53	3,99

Gehalte aan nitrieten (opgave in mg N/l)	n	SW	k
1.Potamogeton pectinatus	30	.252	3,07
2.Ranunculus fluitans s.l.	44	.241	6,97
3.Sagittaria f.typica	49	.222	3,48
4.Zannichellia palustris	23	.097	4,40
5.Potamogeton perfoliatus	16	.392	4,32
6.Sparganium emersum s.l.	102	.188	8,96
7.Myriophyllum spicatum	35	.718	3,77
8.sessiele draadwieren	84	.098	6,07
9.Sagittaria f.vallisn.	47	.148	5,22
10.Elodea canadensis	53	.239	7,06
11.Glyceria fluitans	39	.154	5,02
12.Myosotis scorpioides	63	.099	4,39
13.Nuphar luteum	23	.176	4,38
14.Potamogeton crispus	55	.089	4,91
15.Ceratophyllum demersum	24	.166	4,65
16.Spirodela polyrhiza	21	.120	3,93
17.Sparganium erectum s.l.	21	.171	4,52
18.Callitriche spec.	88	.096	4,55
19.Glyceria maxima	43	.147	5,26
20.Agrostis spec.	20	.101	3,48
21.Lemna cf.gibba vlak	80	.104	4,53
22.Potamogeton pusillus	27	.087	3,10
23.Potamogeton natans	37	.116	3,76
24."flab"	31	.117	4,02
25.Lemna trisulca	21	.117	3,00
26.Alisma plantago-aqu.	29	.082	3,30
resterende opnamen	12	.066	2,99



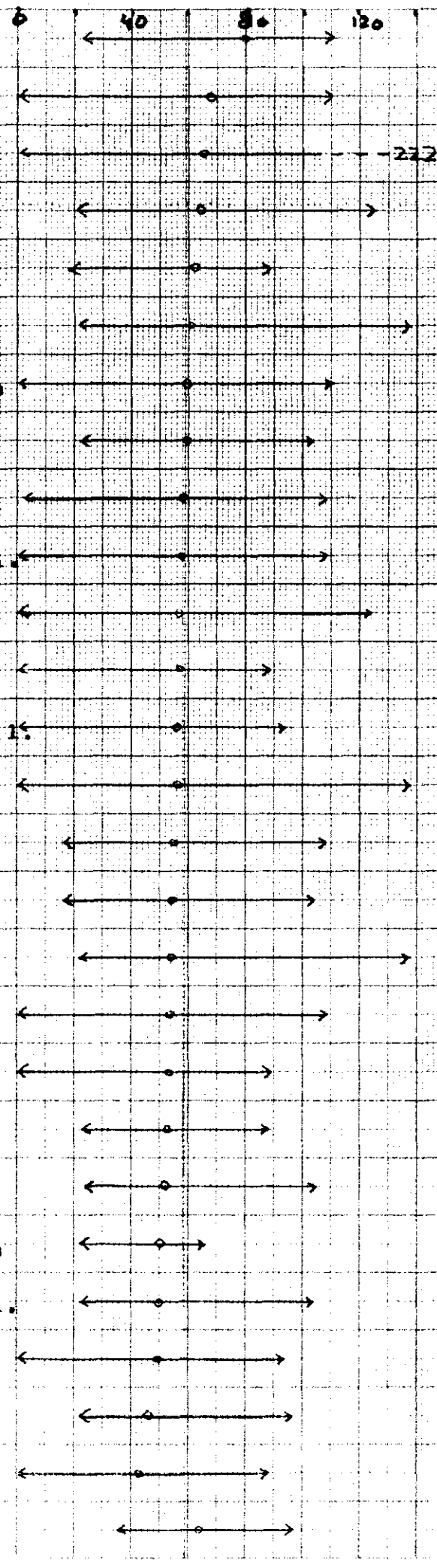
Gehalte aan ammonium (opgave in mg N/l)	n	SW	k
1.Potamogeton pusillus	27	1,46	3,82
2.Sparganium erectum s.l.	21	2,08	4,18
3.Glyceria fluitans	40	1,66	5,23
4.Agrostis spec.	20	1,33	4,06
5.Sagittaria f.vallisn.	47	0,95	3,43
6.Sparganium emersum s.l.	103	1,23	7,06
7.Spirodela polyrhiza	21	1,16	4,28
8.Zannichellia palustris	23	1,79	4,86
9.Sagittaria f.typica	49	1,06	4,69
10.Lemna cf.gibba vlak	80	1,58	7,70
11.Elodea canadensis	54	1,04	4,80
12.Callitriche spec.	88	1,03	5,25
13.Potamogeton natans	37	0,77	2,79
14.Potamogeton pectinatus	30	0,80	2,62
15.Lemna trisulca	21	1,33	4,19
16.sessiele draadwieren	84	0,91	5,48
17.Alisma plantago-aqu.	30	1,06	5,09
18.Potamogeton perfoliatus	16	0,83	3,02
19.Nuphar luteum	23	0,87	3,74
20.Potamogeton crispus	55	0,85	3,90
21.Myosotis scorpioides	63	0,74	4,22
22.Glyceria maxima	43	0,69	4,73
23.Ranunculus fluitans s.l.	44	0,56	4,76
24."flab"	31	0,52	4,61
25.Myriophyllum spicatum	35	0,30	2,68
26.Ceratophyllum demersum	24	0,39	4,94
resterende opnamen	12	0,19	3,81

Chemical Oxygen Demand (mg/l)



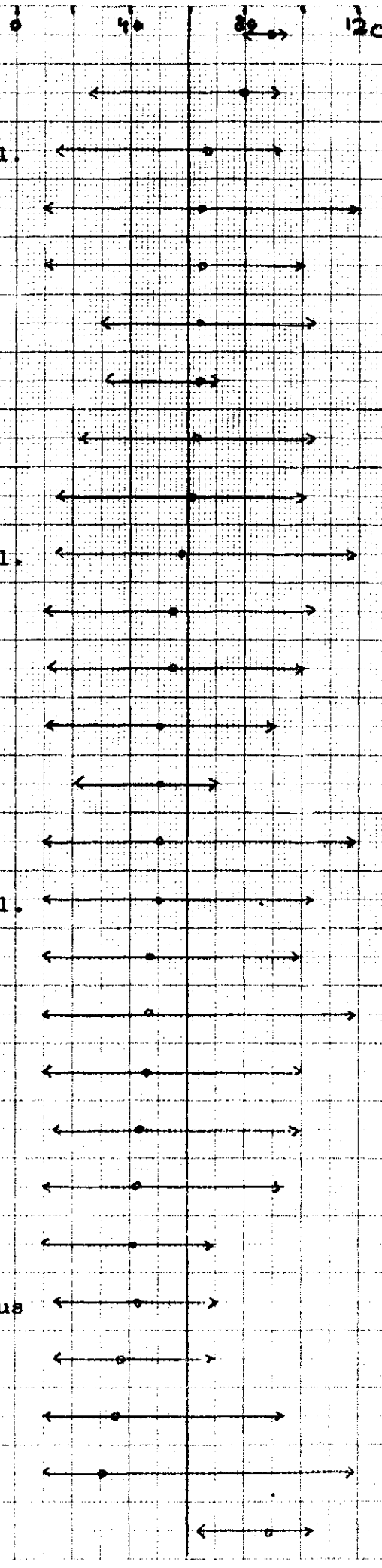
	n	SW	k
1.Alisma plantago-aqu.	30	13,9	3,45
2.Elodea canadensis	53	11,0	4,37
3.Spirodela polyrhiza	21	11,6	4,05
4.Glyceria maxima	40	10.6	4,82
5.Potamogeton pusillus	27	11,6	3,62
6.Potamogeton natans	37	9,37	4,70
7.Lemna cf.gibba vlak	79	11,4	4,65
8.Glyceria fluitans	40	10,7	4,82
9.Sagittaria f.typica	49	7,80	5,13
10."flab"	31	10,8	4,73
11.Sagittaria f.vallisn.	47	6,54	3,52
12.Ceratophyllum dem.	24	7,38	3,39
13.Callitriche spec.	87	11,3	4,52
14.Nuphar luteum	23	6,56	3,35
15.Potamogeton perfoliatus	16	6,08	3,12
16.Sparganium emersum s.l.	102	9,74	4,93
17.Lemna trisulca	21	9,36	2,89
18.Sparganium erectum s.l.	21	6,65	3,46
19.Potamogeton pectinatus	30	6,15	3,41
20.Potamogeton crispus	54	11,0	4,47
21.Myosotis scorpioides	62	8,00	3,38
22.Agrostis spec.	20	10,2	3,83
23.sessiele draadwieren	83	7,91	6,44
24.Myriophyllum spicatum	35	8,26	4,84
25.Ranunculus fluitans s.l.	44	4,47	5,60
26.Zannichellia palustris	23	2,24	3,57
27.overige soorten	12	3,56	3,66

Gehalte aan sulfaat-ionen

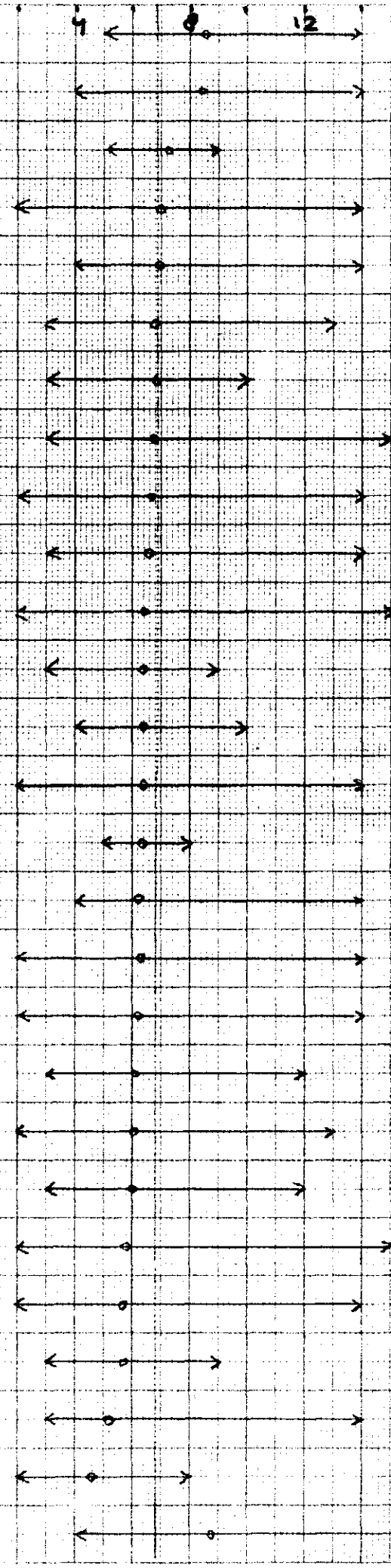


	n	SW	k
1.Potamogeton pectinatus	30	20,4	4,27
2.Sagittaria f.typica	49	25,8	4,23
3.Sagittaria f.vallisn.	47	37,1	5,95
4.Ceratophyllum demersum	24	26,8	3,84
5.Spirodela polyrhiza	21	17,5	3,31
6.Glyceria fluitans	40	26,7	4,32
7.Potamogeton perfoliatus	16	29,3	3,73
8.Nuphar luteum	23	24,1	3,32
9.Potamogeton natans	37	27,5	4,18
10.Sparganium emersum s.l.	103	24,5	4,78
11.Lemna cf.gibba vlak	80	24,4	5,05
12.Potamogeton pusillus	27	24,4	3,57
13.Ranunculus fluitans s.l.	44	22,6	4,07
14.Callitriche spec.	88	26,6	5,12
15.Glyceria maxima	43	25,1	3,63
16.sessiele draadwieren	84	19,6	4,44
17.Agrostis spec.	20	22,9	5,02
18.Elodea canadensis	54	24,0	4,47
19.Potamogeton crispus	55	19,3	4,56
20.Myriophyllum spicatum	35	10,1	6,46
21."flab"	31	21,9	3,66
22.Zannichellia palustris	23	10,9	3,94
23.Sparganium erectum s.l.	21	20,7	3,87
24.Myosotis scorpioides	63	19,8	4,64
25.Lemna trisulca	21	17,7	4,40
26.Alisma plantago-aqu.	30	18,9	4,60
esterende opnamen	12	18,4	3,26

Gehalte aan calcium-ionen	n	SW	k
1.Zannichellia palustris	23	3,10	4,52
2.Myriophyllum spicatum	35	19,1	3,41
3.Ranunculus fluitans s.l.	44	25,8	3,03
4.sessiele draadwieren	84	28,8	3,82
5.Potamogeton crispus	55	25,8	3,49
6.Ceratophyllum demersum	24	19,9	3,67
7.Potamogeton pectinatus	30	8,65	3,35
8.Lemna trisulca	21	25,6	3,13
9.Agrostis spec.	20	30,9	2,79
10.Sparganium erectum s.l.	21	27,0	3,85
11."flab"	31	22,0	4,23
12.Myosotis scorpioides	63	28,6	3,07
13.Sagittaria f.typica	49	19,2	3,59
14.Nuphar luteum	23	17,3	2,83
15.Lemna cf.gibba vlak	80	25,3	4,27
16.Sparganium emersum s.l.	103	27,1	3,43
17.Glyceria maxima	43	22,8	3,86
18.Glyceria fluitans	40	26,9	4,02
19.Callitriche spec.	88	26,3	3,42
20.Sagittaria f.vallisn.	47	20,1	4,17
21.Spirodela polyrhiza	21	17,8	4,60
22.Potamogeton natans	37	16,3	3,56
23.Potamogeton perfoliatus	16	18,8	2,97
24.Potamogeton pusillus	27	16,0	3,38
25.Elodea canadensis	54	19,8	4,19
26.Alisma plantago-aqu.	30	24,9	4,34
resterende opnamen	12	11,7	3,26



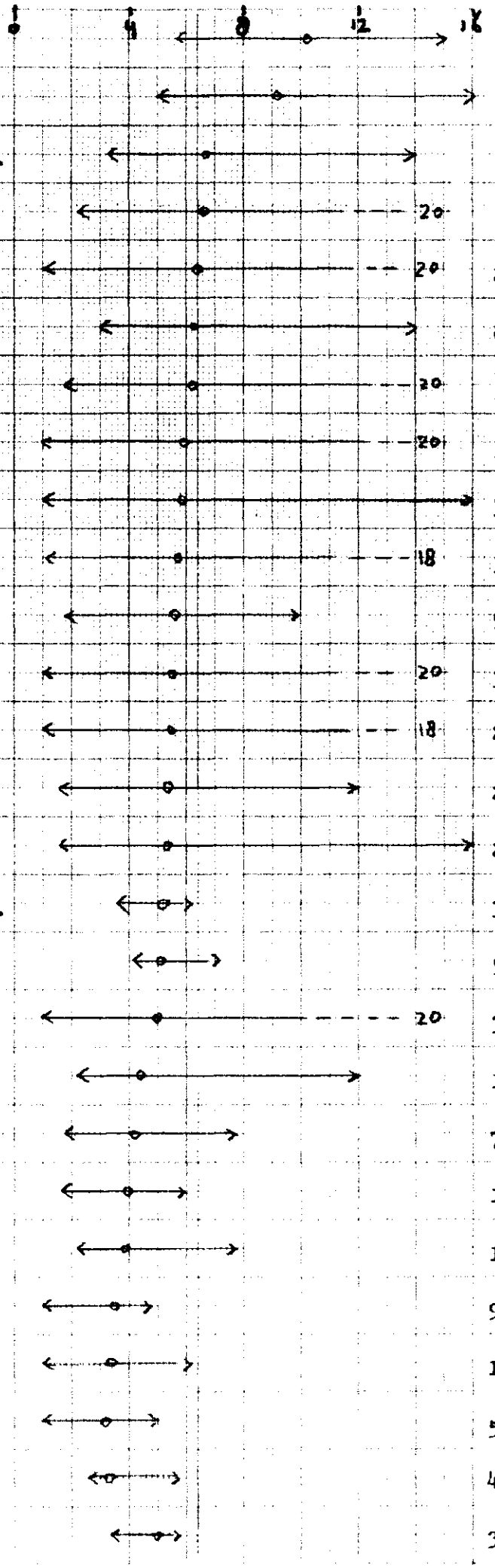
Gehalte aan magnesium-ionen	n	SW	k
1.Ceratophyllum demersum	24	2,50	3,60
2.Ranunculus fluitans s.l.	44	2,78	3,59
3.Potamogeton pectinatus	30	1,51	2,64
4.sessiele draadwieren	84	2,67	4,50
5.Zannichellia palustris	23	2,44	4,10
6."flab"	31	2,63	3,80
7.Sagittaria f.typica	49	1,94	3,61
8.Glyceria maxima	43	2,51	4,78
9.Potamogeton crispus	55	2,67	4,49
10.Potamogeton natans	37	2,79	3,95
11.Myosotis scorpioides	63	2,66	4,89
12.Nuphar luteum	23	1,77	3,40
13.Potamogeton perfoliatus	16	2,06	2,92
14.Spirodela polyrhiza	21	2,34	5,13
15.Myriophyllum spicatum	35	.708	4,24
16.Sagittaria f.vallisn.	47	2,27	4,40
17.Lemna cf.gibba vlak	80	2,74	4,37
18.Sparganium emersum s.l.	103	2,30	5,22
19.Lemna trisulca	21	2,05	4,40
20.Glyceria fluitans	40	2,62	4,20
21.Sparganium erectum s.l.	21	1,94	4,64
22.Callitriche spec.	88	2,59	5,03
23.Elodea canadensis	54	2,34	5,13
24.Potamogeton pusillus	27	1,70	3,54
25.Agrostis spec.	20	2,48	4,43
26.Alisma plantago-aqu.	30	1,61	3,74
resterende opnamen	12	3,59	3,35



Gehalte aan natrium-ionen	n	Sw	k
1.Potamogeton pectinatus	30	12,0	3,92
2.Sagittaria f.typica	49	11,1	3,86
3.Potamogeton perfoliatus	16	7,68	3,39
4.Nuphar luteum	23	10,1	4,45
5.Spirodela polyrhiza	21	5,07	3,16
6.Sagittaria f.vallisn.	47	7,43	5,92
7.Potamogeton pusillus	27	5,93	3,88
8.Ceratophyllum demersum	24	9,87	4,56
9.Glyceria fluitans	40	9,18	5,23
10.Glyceria maxima	43	8,60	5,24
11.Potamogeton natans	36	6,16	4,71
12.Elodea canadensis	54	7,09	4,37
13.Lemna cf.gibba vlak	79	7,80	5,38
14.Sparganium emersum s.l.	102	7,62	6,30
15.Alisma plantago-aqu.	30	6,91	3,62
16.Sparganium erectum s.l.	21	10,8	4,24
17."flab"	31	8,35	3,83
18.Potamogeton crispus	55	7,99	4,01
19.Callitriche spec.	88	6,94	4,18
20.Myosotis scorpioides	63	7,02	3,71
21.Agrostis spec.	20	8,79	3,19
22.sesiele draadwieren	83	6,57	4,26
23.Ranunculus fluitans s.l.	42	5,29	3,40
24.Lemna trisulca	21	6,76	4,15
25.Myriophyllum spicatum	35	5,13	4,29
26.Zannichellia palustris	23	2,78	5,04
resterende opnamen	11	5,12	3,51

Gehalte aan kalium-ionen	n	SW	k
1.Potamogeton pusillus	27	5,73	3,14
2.Elodea canadensis	54	6,17	3,24
3.Alisma plantago-aqu.	30	6,58	2,89
4.Spirodela polyrhiza	21	5,47	3,29
5.Glyceria maxima	43	6,05	3,97
6.Sagittaria f.typica	49	4,84	4,96
7.Lemna cf.gibba vlak	80	5,99	4,01
8.Potamogeton perfoliatus	16	4,24	4,01
9.Potamogeton natans	37	6,28	3,82
10.Ceratophyllum demersum	24	5,87	3,75
11.Sagittaria f.vallisn.	47	4,24	5,66
12.Sparganium emersum s.l.	103	5,10	4,71
13.Glyceria fluitans	40	5,16	5,04
14.Nuphar luteum	23	3,99	4,51
15.Lemna trisulca	21	5,67	4,05
16.Callitriche spec.	88	4,83	4,35
17.Myosotis scorpioides	63	4,82	4,98
18.Myriophyllum spicatum	35	4,93	3,45
19.Potamogeton pectinatus	30	.814	4,92
20.sessiele draadwieren	84	4,28	6,08
21."flab"	31	5,12	4,69
22.Potamogeton crispus	55	3,42	5,56
23.Ranunculus fluitans s.l.	44	3,05	5,91
24.Agrostis spec.	20	3,99	5,02
25.Sparganium erectum s.l.	21	1,33	3,77
26.Zannichellia palustris	23	.988	4,05
esterende opnamen	12	7,78	2,96

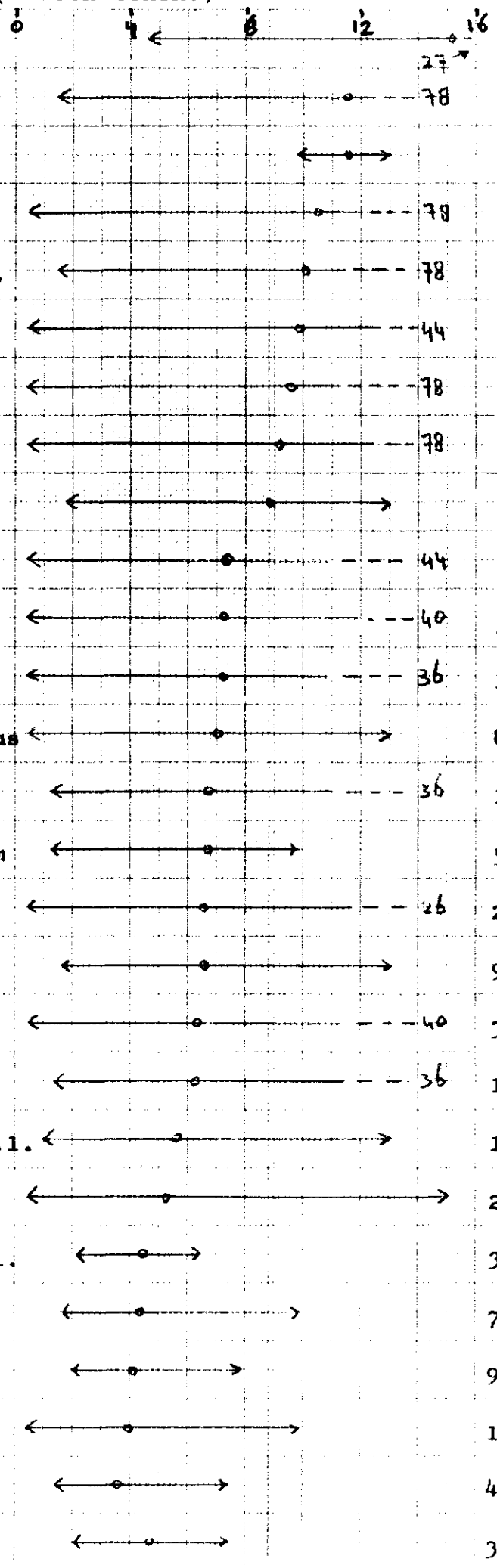
Biochemical Oxygen Demand, gemeten door PWL gedurende het 2e kwartaal van 1969 (alleen beken!)



	n	SW +)	k
1.Zannichellia palustris	5	41,6	2,23
2.Lemna trisulca	5	40,7	2,71
3.Ranunculus fluitans s.l.	17	28,7	3,73
4.sessiele draadwieren	34	37,8	4,72
5.Potamogeton crispus	22	41,5	4,58
6.Potamogeton perfoliatus	8	35,5	3,13
7.Sparganium emersum s.l.	58	43,4	4,20
8.Callitriche spec.	51	41,4	4,59
9.Myosotis scorpioides	33	33,9	4,43
10.Sagittaria f.vallisn.	30	34,3	4,93
11.Agrostis spec.	9	24,1	3,36
12.Elodea canadensis	37	44,5	4,27
13.Potamogeton natans	22	37,2	4,57
14.Glyceria fluitans	21	28,4	3,66
15.Glyceria maxima	24	35,7	4,04
16.Sparganium erectum s.l.	3	11,8	2,20
17.Potamogeton pectinatus	5	10,6	2,73
18.Lemna cf.gibba vlak	38	37,3	5,09
19.Sagittaria f.typica	16	22,5	4,35
20.Nuphar luteum	7	17,3	3,41
21.Spirodela polyrhiza	15	13,2	3,26
22.Potamogeton pusillus	16	14,4	3,83
23."flab"	9	11,1	3,34
24.Alisma plantago-aqu.	15	13,1	3,96
26.Ceratophyllum demersum	5	16,6	2,42
25.Myriophyllum spicatum	4	13,4	2,31
esterende opnamen	3	10,8	2,12

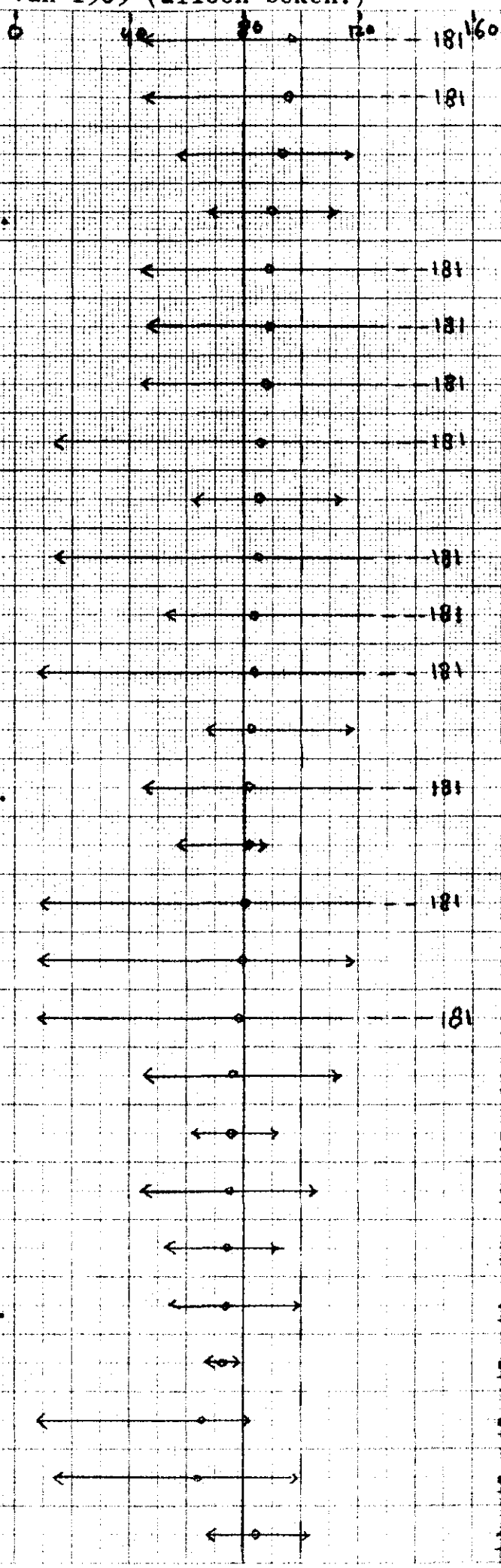
+) SW 10x te hoog

iochemical Oxygen Demand, gemeten door PWL gedurende
et 3e kwartaal van 1969 (alleen beken!)



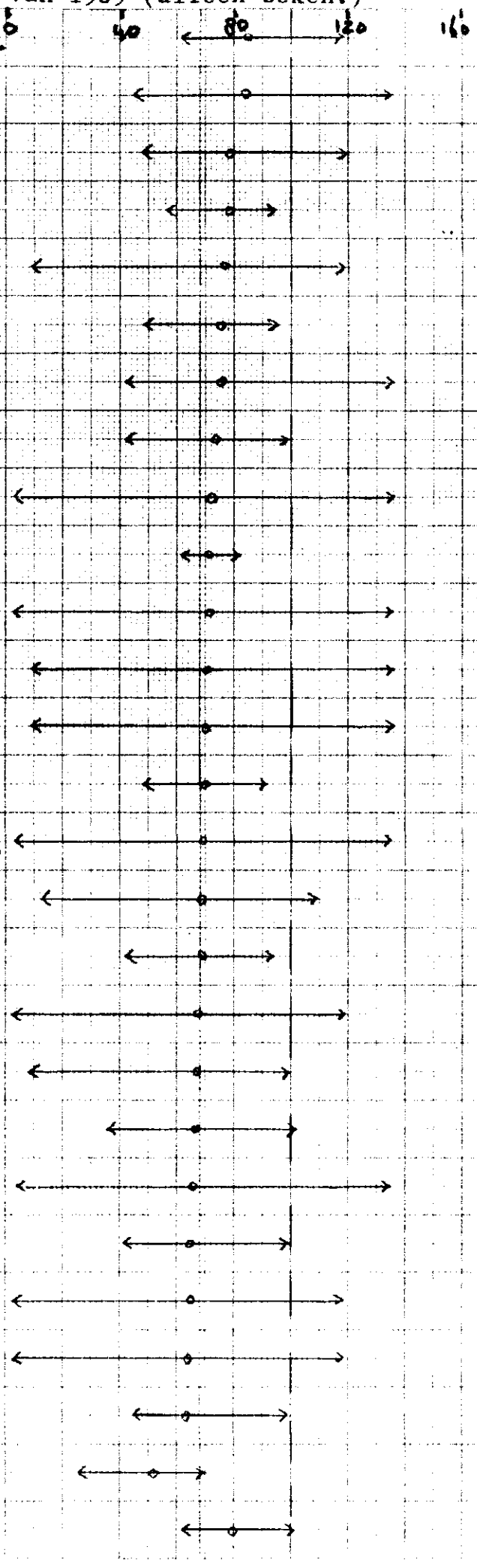
	n	SW	k
1.Zannichellia palustris	5	10,1	2,22
2.sessiele draadwieren	35	15,2	5,00
3.Lemna trisulca	5	1,45	2,21
4.Glyceria maxima	24	16,7	4,65
5.Sparganium emersum s.l.	58	13,4	5,71
6.Potamogeton crispus	23	11,3	3,85
7.Elodea canadensis	38	14,9	5,21
8.Myosotis scorpioides	34	14,1	5,50
9.Potamogeton pectinatus	5	4,12	2,72
10.Sagittaria f.vallisn.	30	8,57	5,08
11.Callitriche spec.	52	7,78	5,08
12.Sagittaria f.typica	16	8,50	4,18
13.Potamogeton perfoliatus	8	4,24	2,95
14.Spirodela polyrhiza	15	8,37	4,14
15.Ceratophyllum demersum	5	3,27	2,60
16.Potamogeton natans	22	6,30	4,05
17.Agrostis spec.	9	3,69	3,07
18.Lemna cf.gibba vlak	38	6,84	5,77
19.Potamogeton pusillus	16	8,03	4,30
20.Ranunculus fluitans s.l.	17	3,06	3,57
21.Glyceria fluitans	20	4,10	3,54
22.Sparganium erectum s.l.	3	1,73	2,44
23.Nuphar luteum	7	2,82	2,88
24."flab"	9	1,51	3,57
25.Alisma plantago-aqu.	15	2,76	3,37
26.Myriophyllum spicatum	4	2,20	2,64
resterende opnamen	3	2,12	2,45

Zuurstofverzadigingspercentage, gemeten door PWL
gedurende het 2e kwartaal van 1969 (alleen beken!)



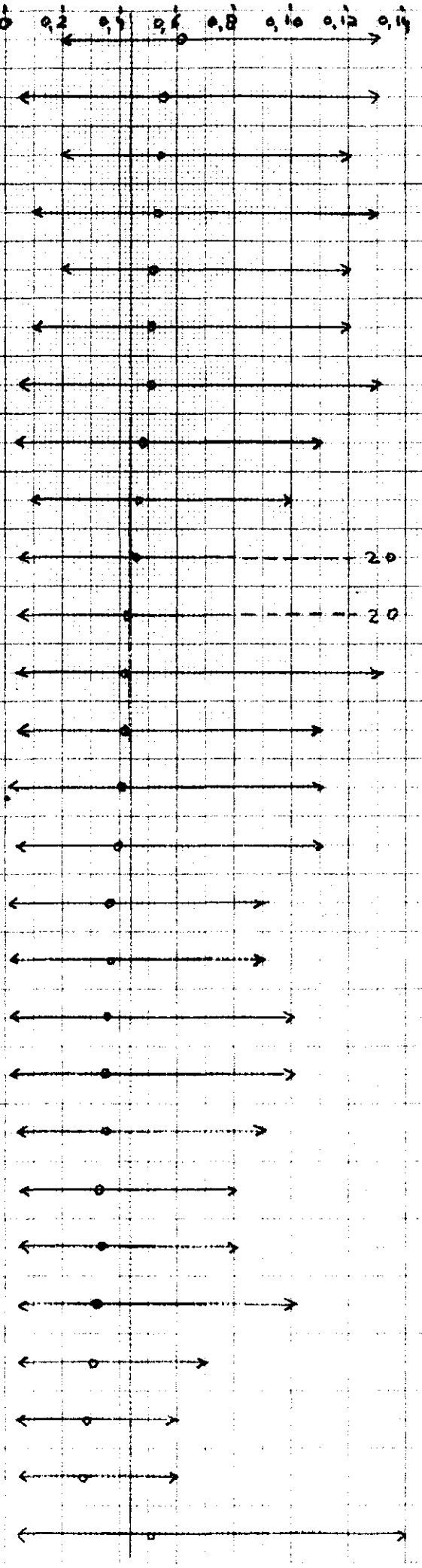
	n	Sw	k
1.Alisma plantago-aqu.	15	38,8	3,53
2."flab"	9	34,4	3,98
3.Myriophyllum spicatum	4	25,6	2,37
4.Ranunculus fluitans s.l.	17	20,1	2,32
5.Potamogeton natans	22	35,3	3,88
6.Glyceria fluitans	21	27,6	4,89
7.Potamogeton crispus	22	32,4	4,23
8.Spirodela polyrhiza	25	36,4	4,59
9.Potamogeton perfoliatus	8	16,5	3,11
10.Elodea canadensis	37	33,1	5,05
11.sessiele draadwieren	34	24,5	5,22
12.Glyceria maxima	24	39,6	4,33
13.Agrostis spec.	9	14,0	3,62
14.Sparganium emersum s.l.	58	26,4	5,15
15.Nuphar luteum	7	6,24	3,24
16.Callitriche spec.	51	32,9	5,21
17.Myosotis scorpioides	33	24,9	4,34
18.Lemna cf.gibba vlak	38	29,4	5,84
19.Sagittaria f.vallisn.	30	17,3	3,91
20.Potamogeton pectinatus	5	12,8	2,23
21.Sagittaria f.typica	16	16,2	3,71
22.Potamogeton pusillus	16	13,0	2,89
23.Sparganium erectum s.l.	3	18,8	2,41
24.Zannichellia palustris	5	4,85	2,14
25.Lemna trisulca	5	28,0	2,61
26.Ceratophyllum demersum	5	30,9	2,74
esterende opnamen	3	15,0	2,44

Zuurstofverzadigingspercentage, gemeten door PWL
gedurende het 3e kwartaal van 1969 (alleen beken!)

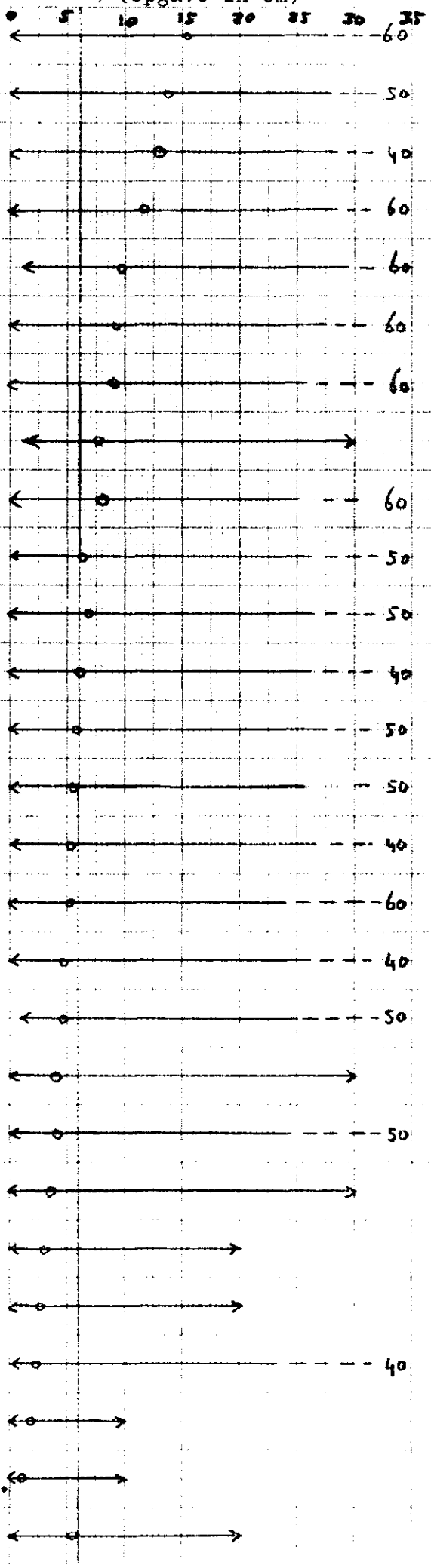


	n	SW	k
1.Ranunculus fluitans s.l.	17	18,2	3,10
2."flab"	9	23,9	3,75
3.Potamogeton perfoliatus	8	22,4	3,16
4.Myriophyllum spicatum	4	15,6	2,36
5.Potamogeton pusillus	16	23,3	4,71
6.Nuphar luteum	7	14,7	3,08
7.Glyceria fluitans	20	22,6	4,11
8.Alisma plantago-aqu.	15	18,0	3,19
9.Elodea canadensis	38	29,4	4,48
10.Zannichellia palustris	5	8,67	2,23
11.Myosotis scorpioides	34	28,3	4,65
12.Callitriche spec.	52	26,3	4,78
13.Spirodela polyrhiza	15	29,5	4,27
14.Potamogeton pectinatus	5	19,0	2,23
15.Sparganium emersum s.l.	58	27,2	4,83
16.Potamogeton crispus	23	21,4	4,45
17.Agrostis spec.	9	17,2	2,95
18.Sagittaria f.vallisn.	30	22,7	4,67
19.Sagittaria f.typica	16	23,2	3,89
20.Potamogeton natans	22	19,5	3,32
21.Lemna cf.gibba vlak	38	26,1	4,99
22.Sparganium erectum s.l.	3	24,7	2,32
23.Glyceria maxima	24	27,0	4,27
24.sessiele draadwieren	35	26,6	4,33
25.Ceratophyllum demersum	5	20,9	2,59
26.Lemna trisulca	5	16,1	2,68
resterende opnamen	3	16,8	2,33

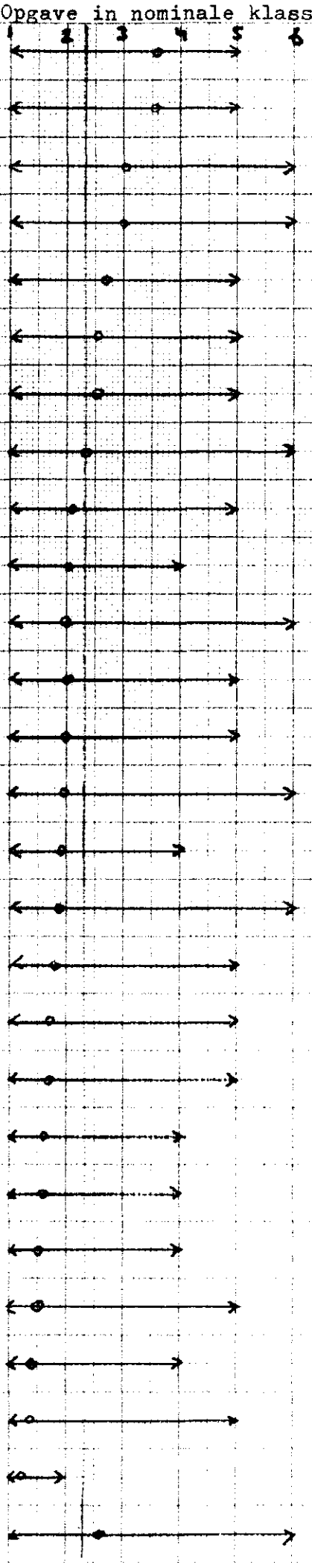
Diepte (meter)	n	SW (dm!)	k
1.Nuphar luteum	23	3,04	3,62
2.Potamogeton natans	37	2,81	4,46
3.Potamogeton pectinatus	30	2,53	3,96
4."flab"	31	2,51	4,78
5.Potamogeton perfoliatus	16	2,95	3,39
6.Sagittaria f.vallisn.	47	2,61	4,21
7.Ceratophyllum demersum	24	2,99	4,18
8.Sagittaria f.typica	49	2,52	4,21
9.Potamogeton pusillus	27	2,27	3,96
10.Spirodela polyrhiza	22	4,30	4,54
11.Lemna cf.gibba vlak	82	2,94	6,64
12.Lemna trisulca	21	2,89	4,33
13.Sparganium emersum s.l.	103	2,45	4,28
14.Ranunculus fluitans s.l.	45	2,36	4,58
15.Potamogeton crispus	56	2,14	4,91
16.Myriophyllum spicatum	35	2,23	3,94
17.Sparganium erectum s.l.	21	2,61	3,37
18.Callitriche spec.	89	2,16	4,54
19.sessiele draadwieren	84	1,99	4,93
20.Glyceria maxima	43	2,10	4,06
21.Zannichellia palustris	23	1,86	3,99
22.Elodea canadensis	55	1,86	4,04
23.Glyceria fluitans	40	2,35	4,05
24.Myosotis scorpioides	63	1,76	3,69
25.Agrostis spec.	20	1,43	3,84
26.Alisma plantago-aqu.	30	1,54	3,58
resterende opnamen	12	3,54	3,81

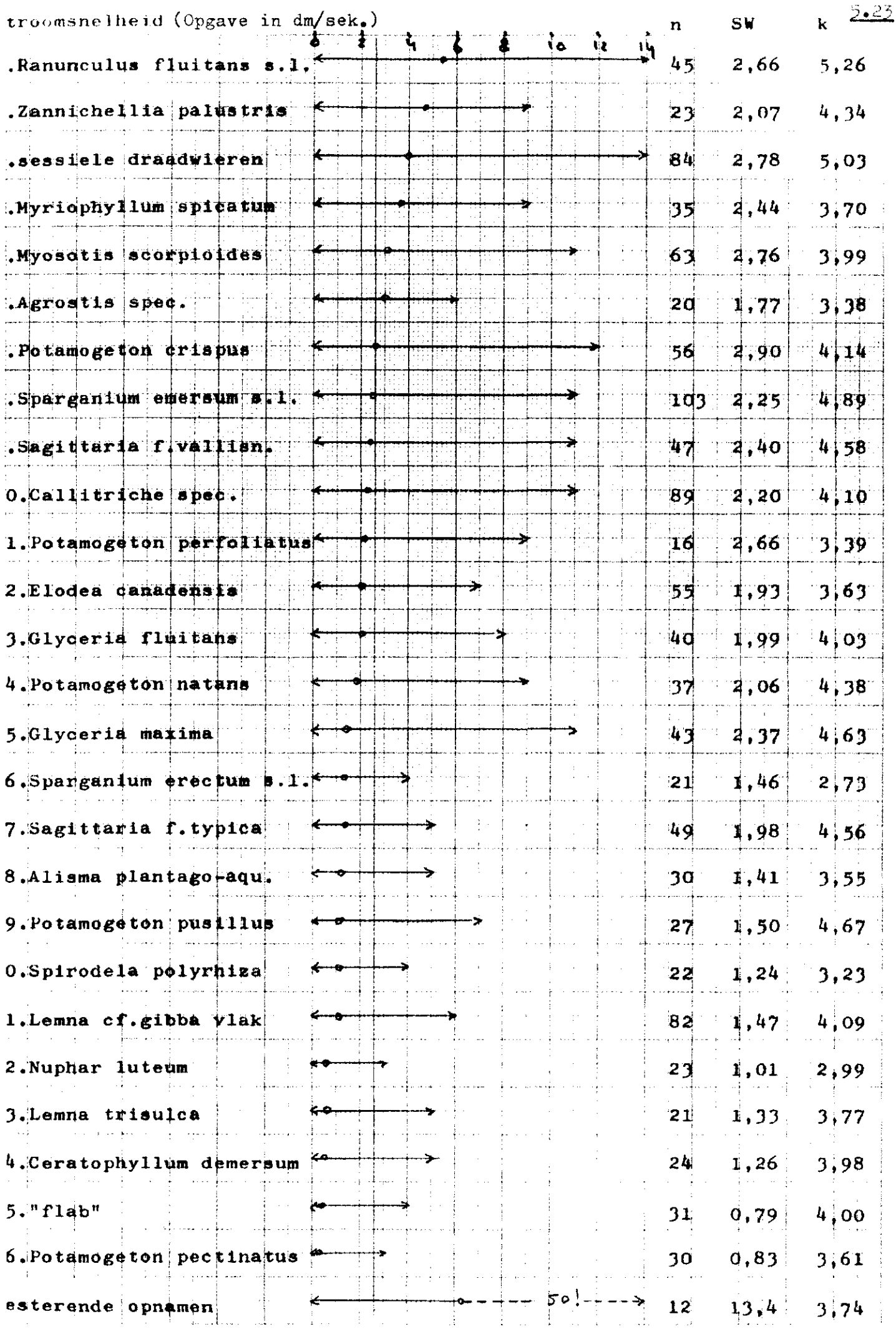


Sapropeliumlaag-dikte (gemiddeld) (opgave in cm)	n	Sw	k
1.Lemna trisulca	21	15,4	3,90
2.Ceratophyllum demersum	24	16,0	3,13
3."flab"	31	13,2	3,03
4.Alisma plantago-aqu.	30	16,8	3,58
5.Potamogeton natans	37	12,6	4,69
6.Glyceria maxima	43	13,6	4,41
7.Lemna cf.gibba vlak	82	13,4	4,49
8.Sparganium erectum s.l.	21	9,22	3,14
9.Callitriche spec.	89	13,5	4,45
10.Potamogeton crispus	56	11,1	4,50
11.Potamogeton pectinatus	30	10,9	4,58
12.Elodea canadensis	55	9,20	4,35
13.Glyceria fluitans	40	9,72	5,15
14.Agrostis spec.	20	11,3	4,43
15.Spirodela polyrhiza	22	9,40	4,25
16.Myosotis scorpioides	63	10,8	5,58
17.Nuphar luteum	23	8,75	4,57
18.Potamogeton pusillus	27	9,69	5,06
19.Sagittaria f.vallisn.	47	5,56	5,40
20.Sparganium emersum s.l.	103	7,20	6,94
21.Sagittaria f.typica	49	5,33	5,62
22.Zannichellia palustris	23	5,91	3,39
23.Myriophyllum spicatum	35	4,42	4,53
24.sessiele draadwieren	84	5,77	6,93
25.Potamogeton perfpliatus	16	2,38	4,21
26.Ranunculus fluitans s.l.	45	1,76	5,67
resterende opnamen	12	8,38	2,39



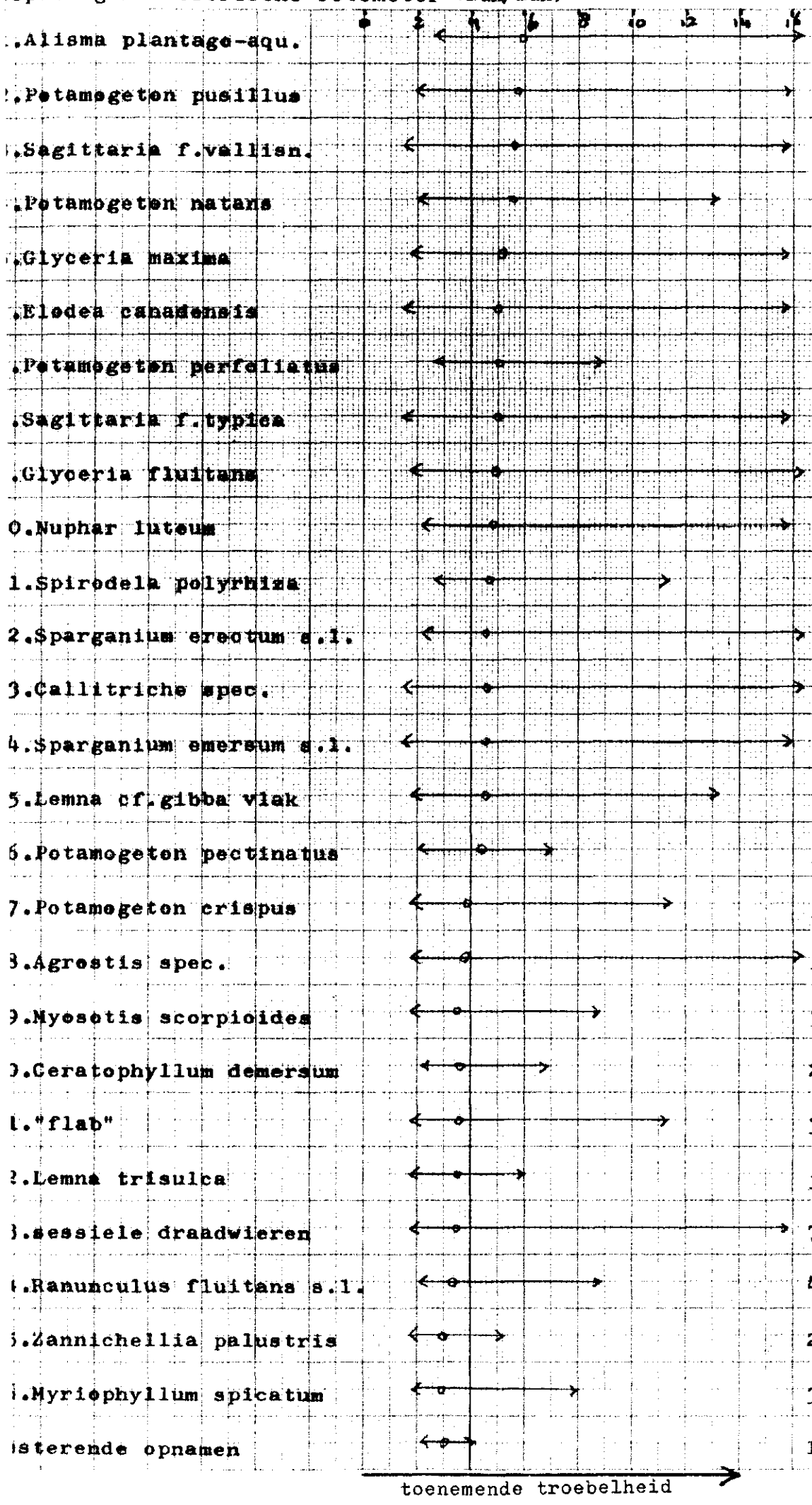
Substraat (schatting)	Opgave in nominale klassen	n	"SW"	"k"
1.Zannichellia palustris		23	1,25	3,21
2.Ranunculus fluitans s.l.		45	1,15	3,49
3.sessiele draadwieren		84	1,48	3,39
4.Myriophyllum spicatum		35	1,43	3,49
5.Agrostis spec.		20	1,31	3,06
6.Myosotis scorpioides		63	1,37	2,93
7.Potamogeton crispus		56	1,55	2,59
8.Sparganium emersum s.l.		103	1,33	3,75
9.Callitriche spec.		89	1,26	3,19
10.Potamogeton perfoliatus		16	1,03	2,92
11.Potamogeton natans		37	1,39	3,61
12.Glyceria fluitans		40	1,15	3,48
13.Elodea canadensis		55	1,05	3,80
14.Sagittaria f.vallisn.		47	1,21	4,13
15.Spirodela polyrhiza		22	0,79	3,79
16.Sagittaria f.typica		49	1,10	4,55
17.Potamogeton pectinatus		30	0,88	4,53
18.Alisma plantago-aqu.		30	1,12	3,56
19.Lemna cf.gibba vlak		82	1,06	3,77
20.Potamogeton pusillus		27	0,68	4,45
21.Sparganium erectum s.l.		21	0,90	3,34
22.Nuphar luteum		23	0,71	4,20
23.Glyceria maxima		43	0,76	5,27
24.Ceratophyllum demersum		24	0,86	3,501
25."flab"		31	0,83	4,85
26.Lemna trisulca		21	0,43	2,35
resterende opnamen		12	1,66	3,02





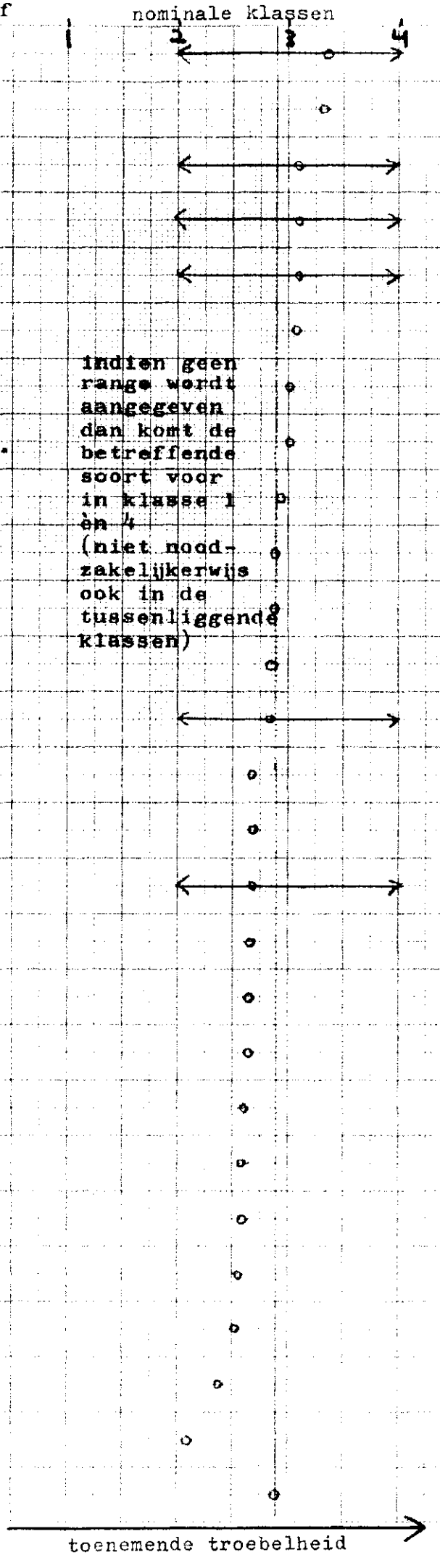
	n	SW	k
.Ranunculus fluitans s.l.	45	2,66	5,26
.Zannichellia palustris	23	2,07	4,34
.sessiele draadwieren	84	2,78	5,03
.Myriophyllum spicatum	35	2,44	3,70
.Myosotis scorpioides	63	2,76	3,99
.Agrostis spec.	20	1,77	3,38
.Potamogeton crispus	56	2,90	4,14
.Sparganium emersum s.l.	103	2,25	4,89
.Sagittaria f.vallisn.	47	2,40	4,58
0.Callitriche spec.	89	2,20	4,10
1.Potamogeton perfoliatus	16	2,66	3,39
2.Elodea canadensis	55	1,93	3,63
3.Glyceria fluitans	40	1,99	4,03
4.Potamogeton natans	37	2,06	4,38
5.Glyceria maxima	43	2,37	4,63
6.Sparganium erectum s.l.	21	1,46	2,73
7.Sagittaria f.typica	49	1,98	4,56
8.Alisma plantago-aqu.	30	1,41	3,55
9.Potamogeton pusillus	27	1,50	4,67
0.Spirodela polyrhiza	22	1,24	3,23
1.Lemna cf.gibba vlak	82	1,47	4,09
2.Nuphar luteum	23	1,01	2,99
3.Lemna trisulca	21	1,33	3,77
4.Ceratophyllum demersum	24	1,26	3,98
5."flab"	31	0,79	4,00
6.Potamogeton pectinatus	30	0,83	3,61
esterende opnamen	12	13,4	3,74

Troebelheidsfaktor (lichtsterkte opp./lichtsterkte 30 cm.diep)
bepaling met sferische fotometer (Lux/Lux)



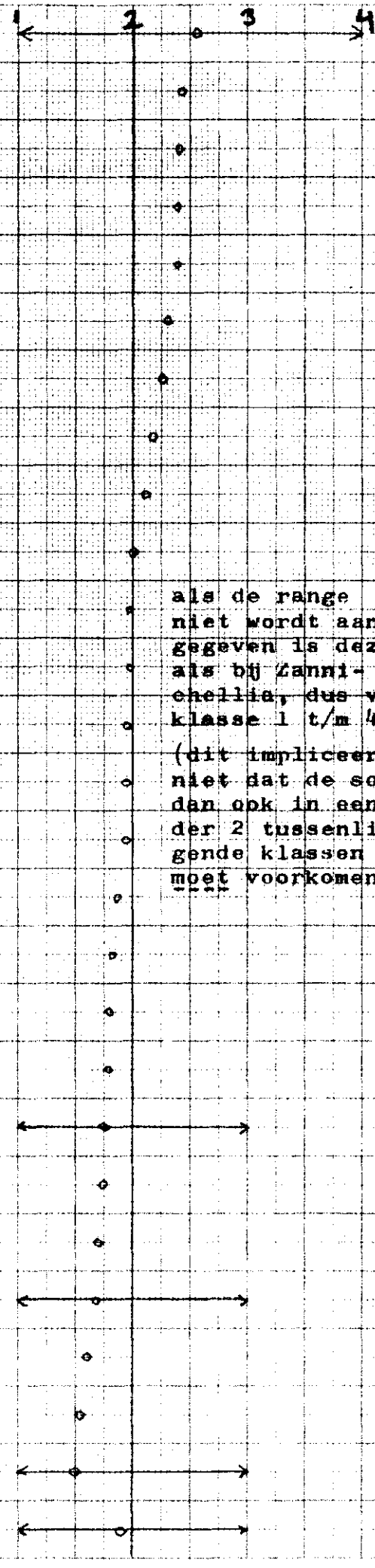
	n	SW	K
.Alisma plantago-aqu.	25	3,16	4,33
.Potamogeton pusillus	26	3,09	4,46
.Sagittaria f.vallisn.	45	2,68	5,33
.Potamogeton natans	37	2,86	3,89
.Glyceria maxima	38	2,91	4,82
.Elodea canadensis	49	2,96	4,83
.Potamogeton perfoliatus	16	1,77	3,46
.Sagittaria f.typica	49	2,51	5,69
.Glyceria fluitans	34	3,41	4,25
0.Nuphar luteum	23	3,20	4,25
1.Spirodela polyrhiza	20	1,98	4,35
2.Sparganium erectum s.l.	20	3,60	3,89
3.Callitriche spec.	79	2,76	5,37
4.Sparganium emersum s.l.	96	2,54	5,63
5.Lemna cf.gibba vlak	71	2,28	4,96
6.Potamogeton pectinatus	30	1,28	3,92
7.Potamogeton crispus	52	2,08	4,57
8.Agrostis spec.	19	3,07	4,72
9.Myosotis scorpioides	54	1,45	4,76
0.Ceratophyllum demersum	22	1,22	3,76
1."flab"	30	2,08	4,56
2.Lemna trisulca	19	1,23	3,41
3.sessiele draadwieren	79	2,03	6,91
4.Ranunculus fluitans s.l.	44	1,51	4,37
5.Zannichellia palustris	21	0,7 98	4,26
6.Myriophyllum spicatum	35	0,9 98	6,11
isterende opnamen	10	0,6 86	3,21

Troebelheid volgens 4 grove klassen
schatting met Secchi-schijf



	n	"Sw"	"k"
1.Potamogeton pectinatus	30	.706	2,83
2.Zannichellia palustris	23	.813	3,69
3.Potamogeton perfoliatus	16	.696	2,87
4.Sagittaria f.typica	49	.763	2,62
5.Sparganium erectum s.l.	21	.683	2,93
6.Potamogeton crispus	56	.942	3,18
7.Myriophyllum spicatum	35	.654	4,59
8.Ranunculus fluitans s.l.	45	.802	3,74
9.Sparganium emersum s.l.	103	.827	3,63
10.sessiele draadwieren	84	.900	3,33
11.Sagittaria f.vallisn.	47	.815	3,68
12.Glyceria maxima	43	.930	3,23
13.Potamogeton natans	37	.822	2,43
14.Myosotis scorpioides	63	.940	3,19
15.Glyceria fluitans	40	1,01	2,97
16.Potamogeton pusillus	27	.667	3,00
17.Alisma plantago-aqu.	30	.978	3,07
18.Nuphar luteum	23	.758	3,96
19.Spirodela polyrhiza	22	.828	3,62
20.Agrostis spec.	20	.970	3,09
21.Lemna cf.gibba vlak	82	.898	3,34
22.Callitriche spec.	89	.923	3,25
23.Ceratophyllum demersum	24	.815	3,68
24.Elodea canadensis	55	.871	3,45
25.Lemna trisulca	21	.999	3,00
26."flab"	31	.856	3,51
esterende opnamen	12	.759	3,95

Schaduw, grove schatting in 4 klassen (nominaal)

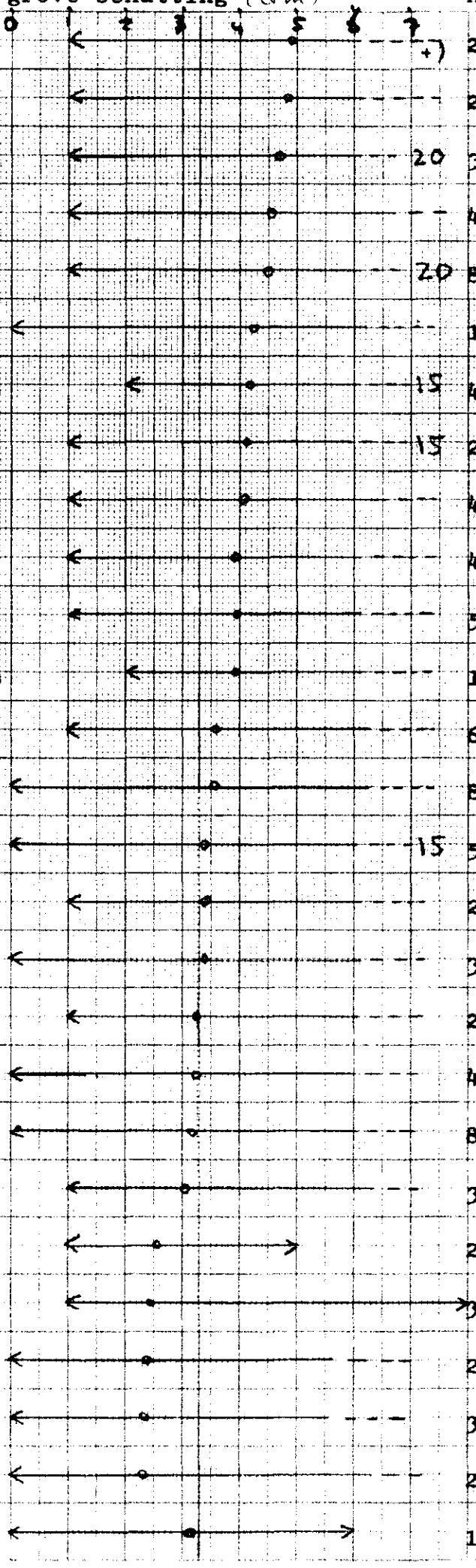


	n	"SW"	"k"
1.Zannichellia palustris	23	.924	3,25
2.Myriophyllum spicatum	35	.871	3,44
3.Ranunculus fluitans s.l.	45	.998	3,01
4.Myosotis scorpioides	63	.898	3,34
5.Lemna trisulca	21	.950	3,16
6.sessiele draadwieren	84	.913	3,29
7.Agrostis spec.	20	.766	3,91
8.Potamogeton crispus	56	.868	3,46
9.Callitriche spec.	89	.953	3,15
10.Spirodela polyrhiza	22	.739	4,06
11.Elodea canadensis	55	.798	3,76
12.Lemna cf.gibba vlak	82	.811	3,70
13."flab"	31	.897	3,34
14.Ceratophyllum demersum	24	.978	3,07
15.Sparganium erectum s.l.	21	.785	3,82
16.Sparganium emersum s.l.	103	.832	3,60
17.Glyceria fluitans	40	.803	3,74
18.Glyceria maxima	43	.904	3,32
19.Sagittaria f.vallisn.	47	.770	3,90
20.Alisma plantago-aqu.	30	.716	2,79
21.Potamogeton natans	37	.750	4,00
22.Sagittaria f.typica	49	.756	3,97
23.Potamogeton perfoliatus	16	.768	2,60
24.Nuphar luteum	23	.820	3,66
25.Potamogeton pectinatus	30	.803	3,73
26.Potamogeton pusillus	27	.631	3,17
resterende opnamen	12	.862	2,32

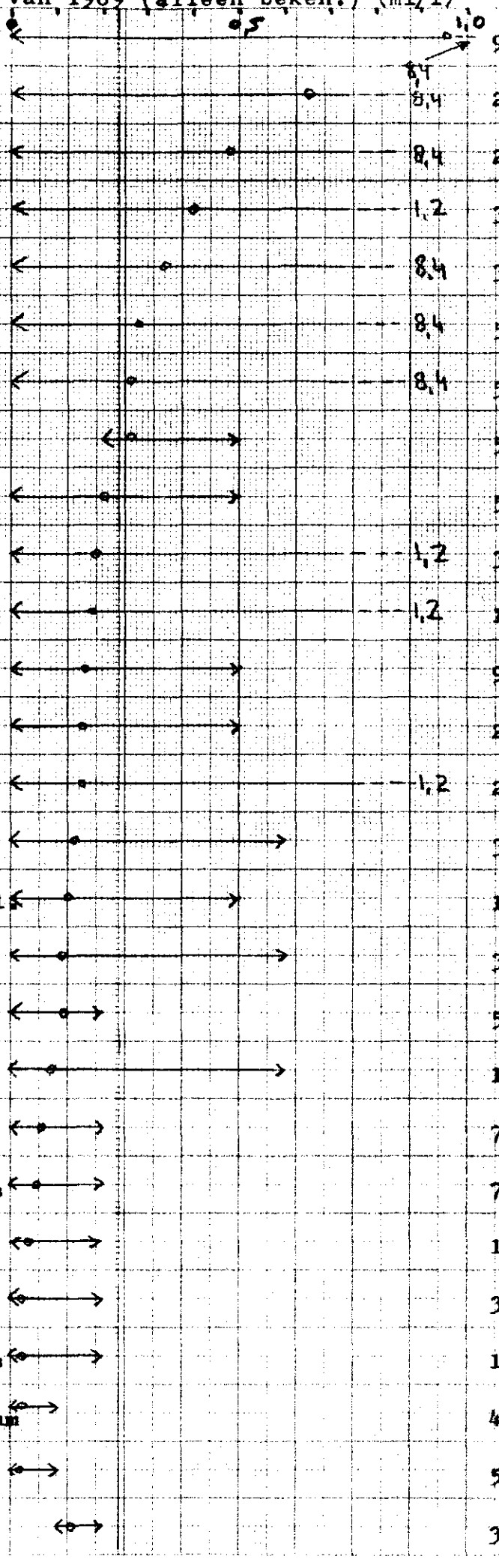
als de range niet wordt aangegeven is deze als bij Zannichellia, dus van klasse 1 t/m 4 (dit impliceert niet dat de soort dan ook in een der 2 tussenliggende klassen moet voorkomen)

+) als maximum niet vermeld, bedraagt dit 12 dm

Minimale niveauwisseling, grove schatting (dm)	n	Sw	k
1.Spirodela polyrhiza	22	4,14	2,65
2.Potamogeton pusillus	27	3,17	3,47
3.Myriophyllum spicatum	35	3,51	5,41
4.Sagittaria f.vallisn.	47	2,74	4,01
5.sessiele draadwieren	84	3,13	6,06
6.Sparganium emersum s.l.	103	2,49	4,82
7.Ranunculus fluitans s.l.	45	1,92	6,77
8.Zannichellia palustris	23	2,69	5,20
9.Glyceria fluitans	40	3,27	3,36
10.Sagittaria f.typica	49	2,90	3,79
11.Elodea canadensis	55	2,91	3,78
12.Potamogeton perfoliatus	16	2,36	4,24
13.Myosotis scorpioides	63	2,50	4,39
14.Callitriche spec.	89	2,62	4,58
15.Potamogeton crispus	56	2,61	5,75
16.Nuphar luteum	23	2,99	3,68
17.Potamogeton natans	37	2,51	4,79
18.Agrostis spec.	20	2,57	4,29
19.Glyceria maxima	43	2,62	4,58
20.Lemna cf.gibba vlak	82	3,01	3,99
21.Alisma plantago-aqu.	30	2,35	4,68
22.Sparganium erectum s.l.	21	1,40	2,86
23.Potamogeton pectinatus	30	1,80	3,88
24.Ceratophyllum demersum	24	3,07	3,91
25."flab"	31	2,79	4,30
26.Lemna trisulca	21	3,28	3,66
esterende ophamen	12	2,73	2,20



Gehalte aan bezinkbare stoffen, gemeten door PWL gedurende het 2e kwartaal van 1969 (alleen beken!) (ml/l)

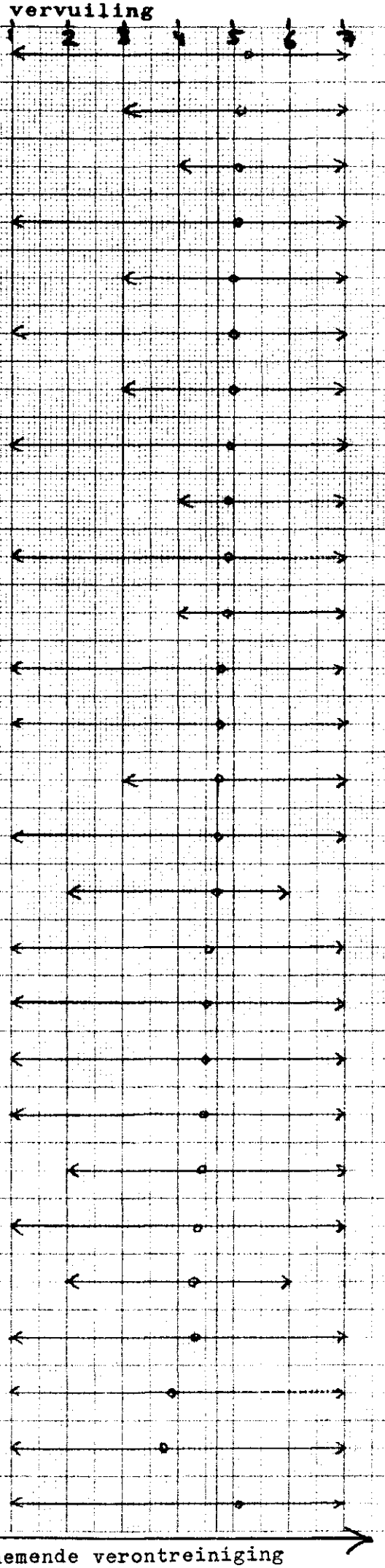


	n	SW	k
1."flab"	9	2,63	3,19
2.Potamogeton natans	22	1,74	4,83
3.Glyceria maxima	24	1,67	5,02
4.Sparganium erectum s.l.	3	.566	2,12
5.Lemna cf.gibba vlak	38	1,35	6,20
6.Sparganium emersum s.l.	57	1,12	7,50
7.Callitriche spec.	51	1,18	7,14
8.Zannichellia palustris	5	.120	2,50
9.Lemna trisulca	5	.245	2,04
10.Sagittaria f.vallisn.	30	.358	3,35
11.Spirodela polyrhiza	15	.402	2,99
12.Agrostis spec.	9	.183	2,74
13.Potamogeton crispus	22	.147	3,41
14.Glyceria fluitans	21	.290	4,13
15.sessiele draadwieren	34	.155	3,64
16.Ranunculus fluitans s.l.	16	.135	3,71
17.Myosotis scorpioides	33	.157	3,82
18.Potamogeton pectinatus	5	.098	2,04
19.Sagittaria f.typica	16	.154	3,91
20.Nuphar luteum	7	.070	2,86
21.Potamogeton perfoliatus	7	.073	2,75
22.Alisma plantago-aqu.	15	.060	3,35
23/25.Elodea canadensis	36	.049	4,06
23/25.Potamogeton pusillus	16	.056	3,58
23/25.Myriophyllum spicatum	4	.043	2,31
26.Ceratophyllum demersum	5	.040	2,50
resterende opnamen	3	.047	2,12

Gehalte aan bezinkbare stoffen, gemeten door PWL
gedurende het 3e kwartaal van 1969 (alleen beken!) (ml/l)

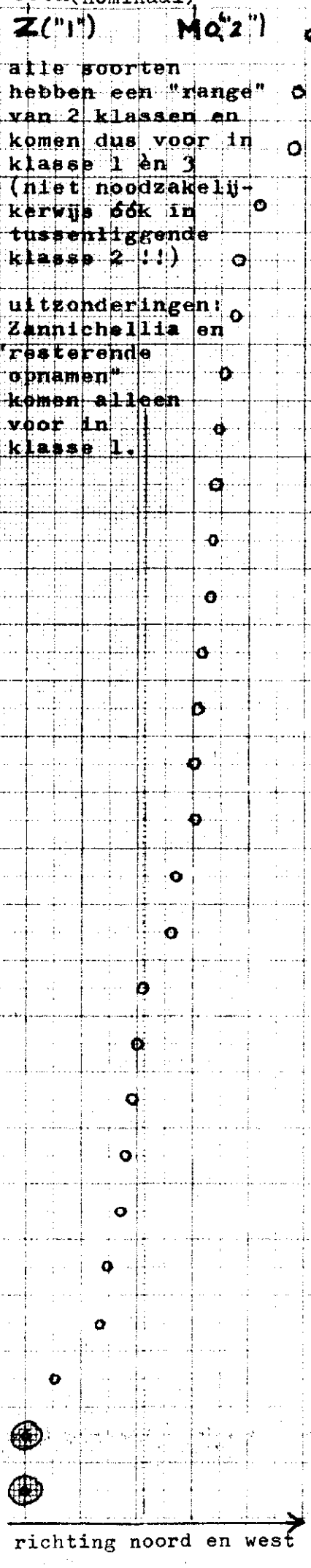
		n	SW	k
1.Potamogeton pectinatus	6,4	5	2,92	2,05
2.Sagittaria f.vallisn.	21	30	4,85	4,33
3.Lemna trisulca		5	1,76	2,22
4.Potamogeton natans	17	22	3,86	4,40
5.Ceratophyllum demersum		5	1,87	2,13
6.Potamogeton perfoliatus	6,0	7	2,30	2,60
7.Sparganium emersum s.l.	17	57	2,66	6,40
8.Spirodela polyrhiza		15	1,56	2,57
9.Lemna cf.gibba vlak	6,5	38	1,86	3,49
10.Potamogeton crispus	6,5	23	1,64	3,97
11.Glyceria fluitans		20	1,39	2,88
12.Glyceria maxima	6,5	24	1,63	4,00
13.Sagittaria f.typica	6,0	16	1,67	3,59
14.sessiele draadwieren	6,5	35	1,48	4,38
15.Myosotis scorpioides	6,5	34	1,51	4,31
16.Nuphar luteum		7	1,38	2,91
17.Elodea canadensis	6,5	37	1,46	4,44
18.Agrostis spec.		9	1,22	3,27
19.Callitriche spec.	6,5	52	1,39	4,69
20.Zannichellia palustris		5	.360	2,22
21.Sparganium erectum s.l.		3	.497	2,22
22.Alisma plantago-aqu.		15	.991	4,04
23."flab"		9	.206	2,91
24.Myriophyllum spicatum		4	.217	2,31
25.Ranunculus fluitans s.l.		16	.137	4,38
26.Potamogeton pusillus	maximum 0,1 !	16	.043	2,31
resterende opnamen		3	.216	2,32

Kleur van het water, schatting in 7 klassen (nominaal)
± oplopend volgens toenemende vervuiling

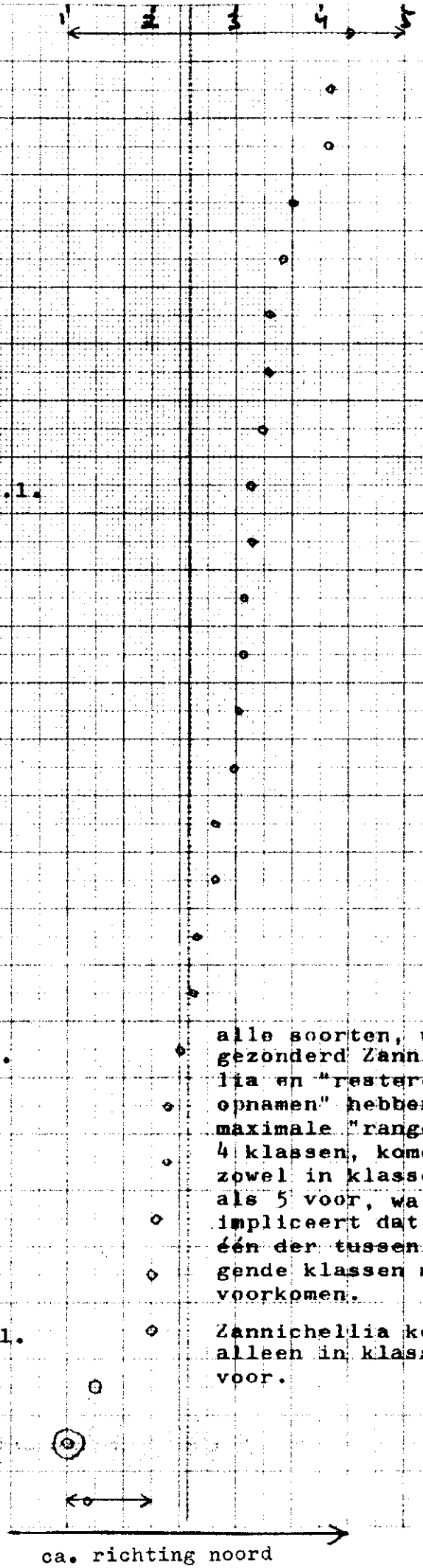


	n	"SW"	"k"
1.Zannichellia palustris	23	1,54	3,90
2.Myriophyllum spicatum	35	.874	4,57
3.Sagittaria f.typica	49	.695	4,32
4.Ranunculus fluitans s.l.	45	1,02	5,88
5/6.Sparganium erectum s.l.	21	.873	4,58
5/6.Potamogeton crispus	56	1,41	4,24
7.Sagittaria f.vallisn.	47	.978	4,09
8.sessiele draadwieren	84	1,29	4,67
9.Nuphar luteum	23	.775	3,87
10.Sparganium emersum s.l.	103	1,20	4,99
11.Potamogeton perfoliatus	16	.781	3,84
12.Spirodela polyrhiza	22	1,61	3,72
13.Glyceria fluitans	40	1,53	3,92
14/15.Potamogeton natans	37	1,06	3,79
14/15.Myosotis scorpioides	63	1,46	4,11
16.Potamogeton pectinatus	30	1,10	3,64
17.Elodea canadensis	55	1,33	4,51
18.Glyceria maxima	43	1,35	4,44
19.Alisma plantago-aqu.	30	1,36	4,41
20.Agrostis spec.	20	1,72	3,50
21.Ceratophyllum demersum	24	1,44	3,48
22.Lemna cf.gibba vlak	82	1,47	4,09
23.Potamogeton pusillus	27	1,12	3,58
24.Callitriche spec.	89	1,59	3,77
25.Lemna trisulca	21	1,72	3,49
26."flab"	31	1,50	4,01
resterende opnamen	12	1,50	4,01

eografie volgens 3 grove klassen(nominaal)	n	"SW"	"k"
.Potamogeton pusillus	27	.656	3,05
.Potamogeton perfoliatus	16	.696	2,87
.Sagittaria f.vallisn.	49	.700	2,86
.Spirodela polyrhiza	27	.867	2,31
.Sagittaria f.typica	52	.811	2,47
.Elodea canadensis	64	.829	2,41
.Nuphar luteum	27	.862	2,32
.Glyceria fluitans	41	.813	2,46
.Potamogeton natans	45	.859	2,33
0.Sparganium emersum s.l.	108	.875	2,29
1.Alisma plantago-aqu.	37	.863	2,32
2.Glyceria maxima	57	.782	2,56
3.Potamogeton pectinatus	32	.770	2,60
4.Callitriche spec.	102	.857	2,33
5.Lemna cf.gibba vlak	98	.898	2,23
6.Myosotis scorpioides	67	.862	2,32
7."flab"	32	.905	2,21
8.Sparganium erectum s.l.	24	.841	2,38
9.Agrostis spec.	22	.873	2,29
0.Lemna trisulca	22	.828	2,42
1.Ceratophyllum demersum	26	.836	2,39
2.sessiele draadwieren	87	.825	2,42
3.Potamogeton crispus	61	.760	2,63
4.Ranunculus fluitans s.l.	45	.685	2,92
5.Myriophyllum spicatum	36	.569	3,52
6.Zannichellia palustris	23	.000	--
esterende opnamen	13	.000	--



Geografie volgens de 5 in Limburg
voorkomende plantengeografische distrikten



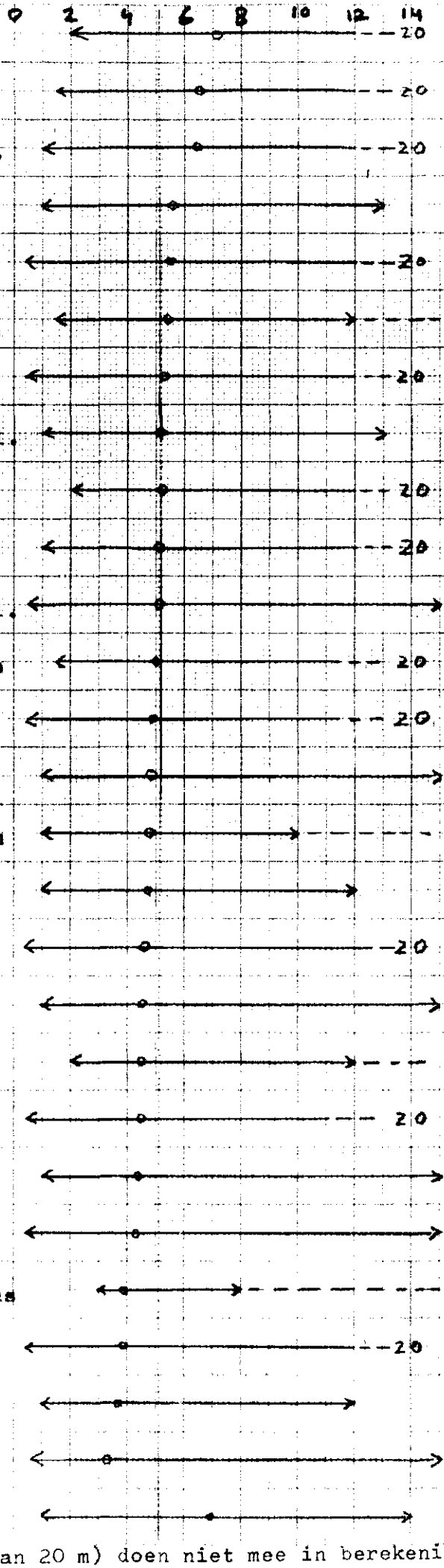
	n	"SW"	"k"
1.Potamogeton pusillus	27	1,25	3,21
2.Sagittaria f.vallisn.	49	1,29	3,09
3.Potamogeton perfoliatus	16	1,32	3,04
4.Spirodela polyrhiza	27	1,74	2,30
5.Elodea canadensis	64	1,57	2,55
6.Sagittaria f.typica	52	1,67	2,40
7.Potamogeton natans	45	1,75	2,29
8.Glyceria fluitans	41	1,66	2,41
9/10.Sparganium emersum s.l.	108	1,71	2,34
9/10.Nuphar luteum	27	1,68	2,38
11.Alisma plantago-aqu.	37	1,72	2,32
12.Callitriche spec.	102	1,63	2,45
13.Glyceria maxima	57	1,67	2,40
14.Lemna cf.gibba vlak	98	1,78	2,25
15.Potamogeton pectinatus	32	1,56	2,56
16.Myosotis scorpioides	67	1,69	2,37
17."flab"	32	1,80	2,22
18.Agrostis spec.	22	1,62	2,47
19.Sparganium erectum s.l.	24	1,75	2,29
20.sessiele draadwieren	87	1,67	2,39
21.Lemna trisulca	22	1,70	2,36
22.Ceratophyllum demersum	26	1,49	2,68
23.Potamogeton crispus	61	1,54	2,60
24.Ranunculus fluitans s.l.	45	1,50	2,68
25.Myriophyllum spicatum	36	1,11	3,62
26.Zannichellia palustris	23	.000	1,00
resterende opnamen	13	.421	2,37

alle soorten, uitgezonderd Zannichellia en "resterende opnamen" hebben de maximale "range" van 4 klassen, komen dus zowel in klasse 1 als 5 voor, wat niet impliceert dat ze in één der tussenliggende klassen moeten voorkomen.

Zannichellia komt alleen in klasse 1 voor.

waterplanten volgens 3 grove klassen	"1" beek	"2" stilstaand	"3" Maas	n	"Sk"	"k"
1.Potamogeton pectinatus	<	•	>	32	.749	2,67
2.Nuphar luteum	<	•	>	27	.838	2,39
3/4.Sagittaria f.typica	<	•	>	52	.907	2,21
3/4.Ceratophyllum demersum	<	•	>	26	.769	2,60
5.Potamogeton perfoliatus	<	•	>	16	.901	2,22
6."flab"	<	•	>	32	.634	3,15
7.Lemna trisulca	<	•	>	22	.643	3,11
8.Sparganium erectum s.l.	<	•	>	24	.759	2,63
9.Glyceria maxima	<	•	>	57	.700	2,86
10.Spirodela polyrhiza	<	•	>	27	.631	3,17
11.Lemna cf. gibba vlak	<	•	>	98	.593	3,38
12.Potamogeton crispus	<	•	>	61	.666	3,00
13.Potamogeton pusillus	<	•	>	27	.681	2,94
14.Glyceria fluitans	<	•	>	41	.690	2,90
15.Alisma plantago-aqu.	<	•	>	37	.531	3,77
16.Potamogeton natans	<	•	>	45	.516	3,87
17.Sagittaria f.vallisn.	<	•	>	49	.645	3,10
18.Callitriche div. spp.	←	•	→	102	.397	2,52
19.Sparganium emersum s.l.	<	•	>	108	.530	3,78
20.Elodea canadensis	←	•	→	64	.377	2,65
21.Myriophyllum spicatum	<	•	>	36	.441	4,54
22.sessiele draadwieren	<	•	>	87	.452	4,43
23.Myosotis scorpioides	<	•	>	67	.382	5,23
24.Agrostis spec.	←	•	→	22	.287	3,48
25/26.Zannichellia palustris	⊙			23	.000	nvt
25/26.Ranunculus fluitans s.l.	⊙			45	.000	nvt
resterende opnamen	←	•	→	13	.421	2,37

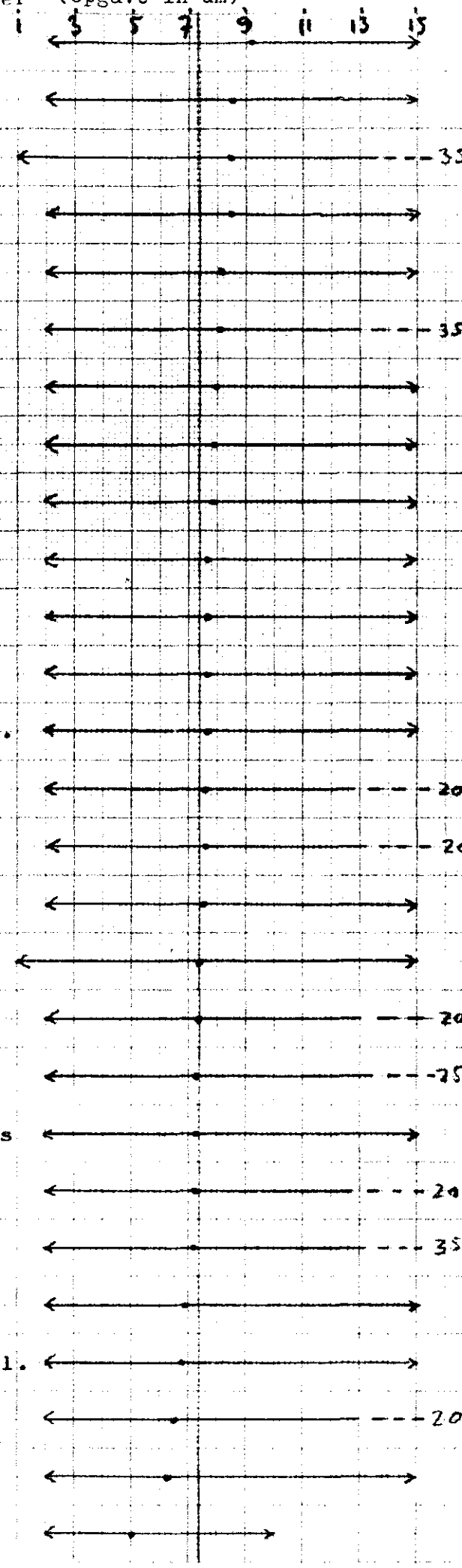
Breedte van het onderzochte water(meter)



	n	SW	k
1.Potamogeton pusillus	27	5,68	3,17
2.Myriophyllum spicatum	35	4,00	4,63
3.Sparganium erectum s.l.	21	5,78	3,29
4.Zannichellia palustris	23	2,78	4,32
5.sessiele draadwieren	84	3,18	6,13
6.Sagittaria f.vallisn.	47	2,82	3,72
7.Lemna trisulca	21	4,29	4,54
8.Ranunculus fluitans s.l.	45	2,26	5,32
9.Nuphar luteum	23	4,04	4,46
10.Glyceria maxima	43	4,87	3,90
11.Sparganium emersum s.l.	103	3,37	4,30
12.Potamogeton pectinatus	30	4,46	4,15
13.Lemna cf.gibba vlak	82	4,08	4,78
14."flab"	31	3,58	3,91
15.Ceratophyllum demersum	24	2,68	3,36
16.Potamogeton natans	37	2,91	3,78
17.Glyceria fluitans	40	3,70	5,27
18.Spirodela polyrhiza	22	3,75	3,73
19.Sagittaria f.typica	49	2,64	3,80
20.Myosotis scorpioides	63	3,76	5,18
21.Potamogeton crispus	56	2,83	4,95
22.Callitriche spec.	89	3,52	4,11
23.Potamogeton perfoliatus	16	1,39	3,60
24.Alisma plantago-aqu.	30	4,08	4,78
25.Elodea canadensis	55	2,53	4,34
26.Agrostis spec.	20	3,26	4,45
resterende opnamen	12	3,90	3,34

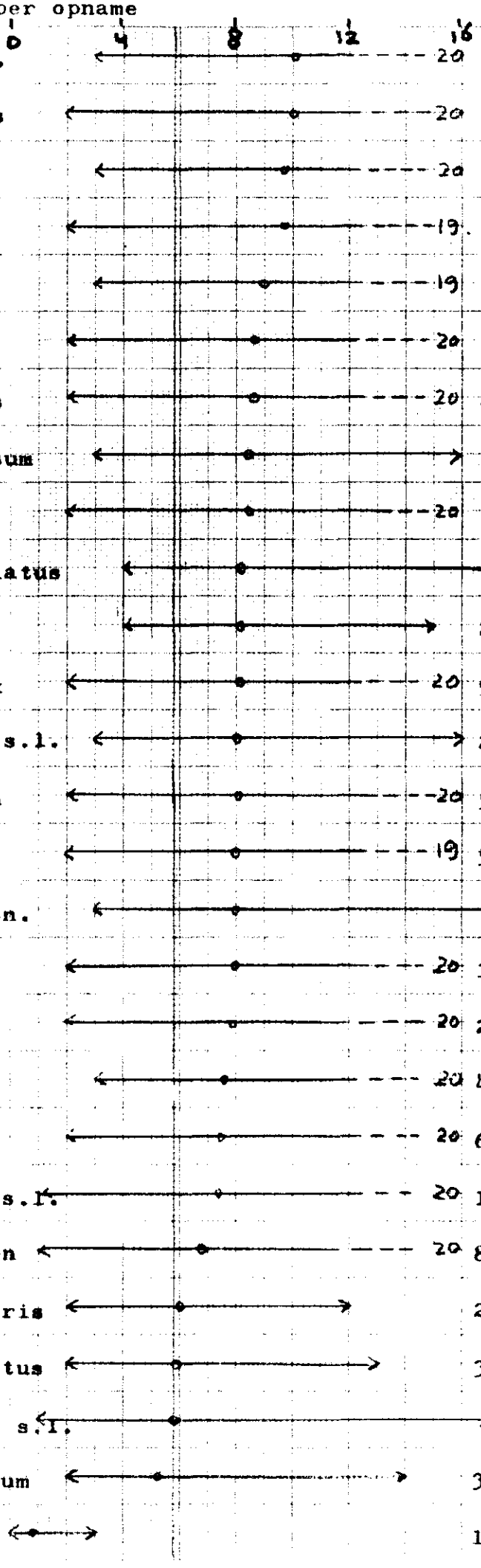
Opnamen in de Maas (breder dan 20 m) doen niet mee in berekeningen ! (44 opnamen)

Gemiddelde afstand van de opnamen tot de dichtstbijzijnde oever (opgave in dm)

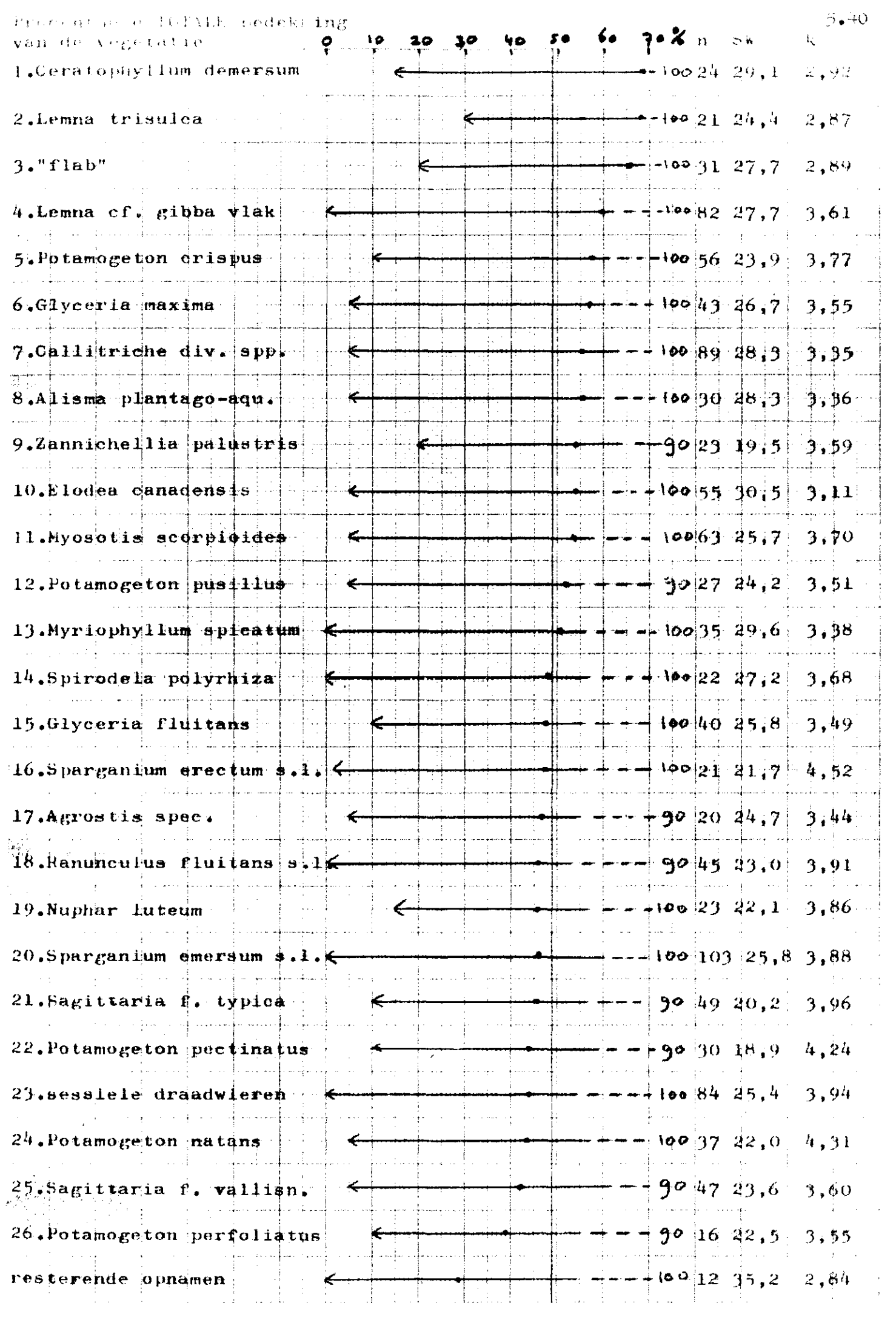


	n	Sk	k
1.Alisma plantago-aqu.	30	4,42	2,94
2.Potamogeton crispus	56	4,29	3,03
3.Potamogeton natans	37	6,87	4,95
4.Potamogeton pusillus	27	4,47	2,91
5.Agrostis spec.	20	3,39	3,84
6.Sparganium emersum s.l.	103	5,14	6,42
7.Myosotis scorpioides	63	4,19	3,10
8.Myriophyllum spicatum	35	4,71	2,76
9.Elodea canadensis	55	4,02	3,23
10.Zannichellia palustris	23	3,44	3,78
11.Callitriche div. spp.	89	4,12	3,16
12.Glyceria maxima	43	4,28	3,04
13.Sparganium erectum s.l.	21	4,85	2,68
14.Glyceria fluitans	40	4,96	3,63
15.Nuphar luteum	23	5,67	3,17
16.Spirodela polyrhiza	22	3,94	3,30
17.Lemna cf. gibba vlak	82	4,65	3,01
18.Sagittaria f. typica	49	5,00	3,60
19.sessiele draadwieren	84	4,41	5,22
20.Potamogeton perfoliatus	16	4,59	2,83
21.Potamogeton pectinatus	30	5,46	3,30
22.Sagittaria f. vallisn.	47	6,20	5,32
23.Ceratophyllum demersum	24	4,72	2,76
24.Ranunculus fluitans s.l.	45	4,31	3,02
25."flab"	31	5,00	3,60
26.Lemna trisulca	21	3,91	3,33
resterende opnamen	12	2,55	3,14

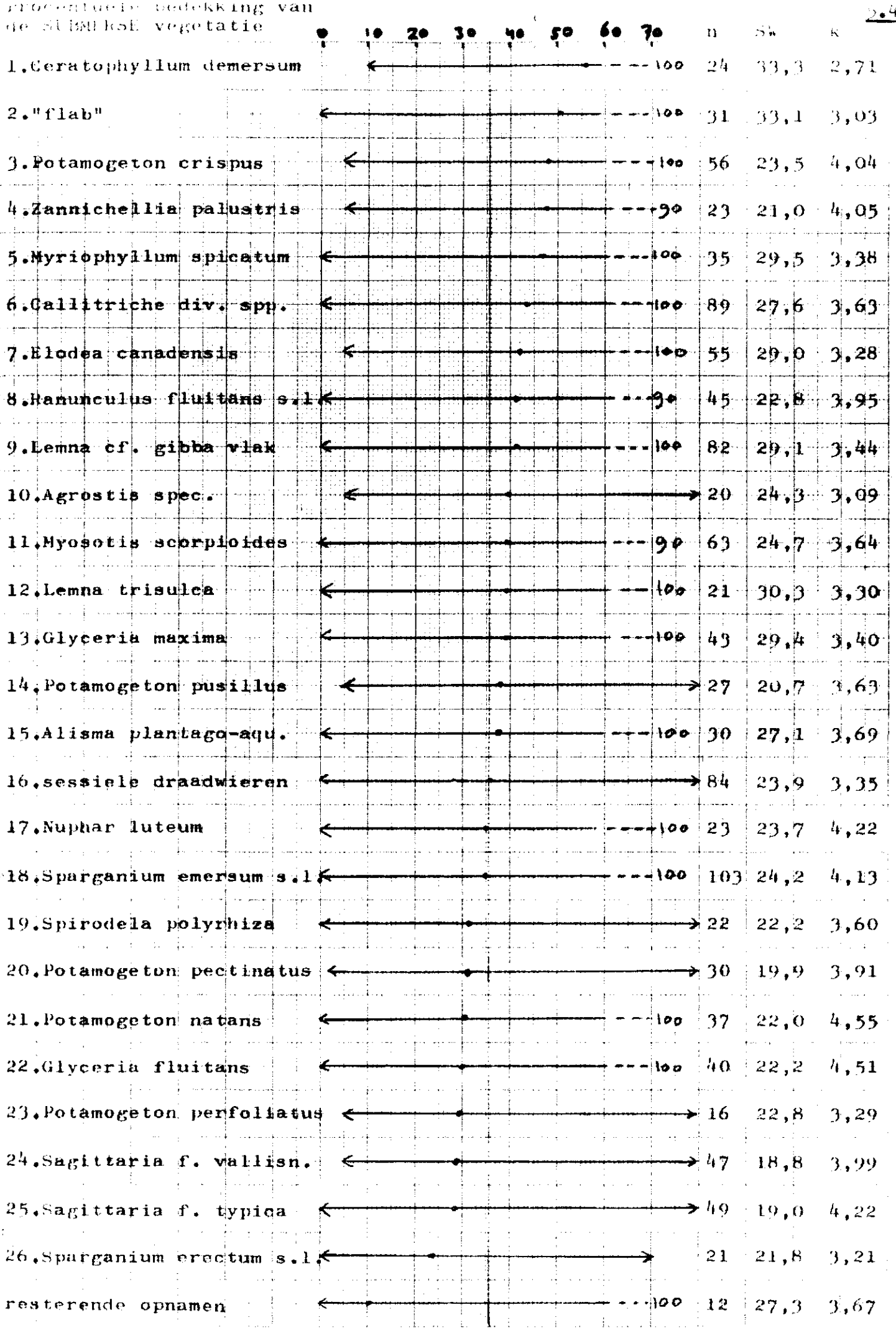
Aantal plantesoorten per opname



	n	SW	k
1.Alisma plantago-aqu.	37	4,37	3,89
2.Potamogeton pusillus	27	3,83	4,70
3.Lemna trisulca	22	4,25	4,01
4.Spirodela polyrhiza	27	4,41	3,85
5.Glyceria fluitans	41	4,00	4,00
6.Elodea canadensis	64	4,34	4,15
7.Myosotis scorpioides	67	4,01	4,49
8.Ceratophyllum demersum	26	3,94	3,30
9."flab"	32	4,13	4,36
10.Potamogeton perfoliatus	16	4,05	3,21
11.Agrostis spec.	22	3,41	3,23
12.Lemna cf.gibba vlak	98	3,85	4,67
13.Sparganium erectum s.l.	24	3,92	3,32
14.Sagittaria f.typica	52	4,07	4,42
15.Glyceria maxima	57	4,02	4,23
16.Sagittaria f.vallisn.	49	3,72	3,77
17.Callitriche spec.	102	3,53	5,10
18.Nuphar luteum	27	4,03	4,47
19.Potamogeton natans	45	4,23	4,02
20.Potamogeton crispus	61	4,23	4,26
21.Sparganium emersum s.l.	108	4,03	4,72
22.sessiele draadwieren	87	4,06	4,68
23.Zannichellia palustris	23	2,32	4,31
24.Potamogeton pectinatus	32	2,78	3,95
25.Ranunculus fluitans s.l.	45	3,44	4,66
26.Myriophyllum spicatum	36	2,92	4,11
resterende opnamen	13	.948	3,16

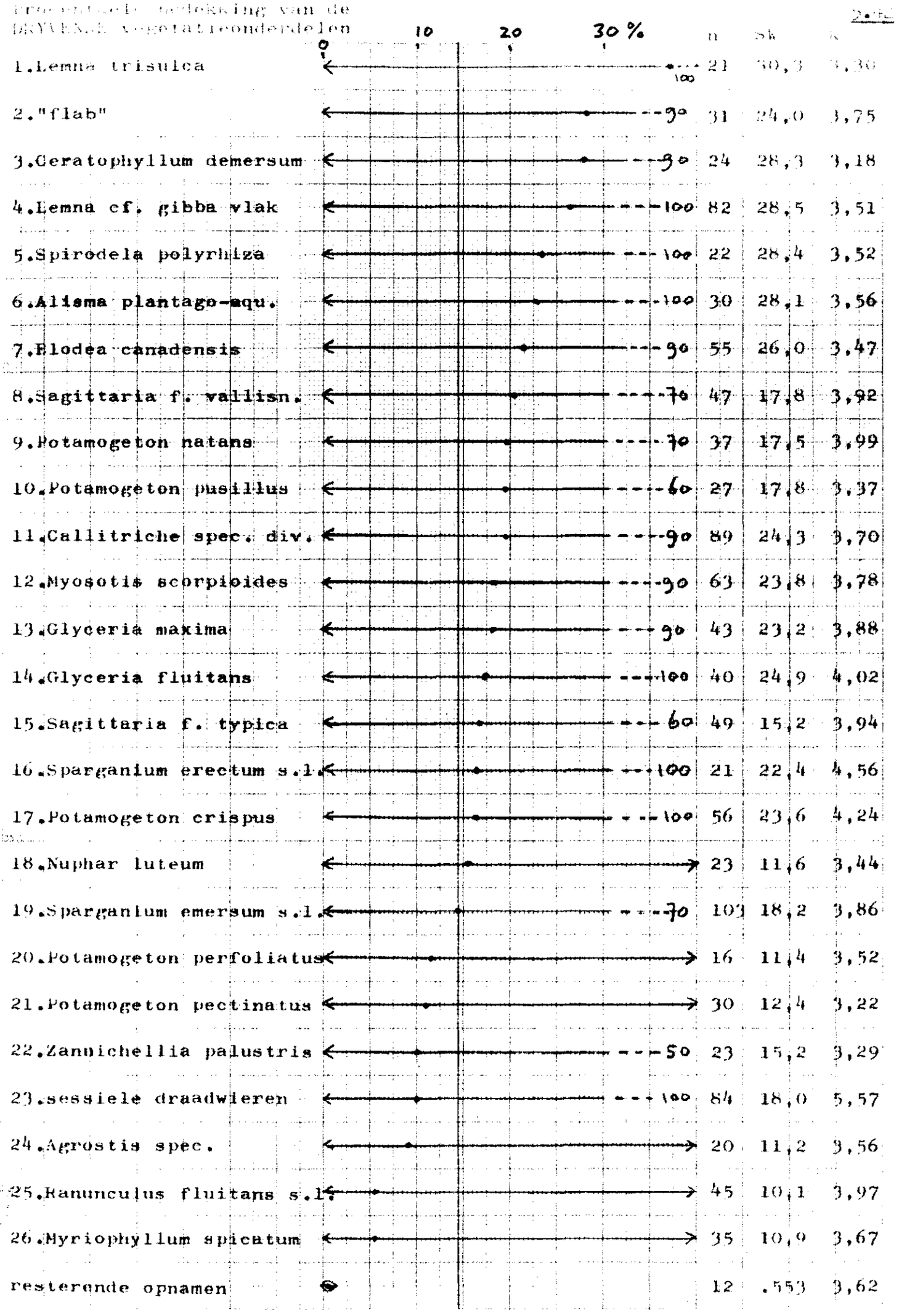

Percentage TOTAAL bedekking
van de vegetatie
0 10 20 30 40 50 60 70 %
n
SK
K
1.Ceratophyllum demersum 100 24 29,1 2,92
2.Lemna trisulca 100 21 24,4 2,87
3."flab" 100 31 27,7 2,89
4.Lemna cf. gibba vlak 100 82 27,7 3,61
5.Potamogeton crispus 100 56 23,9 3,77
6.Glyceria maxima 100 43 26,7 3,55
7.Callitriche div. spp. 100 89 28,3 3,35
8.Alisma plantago-aqu. 100 30 28,3 3,36
9.Zannichellia palustris 90 23 19,5 3,59
10.Elodea canadensis 100 55 30,5 3,11
11.Myosotis scorpioides 100 63 25,7 3,70
12.Potamogeton pusillus 90 27 24,2 3,51
13.Myriophyllum spicatum 100 35 29,6 3,38
14.Spirodela polyrhiza 100 22 27,2 3,68
15.Glyceria fluitans 100 40 25,8 3,49
16.Sparganium erectum s.l. 100 21 21,7 4,52
17.Agrostis spec. 90 20 24,7 3,44
18.Ranunculus fluitans s.l. 90 45 23,0 3,91
19.Nuphar luteum 100 23 22,1 3,86
20.Sparganium emersum s.l. 100 103 25,8 3,88
21.Sagittaria f. typica 90 49 20,2 3,96
22.Potamogeton pectinatus 90 30 18,9 4,24
23.sessiele draadwieren 100 84 25,4 3,94
24.Potamogeton natans 100 37 22,0 4,31
25.Sagittaria f. vallisn. 90 47 23,6 3,60
26.Potamogeton perfoliatus 90 16 22,5 3,55
resterende opnamen 100 12 35,2 2,84

procentuele bedekking van de submerse vegetatie

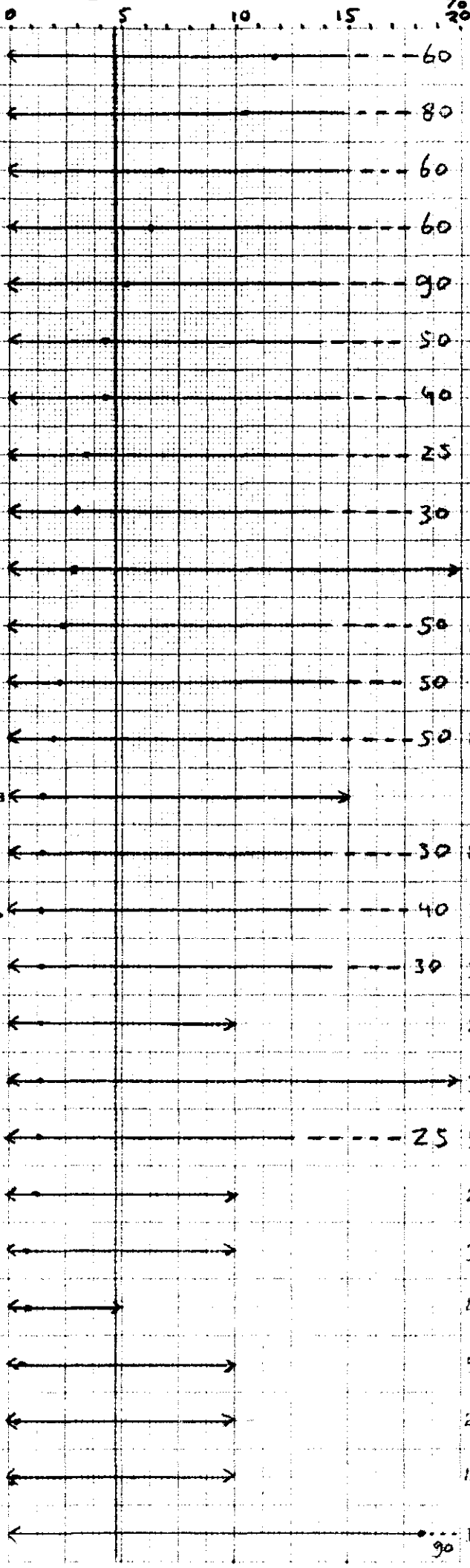


Procentuele bedekking van de DRYVENDE vegetatieonderdelen

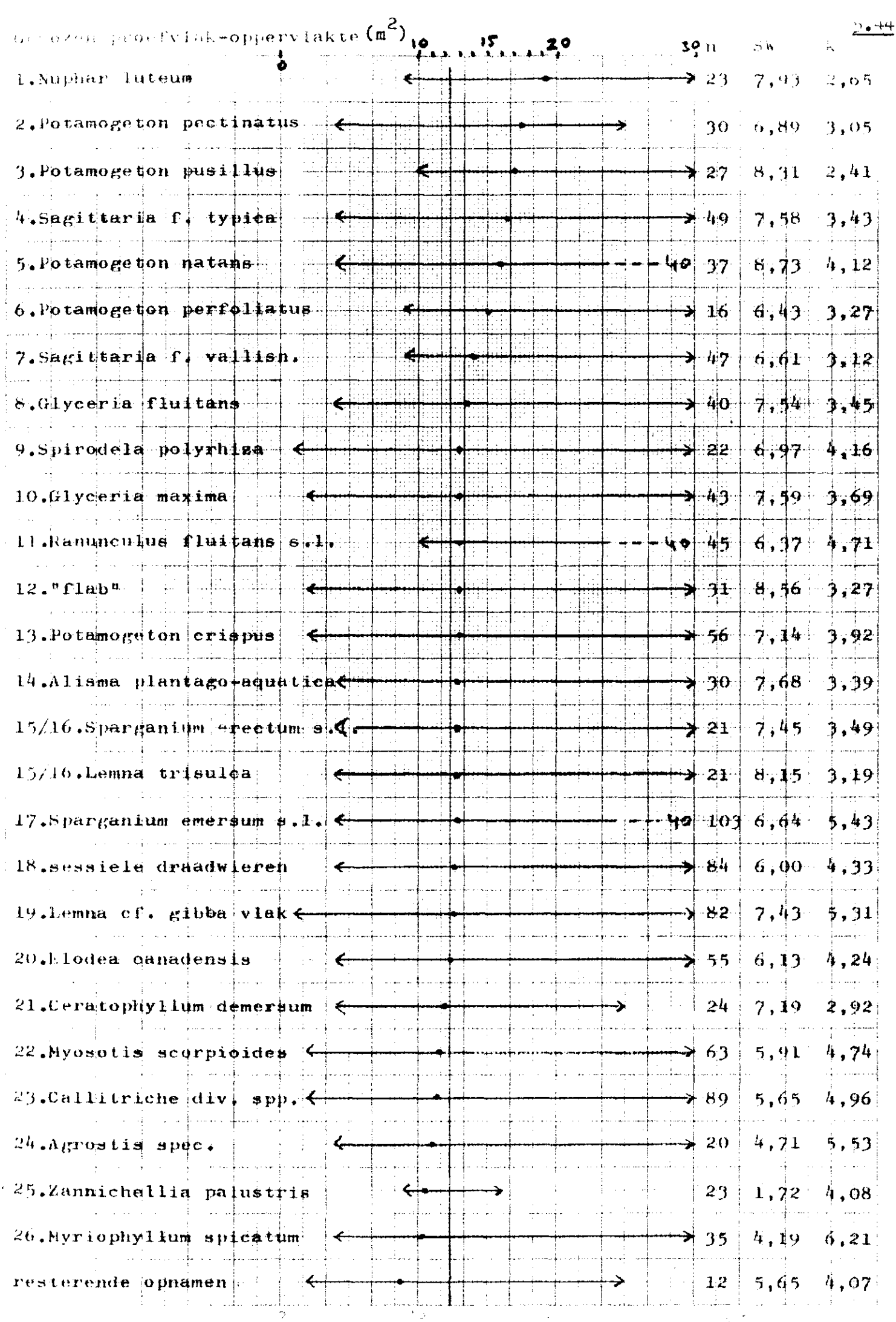
	0 10 20 30 %	n	Sk	K
1.Lemna trisulca	100	21	30,3	3,30
2."flab"	90	31	24,0	3,75
3.Ceratophyllum demersum	90	24	28,3	3,18
4.Lemna cf. gibba vlak	100	82	28,5	3,51
5.Spirodela polyrhiza	100	22	28,4	3,52
6.Alisma plantago-aqu.	100	30	28,1	3,56
7.Elodea canadensis	90	55	26,0	3,47
8.Sagittaria f. vallisn.	70	47	17,8	3,92
9.Potamogeton natans	70	37	17,5	3,99
10.Potamogeton pusillus	60	27	17,8	3,37
11.Callitriche spec. div.	90	89	24,3	3,70
12.Myosotis scorpioides	90	63	23,8	3,78
13.Glyceria maxima	90	43	23,2	3,88
14.Glyceria fluitans	100	40	24,9	4,02
15.Sagittaria f. typica	60	49	15,2	3,94
16.Sparganium erectum s.l.	100	21	22,4	4,56
17.Potamogeton crispus	100	56	23,6	4,24
18.Nuphar luteum		23	11,6	3,44
19.Sparganium emersum s.l.	70	103	18,2	3,86
20.Potamogeton perfoliatus		16	11,4	3,52
21.Potamogeton pectinatus		30	12,4	3,22
22.Zannichellia palustris	50	23	15,2	3,29
23.sessiele draadwieren	100	84	18,0	5,57
24.Agrostis spec.		20	11,2	3,56
25.Ranunculus fluitans s.l.		45	10,1	3,97
26.Myriophyllum spicatum		35	10,9	3,67
resterende opnamen		12	.553	3,62



rocentuele bedekking van de vegetatie
BOVEN het wateroppervlak



	n	SW	K
1.Sparganium erectum s.l.	21	17,0	3,53
2.Glyceria maxima	43	20,8	3,85
3.Potamogeton pectinatus	30	13,3	4,50
4.Sagittaria f. typica	49	11,7	5,14
5.Glyceria fluitans	40	16,6	5,43
6.Myosotis scorpioides	63	11,2	4,45
7.Lemna trisulca	21	20,2	3,90
8.Spirodela polyrhiza	22	6,24	4,01
9.Ceratophyllum demersum	24	7,58	3,96
10.Agrostis spec.	20	5,55	3,60
11.Lemna cf. gibba vlak	82	7,73	6,47
12.Alisma plantago-aqu.	30	8,98	5,57
13.Callitriche div. spp.	89	6,41	7,80
14.Potamogeton perfoliatus	16	4,23	3,55
15.sessiele draadwieren	84	4,58	6,55
16.Sparganium emersum s.l.	103	4,80	8,34
17."flab"	31	5,51	5,44
18.Potamogeton pusillus	27	2,79	3,58
19.Myriophyllum spicatum	35	4,07	4,92
20.Elodea canadensis	55	3,77	6,63
21.Nuphar luteum	23	2,41	4,15
22.Potamogeton natans	37	1,98	5,04
23.Sagittaria f. vallisn.	47	1,51	3,23
24.Potamogeton crispus	56	1,98	5,05
25.Zannichellia palustris	23	2,04	4,90
26.Ranunculus fluitans s.l.	45	.333	6,12
esterende opnamen	12	28,5	3,16


Gemiddelde proefvlak-oppervlakte (m²)
0
10
15
20
30
n
Sk
k
1.Nuphar luteum 23 7,93 2,05
2.Potamogeton pectinatus 30 6,89 3,05
3.Potamogeton pusillus 27 8,31 2,41
4.Sagittaria f. typica 49 7,58 3,43
5.Potamogeton natans 40 37 8,73 4,12
6.Potamogeton perfoliatus 16 6,43 3,27
7.Sagittaria f. vallisn. 47 6,61 3,12
8.Glyceria fluitans 40 7,54 3,45
9.Spirodela polyrhiza 22 6,97 4,16
10.Glyceria maxima 43 7,59 3,69
11.Ranunculus fluitans s.l. 40 45 6,37 4,71
12."flab" 31 8,56 3,27
13.Potamogeton crispus 56 7,14 3,92
14.Alisma plantago-aquatica 30 7,68 3,39
15/16.Sparganium erectum s.l. 21 7,45 3,49
15/16.Lemna trisulca 21 8,15 3,19
17.Sparganium emersum s.l. 40 103 6,64 5,43
18.sessiele draadwieren 84 6,00 4,33
19.Lemna cf. gibba vlak 82 7,43 5,31
20.Elodea canadensis 55 6,13 4,24
21.Ceratophyllum demersum 24 7,19 2,92
22.Myosotis scorpioides 63 5,91 4,74
23.Callitriche div. spp. 89 5,65 4,96
24.Agrostis spec. 20 4,71 5,53
25.Zannichellia palustris 23 1,72 4,08
26.Myriophyllum spicatum 35 4,19 6,21
resterende opnamen 12 5,65 4,07

Antropogene invloed op de bedding (grove schatting) volgens 3 nominale klassen

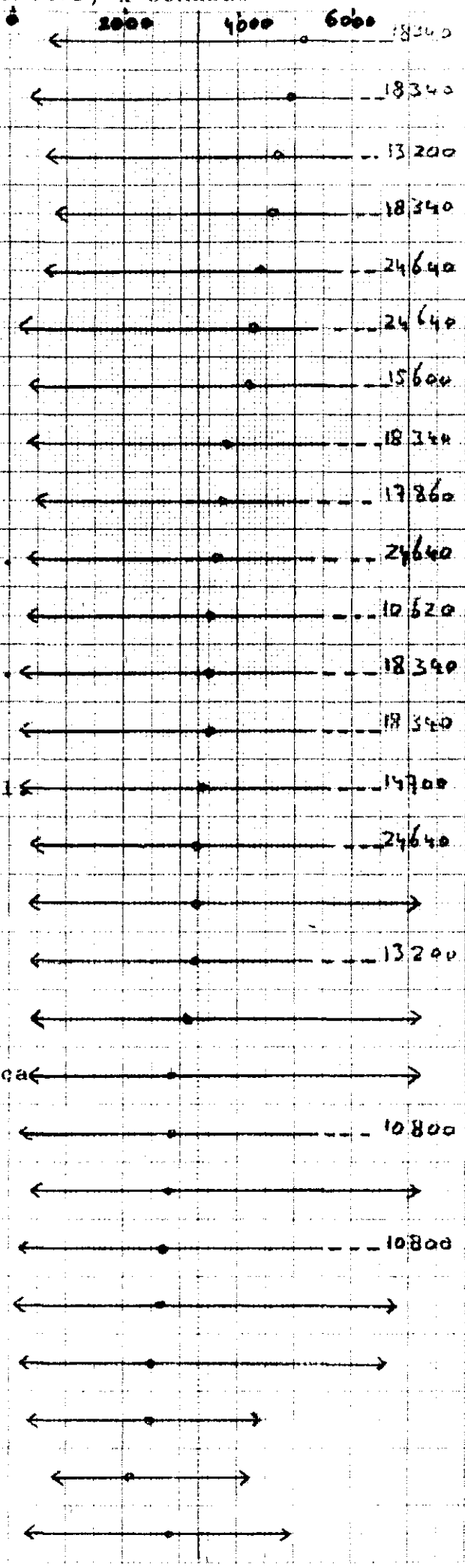
	1	2	3	n	"sw"	"k"
1.Lemna cf. gibba vlak				98	.703	2,844
2.Alisma plantago-aqu.				37	.758	2,639
3/4."flab"				32	.829	2,412
3/4.Ceratophyllum demersum				26	.747	2,678
5.Nuphar luteum				27	.737	2,714
6.Glyceria maxima				57	.792	2,526
7.Lemna trisulca				22	.932	2,147
8.Spirodela polyrhiza				27	.816	2,449
9.Elodea canadensis				64	.772	2,592
10/11.Potamogeton pectinatus				32	.661	3,024
10/11.Potamogeton perfoliatus				16	.750	2,667
12.Potamogeton crispus				61	.818	2,446
13.Callitriche div. spp.				102	.766	2,612
14.Potamogeton natans				45	.840	2,380
15.Potamogeton pusillus				27	.772	2,592
16.Sparganium erectum s.l.				24	.745	2,683
17.Sagittaria f. typica				52	.760	2,631
18.Glyceria fluitans				41	.821	2,437
19.Sparganium emersum s.l.				108	.774	2,583
20.Sagittaria f. vallisn.				49	.742	2,695
21.Myosotis scorpioides				67	.855	2,339
22.Agrostis spec.				22	.638	3,135
23.Myriophyllum spicatum				36	.787	2,541
24.sessiele draadwieren				87	.815	2,455
25.Zannichellia palustris				23	.674	2,969
26.Ranunculus fluitans s.l.				45	.704	2,840
27.resterende opnamen				13	.821	2,435

afnemende invloed

range voor alle soorten 1 t/m 3

Factorenkombinatie :
diepte x troebelheid (fotometer) x schaduw

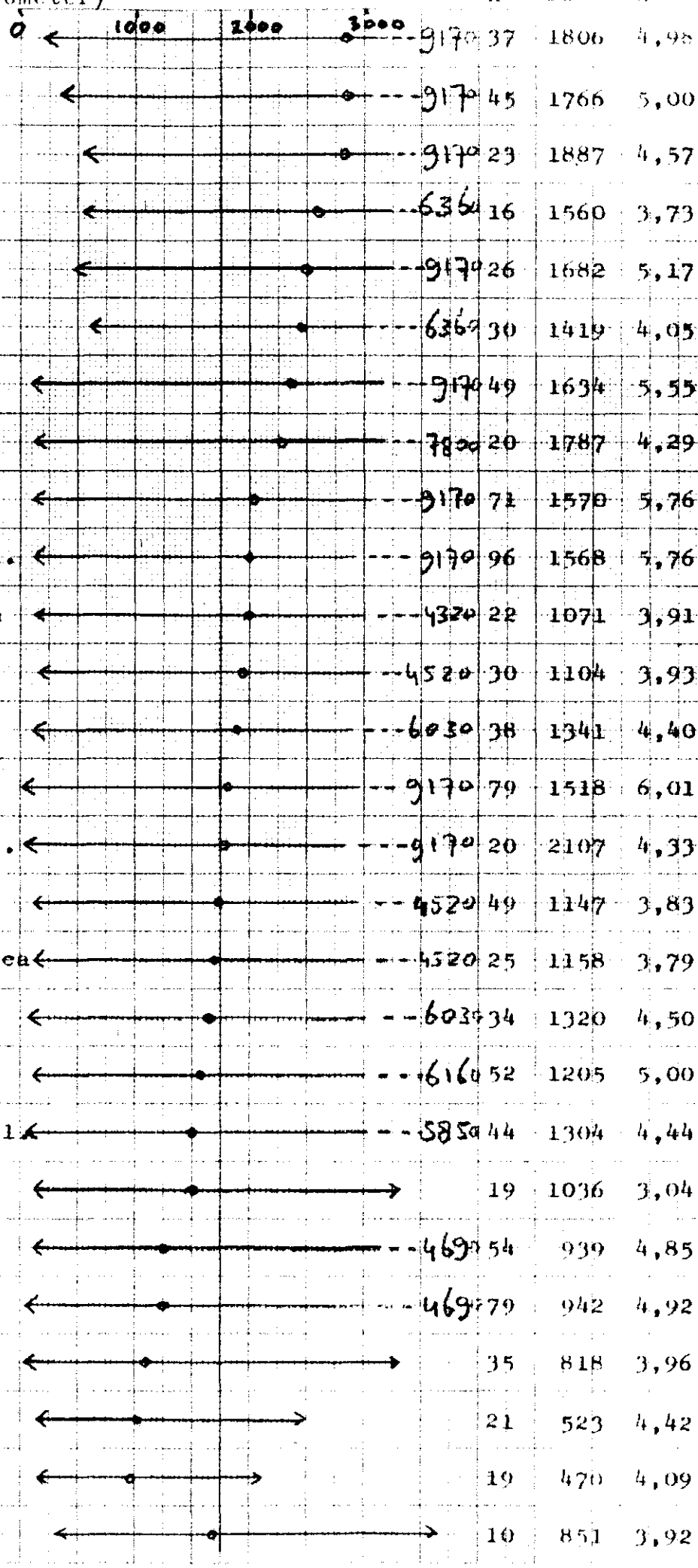
	n	"sk"	"k"
1.Sagittaria f. vallisn.	45	4221	4,18
2.Potamogeton natans	37	4009	4,48
3.Potamogeton perfoliatus	16	3993	3,14
4.Nuphar luteum	23	4171	4,20
5.Potamogeton pectinatus	30	4916	4,89
6.Sagittaria f. typica	49	4612	5,30
7.Spirodela polyrhiza	20	4108	3,71
8.Lemna cf. gibba vlak	71	3383	5,31
9.Potamogeton pusillus	26	3582	4,99
10.Sparganium emersum s.l.	96	3844	6,32
11."flab"	30	2311	4,44
12.Sparganium erectum s.l.	20	4734	3,83
13.Callitriche div. spp.	79	3234	5,61
14.Ranunculus fluitans s.l.	44	3043	4,76
15.Potamogeton crispus	52	3645	6,65
16.Ceratophyllum demersum	22	1929	3,52
17.Elodea canadensis	49	2675	4,80
18.Glyceria maxima	38	2127	3,20
19.Alisma plantago-aquatica	25	2118	3,22
20.Myosotis scorpioides	54	2259	4,69
21.Lemna trisulca	19	1575	4,31
22.sessiele draadwieren	79	2052	5,16
23.Glyceria fluitans	34	1981	3,30
24.Myriophyllum spicatum	35	1696	3,75
25.Zannichellia palustris	21	1119	3,58
26.Agrostis spec.	19	1005	3,46
resterende opnamen	10	1395	3,31



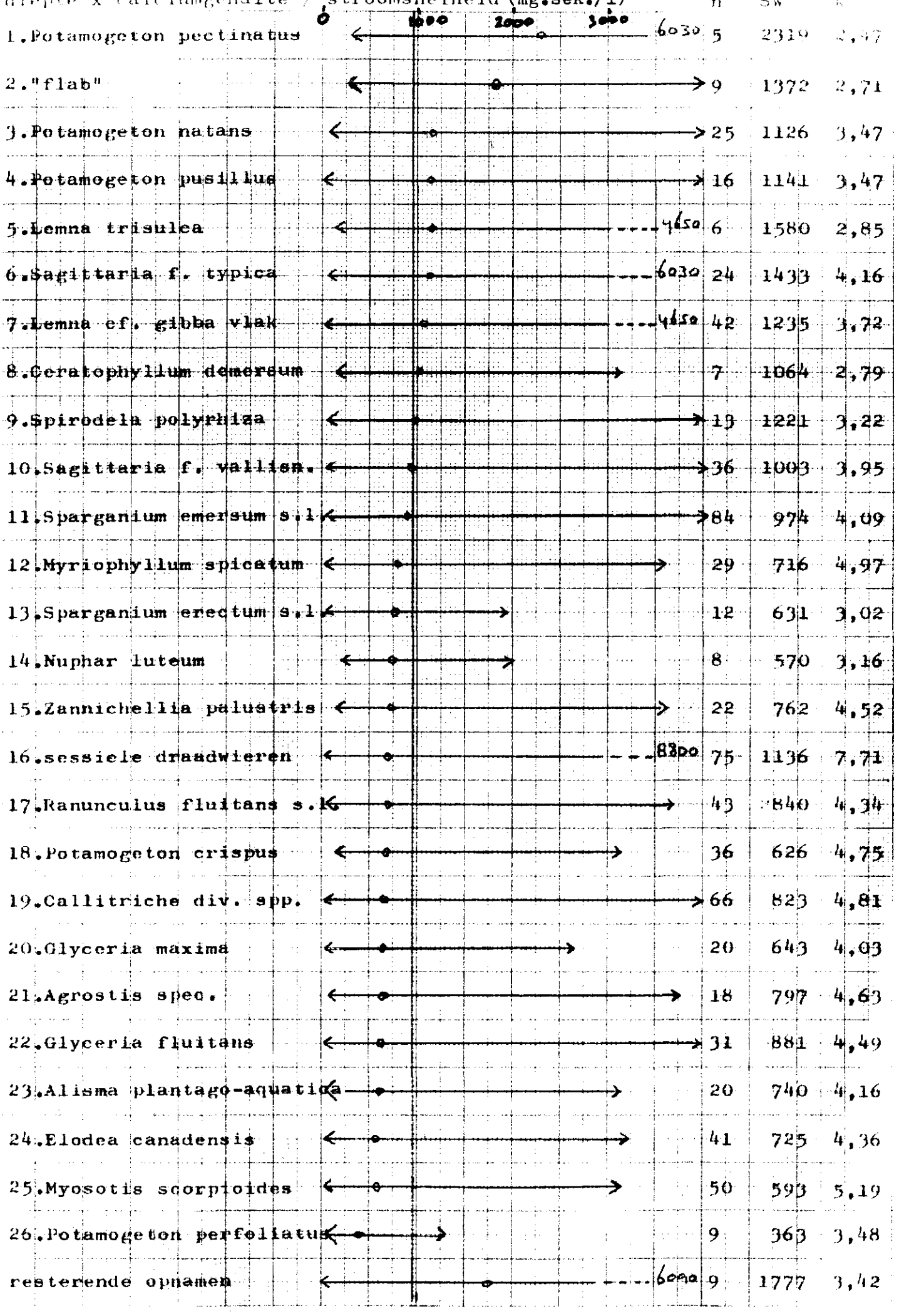
aktorenkombinatie :
iepte x troebelheid (fotometer)

5.47

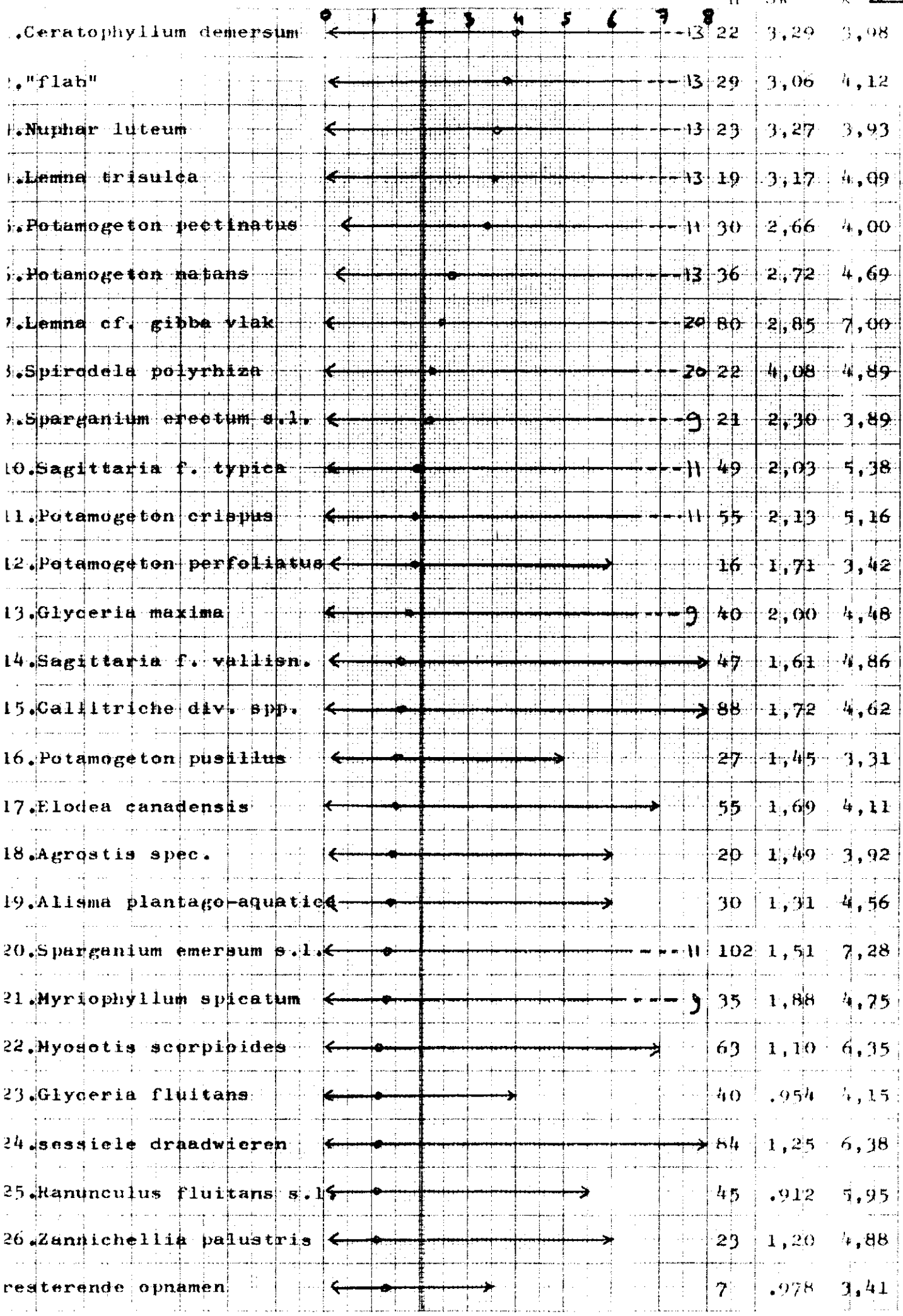
		n	Sw	k
.Potamogeton natans	9170	37	1806	4,98
.Sagittaria f. vallisn.	9170	45	1766	5,00
.Nuphar luteum	9170	23	1887	4,57
.Potamogeton perfoliatus	6360	16	1560	3,73
.Potamogeton pusillus	9170	26	1682	5,17
.Potamogeton pectinatus	6360	30	1419	4,05
.Sagittaria f. typica	9170	49	1634	5,55
.Spirodela polyrhiza	7800	20	1787	4,29
.Lemna cf. gibba vlak	9170	71	1570	5,76
0.Sparganium emersum s.l.	9170	96	1568	5,76
1.Ceratophyllum demersum	4320	22	1071	3,91
2."flab"	4520	30	1104	3,93
3.Glyceria maxima	6030	38	1341	4,40
4.Callitriche div. spp.	9170	79	1518	6,01
5.Sparganium erectum s.l.	9170	20	2107	4,33
6.Elodea canadensis	4520	49	1147	3,83
7.Alisma plantago-aquatica	4520	25	1158	3,79
8.Glyceria fluitans	6030	34	1320	4,50
9.Potamogeton crispus	6160	52	1205	5,00
20.Ranunculus fluitans s.l.	5850	44	1304	4,44
21.Lemna trisulca		19	1036	3,04
22.Myosotis scorpioides	4690	54	939	4,85
23.sessiele draadwieren	4690	79	942	4,92
24.Myriophyllum spicatum		35	818	3,96
25.Zannichellia palustris		21	523	4,42
26.Agrostis spec.		19	470	4,09
esterende opnamen		10	851	3,92



Faktorenkombinatie : "Wasserwertzahl" (PASSARGE 1955)
diepte x calciumgehalte / stroomsnelheid (mg.sek./l)



	n	SW	k
1.Potamogeton pectinatus	5	2319	2,47
2."flab"	9	1372	2,71
3.Potamogeton natans	25	1126	3,47
4.Potamogeton pusillus	16	1141	3,47
5.Lemna trisulca	6	1580	2,85
6.Sagittaria f. typica	24	1433	4,16
7.Lemna cf. gibba vlak	42	1235	3,72
8.Ceratophyllum demersum	7	1064	2,79
9.Spirodela polyrhiza	13	1221	3,22
10.Sagittaria f. vallisn.	36	1003	3,95
11.Sparganium emersum s.l.	84	974	4,09
12.Myriophyllum spicatum	29	716	4,97
13.Sparganium erectum s.l.	12	631	3,02
14.Nuphar luteum	8	570	3,16
15.Zannichellia palustris	22	762	4,52
16.sessiele draadwieren	75	1136	7,71
17.Ranunculus fluitans s.l.	43	840	4,34
18.Potamogeton crispus	36	626	4,75
19.Callitriche div. spp.	66	823	4,81
20.Glyceria maxima	20	643	4,03
21.Agrostis spec.	18	797	4,63
22.Glyceria fluitans	31	881	4,49
23.Alisma plantago-aquatica	20	740	4,16
24.Elodea canadensis	41	725	4,36
25.Myosotis scorpioides	50	593	5,19
26.Potamogeton perfoliatus	9	363	3,48
resterende opnamen	9	1777	3,42

Opmerking : de opnamen van stilstaand water ontbreken (anders delen met nul :)

aktorenordinatie :
iepte / minimale niveauwisseling (schatting)