

'N ONDERSOEK NA DIE MOONTLIKE ONTWIKKELING VAN  
'N BETROUBARE BIOTIESE INDEKS VIR DIE BEPALING VAN  
RIVIERWATERBESOEDELING IN NATAL

deur

S. J. PRETORIUS M.Sc.  
(N.I.W.N., W.N.N.R., DURBAN)

Proefskrif voorgelê ter gedeeltelike voldoening aan  
die vereistes vir die graad Doctor Scientiae

aan die

POTCHEFSTROOMSE UNIVERSITEIT VIR C.H.O.

Promotor: Prof. J. A. van Eeden

Hulppromotor: Prof. H. J. Schoonbee

Oktober 1969

670/2969

Die reproduksie van enige gedeelte van hierdie dokument is verbode tensy skriftelike toestemming vooraf van die Dorps- en Streeksbeplanningskommissie, Natal, verkry is.

The reproduction of the contents of this document, either in whole or in part, for publication is prohibited, unless permission is first obtained, in writing, from the Town and Regional Planning Commission, Natal.

S. J. PRETORIUS M.Sc.

ENJ.W.M.M.R. DURBAN

Protestantse Kerk, die geesteskeuse volkonding van die voorstel vir die gebied Doctor Christian

aan die

POTCHESTROOMSE UNIVERSITEIT VIR C.H.O.

Promotor: Prof. J. A. van Eeden

Hulpromotor: Prof. H. J. Schloos

Oktober 1969

INHOUDSOPGAWE.Bladsy.

1.	'n Onderzoek na die moontlike ontwikkeling van 'n betroubare biotiese indeks vir die bepaling van rivierwaterbesoedeling in Natal. ... ..	1
2.	Literatuuroorsig van metodes wat voorgestel word vir die bepaling van rivierwaterkwaliteit. ... ..	3
3.	Kritiek op die bestaande metodes vir die bepaling van rivierwaterkwaliteit en motivering van die metodes wat in die huidige ondersoek gebruik word. ... ..	12
4.	Definisie van rivierwaterbesoedeling en -kwaliteit. ... ..	19
5.	Werkswyse en studiegebiede. ... ..	24
6.	Resultate. ... ..	38
7.	Ontleding van die resultate ... ..	38
7.1	Die getalwisseling van die oligochaete in organiesverrykte water. ... ..	39
7.1.1	Die getalwisseling van die oligochaete ten tye van elke opname in die Nonotirivier. ... ..	40
7.1.2	Die getalwisseling van die oligochaete by elke monsterpunt in die Nonotirivier gedurende die studietydperk. ... ..	47
7.2	Die selektering van die oligochaete as 'n moontlike maatstaf vir die bepaling van organiesverrykte water. ... ..	50
8.	'n Onderzoek na die verband tussen die oligochaetepopulasie en die organiese verryking van die water. ... ..	51
8.1	Teoretiese oorwegings van die organisasie van die dierpopulasie en die faktore wat die populasiestruktuur beheer ... ..	51
8.2	Ontledingstegnieke wat toegepas is en die resultate wat verkry is. ... ..	53

8.3	Bepaling van die ruimteverspreiding van die oligochaetespesies in organiesverrykte water. . . . .	53
8.4	'n Ondersoek na die moontlike gebruik van die oligochaete-biomassa as 'n kriterium vir die klassifisering van organiesverrykte water. . . . .	61
8.4.1	Teoretiese oorwegings van die wisseling van die oligochaete-biomassa in organiesverrykte water. . . . .	61
8.4.2	Die bepaling van die oligochaetebiomassa. . . . .	63
8.4.3	Herkenning van gevalle van waterversteuring anders as die versteuring deur organiese verryking. . . . .	66
8.4.3.1	Die herkenning van mineraalversteurde en -vergiftigde water. . . . .	66
8.4.3.2	Die herkenning van organiese neweproduk-vergiftigde water. . . . .	73
8.4.4	Toetsing om te bepaal of die biomassa die water in terme van een of ander graad van organiese verryking klassifiseer .	76
8.4.4.1	Toetsing aan die hand van die gegewens versamel in die Drie Riviere-gebied. . . . .	76
8.4.4.2	Verdeling en herkenning van verskillende sub-grade van organiese verryking. . . . .	81
8.4.4.3	Toetsing aan die hand van die gegewens versamel in die Nonotirivier. . . . .	84
8.4.4.4	Verdere verdeling in sub-grade van organiesverrykte water en die herkenning van hierdie sub-grade. . . . .	89
8.5	Kenmerke van die verskeidenheid en die getalverspreiding van die waterfauna in die sub-grade van organiesverrykte (uitgesonder neweproduk-vergiftigde) water. . . . .	90
8.5.1	Die Oligochaeta. . . . .	91

8.5.1.1	Die populasiestruktuur van die oligochaete in elke sub-graad van organiesverrykte water soos deur die monsters van die Drie Riviere-gebied weerspieël word. ...	91
8.5.1.2	Die bepaling van die groei- en voortplanting van sommige oligochaetespesies in organiesverrykte water. ...	99
8.5.1.3	Die gedragspatrone van sommige oligochaetespesies in organiesverrykte water. ...	104.
8.5.2	Die kenmerke van die nie-oligochaetepopulasie soos deur die monsters van die Drie Riviere-gebied weerspieël word. ...	106
8.6	Noukeuriger metodes vir die bepaling van organiese verryking van die water. ...	112
8.6.1	Bespreking van metodes. ...	112
8.6.2	Toepassing van die voorgestelde metodes. ...	119
8.7	Metodes om die inter- en intraspesie kompetisie te bepaal vir moontlike gebruik in die toekoms as addisionele kriteriums vir die bepaling van die waterkwaliteit. ...	129
9.	Addisionele chemiese en bakteriologiese kriteriums wat gebruik moet word in die klassifisering van die water. ...	134
10.	'n Opsomming van die biotiese indeks. ...	134
11.	Dankbetuiging. ...	140
12.	Literatuurverwysings. ...	141
13.	Bylaes. ...	153
A -	Die plante wat binne een meter van die waterkant af groei in die Nonotirivier. ...	153
B -	Beskrywing van die Drie Riviere-gebied. ...	155

	<u>Bladsy.</u>
C - Beskrywing van die monsterpunte in die Drie Riviere- gebied waar biologiese versamelings gedoen is. ....	166
D - Die waterfauna wat in die monsters van die Drie Riviere-gebied teenwoordig was. ... ..	171
E - Beskrywing van die Nonotirivier en die suikermeule in die bolope. ... ..	191
F - Die waterfauna in 93 cm. <sup>2</sup> sandbodemmonsters wat in die Nonotirivier versamel is. ... ..	195
G - Die waterfauna wat in ewekansig geneemde sandbodemmonsters, in die Nonotirivier gevind is. ... ..	202
H - Berekening van die verspreidingsparameter k. .. ..	206

1. 'n ONDERSOEK NA DIE MOONTLIKE ONTWIKKELING VAN 'n BETROUBARE BIOTIESE INDEKS VIR DIE BEPALING VAN RIVIERWATERBESOEDELING IN NATAL.

Veranderings in die samestelling van die waterfauna toon veranderings in die omgewing van die diere aan. Hierdie veranderings in die habitat is dikwels aan versteuring van die waterkwaliteit toe te skryf. Deurdat die waterfaunasamestelling deur die waterkwaliteit beïnvloed word, en hulle op hulle beurt weer die waterkwaliteit beïnvloed wissel die waterkwaliteit van tyd tot tyd in dieselfde lokaliteit, van plek tot plek in dieselfde rivier en van rivier tot rivier. Deur die faunistiese samestelling van hierdie verskillende waterkwaliteite te bepaal en dan ooreenstemmende samestellings saam te groepeer en te beskou as aanduidend van 'n bepaalde waterkwaliteit, kan die verskille tussen die waterfauna-groepe georden word in 'n indeks waarmee die verskillende waterkwaliteite op 'n betroubare grondslag bepaal kan word. Deur die waterkwaliteit stroomopwaarts en stroomafwaarts van die stortingspunt van afvloeiwater te meet, kan die omvang van besoedeling bepaal word.

Rivieropnames in Natal is in 1953 deur die Nasionale Instituut vir Waternavorsing van die Suid-Afrikaanse Wetenskaplike en Nywerheidsnavorsingsraad in opdrag van die Natalse Dorps- en Streeksbeplanningskommissie, onder voorwaardes neergelê in 'n riviernavorsingsbeurs, onderneem. Die onmiddellike oogmerke van hierdie opnames was om (1) die heersende fisiese, chemiese en biologiese toestande vas te stel; (2) alle besoedelingsbronne na te speur; (3) besoedelingsindekse te formuleer en (4) die invloed van veranderende industriële en landboupraktyke op die natuurlike water vas te stel. Die langtermynmerk was om 'n betroubare basis daar te stel vir die formulering van standaarde vir die beheer van afval- en afvloeiwater.

Die opnames het begin in die Tugelarivier (Oliff, 1960a; 1960b; 1963; Oliff e.a., 1964 en 1965), gevolg deur opnames in die Umgenirivier (Schoonbee 1963; 1964). In 1962 is die riviernavorsingsbeurs verleng om al die riviere tussen die Tugela in die noorde en die Umkomaas in die suide te dek - die sogenaamde Drie Riviere-gebied (Brand e.a., 1967). Uit die opnames in die Drie Riviere-gebied het dit geblyk dat die suikerindustrie een van die grootste besoedelingsbronne van Natalse riviere is (Brand e.a., 1967). Die belangrikheid van hierdie gebied, met die oog op beplanning, en die

nodigheid om 'n biotiese indeks te formuleer, het 'n intensiewer studie van die besoedeling deur die suikerindustrie genoodsaak.

Die aard van 'n indeks van waterkwaliteit word bepaal deur die vereistes wat daaraan gestel word. In Natal kom verskeie riviere voor wat oor 'n wye gebied versprei is. Voldoende beplanning van hierdie gebied vereis noodwendig gegewens oor die kwaliteit van die water, want die beskikbaarheid van water is 'n deurslaggewende oorweging vir beplanning. Die huidige drukte in die beplanning van hierdie gebied vereis dringende inligting oor die rivierwaterkwaliteit. Die bepalingmetodes wat aangewend word, moet, as gevolg van die uitgestrektheid van die gebied, ook van 'n korter tydskuur wees as die tydskuur wat 'n intensiewer studie van 'n enkele rivier soos wat in die Tugelarivier of in die Umgenirivier gedoen is, in beslag neem.

Met die vergelyking van faunistiese samestellings moet die ondersoeker besluit watter orde van verskille betekenisvol is. In die verlede het sommige ondersoekers 'n spesielys en die digtheid van die diere wat in die monster gevind is sondermeer gebruik om te oordeel of gegewe diergemeenskappe verskillend is of nie. Hierdie vergelykings is gedoen ten spyte van die bestaande variasie. Hierdie prosedure is toelaatbaar, maar kan egter net groot verskille betroubaar uitwys, en gevolglik ook net groot veranderinge in die waterkwaliteit.

Monsters wat geneem word, is aan twee soorte variasies onderhewig: aan die een kant variasie in die verskeidenheid van spesies en aan die ander kant variasie in die getalle van die teenwoordige spesies (produksie). Die waargeneemde variasies spruit voort uit die inherente variasie in biologiese entiteite en onnoukeurige monsterings- en ontledingsprosedures. Die variasie in getalle van organismes in versteurde water is meestal nog onbekend.

Die gebruik van indikatorspesies in die bepaling van rivierwaterkwaliteit het a.g.v. die breër kennis van die verspreiding en identiteit van spesies - veral in lande soos Amerika en Europa - tot verbeterde werksywes om die spesiesamestelling te bepaal, gelei, terwyl noukeuriger bepaling van die getalle van organismes tot 'n mate agterweê gelaat is. Dit is hoofsaaklik te danke aan die verbeterde bepaling van die

spesiesamestelling dat die saprobiëse sisteem so 'n groot aanhang verkry het. Om die agterstand in kennis t.o.v. van die spesies wat in Natal voorkom, in te haal ten einde die saprobiëse sisteem (indien dit moontlik sou wees) hier geslaagd te kan toepas, sal egter lank duur. Die drukte in waterhulpbronbeplanning laat egter nie hierdie tyd toe nie. Die benadering in hierdie ondersoek is dat daar met die beskikbare kennis van daardie waterfauna waarvan die verspreiding, lewensbenodigdhede en identiteit bekend is, na aanleiding van hulle produksie, 'n biotiese indeks saamgestel kan word.

## 2. LITERATUUROORSIG VAN METODES WAT VOORGESTEL WORD VIR DIE BEPALING VAN RIVIERWATERKWALITEIT.

Brinkhurst (1965) dui aan dat daar in die soektog na metodes om die waterfauna te gebruik vir die bepaling van rivierwaterkwaliteit, mettertyd hoofsaaklik drie basiese benaderings ontwikkel is waarvan die navolging in die toekoms nog vrugte kan afwerp:

1. 'n Soektog na indikator-organismes waarvan die teenwoordigheid of afwesigheid gebruik kan word om die water te kategoriseer;
2. Die bepaling van die presiese fisiese en chemiese verdraagsaamheid van individuele spesies; en,
3. Gedetailleerde ontledings van die faktore (bioties en abioties) wat die struktuur van die diergemeenskappe in die water beheer.

Verdere aspekte van hierdie verskillende basiese benaderings is individueel of gesamentlik reeds in verskeie dele van die wêreld bestudeer en die afgelope paar jaar is hernude ywer in dié rigting geopenbaar.

Biologiese bepalingsmetodes word deur Bick (1963) in twee groepe verdeel.

Eerstens is daar die direkte of ekologiese metode wat die neem van monsters in die water wat getoets moet word, behels, en daarna die identifikasie van al die plant- en dierspesies wat daarin voorkom. Die waterkwaliteit word dan bepaal volgens (1) die voorkoms en getalle van spesiale indikator-organismes, en/of (2) die samestelling van die diergemeenskappe.

Tweedens is daar die indirekte of fisiologiese metodes, wat gebruik kan word vir die bepaling van die bio-aktiwiteit of vir die tel van bakterieë. Hieronder ressorteer ook sulke metodes soos die waarneem van die reaksies van toetsorganismes wat in die laboratorium geteel is, nadat hulle oorgeplant is in die water wat getoets moet word. Hierdie reaksies sou dan kan dien as 'n aanduiding van die kwaliteit. Van die indirekte metodes is in Natal nog net die tel van bakterieë op 'n gereelde grondslag onderneem. Onlangs het Archibald (1967) die reaksie van blougroenalge (Cyanophyta) in suikerbelaaide waters begin ondersoek.

Geen ander aspekte van die fisiologiese metodes is nog tot dusver in Natal aangepak nie, omdat die water wat getoets moet word verandering ondergaan terwyl dit vervoer word oor die lang afstande tussen die monsterpunte en die laboratorium. Die bakteriologiese ontleding van verafgeleë riviere is om hierdie rede ook onmoontlik.

Aangesien die ekologiese metodes nie onderhewig is aan hierdie beperkings nie, is daar in die huidige ondersoek slegs aan hulle ontwikkeling verdere aandag bestee.

Die klassieke ekologiese metode vir die bepaling van die waterkwaliteit is die saprobiese sisteem van Kolkwitz e.a. (1908; 1909), en Kolkwitz (1935; 1950), wat in 1951 en 1962 deur Liebmann hersien is. Sramek-Husek (1956) het ook belangrike toevoegings tot hierdie sisteem gemaak.

Die Saprobiese sisteem is gebaseer op die verskynsel dat daar in stadig-vloeiende, organiesverrykte riviere verskeie sones onderkant die bron van besoedeling voorkom, wat elk 'n kenmerkende biota onderhou. Hierdie sones word polisaprobies, alfa-mesosaprobies, beta-mesosaprobies en oligosaprobies genoem, en die volgorde weerspieël die stroomafwaartse vordering van selfreiniging. Hierdie sisteem maak gebruik van die verskynsel dat elke sone voldoen aan die optimale lewensbehoefte van bepaalde en verskillende diere en hulle gemeenskappe. Hierdie bepaalde organismes kan dus gebruik word as indikatore van die genoemde sones. Die voorstanders van hierdie sisteem gee 'n indeling van die organismes wat kenmerkend is van elke sone. 'n Onderskeid word gemaak tussen organismes wat 'n hoë mate van verdraagsaamheid het teenoor organismes wat 'n geringe mate van verdraagsaamheid vir omgewingsfaktore het

(„stenoësie" en „eurioësie" organismes respektiewelik (Bick, 1963) ). Deurdad die bakterieë 'n belangrike rol in verrotting speel, word hulle getalle in hierdie sisteem aangewend om die verskillende saprobiese sones vas te stel. Die diere word dan ingedeel volgens die sones waarin hulle voorkom. Deur nou die riviere waar die water ontleed moet word, te toets en te bepaal watter organismes daarin voorkom, kan daar, aan die hand van hulle vooraf vasgestelde posisie in die saprobiese sisteem, bepaal word watter sone dit is, en sodoende ook wat die waterkwaliteit is.

Om die metode geslaagd te gebruik vereis noukeurige identifikasie van al die organismes (Bick, 1963), 'n ideaal wat nog nie in Natal verwesenlik is nie.

Tradisioneel is die resultate van die ontledings weergegee in die vorm van lang lyste van die name van diere wat in die monsters gevind is, met 'n aanduiding van die aantal individue wat, óf deur direkte telling, óf by benadering bepaal is. Sulke weergawes van opnames is gewoonlik onverstaanbaar of selfs verwarrend vir diegene wat nie bioloog is nie maar dikwels baie belang het by die resultate (Mackenthun, 1966). Baie navorsers het hierdie leemte aangevul deur die saprobiese sisteem te verander, nie net om dit makliker verstaanbaar te maak nie, maar ook om die sisteem by hulle plaaslike gebiede aan te pas. Hierdie begeerte het ook gedeeltelik aanleiding gegee tot 'n poging om 'n verbeterde en meer bruikbare metode vir Natalse toestande daar te stel.

In 1959 stel Liebmann as 'n verandering en uitbreiding van die saprobiese sisteem die term Güteklasse (kwaliteitsklasse) voor, en verwys na klasse I, II, III en IV in plaas van oligosaprobiese, beta-mesosaprobiese, alfa-mesosaprobiese en polisaprobiese sones respektiewelik. Die bepaling van die kwaliteit van die rivierwater behels dan die vergelyking van die spesies wat aanwesig is, en hulle getalle met die aanvaarde indeling in die saprobiese sisteem. Die navorser verlaat hom op sy oordeelsvermoë en praktiese ondervinding om tot 'n beslissing te kom oor grensgevälle.

Knopp (1954; 1955) en Dittmar (1959) gee 'n frekwensiewaarde aan die getalle van die organismes in die saprobiese lys van vroeëre werkers.

Zelinka e.a. (1959; 1961) gee weer 'n indikatorwaarde aan elke spesie - die sogenaamde valensie waarde, terwyl Pantle e.a. (1955a; 1955b) en Pantle (1956; 1960) 'n metode voorstel wat tot 'n mate die voorafgaande twee metodes kombineer. Deur nou die resultate grafies voor te stel (Liebmann, 1959) of te verwerk in spesiale formules wat deur die verskillende outeurs aangegee word (Knopp, 1955; Zelinka e.a. 1959; 1961; Pantle e.a. 1955a; 1955b; en Pantle, 1956; 1960), kan die „oorlangse biologiese kwaliteit" (Knopp, 1954) van rivierwater bepaal word.

Die saprobiese sisteem is oorspronklik opgestel vir water wat 'n oormaat biologies afbreekbare materiaal (riool) ontvang het. Liebmann (1951; 1959 en 1962) het die sisteem uitgebrei om ook daardie veranderings wat deur anorganiese versteuring teweeggebring word, in te sluit. Hynes (1960) toon egter aan dat die nuwe saprobiese sisteem nie toepasbaar is wanneer die versteuring giftig is nie, deurdad die sones van die saprobiese sisteem, dan nie voorkom nie. Nieteenstaande hierdie beswaar kan vergiftiging van die water egter nog deur biologiese metodes bepaal word (Bick, 1963).

Om die saprobiese sisteem uit te brei, stel sommige outeurs (waarvan sommige hieronder bespreek word) die indeling van meer sones voor (soms om anorganiese versteuring ook in ag te neem) of die onderverdeling van bestaande sones. Ander skep nuwe sones om staande waters en ondergrondse waters wat na die oppervlakte kom in te sluit, en sodoende die hele bogrondse water-ryk in te deel.

Dittmar (1959) erken die hipersaprobiese sone wat die polisaprobiese sone voorafgaan, terwyl Zelinka e.a. (1959; 1961) die oligosaprobiese sone in twee verdeel, nl. die alpha- en beta-gedeeltes. Dittmar (1959) volg Sramek-Husek (1956) in die erkenning van 'n katharobiese sone as 'n skoonwatersone. Fjerdningstad (1960) onderverdeel die water in die volgende sones op grond van die voorkoms van mikro-organismes: kaprosioies, alfa-, beta- en gammapolisaprobies, alfa-, beta- en gammamesosaprobies, oligosaprobies en katharobies. Sladeczek (1961a) volg die skema van Sramek-Husek (1956) waarin vier sones herken en wat in die volgende subsones onderverdeel word:

Katharobies		- skoon water
Limnosaprobies	oligosaprobies	- soos in die saprobiese sisteem
	beta-mesasaprobies	
	alfa-mesosaprobies	
	polisaprobies	
Eusaprobies	isosaprobies	- om fabrieksafvloeiwat
	metasaprobies	er van organiese aard
	hipersaprobies	is te kategoriseer
Trans-saprobies	antisaprobies	- giftige waters
	radiosaprobies	- radioaktief besmet

Latere werkers verontagsaam hierdie soort indeling van die sones, en beweer dat hierdie name die rapporteer van gegewens onnodig kompliseer. Hulle verkies om eerder te verwys na skoon water, besoedelde water, medium-besoedelde water, vergiftigde water, ens. (Hynes, 1965).

Hierdie verskillende sienswyses het weer tot 'n mate van terminologiese verwarring gelei. Mens vind byvoorbeeld in resente Suid-Afrikaanse literatuur oor hierdie onderwerp, dat die terme besoedeld, gekontamineerd en verryk met die kwalifiserende voorvoegsels soos gering-, effens-, matig-, gemiddeld-, hoog-, swaar-, en erg- gebruik word sonder behoorlike definiering, en dat dieselfde term telkens deur verskillende outeurs gebruik word om verskillende toestande te beskryf.

Die meeste kritiek word gewoonlik gerig teen die soms arbitrêre plasing van dierspesies in die lyste van verdraagsaamheid. Hynes (1965) beweer selfs dat die organismes wat in die lyste opgeneem is, en veral die makroinvertebrata, verkeerd geïdentifiseer is. Die outeurs wat ontevrede is met hierdie toedrag van sake, beywer hulle om dit reg te stel. Die metodes wat hulle volg wissel. Sommige neem monsters en bestudeer al die organismes wat so gevind word (Gabriel, 1946; Gaufin e.a., 1952 en 1959; Wurtz, 1955; Hynes, 1960 en 1965; Kothe, 1962; Burlington, 1962; Hawkes, 1963; Beak, 1964; King e.a., 1964; en Brinkhurst, 1965) terwyl ander net bepaalde groepe uitsonder vir hulle studie (Pain e.a., 1956; Beak, 1959; Goodnight e.a., 1960; Shrivastana, 1962; Wachs, 1963 en 1965; Brinkhurst e.a., 1965a en Brinkhurst, 1966a). Die mate van verdraagsaamheid word dan vasgestel volgens die teenwoordigheid of afwesigheid van sekere spesies in

bepaalde sones (of „besoedelde" gebiede). Nog ander onderneem studies om die lewensbehoefte van spesifieke spesies onder verskillende ekologiese toestande te bepaal (Sheppard, 1955; Olson, 1968; Bick e.a., 1960; Beadle, 1961; Zimmerman, 1961; Learner e.a., 1962; Anderson, 1960; Leclerc, 1963; Brinkhurst, 1964; Knight e.a., 1964; Courtney, 1965; Zahner, 1965; Kennedy, 1966 en Brinkhurst, 1967).

Sommige van hierdie navorsers voer die beginsels wat die saprobiese sisteem onderlê verder. Hulle bestudeer die faktore wat die gemeenskap beheer, en gebruik dit as die verklarings om tot 'n meer betroubare indeling van die organismes te kom. Hierdie ekologiese beredenerings staan gewoonlik in noue verband met een of meer van die volgende:

- (1) Die vloeï van energie deur die biotiese gemeenskap wanneer die energie nie-giftig en van 'n organiese aard is;
- (2) die veranderings wanneer die water vergiftig is;
- (3) die veranderings wanneer die water gemineraliseer is.

'n Opsomming van die meer belangrike metodes wat deur sommige outeurs voorgestel word, word hieronder weergegee.

Hawkes (1963) rapporteer die resultate van 'n uitgebreide studie op verskeie riviere in Engeland. Deur die teenwoordigheid al dan nie van die dierspesies en hulle relatiewe getalle onder verskillende toestande as 'n basis te gebruik, bepaal hy watter organismes kenmerkend is van verskillende waterkwaliteite. Hy stel egter geen formele sisteem voor nie en meld dat hy hierin die sienswyse van Hynes (1960) navolg, nl. dat elke geval op meriete beoordeel moet word en dat kodifisering gevolglik onnodig is. Hawkes is egter nog simpatiek teenoor die opstel van 'n indeks vir plaaslike gebiede.

Beak (1964) voer die kodifikasie 'n entjie verder. Hy verdeel die organismes in drie klasse volgens hulle verdraagsaamheid teenoor die suurstofkonsentrasie. Hierdie verdraagsaamheidsklasse verdeel hy verder in groepe volgens hulle voedingsgewoontes. In die lig van die aan- of afwesigheid van sekere van hierdie groepe verdeel hy rivierwater in ses grade van „besoedeling".

Sommige werkers spits hulle toe op die studie van spesiale groepe, waarvolgens die bepaling van die rivierwaterkwaliteit dan gedoen word. Hierdie studies word soms onderneem om meer lig te werp op waarnemings gedurende meer algemene rivieropnames.

Paine e.a. (1956) onderneem 'n studie van die Diptera op hierdie manier. Hy ondersoek die teenwoordigheid van hierdie organismes in die verskillende sones en onderneem ook eksperimente in die laboratorium om die lewensverwagting van sommige Diptera in verskillende waterkwaliteite en suurstofspannings te bepaal.

Goodnight e.a. (1960), Shrivastana (1962), Wachs (1963, 1965), Brinkhurst e.a. (1965b) en Brinkhurst (1966b) onderneem uitgebreide ondersoeke na die voorkoms van Oligochaeta onder toestande van goeie en swakke waterkwaliteite. Sommige van die outeurs probeer ook om 'n korrelasie te vind tussen die teenwoordigheid van die diere en die chemiese en fisiese metings wat normaalweg met waterkwaliteitstudies gedoen word.

Volgens Woodiwiss (1964) is die enigste praktiese manier om biologiese bevindings weer te gee deur middel van kodifisering in 'n indeks, en hy wys daarop dat bioloë wat van indekse gebruik maak nie noodwendig detail ignoreer soos deur sommige kritici beweer word nie. Hy baseer sy indeks op die teenwoordigheid of afwesigheid van indikator-organismes en hulle onderlinge assosiasie met mekaar. Verder verdeel hy die totale getalle in verskillende groepe aan elk waarvan hy dan 'n biotiese indeks waarde gee. Hoe hoër die indeks waarde hoe beter is die kwaliteit van die water.

Gaufin e.a. (1952 en 1959) en Brinkhurst (1965a) bespreek die voorkoms van die makro-invertebrata onder verskillende toestande van „besoedeling” en toon aan hoe die teenwoordigheid van verskillende spesies en hulle getalle gebruik kan word om „besoedeling” aan te toon. Hulle bespreek ook die verskillende ekologiese toestande wat die diergemeenskap beheer. Geen indeks word gegee nie.

King e.a. (1964) gebruik die gewigsverhouding tussen waterinsekte en oligochaete as 'n kwantitatiewe maatstaf van waterkwaliteit, en skakel sodoende die spesifieke identifikasie van die organismes uit. Hierdie metode is egter baie onnaukeurig en bepaal net daardie verslegting van waterkwaliteit wat van groot omvang is.

'n Metode wat algemeen in die industriële wêreld gebruik word om deur middel van steekproewe die kwaliteit van produkte te bepaal, word deur Beak (1959) toegepas om „besoedeling“ na te speur. Hierdie metode behels die vasstelling van afkeurgrenswaardes wat dan op kontrolekaarte aangebring word. Wanneer die waardes van die steekproewe hierdie grense oorskry, word die hele produksie afgekeur. Beak het soortgelyke grenswaardes bepaal vir die verhouding tussen organismes wat nader of verder van die besoedelingsbron af voorkom. Hy moes egter die statistiese gegewens weergee op 'n drie-dimensionele skaal en dié weer terugverwerk na 'n twee-dimensionele vlak om die metode geslaagd te kan gebruik. Die grenswaardes wat hy vasgestel het, word grafies op 'n kontrolekaart aangebring in die vorm van twee verwronge konsentriese sirkels. Die mantissa en absissa verteenwoordig dan onderskeidelik die getalle van dieselfde spesie wat nader en verder van die besoedelingsbron af voorkom. 'n Kruising tussen die twee punte op die asse van koördinasie kan dan binne of buite die sirkels val. In die laasgenoemde geval toon dit 'n versteuring aan. Die outeur haal 'n geval (uit sy opnames) aan wat duidelike blyke gee van die gevoeligheid van die metode: 'n Versteuring is aangetoon deur die kontrolekaarte maar herhaalde ondersoeke in die fabriek na die moontlike oorsaak kon nie gevind word nie. Aanvanklik het die outeur gevrees dat die metode nie suksesvol was nie. Die metode het egter geseëvier toe 'n bodemonster wat gedurende 'n roetine-opname naby die fabriek geneem is, 'n besondere reuk afgegee het wat dadelik 'n spesifieke proses in die fabriek as die moontlike stortingsoorsprong uitgewys het. 'n Onderzoek by die proses het dit bevestig.

Beak meld dat die verandering in die diergetalle so gering was dat dit met enige ander metodes van ondersoek nie as belangrik beskou sou gewees het nie.

Hierdie ondersoek is egter op een van die groot Amerikaanse mere uitgevoer en is streng gesproke nie vir die huidige ondersoek van belang nie. Die sukses en eenvoud van die metode, asook die moontlikheid dat dit aangepas kan word vir rivierwatertoestande, regverdig egter hier 'n verwysing daarna. Die aanpassing van die metode sal egter spesiale studie verg wat nie met die huidige ondersoek onderneem is nie.

'n Spesiestekort-metode van Kothe (1962) is gebaseer op die tweede reël van Thienemann wat bepaal dat wanneer die bestaansvereistes afwyk van die normale toestand, die aantal spesies verminder terwyl die aantal individue vermeerder. Deur middel van 'n formule waarmee hy die persentasie onderdrukking van die diergemeenskappe meet, kom hy tot 'n resultaat wat dan grafies aangedui kan word. Die formule bepaal die verskil tussen die aantal spesies wat stroomopwaarts en stroomafwaarts vanaf die besoedelingsbron (giftige uitvloeiels) voorkom as 'n persentasie van die hoeveelheid bokant.

Gabriel (1946) verdeel die organismes in afbrekers, opbouers en verbruikers. Die rekenkundige verhouding waarin die verskillende groepe voorkom dien dan as 'n indeks van die waterkwaliteit.

Burlington (1962) gebruik die spesiefrekwensie en die getalle by elke monsterpunt om 'n prominensiewaarde uit te werk. Die prominensiewaarde, wat bereken word deur die getalle te vermenigvuldig met die vierkantswortel van die frekwensie, word dan gebruik om die koëffisiënt van gelykheid tussen die monsterpunte te bereken.

Wurtz (1955) verdeel al die vrylewende stroomorganismes in vier „basiese lewensvorms” wat hy dan grafies in 'n histogram weergee:

- (1) Grawende organismes,
- (2) Sesiele organismes,
- (3) Asende organismes (al daardie organismes wat aktief wei op die bodemorganismes maar wat selde vryswemmend is),
- (4) Pelagiese organismes (vryswemmend).

Hierdie groepe word ook verdeel in groepe volgens verdraagsaamheid en hy neem die standpunt in dat wanneer meer as 50% van die meer onverdraagsame organismes aanwesig is, die stroom as „onbesoedeld”

beskou moet word. Die outeur is wel bewus van die grensgevalle in die verdeling van verdraagsaamheid en verlaat hom op die kennis en ondervinding van die ondersoeker om hierdie gevalle in aanmerking te neem. Hy onderskei ook 'n vyfde klas maar toon aan dat die groep net van belang is wanneer staande water bestudeer word.

Samevattend is al die genoemde indekse en ander soortgelykes waarna dikwels verwys word, hoofsaaklik daarop gebaseer dat eerstens, sommige organismes teenwoordig en ander afwesig is in water van verskillende kwaliteite en tweedens, dat die aanwesige organismes se getalle wissel volgens die waterkwaliteit.

3. KRITIEK OP DIE BESTAANDE METODES VIR DIE BEPALING VAN RIVIERWATERKWALITEIT EN MOTIVERING VAN DIE METODES WAT IN DIE HUIDIGE ONDERSOEK GEBRUIK WORD.

Herhaaldelik word dit deur verskillende outeurs beklemtoon dat die teenwoordigheid of afwesigheid en die getalle van die spesies ook gereël word deur faktore (primêre faktore<sup>1</sup>) wat nie 'n direkte of indirekte verband het met die faktore (sekondêre faktore<sup>1</sup>) wat oorspronklik die verslegting in kwaliteit veroorsaak het nie, en heeltemal tereg ook, want dit is aksiomaties dat organismes slegs kan leef en voortplant wanneer daar in al hulle lewensbehoefte voldoende voorsien word.

Dit gebeur dikwels dat die primêre faktore (soos natuurlike vyande, of die beskikbaarheid van geskikte lewensruimte) die teenwoordigheid van 'n spesie verhoed of die getalle van 'n aanwesige spesie hou op 'n vlak ver benede wat dit sou wees as die primêre faktor (e) nie beperkend was nie (Nicholson, 1954). Sommige primêre faktore is egter belangriker as ander, en hierdie waarneming deur verskeie ekoloë<sup>1</sup> het gelei tot die formulering van die wet van die minimum: „Die funksionering van 'n

---

Voetnoot 1. Met hierdie terme word nie bedoel om nuwe begrippe te skep nie. Hulle word net gerieflikheidshalwe gebruik om 'n onderskeid te maak vir bespreking.

organisme word beheer of beperk deur daardie essensiele "omgewingsfaktor of kombinasie van faktore wat tot die mins gunstige mate aanwesig is" (Taylor, 1958). Die aanwesigheid van 'n organisme in enige habitat is dus afhanklik van sy vermoë om die aard van die omgewing te verdra.

Hynes (1966), Mackenthum (1966) en andere vestig die aandag daarop dat die versamelingslokaliteit goed bestudeer moet word en seker gemaak moet word dat die afwesigheid van 'n spesie, of die ongewone getalle van die aanwesiges, nie toe te skryf is aan een of ander verklaarbare primêre faktor nie. Die genoemde outeurs voer hierdie oorweging ook aan as die rede waarom geen indeks gegee kan word nie.

Ander outeurs klassifiseer die spesies ekologies vanuit die oogpunt dat alhoewel primêre faktore verhoed dat sommige spesies leef of in „normale" getalle voorkom, ander spesies wat 'n soortgelyke nis beset, hulle plek sou inneem. So verdeel Wurtz (1955) al die organismes volgens bepaalde leefwyse in: grawende, sesiele, asende en vryswemmende groepe. Gabriel (1946) verdeel weer die diergemeenskap in afbrekers, opbouers en verbruikers, terwyl Beak (1964) die makro-invertebrata volgens hulle voedingsgewoontes indeel, nl. in karnivore, herbivore, filtreerders, afvalvreters en omnivore.

Ander werkers probeer weer om altyd dieselfde substrata te monster met die veronderstelling dat die primêre faktore hier altyd min of meer dieselfde is (Brinkhurst, 1965b; Hynes, 1965). Gevalle waar dit nie so is nie beskou hulle dan as uitsonderings en hulle erken dat hulle in sulke gevalle moontlik tot 'n foutiewe beslissing kan kom.

Die laasgenoemde uitweg is tot dusver in Natal nagevolg. Die organismes wat in 'n bepaalde lengte oewerplantegroei voorkom, of van 'n bepaalde oppervlakte in die rivierbed, of uit 'n klipagtige gebied, of uit die sandbodem, of van die egte waterplante af, of van die randplante af, of van klippe van enersse grootte in die water, is apart gehou en ontleed. Schoonbee (1964), in navolging van verskeie outeurs, selekteer ook versamelingslokaliteite op grond van die waterdiepte en die watersnelheid.

Baie outeurs vereis ook dat monsters van hierdie verskillende sub-strate kwantitatief moet wees. Die aard van die substratum bepaal egter die noukeurighedsgraad van die kwantitatiewe ondersoek. In Natal is gewoonlik 0.09 m.<sup>2</sup> van klipperige bodems geneem, 3.0 tot 4.5 meter van die oewerplantegroei en soms ook 278 cm.<sup>2</sup> sandbodems (Oliff, 1960a; 1963; Oliff e.a., 1964; Schoonbee, 1964).

Die ruimteverspreiding van organismes in die versamelingslokaliteite wissel, en dit kan selde verwag word dat twee aangrensende, enersse monsters dieselfde getal organismes sal bevat (bl. 53), 'n feit wat die betroubaarheid van die kwantitatiewe ontleding beïnvloed. Diere kom in aggregasies voor met relatiewe groot onbewoonde spasies tussen hulle. Een van die oorsake hiervan kan wees dat die organismes sensitief is vir faktore wat heers in 'n mikrohabitat wat, op die oog af, nie onderskei kan word nie. Nou kan dit gebeur dat een monster (van 'n bepaalde grootte) in 'n onbewoonde gebied geneem is, terwyl 'n tweede aangrensende monster (van dieselfde grootte) weer in 'n bewoonde gebied geneem is. Gevolglik verskil hierdie monsters in hulle weerspieëling van die diergemeenskap. Indien die monstergrootte so groot gekies word dat beide bewoonde en onbewoonde gebiede met 'n enkele monsterring ingesluit word, kan 'n betroubaarder weerspieëling van die diergemeenskappe verwag word. Die monstergroottes wat in die opname van die Drie Riviere-gebied gebruik is (bl. 24), is met hierdie veronderstelling gekies.

Hierbo is herhaaldelik daarop aanspraak gemaak dat die biologiese parameters waterkwaliteit aandui. Streng genome is die aard van die diergemeenskappe indikatief van die aard van hulle geheel-habitat (waarvan die water 'n belangrike deel vorm). Die watergedeelte van die habitat speel egter 'n meer prominente rol in die lewensbehoefte van sommige diere as in dié van ander. Gevolglik kan dit gebeur dat organismes soos die wat op die wateroppervlakte leef en lugademend is, minder geaffekteer word deur veranderings in die water self as byvoorbeeld organismes wat altyd in die water moet leef, soos dié wat net suurstof uit water kan opneem en nie direk uit die atmosfeer nie. Laasgenoemde diere is dus vir die doel om 'n indeks van waterkwaliteit saam te stel van meer belang as die eerste groep. Baie outeurs maak gevolglik 'n onderskeid tussen verskillende grade van afhanklikheid van die watergedeelte van die habitat.

Die „waterafhanklike" groep is dus meer betroubaar in die bepaling van waterkwaliteit. Dit is voor-die-hand-liggend dat die bestudering van hierdie groepe meer gewens is. Die versamelingslokaliteite wat tot dusver in Natal bestudeer is, huisves diere met verskillende grade van „waterafhanklikheid", nl. die diere wat op klippe in die stroom aangetref word, kan beskou word as meer „waterafhanklik" as die diere wat in die sandbodems aangetref word, en hierdie diere is weer meer afhanklik as dié wat tussen die oewerplantegroei voorkom.

Kwantitatiewe monsterneming van die diere wat op die klippe in die stroom voorkom lewer egter probleme op, soos wat hieronder genoem word, wat ongewens is vir indeksformulering. Verskeie mikrolokaliteite wat nie op die oog af onderskei kan word nie, kom in hierdie habitat tipe voor. Ooreenstemmend kom dus verskeie primêre faktore voor, soos byvoorbeeld verskillende waterstroomsnelhede bo, onder, langs, agter en voor dieselfde klip. Gevolglik word die ruimteverspreiding van die diere op die klippe in 'n groot mate deur primêre faktore beheer. Dienooreenkomstig verminder die waarde van enige afleidings wat gebaseer is op die getalle van organismes in so 'n lokaliteit.

In my ondersoek is aanvanklik gemeen, in navolging van Schoonbee (1964), dat die klippe in die stroom gemonster sou word. Met die besoek aan die verskillende lokaliteite voor die opnames het dit egter geblyk dat hierdie soort habitat skaars is in die gebied en op grond van die moontlikheid dat die versamelings van die verskillende monsterpunte nie vergelyk sal kan word nie, is die monsterring van hierdie habitattipe laat vaar.

Die sandbewoners in die rivier, in teenstelling met die bewoners van die klippe in die stroom, is minder waterafhanklik. Lewenstoestande in die sandbodems word egter hoofsaaklik nog deur die waterkwaliteit bepaal. Gevolglik sal veranderings in die waterkwaliteit ooreenstemmende veranderings in die sandbodem veroorsaak. Die veranderings in die bodem vind egter eers 'n bepaalde tyd na die veranderings in die water plaas, en is ook minder prominent. As 'n hoeveelheid water van lae kwaliteit byvoorbeeld oor 'n bodem spoel, gevolg deur 'n hoeveelheid water van hoër kwaliteit, en as die vloeytydperk van albei redelik kort is, sal die organismes op die bodem se reaksie op die eerste vloed eers sigbaar wees wanneer dit al verby is. Dit is vanweë die feit dat die voorplanting-

siklus en groeiperiode miskien langer duur as die vloeiperiode. Die tweede vloed van hoer kwaliteit water sal die proses van veranderings aan die dieregemeenskap, wat deur die eerste vloed aan die gang gesit is, beëindig of selfs omkeer. Die omvang van die veranderings aan die dieregemeenskap sal ook geringer wees as wat die geval sou gewees het as die eerste vloeydperk langer was. Die veronderstelling dat water van verskillende kwaliteit mekaar voortdurend opvolg, is deur Kemp (1968) in 'n studie van die Nonotirivier bevestig.

Die dieregemeenskappe in die sandbodem is dus deur my beskou as verteenwoordigend van die deursnee waterkwaliteit van 'n bepaalde voorafgaande tyd en nie van die onmiddellike waterkwaliteit nie. Hierdie verskynsel bemoeilik onteenseglik pogings om statistiese korrelasies te bepaal met die gewone chemiese ontledings, en is waarskynlik die rede vir die negatiewe resultate wat deur Brinkhurst (1965b) verkry is.

Sekere dele van die sandbodem vorm egter 'n besondere homogene habitat, veral in die tipe riviere wat in Natal gevind word. Gevolglik is die getalle van die sandbodembewoners minder onderhewig aan die soort variasie wat gevind word onder die diere wat op die klippe in die stroom leef. Gevolgtrekkings wat gebaseer is op die getalle van organismes uit hierdie habitattipe is dus meer betroubaar. Hierdie habitattipe was ook met min uitsonderings by al die monsterpunte te vinde. Na oorweging van hierdie voor- en nadele in die twee bespreekte habitattipes is besluit dat die sandbodems meer geskik is vir die bestudering van die huidige tema. Die diere in die sandbodems is egter ook onderhewig aan 'n getalvariasie wat veroorsaak word deur hulle ruimteverspreiding. Om hierdie rede is hierdie aspekte ook bestudeer en 'n omvangryker bespreking van die ruimteverspreiding van diere word hieronder weergegee (bl. 53).

In die oewerplantegroei word al die ongunstige eienskappe van die twee bogenoemde lokaliteite gevind. Die diere is oorwegend baie minder afhanklik van die veranderings in die water, en 'n legio mikrohabitate en gevolglik primêre faktore, kom hierin voor. Kwantitatiewe monsterring is, afgesien van die inherente onnoukeurigheid, ook meganies moeilik. Oewerplantegroei was aanwesig by die meerderheid van die monsterpunte. Nieteenstaande die oorwegend nadelige eienskappe is monsters van hierdie

habitattipe geneem op grond van hulle beskikbaarheid.

Die versamelde gegewens van die randplantegroefauna is egter nie in die indeks (bl. 134) gebruik nie, behalwe in enkele gevalle waar dit nodig was om vergiftigde water van skoon water te onderskei (bl. 73 ).

Benewens die basiese beginsels wat deur verskeie studies blootgelê is, bly die grootste gebrek nog steeds soos Hynes (1965) dit toepaslik uitdruk: "It (also) seems that either nobody knows just what is meant by pollution or everybody means something different" (bl. 235) en dat 'n universele metode tot op datum nog nie moontlik is nie omdat die spesies wat voorkom, wissel van kontinent tot kontinent.

Sommige biologiese bepalingsmetodes word verwerp omdat hulle nie al die bogenoemde aspekte voldoende in aanmerking neem nie, of omdat hulle net onderskei tussen waters van hoë en baie lae kwaliteit (Hynes, 1965). Teenstrydige sienswyses tussen verskillende werkers oor die gebruik of nie-gebruik van organismes en hulle indikatorwaarde vorm ook besware teen die metodes.

Soms word dieselfde toestande in een gebied as verdraagbaar vir 'n spesie beskryf maar in 'n ander gebied as onverdraagbaar (Dean, 1965), terwyl in ander gevalle een ondersoeker aandui dat 'n bepaalde spesie kenmerkend is van besoedelde gebiede terwyl 'n ander rapporteer dat dieselfde spesie net in skoonwatergebiede voorkom (Gaufin e.a., 1956). Hierdie sienswyses is soms die gevolg van 'n terminologiese verwarring. In Suid-Afrika is byvoorbeeld aangetoon dat Baetis harrisoni Barnard in „organies besoedelde" water kan leef (Botha, ongepubliseerde verslag), terwyl Oliff (1960a) beweer dat die spesie „gemiddelde kontaminasie" oorleef maar nie „swaar kontaminasie" nie. Schoonbee e.a. (ongepubliseerde verslag) verwys na die spesie as 'n „skoonwaterorganisme", terwyl Oliff in dieselfde (1960a) publikasie aanteken dat die Ephemeroptera (waaronder B.harrisoni ressorteer) afwesig is in „organiesbesoedelde" water. Allanson (1964), in 'n kritiese antwoord op Beak (1964) se voordrag by die Tweede Internasionale Konferensie oor Waterbesoedelingsnavorsing in Tokio, dui aan dat die Baetidae voorkom waar daar organiese besoedeling is, terwyl Harrison (1958), wat later deur Hynes (1965) aangehaal word, aandui dat die spesie kan voorkom in

„matigbesoedelde" water.

Met die huidige werk word gepoog om hierdie teenstrydighede uit te skakel deur van die diergemeenskappe gebruik te maak om die waterkwaliteit in terme van 'n gegewe definisie aan te dui (bl.19 ). So, byvoorbeeld, kan afvloeisels die water binnekom wat 'n baie geringe effek het („matige besoedeling" in die gebruiksin van hierdie outeurs) en tog nog die rivierwater in goeie kwaliteit laat (d.w.s. drinkbaar onder die voorwaardes neergelê op bl. 20 ).

'n Begrip wat ook soms in die literatuur verkeerd gebruik word, is dat die diergemeenskappe „onbesoedelde" water aandui (waar die terme „onbesoedeld" en „skoon water" ongediskrimineerd, of soms ook as verskillende grade, gebruik word), want dit impliseer dat dit die afwesigheid van „besoedeling" is wat die diergemeenskap in sy huidige vorm gereel het, terwyl dit in werklikheid die primêre faktore was. 'n Verdere oorsaak van die teenstrydige sienswyses, en die rede waarom baie van die vroeëre indekse nie gebruik kan word nie, is die noodsaaklikheid dat die spesies korrek identifiseerbaar moet wees - 'n leemte in Natal, wat reeds deur Schoonbee (1963) gevoel word en, inderdaad, in die meeste lande van die wêreld ondervind word (Hynes, 1965). Hynes (1965) doen aan die hand dat elke navorser in sy eie gebied die spesies beskryf en bruikbare sleutels opstel en dit nie aan museumwerkers (wat gewoonlik die taak verrig) oor te laat nie, want, hoewel hulle spesialiste op hulle gebied is, besef hulle in baie gevalle nie ten volle die noodsaaklikheid van vinnige en maklike sleutels nie.

Tesame met die ontwikkeling van indekse deur die latere outeurs (1965 - 1969) en in navolging van die bevindings van vroeëre werkers word 'n indeks hieronder vir gebruik in Natal voorgestel. Gebruik van die indeks is onderhewig aan die volgende voorwaardes:

- (1) Dat die indeks waterkwaliteit aandui soos neergelê in die definisie van waterkwaliteit en die bespreking wat daarop volg;
- (2) Dat dit beperk is tot die riviere van Natal, hoewel daar aanduidings is dat dit moontlik ook in ander gebiede van toepassing kan wees. Dit geld veral die hoofindelings van

die indeks. Eksperimentele bewys word egter nie hiervoor gegee nie;

- (3) Dat dit streng volgens die meegaande voorskrifte gebruik sal word.

#### 4. DEFINISIE VAN RIVIERWATERBESOEDELING EN -KWALITEIT.

Die twee belangrikste aspekte in die studie van 'n rivier is die volume water wat dit afvoer en die kwaliteit daarvan. Die volume water is geredelik bepaalbaar, maar die bepaling van die waterkwaliteit lewer heelwat probleme op, beide in teorie en praktyk. Een van hierdie probleme spruit uit die gebrek aan betroubare terminologie. Die talle beskrywende terme wat in die omgang gebruik word om waterkwaliteit weer te gee is ongedefinieer en dieselfde term word soms in verskillende verbande en met verskillende betekenisse gebruik (bl.17 ).

Die definiering van waterkwaliteit word verder bemoeilik deurdat geen enkele betekenis van die begrip weergegee kan word sonder om na een of ander spesifieke gebruik van die water te verwys nie (Hoak, 1953). Om 'n definisie van kwaliteit op watersuiwerheid te probeer baseer, los ook nie die probleem op nie. Volgens so 'n definisie sou byvoorbeeld gedistilleerde water, wat baie suiwer is omdat dit 'n hoë persentasie watersubstans bevat, ook as water van hoë kwaliteit beskou moes word. Hierdie benadering word egter verwerp omdat gedistilleerde water se aggressiwiteit en oplosvermoë dit vir talle industriële en huishoudelike gebruike onbruikbaar maak. Eweneens kan die algehele afwesigheid van besoedeling (hoe dit ookal gedefinieer word) nie noodwendig as gelykwaardig aan suiwerheid of water van goeie kwaliteit beskou word nie. 'n Mineraalfontein mag wel onbesoedeld en tog onsuiver wees, terwyl suiwer stagnante water mettertyd deur blote natuurlike prosesse organies verryk en dus van lae kwaliteit kan word, sonder om noodwendig besoedel te word.

Deur na 'n spesifieke gebruik te verwys is dit wel moontlik om goeie waterkwaliteit te definieer en om 'n spesifikasie, uitgedruk in numeriese terme, daar te stel. Dit is egter ewe duidelik dat verskillende

verbruikers verskillende vereistes mag stel sodat wat goed is vir die een, minder goed is vir die ander.

Deur 'n gebruik te kies waarvoor die meeste verbruikers die water as bruikbaar beskou, en die kwaliteit van die water wat so gebruik kan word as goed te bestempel, kan die uitsonderlike gevalle tot 'n minimum beperk word. Die mees voor-die-hand-liggende gebruik om vir die doel te kies, is goeie drinkwater, omdat die vereistes wat hieraan gestel word oor die algemeen dieselfde is.

Drinkwater word omskryf as water wat geskik is om gedrink te word en wat geskik is vir alle ander huishoudelike gebruike na suiwing deur chlorinering.

Drinkwater sal ongetwyfeld ook geskik wees vir alle landboukundige gebruike, meeste industriële gebruike en ook vir alle ontspannings-aktiwiteite wat in en om water plaasvind.

Hieruit volg dat goeie drinkwater:

- (1) Noodwendig aan sekere chemiese spesifikasie sal voldoen
- (2) Bakteriese tellings voor suiwing noodwendig nie sekere grenswaardes sal oorskry nie aangesien slegs eenvoudige suiwing toegepas moet word om die water bakteriologies veilig te maak
- (3) Noodwendig goeie estetiese eienskappe sal hê, d.w.s. van aanneembare kleur, reuk, smaak en vry van troebelheid sal wees
- (4) 'n Stroom waarvan die water volgens (1), (2) en (3) saamgestel is, 'n natuurlike diere- en plantelewe sal onderhou wat binne perke gespesifiseer kan word.

Met hierdie oorwegings is dit nou moontlik om rivierwater van goeie kwaliteit te definieer as water wat na eenvoudige suiwing geskik is vir drinkwater, wat goeie estetiese eienskappe besit en 'n spesifieke biologiese gemeenskap kan onderhou. Hierdie definisie voorsien gelyktydig ook parameters wat waterkwaliteit beheer en aandui, hoewel waterkwaliteit as sodanig nie kwantitatief meetbaar is nie. Daarom maak die definisie dit moontlik om 'n klassifikasieskema volgens die onderhawige parameters daar te stel.

Dit is voor-die-hand-liggend dat die faktore wat waterkwaliteit in 'n bepaalde rivier beïnvloed, gedurig van plek to plek en van tyd tot tyd verander, sodat die kwaliteit dus voortdurend wissel. Ewe duidelik is dit dat die waterkwaliteit van 'n rivier in een opvangsgebied merkbaar mag verskil van dié van 'n rivier in 'n aangrensende opvanggebied. Die veranderings of verskille sal merkbaar wees aan verskille in die waardes van een of meer van daardie parameters wat waterkwaliteit beïnvloed of deur waterkwaliteit beïnvloed word. Baie sodanige veranderings en verskille mag natuurlike oorsake hê. Twee hiervan is van spesiale belang omdat dit dikwels voorkom. Hulle is:

- (1) mineralisasie wat gedefinieer kan word as 'n verhoging in die konsentrasie van opgeloste anorganiese stowwe
- (2) verryking, wat gedefinieer kan word as 'n vermeerdering, deur oplossing of suspensie, van biologies verteerbare organiese materiaal.

Gedurende rivieropnames kan daar soms skielike verskille in waterkwaliteit of veranderings in die parameters wat waterkwaliteit beïnvloed of deur waterkwaliteit beïnvloed word, gevind word. Wanneer sodanige gevalle voorkom, word dit 'n verstoring van die water genoem.

'n Spesiale soort versteuring ontstaan wanneer organiese of anorganiese, lewende of dooie, vaste, vloeibare, gasagtige, opgeloste of gesuspendeerde materiaal as gevolg van menslike aktiwiteite in 'n rivier gestort word. So 'n versteuring is besoedeling van die rivier.

'n Versteuring het noodwendig 'n verandering in waterkwaliteit tot gevolg. Dit is derhalwe toelaatbaar om die omvang van versteuring ekwivalent te stel aan die omvang van die verandering van die waterkwaliteit. Die beskouing mag wel as 'n definisie neergelê word alhoewel waterkwaliteit nie kwantitatief gedefinieer is nie. Dit is ook duidelik dat indien die faktore wat waterkwaliteit beheer, effens sou verander, die verandering in waterkwaliteit ook gering sal wees.

Wanneer, in gevalle waar versteuring voorkom, die versteuring as gering bestempel kan word, is dit nogtans onteenseglik werklik. Die omvang van versteuring moet duidelik van die hoeveelheid versteuringsmateriaal onderskei word. Laasgenoemde verwys na die werklike hoeveelheid van materiaal wat 'n rivier binnedring, en eersgenoemde verwys na die fisiese, chemiese en biologiese veranderings wat deur die materiaal teweeggebring word. 'n Gegewe hoeveelheid materiaal mag 'n omvangryke versteuring veroorsaak in 'n klein stroompie terwyl dit 'n groot stroom onbeduidend sal beïnvloed.

Uit 'n praktiese oogpunt gesien is die voorafgaande definisies soms ontoereikend. Dit kan bv. gebeur dat 'n hoeveelheid versteuringsmateriaal 'n geringe verandering veroorsaak in die rivier waarin dit gestort word en in die strengste sin van die definisie sal dit 'n versteuring (of besoedeling) wees maar so 'n geval sal selde indien ooit enige kommer wek.

Dit is dus noodsaaklik dat 'n onderskeid gemaak moet word tussen verskillende soorte versteuringsmateriaal en hulle hoeveelhede sowel as die omvang van die versteuring.

Indien die versteuring van so 'n aard is dat dit nie aan die huidige of toekomstige watergebruik afbreuk sal doen nie, en ook geen nadelinge uitwerking op die estetiese eienskappe van die water het nie, dan kan dit beskou word as 'n toelaatbare versteuring. As, aan die ander kant, hierdie voorwaardes nie nagekom word nie, kan dit beskou word as 'n ontoelaatbare versteuring.

Dit is dus duidelik dat die onderskeid tussen toelaatbare en ontoelaatbare versteuring afhang van die aard, hoeveelheid en die omvang van die versteuring. Soms kan 'n voortdurende wisseling tussen toelaatbare en ontoelaatbare versteuring voorkom en in sommige gevalle sal dit selfs moeilik wees om te besluit of die versteuring toelaatbaar of ontoelaatbaar is. In sodanige grensgevalle sou 'n besluit voorafgegaan moet word deur uitgebreide navorsing op die probleem. Desnieteenstaande is die onderskeid onbetwisbaar en die erkenning van so 'n onderskeid is in ooreenstemming met die mees resents internasionale opvattings<sup>2</sup>.

Die meerderheid lande in die wêreld het wetgewing teen rivier-waterversteuring, veral in die spesiale gevalle van besoedeling. Die definisies van besoedeling in die wetgewing (waar so 'n definisie gegee word) verskil soms baie, maar in die meerderheid gevalle stem hulle

---

Voetnoot 2. Private mededeling van G.J. Stander, NIWN, WNNR.

ooreen hierin dat dit onwettig is vir enigeen om 'n daad te pleeg wat nadeling sal wees vir ander waterverbruikers. Gevolglik is die definisie van ontoelaatbare besoedeling feitlik identies aan die uitdruklike of bedoelde wetlike definisie van besoedeling. Die enigste verskil van belang is dat alhoewel dit tegnies moontlik is om in beginsel verskillende grade in die omvang van besoedeling vas te stel, die wet gewoonlik gemoeid is met ontoelaatbare besoedeling van 'n aansienlike graad.

Hieronder sal, aan die hand van gegewens versamel tydens rivieropnames, sekere dele van riviere beskryf word as besoedeld in strenge navolging van bostaande definisies. Geen poging sal egter aangewend word om tussen toelaatbare en ontoelaatbare besoedeling te onderskei nie.

##### 5. WERKSWYSES EN STUDIEGEBIEDE.

Die opname van die Drie Riviere-gebied is onder leiding van 'n loodskomitee gedoen. Die ondersoek het uit twee fases bestaan.

Die eerste, 'n beplanningsfase, was in hoofsaak 'n omgewingstudie van die gebied. Dit het o.a. behels die kartering en beskrywing van die gebied, om die ligging van dorpe, industrie<sup>n</sup>, natuurlike plantegroei, bevolkingsdigtheid, die topografie en landbougebruike op te som. Aan die hand van hierdie versamelde gegewens en ondersoekte ter plaatse is monsterpunte so gekies dat monsters onmiddellik stroomopwaarts en stroomafwaarts vanaf alle moontlike besoedelingsbronne geneem kan word. 'n Poging is ook aangewend om die monsterpunte eweredig oor die gebied te versprei (fig. 1). Laasgenoemde oogmerk is egter bemoeilik deurdat groot streke, veral die Bantoetuislande, nie oor motorpaaie beskik nie. Dit het tot gevolg gehad dat die monsterpunte in sommige gevalle ver uitmekaar is. 'n Voorbeeld is die lang afstande tussen die monsterpunte in die Umvotirivier.



FIG. 1.  
MONSTERPUNTE IN DIE  
DRIE RIVIERE-GEBIED.

Die tweede fase van die opname was die versameling van die monsters gedurende die droë seisoen en die ontleding daarvan. Die droë seisoen is vir die opname gekies omdat die vloei van die meerderheid riviere gedurende hierdie tyd gering is en die invloed van enige besoedeling of versteuring dan maksimaal is. Daar is gepoog om die monsters van die hele gebied in die kortste moontlike tyd te versamel, sodat die vergelyking tussen die diergemeenskappe van die verskillende monsterpunte meer betroubaar kan wees as wat dit sou wees in 'n langer monsterringstydperk. 'n Poging is ook aangewend om die biologiese monsters sover as moontlik gelyktydig met die chemiese en bakteriologiese monsters te neem. Dit was egter nie in alle gevalle moontlik nie. In die Umvoti- en Umhlaliriviere is dit 'n week na die chemiese en bakteriologiese monsters gedoen. In die Umhlanga- en Isipingoriviere is dit selfs een jaar na die chemiese monsters, maar tegelyk met die bakteriologiese monsters geneem, en in die Umbilorivier, 'n week na die bakteriologiese monsters maar tesame met die chemiese monsters.

Met die opname van die Drie Riviere-gebied is die waterfauna van hoofsaaklik twee habitattipes gemonster, nl. die oewerplantegroei en die sandbodems. Die monsters van oewerplantegroei is geneem waar dit moontlik was, terwyl die monsters van die sandbodem geneem is by al die monsterpunte behalwe een, die versamelpunt P1 in die Klein Amanzimtotirivier.

Die diere wat tussen die oewerplantegroei in die water voorkom, is gemonster met 'n handnet waarvan die gaas 60 gaatjies per 25 mm. het. Die handnet is vinnig met 'n enkele veeg vir ongeveer 3 meter deur die plantegroei gewikkel om al die diere wat so losgewikkel word in die net op te vang (Oliff 1960a; Schoonbee 1964). Die plantegroei het egter baie verskil van versamelpunt tot versamelpunt. By sommige monsterpunte was 'n grasassosiasie en in ander gevalle, 'n biesie-assosiasie die enigste monsterbare oewerplantegroei. In baie gevalle waar die vloei baie min was, het die plante heeltemal buite die water gegroei en geen monster kon dus geneem word nie. As 'n voorbeeld van die oewerplantegroei wat aangetref kan word, word die ontleding wat Archibald (1967) in die Nonotirivier gedoen het, in bylae A weergegee.

Die ontledings van die oewerplantegroeiemonsters word net in enkele gevalle weergegee in hierdie verslag. Vir 'n volledige weergawe sien Brand e.a. (1967).

Die sandbodems is gemonster met 'n metaalsilinder van 108 mm. deursnee. Die silinder, wat aan die bokant toegemaak is met 'n gasnet, is omtrent 7.5 cm. in die sand ingedruk en dan aan die onderkant gesluit deur 'n metaalplaat daaronder in te skuif. Die geslote silinder met die sandmonster daarin is dan opgelig en die monster in 'n emmer gegooi. Drie sulke sandkerns is op willekeurige afstande uitmekaar versamel om 'n totale bodemoppervlakte van 278 cm.<sup>2</sup> te dek. Om die sand van die ligter plant- en diermateriaal te skei is die sandkerns in die emmer vinnig omgeroer, en sodra die meeste van die sand afgesak het in die emmer, is die suspensie dan vinnig afgegooi in dieselfde net waarmee die oewerplantegroei versamel is. Die proses is herhaal totdat al die plant- en diermateriaal klaarblyklik van die sand geskei is. Gewoonlik was drie tot vier spoelings voldoende, maar in sommige gevalle, veral waar lae kwaliteit water gevind is, was meer spoelings nodig.

Die gedeelte wat in die net agtergebly het, vorm dan die versamelde monster. Die bodem is altyd in die middel van die stroom gemonster.

Nadat die monsters geneem is, is hulle in 'n 8% formalienoplossing in 'n vrugtefles gepreserveer vir vervoer en berging in die laboratorium. Gedurende die opname en daarna is die monsters gesorteer en die diere geïdentifiseer en getel. Die voorbereiding van die monsters vir ontleding is gedoen volgens die metode wat deur Allanson (1961) beskryf en wat ook deur Chutter (1963) en Schoonbee (1964) gevolg is. Die metode behels onder andere, die verwydering van alle takkies en blare uit die monster nadat die diere wat daaraan mag kleef in 'n bak met kraanwater afgewas is. Die bodem van die bak bestaan uit gaasdraad met gaatjies 1 mm.<sup>2</sup> groot. Die materiaal wat hierdeur spoel, is opgevang in 'n net soortgelyk aan die waarmee die oewerplantegroeiemonsters geneem is. In die proses word die monster in makro- en mikrogedeeltes geskei. Die hele makrogedeelte word dan getel terwyl net  $\frac{1}{8}$  per volume van die mikrogedeelte getel word. Die aantal diere in die monster word dan aangedui as die getal in die makrogedeelte plus 8 maal die getal in die mikrogedeelte. Die betroubaarheid van hierdie prosedure word deur

Allanson e.a. (1961) bespreek. Die tellings is met 'n binokulêre mikroskoop gedoen. Soms was die getal diere in die mikrogedeelte so baie dat dit nodig was om 'n kleiner submonster te tel.

Waar dit moontlik was, is voorbeelde van al die spesies in 'n 70% alkoholoplossing bewaar, behalwe in die geval van die Diptera, Nemertea en Oligochaeta wat in 'n 8% formalienoplossing bewaar is. Hierdie versameling is in bewaring by die Nasionale Instituut vir Waternavorsing van die WNNR onder die kataloguskode TRR.

In sommige gevalle was dit moontlik om materiaal vir identifikasie na deskundiges te stuur. So is die Oligochaeta deur R.O. Brinkhurst van Engeland geïdentifiseer; die Hemiptera deur R.A. Poisson van Frankryk; die Gastropoda deur J.A. van Eeden van Suid-Afrika; die volwasse Helminthidae deur J. Deleve and België en die larwes deur H. Bertrant van Frankryk; die Trichoptera deur K.M.F. Scott van Suid-Afrika; die Anura deur D.E. van Dijk van Suid-Afrika; die Pisces deur R.R. Crass van Suid-Afrika; die Hydraenidae en Psephenidae deur J. Balfour-Brown van Engeland. Die Odonata is nog nie terug ontvang van F.M. Chutter van Suid-Afrika nie terwyl die Nemertea nog deur H. Friedrich van Duitsland ondersoek word.

Met die studie van die Nonotirivier is die sandbodems gemonster en die verspreiding en die veranderings van hoofsaaklik die oligochaete-populasie bestudeer.

Twee voorlopige opnames, om monsterpunte vir gereelde opnames te selekteer en om die heersende toestande te bepaal, is ten tye van Oktober en November, 1966 van die rivier gemaak. Die sandbodems is gemonster met dieselfde metode as wat in die Drie Riviere-gebied gebruik is.

Chemiese, algologiese en bakteriologiese ondersoeke is ook tegelykertyd deur Kemp (1968); Archibald (1968); Jansen (1968) en Coetzee (1968) gedoen.

Faunistiese ontledings van die sandbodemmonsters van die Oktober opname word in tabel 1 weergegee. Met die eerste opname in Oktober is net lokaliteite 1, 2, 3, 8, 12 en 14 gemonster (fig. 2).

Tabel 1: Ontleding van die sandbodemdiergemeenskappe in 278 cm.<sup>2</sup>  
 bodemoppervlakte gedurende 'n voorlopige opname in die  
 Nonotirivier (Oktober 1966)

MONSTERPUNTE	1	2	3	8	12	14
Kilometers stroomafwaarts vanaf die Meule.	-	0	1.1	3.5	8.4	10.6
<u>INVERTABRATA</u>						
Hydra sp.	24					
Nematoda		16	16	24	10	
? Cyclops sp.	64	32	8	177	8	
Daphnia ? pulex	16					
? Bosmina sp.	8					
Ostracoda				8		
Cladocera				8		8
<u>OLIGOCHAETA</u>						
Ongeïdentifiseerde stukke	8	108				
Naididae						17
Limnodrilus groep		538		362		
Pristina synclitus		3532	284			
Branchiura sowerbyi		142	91			
? Limnodrilus sp.		12	58			
? Tubificidae sp.		3				
Dero (Aulophorus) sp.			18			
Pristina sp.					32	
Baetidae (onvolgroeid)				16	41	
Baetis harrisoni				1		
Centroptilum sudafricanum				1		
Anisoptera					1	
Chironomidae	62				34	9
Chironomus sp.			9	9		
Hemiptera (onvolgroeid)						8
Lymnaea (onvolgroeid)		16				
TOTAAL	182	4399	484	606	126	42

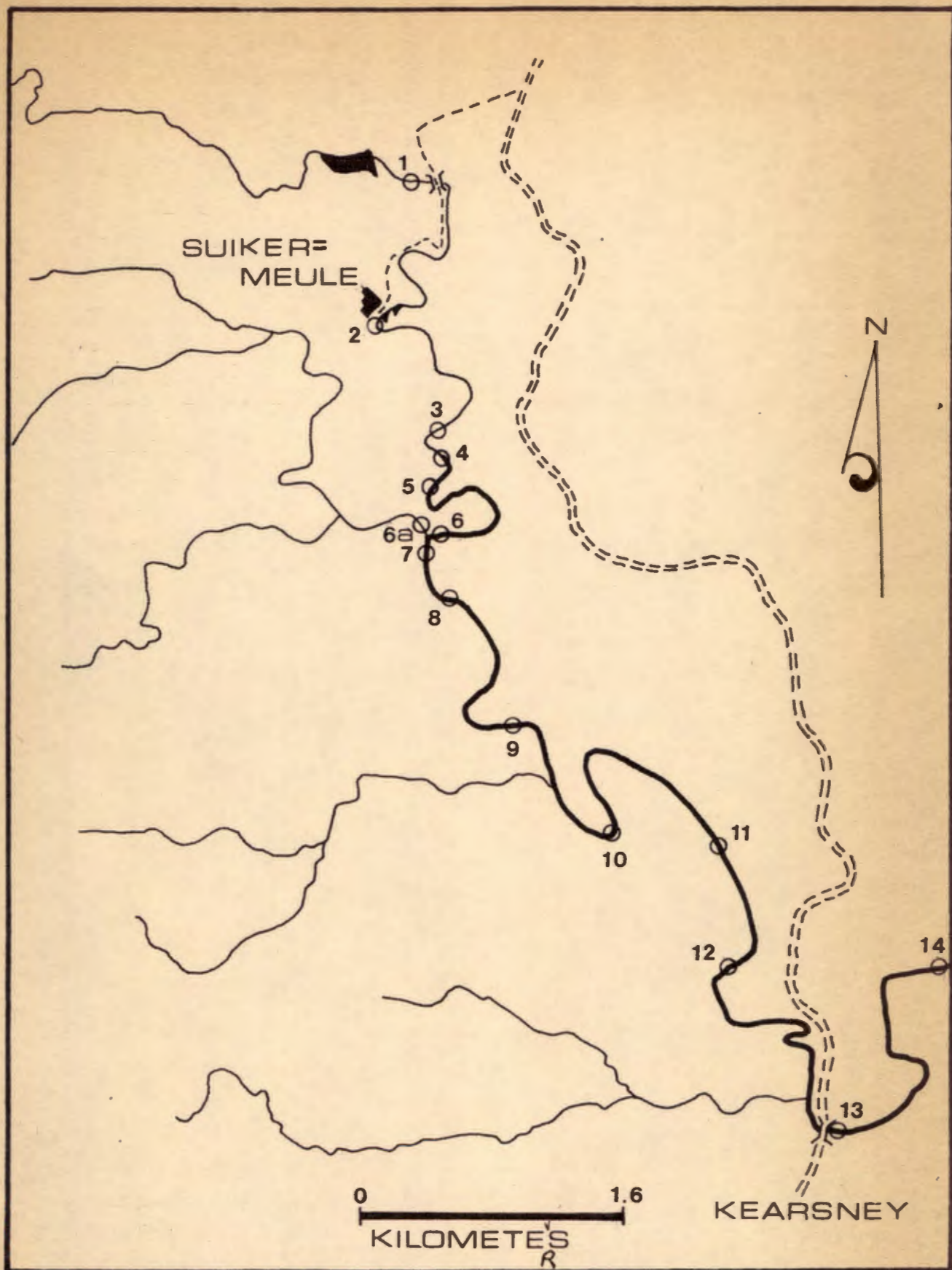


FIG. 2. MONSTERPUNTE IN DIE NONOTIRIVIER.

Hierdie monsterpunte is so gekies dat monsterpunt 1 stroomopwaarts vanaf die meule gelee is en die ander op verskillende afstande stroomafwaarts.

Uit al die versamelde gegewens (biologies, chemies en bakteriologies) is die veranderings wat bepaard gaan met organiese besoedeling gevind en dit het geblyk dat die organiese verryking in die rivier verdwyn het (deur die selfreinigingsprosesse van die rivier) nadat die water ongeveer 3 kilometer gevloei het.

Hierdie resultaat was verrassend aangesien voorheen gemeen is dat selfreiniging na hoe organiese verryking in die Natalse riviere ongeveer 16 kilometer neem.

Chemiese en bakteriologiese gegewens het egter 'n moontlike sporadiese bron van versteuring bokant monsterpunt 14 aangedui (Kemp, 1968; Jansen, 1968). Op grond hiervan, en aangesien 'n studie van slegs verryking deur die meule beoog is, is besluit om monsterpunt 14 te laat vaar, en 'n monsterpunt stroomopwaarts is geselekteer vir die opname in November.

Om die waterkwaliteit tussen die monsterpunte (na punt 3.) te bepaal, is monsterpunte tussen die voriges met die opname in November ondersoek.

Die ontledings van die tweede opname (November), wat by monsterpunte 1, 2, 3, 6, 9, 11 en 13 versamel is (fig. 2), word in tabel 2 weergegee.

Met hierdie opname is dieselfde algemene resultaat verkry as met die vorige behalwe dat die diergetalle baie hoer is. Gedurende die maand tussen die twee opnames het die diergetalle by monsterpunt 2, byvoorbeeld, gestyg vanaf ongeveer 4,000 tot 17,000. Hierdie waarneming het daartoe bygedra dat besluit is om opnames by latere geleenthede met korter tussenposes te onderneem.

Dit het ook geblyk dat die versteurende invloed wat gedurende die Oktober opname by monsterpunt 14 gevind is, nog nie heeltemal deur die seleksie van monsterpunt 13 gedurende die November opname uitgeskakel is nie. Gevolglik is besluit om latere opnames net tot by monsterpunt 12 te beperk.

Tabel 2: Ontleding van die sandbodemdiergemeenskappe in 278 cm.<sup>2</sup> bodemoppervlakte gedurende 'n voorlopige opname in die Nonotirivier (November 1966).

MONSTERPUNTE:	1	2	3	6	9	11	13
Kilometers stroomaf- waarts vanaf die Meule:	-	0	1.1	2.9	4.8	7.3	9.9
<u>INVERTABRATA</u>							
Hydra sp.		208					
Prostoma sp.					8		
Nematoda	8		341	1	24		88
Microstomum sp.						8	40
? Cyclops sp.	24				96	8	160
Leydigia sp.							512
Ilyocryptus sordidus							32
Caradina sp.						8	
<u>OLIGOCHAETA</u>							
Ongeïdentifiseerde stukke	8	7540	263			48	48
Branchiura sowerbyi		288	63	13			8
Limnodrilus groep		2422	193	17			
Dero (Aulophorus) sp.		72	23				
Pristina synclitus		6646	2290	8			
Chaetogaster sp.					24		
Hydracarina	8						
Caenis sp.					32	8	56
Baetidae					208	32	
Anisoptera	8						
Chironomidae					80	8	40
Chironomus sp.			122				
Corynoneura sp.	8						
TOTAAL:	64	17166	3295	39	472	120	984

Uit die tweede opname het dit ook duidelik geword dat die afstand vir selfreiniging in die rivier wissel en gevolglik kom sones in die normale gebruiksin nie voor nie. Hierdie verskynsel sal onteenseglik die toepassing van die saprobiese sisteem van waterkwaliteitbepaling bemoeilik deurdat hierdie sisteem onderlê word deur die voorkoms van relatiewe konstante sones in die rivier (bl. 5). Gevolglik is besluit om monsterpunte 1, 2, 3, 6, 9, en 12 vir opnames te selekteer. Die periode van opname sluit die maal- en afseisoene van die meule in, sodat dit moontlik is om die toestande in die rivier te bepaal wanneer dit onderhewig is aan besoedeling deur die meule sowel as wanneer dit nie besoedel word nie en van die vorige maalseisoen herstel. Die ses monsterpunte wat gereeld gemonster is, is op grond van die oorweging geselekteer dat dit meer bevredigende resultate vir die doel van die studie sal lewer om minder lokaliteite meer gereeld te monster as om baie lokaliteite met groter tussenposes te monster.

Daar is besluit om benewens hierdie monsterpunte ook die sytak, wat by die rivier net stroomafwaarts vanaf punt 6 aansluit, en die hoofrivier net stroomafwaarts vanaf die aansluiting, enkele kere te monster ten einde die invloed van die water uit dié sytak te bepaal. Hierdie ekstra twee monsterpunte is respektiewelik 6a en 7. Die eerste opname is in Maart 1967 gedoen pas nadat die meule gesluit het.

Aangesien die monsterfauna van hierdie deel van die studie hoofsaaklik uit groot getalle oligochaete bestaan en daar besluit is om hulle uit te sonder vir spesiale studie, is 'n poging aangewend om metodes te vind wat die tel van die eksemplare per monster sal bespoedig.

'n Metode is ondersoek om die fout te bepaal wanneer die makrogedeelte van die monster ook gesubmonster word soos met die mikrogedeelte gedoen word (bl. 26). Pogings om die monster m.b.v. 'n volumetriese tegniek in submonsters te verdeel soos deur Allanson (1961) aanbeveel word vir die mikrogedeelte, was onsuksesvol deurdat die organiesmes inmekaargevleg is, en 'n poging om hulle ewekansig te versprei het veroorsaak dat hulle gebreek het. Dit het latere telling baie bemoeilik.

'n Tweede metode, waar die hele makrogedeelte van die monster in 'n telbak geplaas word en dan net 'n gedeelte daarvan te tel, is ondersoek. Die telbak is met strepe op die bodem in 18 gelyke dele verdeel. Om die fout te bepaal is 'n hele monster getel, maar die getalle in elk van die 18 rye is afsonderlik gehou. Die doel van die metode was om vas te stel hoeveel rye getel moet word om, nadat dit met die nodige faktor vermenigvuldig is, 'n aanvaarbare benadering van die werklike getalle in die bak te gee.

Voordat die monster getel is, is probeer om die eksemplare ewekansig oor die telbak te versprei.

Die resultaat van die telling word in tabel 3 weergegee. Die getal organismes in die bak was 689 met 'n gemiddelde van 38.2 individue per ry. Die variansie tussen die rye was 174.4.

Die groot variansie toon aan dat die werklike gemiddelde per ry in 'n groot veld van waardes mag lê. Hierdie effek ontstaan omdat die organismes nie ewekansig versprei is tussen die rye nie.  $\chi^2$ -toetsing het 'n waarde van 77.69 gegee wat die 95% grense (8.67 - 27.6), wat 'n ewekansige verspreiding aandui, oorskry. Die waargenome variasie is dus toe te skryf beide aan die skommeling om die gemiddelde en aan die mate van kolverspreiding van die organismes in die telbak. Die kolverspreiding in die telbak is ongetwyfeld toe te skryf aan die inmeakaargevlegtheid van die organismes nieteenstaande die poging om die diere ewekansig in die telbak te versprei.

Uit hierdie resultate is dit dus duidelik dat eenvoudige rekenkundige vermenigvuldiging van 'n gedeeltelik getelde monsterdeel 'n aansienlike fout kan meebring. Die metode is dus verwerp. Hierdie gevolgtrekking is teenstrydig met bevindings van 'n soortgelyke ondersoek deur Brinkhurst e.a. (1965). Hy gee egter nie sy numeriese resultate nie sodat 'n behoorlike vergelyking met my resultaat nie moontlik is nie.

Gevolgtlik is besluit om 'n kleiner monster in die rivier te neem (93 cm.<sup>2</sup> in plaas van 278 cm.<sup>2</sup>) en dit dan in geheel te tel. Die prosedure sou dan die kunsmatige fout in die gegewens wat deur die telmetode (skeiding in makro- en mikrogedeeltes) veroorsaak word, uitskakel. Nieteenstaande, die bogenoemde bevinding van Brinkhurst

Tabel 3 : Die verspreiding van die getalle in 'n telbak wat met strepe op die bodem in 18 gelyke dele verdeel is.

Ry van telbak:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Limnodrilus</i> groep	3	6	4	2	5	16	9	12	4	6	12	9	8	11	5	5	7	1
<i>Pristina synclitus</i>	10	29	38	39	37	37	30	47	33	27	42	24	30	22	10	20	18	14
<i>Branchiura sowerbyi</i>	1		1	1		2	1			1		1						
<i>Oligochaeta</i> (stukke)	3	4	4	3	6				5	2		1	2	1	3	1	1	
<i>Oligochaeta</i> (onvolgroeid)		1					1			1			1			1		1
Chironomidae				3				1							1			
<i>Stephensoniana trivandran</i> a							1											
<i>Chaetogaster</i> sp.										1								
Totaal:	17	40	47	48	48	55	42	60	42	38	54	35	41	35	18	27	26	16

e.a. (1965), het hy ook met sy studie die werkswyse so verander dat hy ook 'n kleiner monster neem. Die uitspoel van organismes uit die monster soos gedurende die opname van die Drie Riviere-gebied gedoen is (bl. 26) was ook onbevredigend, deurdat die rivierwater wat gebruik is eksemplare van veral vryswemmende organismes kan bevat. Die suksesvolheid van die uitspoel van die organismes is moeilik bepaalbaar.

Om die uitspoel van die organismes te standardiseer, is 'n meganiese proses ondersoek en geëvalueer. 'n Stadigdraaiende sorteerdrom (foto 1) waarin die hele monster geplaas en gedurig met kraanwater bespoel is, is gebruik in navolging van 'n soortgelyke apparaat wat deur Birkett (1957) gebruik is in sy studie van marienediere.

Die beginsel waarop die skeiding werk, is dat diere en plantmateriaal geneig is om in die water te dryf, veral nadat hulle in 'n formaliën-oplossing gepreserveer is. Deur die voortdurende verwydering van die water en die drywende diere word die diere uit die sand onttrek. Die drom word stadig geroteer (4 o.p.m.) om al die diere in die monster een of ander tyd bloot te stel aan die water sodat hulle daarin kan wegdryf.

Om die sukses van die ekstraksiemethode te bepaal is monsters in die drom geplaas, geroteer en gedurig met 'n waterstroom bespuit. Die uitvloeiende water is opgevang in 'n bakkie waarvan die bodem bestaan het uit 'n gaasnet soortgelyk aan die waarmee die oewerplantegroeiemonsters geneem is (60 gaatjies per 25 mm.). Die water en die diertjies kleiner as die gaas, gaan verlore terwyl die groter diere op die net agterbly. Die diere is direk in die verwyderde bakkie getel.

Die resultate van twee ondersoeke, een met 'n monster met groot getalle organismes en die ander met kleiner getalle, word in tabelle 4 en 5 weergegee.

In die monster met lae getalle is 96% van die organismes binne 30 minute uitgespoel vergeleke met 99% in 15 minute uit die monster met groot getalle organismes. 'n Ondersoek van die sand in die dromme nadat die uitspoelproses gestaak is, het aan die lig gebring dat al die diere uitgespoel is behalwe sommige B. sowerbyi individue wat in groot getalle aanwesig was. Dit kan dus aanvaar word dat indien die monster vir

Tabel 4: Getaleksemlare wat met tussenposes van 15 minute uit 'n sandbodemmonster gespoel is. Die monster is in die Nonotirivier by monsterpunt 3 geneem.

Drom roteringstyd (Minute)	15	30	45	60	75	90	105
Chaetogaster sp.	1216	4					
Tubificidae (ongesident.)	864		2	1	1		
Pristina synclitus	496						
Naididae (ongesident.)	256			1			
Branchiura sowerbyi	160	8	3	1	2	1	
Dero (Aulophorus) furcatus	32						
Nematoda	32						
Chironomus sp.	80	4	1				
TOTAAL :	3136	16	5	3	3	1	0
% DIERE ONTTREK :	99%	1%	1%	1%	1%	1%	0%

Tabel 5 : Getaleksemplare wat met tussenposes van 15 minute uit 'n sandbodemmonster gespoel is. Die monster is in die Nonotirivier by monsterpunt 9 geneem.

Drom roteringstyd (Minute)	15	30	45	60	75	90
Chironomidae	12					
Cyclops sp.	2					
Collembola	1					
Ceratopogonidae (Bezzia tipe)	1					
Tubificidae (ongedent.)	1	1				
? Bothrioneurum vej dovskyanum	1					
Branchiura sowerbyi		1				
Caridina sp.	1					
Austrocaenis sp.		1				
Hydracarina		1				
Pisidium sp.			1			
TOTAAL :	19	4	1	0	0	0
% DIERE ONTTREK :	80%	16%	4%	0%	0%	0%

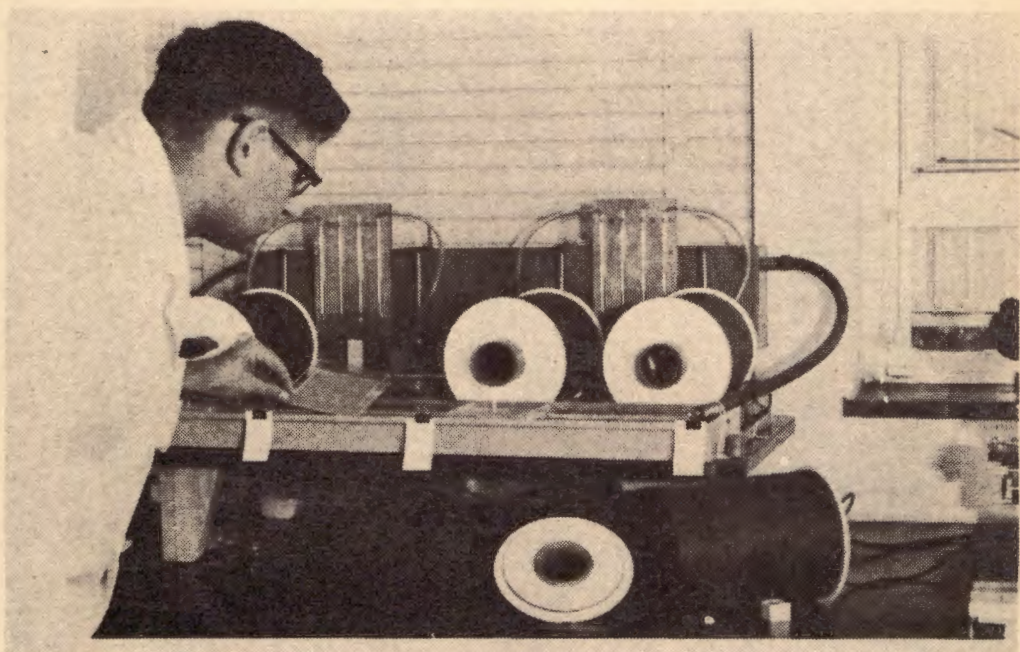


FOTO 1. SORTERINGSOROM

30 minute in die drom deurspoel word en die groter diere na die proses met die hand verwyder word, die metode geslaagd gebruik kan word.

Al die diere wat met die opnames na die voorlopige opnames van die Nonotirivier versamel is, is d.m.v. 'n silinder (wat  $93 \text{ cm.}^2$  bodemoppervlakte 7.5 cm. diep monster) geneem en met die sorteerdrom-metode uit die sand gehaal.

Na hierdie voorbereidende studies is die rivier gereeld gedurende die tydperk wat die meule gesluit was (1/3/67 - 26/4/67) gemonster asook 'n gedeelte van die tydperk wat dit in werking was (26/4/67 - 27/9/67). Met die gereelde opnames is gepoog om die veranderings in die dierpulasie stroomafwaarts en ook t.o.v. tyd te bepaal om sodoende die verband tussen die veranderings en die besoedeling vas te stel.

Die ruimteverspreiding van sommige oligochaete in 'n lokaliteit waarvan die waterkwaliteit progressief verswak het, is ondersoek. Monsters van die sandbodemdiere is by 4 geleenthede in die Nonotirivier by monsterlokaliteit 3, wat 1.1 rivierkilometers onderkant die meule gelee is, geneem. Die eerste opname (19 April) is gemaak 7 dae voordat die meule begin werk het, die tweede (3 Mei) nadat die meule 7 dae in werking was, die derde (17 Mei) 21 dae en die laaste (1 June) 36 dae. Die eerste opname verteenwoordig die situasie in die relatiewe goeie kwaliteit water, terwyl die opnames daarna die effek van die groterwordende hoeveelhede organiese materiaal in die omgewing verteenwoordig (bl. 40). Die gegewens van hierdie opnames weerspieel dus die opeenvolging van diergemeenskappe in 'n lokaliteit met 'n oormaat organiese materiaal wat in steeds groter wordende hoeveelhede in die rivier gestort word.

Die monsters vir hierdie verspreidingsstudie is met 'n silinder, wat  $10 \text{ cm.}^2$  bodem oppervlakte (7.5 cm. diep) monster, ewekansig uit die rivierbed geneem. Die studiearea was ongeveer  $9 \text{ m.}^2$  wat op die oog af homogeen voorgekom het en het die kante van die rivier uitgesluit. Die bodemoppervlakte wat die silinder monster is omtrent 1/27 van die oppervlakte wat tydens die Drie Riviere-gebied-opname gemonster is en omtrent 1/9 van die Nonotirivier-monsters.

## 6. RESULTATE.

Die resultate van die beplanningsfase van die Drie Riviere-gebied wat die beskrywing van die gebied behels, word in bylae B weergegee. In bylae C word die beskrywing van die monsterpunte waar biologiese versamelings gedoen is, weergegee.

Die ontledings van die sandbodemmonsters wat geneem is ten tye van die opname in die Drie Riviere-gebied, asook enkele randplantegroeiemonsters van daardie monsterpunte waar die gegewens 'n belangrike bydrae maak tot die bepaling van die waterkwaliteit, word in bylae D weergegee.

Die beskrywing van die gebied, die ontledings van die sandbodemmonsters en enkele chemiese ontledings van die Nonotirivier-opnames word in bylaes E en F weergegee. Die ontleding van die monsters van die ondersoek van die ruimteverspreiding van die diere, wat by monsterpunt 3 in die Nonotirivier geneem is, word in bylae G weergegee.

## 7. ONTLEDING VAN DIE RESULTATE.

Die ontleding wat hier onderneem word, is op die gevolgtrekking wat verskeie outeurs maak (bl. 12) dat diergemeenskappe 'n kenmerkende parameter van die habitat is, gegrond.

Hierdie gevolgtrekking impliseer dat eenderse diergemeenskappe in verskillende lokaliteite tot 'n mate dieselfde biotiese en abiotiese toestande reflekteer. In die praktyk gebeur dit egter selde, indien ooit, dat die diergemeenskappe van verskillende lokaliteite presies ooreenstem, al is alle ander faktore, sover bekend, gelykwaardig. 'n Beslissing moet dus geneem word oor die graad van ooreenstemming wat as genoegsaam beskou sal word vir die doel waarvoor die diergemeenskappe ondersoek word.

'n Inspeksie van die ontleding van die monsters van die Drie Riviere-gebied (bylae D) illustreer die omvang van verskille in spesieverskeidenheid en die skommeling in die getal eksemplare per monster wat verkry word met opnames soos wat met hierdie studie gedoen is. Hierdie verskynsel is toe te skryf aan die verskil in omgewingstoestande waaraan die

organismes onderhewig is, die kunsmatige variasie wat veroorsaak word deur ontoereikende monsterringstegnieke en die inherente variasies wat biologiese entiteite kenmerk.

Die vergelyking van die diergemeenskappe word egter deur verskeie faktore bemoeilik, soos o.a. die onvermoë om sommige diere tot spesievlak te identifiseer, die feit dat sommige van die diere nie aan die habitat gebind is nie (party besoek die habitat net periodiek om te voed soos die Hemiptera en Coleoptera), die toevallige teenwoordigheid van sommige diere in die monsters, en die feit dat sommige diere meer beïnvloed word deur primêre faktore as deur veranderings in waterkwaliteit en die sekondêre effekte daarvan (bl. 12).

Die invloed van die suikermeule op die fauna ten tye van die voorlopige opnames in die Nonotirivier blyk duidelik uit bylae F, en verteenwoordig min of meer die verwagte (klassieke) reaksie van vermeerdering in diergetalle na die stortingspunt van organiese materiaal (tussen monsterpunte 1 en 2) en die geleidelike vermindering van diergetalle stroomafwaarts.

#### 7.1 Die getalwisseling van die oligochaete in organiesverrykte water.

Die oligochaetegetalle in die voorlopige monsters van die Nonotirivier het 'n dalende neiging getoon namate die waterkwaliteit verbeter het. Hierdie vermindering in oligochaetegetalle in die twee opnames word in tabel 6 weergegee.

Tabel 6 : Die stroomafwaartse vermindering van oligochaetegetalle (278 cm.<sup>2</sup> sandbodemmonster) in die Nonotirivier.

Kilometers stroomafwaarts vanaf die Meule:	-	0	1.1	2.9	3.5	4.8	7.3	8.4
Oktober 1966.	8	4335	451	-	362	-	-	32
Oligochaetegetalle:								
November 1966.	8	16968	2832	38	-	24	48	-

Die reaksie van die oligochaetepopulasie op die organiese besoedeling soos wat gevind is met hierdie voorlopige opnames in die Nonotirivier, is ook gedurende die gereelde opnames gevind. Die oligochaetespesies en die getalle van elk, wat gedurende hierdie opnames gevind is, word in tabelle 7 tot 12 weergegee.

Die hoogste totale getalle is altyd naby die punt van besoedeling (wanneer die meule in werking was) gevind met 'n geleidelike daling in getalle stroomafwaarts tot 'n vlak min of meer vergelykbaar met die stroomopwaarts vanaf die bron van besoedeling. Hierdie bevinding stem ooreen met die verwagte (klassieke) reaksie. Die chemiese, bakteriologiese en algologiese ondersoeke van Kemp, Coetzee en Archibald, het ook 'n soortgelyke ooreenkoms aangedui.

#### 7.1.1 Die getalwisseling van die oligochaete ten tye van elke opname in die Nonotirivier.

In (fig. 3) word die wisseling van die log. (totale oligochaetegetalle + 1) ten tye van elke opname by die verskillende monsterpunte aangedui.

Die krommes van opnames tussen 1 Maart en 26 April dui aan die skommelings van die getalle terwyl die rivier herstel het na die vorige maalseisoen. Dit is opmerklik dat die hoogste getalle by monsterpunt 6 gevind is nadat die nuwe maalseisoen 'n aanvang geneem het (11 Mei). Hierna dui die getalle egter aan dat die meeste biologiese aktiwiteite (soos deur hulle getalle aangedui word) stroomop plaasgevind het, en dat dit verder stroomafwaarts geleidelik in intensiteit afgeneem het. Die biologiese aktiwiteit het egter met verloop van tyd by die meeste lokaliteite geleidelik toegeneem wat aandui dat die verryking van die rivier geleidelik toegeneem het.

Archibald (1967) het gevind dat 'n vermeerdering van alge voorgekom het in die droe tydperke, deurdat die algebevolking nie saamgesleur word deur die stroom nie. Hierdie outeur dui ook aan dat die verhoogde alge-aktiwiteit 'n addisionele hoeveelheid energie in die rivier inbring (deur fotosintese) bo en behalwe die vanaf die

Tabel 7 : Die oligochaetegetalle by monsterpunt 1 in die Nonotirivier.  
(93 cm<sup>2</sup> sandbodemmonsters)

Datum (1967)	1/3	15/3	30/3	12/4	26/4	11/5	24/5	21/6	5/7	2/8	16/8	30/8	12/9	27/9
Oligochaeta (onvolgroeid)							2		1	10	10	1		
Limnodrilus groep		1												
Tubificidae					Geen eksemplare									
Naididae								1						
Nais sp.										1	3			
Pristina synclitus										1			2	
Chaetogaster sp.										1				
Stephensoniana trivandranana					Geen eksemplare									
Dero (A.) furcatus					Geen eksemplare									
Branchiura sowerbyi					Geen eksemplare									
Magadrile sp.							1							
Totaal:	0	1	0	0	0	0	3	1	1	13	13	1	2	0

Tabel 8 : Die oligochaetegetalle by monsterpunt 2 in die Nonotitivier.  
 (1/10 vk. vt. monster). (93 cm<sup>2</sup> sandbodemmonsters).

Datum (1967)	1/3	15/3	30/3	12/4	26/4	11/5	24/5	21/6	5/7	2/8	16/8	30/8	12/9	27/9
Oligochaeta (onvolgroeid)		42		70										
Limnodrilus groep		125	60	42										
Tubificidae		1												
Naididae		Geen eksemplare												
Nais sp.		Geen eksemplare												
Pristina synclitus	7	507				G e e n m o n s t e r s n i e								
Chaetogaster sp.		1												
Stephensoniana trivandrana	8	1												
Dero (A.) furcatus	17													
Branchiura sowerbyi	11	8		6										
Megadrile sp.		Geen eksemplare												
Totaal:	44	584	60	118										

Tabel 9 : Die oligochaetegetalle by monsterpunt 3 in die Nonotirivier.  
(93 cm<sup>2</sup> sandbodemmonsters)

Datum (1967)	1/3	15/3	30/3	12/4	26/4	11/5	24/5	21/6	5/7	2/8	16/8	30/8	12/9	27/9
Oligochaeta (onvolgroeid)	28	12	17	G		6	602	T						
Limnodrilus groep	13	9	6	e	2	4	24	T						
Tubificidae			1	n			6							
Naididae				m	Geen eksemplare									
Nais sp.				o										
Pristina synclitus	1483		6	s		3	138	T	Geen monsters nie					
Chaetogaster sp.				t		4	276							
Stephensoniana trivandrana				r			444							
Dero (A.) furcatus				.			12	T						
Branchiura sowerbyi	27		12	n	1	3	6	T						
Magadrile sp.				i	Geen eksemplare									
				e										
Totaal:	1551	21	42		3	20	1508	T						

T = Teenwoordig

Tabel 10 : Die oligochaetegetalle by monsterpunt 6 in die Nonotirivier.  
(93 cm<sup>2</sup> sandbodemmonsters)

Datum (1967)	1/3	15/3	30/3	12/4	26/4	11/5	24/5	21/6	5/7	2/8	16/8	30/8	12/9	27/9
Oligochaeta (onvolgroeid)	113	9		1		147	66	15	25	192	68	402	70	167
Limnodrilus groep		22			1	1		1		1	2	3		
Tubificidae												2		
Naididae								1						
Nais sp.								4					130	1
Pristina synclitus		24					5				3	114	81	70
Chaetogaster sp.						35	4				1	4	10	13
Stephensoniana trivandrana		1					7	1				29	2	1
Dero (A.) furcatus		3						6					2	
Branchiura sowerbyi		3					2	1			2	1	2	
Megadrile sp.						Geen eksemplare								
Totaal:	113	62	0	1	1	183	84	29	25	196	76	555	297	252

Tabel 11 : Die oligochaetegetalle by monsterpunt 9 in die Nonotirivier.  
(93 cm<sup>2</sup> sandbodemmonsters)

Datum (1967)	1/3	15/3	30/3	12/4	26/4	11/5	24/5	21/6	5/7	2/8	16/8	30/8	12/9	27/9
Oligochaeta (onvolgroeid)			G			1	23		40		62	22	121	
Limnodrilus groep		1	e	2							5			
Tubificidae			n							114				
Naididae			m			1								
Nais sp.			o			8			1		2			
Pristina synclitus			n	1	2	1		28	5	2			T	114
Chaetogaster sp.			s											
Stephensoniana trivandrana			t			6		6		1	1	1		6
Dero (A.) furcatus			e											
Branchiura sowerbyi			r											15
Megadrile sp.			n											
			i											
			e											
Totaal:	0	1	-	3	2	17	23	34	46	117	70	23	121	135

T = Teenwoordig

Tabel 12 : Die oligochaetegetalle by monsterpunt 12 in die Nonotirivier.  
(93 cm<sup>2</sup> sandbodemmonsters)

Datum (1967)	1/3	15/3	30/3	12/4	26/4	11/5	24/5	21/6	5/7	2/8	16/8	30/8	12/9	27/9
Oligochaeta (onvolgroeid)	2		4			5	2	22	8				29	
Limnodrilus groep						Geen	eksemplare							
Tubificidae										1	2			1
Naididae						2	3							
Nais sp.										} 15				
Pristina synclitus						1	2	1				28	29	T
Chaetogaster sp.														
Stephensoniana trivandrana						Geen	eksemplare							
Dero (A.) furcatus						Geen	eksemplare							
Branchiura sowerbyi												1		
Megadrile sp.						Geen	eksemplare							
Totaal:	2	0	4	0	0	8	7	23	8	16	30	30	29	2

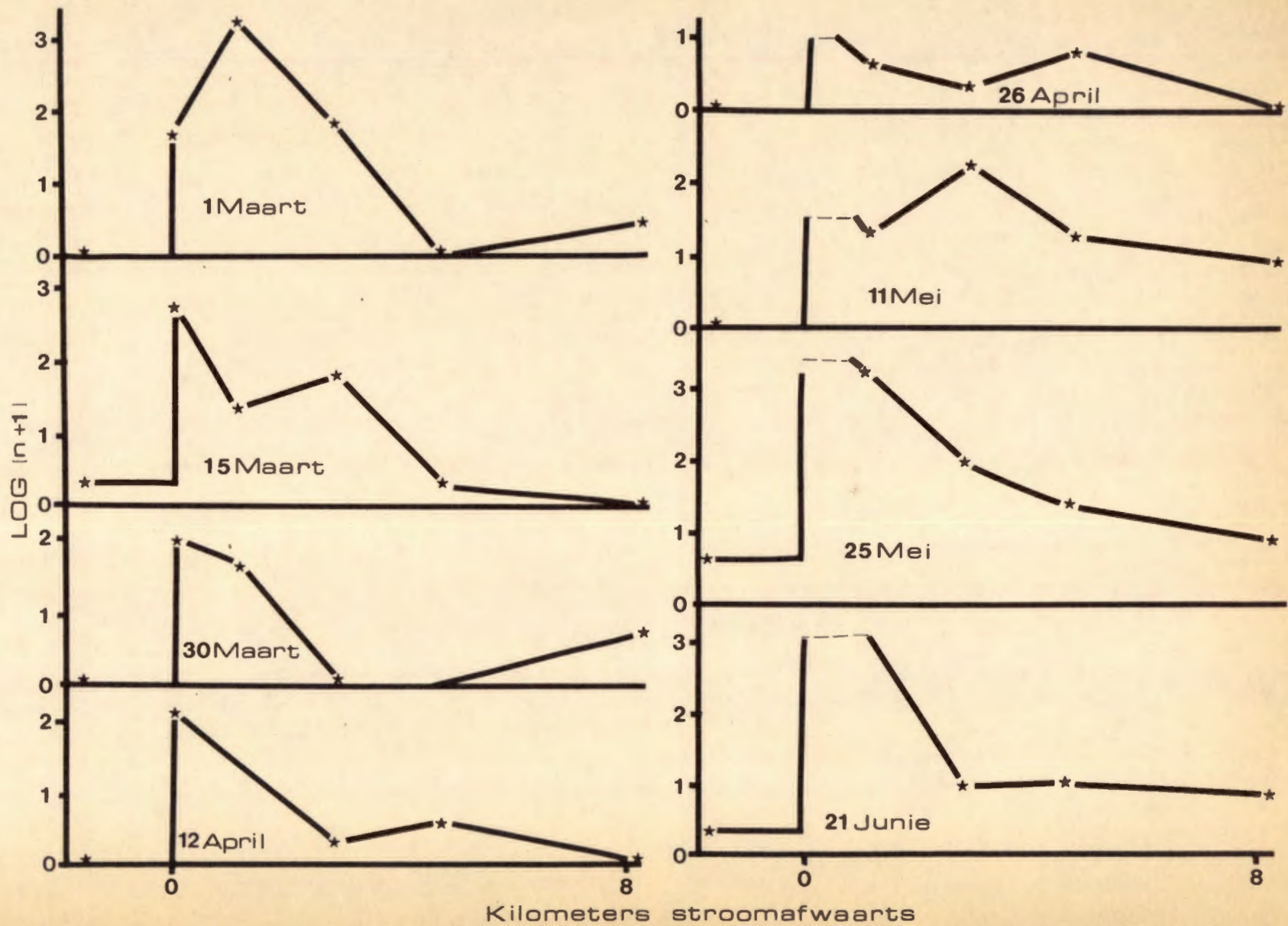


Fig.3. Die wisseling van totale oligochaetegetalle ten tye van elke opname in die Nonotirivier (93 cm.<sup>2</sup> sandbodemmonsters).

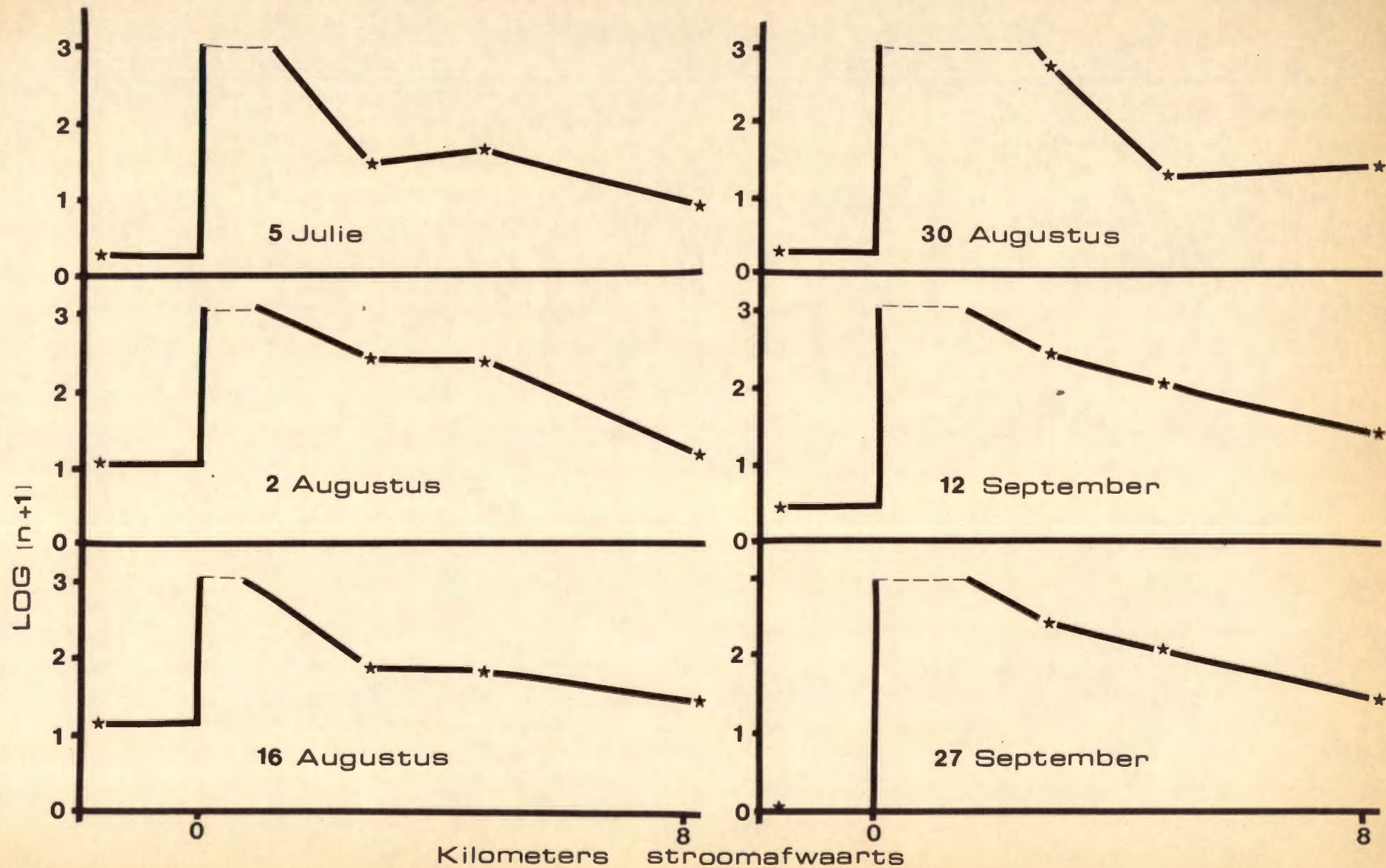


Fig.3. vervolg Die wisseling van totale oligochaetegetalle ten tye van elke opname in die Nonotirivier.(93 cm<sup>2</sup> sandbodemmonsters).

die suikermeule. Hy het ook gevind dat sommige van die blougroenalge wat teenwoordig is, suiker (of derivate daarvan) in die substraat vir aktiewe groei vereis. Dit blyk dus dat die primêre energievermeerdering deur die meule 'n sekondêre energievermeerdering (van natuurlike oorsprong) veroorsaak sodra lae vloeitoestande ontwikkel. Hierdie verskynsel bevestig die veronderstelling dat die organiese verryking van die rivier met die verloop van tyd vermeerder het. Benewens hierdie gevolgtrekking moet in aanmerking geneem word die feit dat die verryking van die rivier nie net veroorsaak word deur die afvloeiwaters as sodanig nie, maar ook deur natuurlike prosesse wat die gevolg is van die aard van die storting sodat hierdie sekondêre aspekte ook in ag geneem moet word by die opstel van standaarde vir afvloeiwaters.

## 7.1.2

Die getalwisseling van die oligochaete by elke monsterpunt in die Nonotirivier gedurende die studietydperk.

In tabelle 7 - 12 word die getalle weergegee van die oligochaete wat gedurende die gereelde opnames by elke monsterpunt verkry is. Die log. (totale getalle + 1), tesame met die persentasie opgeloste suurstof en B.S.A. wat gedurende dieselfde tyd by monsterpunte 1, 3, 6, 9 en 12 verkry is, word grafies in figure 4 - 8 weergegee.

By monsterpunt 1 het die oligochaetegetalle minimaal gestyg gedurende die opname, en die hoogste getal (13) in Augustus bereik (fig. 4). Meestal is enkele individue van verskeie spesies gekry (tabel 7). Die rivier is by hierdie punt welig begroei met oorhangende struik en bome en met die vordering van die winter het al hoe meer dooie en verdroogde blare in die rivier beland. Met die opeenvolgende besoeke aan die rivier is waargeneem dat meer en meer van die blare in die sandbodem vasgevang word en die rivier gevolglik tot 'n mate organies verryk. Die lokaliteit verteenwoordig dus die hoogste omvang van organiese verryking wat onder natuurlike omstandighede in hierdie rivier kan ontstaan. 'n Vergelyking van die ander monsterlokaliteite met hierdie een sal enige veranderinge wat moontlik deur die suikermeule veroorsaak is, duidelik laat blyk. Die opgeloste suurstof in hierdie habitat het meestal gevarieer bokant 90%. Die BSA het minimaal gestyg soos die neigingslyn in fig. 4 illustreer.

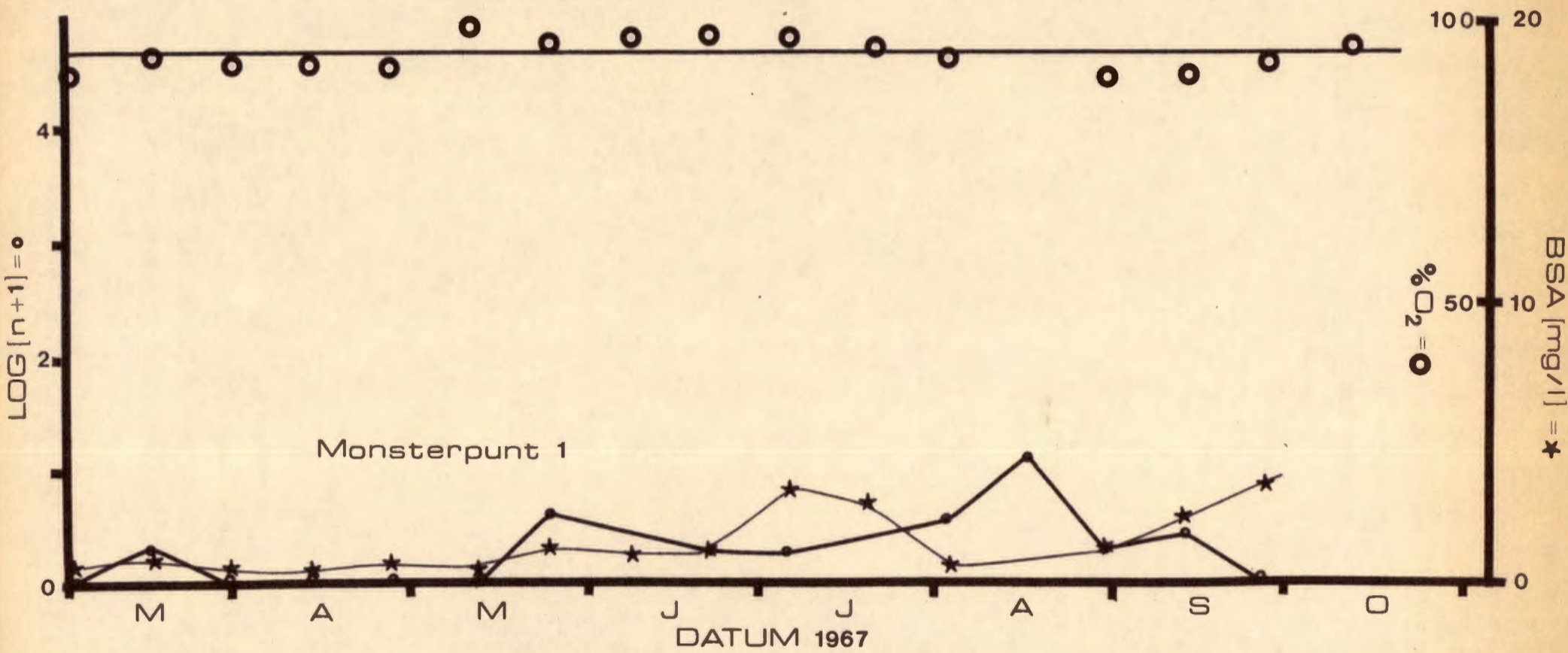


FIG.4. DIE TOTALE OLIGOCHAETEGETALLE, PERSENTASIE O<sub>2</sub> EN BSA WAT GEDURENDE DIE OPNAMES IN DIE NONOTIRIVIER VERKRY IS.

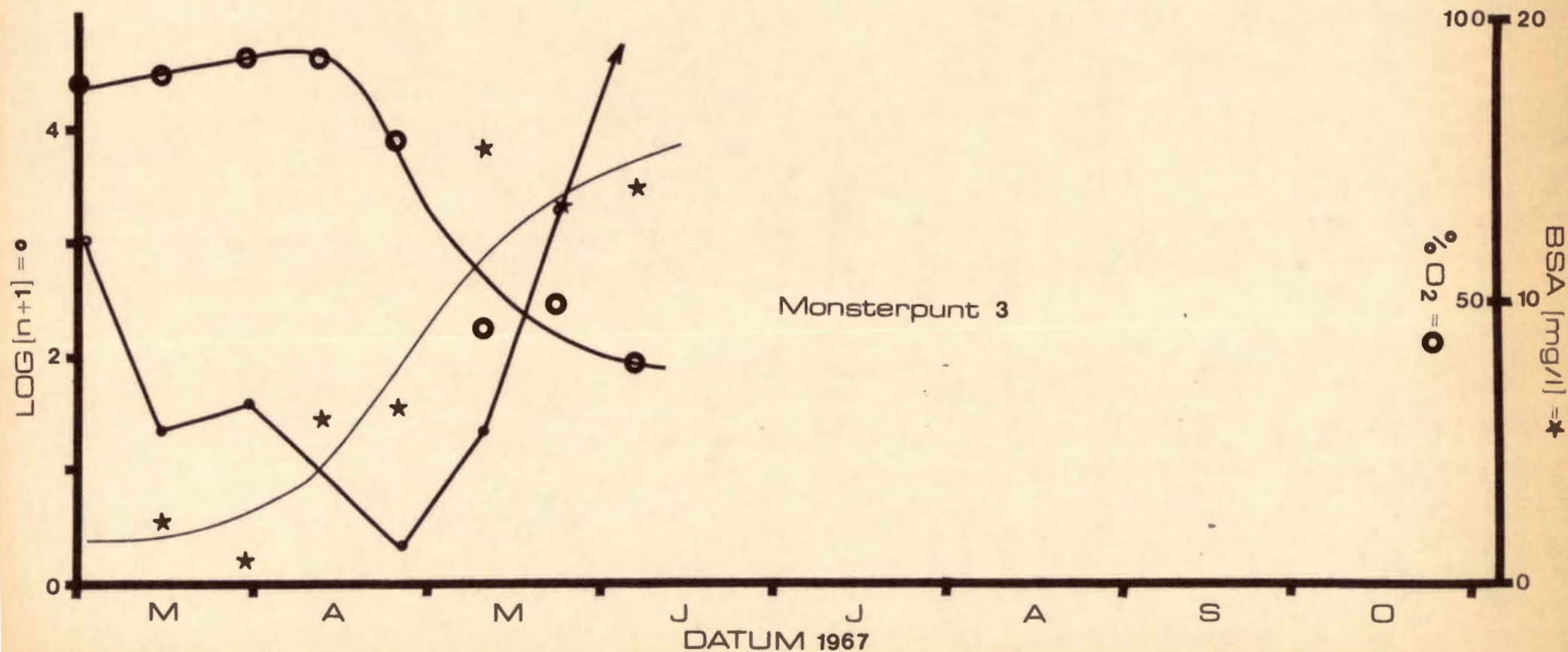


FIG. 5. DIE TOTALE OLIGOCHAETEGETALLE, PERSENTASIE O<sub>2</sub> EN BSA WAT GEDURENDE DIE OPNAMES IN DIE NONOTIRIVIER VERKRY IS.

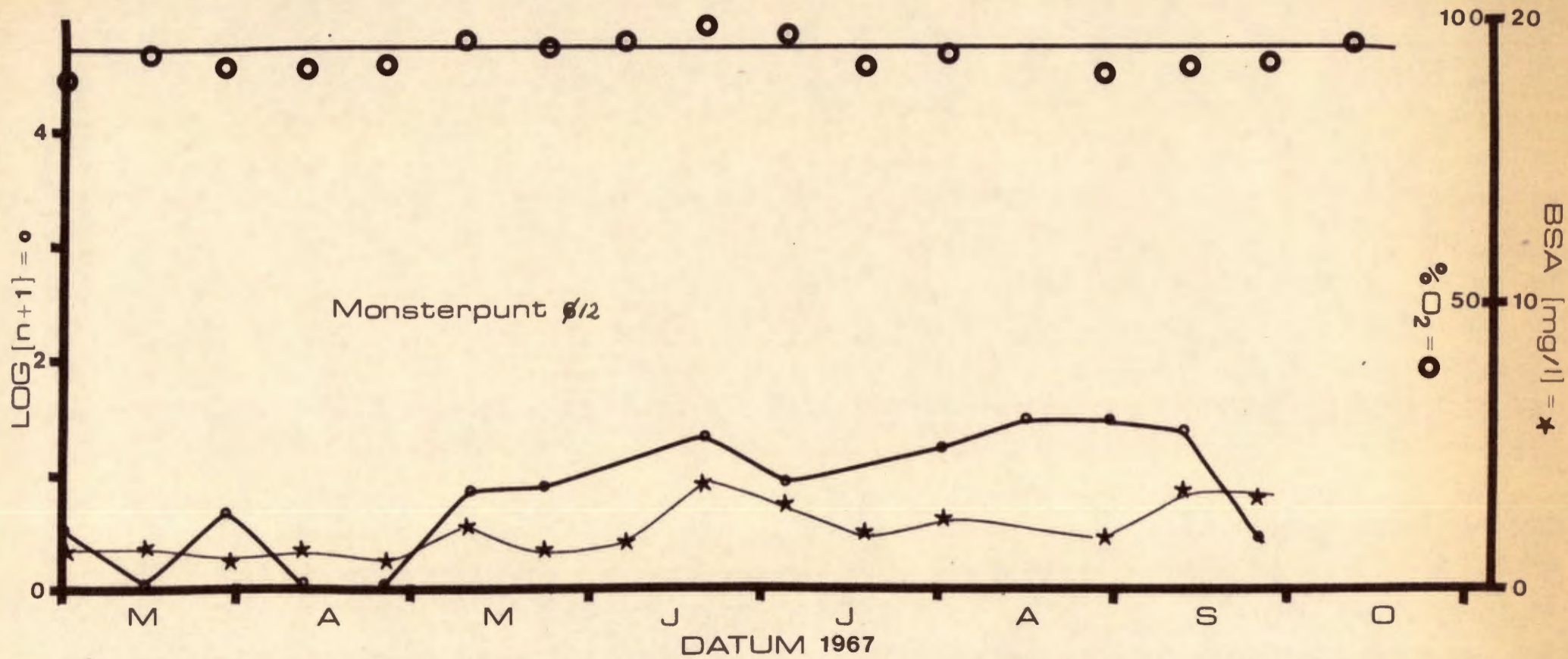


FIG. 8. DIE TOTALE OLIGOCHAETEGETALLE, PERSENTASIE O<sub>2</sub> EN BSA WAT GEDURENDE DIE OPNAMES IN DIE NONOTIRIVIER VERKRY IS.

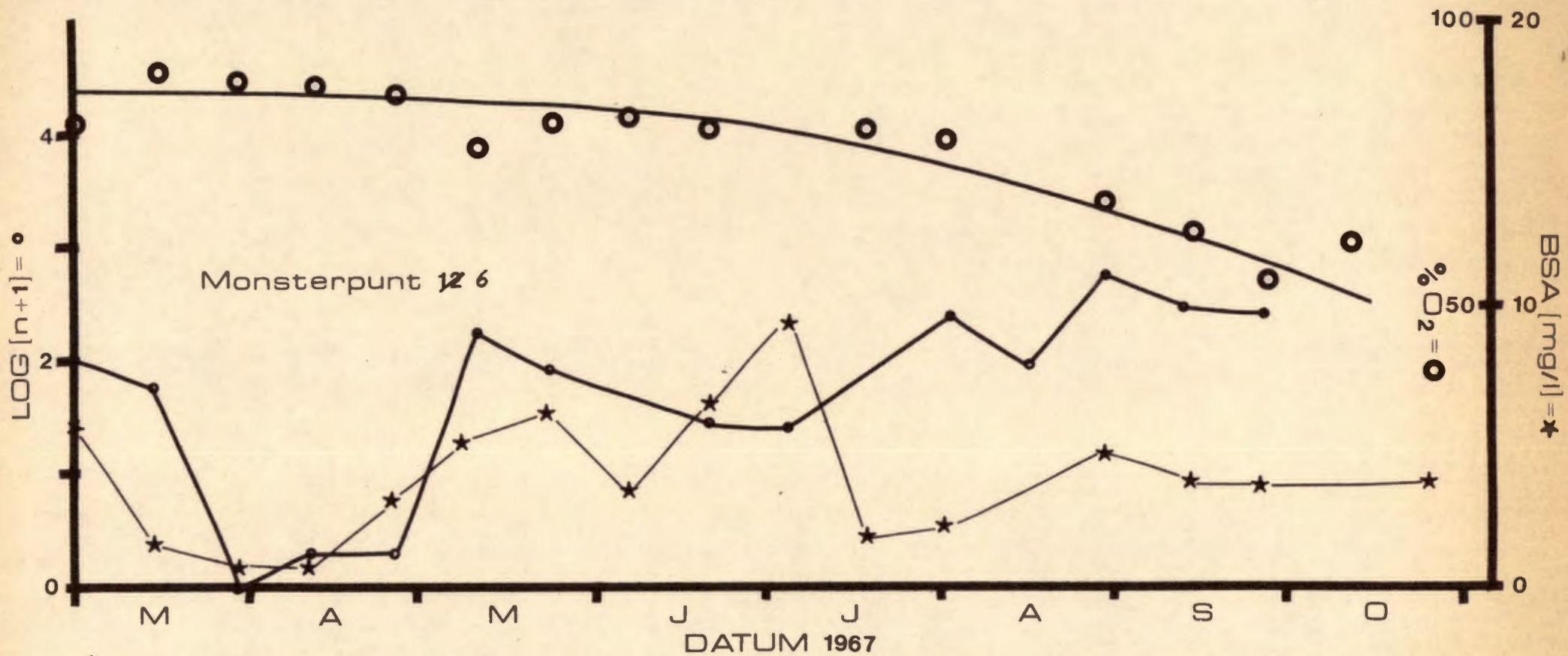


FIG. 6. DIE TOTALE OLIGOCHAETEGETALLE, PERSENTASIE O<sub>2</sub> EN BSA WAT GEDURENDE DIE OPNAMES IN DIE NONOTIRIVIER VERKRY IS.

Monsterpunt 2 is net by vier geleenthede gemonster terwyl die meule gesluit was ten einde die rivier se herstel na die besoedeling van die vorige maalseisoen te bepaal.

'n Tendens van vermindering in getalle is gedurende hierdie tydperk waargeneem, alhoewel die geleidelike vermindering wat te wagte was, soortgelyk aan die wat gevind word stroomafwaarts vanaf die punt van besoedeling (deurdadig beide 'n weerspieëling van die selfreinigingsprosesse is), nie gevind is nie. Die tydperk wat die meule nie gewerk het nie, het egter met die reenseisoen saamgeval (bylae E), met die gevolg dat die skommeling van getalle aan die meesleurende effek van die verhoogde vloed in die rivier toegeskryf kan word.

'n Soortgelyke vermindering is by monsterpunte 3 en 6 waargeneem.

Maar van belang hier is dat die chemiese analyses vergelykbaar is met die wat normaal weg in skoon water gevind word (tabel 13).

Tabel 13 : Die oligochaetegetalle en sommige chemiese ontledings wat by monsterpunt 2 verkry is terwyl die meule nie in werking was nie.

DATUM (1967)	1/3	15/3	30/3	12/4
B.S.A.	1.1	1.0	0.5	0.8
Persentasie opgeloste suurstof	93	93	93	96
Oligochaetegetalle	44	584	60	118

By monsterpunt 3 (1.1 kilometers stroomafwaarts vanaf die meule) was die oligochaetegetalle, kort nadat die meule gesluit het, hoog. By latere geleenthede het die getalle geleidelik gedaal met die laagste getal net voordat die meule vir die 1967 maalseisoen (fig. 5), heropen het.

Nadat die meule heropen het, het die oligochaetegetalle geweldig gestyg (fig. 5). In die bestek van 28 dae het die getalle tot duisende gestyg. Gedurende hierdie tyd het die suurstof 'n skerp daling, en die B.S.A. 'n skerp styging getoon. Al hierdie veranderings dui op die organiese verryking waaraan die habitat onderhewig was. Na Meimaand is die biologiese ontleding van hierdie habitat a.g.v. die hoe<sup>"</sup> getal diere per monster gestaak. Chemiese waarnemings by hierdie monsterpunt, gedurende die res van die opnameperiode, dui aan dat hierdie toestand bly voort bestaan het (Kemp, 1968).

By monsterpunt 6 (2.9 kilometers stroomafwaarts vanaf die meule) na die opening van die meule het die oligochaetegetalle gestyg maar met verloop van tyd het dit eers gedaal, om later (gedurende Julie) weer te styg (fig. 6). Die persentasie opgeloste suurstof het ook gedurende die opnametydperk geleidelik gedaal na ongeveer 50%. Dit dui aan dat daar 'n al groter wordende suurstofaanvraag in die habitat was. Dit is opmerklik dat die B.S.A. gedurende die tweede helfte van die opnametydperk relatief laag gebly het, in teenstelling met die eerste helfte waarin 'n styging waargeneem is. In die lig van die vermindering van die persentasie opgeloste suurstof is hierdie lae B.S.A. onverklaarbaar.

By monsterpunt 9 (4.8 kilometers stroomafwaarts vanaf die meule) is 'n geleidelike vermeerdering van die oligochaetegetalle gedurende die opnameperiode waargeneem (fig. 7). Die skommeling van die getalle in die opeenvolgende opnames was egter baie minder as by die monsterpunte stroomop. 'n Daling is egter waargeneem gedurende Augustus en die begin van September. Teen die einde van September het die getalle tot dieselfde vlak herstel as wat hulle was voor die daling voorgekom het. Die persentasie opgeloste suurstof het egter net soos die van monsterpunt 1 konstant gebly terwyl die B.S.A. 'n stygende neiging getoon het (fig. 7).

By monsterpunt 12 (8.4 kilometers stroomafwaarts vanaf die meule) was die oligochaetgetalle by vier geleenthede hoer as die hoogste getal wat by monsterpunt 1 gevind is (fig. 8). Dit is dus moontlik om aan te neem dat volkome selfreiniging van die rivier nie 'n veel langer vloeï-afstand as 8.4 kilometers vereis nie. Verdunning van die organiese materiaal deur sytakke hoer op het egter plaasgevind met die gevolg dat dit nie onomwonde verklaar kan word dat dié afstand in hierdie rivier verteenwoordigend van die selfreinigingskapasiteit van hierdie grootte riviere is nie.

## 7.2 Die selektering van die oligochaete as 'n moontlike maatstaf vir die bepaling van organiesverrykte water.

Die meeste verskillende grade van waterkwaliteit sover as wat organiese verryking aangaan, is stroomafwaarts in die rivier teenwoordig (a.g.v. die prosesse van selfreiniging) en die afname in oligochaetgetalle toon die moontlike gebruik van hierdie diergroep se getalle as indikatoren van die kwaliteit van water wat organies verryk is, aan.

Op grond van hierdie waarnemings is die oligochaete geselekteer om as 'n maatstaf te dien waarvolgens die water in terme van die graad van organiese verryking verdeel kan word. Die oligochaete is waarskynlik minder as enige ander groep onderhewig aan die uitwerking van die faktore hierbo genoem, omdat: (1) die meeste uitsluitlik bodembewoners is, (2) hulle daarvoor bekend is dat hulle uitnemend in 'n organiesverrykte habitat floreer; (3) hulle, met uitsondering van drie monsterpunte, in al die monsters verteenwoordig was, en (4) hulle onderskeie nisse waarskynlik baie min verskil.

Hierdie oorweging beperk die kriteriums vir die kwaliteitsklassifisering van organiesverrykte water in 'n indeks gevolglik tot die sandbodemmonsters. Die keuse is gedeeltelik gedoen in navolging van Goodnight e.a. (1960), Shrivastana (1962), Wachs (1963; 1965), Brinkhurst e.a. (1965) en Brinkhurst (1966a) wat almal voorstanders is van die gebruik van Oligochaeta in die naspeuring van organiese verryking van rivierwater.

8. 'n ONDERSOEK NA DIE VERBAND TUSSEN DIE OLIGOCHAETEPOPULASIE EN DIE ORGANIESE VERRYKING VAN DIE WATER.

8.1 Teoretiese oorwegings van die organisasie van die dierpopulasie en die faktore wat die populasiestruktuur beheer.

Die wisseling van abiotiese en biotiese toestande vorm 'n mosaiek van invloed wat die getalle van die populasie beheer. Die teoretiese oorwegings van hierdie interaksie word deur verskeie outeurs behandel en Clark e.a. (1967) bespreek die opvattinge tot op datum oor hierdie onderwerp.

In die natuur word die getalle van enige populasie in 'n ekosisteem bepaal, en binne spesifieke grense gehou, deur interaksies met beide ander populasies en die fisiese omgewing van die habitat. Die gedeelte van die ekosisteem wat die bestaan van 'n spesifieke populasie bepaal, word 'n lewensisteem genoem. 'n Lewensisteem word gevorm deur die betrokke spesies en hulle effektiewe omgewing. Laasgenoemde bestaan uit die natuurlike hulpbronne wat nodig is vir die onderhoud van die populasie, soos lewensruimte, voedsel, fisies-chemiese omstandighede, asook nadelige agente (beide bioties en abioties) wat oorlewing en voortplanting teenwerk. Hierdie mede-bepalende faktore vervul 'n dubbele rol nl., hulle kontroleer (1) die lewensfunksies van die individue wat lei tot 'n vermeerdering in getalle van die populasie deur voortplanting en immigrasie, en (2) die omstandighede wat lei tot 'n beperking van getalle deur mortaliteit, beperkte nataliteit en emigrasie.

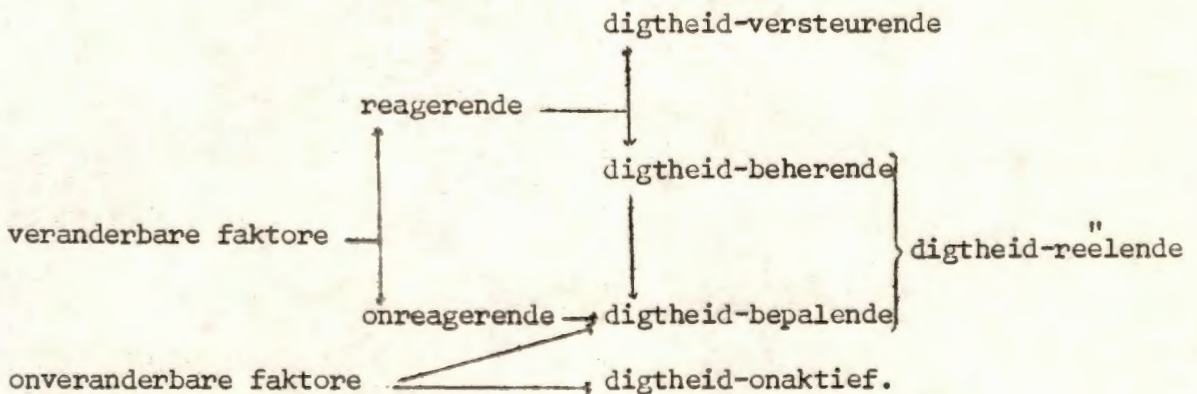
Die interaksies tussen die mede-bepalende faktore kan waargeneem en gemeet word in die vorm van ekologiese gebeurlikhede: (1) Primêre gebeurlikhede, soos geboortes, dood, bewegings (lewensiklus), wat 'n uitdrukking van die inherente oorlewings- en voortplantingsvermoë van die individue is; (2) Sekondêre gebeurlikhede wat die omvang, grootte, frekwensie en duur van die primêre gebeurlikhede kwalifiseer, en die populasie op twee maniere beïnvloed: in die eerste plek deur die voorsiening van lewensbenodighede van individue te verander, en in die tweede plek, deur direk in te werk op die oorlewing van die individu. Hierdie waarneembare gebeurlikhede is manifestasies van prosesse wat die

populasiegetalle affekteer. Hierdie proses is hoofsaaklik van tweelei aard:

1. Vermeerderingsprosesse, wat die vermeerdering van individue in die betrokke populasie aanhelp (soos met toevoeging van voedsel).
2. Verminderingsprosesse, wat die verwydering van individue of die beperking van voortplanting tot gevolg het.

Hierdie proses in die lewensisteem verander of onafhanklik van populasiedigtheid, of volgens populasiedigtheid.

Nicholson (1954) onderverdeel hierdie proses as volg:



Deur hierdie proses in die oligochaetepopulasie te meet word gepoog om die oorsake vir die totstandkoming van die spesiegetalle en -verskeidenheid in die riviere te bepaal, ten einde interpretasies t.o.v. die waterkwaliteit meer betroubaar te maak. Morris (1959) is van mening dat, hoewel baie verskillende faktore uiteindelik verantwoordelik is vir die reeling van die populasiestruktuur. 'n paar sleutelfaktore vir die belangrikste skommelings in getalle en verskeidenheid verantwoordelik is. Hierdie sleutelfaktore maak dit moontlik om verwagte verandering te voorspel indien 'n verandering in een of meer van hulle waargeneem word. Hierdie opvatting is deur verskeie navorsers ondersteun, wat dikwels gevind het dat 'n enkele een van hierdie sleutelfaktore verantwoordelik is vir die groot skommeling (Varley e.a., 1960; Watt, 1963). In die huidige verhandeling is die verandering in die diergetalle en spesieverskeidenheid as gevolg van organiese besoedeling (as 'n faktor) van belang (asook die kettingreaksie van veranderings in ander faktore wat volg op die besoedeling).

## 8.2 Ontledingstegnieke wat toegepas is en die resultate wat verkry is.

Verskeie ontledings om die getalwisselings in verband te bring met die waterkwaliteit is gedoen. Onder andere is die gegewens van beide die opnames in die Drie Riviere-gebied en die Nonotirivier, in ooreenstemmende faunistiese groepe d.m.v. tegnieke soos die "Koeffisiënt van Ooreenkoms (Sorenson, 1948), die Verskeidenheidsindeks (Williams, 1964), die Ooreenstemmingsindeks (Mountford, 1962) en Veelvoudige Variansie Analise (Blackith, 1962) geklassifiseer. Die deursnee kenmerke van elke groep is as aanduiende kriteriums van bepaalde waterkwaliteite geselekteer. Die ooreenstemming tussen die klassifikasie van die waterkwaliteit d.m.v. hierdie kriteriums, en die kwaliteitklassifikasie soos deur die ander dissiplines bevind word, is getoets. 'n Bevredigende ooreenstemming is nie verkry nie.

Een van die oogmerke met die studies was om sommige faktore gelyktydig met die fluktuasies in die diertal te meet, om sodoende met die verloop van tyd die sleutelfaktore wat verantwoordelik was vir die variasie in die getalle te isoleer vir moontlike verdere studie. Dit het egter algaande duidelik geword dat die geselekteerde faktore onderhewig is aan groot bepalingsvariasies wat die voorwaardes vir noukeurige bepaling van die sleutelfaktore nie nakom nie (Southwood 1966). Gevolglik is hierdie rigting van ondersoek laat vaar.

As gevolg van hierdie negatiewe resultate is die ruimteverspreiding van die individuele oligochaetespesies in die Nonotirivier ondersoek. Dit is gedoen om te bepaal of hierdie negatiewe resultate nie toe te skryf is aan foutiewe metings- en ontledingstegnieke nie.

## 8.3 Bepaling van die ruimteverspreiding van oligochaetespesies in organiesverrykte water.

Dikwels, wanneer 'n reeks monsters van 'n dierpulasie op dieselfde tyd in dieselfde lokaliteit geneem word, word groot numeriese verskille tussen die individuele monsters gevind.

Wanneer die getalle per monster van die diere as 'n frekwensieverspreiding aangebring word, soos bv. gedoen is vir Pristina synclitus Stephenson in tabel 14, benader hierdie verspreiding 'n paar standaardverspreidings so getrou dat hulle meestal voordelig bestudeer kan word as benaderings van, en gespesifiseer word in terme van, die standaardverspreidings (Cassie, 1962).

Verskillende verspreidingspatrone in die natuur kan skematies soos volg voorgestel word, waar die reghoek die rivierbodem en die kolletjies verskillende individue van dieselfde spesie voorstel:



GELYKMATIG



EWEKANSIG



KOLLERIG

Ewekansig verspreide dierpopulasies word beskryf deur die Poisson-model (Cassie, 1962), en die meeste kollerig verspreide dierpopulasies kan voldoende beskryf word aan die hand van die negatiewe binomiale model (Southwood, 1966). Die gelykmatige verspreiding is op een uitsondering na nie in hierdie studie teëgekome, maar in die geval bestaan 'n mate van twyfel oor die geldigheid van die waarneming. 'n Bespreking van lg. verspreidingspatroon word dus as oorbodig geag. Die totstandkoming van hierdie verspreidings kan soos volg gebeur:

Die bevolking van 'n spesie mag verteenwoordig word deur 'n paar wydverspreide individue, veral wanneer hulle 'n resente toevoeging tot die lokaliteit is. Hierdie individue, wat hulle posisies uit 'n onbepaalde aantal geskikte plekke kan kies, kan versprei op 'n manier wat by benadering ewekansig is, maar hierdie situasie kan verander as 'n faktor intree wat die mortaliteit en nataliteit van die organisme beïnvloed. Byvoorbeeld, as voedsel vermeerder (soos wanneer organiese materiaal die rivier binnekom) sal die individue aanwas in hulle aanvanklik ewekansige posisies sodat die bevolkingsverspreiding nou kollerig sal wees omdat die nakomelinge in die omgewing van die ouers sal bly, veral in die geval van die oligochaete wat nie besonder beweeglike spesies is nie. Die getal individue in hierdie groepies sal ook

Tabel 14 : Die teenwoordigheid van P. synclitus in monsters wat in die Nonotirivier geneem is.

GETAL ORGANISMES PER MONSTER	GETAL MONSTERS		
	7 DAE VOOR VERRYKING	7 DAE NA VERRYKING	21 DAE NA VERRYKING
0	27	15	7
1		9	0
2		2	3
3		0	3
4		0	0
5		1	5
6			1
7			1
8			0
9			1
10			1
11+			5

geleidelik vermeerder totdat die aanvraag na lewensbenodigdhede die beskikbaarheid daarvan ewenaar. Op hierdie stadium sal die bevolkingsgetalle ossilleer op 'n vlak wat gereel word deur die hoeveelheid beskikbare lewensbenodigdhede (Clark e.a., 1967 ).

Die individue van hierdie kolle neig om te versprei na naburige onbesette spasies. Die neiging om te versprei is gedeeltelik toe te skryf aan die druk van beide intra- en interspesiekompetisie a.g.v. die toenemende getalle in die kolle. Uiteindelik sal die verskillende kolle saamsmelt. Op hierdie stadium sal die verspreidingspatroon ewekansig voorkom. Die verskil tussen hierdie en die oorspronklike ewekansige verspreidingspatroon is dat die digtheid nou groter is. Indien die voorsiening van lewensbenodigdhede op hierdie stadium nog groter as die aanvraag bly, sal die digtheid van die diere uiteindelik so groot word dat die verspreiding gelykmatig sal vertoon indien op hierdie stadium gemonster word.

Aan die anderkant, indien die voedselvoorsiening verminder, sal die getalle verminder (deur nataliteitsafname) en in die proses sal die verspreidingspatrone weer in 'n omgekeerde volgorde voorkom totdat die individue baie skaars is en die verspreiding weer ewekansig sal vertoon.

Die gemiddelde getalle en die variansie van die oligochaete wat gedurende die eerste drie opnames gevind is, word in tabel 15 weergegee. Die getalle in die monsters van die 4de opname was so hoog dat geen poging aangewend is om dit te tel nie want die fout wat veroorsaak word deur die telling van so baie organismes is te hoog.

Uit die gegewens blyk dit dat al die diere, benewens Branchiura sowerbyi Beddard, geleidelik vermeerder het in die bodem gedurende die verryking van die lokaliteit. Aktiewe voortplanting het ook voorgekom soos blyk uit die gemiddelde vermeerdering van die onvolgroeide individue - 'n feitlik reglynige vermeerdering (0 tot 8 tot 16) is waargeneem.

P. synclitus het naastebly 8-voudig vermeerder gedurende die tyd, terwyl Stephensoniana trivandrana (Aiyer) 6-voudig en Chaetogaster sp. 5-voudig vermeerder het. Die vermeerdering van die ander diere was egter nie van so 'n omvangryke aard nie.

Tabel 15 : Die gemiddeldes, variansie en  $\text{Chi}^2$ -waardes van die oligochaete wat gedurende die opnames in die Nonotirivier gevind is.

Spesies	Opname	Gemiddelde ( $\bar{x}$ )	Variansie ( $S^2$ )	$\text{Chi}^2$
Oligochaeta onvolgroeid (hoofsaaklik Limnodrilus)	1	0.52	1.03	52
	2	8.22	25.64	81
	3	16.59	149.87	235
Pristina synclitus	1	0	0	0
	2	0.67	1.16	50
	3	7.78	105.56	353
Dero (A.) furcatus	1	0	0	0
	2	0	0	0
	3	0.44	0.79	47
Stephensoniana trivandrana	1	0	0	0
	2	0.04	0.04	26
	3	6.07	28.99	124
Allonais inequalis	1	0	0	0
	2	0.04	0.04	26
	3	0.26	0.20	20
Limnodrilus groep	1	0.70	1.37	51
	2	0.85	0.90	27
	3	1.30	3.91	78
Chaetogaster sp.	1	0.04	0.04	26
	2	1.74	4.81	72
	3	4.74	35.35	194
Branchiura sowerbyi	1	0.52	3.80	190
	2	0.37	0.55	39
	3	1.15	2.44	55

B. sowerbyi het, nadat die verryking van die habitat plaasgevind het, eers verminder, maar later tot groter getalle as voorheen vermeerder.

Vier spesies was nie teenwoordig in die monsters voordat die verryking plaasgevind het nie. Hulle is P. synclitus, S. trivandrana, Allonais inaequalis (Stephenson) en Dero (A.) furcatus (Müller). Binne 7 dae na die verryking het drie van hierdie spesies egter die habitat in voldoende getalle beset om teenwoordig te wees in die monsters. Die vierde spesie - D. (A.) furcatus - het die habitat in die tydperk na 7 dae maar voor 21 dae, beset.

Wanneer die variansie gelyk is aan die gemiddelde, is die verspreiding as 'n algemene reel, ewekansig, maar wanneer die variansie betekenisvol groter is as die gemiddelde, impliseer dit dat die verspreiding kollerig is. Wanneer die variansie kleiner is, impliseer dit 'n gelykmatige verspreiding (Cassie, 1962). Volgens hierdie maatstaaf is vier organismes onomwonde ewekansig verspreid gevind met die monstergrootte wat hier gebruik word. Om die mate van ooreenstemming met die Poisson-model (Poisson=ewekansig; Cassie, 1962) te toets is die  $\text{Chi}^2$  waarde bereken (tabel 15).

$$\text{Chi}^2 = S^2 \frac{(N-1)}{\bar{x}}$$

Wanneer die waarde van die berekende  $\text{Chi}^2$  binne die grense vir 26 vryheidsgrade val - 15.4 en 38.9 (95% en 5% grense) - dui dit 'n Poisson-verspreiding aan.

Volgens hierdie maatstawwe kan die verspreidings van S. trivandrana en Limnodrilus groep 7 dae na die verryking, A. inaequalis in albei die opnames waarin die spesie teenwoordig was en Chaetogaster en B. sowerbyi voor die verryking nie onderskei word van 'n Poisson-verspreiding nie. Hierdie organismes was dus ewekansig versprei. Wanneer die verspreiding ewekansig is, impliseer dit dat individue van dieselfde spesies nie mekaar se verspreiding beïnvloed nie.

Hoewel die variansie van A. inaequalis gedurende die derde opname minder as die gemiddelde is, wat 'n reëlmatige verspreiding sou aandui, is die verspreiding nie betekenisvol verskillend van 'n Poisson-verspreiding nie. 'n Reëlmatige verspreiding van die spesies kan dus nie aangeneem word nie.

In al die ander gevalle was die verspreidings tot 'n minder of meerdere mate kollerig. Deurdad die meeste kolverspreide dierpopulasies voldoende beskryf word deur die negatiewe binomiale verspreiding (Bliss e.a., 1958; Rojas, 1964; Lyons, 1964; Harcourt, 1965; Ibarre e.a., 1965; Southwood, 1966 en Lewis e.a., 1967; Lloyd, 1968) word die verspreidings van die organismes ontleed volgens hierdie model. Hierdie verspreiding word beskryf deur twee parameters, die gemiddelde en die eksponent  $k$  wat 'n maatstaf is van die omvang van die kollerigheid en dikwels gebruik word as 'n verspreidingsparameter (Southwood, 1966). Wanneer die verspreiding kollerig is, impliseer dit dat in die gevalle waar die verhouding van die gemiddelde en die verspreidingsparameter ( $k$ ) aan die onderkant van die kromme wat deur Southwood (1966) op bl. 36 gegee word, val, die kollerigheid toe te skryf is aan een of ander omgewingsfaktor, en, waar die verhouding bokant die kromme val, dit toe te skryf is aan 'n omgewingsfaktor of aan 'n aktiewe gedragspatroon van die organismes (tabel 16). Gewoonlik is  $k = 2$ , en soos wat dit geleidelik groter word gaan die verspreiding oor na 'n Poisson-verspreiding ( $k = 10$ ) en breukdeelwaardes van  $k$  dui 'n logaritmiëse verspreiding aan. Beide verspreidings is egter net spesiale gevalle van die negatiewe binomiale verspreiding. Die ooreenstemming tussen die negatiewe binomiale verspreiding as model met die werklike verspreiding kan getoets word met die Derde Moment Toets wat die vergelyking van  $T$  met sy standaardfout behels. Indien  $T$  nie betekenisvol groter is as die standaardfout nie (ongeveer 2-voudig), kan die negatiewe binomiale verspreiding as 'n model aanvaar word (Southwood, 1966).

In al die gevalle was die model voldoende, behalwe vir die groot negatiewe waarde van  $T$  t.o.v. P. synclitus wat aandui dat die werklike verspreiding ietwat minder skeef is as die model. Die breukdeelwaardes van  $k$  in sommige gevalle dui aan dat die werklike verspreidings neig na 'n logaritmiëse verspreiding.

'n Metode waardeur die berekening van  $k$  aangepas word om berekening d.m.v. 'n rekenaar te maak word in bylae H weergegee.

Tabel 16 : Die ruimteverspreiding en die berekende verwante waardes van die verskillende parameters.

Spesies	Opname	$\bar{x} \pm SF$	$k \pm SF$	$T \pm SF$	Verspreiding	Oorsaak van kolverspreiding
Oligochaeta onvolg.	1	0.52 $\pm$ 0.20	0.05		Log	Om
	2	8.22 $\pm$ 0.98	20.00		Ewe	-
	3	16.59 $\pm$ 2.13	2.59 $\pm$ 0.15	798 $\pm$ 527	Kol	Om + G
Chaetogaster sp.	1	0.04 $\pm$ 0.04			Ewe	-
	2	1.74 $\pm$ 0.45	0.83 $\pm$ 0.08	- 8 $\pm$ 15	Kol	Om
	3	4.74 $\pm$ 0.91	1.27 $\pm$ 0.08	18 $\pm$ 91	Kol	Om + G
Branchiura sowerbyi	1	0.52 $\pm$ 0.38	20.00		Ewe	-
	2	0.37 $\pm$ 0.14	0.75 $\pm$ 0.16	- 0.2 $\pm$ 1.0	Kol	Om
	3	1.15 $\pm$ 0.31	0.88 $\pm$ 0.10	- 3 $\pm$ 5	Kol	Om
Stephensoniana trivandrana	1					-
	2	0.04 $\pm$ 0.04			Ewe	-
	3	6.07 $\pm$ 0.90	2.33 $\pm$ 0.17	96 $\pm$ 53	Kol	Om + G
Limnodrilus groep	1	0.70 $\pm$ 0.22	0.84 $\pm$ 0.12	- 1 $\pm$ 2	Kol	Om
	2	0.85 $\pm$ 0.18			Ewe	-
	3	1.30 $\pm$ 0.39	0.62 $\pm$ 0.18	- 7 $\pm$ 13	Kol	Om
Dero (A.) furcatus	1	-			-	-
	2	-			-	-
	3	0.44 $\pm$ 0.16	0.69 $\pm$ 0.12	- 0.3 $\pm$ 1.0	Kol	Om
Allonais inaequalis	1				-	-
	2	0.04 $\pm$ 0.04			Ewe	-
	3	0.26 $\pm$ 0.09			Ewe	-
Pristina synclitus	1				-	-
	2	0.67 $\pm$ 0.19	1.42 $\pm$ 0.26	0.2 $\pm$ 0.9	Kol	Om
	3	7.78 $\pm$ 2.10	0.54 $\pm$ 0.10	-1166 $\pm$ 2335	Kol	Om + G

Legende: Log = Logaritmiese verspreiding  
 Ewe = Ewekansige verspreiding  
 Kol = Kolverspreiding  
 1, 2, 3 = Opnames  
 Om = Kolverspreiding toe te skryf aan omgewingsfaktore.  
 Om + G = Kolverspreiding toe te skryf aan of omgewingsfaktore, of aan 'n aktiewe gedragspatroon

Wanneer 'n monster geneem word, blyk dit dus uit bogenoemde bevindings dat die individuele spesies verskil in hulle verspreidingspatrone. In die geval van ewekansige verspreidings sal die gemiddelde digtheid van die dierpopulasies beter benader word as wat dit die geval sal wees wanneer die verspreiding kollerig is. In die geval van 'n kolverspreiding kan die getal wat in 'n individuele monster gevind word, 'n baie onbetroubare benadering van die werklike gemiddelde getal wees. Die negatiewe resultate wat hierbo gevind is (bl. 53) kan moontlik gedeeltelik toegeskryf word aan hierdie verskynsel.

Dit is egter bekend dat wanneer die digtheid hoog is, monsterneming 'n ewekansige verspreiding van die getalle sal aandui (Southwood, 1966). Gevolglik is dit net lae-digtheid-populasies waar die benadering van die gemiddelde digtheid deur 'n enkele monster onbetroubaar is.

Lateraan in hierdie studie sal metodes voorgestel word met behulp waarvan die ruimteverspreiding aan die gemiddelde getal gekoppel kan word om meer betroubare gegewens te bekom.

#### 8.4 'n Onderzoek na die moontlike gebruik van die oligochaetebiomassa as 'n kriterium vir die klassifisering van organiesverrykte water.

##### 8.4.1 Teoretiese oorwegings van die wisseling van die oligochaetebiomassa in organiesverrykte water.

Wanneer organiese materiaal die habitat binnekom, vermeerder die beskikbare voedsel deur die ingewikkelde voedselkringloop-prosesse Odum (1959). Die diere wat hierdie voedsel kan benut, en die verandering in hulle omgewing kan weerstaan, sal gevolglik in getal vermeerder binne die raamwerk van inter- en intraspesie-kompetisie, die stand van hierdie voorsiening-aanvraag balans word, streng genome, beter deur die biomassa as deur die getalle van die teenwoordige diere weerspieel.

'n Vergelyking van die stand van voorsiening tussen twee lokaliteite d.m.v. hulle onderskeie biomassas is toelaatbaar op voorwaarde dat aangeneem kan word dat die biomassa 'n weergawe van

die bio-aktiwiteit is, want 'n bepaalde biomassa bestaande uit klein organismes vertoon 'n hoër bio-aktiwiteit as dieselfde biomassa, bestaande uit groot organismes (Odum; 1959).

Odum (1959) noem dat waar organismes baie verskil in grootte (soos bv. tussen bakterieë en visse), die verskil in bio-aktiwiteit in aanmerking geneem moet word vir so 'n aanname, maar waar die verskil in grootte van die diere klein is, dit nie nodig is nie.

Deurdat die oligochaetespesies nie veel in grootte verskil nie, word met die ontleding van die gegewens aanvaar dat die bio-aktiwiteit nie betekenisvol verskil nie.

Indien dit moontlik sou wees om die biomassa van die oligochaete te bepaal kan dit volgens die definisie van waterkwaliteit (bl. 19) as 'n parameter wat waterkwaliteit aandui, gebruik word.

In figuur 9 word die hipotetiese wisseling van die oligochaete-biomassa in die hele spektrum van organiesverrykte water grafies weergegee (Brinkhurst, 1966a). Die biomassa, wanneer die kromme van regs na links gevolg word, (1) vermeerder met die verhoging van die organiese verryking omdat daar 'n vermeerdering van voedsel (en ander lewensbenodigdhede) voorkom, en (2) verminder a.g.v. vergiftiging en/of asfiksie wat respektiewelik veroorsaak word deur die neweprodakte van verrotting en die lae konsentrasie suurstof (of totale afwesigheid daarvan) wanneer vanaf hoër organiese verryking na anerobetoestande oorgegaan word.

In die eersgenoemde geval weerspieël die biomassa die balans tussen voorsiening en aanvraag, en in die tweede verteenwoordig die biomassa die oorblyfsels van die populasie na 'n katastrofe. Die biomassa in die laaste geval is geen aanduiding van die omvang van die katastrofe nie, want die voorsiening-aanvraag verband is vernietig en die mede-bepalende faktor van die biomassa behels nou digtheidsonafhanklike prosesse.

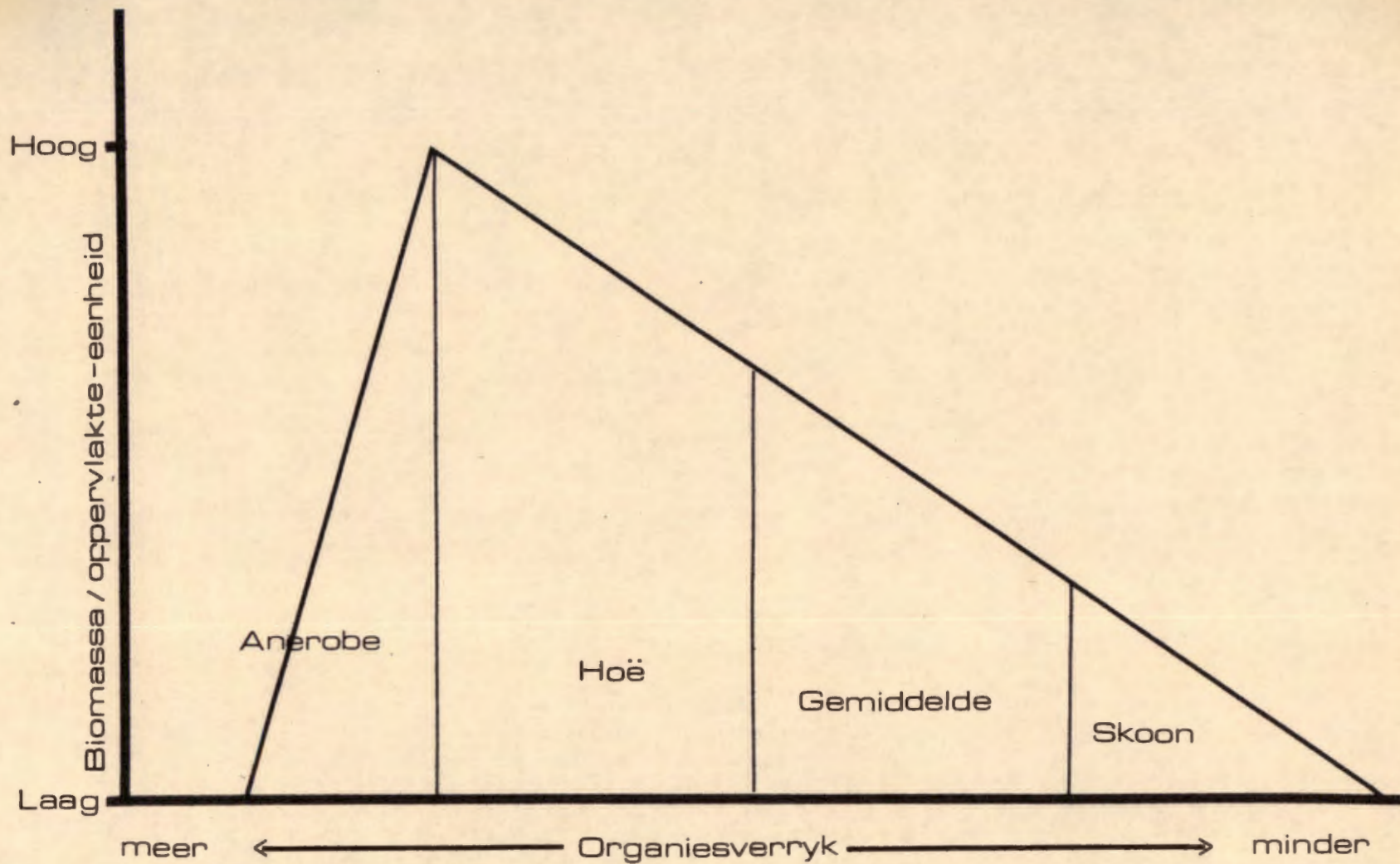


Fig.9. 'n Hipotetiese voorstelling van die wisseling van die oligochaetebiomassa in organiesverrykte water.

Omdat digtheidsonafhanklike prosesse die dierpopulasie in gevalle van anerobetoestande gedeeltelik beheer, weerspieël die biomassa nie verskillende sub-grade van hierdie toestand nie, sodat onderverdeling op grond van die biomassa nie geregverdig is nie. Anerobe neweproduk-vergiftigde water word in elk geval nie as drinkbaar beskou nie, met die gevolg dat onderverdeling van hierdie kwaliteit geen doel sal dien nie. Omdat anerobewater (of feitlik aneroobe) verarmde dierpopulasies onderhou, word dit as vergiftigde water (bl. 68) geklassifiseer.

Daarenteen behels die mede-bepalende faktor van die biomassa in die eerste geval hoofsaaklik digtheidsverbandhoudende prosesse, en die aanvraag na lewensbenodigdhede (wat deur die biomassa aangedui word) weerspieël die voorsiening daarvan (d.i. die organiese verryking), onderhewig aan die vereiste dat die aanvraag en voorsiening in balans is. Onderverdeling is dus moontlik omdat 'n bepaalde aanvraag in 'n gebalanseerde sisteem 'n ooreenstemmende voorsieningsvlak sal hê.

#### 8.4.2 Die bepaling van die oligochaetebiomassa.

Die biomassa van die oligochaete is egter prakties moeilik bepaalbaar as 'n roetineprosedure deur die gebruiklike tegnieke (nat gewig, droë gewig, gewigsverlies met verassing, en energie-waardebepaling). Trouens, dit is noodsaaklik dat van vinnige en eenvoudige metodes, alhoewel in sommige gevalle minder betroubaar, gebruik gemaak moet word vir die bepaling van die waterkwaliteit. Deur die oligochaetegetalle as synde 'n weergawe van die biomassa te gebruik sou misleidend wees. So 'n aanvaarding dat 'n bepaalde getal van 'n relatiewe klein organisme soos Pristina sp. vergelyk mag word as synde van dieselfde biomassa as 'n groter organisme soos Limnodrilus sp. (wat in dieselfde getalle verteenwoordig is), sou foutief wees. Die getalle kan egter, nadat hulle getransformeer is met 'n nodige faktor, gebruik word as 'n benadering van die biomassa. Hynes (1968) gebruik 'n soortgelyke metode in sy produksiestudies van varswaterorganismes om die biomassa met behulp van die getalle te bereken.

In my studie is die biomassa bereken deur die getalle te transformeer volgens die gewigsverhoudings van die verskillende spesies soos hieronder verduidelik word. Omdat 'n indirekte metode gebruik word vir die bepaling van die biomassa, word die totaal van die getransformeerde getalle in elke monster die biomassa-indeks genoem.

Om die getalle te transformeer is 'n vermenigvuldigingsfaktor eie aan elke genus gebruik. Die toekenning van die faktor is op so 'n wyse gedoen dat die kleiner spesies se getalle relatief verminder volgens die gewigsverhouding tussen volgroeides van daardie spesies en volgroeides van die groter Limnodrilus spesie. B. sowerbyi, wat 'n groter organisme as Limnodrilus sp. is, se getalle is relatief vermeerder. Om die gewig te bepaal is 10 volgroeide eksemplare gesamentlik van elk van Pristina, Dero en Limnodrilus geweeg, terwyl 10 eksemplare individueel van B. sowerbyi geweeg is. Hierdie genera verteenwoordig die kleiner, middelslag en groter spesies respektiewelik.

Die gewigte is soos volg bepaal: nadat die eksemplare skoongemaak is, is hulle met filtreerpapier gedroog en op 'n voorwerpglasie op die weegpan van die skaal geplaas waar hulle gelaat is om nog verder af te droog. Sodra die eksemplare buite-om afgedroog het, het die integument 'n blink metaalkleur aangeneem. Op dié stadium was die lesing op die skaal stabiel. Hierdie lesing is geneem as die gewig van die eksemplare.

Die gewigte van Stephensoniana en Chaetogaster kon nie bepaal word nie omdat hulle nie bevredigend skoongemaak kon word nie. Voldoende materiaal van sommige ander spesies was nie beskikbaar nie; gevolglik moes die gewigte, volgens hulle ooreenkoms in grootte met die geweegde spesies, geskat word.

Volgens hierdie skatting is bepaal dat Nais min of meer van dieselfde, en, Stephensoniana en Chaetogaster die helfte van die gewig van Pristina is; en dat Allonais, ongeïdentifiseerde Tubificidae spesies en onvolgroeide oligochaete min of meer dieselfde gewig as Dero is. Al die ander spesies wat gedurende die opnames versamel is, is aanvaar as van dieselfde gewig as Limnodrilus.

Die vermenigvuldigingsfaktor vir die transformasie van die getalle vir elk van die genera is dus soos volg:

Limnodrilus	se getalle	x 1
Branchiura	se getalle	x 2
Dero	se getalle	÷ 33
Allonais	se getalle	÷ 33
Pristina	se getalle	÷ 33
Nais	se getalle	÷ 33
Onvolgroeide oligochaetegetalle		÷ 33
"		
Ongeïdentifiseerde Tubificidae	se getalle	÷ 33
Stephensoniana	se getalle	÷ 146
Chaetogaster	se getalle	÷ 146
Alle ander spesies	se getalle	x 1

Die biomassa-indeks (bereken volgens hierdie metode) weerspieël dus die biomassa in 'n lokaliteit in terme van Limnodriluseenhede per 278 cm.<sup>2</sup> bodemoppervlakte en nie per gewig nie, want dan sou die resultate 'n akkurater indruk skep as wat die bedoeling is. Die gewigte van die eksemplare wat geweeg is, word in tabel 17 weergegee.

Tabel 17 : Die nat gewigte van vier genera wat gebruik is om die gewigsverhoudings van die verskillende spesies te bereken.

Genus	Getal eksemplare	Gemiddelde gewig van 'n enkele individu in gram	Standaard afwyking
Limnodrilus	10	0.01096	-
Dero	10	0.00033	-
Pristina	10	0.00015	-
Branchiura	10	0.01650	± 0.009326

Hierdie berekeningsmetode van die biomassa is egter onderhewig aan 'n fout soos deur die standaardafwyking van Branchiura in tabel 17 aangedui word. Benewens hierdie fout was alle getelde individue nie tot dieselfde mate volgroei nie, wat, addisioneel, ook 'n mate van onnoukeurigheid meebring. 'n Beter metode, soos deur Hynes (1968) voorgestel word, sou wees om verteenwoordigende eksemplare van elke spesie ewekansig van elke monster ten tye van telling te neem en te weeg, en dan met behulp van hierdie gegewens die biomassa-indeks van elke monster te bereken. 'n Ander belowende metode waarby die proteïene in die monster bepaal word en dan verwerk word in ekwivalente biomassa, word ten tye van hierdie skrywe ondersoek.

#### 8.4.3 Herkenning van gevalle van waterversteuring anders as die versteuring deur organiese verryking.

Voordat dit getoets kan word of die biomassa-indeks organiese verryking van rivierwater aandui, deur die klassifisering d.m.v. die biomassa-indeks te vergelyk met die klassifisering d.m.v. chemiese, fisiese en omgewingsgegewens soos deur Brand e.a. (1967) gedoen is, is dit nodig om eers al daardie monsters wat onderhewig is aan 'n versteuring anders as deur organiese materiaal, te verwyder. Om hierdie gegewens te verwyder is te werk gegaan soos hieronder weergegee word. Die verwyderde gegewens is ook terselfdertyd geklassifiseer as verskillende grade van waterkwaliteit, en kriteriums vir die herkenning van hierdie grade word ook voorgestel.

##### 8.4.3.1 Die herkenning van mineraalversteurde en vergiftigde water.

Buitengewone hoeveelhede nie-giftige minerale wat in die water kan voorkom, affekteer die samestelling van die diergemeenskap. Die verskillende diergemeenskappe wat in rivierwater, brakwater, estuarinewater en seewater aangetref word, is 'n duidelike voorbeeld. Dit is bekend dat varswater wat oor verskillende geologiese strata vloei verskillend in mineralesamestelling is (Kemp, 1963). Egglisshaw e.a. (1965) beweer dat hulle verskille in die diergemeenskappe kon waarneem wanneer dieselfde en verskillende riviere oor verskillende geologiese strata vloei, terwyl Hawkes (1963) tot die gevolgtrekking kom dat die effek van opgeloste minerale eers by hoe konsentrasies so verskillend is dat dit met vertroue van die diergemeenskappe afgelei kan word. Hierdie gevolgtrekking van Hawkes word ondersteun deur Bayly (1967).

Die omvang van mineraalversteuring van die water is egter duideliker en maklik bepaalbaar d.m.v. chemiese metodes (Brand e.a., 1967; Kemp, 1968). Biologiese maatstawwe om die omvang van mineraalversteuring te meet is dus nie nodig nie behalwe om te bepaal of die mineralisasie aan estuarinetoestande toe te skryf is aldan nie. Ofskoon die huidige ondersoek op varswaterkwaliteit gerig is, dui latere ontledings soms aan dat sommige monsters in lokaliteite geneem is wat reeds in die estuarinegedeelte van die rivier gelee<sup>"</sup> is.

Omdat die effek van hoe<sup>"</sup> mineralisasie op die diergemeenskappe nog nie bevredigend bekend is nie, en omdat water met 'n hoe<sup>"</sup> konsentrasie minerale in elk geval nie drinkbaar is nie, en ook nie ekonomies gesuiwer kan word nie en dus van lae kwaliteit is, word sulke gevalle onttrek van die ontleding en word nie gebruik vir die verdeling van die water t.o.v. die organiese verryking nie.

Met die bepaling van die waterkwaliteit moet met die ontleding van die monsters dus, eerstens, bepaal of die water gemineraliseer is of nie d.m.v. chemiese metodes (Brand e.a., 1967; Kemp, 1963; 1968). Indien die water as hoogs gemineraliseerd geklassifiseer word, is die enigste biologiese ontleding wat benodig word, 'n ondersoek om te bepaal of die mineralisasie aan estuarinetoestande toe te skryf is aldan nie.

Mineralisasie wat toe te skryf is aan estuarinetoestande word deur die aanwesigheid van estuarinediere aangedui.

Deurdad hoogs gemineraliseerde water nie drinkbaar is nie, en ook nie ekonomies gesuiwer kan word nie, word dit hier beskryf as lae kwaliteit gemineraliseerde water en indien die mineralisasie toe te skryf is aan estuarinetoestande, as lae kwaliteit gemineraliseerde (estuarine) water. Mineralisasie in die eersgenoemde geval kan die resultaat wees van of besoedeling of van versteuring in ooreenstemming met die definisie van waterkwaliteit (bl. 19):

Net die water van versamelingspunt A3 in die Sinkwazi in die opname van die Drie Riviere-gebied het estuarinediere bevat nl. : Paranais frici, Ampithoe sp., Pseudodiaptomus sp. en moontlik ook 'n ongeïdentifiseerde spesie van die familie Enchytraeidae (bylae D).

Die ander versamelingspunte in die Drie Riviere-gebied waarvan die mineraalinhoud van die water deur Brand e.a. (1967) as hoog gevind is, en hier beskryf word as lae kwaliteit mineraal-versteurde water was die monsterpunte A1, A2, A4 in die Sinkwazi en T1 in die Ingane en as lae kwaliteit mineraal-besoedelde water was die monsterpunte H2, H3 in die Umhlanga en C1 in die Umhlatuni.

Die monsters wat nie as hoogs gemineraliseerd gevind is nie, is faunisties ondersoek om te bepaal of die diergemeenskappe vergiftigde rivierwater aandui al dan nie. Vergiftiging word aangedui of deur die totale afwesigheid van diere of die teenwoordigheid van 'n paar geharde individue of die teenwoordigheid van 'n verarmde diergemeenskap (Harrison, 1960; Hawkes, 1968).

In die algemeen gesproke kan 'n gegewe organisme 'n sekere hoeveelheid van 'n giftige materiaal weerstaan, maar wanneer meer van die gifstof toegedien word, sal die organisme vrek. Soos in die geval van ander omgewingsfaktore het verskillende spesies verskillende verdraagsaamhede en alle organismes is nie ewe taai teen die gifstof nie. 'n Onderskeid moet ook tussen die dosis en die konsentrasie van die gifstof gemaak word (Wuhrman e.a., 1958). Die gedurige aanwesigheid van 'n lae konsentrasie van 'n sekere gifstof het 'n heel ander uitwerking op 'n organisme as wat 'n enkele groot dosis van daardie gifstof sou hê. Sommige gifstowwe, as hulle gedurig in klein hoeveelhede geabsorbeer word, kan mettertyd opbou tot 'n dodelike dosis indien die lewensduur van die organisme lank genoeg is. Gifstowwe wat uit die liggaam verwyder word deur ekskresie of wat metabolies afgebreek word, word al hoe minder gevaarlik as die konsentrasie verlaag. Gevolglik kan die diergemeenskap uitgewis word naby die punt van storting in die rivier, terwyl stroomafwaarts, waar die gifstof verdun is, sekere diere weer 'n bestaan kan voer (Hawkes, 1968). Die proses

word egter gekompliseer deurdat sekere organismes bestand kan raak teen die gifstof, en deurdat die gifstof meer of minder giftig kan wees in kombinasie met ander gifstowwe of ekologiese faktore (gewoonlik die pH van die water).

Vergiftiging van die water kan op drie maniere ontstaan :

- (1) deur die storting van minerale chemikalieë (oa. swaarmetaalsoute of insekdoders);
- (2) deur die storting van gifstowwe wat hoofsaaklik van organiese aard is (oa. fenol-afvalprodukte);
- (3) deur neweprodukte van verrotting (in gevalle waar riviere organies deur biologiesverteerbare materiaal belaaï is en die water aneroobies is).

Volgens die beginsels wat hier aan die hand gegee word, kan biologies bepaal word of water deur (1) en (2) of deur (3) vergiftig is.

Gerieflikheidshalwe word water onderhewig aan (1) en (2) gesamentlik antisaprobiese water genoem in navolging van Sladecek (1961), en die onderhewig aan (3) word organiese neweprodukt-vergiftigde water genoem.

Antisaprobiese water kan onderverdeel word in (1) mineraal-vergiftigde water (indien chemiese metodes mineralisasie aandui) en (2) water waarvan die aard van die vergiftiging onbepaalbaar is (waar daar geen aanduiding van mineralisasie is nie). In die lg. geval is die aard van die vergiftiging (wat deur die verarming in die diergemeenskap verraai word) onbepaalbaar omdat dit veroorsaak kon wees of deur minerale wat reeds weggespoel het, of deur organiese gifstowwe, of deur albei.

Om die graad van verarming van die diergemeenskappe wat vergiftiging van die water aandui, te bepaal, is die versamelde data ontleeë en as 'n gids gebruik by die vasstelling van grenswaardes wat later gebruik sal word in die biotiese indeks. Die ontleding

van die diergemeenskappe wat in die Umbilorivier gevind is, dui die uitwerking van gifstowwe op die diergemeenskappe baie duidelik aan (tabel 18). Ongeveer 17 verskillende spesies kon bokant die bron van besoedeling (monsterpunt J1) leef, teen 'n totale digtheid van 899 individue per 278 cm.<sup>2</sup> bodemoppervlakte, terwyl slegs een spesie by elk van twee opeenvolgende monsterpunte (J2 en J3) onderkant die bron voorgekom het. Dit kan sekerlik beskou word as 'n drastiese verarming van die diergemeenskap. 'n Chemiese ondersoek het aangedui dat die water by hierdie twee monsterpunte gemineraliseerd was deur die chloriede en karbonate van Natrium (Brand e.a., 1967). Die toestand is veroorsaak deur fabrieke wat hulle afvalstowwe tussen monsterstasies J1 en J2 in die rivier stort.

'n Soortgelyke verarming van die diergemeenskap is ook by monsterpunt N2 in die Umbogintwinirivier gevind (bylae D) waar eweneens 'n minerale afvloei in die rivier gestort word. Chemiese ontledings (Brand e.a., 1967) het 'n oormaat sulfate in die water aangetoon. Die kwaliteit van hierdie lokaliteit (N2) was dus dieselfde as die in die Umbilorivier (J2 en J3).

By twee opeenvolgende monsterpunte in die Umvotirivier (D4 en D5) is 'n soortgelyke verarming van die diergemeenskappe gevind wat op vergiftiging dui. By D4 is 'n totaal van 9 individue wat 3 verskillende spesies verteenwoordig, en stroomafwaarts in die rivier by die volgende monsterpunt D5, 11 individue wat 4 spesies verteenwoordig, gevind (bylae D). In dié gevalle het 'n chemiese ondersoek egter geen mineralisasie van die water aangetoon nie en kon geen besoedelingsbron aangewys word uit die omgewingsdata nie, hoewel navraag by 'n latere geleentheid by vistelerye in die omgewing onmiddellik stroomopwaarts vanaf monsterpunt D4 in die Umvotilokasie aan die lig gebring het dat baie vis gedurende min of meer dieselfde tyd as die rivieropnames gevrek het - 'n toestand wat die vistelers aan die winterkoue toegeskryf het. Aangesien die bolope van die rivier ook onderhewig was aan die winterkoue en geen soortgelyke verarming van die diergemeenskappe daar voorgekom het nie, kan dié verklaring nie aanvaar word nie.

Tabel 18 : 'n Illustrasie van die effek van gifstowwe op die diergemeenskappe.

(Gegewens van die Umvilorivier se bolope, 278cm.<sup>2</sup>. sandbodemmonster).

MONSTERPUNTE :	Stroomopwaarts	Stroomafwaarts	
	vanaf besoedelingsbron	vanaf besoedelingsbron	vanaf besoedelingsbron
	J1	J2	J3
Turbellaria	8		
Prostoma sp.	9		
Nematoda	43		
Pristina foreli	24		
Nais ? communis	509		
Limnodrilus claperedeanus			4
Ocneroдрilinae	2		
Ostracoda	8		
Hydracarina	16		
Collembola	1		
Baetis sp.	3		
Leptonema sp.	4		
Culex sp.	16		
Trimcra sp.	1		
Psychoda sp.		9	
Simulium larvae	25		
Ceratopogonidae	8		
Chironomidae	213		
Burnupia sp.	9		
Totaal :	899	9	4
Getal spesies:	* 17	1	1

In die monster van die oewerplantegroei het die diergemeenskappe van D4 (wat nader aan die oorsprong van die versteuring is) ook 'n verarming getoon (bylae D). Die getal organismes in die oewerplantegroeimonster het gedaal tot 220, vergeleke met 495 by die monsterpunt D3 hoër op langs die stroom wat dieselfde dag binne 'n kort tydsbestek gemonster is. Opmerklik, in dié geval, was die afname in die getalle van die Chironomidae (vanaf 172 by D3 tot 8 by D4). By D5 was die verarming van die dierpopulasie van die oewerplantegroei nie so opsigtelik nie sodat dit wil voorkom asof die effek van die vergiftiging ietwat verminder het tussen D4 en D5. Die aard van die vergiftiging is dus onbepaald.

Die hoogste getal eksemplare per sandbodemmonster in die bogenoemde gevalle was 40, end die hoogste getal vir 'n enkele spesie was 24. Met die telmetode wat hier gebruik is (bl. 24) kan 'n enkele individu wat in die mikrogedeelte van die monster gevind word, in die uiteensetting van die resultate van die hele monster aangedui word as 8. So is die 9 individue aangegee vir monster J2 in tabel 18 verteenwoordig deur slegs 'n enkele individu in die mikrogedeelte plus een in die makrogedeelte van die monster. In werklikheid is dus net 2 individue van hierdie spesie in die monster gevind. Op dieselfde manier is by N2 slegs 5 individue gevind hoewel die totaal as 40 aangegee word. Met die oog op hierdie defek in die telmetode word 'n mate van speling toegelaat in die vasstelling van grenswaardes, en word arbitrêr in totaal van 50 en minder getelde individue per bodemonster (wat streng volgens hierdie genoemde tegniek getel is) geneem as die grenswaarde wat die ondersoeker noodsaak om die res van die mikrogedeelte van die monster te ondersoek. Die prosedure wat dus voorgestel word, is dat indien die getal individue 50 en minder is, die hele mikrogedeelte (en natuurlik die hele makrogedeelte) getel moet word en die spesies geïdentifiseer word om te verseker dat die telmetode nie die oorsaak van die lae getalle is nie. 'n Totaal van 40 individue of minder per monster kan dan voorlopig aanvaar word as 'n aanleiding van vergiftiging. Allanson e.a. (1961), wat hierdie tellingstegniek ontwikkel het, kon nie die omvang van die getalvariasie bepaal wanneer dit minder as 150 individue per monster was nie. Deur die

bogenoemde prosedure by die voorwaardes van hulle tegniek te voeg kan die betroubaarheid verbeter word.

Om die bevinding te toets wanneer geen ander tekens van vergiftiging gevind word nie, moet die oewerplantegroeimonster ook getel word. 'n Vergelykbare verarming daarin, vergeleke met ander monsters in die stroom wat nie vergiftig is nie, sal die klassifikasie bevestig. Sodoende is, bv., bevind dat monsterpunt N1 vry van vergiftiging is (vergelyk die ontledings in bylae D). Alhoewel geen ander monsters tydens die opname sulke lae tellings in die sandbodemmonsters opgelewer het nie, kan dit gebeur dat skoon water ook sulke lae tellings gee indien geen voedsel in die skoon sandbodem beskikbaar is nie. Die normale bewoners is derhalwe afwesig. Die fauna van die oewerplantegroei sal egter in so 'n geval onderskei tussen skoon en vergiftigde water, aangesien skoon water se oewerplantegroei geen verarming van die diergemeenskap behoort te toon nie. Vergiftigde water kan nie vir drinkdoeleindes gebruik word nie en is ook nutteloos vir baie industriële doeleindes, veral waar die moontlikheid van menslike kontak daarmee bestaan. Rivierwater van hierdie aard word geklassifiseer as lae kwaliteit vergiftigde water.

Indien die water nie die eienskappe van organiese neweproduk-vergiftiging (wat hieronder bespreek word) toon nie, word dit voorgestel dat die water as lae kwaliteit antisaprobiese vergiftigde water beskryf word. Wanneer oormatige minerale aangetoon word, word die water beskryf as lae kwaliteit antisaprobiese (mineraal) vergiftigde water en indien geen mineraalversteuring gevind word nie, word dit beskryf as lae kwaliteit antisaprobiese (aard onbepaald) vergiftigde water.

#### 8.4.3.2 Die herkenning van organiese neweproduk-vergiftigde water.

Organiese neweproduk-vergiftigde water is geredelik bepaalbaar deur 'n studie van die omgewings-, chemiese en fisiese eienskappe van hierdie waterkwaliteit. Die water is gewoonlik o.a. swart, onwelriekend, met 'n lae persentasie opgeloste suurstof en kenmerkende gasvorming (Brand e.a., 1967; Hawkes, 1968). Monsterpunte van hierdie aard wat ondersoek is, was B5 in die

Nonotirivier, F3 en F5 in die Tongaatrivier.

Die diergemeenskappe van hierdie lokaliteite word in tabel 19 weergegee:

Tabel 19 : Die diergemeenskappe wat in organiese neweproduk-vergiftigde water gevind is. Sommige chemiese ontledings word ook ingesluit. (278 cm.<sup>2</sup> sandbodemmonster).

MONSTERPUNTE :	B5	F3	F5
<u>Oligochaeta:</u>			
<i>Dero</i> (A.) <i>furcatus</i>	1692	143	
<i>Pristina</i> sp.	1		
<i>Allonais</i> <i>paraquayensis</i>	1		
<i>Limnodrilus</i> <i>hoffmeisteri</i>		427	82
<u>Nie-Oligochaeta:</u>			
<i>Anisops</i> sp.	1		
Dytiscidae	2		
<i>Psychoda</i> sp.	2		14
Nematoda		8	64
<i>Culex</i> sp.			1
<i>Limnophila</i> sp.			1
Chironomidae			1
<i>Bulinus</i> (B.) <i>tropicus</i>			9
Totaal	1699	578	173
% Opgeloste O <sub>2</sub>	0	3	0
B.S.A. (mg./l.)	2.9	33.2	43.3

Kenmerkend van die diergemeenskappe in hierdie kwaliteitsgraad is die relatiewe verarming in getalle en verskeidenheid.

Die feitlike afwesigheid van die waterafhanklike (bl. 14) nie-oligochaetespesies is ook kenmerkend. Die teenwoordige nie-oligochaetespesies is feitlik almal lugademende organismes. Laasgenoemde diere is dus besonder verdraagsaam teenoor die lae suurstofgehalte.

Die prosedure om 'n lokaliteit as synde van hierdie kwaliteit te herken is soos volg:

Wanneer in die ondersoek geen diere gevind word nie, of wanneer verarming van die dieregemeenskappe aangedui word en die gemeenskap meestal bestaan uit die oligochaetespesies wat floreer by organiese verryking (die identiteit van hierdie spesies kan verkry word uit die later besprekings), wanneer meerderheid van die waterafhanklike diere afwesig is, of, in seldsame gevalle, teenwoordig is in lae getalle, en wanneer die nie-oligochaetedeelte van die diergemeenskap bestaan uit sulke verdraagsame organismes soos die wat in die aangehaalde monsters voorgekom het, en wanneer die chemiese en fisiese eienskappe anerober of feitlike anerobetoestande aandui, word die waterkwaliteit beskryf as organiese neweproduk-vergiftigde water. Water van hierdie kwaliteit is nie drinkbaar nie en kan ook nie ekonomies gesuiwer word nie en gevolglik is die water van lae kwaliteit.

Die finale beskrywing van hierdie kwaliteit moet dus wees: lae kwaliteit organiese neweproduk-vergiftigde besoedelde water.

'n Onderskeid tussen hierdie graad aan die een kant en al die ander reeds bespreekte vergiftigingsgrade aan die ander kant word soos volg gemaak: indien anerobetoestande aantoonbaar is, word sodanige lokaliteite nie onder die antisaprobiese graad (bl. 73) geklassifiseer nie.

8.4.4 Toetsing om te bepaal of die biomassa die water in terme van een of ander graad van organiese verryking klassifiseer.

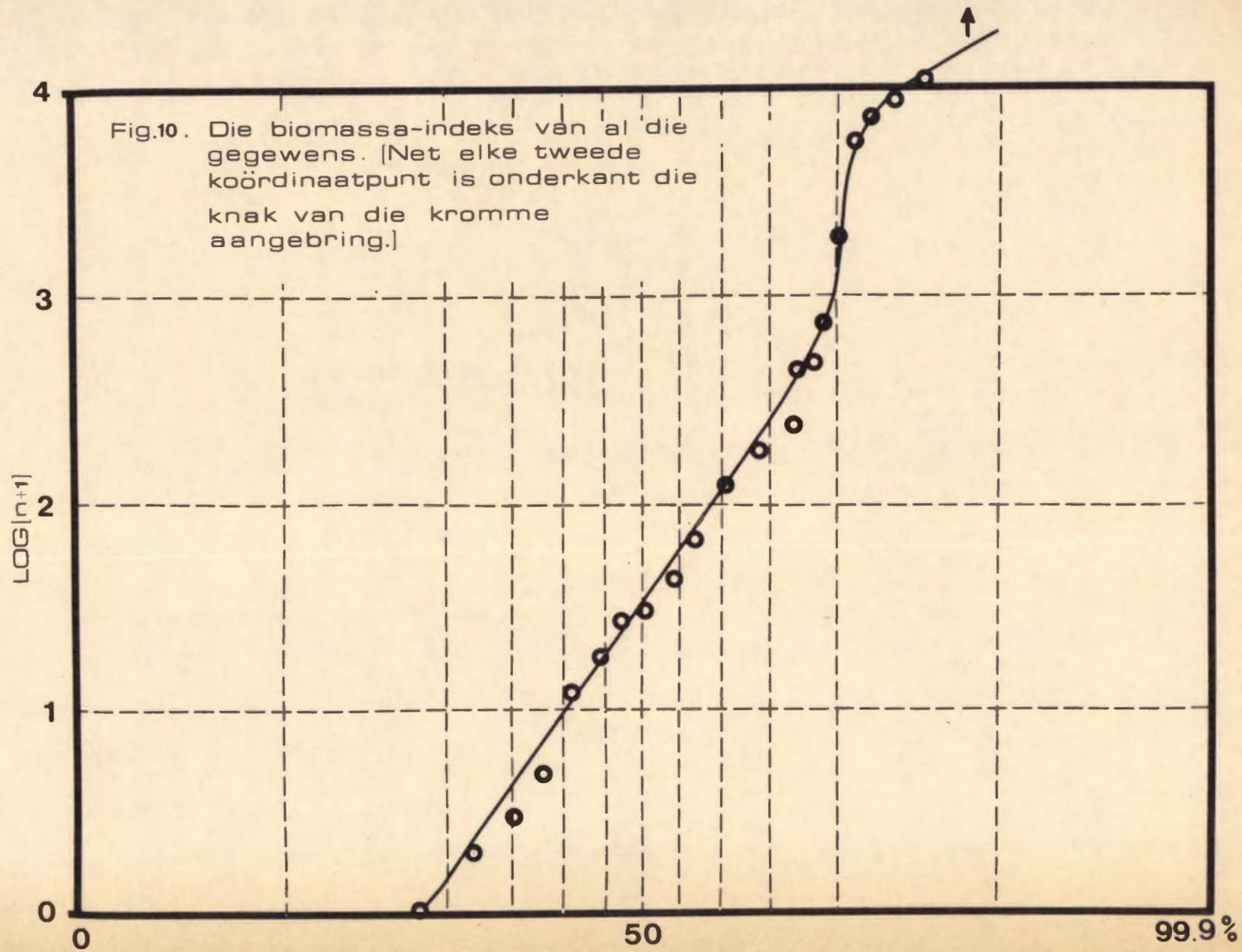
8,4.4.1 Toetsing aan die hand van die gegewens versamel in die Drie Riviere-gebied.

Die monsters waaromtrent geen uitspraak nog gelewer is nie, is ondersoek om te bepaal of die biomassa-indeks hulle in terme van die een of die ander graad van organiese verryking klassifiseer.

Om te bepaal of die biomassa-indeks van die monsters wat in die Drie Riviere-gebied en die Nonotirivier versamel is, verteenwoordigende waardes invul op die kromme in fig. 9 (waar die omvang van die oligochaetebiomassa in water wat in 'n toenemende geringe mate verryk is, weergegee word) is dit ontleed soos hieronder weergegee word. In die geval van die Drie Riviere-gebied is die normaliteit en eenvormigheid van die gegewens getoets deur die log. (biomassa-indeks + 1) op 'n waarskynlikheids-kumulatiewe-frekwensie-grafiek aan te bring (fig. 10). Die uitgangspunt was dat, indien die gegewens eenvormig versprei is, en indien nodig, genormaliseer is, dit as bevestiging sou dien dat alle grade van verryking in die opname verteenwoordig was. Sou dit die geval wees dan kon die biomassa-indeks gebruik word as 'n skaal van organiese verryking indien gedemonstreer kan word dat 'n bepaalde biomassa-indeks direk eweredig met die organiese verryking is.

Die gegewens was egter nie eenvormig nie. Lukraaktoetsing het daartoe gelei dat die gegewens, insake die biomassa-indeks, in drie groepe ingedeel kon word soos hieronder bespreek word.

Indien 'n reguit lyn deur die koördinaatpunte op 'n waarskynlikheids-kumulatiewe-frekwensie-grafiek getrek kan word, toon dit aan dat die verspreiding eenvormig en normaal is, maar wanneer, soos in die onderhawige geval, 'n knak in die kromme voorkom, dui dit 'n verandering in die verspreiding van die gegewens aan (polimodaliteit) (Harding, 1949; Cassie, 1954; Southwood, 1966; en Lewis e.a., 1967). Hierdie knak in die kromme is van besondere belang deurdit aandui dat die gegewens verteenwoordigend is van verskillende sfere en dat elk van hierdie sfere geskei en as aparte entiteite beskou moet word. Die presiese skeiding van die



verspreidings is egter arbitrêr deurdat 'n mate van oorvleueling verwag kan word. Southwood (1966) beveel aan dat verdere opnames gemaak moet word om die skeiding meer akkuraat te maak, terwyl Cassie (1954) en Lewis e.a. (1967) aandui dat die twee verspreidings vir meeste doeleindes bevredigend met lukraaktoetsing geskei kan word. Gevolglik is die huidige gegewens m.b.v. lukraaktoetsing geskei soos hieronder bespreek word terwyl monsters wat in die Nonotirivier geneem is, ondersoek is met die doel om 'n deel van die skeiding meer betroubaar te maak.

Met die eerste skeiding is 90% arbitrêr as die skeidingsgrens tussen die twee verspreidings geneem (fig. 10). Die geskeide gegewens is op aparte grafieke aangebring (figure 11 en 12). In die lae biomassa-indeksgroep (fig. 1~~2~~<sup>2</sup>) is weer 'n knak in die kromme gevind. Gevolglik is die gegewens aan weerskante van die knak geskei, en die voor die knak is weer op 'n soortgelyke grafiek aangebring (fig. 13). Weer is 'n geringe knak verkry. Gevolglik is 'n volgende kromme gemaak waarin die gegewens bo die knak weggelaat is (fig. 14). 'n Geboe kromme sonder 'n knak is hiermee verkry, wat aandui dat die gegewens wat die knak oorspronklik veroorsaak het, nou verwyder is. Die buiging in die kromme dui daarop dat die log. (n + 1) transformasie nie geskik is om die gegewens te normaliseer nie. Die ongetransformeerde getalle is ook op dieselfde grafiek aangebring. Hierdie kromme dui daarop dat die oorspronklike gegewens van hierdie groep ook nie normaal versprei is nie. As gevolg van die polimodaliteit in die gegewens is die normalisering daarvan nie meer nodig geag nie.

Aanvanklik is gemeen dat die gegewens wat verwyder is (in figure 12 en 13) 'n deel van die verspreiding van die hoe<sup>o</sup> biomassa-indeksgroep (fig. 11) uitmaak, maar die kombinasie van hierdie groep en die verwyderde gegewens, wat weer in 'n soortgelyke grafiek aangebring is (fig. 15), het weer 'n duidelike knak getoon. Dit dui aan dat hierdie gekombineerde groep ook uit twee verspreidings bestaan, en gevolglik blyk dit dat daar drie verspreidings in die oorspronklike gegewens (fig. 10) teenwoordig was. Die verwyderde gegewens is gevolglik op 'n aparte grafiek aangebring (fig. 16). Die arbitrêre skeiding blyk voldoende te wees om die verspreidings te skei en die log (n + 1) transformasie is voldoende om die verspreiding te normaliseer.

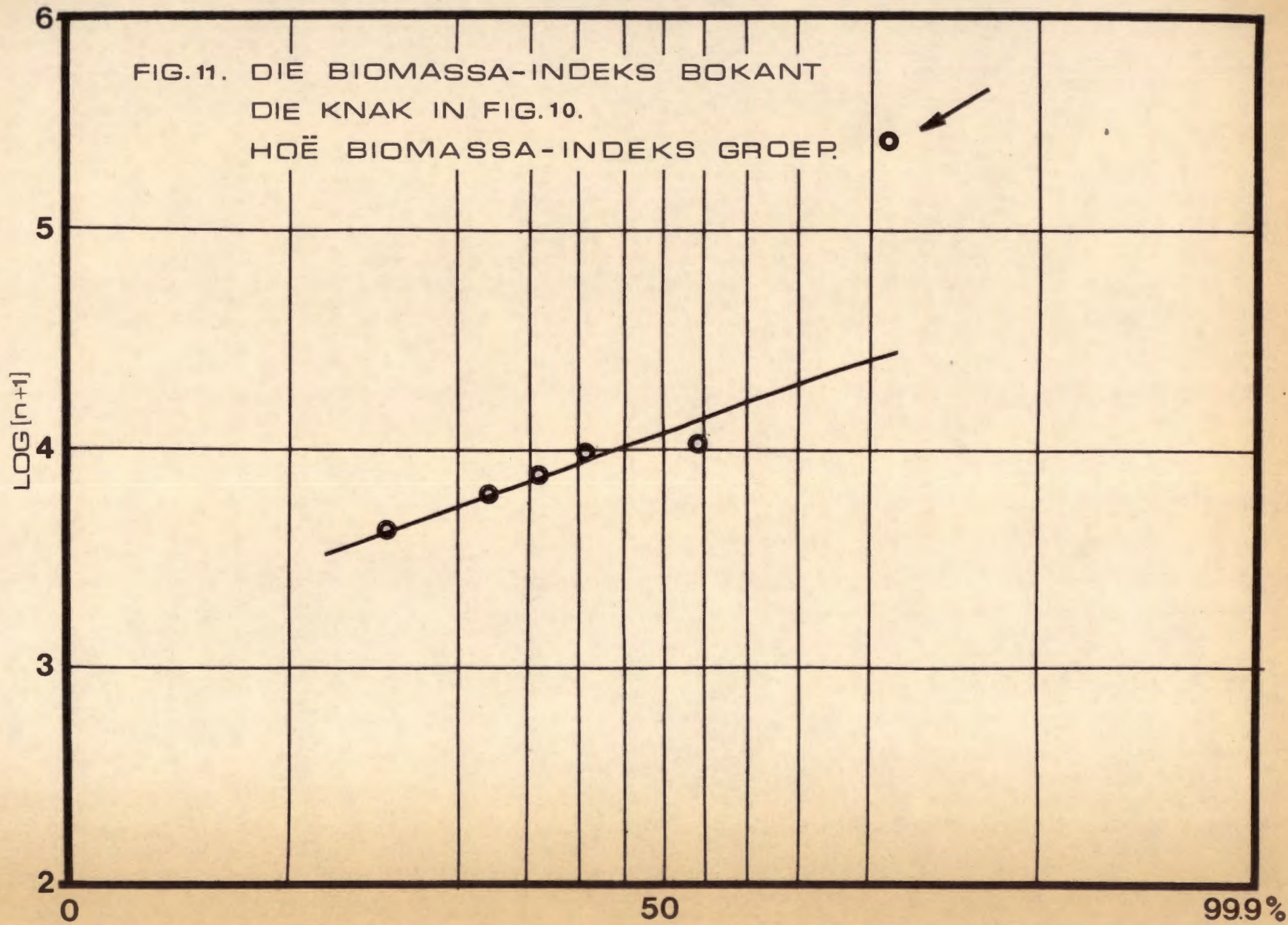


FIG.12. DIE BIOMASSA-INDEKS ONDERKANT DIE  
KNAK IN FIG. 10.  
LAE BIOMASSA-INDEKS GROEP.

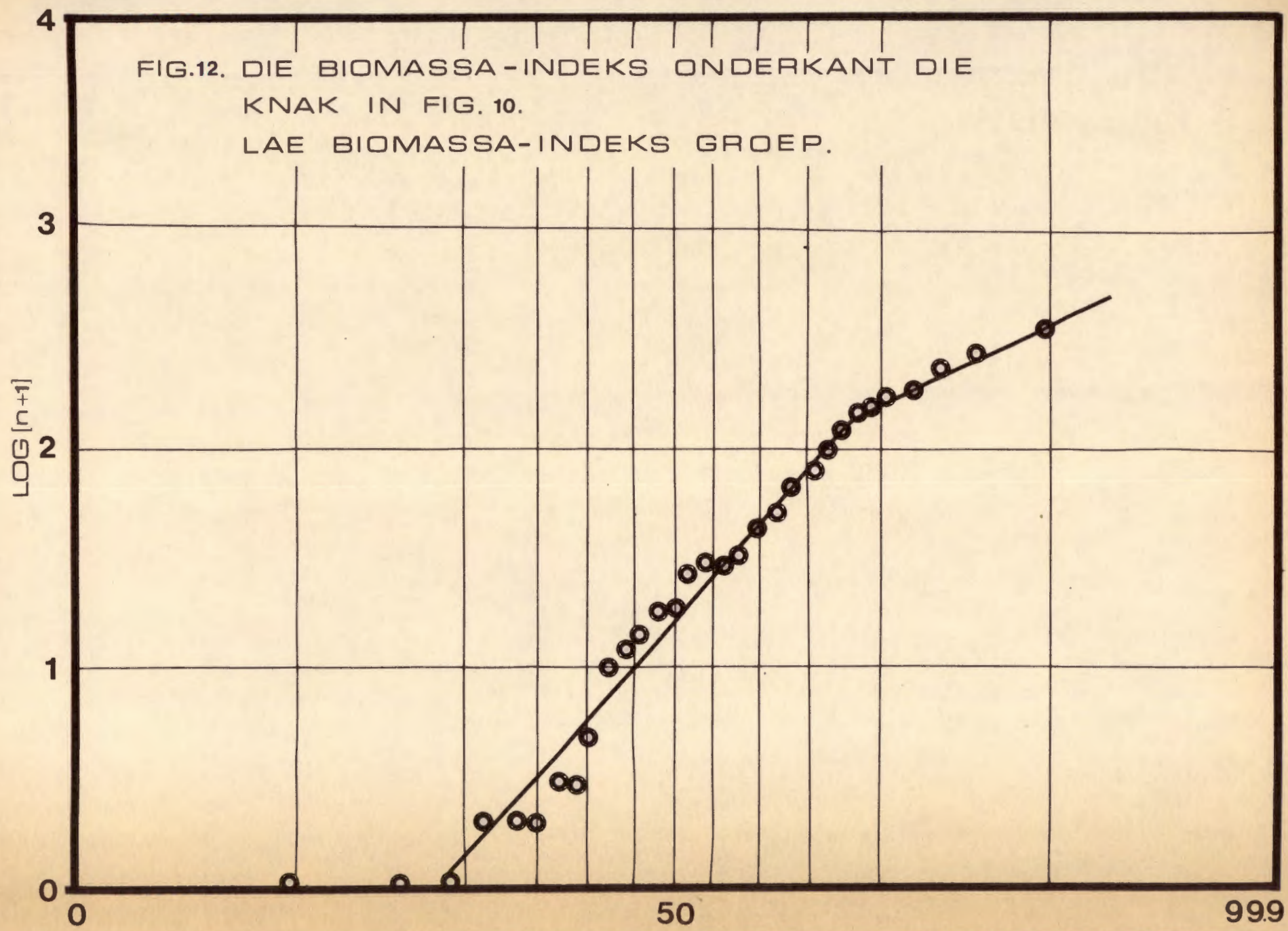


FIG. 13. DIE BIOMASSA-INDEKS ONDERKANT DIE  
KNAK IN FIG. 12.

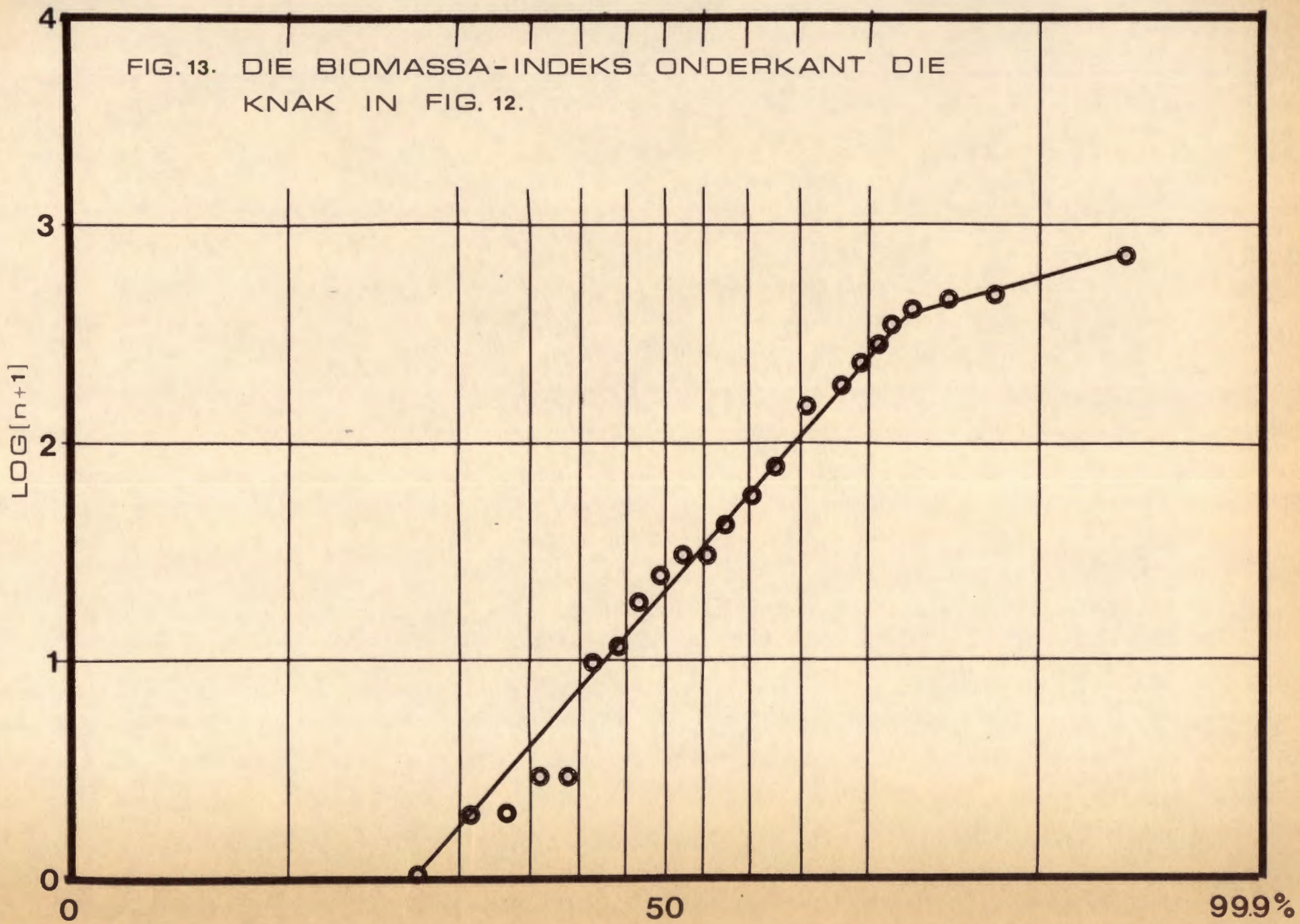


FIG. 14. DIE BIOMASSA-INDEKS ONDER-  
KANT DIE KNAK IN FIG. 13.

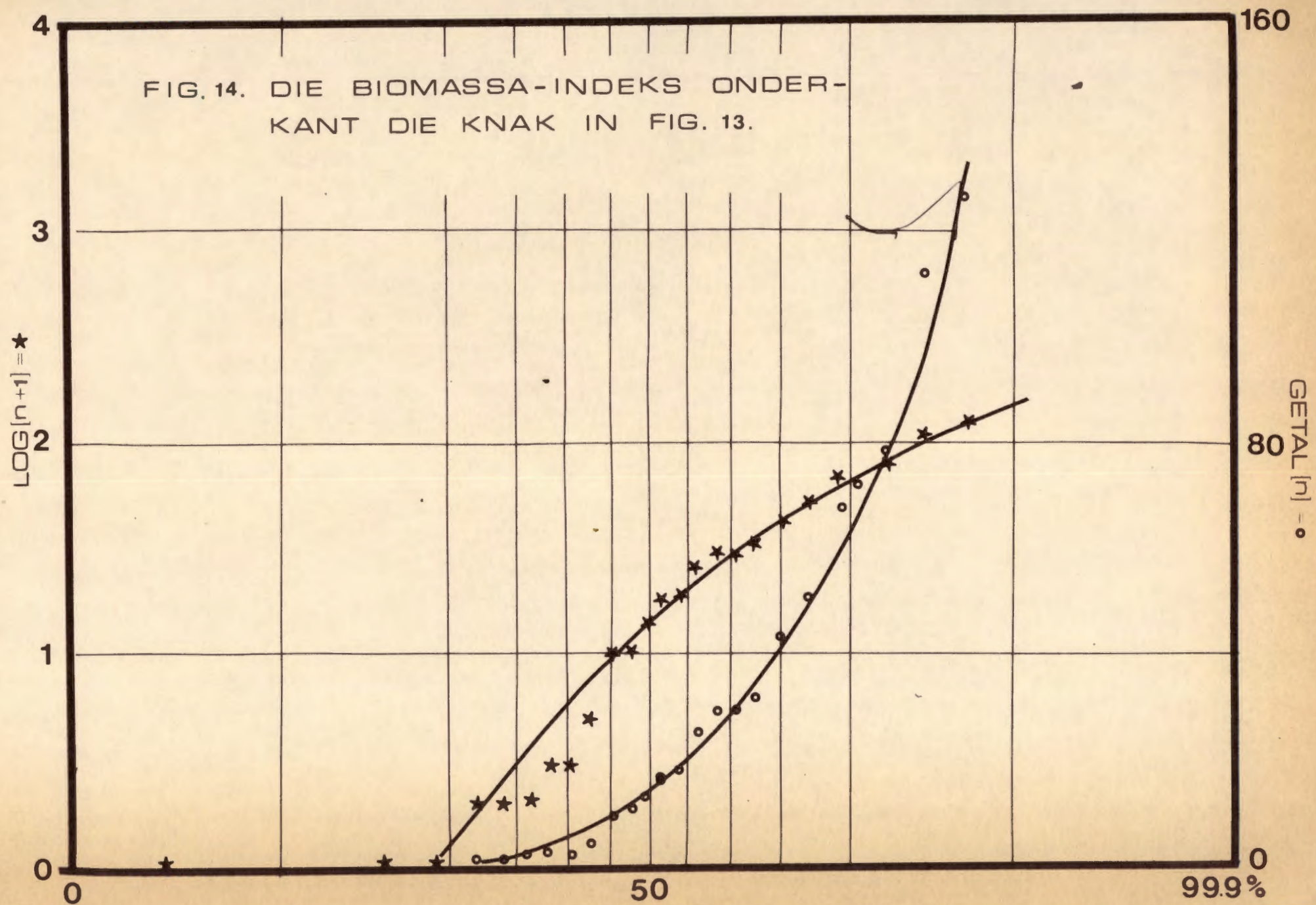
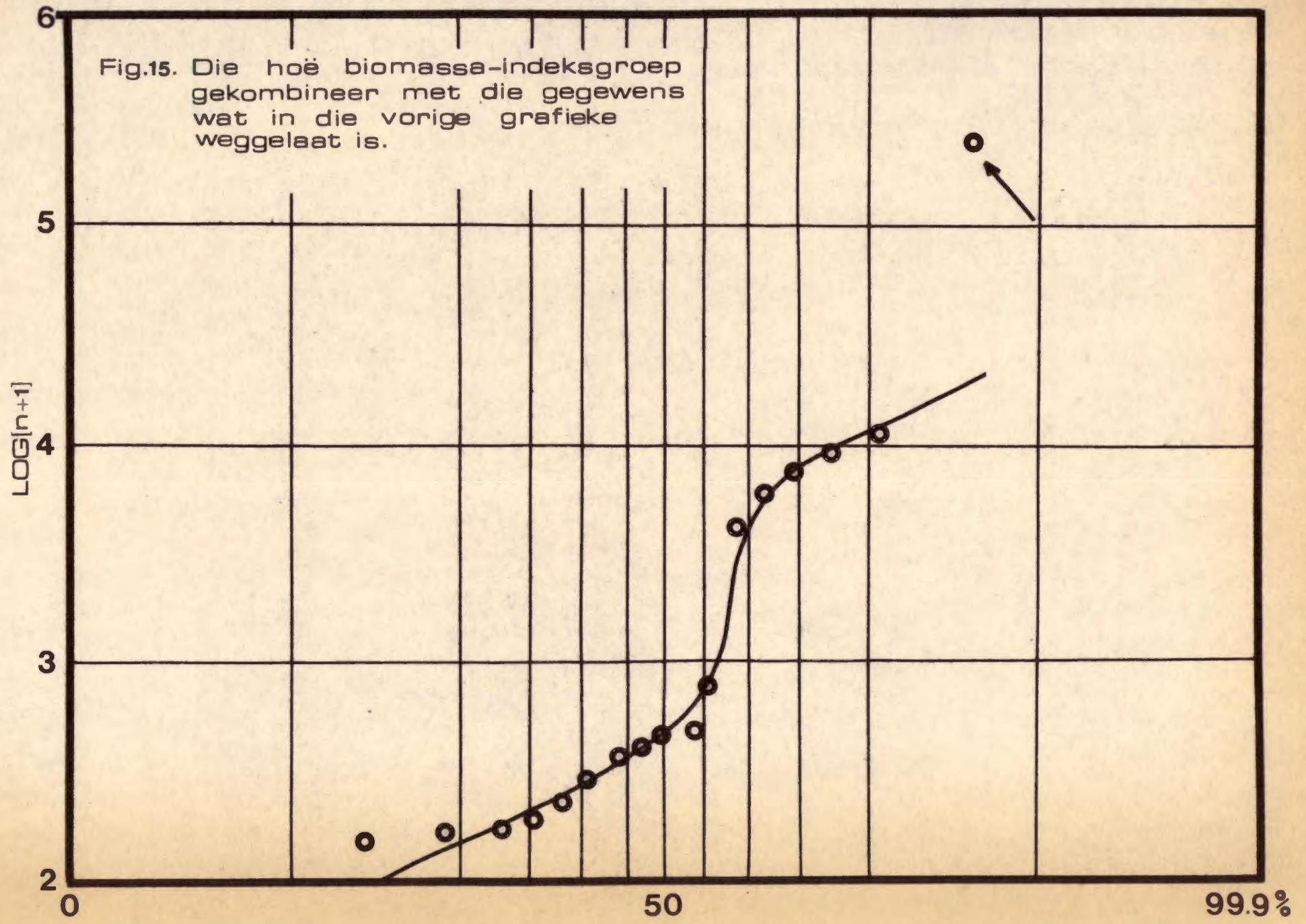


Fig.15. Die hoë biomassa-indeksgroep gekombineer met die gegewens wat in die vorige grafieke weggelaat is.



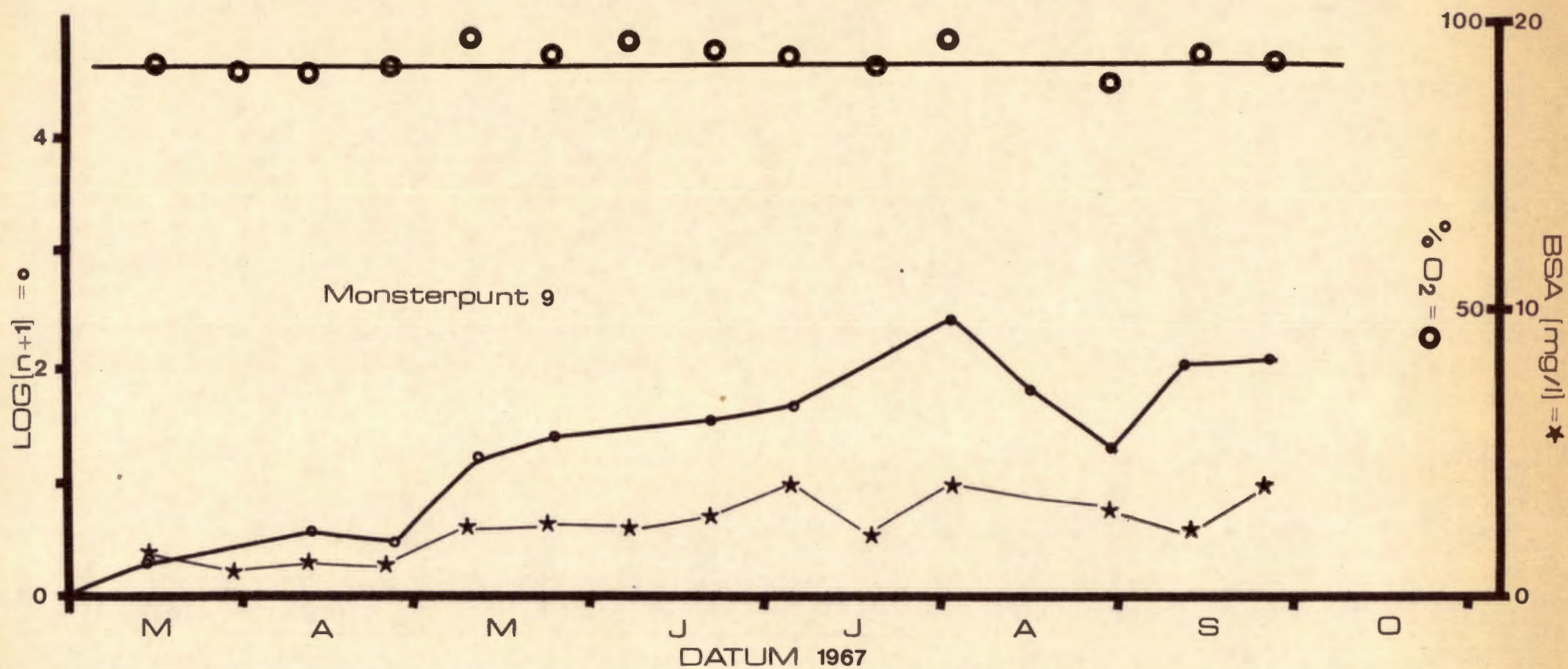
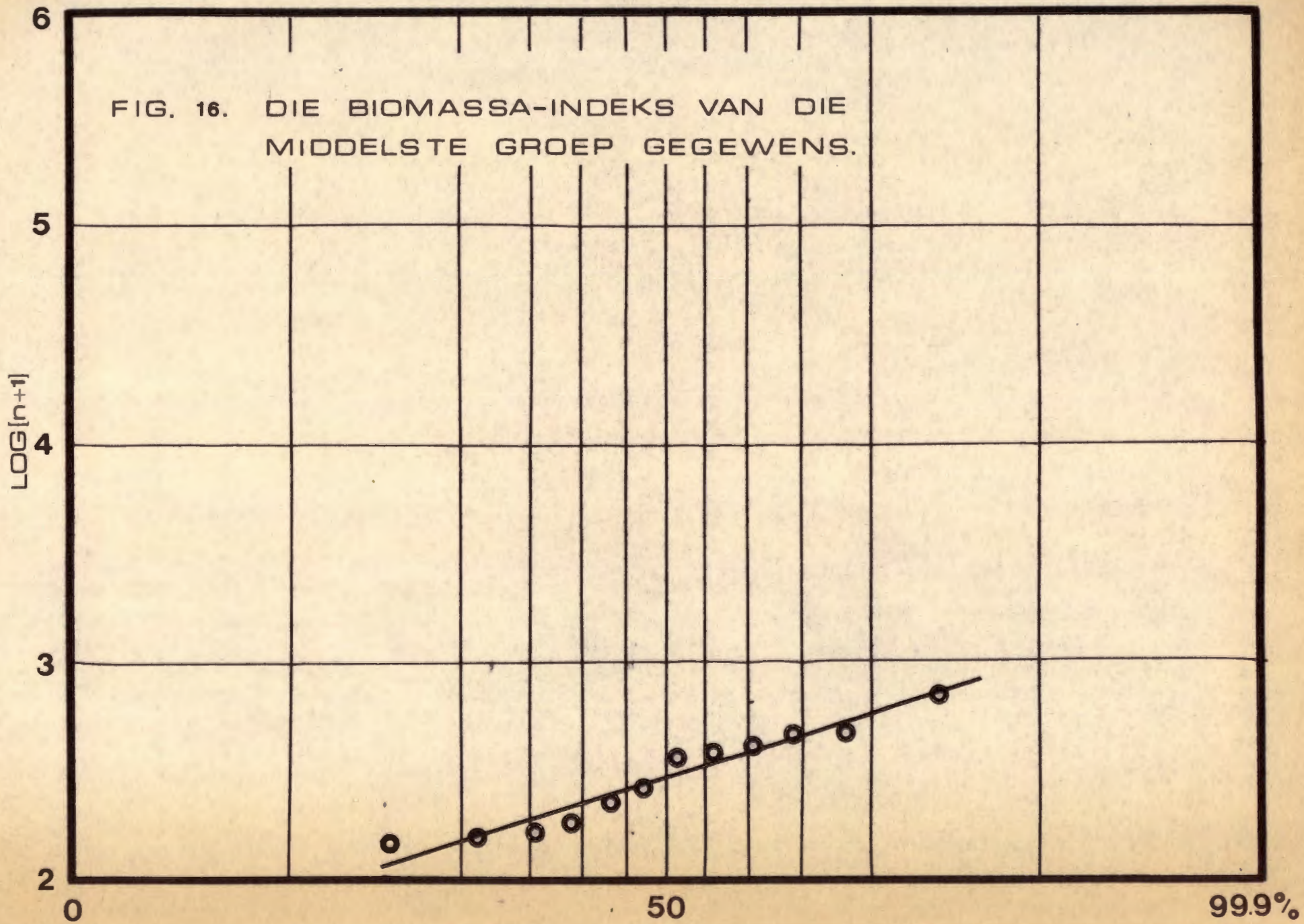


FIG. 7. DIE TOTALE OLIGOCHAETEGETALLE, PERSENTASIE O<sub>2</sub> EN BSA WAT GEDURENDE DIE OPNAMES IN DIE NONOTIRIVIER VERKRY IS.

FIG. 16. DIE BIOMASSA-INDEKS VAN DIE  
MIDDELSTE GROEP GEGEWENS.



In fig. 11, waarin die verspreiding van die hoë biomassa-indeksgroep aangedui word, is een van die koördinaatpunte afwyking van die neigingslyn baie opvallend (met pyltjie aangedui). Dieselfde afwyking is in figure 10 en 15 waarneembaar. Hierdie afwyking dui moontlik aan dat 'n verdere verspreiding bestaan, maar die gebrek aan gegewens in hierdie veld van biomassa-indeksgetalle sluit 'n beslissing uit. In lokaliteite waarin die biomassa-indeks so hoog is, is die verryking van die water egter van so 'n omvang dat die kwaliteit daarvan reeds baie laag is. 'n Verdeling in verskillende kwaliteite is in sulke gevalle dus onnodig. Die telmetode in hierdie getalleveld is egter ook ontoereikend en veroorsaak 'n aansienlike fout in die biomassa-indeks. Gevolglik is die betroubaarheid van die enkele monster wat hier bespreek word ietwat beperk. In die lig van hierdie beperkings word hierdie monster beskou as deel van die hoë biomassa-indeksgroep.

Die drie biomassa-indeksgroepe, elk met sy eie verspreidingspatroon, wat met die ontleding uitgewys is, is voorlopig aanvaar as aanduidend van drie opeenvolgende grade in die skaal van organiesverrykte water maar 'n direk eweredige verband tussen die biomassa-indeks en organiese verryking in elk van die drie groepe afsonderlik is voorlopig nie aanvaar nie.

Arbitrêr is die drie groepe beskou as verteenwoordigend van skoon water, gemiddeld organiesverrykte water en hoë organiesverrykte water. Om die betroubaarheid van hierdie voorlopige aanvaarding te toets is die klassifisering volgens die omgewings-, chemiese en fisiese gegewens deur Brand e.a. (1967) nagegaan om te bepaal of hierdie keuse strook met die bevindings van hierdie outeurs. Met hierdie toetsing is bevind dat die biomassa-indeks in die meeste gevalle 'n ooreenstemmende waterkwaliteit aandui. Ooreenstemming is nie in al die gevalle verwag nie, want die biota reflekteer ook die voorafgaande toestande, terwyl die chemiese ontledings slegs die heersende toestande ten tye van monsterneming weergee (Brinkhurst, 1965b). So byvoorbeeld, kan dit gebeur dat die chemiese ontledings 'n hoër verryking aandui as die biomassa-indeks, in welke geval dit of 'n tydelike vloed van water met 'n verhoogde verryking kan wees wat ten tye van die opname verby spoel, of dit mag die begin wees

van 'n algemene verhoging in die vlak van organiese verryking waarop die fauna nog nie gereageer het nie. Aan die anderkant, wanneer 'n laer graad van verryking gevind word as wat deur die biomassa-indeks aangedui word, kan dit of skoner water wat tydelik verby spoel, of 'n geleidelike verlaging van die algemene vlak van organiese verryking wees. Gevolglik mag gevalle voorkom waarvan die waterkwaliteit voor die monsterneming slegter of beter kon gewees het (vergelyk die bevindings in die Nonotirivier, bl. 48). Waar beide metodes ooreenstem, bestaan daar 'n hoe<sup>"</sup> waarskynlikheid dat die klassifikasie korrek is.

In 38 uit 63 gevalle lei beide metodes tot klassifisering van die water as synde skoon water, terwyl in al die gevalle waar die biomassa-indeks hoe<sup>"</sup> organiese verryking aantoon, bevestig die chemiese analise dit. In die gemiddelde organiesverrykte graad wissel die ooreenstemming tussen bevestiging en oënskynlike weerspreking. By die volgende monsterpunte is bevind dat die biomassa-indeks 'n beter waterkwaliteit in die rivier aandui as wat d.m.v. die chemiese, fisiese en omgewingsgegewens deur Brand e.a. (1967) bevind word: N1, G4, L6, L7, D9, D10 en E4, en in die volgende monsterlokaliteite 'n slegter kwaliteit : Q5, Q3, D11, D16, D20 en K4 (tabelle 24 - 27).

In hierdie gevalle waar die biomassa-indeks 'n beter kwaliteit as die chemiese analise aandui, is dit opmerklik dat vier van die gevalle op opeenvolgende monsterpunte in twee verskillende riviere betrekking het. Dit wil dus voorkom asof die teenstrydigheid eerder aan een of ander faktor (wat moontlik digtheidsonafhanklike prosesse behels) in die rivier toe te skryf is as aan die feilbaarheid van een van die twee metingsmetodes.

Monsterpunte D9 en D10 is die monsterpunte wat volg op D4 en D5 waar vergiftiging van die water waargeneem is, sodat die vermoede van die aanwesigheid van digtheidsonafhanklike prosesse ondersteun word.

Organiese verryking kan dus in sommige gevalle die effek van vergiftiging versluier. Hierdie bevinding verteenwoordig die gevalle (soos genoem in die bespreking van vergiftigde water op bl. 68) waar die organiese verryking moontlik die vergiftiging mag versluier. 'n Heropname van 'n intensiewer aard as wat vereis word deur die voorgestelde biotiese indeks sal moontlik die omvang van die vergiftiging uitwys.

In die geval van monsterpung E4, waar 'n aansienlike verskil tussen die twee klassifikasies bestaan, kan 'n moontlike verklaring vir die teenstrydigheid gegee word, sodat dit wil voorkom of die teenstrydigheid eerder addisionele informasie gee, en nie 'n geval is van foutiewe bepaling deur die individuele klassifikasietodes nie. Brand e.a. (1967) kwalifiseer die plasing van hierdie lokaliteit (E4) as van hoë organiese verryking met 'n opmerking dat die voorkoms van die lokaliteit nie van sodanige aard was as wat normaalweg by so 'n lae kwaliteit verwag word nie. In die biologiese monster is ook gevind dat die organismes wat normaalweg in skoon water teenwoordig is, afwesig is, en dat net daardie spesies wat gewoonlik floreer onder organiese verryking, teenwoordig is, maar in getalle wat laer is as wat verwag mag word. Die samestelling van die diergemeenskap was egter van so 'n aard dat vergiftiging nie aangedui word nie. Dit is dus moontlik dat die verryking wat deur die chemiese ontledings getoon word van resente oorsprong kon gewees het en dat die diergemeenskap nog nie in balans met die omgewing was nie.

In daardie gevalle waar die biomassa-indeks laer waterkwaliteit as die chemiese indeks aandui, mag dit wees dat die kwaliteit vroeër slegter was as wat gedurende die opnameperiode gevind is (bl. 15).

Met hierdie vergelyking tussen die geïsoleerde biomassa-indeksgroepe en die chemiese ontledings van die water is dit dus bevind dat, benewens die feit dat die biomassa-indeksgroepe aanvaarbare maatstawwe van die verskillende water kwaliteite is, dit ook, waar dit van die chemiese klassifikasie verskil, addisionele inligting oor die kwaliteit van 'n spesifieke lokaliteit kan gee.

Gevalle waar die klassifikasie op hierdie addisionele inligting berus, is egter 'n vermoede en is nie bo alle twyfel bewys nie. Die gebruiksbelangrikheid van 'n lokaliteit, waarvan die kwaliteit so "vermoedelik" bepaal is, sal bepaal of die klassifikasie noukeuriger genoeg is al dan nie. Indien 'n noukeuriger klassifikasie vereis word, sal die lokaliteit herbestudeer moet word met metodes wat later gegee sal word (bl. 112). Byvoorbeeld, in die geval van monsterlokaliteit D11, is die rivier 'n klein stroompie wat selde indien ooit as 'n drinkwaterbron gebruik sal word. Gevolglik sou 'n heropname van hierdie lokaliteit onnodig wees. In die geval van D9 en D10, sou dit egter nodig wees om 'n betroubaarder klassifikasie te verkry omdat die Umvotirivier by hierdie punte 'n belangrike watervoorsieningsbron is. Met die herondersoek sal die vergiftiging wat nie met die indeks uitgewys is nie, dan moontlik gevind word.

In die lig van hierdie vereistes is dit dus noodsaaklik dat beide die biomassa-indeks en die chemiese ontledings in aanmerking geneem moet word by die formulering van 'n biotiese indeks, en dat daar in hierdie indeks uitdruklike vermelding gemaak moet word van die gevalle waar die klassifisering van 'n vermoedelike aard is.

Dieselfde slotsom, dat beide biologiese en chemiese ontledings gebruik moet word om die waterkwaliteit te bepaal, word deur verskeie outeurs bereik, maar die gebruik van beide ontledings in 'n enkele indeks soos hier voorgestel word, is nog nie vantevore gedoen nie.

#### 8.4.4.2 Verdeling en herkenning van verskillende sub-grade van organiese verryking.

Ongeveer die middelpunte tussen die biomassa-indeksgroepe word geneem as die grense wat onderskei tussen die sub-grade van organiesverrykte water.

Om die verdeling van organiesverrykte en skoon water meer insiggewend te maak, word elk van hierdie sub-grade verder onderverdeel in bevestigde en vermoedelike gevalle.

Wanneer die kategorisering deur die biomassa-indeks ook deur die chemiese ontleding gesteun word (Brand e.a., 1967 en Kemp, 1968 - waar die klassifikasie net volgens gegewens van die droë seisoen gadoen is, en ook net met inagneming van die chemiese analises), word die waterkwaliteit as bevestig beskryf. Wanneer die chemiese klassifikasie verskil van die van die biomassa-indeks word die kwaliteit van die water met inagneming van al die beskikbare biologiese, chemiese en omgewingsgegewens beoordeel en word die waterkwaliteit in die toepaslike sub-graad beskryf as van vermoedelike klassifisering.

Indien die waterkwaliteit as vermoedelik bestempel word, sal die belangrikheid van die lokaliteit wat ondersoek word, bepaal of 'n heropname (van 'n omvangryker aard soos later gegee sal word) gemaak moet word al dan nie. 'n Opsomming van die verdeling van die organiesverrykte water wat voorgestel word tot op hierdie stadium van die ontleding van die gegewens en die kenmerke vir die bepaling daarvan word in tabel 20 weergegee.

Tabel 20: Die verdeling van die organiesverrykte water in sub-grade en die bepalingskenmerke van die sub-grade.

Organiesverrykte water				
Hoe	Gemiddelde		Skoon water	
27,000	700	150		0
Biomassa-indeks				
Bevestig	Vermoedelik	Bevestig	Vermoedelik	Bevestig
<p><u>Bevestig</u>-indien chemiese ontledings 'n soortgelyke kwaliteit aandui.</p> <p><u>Vermoedelik</u>-indien die chemiese ontleding nie ooreenkom nie. Die toekenning tot 'n sub-graad in vermoedelike gevalle word gadoen met oorweging van alle beskikbare gegewens.</p>				

In die geval van 'n bevestigde skoonwaterklassifikasie kan die water in water van uitstekende kwaliteit en normale water op grond van chemiese en bakteriologiese parameters verder onderverdeel word. Brand e.a. (1967) bespreek hierdie verdeling en hulle finale bevindings word hier aangehaal. Indien die water nie die kritiese waardes in tabel 21 oorskry nie, word dit geklassifiseer as water van uitstekende kwaliteit, en indien dit wel enige van die grenswaardes oorskry, word dit beskryf as normale water.

Tabel 21 : Grense wat nie oorskry moet word deur die samestelling van water van uitstekende kwaliteit nie.

<u>CHEMIESE PARAMETERS:</u>	
Kleur (APHA eenhede)	60
Elektriese geleiding (mikromho)	250
Troebelheid (mg./l., silika-skaal)	30
pH-waarde	Buite die grense: 7.0 - 8.5
B.S.A. (mg./l.)	1.5
Ammonia, N (mg./l.)	0.5
Kjeldahl, N (mg./l.)	5.0
Nitriet N (mg./l.)	0.02
Nitraat, N (mg./l.)	0.5
Fosfaat, PO <sub>4</sub> (mg./l.)	0.5
Yster (mg./l.)	0.5
Vry Koolsuurgas (mg./l.)	5.0
<u>BAKTERIOLOGIESE PARAMETERS:</u>	
Bevestigde <u>E.coli</u> I per 100 ml.	50

Nie een van die lokaliteite wat met hierdie studie versamel is, het water van uitstekende kwaliteit gehad nie. Brand e.a. (1967) het die kriteria's wat onderskei tussen normale water en water van uitstekende kwaliteit uit chemiese en bakteriologiese gegewens wat hulle in die hoogliggende bergstrome versamel het, saamgestel. Verteenwoordigende biomassa-indeks van water van uitstekende kwaliteit is dus nie beskikbaar nie.

#### 8.4.4.3 Toetsing aan die hand van die gegewens versamel in die Nonotirivier.

Normale water oorspan daardie grens waar die water oorgaan vanaf drinkbaar tot nie-drinkbaar nie. Karakterisering van hierdie sub-grade, en moontlike onderverdeling, is dus noodsaaklik. In navolging van hierdie oogmerk en vir verdere evalueering van die die gaping wat tussen skoonwater en gemiddelde organiesverrykte water in die gegewens van die Drie Riviere-gebied gevind is, is die gegewens wat in die Nonotirivier versamel is, ondersoek.

Wanneer die gegewens van die gereelde opnames in die Nonotirivier verwerk word tot 'n biomassa-indeks (d.i. per Limnodrilus per 278 cm.<sup>2</sup>) soos wat met die gegewens van die Drie Riviere-gebied hierbo gedoen is, word die syfers in tabel 22 verkry. Uit hierdie tabel blyk dit dat die biomassa-indeks by monsterpunt 1, wat nie aan organiese besoedeling onderhewig was nie, nooit hoër as 3 was nie. Daarenteen was die biomassa-indeks by monsterpunt 2 gedurende die herstel na die vorige maalseisoen dikwels in die honderde. Die vertikale kolomme in tabel 22 illustreer die veranderinge wat die biomassa-indeks stroomaf ondergaan het met die reiniging van die water. Opmerklik uit hierdie gegewens is dat die biomassa-indeks by monsterpunt 12, waar die reiniging van die water feitlik vokome was, gedaal het (met die uitsondering van een geval) tot 'n vlak vergelykbaar met die biomassa-indeks van monsterpunt 1.

In fig. 17 word hierdie getalle in kontoerlyne aangedui wat die veranderinge by elke monsterpunt met verloop van tyd illustreer. Uit hierdie figuur is dit opmerklik dat die hoogste biomassa-indeks altyd gevind is naby die punt van storting (wanneer die meule in werking was) en dat dit verminder het stroomafwaarts. In teenstelling was die totale getalle somtyds hoër verder stroomafwaarts as die getalle nader aan die meule (fig. 3). Deurdat die meule die rivier besoedel, kan verwag word dat die swakste kwaliteit water altyd nader aan die stortingspunt sal wees. Deurdat die biomassa-indeks dieselfde patroon volg as dié verwagting en die totale getalle dit nie doen nie, kan dit as addisionele bevestiging beskou word dat die biomassa die voorsiening - aanvraag balans beter weerspieël (bl. 61).

Tabel 22 : Biomassa-indeks in die Nonotirivier ten tye van elke opname gedurende 1967.

Monsterlokaliteit	Datum														
	1/3	15/3	30/3	12/4	26/4	11/5	24/5	21/6	5/7	2/8	16/8	30/8	12/9	27/9	
1	0	3	0	0	0	0	3	<1	<1	<1	1	<1	<1	0	
2	68	447	180	162	← (Hoog) →										
3	264	28	91	-	12	30	185	← (Hoog) →							
6	10	86	0	<1	3	16	18	11	2	21	24	58	27	18	
9	0	3	-	6	<1	<1	2	1	4	11	21	2	11	5	
12	<1	0	<1	0	0	<1	<1	1	1	1	1	7	2	<1	

Legende: - : Geen monster nie.

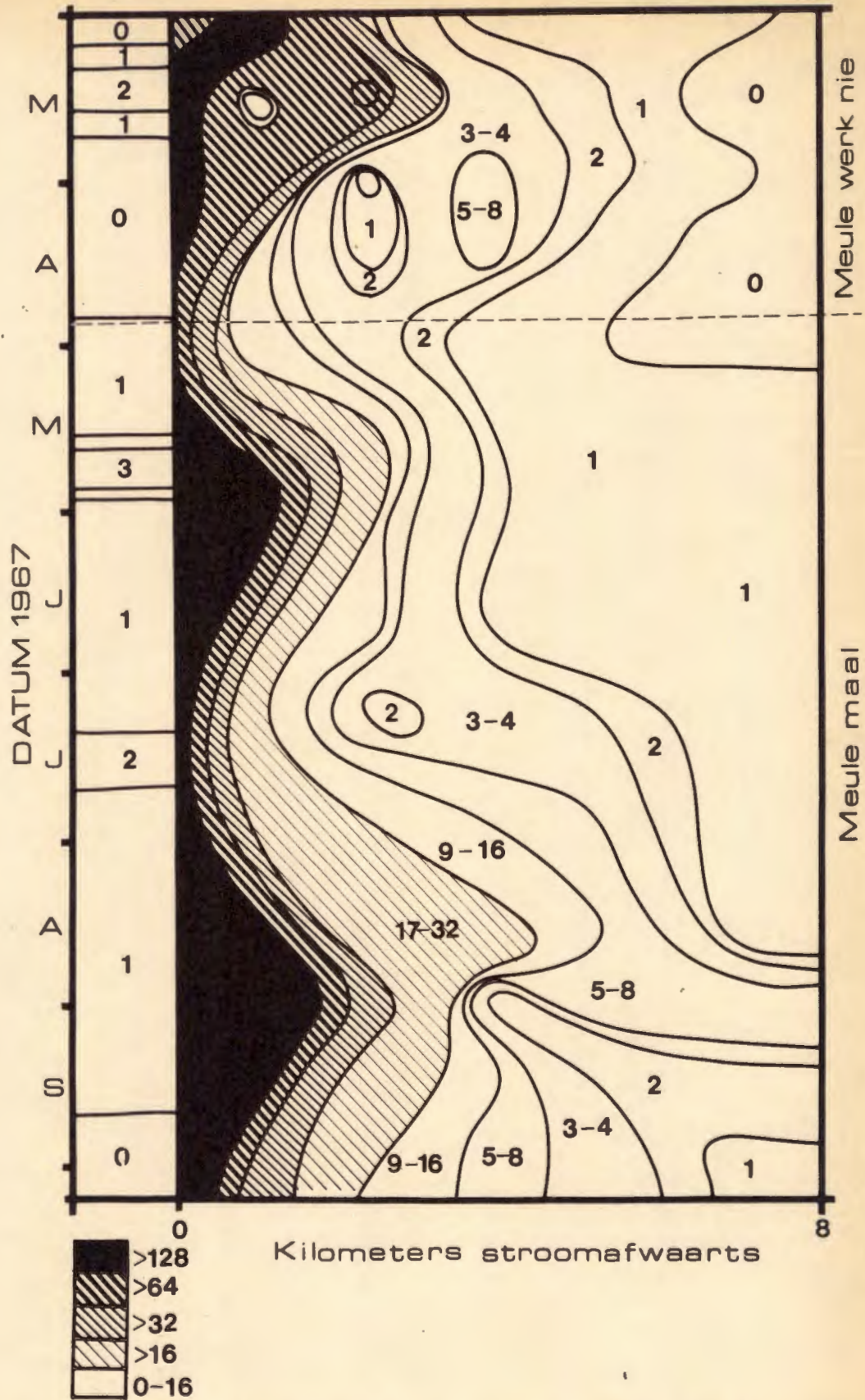


FIG.17. DIE WISSELING VAN DIE BIOMASSA-  
INDEKS IN DIE NONOTIRIVIER.

Monsterpunte 1, 9 en 12 verteenwoordig water wat drinkbaar is (volgens die vereistes van goeie drinkwater, bl. 19)<sup>3</sup>. Gevolglik is dit moontlik om die biomassa-indeks wat by hierdie monsterpunte gevind is met meer vertroue as 'n aanduiding van skoon water te aanvaar. Die biomassa-indeks wat hierdie veld te bowe gaan, soos by monsterpunte 2, 3 en 6, is dus 'n aanduiding van organiese versteuring (of besoedeling). Die vermeerdering van die biomassa-indeks by monsterpunt 3, nadat die meule heropen het, dui aan dat verhoogde verryking (bl. 40) 'n ooreenstemmende verhoogde biomassa-indeks het.

Die geleidelike vermindering van die biomassa-indeks stroomafwaarts, met die uitsondering van 'n paar gevalle, val saam met die selfreiniging van die water. 'n Direk eweredige verband tussen die biomassa-indeks en die organiese verryking kan dus a.g.v. hierdie waarnemings aanvaar word. 'n Biomassa-indeks van, byvoorbeeld 10, toon dus 'n organiese verryking van twee maal soveel as 'n biomassa-indeks van 5 aan. Die gapings en nie-normaliteit in die gegewens van die Drie Riviere-gebied (bl. 76) is dus moontlik toe te skryf aan die afwesigheid van verteenwoordigende monsters.

Alhoewel die vervanging van die sub-grade d.m.v. 'n biomassa-indeks skaal in die verdeling van organiesverrykte water die aangewese ideaal is, is dit nie met die huidige studie moontlik nie, omdat die betroubaarheidsgrense van die biomassa-indeks berekenings nie bekend is nie. Gevolglik kan in die voorbeeld wat hierbo gegee is nie onvoorwaardelik aanvaar word dat die biomassa-indeks van 10 en 5 betekenisvol verskil nie. Die sub-grade wat hierbo voorgestel is, word dus behou. Maar, deurdat dit in die Nonotirivier gevind is dat organiese verryking (hoewel van 'n geringe aard) reeds in die biomassa-indeks weerspieel word binne die grense van normale water, word sub-grade vir normale water

---

Voetnoot 3 : Chemiese en bakteriologiese ontledings waarop die gevolgtrekking gedeeltelik berus, kan verkry word uit verslag Nr. 31, 1968 van die loodskomitee vir die navorsing van Natalse riviere.

voorgestel. Dit word gedoen omdat die herkenning van hierdie geringe organiese verryking belangrik is, soos byvoorbeeld in gevalle waar 'n monsterpunt ver stroomafwaarts van die bron van besoedeling geselekteer en gemonster word, sonder die wete dat so 'n bron bestaan (en sonder enige monsterpunte tussenin). 'n Bevinding van geringe organiese verryking sal 'n vermoede laat ontstaan dat daar 'n moontlike versteuring van die water stroomopwaarts plaasvind. Heropnames stroomopwaarts, indien geregverdig deur die belangrikheid van die rivier, moet dus gedoen word om die vermoede te bevestig. Benewens hierdie voorbeeld is dit dikwels ook belangrik om te bepaal na watter vloei afstand van die water 'n kwaliteit bereik word wat vergeleke is met die kwaliteit van die water voordat dit besoedel word. Om hierdie bepaling te doen vereis noukeuriger tegnieke as wat tot dusver gebruik is. Tegnieke wat lateraan gegee sal word, mag in die geval gebruik word.

#### 8.4.4.4 Verdere verdeling in sub-grade van organiesverrykte water en die herkenning van hierdie sub-grade.

Die biomassa-indeks wat die waardes wat by monsterpunte 1, 9 en 12, terwyl die meule in werking was, oorskry ( $> 11$ ), word met die uitsondering van een geval, as die grenswaarde wat geringe organiese verryking van die water aandui, geselekteer.

Die uitsonderlike hoë waarde (= 21) wat ten tye van 2/8/67 by monsterpunt 9 gevind is, is met die selektering van hierdie grenswaarde uitgelaat omdat hierdie getal amper twee maal so groot was as enige van die ander waardes, en dit is moontlik alreeds 'n aanduiding van die organiese versteuring. Die B.S.A. vir hierdie spesifieke tydstep is nie beskikbaar om hierdie vermoede te bevestig nie, maar die voorafgaande en opvolgende opnames (waarvan die B.S.A. beskikbaar is) ondersteun die vermoede van 'n waarskynlike verhoging van organiese verryking ten tye van 2/8/67.

Hierdie twee sub-grade wat geskei word deur 'n biomassa-indeks van 11 word beskryf as normale water met (1) aanduidings van geringe organiese verryking, of (2) met geen aanduidings van organiese verryking nie. Volgens die definisie van waterkwaliteit word die water addisioneel as versteurd of besoedeld beskryf. Die term verryking verval dan.

'n Opsomming van die verdere verdelings wat voorgestel word, word in tabel 23 weergegee.

Tabel 23 : Die verdeling van bevestigde skoon water in sub-grade en die bepalingskenmerke van hierdie sub-grade.

	Skoon water	
150	Biomassa-indeks	0
Vermoedelik	Bevestig	
	Normale water	Water van uitstekende kwaliteit.
150	11	0
	Biomassa-indeks.	
	Aanduidings van geringe organiese verryking.	Geen aanduidings van organiese verryking nie.

8.5 Kenmerke van die verskeidenheid en die getalverspreiding van die waterfauna in die sub-grade van die organiesverrykte (uitgesonder die neweproduk - vergiftigde) water.

Met die voorgestelde indeks word hoofsaaklik van die produksie van die oligochaetebiomassa gebruik gemaak om water wat organies verryk is te klassifiseer. Die kenmerke van die verskeidenheid en die getalverspreiding van die waterfauna kan nou in die lig van hierdie indeling ontleed word om moontlike addisionele klassifikasiekriteriums vir gebruik in die indeks te bekom.

8.5.1.1 Die populasiestruktuur van die oligochaete in elke sub-graad van organiesverrykte water soos deur die monsters van die Drie Riviere-gebied weerspieël word.

Alhoewel die oligochaete as 'n groep algemeen gebruik word om die waterkwaliteit aan te dui, is die biologie van individuele spesies, benewens Tubifex tubifex (Müller) en Limnodrilus hoffmeisteri Claparède nog meestal onbekend (Brinkhurst, 1966b). Om inligting in hierdie verband te bekom is die versamelde gegewens van die Drie Riviere-gebied ten opsigte van genussamestelling en getalle van elke genus ontleed.

Die oligochaetegera en hulle getalle per monster per monsterlokaliteit, gerangskik in al groterwordende biomassa-indeksgetalle word in tabelle 24 tot 27 weergegee. Spesie-identifikasie was nie in al die gevalle moontlik nie. Gevolglik is die getalle in die tabelle en die bespreking wat hierna volg net op die genera van betrekking.

Dit is tot 'n geringe mate aanvaarbaar dat, indien 'n genus domineer in 'n lokaliteit, omgewingsomstandighede sodanig is dat daardie lokaliteit beter geskik is vir die genus as vir die ander genera wat ook hier aangetref word. Die verskillende lokaliteite van elke sub-graad besit, in die algemeen gesproke, min of meer dieselfde omgewingstoestande. Gevolglik kan die genusdominasie wat beperk is tot 'n spesifieke waterkwaliteit beskou word as aanduidend van die heersende toestande. Die ontleding van die gegewens i.s. die genusdominasie, word in tabel 28 weergegee. Uit hierdie ontleding blyk dit dat drie genera (Bothrioneurum, Tubifex en Aulodrilus) net omstandighede in skoon water gunstig vind vir dominasie, terwyl geeneen van die oorblywende genera in een enkele sub-graad domineer nie. Die sporadiese voorkoms van Tubifex en Aulodrilus en die enkele maal wat Bothrioneurum gedomineer het (tabel 28), sluit 'n definitiewe beslissing dat hierdie genera skoon water aandui, uit. Drie genera vind net in lokaliteite met skoon water en gemiddelde organiesverrykte water geskikte toestande, terwyl net een genus in lokaliteite van gemiddelde en hoë organiesverrykte water geskikte toestande vind (tabel 28). Twee genera (Pristina en Limnodrilus)

Tabel 24 : Oligochaetgenera en hulle getalle, teenwoordig in bevestigde skoon water in verskillende monsterlokaliteite (278 cm<sup>2</sup> sandbodemmonsters).

Monsterpunte:	L3a	Q6	D8	D12	Q8	O1	B4	G3	D3	F4	L3b	F1	D3a	G6	K1	G5	G2	Q1	J1	B1 <sup>o</sup>	D1	K2	D14	S1	E2	D2	E3	G1	D18	Q2	L1	Q4	J4	L2	D13	L4	E1	H1		
Branchiura										1								2	9	1	8	11			14	5			20	18	23	1	3	30		26	15			
Limnodrilus											1						9								29	1		26	37		7	1		27*		71	26			
Nais								8						2	19				509						1740			248		40		96	153		192	16		9		
Pristina							24	18	97				128	149					24			232		40			592									40		18		
Bothrioseurum							1				1				4									2									45	27*	5					
Megadrile																			2						2		10		1				2							
Tubifex					19												2																						96	
Chaetogaster			4								40					24																							40	
Aulodrilus										1												16																		
Dero																			1							1														
Aeolosoma																			16																					
Allonais																												27												
Stephensoniana																505										8														
Naididae (ongeident.)				4								104		2	8		65											96		16				120					8	
Oligochaeta (ongeident.)						25																																		
Biomassa-indeks	0	0	0	0	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	4	9	10	10	12	18	18	19	24	26	29	29	29	30	38	41	43	48	51	60	68	72	78	126		

\* = Dui aan dat twee genera nie apart getel is nie

Tabel 25 : Oligochaetegenera en hulle getalle, teenwoordig in vermoedelike skoon water van verskillende monsterlokaliteite (278 cm.<sup>2</sup> sandbodemmonsters).

Monsterpunte:	G4	N1	L7	E4
Branchiura				1
Limnodrilus				28
Nais				
Pristina			297	
Aulodrilus	1			
Chaetogaster				16
Dero	11			8
Naididae	16			
Biomassa-indeks	1	0	4	30
B.S.A. (mg./l.)	5.8	3.3	3.6	35.8

Tabel 26 : Oligochaetegera en hulle getalle, teenwoordig in gemiddelde organiesverrykte water van verskillende monsterlokaliteite (278 cm<sup>2</sup> sandbodemmonsters)

	Bevestig					Vermoedelik						
	R1	M2	K3	F2	B3	Q5	Q3	D20	K4	D16	D11	L6
Branchiura	36	90		140	16	24	69	16	29	45		2
Limnodrilus	73	3			313	10		244	364	2	484	75
Nais	11		10338		42		81			360		96
Pristina	266	40				472		256				
Bothrioneurum				56	121	96	34			322		36
Tubifex												
Chaetogaster	534											
Aulodrilus			93									
Dero	19			1290				66				
Aeolosoma												
Stephensoniana								33				
Biomassa- indeks	150	184	235	365	467	161	173	282	393	423	484	112
B.S.A. (mg/l)	5.8	2.0	10.7	18.6	3.9	1.0	1.0	1.2	1.2	1.1	1.2	9.0

Tabel 27 : Oligochaetegenera en hulle getalle, teenwoordig in hoe organiesverrykte water van verskillende monsterlokaliteite (278 cm<sup>2</sup> sandbodemmonsters).

Monsterpunte:	Bevestig							Vermoedelik	
	02	Q7	J5a	J6	B2	K5	J9	D9	D10
Branchiura	2	1	12		448				
Limnodrilus	776	1982	4048	5940	6336	11096	26688		
Nais	16		32	396					
Pristina		6442	588	3712	352			108	96
Tubifex			24	T		T			
Aeolosoma								12	
Dero		39012		258	9504	20		4	250
Naididae (ongeident.)									88
Oligochaeta (ongeident.)					32				
Biomassa-indeks	780	3254	4072	5996	7525	11097	26688	13	9
B.S.A. (mg/l)	26.1	38.1	-	7.4	37.5	>44.0	>45.0	8.4	>40.0

T = Teenwoordig maar nie individueel getel nie.

Tabel 28 : Die voorkeure van oligochaetgenera vir verskillende organiesverrykte waterkwaliteite.

	Skoon	Gemiddelde	Hoë
Bothrioneurum	x		
Tubifex	x		
Aulodrilus	x		
Branchiura	x	x	
Nais	x	x	
Chaetogaster	x	x	
Dero		x	x
Pristina	x	x	x
Limnodrilus	x	x	x

vind gunstige lewensomstandighede in lokaliteite van al die sub-grade. Genusdominasie blyk dus van beperkte waarde by die kategorisering van organiesverrykte water te wees.

Indien die afwesigheid van genera geneem kan word as 'n aanduiding van hulle onvermoë om in die betrokke waterkategorieë te bestaan, kan dit veronderstel word dat die afwesigheid van die genera aanduidend van die waterkwaliteit mag wees.

Word die getalverspreidingsveld van elke genus in die verskillende sub-grade ondersoek, word gevind dat ses genera nerens in hoë organiesverrykte water teenwoordig was nie, nl. Bothrioneurum, Chaetogaster, Megadrile, Aulodrilus, Allonais en Stephensoniana (tabel 29).

Drie genera (Tubifex, Aeolosoma en Allonais) het nie in die gemiddelde organiesverrykte water voorgekom nie. Net een van hierdie genera (Allonais) het ook nie in hoë organiesverrykte water voorgekom nie. Die sporadiese voorkoms van hierdie drie genera sluit egter 'n beslissing oor hulle indikatorwaarde uit. Benewens die aan- en afwesigheid van die genera kan die oorfleueling van die getalle tussen die verskillende sub-grade in tabel 29 gesien word. Alhoewel die oorfleueling groot is, is daar 'n neiging in die verspreidingsveld van die getalle om al groter te word namate die waterkwaliteit daal. Nais is egter 'n uitsondering, deurdat die grootste getalverspreidingsveld in die gemiddelde organiesverrykte water voorgekom het.

Uit hierdie ontleding en ander onsuksesvolle ontledings wat nie gerapporteer word nie blyk dit dus dat in sommige gevalle daar aanduidings van die verband tussen die genera en die kwaliteit van die water is terwyl die verband in die meeste van die ander gevalle nie bepaal kon word nie, of nie bestaan nie.

Hierdie aspekte is egter verder ondersoek in die studie van die Nonotirivier en word hieronder beskryf. 'n Ondersoek van die groei- en voortplantingstyd van individuele spesies, wat hier onder beskryf word, het 'n gedeeltelike verklaring vir hierdie negatiewe resultate gegee.

Tabel 29 : Die verspreidingsveld van oligochaetegetalle in die verskillende waterkwaliteite om die oorvleueling van die getalle aan te dui.

	Skoon		Gemiddelde		Hoë	
	Bevestig	Vermoedelik	Bevestig	Vermoedelik	Bevestig	Vermoedelik
Branchiura	1 - 26	1	16 - 140	2 - 69	1 - 448	
Limnodrilus	1 - 71	28	3 - 313	10 - 484	776 - 26688	
Nais	2 - 1740	8	11 - 10338	81 - 360	16 - 396	
Pristina	18 - 592	18 - 297	40 - 266	256 - 472	352 - 6442	96 - 108
Bothrioneurum	1 - 27		56 - 121	34 - 322		
Megadrile	1 - 10			2		
Tubifex	2 - 96				T - 24	
Chaetogaster	4 - 40	16	534			
Aulodrilus	1 - 16		93			
Dero	1	8	19 - 1290	66	20 - 39012	4 - 250
Aeolosoma	16					12
Allonais	27					
Stephensoniana	8			33		
Naididae (ongesident.)	2 - 505				32	88
Biomassa-indeks	0 - 126	0 - 29	150 - 467	112 - 484	780 - 26688	9 - 13
B.S.A. (mg/l)	0.3 - 3.0	3.3 - 35.8	3.9 - 18.6	1.0 - 9.0	7.4 - >45.0	8.4 - >40.0

8.5.1.2 Die bepaling van die groei- en voortplantingstyd van sommige oligochaetespresies in organiesverrykte water.

In die voorafgaande besprekings is dit genoem dat die oligochaetedigtheid die toestande (grotendeels die organiese verryking) van 'n bepaalde voorafgaande periode en nie die heersende toestande ten tye van monsterneming nie, weerspieël. Hierdie verskynsel is toe te skryf aan die vertraging wat veroorsaak word deur die tyd wat in beslag geneem word deur groei en voortplanting van die organismes. Om 'n aanduiding van die tydsomvang van hierdie periode te verkry is die groei- en voortplantingstye van sommige oligochaetespresies ondersoek.

Die getalvermeerdering van 'n organisme word deur beide die omgewingstoestande en die inherente groei- en voortplantingsvermoë van die onderhawige spesie beheer. Die getalvermeerdering wissel egter van spesie tot spesie. Om te bepaal wat die tydsverloop is voordat 'n spesifieke getal individue van die onderhawige spesie in 'n lokaliteit teenwoordig kan wees, indien groei- en voortplantingsbenodighede optimaal is, is die gegewens wat in die Nonotirivier versamel is, ondersoek.

Dit is geredelik aanvaarbaar dat, indien daar 'n algehele vermeerdering van getalle oor 'n tydperk voorkom in 'n lokaliteit waarvan dit bekend is dat daar 'n oormaat van organiese materiaal teenwoordig is, en geen ander oënskynlike faktore teenwoordig is wat die groei en voortplanting van die diere sal strem nie die omgewingsbenodighede vir groei en voortplanting optimaal is. 'n Tydperk waartydens drie opnames met weeklikse tussenposes in die Nonotirivier gemaak is kort nadat die maalseisoen in aanvang geneem het, is voorlopig aanvaar as so 'n situasie wat voldoen aan die vereistes vir optimale groei en voortplanting vir die teenwoordige spesies.

In tabel 30 word drie stalle gegewens wat by monsterpunt 3 geneem is gedurende die tydperk net nadat die meule heropen het, weergegee (d.i. nadat die habitat 14, 22 en 27 dae onderhewig aan die verryking was). Geen noemenswaardige verandering in die vloeisnelheid van die rivier het gedurende hierdie tydperk voorgekom nie (bylae E).

Tabel 30 : Oligochaetegetalle voor en na die meule heropen het in 93 cm.<sup>2</sup>. sandbodemmonsters by monsterpunt 3.

Datum van monsterneming	11/5	17/5	24/5
Tydsverloop in dae na die aanvang van verryking.	14	20	27
Oligochaeta (onvolgroeid)	6	139	602
Limnodrilus groep	4	12	24
Tubificidae sp.		2	6
Nais sp.		1	
Pristina synclitus	3	43	276
Stephensoniana trivandrana		21	444
Dero (A.) furcatus		4	12
Branchiura sowerbyi	3	10	6

Sommige van die monsters is gedurende die opnames van die Nonotirivier geneem, terwyl ander geneem is vir die studie van die ruimteverspreiding van sommige spesies. Vir hierdie laasgenoemde studie is 27 individuele ewekansige monsters, wat 'n totale oppervlakte van 278 cm.<sup>2</sup> verteenwoordig, geneem. Om hierdie gegewens vergelykbaar te maak met die monsters van die opnames in die Nonotirivier (wat 93 cm.<sup>2</sup> in oppervlakte was) is hulle deur 3 gedeel. Die tydsverloop tussen getalverdubbeling tydens hierdie aanvaarde e optimale omgewingstoestande, is geneem as 'n maatstaf van die groei- en voortplantingstyd van elke spesie en word in tabel 31 weergegee.

Die log. (getalle + 1) teenoor die tydsverloop word as krommes weergegee in fig. 18. Die krommes van Chaetogaster en Stephensoniana is vinnig stygende krommes wat feitlik reglynig is met min of meer dieselfde helling. Die krommes van Limnodrilus, Dero en Tubificidae sp. se helling is minder steil. Die kromme van Pristina is egter nie reglynig nie. Die styging is aanvanklik skerp, en neem dan af.

Die gebroke lyne in fig. 18 dui die opeenvolgende verdubbelde getal aan. Die afstand op die X-as tussen die opeenvolgende kruisings van die gebroke lyne deur elk van die verskillende krommes dui die tyd aan wat die spesie geneem het om in getal te verdubbel. Hierdie verdubbelingstye word in tabel 31 weergegee.

Uit die gegewens in tabel 31 blyk dit dat Limnodrilus, Tubificidae sp. en Dero, na ongeveer 100 uur in getal verdubbel. In teenstelling hiermee neem Stephensoniana en Chaetogaster minder as die helfte van hierdie tyd. Twee groepe met verskillende voortplantingstye is dus teenwoordig, 'n vinniger een met 'n tyd van 1 tot 2 dae en 'n stadiger een met 'n tyd van 4 tot 5 dae. Hierdie verskil in tyd staan waarskynlik in noue verband met die verskil in voortplantingswyses van die diere. Stephensoniana, Dero en Chaetogaster vermeerder hoofsaaklik deur fragmentasie terwyl Limnodrilus en Tubificidae sp. hoofsaaklik geslagtelik voortplant, hoewel Brinkhurst (1964; 1965b) periodieke fragmentasie ook vermoed.

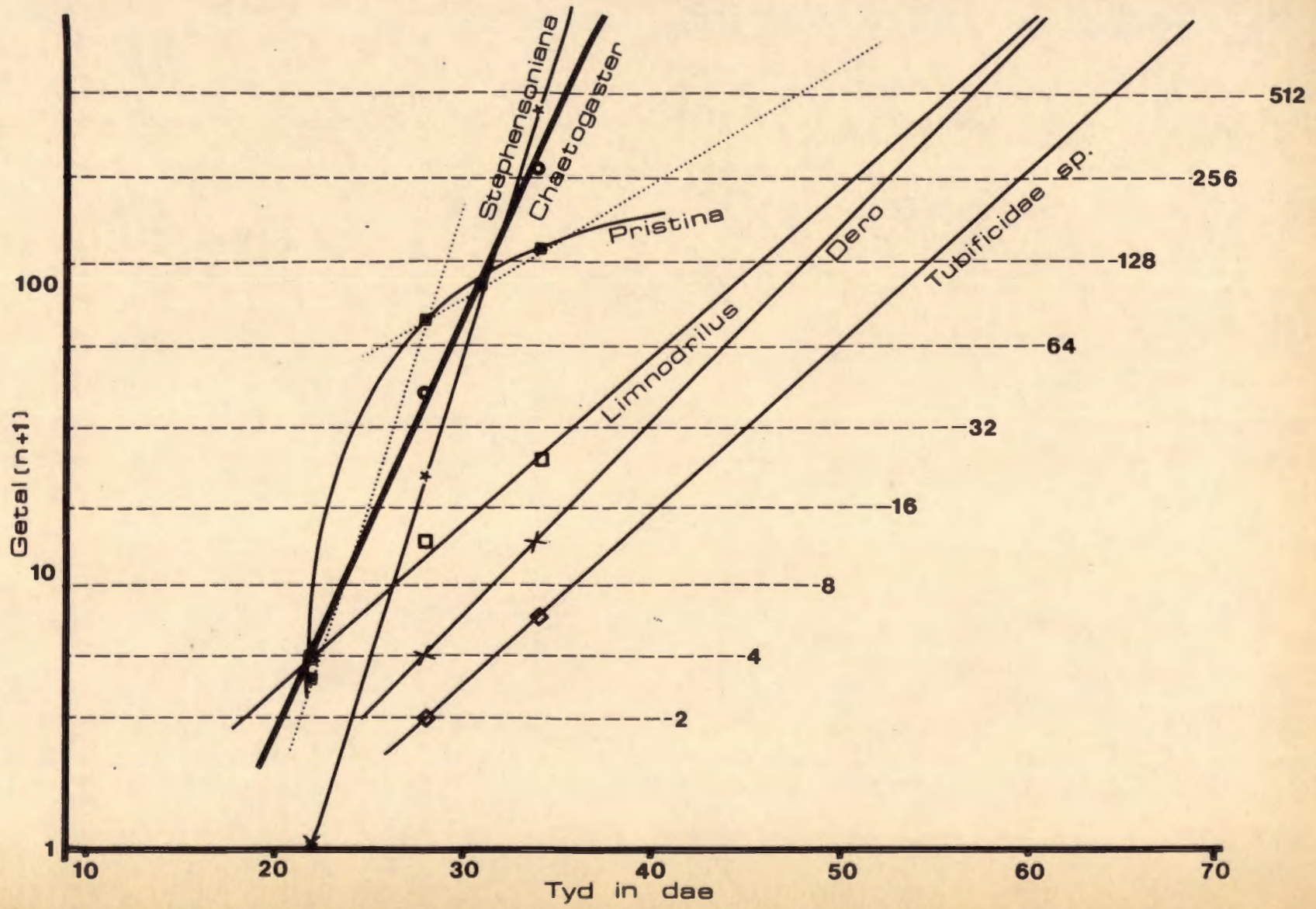


Fig.18. Die verdubbelingstyd van oligochaetegetalle in organiesverrykte water.

Tabel 31 : Die tyd (in dae) wat verskillende spesies neem om in getal te verdubbel.

Getal eksemplare:	2	4	8	16	32	64	128	256	Ronde gemiddelde verdubbelingstyd in ure
	tot 4	tot 8	tot 16	tot 32	tot 64	tot 128	tot 256	tot 512	
Limnodrilus	3 3/4	4 1/2	4 3/4	4 3/4	4 3/4	4 3/4	4 3/4	4 3/4	110
Tubificidae	3 1/2	4 1/4	4 1/2	4 3/4	4 3/4	4 3/4	4 1/2	4 3/4	108
Dero	3 1/4	3 3/4	4	4	4	4 1/4	4	4 1/4	96
Stephensoniana	1	1 1/4	1 1/4	1 1/4	1 1/4	1 1/2	1 1/4	1 1/4	36
Chaetogaster	1 1/2	1 3/4	1 3/4	2	2	2	2	2	42
Pristina (geboë kromme)	1/4	1/2	3/4	1 1/4	2 1/4	5 1/2	∞		
Pristina 1	1	1 1/4	1 1/4	1 1/2	1 1/2	1 1/2			36
Pristina 2						7	7 1/4	7 1/2	180

Pristina vertoon twee verskillende voortplantingstye (Pristina 1 en Pristina 2 in tabel 31.); aanvanklik een wat vergelykbaar is met die vinniger groep en daarna een wat stadiger is as die stadiger groep.

Dehorne (1916) maak 'n onderskeid tussen 'n stadiger en 'n vinnige tipe van fragmentasie. In die stadige tipe, waarvan hy Dero as 'n voorbeeld noem, word die skeiding van twee individue gevolg deur 'n periode van groei voordat die volgende fragmentasie voorkom. Die vinnige tipe word onderverdeel in (1) naidiese- en (2) stylariese-groepe van fragmentasie. In die naidiese-groep, waaronder Dehorne Nais, en Chaetogaster ressorteer, begin die volgende fragmentasie voordat die vorige klaar is, In die stylariese-groep van voortplanting staak die opeenvolgende verdelings nadat 'n bepaalde getal delings reeds plaasgevind het, en dan volg 'n periode van groei voordat 'n verdere voortplantingsiklus begin. Die voortplantingsmetode van Pristina ressorteer Dehorne onder hierdie laaste groep.

Dit kan egter gebeur dat die individue wat normaalweg soos die naidiese-groep voortplant, oorsakel na die stylariese-groep en andersom (Stephenson, 1930). Die ooreenstemming tussen my bevindings van die verdubbelingstyd en die wat Stephenson (1930) rapporteer, bevestig my veronderstelling dat min of meer optimale groei- en voortplantingstoestande geheers het ten tye van die periode wat geselekteer is vir bogenoemde ontledings.

Stephenson (1930), Piquet (1906) en Wesenberg-Lund (1938) bespreek verskeie aspekte van die beheer wat omgewingsfaktore op die voortplanting van sommige spesies uitoefen en dui, o.a., aan dat, benewens die invloed van seisoene, die voorsiening van voedsel 'n primêre rol speel.

Hoewel B. sowerbyi ook in hierdie monsters teenwoordig was, kon geen soortelyke verband tussen die verryking en die wisseling in die getalle gevind word nie, sodat dit wil voorkom asof die voortplantingsbehoefte van dié spesie sodanig is dat verryking van hulle habitat alleen nie styging in getalle meebring nie.

Die tydsbestek van die toestande van die periode wat monsterring voorafgaan, wat deur die oligochaetegetalle weerspieël word, wissel dus afhangende van die digtheid en die spesies wat met monsterring gevind word.

Brinkhurst (1965a) bespreek die moontlikheid dat Limnodrilus en Tubifex eerste die habitat beset en dat Branchiura later volg, en noem dat hierdie suksessie toe te skryf is aan die invloed van die verlaagde suurstofkonsentrasie wat volg op organiese verryking. My resultate dui daarop dat die verskillende voortplantingstye ook 'n belangrike rol in die verband kan speel. Gevolglik sal numeriese dominasie gedeeltelik afhang van die tydsbestek van organiese verryking.

#### 8.5.1.3 Die gedragpatrone van sommige oligochaetespesies in organiesverrykte water.

In laboratoriumflesse waarin 'n gedeelte van die rivierbodem met sy biota gehou is, is waargeneem dat die oligochaetespesies moontlik verskillende nisse beset. Die struktuur van die bodem beheer waarskynlik hierdie verskynsel. Bo-op die sand het 'n laag swart slyk voorgekom. Onder die slyk is 'n tweede laag fynsand waarneembaar wat, te oordeel aan die swart kleur daarvan, met baie organiese materiaal vermeng is. Onder hierdie twee lae kom die betreklik skoon bodemsand voor op ongeveer twee duim diepte. In hierdie flesse is waargeneem dat Chaetogaster sp. selde die bodem bennedring. Aangesien die spesie, te oordeel aan die aktiwiteit van die siliums in die omgewing van die anus, blykbaar anaal respireer en die spesie 'n klein, kort organisme is, wil dit voorkom of die organisme nie binne die slyklaag kan leef nie. Die spesie beset dus waarskynlik die oppervlakte van die slyklaag. D. (A.) furcatus, 'n langer en groter organisme met dieselfde respiratoriese eienskappe as Chaetogaster sp., dring die bodem dieper binne en voed waarskynlik op 'n dieper vlak as Chaetogaster sp. Chaetogaster sp. beweeg egter van plek tot plek terwyl D. (A.) furcatus voortdurend op dieselfde plek bly. Vermoedelik is D. (A.) furcatus in staat om tot by die fynsand-laag in te dring. Dit is waargeneem dat Limnodrilus sp. soms die boonste laag, maar meer dikwels die fynsand-laag, waar dit blykbaar beter kan anker, beset. Hierdie organismes is genoodsaak om hulle agterkante gedurig in die water bokant die bodem te swaai - 'n gedragpatroon wat uit respiratoriese behoeftes voortvloei. Dit is maklik om te

veronderstel dat die spesie verkies om in die fynsand-laag te voed waar hy ook die nodige ankerplek verkry om heen en weer in die water te kan swaai. B. sowerbyi. moet ook s<sup>o</sup> in die sand anker. In baie gevalle is dit waargeneem dat hierdie spesie deurdring tot in die onderste, betreklik skoner sand-laag, maar ewe dikwels het hulle omgebuig om in die boonste lae te voed. Die ombuiging is moontlik, daar die organismes tot selfs 125 mm. lank kan strek.

Voeding is nie in die slyklaag waargeneem nie. Trouens, in gevalle waar die voorkant van die wurm in hierdie laag waargeneem is, het dit nie gelyk asof dit voed nie. Dit is waarskynliker dat die wurm net hierdeur beweeg op soek na 'n nuwe voedingsveld. Die waarneming dat hierdie spesie nie in die boonste slyklaag voed nie, word ondersteun deur die besondere manier waarop dit faeces uitskei. Met tussenposes buig die gedeelte van die wurm wat in die water uitsteek elke keer na dieselfde plek oor om die faeces daar te plaas. Na verloop van tyd kan 'n faeceshopie langs elke wurm waargeneem word. In uitsonderlike gevalle is 'n Limnodrilus tussen hierdie hopies waargeneem, maar meestal wou dit voorkom of die ander oligochaetespesies hierdie plekke vermy.

Wanneer die belugting van die water in die flesse gestaak is, het B. sowerbyi 'n posisie onmiddellik bo-op die onderste sandlaag ingeneem terwyl D. (A.) furcatus en Limnodrilus groep aktief in die water begin rondswem het.

Die verskillende spesies beset dus verskillende mikrohabitate. Wanneer hierdie verskillende mikrohabitate uitgeput word deur die toenemende getalle van die organismes wat dit beset, sal hulle getalsaanwas ophou, of verminder. Byvoorbeeld: met 'n hoe B. sowerbyi-digtheid in 'n habitat sal die slyklaag vinniger bedek word met hulle faeces, wat dan die lewensruimte vir die meeste spesies sal verklein en gevolglik sal die populasiedigtheid minder wees.

Die bogenoemde waarnemings dui sommige redes aan waarom die oligochaetespesiedominasie, -teenwoordigheid en -afwesigheid nie as indikatief van die w<sup>o</sup>terkwaliteit bevind is nie.

## 8.5.2

Die kenmerke van die Nie-Oligochaetepopulasie soos deur die monsters van die Drie Riviere-gebied weerspieël word.

Die nie-oligochaetekomponent van die monsters van die opname in die Drie Riviere-gebied van die verskillende organiesverrykte sub-grade is ook ontleed. Indien dit gevind sou word dat hulle die bekende veranderings en neigings toon soos wat reeds met plaaslike en oorsese studies bevind is, sal dit as addisionele ondersteuning dien vir die aanvaarding dat die biomassa-indeks 'n betroubare bepalingparameter van die waterkwaliteit is.

Om die nie-oligochaetekomponent en hulle getalle per monster te ontleed, is hulle in groepe verdeel. Die verdeling in groepe is om verskeie redes gedoen, maar deels ook in navolging van die prosedure van Woodiwiss (1964) en Wurtz (1955). Die oorwegende rede vir die besluit is dat nie al die spesies tot dieselfde mate gebruik kan word om afleidings i.v.m. die kwaliteit van die water te maak nie. Die ongelykwaardige bydrae van die verskillende diere is gedeeltelik toe te skryf aan die onvermoë om party spesifiek te identifiseer, die ondoeltreffendheid van die monsternemingsprosedure, die onbekendheid van sommige diere se lewensbehoefte, en die feit dat sommige organismes se aan- of afwesigheid in bepaalde habitate beheer word deur ander faktore as die kwaliteitskriteria wat hier ondersoek word (bl. 12). Die sporadiese teenwoordigheid van sommige spesies voorsien ook onvoldoende gegewens sodat afleidings wat gemaak kan word minder betroubaar is.

Die geselekteerde groepe is:

Groep 1. Chironomidae met uitsondering van Chironomus sp.

Groep 2. Entomostraca

Groep 3. Nematoda

Die diere van hierdie groepe, wat as belangrike parameters van rivierwaterkwaliteit kan dien, se informasie-waarde word gekniehalter deurdat spesifieke identifikasie in die meeste gevalle nie moontlik is nie. Verteenwoordigers van hierdie groepe is ook in die meeste monsters in betekenisvolle getalle teenwoordig. Deurdat die Chironomidae natuurlike bewoners van die sandbodem is en in die meeste monsters teenwoordig is, is die gebrek aan spesifieke

identifikasie betreurenswaardig. Trouens, hierdie groep kan moontlik tot dieselfde mate as die Oligochaeta bruikbaar wees in kwaliteitstudies en kan ook waarskynlik aanvullend tot die studie van die Oligochaete wees (Harrison, 1960; Brinkhurst, 1965b; Hynes, 1965).

Groep 4. Chironomus

Groep 5. Psychoda

Hierdie twee genera is bekend vir hulle verdraagsaamheid teenoor lae kwaliteitstoestande en is ook maklik identifiseerbaar tot by die genus.

Groep 6. Aphanicercella, Tardigrada, Hydracarina, Diptera larwe, Coleoptera larwe, Hydra, Turbellaria, Prostoma en Ceratopogonidae.

Die eerste vyf sluit in die organismes wat sporadies in die monsters teenwoordig is, terwyl die volgende drie relatief dikwels teenwoordig is, hoewel hulle lewensbehoefte meestal onbekend is. Ceratopogonidae kom ook dikwels voor en die opmerkings wat gemaak is ten opsigte van die Chironomidae geld ook ten opsigte van hulle. Gesamentlik word al die organismes in groep 6 geplaas omdat hulle relatief sessiel en normale bewoners van die sandbodem is.

Groep 7. Hemiptera, Coleoptera (volgroeides), Decapoda, Ephemeroptera, Mollusca, Trichoptera, Odonota.

In die groep is al die relatief beweeglike organismes ingesluit. Sommige is moontlik net tydelik besoekers aan die habitat terwyl ander gewoonlik sporadies in die monsters teenwoordig is. Hoewel sommige Trichoptera-larwe en Odonata-larwe normale bewoners van die sandbodem is, word hulle relatief selde in die monsters gevind. Met 'n studie van skoon water sal hierdie organismes egter belangrik wees in die predator - prooi verhouding wat 'n belangrike rol in de beheer van diergemeenskappe speel.

Die getalle van hierdie groepe in die verskillende sub-grade word in tabelle 32 tot 35 weergegee, en in figuur 19 word die gemiddelde digtheid van elke groep in die skoon, gemiddelde en "hoe organiesverrykte water weergegee. Hieruit blyk dit dat,

Tabel 32 : Diergroepen en hulle getalle, teenwoordig, in bevestigde skoon water na aanleiding van die gegewens wat in die Drie Riviere-gebied versamel is (278 cm<sup>2</sup> sandbodemmonsters).

Monsterpunte:	L3a	Q6	D8	D12	Q8	O1	B4	G3	D3	F4	L3b	F1	D3a	G6	K1	G5	G2	Q1	J1	B1	D1	K2	D14	S1	E2	D2	E3	G1	D18	Q2	L1	Q4	J4	L2	D13	L4	E1	H1	
Chironomidae	89	24	75	93	175	161	10	10		1	19	152	105		3	503	57	120	213	21	105	704	262			16	8	2	25	2	68	103	589	112	63	236	22	149	
Entomostraca			4		33	16				8	72	16	64				16	243	8		8	56	17		8	24	32		9		91		57	224	1548	104	128		
Nematoda	18		4		147			24	1	64	16		16	24	1	32		34	43	8	16	1		24	9	34	152	169	8	128	32	11	117	24	8	9	200	40	
Chironomus																																					1		
Psychoda										8																													
Sessiele groep	8		20	14	41	26	8	17	20	16	17	89	58	33	2	19	13	54	63		43	168	14	306	10	31	1	57	26	42		24	54	22	8	9	9	111	
Beweeglike groep		4	1	5	4	21	5		11	9		22	37	8			11	11	7	2	21	42	52				9	8	3			10	23	26	55	58	2		

Tabel 33 : Diergroepe en hulle getalle in vermoedelike skoon water na aanleiding van die gegewens wat in die Drie Riviere-gebied versamel is. (278 cm.<sup>2</sup> sandbodemmonsters).

Monsterpunte	G4	N1	L7	E4
Chironomidae	281	31	5	
Entomostraca	16		282	112
Nematoda	24		1	240
Chironomus				
Psychoda				
Sessiele groep	1	4	1	
Beweeglike groep		5		

Tabel 34 : Diergroepen en hulle getalle, teenwoordig in gemiddelde organiesverrykte water na aanleiding van die gegewens wat in die Drie Riviere-gebied versamel is. (278 cm<sup>2</sup> sandbodemmonsters)

Monsterpunte:	Bevestig					Vermoedelik						
	R1	M2	K3	F2	B3	Q5	Q3	D20	K4	D16	D11	L6
Chironomidae	11	73	51		10					35	22	9
Entomostraca	186	192	24		840	208					144	552
Nematoda	185	64	8	184	238	64	97		41	69	48	152
Chironomus	119											
Psychoda	56											
Sessiele groep	46	53	26	1		11	11		117	160	74	41
Beweeglike groep	1	16	10				1		2	8	13	1

Tabel 35 : Diergroepe en hulle getalle, teenwoordig in hoe "organiesverrykte water na aanleiding van die gegewens wat in die Drie Riviere-gebied versamel is. (278 cm.<sup>2</sup> sandbodemmonsters).

Monsterpunt	Bevestig							Vermoedelik	
	02	Q7	J5a	J6	B2	K5	J9	D9	D10
Chironomidae	4		100	480				8	1
Entomostraca	144	64	920	128			96	12	48
Nematoda	304		620	448	736		544	100	833
Chironomus	7240			6					
Psychoda	14							184	8
Sessiele groep	32		24	326					120
Beweeglike groep		1							

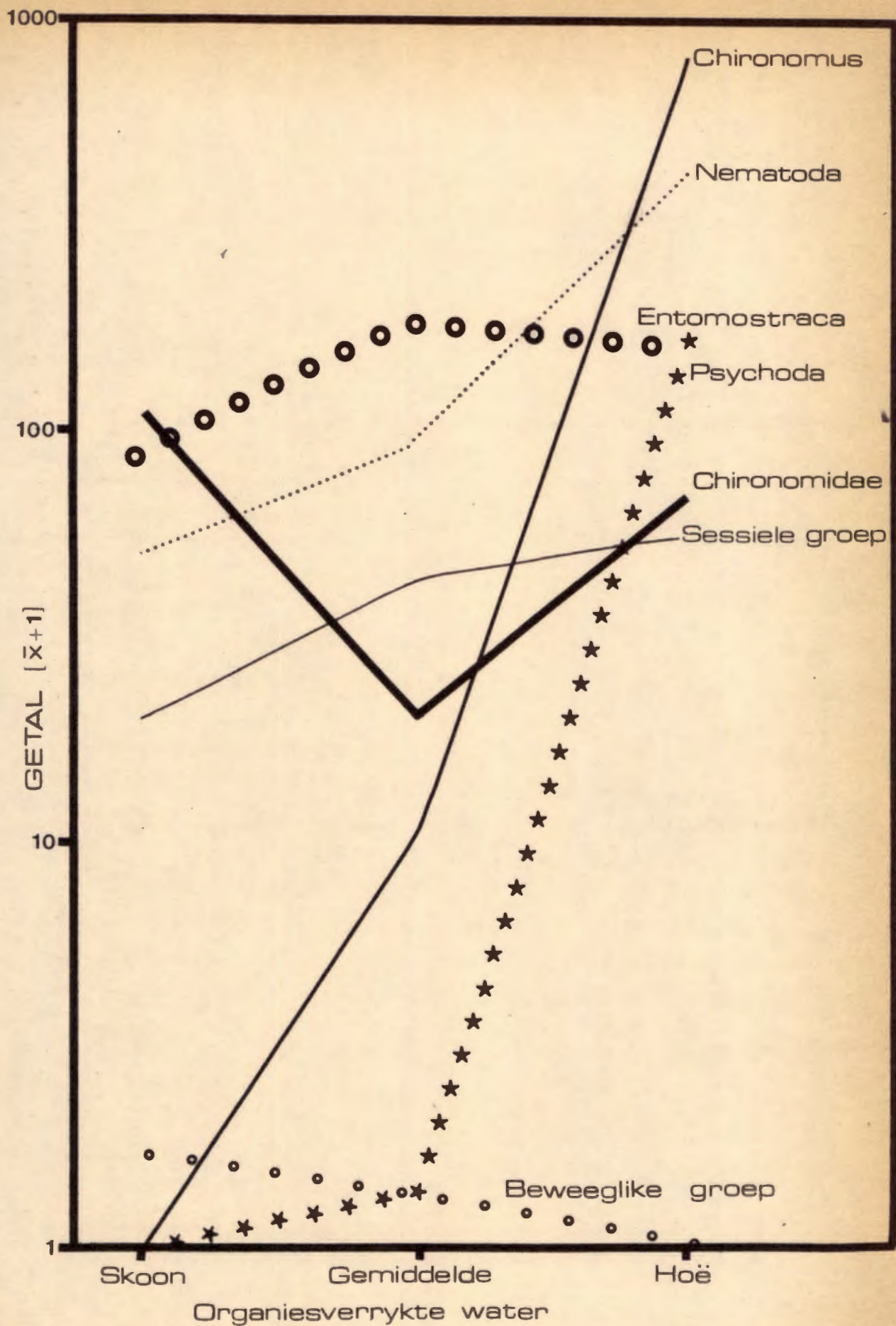


Fig. 19. Die gemiddelde getalle van die nie-oligochaete-komponent in organiesverrykte water.

benewens die Chironomidae, Entomostraca en die beweegbare organismes, al die groepe floreer wanneer die waterkwaliteit versleg. Chironomus en Psychoda vertoon, soos te wagte is, die grootste getalle in hoë organiesverrykte water. Die vermeerdering van die Nematoda is ook aansienlik. Die vermeerdering van die sessiele diere is egter minder prominent.

Die Chironomidae bereik hulle hoogste getal in skoon water, verminder in die gemiddelde graad, en kom in 'n groter getal weer in die hoë organiesverrykte water voor. Die beweeglike groep, daarenteen, verminder geleidelik namate die waterkwaliteit verswak. Die gemiddelde Entomostraca-getalle wissel baie min in die drie sub-grade. Hierdie wisselings van die digtheid is, na aanleiding van die bevindings wat in die literatuur gerapporteer word, te verwagte. Die bevindings steun dus die slotsom dat die biomassa-indeks van die oligochaete die waterkwaliteit weerspieël.

## 8.6 Noukeuriger metodes vir die bepaling van organiese verryking van die water.

Wanneer noukeuriger kwaliteitbepalings van water, wat deur die indeks as normale water uitgewys word, vereis word, moet die ruimteverspreiding van die organismes ook in aanmerking geneem word (bl. 53). Met die bestudering van die verspreidingspatrone word gepoog om die versamelde gegewens te kondenseer, sodat enige gegewe populasie deur 'n paar parameters beskryf kan word, wat dan geredelik met ooreenstemmende parameters van 'n ander populasie vergelyk kan word. Die werklike gemiddelde van 'n reeks monsters van 'n lae digtheid populasie kan in 'n wye veld van waardes lê. Hierdie verskynsel is aan die variasie in die getalle per monster toe te skryf. Indien hierdie variasie as kenmerkend van die populasie beskou word, kan addisionele inligting betreffende die organismes wat bestudeer word, verkry word (Cassie, 1954).

### 8.6.1 Bespreking van metodes.

Metodes wat deur Lloyd (1967) gegee word, waardeur die verspreidingsparameter  $k$  (bl. 59) aan die gemiddelde digtheid gekoppel word, is ondersoek.

Lloyd (1967) het 'n metode voorgestel wat dit moontlik maak om die gemiddelde invloed te bepaal waaraan een individu onderhewig is weens die effek van 'n groep ander individue van dieselfde spesie. Die maatstaf noem hy „Gemiddelde Beknopptheid” wat gemeet kan word deur die formule:  $\bar{x}^* = \bar{x} + \frac{\bar{x}}{k}$ . Die Gemiddelde Beknopptheid ( $\bar{x}^*$ ) is die gemiddelde getal individue per totaal individue in die stel ewekansig geneemde monsters, in teenstelling met die Gemiddelde Digtheid ( $\bar{x}$ ) wat die gemiddelde getal individue per monster van die stel monsters is. Die Gemiddelde Beknopptheid is dus gelyk aan die gemiddelde digtheid plus daardie gedeelte wat die gemiddelde digtheid groter as die verspreidingsparameter  $k$  is.

Die berekende Gemiddelde Beknopptheid en die ander verskillende parameters, wat hieronder bespreek sal word, van die oligochaete word in tabel 36 weergegee.

Bespreking van die resultate word aan die hand van die berekende waardes van P. synclitus gedoen.

Met die toepassing van Lloyd se metodes op die populasie van P. synclitus by monsterlokaliteit 3 (tabel 36) word gevind dat 'n enkele individu 7 dae nadat die meule geopen het, ingeperk word deur 1.14 ander individue van dieselfde soort, en na 'n verdere 7 dae, waarna 'n groei in die populasie plaasgevind het, deur 22.10 ander individue. Hierdie outeur gee ook 'n formule om die betroubaarheid van die benadering van  $\bar{x}^*$  te bepaal nl:

$$SF(\bar{x}^*) = \frac{\bar{x}}{k^2} \sqrt{V(k) + \frac{k(\bar{x} + k)(1 + k)^2}{N\bar{x}}}$$

$$\text{waar } V(k) = \frac{k_1 - k_2}{Z_2 - Z_1} \quad (\text{Bliss, 1953})$$

$$N = \text{Getal monsters.}$$

Berekening volgens hierdie formule is  $\bar{x}^* = 1.14 \pm 0.55$  vir die tweede opname en  $\bar{x}^* = 22.10 \pm 7.37$  vir die derde opname.

Betroubaarheidsgrense (95%) vir beknopptheid is :

Tabel 36 : Berekende syfers van die parameters van al die oligochaete wat in die drie opnames gevind is.

Spesies	Opname	$\bar{x} \pm SF$	$S^2$	$Chi^2$	k	Vk	$T \pm SF$	$\bar{x} \pm SF$	$(x+1) \pm SF$	$\frac{\bar{x}}{x} \pm SF$	I (delta)
Oligochaeta onvolgroeid	1	0.52 $\pm$ 0.20	1.03	52	<0.05						
	2	8.22 $\pm$ 0.97	25.64	81	>10.00						
	3	16.59 $\pm$ 2.13	149.87	235	2.59	0.63	798 $\pm$ 527	23.00 $\pm$ 3.55	24.00 $\pm$ 3.55	1.39 $\pm$ 0.12	1.47
Chaetogaster sp.	1	0.04 $\pm$	0.04	26							
	2	1.74 $\pm$ 0.45	4.81	72	0.83	0.16	-8 $\pm$ 15	3.83 $\pm$ 1.41	4.83 $\pm$ 1.41	2.20 $\pm$ 0.58	2.00
	3	4.74 $\pm$ 0.91	35.35	194	1.27	0.18	18 $\pm$ 91	8.48 $\pm$ 2.05	9.48 $\pm$ 2.05	1.79 $\pm$ 0.26	2.32
Branchiura sowerbyi	1	0.52 $\pm$ 0.38	3.80	190	>10						
	2	0.37 $\pm$ 0.14	0.55	39	0.75	0.72	-0.2 $\pm$ 1	0.86 $\pm$ 0.65	1.86 $\pm$ 0.65	2.33 $\pm$ 1.50	2.40
	3	1.15 $\pm$ 0.31	2.44	55	0.88	0.27	-3 $\pm$ 5	2.45 $\pm$ 1.02	2.45 $\pm$ 1.02	2.13 $\pm$ 0.67	1.97
Stephensoniana trivandana	1										
	2	0.04 $\pm$	0.04	26							
	3	6.07 $\pm$ 0.90	28.99	124	2.33	0.75	96 $\pm$ 53	8.68 $\pm$ 1.61	9.68 $\pm$ 1.61	1.43 $\pm$ 1.60	1.60
Allonais inaequalis	1										
	2	0.04 $\pm$	0.04	26							
	3	0.26 $\pm$ 0.09	0.20	20							
Limnodrilus groep	1	0.70 $\pm$ 0.22	1.37	51	0.84	0.40	-1 $\pm$ 2	1.54 $\pm$ 0.78	2.54 $\pm$ 0.78	2.18 $\pm$ 0.88	2.37
	2	0.85 $\pm$ 0.18	0.90	27	>10						
	3	1.30 $\pm$ 0.39	3.91	78	0.62	0.09	-7 $\pm$ 13	3.40 $\pm$ 1.43	4.40 $\pm$ 1.43	2.62 $\pm$ 0.78	2.54
Dero (Aulophorus) furcatus	1										
	2										
	3	0.44 $\pm$ 0.16	0.79	47	0.69	0.39	-0.3 $\pm$ 1	1.10 $\pm$ 0.71	2.10 $\pm$ 0.71	2.45 $\pm$ 1.32	2.86
Pristina synclitus	1										
	2	0.67 $\pm$ 0.19	1.16	50	1.42	0.07	0.2 $\pm$ 0.9	1.14 $\pm$ 0.55	2.14 $\pm$ 0.55	1.00 $\pm$ 0.66	2.12
	3	7.78 $\pm$ 2.10	105.56	353	0.54	0.03	-1166 $\pm$ 2335	22.10 $\pm$ 7.37	23.10 $\pm$ 7.37	2.84 $\pm$ 0.56	2.56

opname 2 : (0.04 <  $\frac{*}{x}$  < 2.24)  
 Opname 3 : (7.36 <  $\frac{*}{x}$  < 36.84)

Dit kan dus met 95% vertroue gestel word dat P. synclitus deur tussen 0.04 tot 2.24 (gedurende die tweede opname) en deur tussen 7.36 tot 36.84 (gedurende die derde opname) ander individue van dieselfde spesie ingeperk word. Gemiddelde beknopteheid is gelyk aan die Gemiddelde Digtheid in 'n ewekansig verspreide dierpopulasie.

Lloyd (1967) dui egter aan dat  $\frac{*}{x}$  tot 'n mate ook 'n funksie van die monsterringseenheid is. Hy ondersoek gevolglik die verhouding van die Gemiddelde Beknopteheid tot die Gemiddelde Digtheid  $\frac{\frac{*}{x}}{\bar{x}}$ ,

en noem hierdie verhouding „kollerigheid” en vergelyk dit met 'n indeks (I-delta) wat deur Morisita (1964) as onafhanklik van die monsterringseenheid bevind is. Hy vind dan ook dat kollerigheid en I-delta identiese resultate gee. Die berekende kollerigheid en I-delta waardes vir P. synclitus word in tabel 37 aangedui en word deur middel van die volgende formules bereken :

$$\frac{\frac{*}{x}}{\bar{x}} = 1 + \frac{1}{k}$$

en

$$SF \left( \frac{\frac{*}{x}}{\bar{x}} \right) = \frac{1}{k^2} \sqrt{V_k}$$

en

$$I\text{-delta} = N \frac{\sum(f_x (x - 1))}{\sum f_x (\sum f_x - 1)}$$

$f_x$  = frekwensie van monstereenhede waarin x-getalle teenwoordig was.

Tabel 37 : 'n Vergelyking van die kollerigheid van I-delta waardes van P. synclitus.

Opname	$\frac{\frac{*}{x}}{\bar{x}}$	I-delta
1	-	-
2	1.00 ± 0.66	2.12
3	2.84 ± 0.56	2.56

Kollerigheid, volgens Lloyd (1967), is 'n uitdrukking van hoeveel maal meer beknop 'n individu op 'n gemiddelde basis is, as wat hy wou gewees het as die populasie 'n ewekansige verspreiding sou gehad het. Noodwendig moet die kollerigheid van 'n ewekansige verspreiding = 1 wees. Met 95% vertroue kan dus bereken word dat P. synclitus gedurende die tweede opname tussen 0.38 en 3.02 maal meer beknop is as wat dit sou wees as die populasie ewekansig versprei was. Vir die derde opname is die syfers:

$$(1.12 < \frac{\bar{x}^*}{\bar{x}} < 3.96)$$

Die afleiding van Lloyd (1967) dat die kollerigheid en I-delta waarde ooreenstem word met die huidige studie bevestig, soos blyk uit 'n vergelyking van die waardes wat hier bereken is (tabel 36).

Indien beknoptheid die resultaat is van die werking van 'n digtheidsafhanklike faktor (soos voedsel moontlik kon wees in die huidige ondersoek) kan 'n mens sê dat 'n individu homself inperk deur vandag te eet wat hy andersins more kon gehad het. Om 'n maatstaf van hierdie verskynsel te verkry stel Lloyd (1967) „Gemiddelde Aanvraag“ ( $\bar{x}^* + 1$ ) voor en die standaardfout is dieselfde as vir Gemiddelde Beknoptheid.

Die berekende getalle vir P. synclitus is :

in opname 1	-
in opname 2	2.14 ± 0.55
in opname 3	23.10 ± 7.37

Die syfers dui aan dat, op 'n gemiddelde basis, voordat verryking voorgekom het, P. synclitus so sporadies in 'n sekere area leef dat hulle nie in die monsters teenwoordig is nie hoewel dit bekend is dat hulle in die area voorkom, maar 7 dae na die verryking van die habitat was daar 2.14 individue van dieselfde spesie in 'n area, net so groot soos die monstergrootte, en na 'n verdere 14 dae van aanhoudende verryking was daar 23.10 individue.

Met 95% betroubaarheidsgrense is die gevolgtrekking :

$$\begin{array}{l} \text{in opname 2} \quad (1.04 < (\bar{x}^* + 1) < 3.24) \\ \text{in opname 3} \quad (8.36 < (\bar{x}^* + 1) < 37.84) \end{array}$$

Vanuit die oogpunt van waterkwaliteit kan dit dus gestel word dat 23 individue na 21 dae van organiese verryking onderhou kon word in 'n bodem-area van 10 vierkante sentimeters, terwyl slegs 2

onderhou kon word 7 dae na verryking, en minder as 1 voor die verryking. Deur dus die „Gemiddelde Aanvraag” van enige rivier op 'n ad hoc basis te meet kan bepaal word wat die vlak van beskikbare energie vir die betrokke spesie is en sodoende (aangesien organiese verryking daardie vlak verhoog) die vlak van organiese materiaal beskikbaar vir die spesies in die bodem. Die maatstaf kan dus gebruik word om die omvang van besoedeling van die rivier by die monsterpunt te meet.

Die berekenings van die parameters t.o.v. van al die oligochaete wat in die monsters gevind is, word in tabel 36 aangedui, en die syfers kan op dieselfde manier interpreteer word as die syfers van P. synclitus hierbo.

Die totaal van die individuele spesies se Gemiddelde Aanvraag - nadat die nodige transformasie in verhouding tot hulle „biomassa” gemaak is - sal dan as 'n maatstaf gebruik kan word om die omvang van besoedeling van die rivier by die individuele monsterpunte te meet. Die transformasie volgens gewig soos wat hierbo gedoen is, is nie ten volle bevredigend nie, want die voordeel wat verkry word deur addisioneel gebruik te maak van die ruimteverspreiding sal moontlik geelimineer word deur die mate van onnoukeurigheid wat deur die transformasie veroorsaak word. Byvoorbeeld, met die transformasie is aangeneem dat alle getelde individue volgroeid is, wat duidelik nie die geval is nie.

In tabel 36 word verskeie ander berekenings weergegee wat nie in die huidige ontleding in verband met die waterkwaliteit gebring word nie. Hierdie ontledings is gedoen in 'n poging om meer inligting i.v.m. die eienskappe van die oligochaetepopulasie te bekom. Dit is voor-die-hand-iggend dat met die breër kennis 'n beter interpretasie t.o.v. die waterkwaliteit moontlik is. Sommige van die gegewens was egter nie van 'n genoegsame onvangryke aard om bevredigende algemene interpretasies te maak nie. Byvoorbeeld, Lloyd (1967) gebruik die onderlinge veranderings van die Gemiddelde Digtheid, Gemiddelde Aanvraag en Kollerigheid om die beherende faktore wat die struktuur van die populasie beheer, te bepaal. In die toekoms wanneer meer gegewens van hierdie aard beskikbaar is, sal die toepassing van hierdie tegniek moontlik gebruik kan word vir 'n meer betroubare ordening van die veranderings in die populasiestruktuur t.o.v. van die waterkwaliteit.

'n Studie van die ruimteverspreiding behels gewoonlik meer werk as die huidig aanvaarde metodes vir die bepaling van besoedeling. Dit is veral waar wanneer die digtheid van die diere taamlik hoog is. Gelukkig is die teenwoordigheid van besoedeling in gevalle waar die diergetalle hoog is selde te betwyfel, en kan die water gewoonlik reeds as van lae kwaliteit beskryf word, sodat 'n meer betroubare bepaling, soos wat hier voorgestel word, nie nodig is nie.

Om die ondersoeker se taak te verlig indien die voorgestelde metodes gevolg word, kan twee stelle monsters geneem word in ad hoc-opnames: die een stel volgens die gebruikelike manier, en die ander 'n stel ewekansige monsters. Indien nodig, kan die ewekansige stel ook ontleed word. Sodoende is 'n reserwe stel monsters beskikbaar wat moontlik uitsluitel kan gee en die herbesoek van monsterlokaliteite uitskakel (bl. 81 ).

Benewens hierdie maatreel is met die huidige studie ook ondersoek ingestel na die betroubaarheid van die gegewens indien die getal monsters in die ewekansige stel verminder sou word.

Southwood (1966) gee die volgende formule waarmee die getal monsters wat nodig is vir die bepaling van die gemiddelde digtheid (met 95% betroubaarheid) binne 10% van die werklike gemiddelde bereken word:

$$N = \frac{t \cdot SF(\bar{x})}{D \bar{x}}$$

t = in die huidige geval 2.02

D = 0.1 (vir 10%)

Indien hierdie formule toegepas word op die gegewens van P. synclitus blyk dit dat ongeveer 6 monsters nodig was vir die tweede opname en 8 vir die derde opname.

As 'n toets vir die betroubaarheid van so 'n vermindering van die monsters is al die parameters ten opsigte van P. synclitus van die derde opname herhaaldelik bereken met 'n progressiewe vermindering van die getal monsters wat gebruik is. Die monster wat die laaste geneem is, is elke keer buite rekening gelaat. Die resultate word in tabel 38 weergegee.

Deur die opeenvolgende berekenings van bo na onder te volg kan die geslaagdheid van die aantal monsters beoordeel word.

Met inagneming van hierdie resultate en met sekere ekonomiese oorwegings blyk 9 monsters voldoende te wees, wat dan ook 93 cm.<sup>2</sup> bodemoppervlakte sal monster soos met al die ander Nonotiriviermonsters gedoen is.

#### 8.6.2 Toepassing van voorgestelde metodes.

Twee opnames is op 11 Oktober en 8 November by monsterpunte 6, 9 en 12 in die Nonotirivier gedoen om die toepassing van die voorgestelde metode te illustreer. Ewekansige monsters is by elke monsterpunt geneem en ontleed volgens die prosedure wat hierbo bespreek is. Die ontledings en die statistiese verwerkings daarvan word in tabelle 39 - 44 weergegee. In tabel 45 word die

Tabel 38 : Berekenende parameters van die P. synclitus-populasie nadat die getal monsters (N) verminder is.

N	$\bar{x} \pm SF$	$S^2$	$Chi^2$	k	Vk	$T \pm SF$	$\bar{x}^* \pm SF$	$(\bar{x}+1) \pm SF$	$\frac{\bar{x}^*}{\bar{x}} \pm SF$	I (delta)
27	7.78 ± 2.10	105.56	353	0.54	0.03	-1166 ± 2335	22.10 ± 7.37	23.10 ± 7.37	2.84 ± 0.56	2.56
26	7.88 ± 2.22	109.47	347	0.52	0.03	-1308 ± 2799	23.19 ± 8.05	24.19 ± 8.05	2.94 ± 0.60	2.58
25	8.00 ± 2.36	113.67	341	0.49	0.02	-1466 ± 3391	24.42 ± 8.84	25.42 ± 8.84	3.05 ± 0.64	2.59
24	8.33 ± 2.39	115.71	319	0.54	0.03	-1468 ± 3080	23.79 ± 8.40	24.79 ± 8.40	2.85 ± 0.59	2.49
23	8.57 ± 2.56	119.62	307	0.52	0.03	-1594 ± 3749	25.11 ± 9.21	26.11 ± 9.21	2.93 ± 0.62	2.46
22	8.95 ± 2.58	121.66	285	0.58	0.04	-1590 ± 3334	24.36 ± 8.67	25.36 ± 8.67	2.72 ± 0.57	2.35
21	9.38 ± 2.61	123.55	263	0.66	0.05	-1577 ± 2900	23.58 ± 8.08	24.58 ± 8.08	2.51 ± 0.50	2.24
20	9.75 ± 2.78	127.04	248	0.65	0.05	-1666 ± 3397	24.64 ± 8.70	25.64 ± 8.70	2.53 ± 0.53	2.18
19	10.26 ± 2.79	128.54	225	0.77	0.07	-1633 ± 2816	23.67 ± 7.96	24.67 ± 7.96	2.31 ± 0.46	2.07
18	10.28 ± 2.97	136.09	225	0.71	0.06	-1934 ± 3435	24.71 ± 8.78	25.71 ± 8.78	2.40 ± 0.50	2.13
17	9.29 ± 2.79	126.09	217	0.70	0.07	-1595 ± 2740	22.56 ± 8.37	23.56 ± 8.37	2.43 ± 0.53	2.28
16	9.75 ± 3.03	130.73	201	0.70	0.07	-1712 ± 3301	23.77 ± 9.13	24.77 ± 9.13	2.44 ± 0.55	2.20
15	10.07 ± 3.33	138.35	192	0.65	0.07	-2006 ± 4390	25.58 ± 10.45	26.58 ± 10.45	2.54 ± 0.61	2.19
14	10.57 ± 3.68	144.88	178	0.62	0.07	-2228 ± 5769	27.55 ± 11.87	28.55 ± 11.87	2.61 ± 0.66	2.12
13	11.38 ± 3.68	146.92	155	0.79	0.11	-2165 ± 4304	25.83 ± 10.34	26.83 ± 10.34	2.27 ± 0.54	1.97
12	9.67 ± 3.25	118.42	135	0.80	0.13	-1345 ± 2693	21.75 ± 9.11	22.75 ± 9.11	2.25 ± 0.56	2.08
11	10.09 ± 3.68	127.89	127	0.73	0.11	-1684 ± 3906	23.87 ± 10.84	24.87 ± 10.84	2.37 ± 0.64	2.06
10	10.40 ± 4.21	140.93	122	0.65	0.10	-2220 ± 5933	26.45 ± 13.23	27.45 ± 13.23	2.54 ± 0.75	2.09
9	11.00 ± 4.94	154.50	112	0.58	0.09	-2795 ± 9576	29.99 ± 16.58	30.99 ± 16.58	2.73 ± 0.88	2.06
8	9.75 ± 4.96	160.50	115	0.51	0.07	-3156 ± 9689	28.94 ± 17.97	29.94 ± 17.97	2.97 ± 1.06	2.41
7	10.86 ± 6.07	175.80	97	0.48	0.08	-3704 ± 1647	33.62 ± 23.05	34.62 ± 23.05	3.10 ± 1.23	2.22
6	6.89 ± 4.10	74.97	55	0.50	0.11	-980 ± 4193	20.60 ± 15.57	21.60 ± 15.57	3.02 ± 1.38	2.25
5	3.60 ± 2.22	15.30	17	0.62	0.30	-99 ± 4560	9.45 ± 7.96	10.45 ± 7.96	2.63 ± 1.50	1.76
4	3.00 ± 2.62	18.00	18	0.37	0.13	-158 ± 9456	11.12 ± 12.57	12.12 ± 12.57	3.71 ± 2.67	2.36

Tabel 39 : Ontleding van die sandbodemiërgemeenskappe by monsterpunt 6 (11 Oktober 1967).

A. Getal diere per monster (10 cm<sup>2</sup>)

Monsters:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Totaal
Oligochaeta onvolgroeid en stukke	77	39	40	19	1	15	42	10	11	254
Pristina syncylitus	25	24	40	11	2	13	13	35	2	165
Dero (A.) furcatus	0	0	5	1	0	0	0	5	0	11
Stephensoniana trivandrana	1	2	0	2	0	0	2	0	0	7
Branchiura sowerbyi	1	0	3	0	0	1	1	0	2	8
Chaetogaster sp.	0	0	0	0	0	0	6	0	0	6
Limnodrilus groep	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Tubificidae sp.	0	0	2	0	0	0	0	2	0	4
-----										
Nematoda	14	8	7	2	0	5	7	2	0	45
Turbellaria	7	0	3	0	0	3	1	0	0	14
Cyclops sp.	3	0	0	0	0	0	0	1	0	4
Hydra sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Chironomidae	2	1	4	0	0	0	0	0	0	7
<b>Totaal</b>	<b>130</b>	<b>74</b>	<b>104</b>	<b>35</b>	<b>3</b>	<b>37</b>	<b>72</b>	<b>55</b>	<b>17</b>	<b>527</b>

A. Statistiese ontleding

	$\bar{x} \pm SF$	S <sup>2</sup>	k	Vk	T ± SF	$\bar{x} \pm SF$	$\bar{x} \pm SF$	$\frac{\bar{x}}{x} \pm SF$	I (delta)	FO	Chi <sup>2</sup>
Oligochaeta onvolgroeid en stukke	28.22 ± 8.30	556.70	1.35	0.40	-11724 ± 20569	49.21 ± 17.55	50.21 ± 17.55	1.74 ± 0.35	1.59	19.73	157
Pristina syncylitus	18.33 ± 5.03	183.50	1.61	0.64	-2838 ± 3865	29.75 ± 9.96	30.75 ± 9.96	1.62 ± 0.31	1.44	10.00	80
Dero (A.) furcatus	1.22 ± 0.92	4.69	0.23	0.02	-21 ± 141	6.47 ± 6.20	7.47 ± 6.20	5.30 ± 3.13	3.27	3.84	80
Stephensoniana trivandrana	0.78 ± 0.32	0.94							1.29	1.21	10
Branchiura sowerbyi	0.89 ± 0.34	1.11							1.29	1.25	10
Chaetogaster sp.	0.67 ± 0.67	4.00	<0.05								48
Limnodrilus groep	0.11 ± 0.11	0.11									8
Tubificidae sp.	0.44 ± 0.35	0.78							3.00	1.75	14
-----											
Nematoda	5.00 ± 0.35	20.75									33
Turbellaria	1.56 ± 0.92	5.78									30
Cyclops sp.	0.44 ± 0.38	1.03									18
Hydra sp.	0.11 ± 0.11	0.11									8
Chironomidae	0.78 ± 0.51	1.94									20



Tabel 41 : Ontleding van die sandbodemiërgemeenskappe by monsterpunt 12 (11 Oktober 1967).

A. Getal diere per monster (10 cm<sup>2</sup>).

Monsters:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Totaal
Oligochaeta onvolgroeid en stukke	0	2	1	0	4	4	1	2	0	14
Pristina synclitus	5	0	3	11	5	6	7	3	2	42
Naididae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Allonais inaequalis	1	0	1	0	0	0	1	0	0	3
-----										
Chironomidae	7	8	9	14	17	17	2	7	4	85
Baetis sp.	1	2	1	1	3	0	3	1	1	13
Austrocaenis sp.	0	0	0	1	0	0	2	1	0	4
Nematoda	1	1	14	0	0	0	1	0	4	21
Cyclops sp.	11	3	4	8	7	2	15	7	0	57
Ostracoda	1	0	2	1	1	0	0	0	1	6
Anisoptera	1	0	0	0	1	0	0	0	0	2
Totaal	29	16	35	36	38	29	32	21	12	249

B. Statistiese ontleding.

	$\bar{x} \pm SF$	$S^2$	k	Vk	$T \pm SF$	$\bar{x} \pm SF$	$(\bar{x}+1) \pm SF$	$\frac{\bar{x}}{x} \pm SF$	I (delta)	FO	Chi <sup>2</sup>
Oligochaeta onvolgroeid en stukke	1.56 <sup>+</sup> <sub>-</sub> 0.53	2.53							1.38	1.62	13
Pristina synclitus	4.67 <sup>+</sup> <sub>-</sub> 1.06	10.25	4.05	15.80	-19 <sup>+</sup> <sub>-</sub> 22	5.81 <sup>+</sup> <sub>-</sub> 1.74	6.81 <sup>+</sup> <sub>-</sub> 1.74	1.25 <sup>+</sup> <sub>-</sub> 0.24	1.23	2.20	18
Naididae	0.11 <sup>+</sup> <sub>-</sub> 0.11	0.11									8
Allonais inaequalis	0.33 <sup>+</sup> <sub>-</sub> 0.17	0.25									6
-----											
Chironomidae	9.44 <sup>+</sup> <sub>-</sub> 1.77	29.28									25
Baetis sp.	1.44 <sup>+</sup> <sub>-</sub> 0.34	1.03									6
Austrocaenis sp.	0.44 <sup>+</sup> <sub>-</sub> 0.23	0.53									10
Nematoda	2.33 <sup>+</sup> <sub>-</sub> 1.40	20.75									71
Cyclops sp.	6.33 <sup>+</sup> <sub>-</sub> 1.65	22.00									28
Ostracoda	0.67 <sup>+</sup> <sub>-</sub> 0.24	0.50									6
Anisoptera	0.22 <sup>+</sup> <sub>-</sub> 0.15	0.19									7

Tabel 42 : Ontleding van die sandbodemiërgemeenskappe by monsterpunt 6 (8 November 1967).

A. Getal diere per monster (10 cm<sup>2</sup>).

Monsters	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Totaal
Oligochaeta onvolgroeid en stukke	4	4	11	3	5	2	7	3	6	45
Pristina synclitus	0	0	1	0	0	1	1	0	0	3
Branchiura sowerbyi	3	0	1	1	2	1	6	6	7	27
Dero (A.) furcatus	17	2	2	3	3	0	11	2	7	47
Limnodrilus groep	2	2	0	4	2	6	5	3	1	25
Stephensoniana trivandrana	11	5	32	1	3	1	24	9	5	91
Tubificidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
-----										
Nematoda	1	1	2	0	0	0	1	0	0	5
Turbellaria	1	1	0	0	2	0	0	1	0	5
Chironomidae	1	1	2	0	0	0	0	1	1	6
Cyclops sp.	0	0	0	0	1	1	0	0	0	2
Totaal	40	16	51	12	19	12	55	25	27	257

B. Statistiese ontleding

	$\bar{x} \pm SF$	$s^2$	k	Vk	T $\pm$ SF	$\bar{x} \pm SF$	$(x+1) \pm SF$	$\frac{\sum x}{x} \pm SF$	I (delta)	FO	Chi <sup>2</sup>
Oligochaeta onvolgroeid en stukke	5.00 $\pm$ 0.84	7.50							1.09	1.50	12
Pristina synclitus	0.33 $\pm$ 0.17	0.25									6
Branchiura sowerbyi	3.00 $\pm$ 0.88	7.00	2.23	3.92	- 18 $\pm$ 19	4.34 $\pm$ 0.40	5.34 $\pm$ 0.40	1.45 $\pm$ 0.40	1.41	2.33	19
Dero (A.) furcatus	5.22 $\pm$ 1.70	30.44	1.31	0.61	- 150 $\pm$ 189	9.20 $\pm$ 3.81	10.20 $\pm$ 3.81	1.76 $\pm$ 0.45	1.84	5.83	47
Limnodrilus groep	2.78 $\pm$ 0.61	3.69							1.11	1.33	11
Stephensoniana trivandrana	10.11 $\pm$ 3.37	117.86	1.11	0.29	-1405 $\pm$ 1690	19.25 $\pm$ 7.83	20.25 $\pm$ 7.83	1.90 $\pm$ 0.44	1.95	11.66	93
Tubificidae	0.11 $\pm$ 0.11	0.11									8
-----											
Nematoda	0.56 $\pm$ 0.24	0.53									8
Turbellaria	0.56 $\pm$ 0.24	0.53									8
Chironomidae	0.67 $\pm$ 0.24	0.50									8
Cyclops sp.	0.22 $\pm$ 0.15	0.19									7

Tabel 43 : Ontleding van die sandbodemiërgemeenskappe by monsterpunt 9 (8 November 1967).

A. Getal diere per monster (10 cm<sup>2</sup>).

Monster	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Totaal
Oligochaeta onvolgroeid en stukke	22	1	8	8	7	2	28	24	24	124
Pristina synclitus	0	0	3	0	0	2	1	0	0	6
Dero (A.) furcatus	1	2	0	0	0	1	0	1	0	5
Limnodrilus groep	1	1	4	1	0	0	0	0	1	8
Stephensoniana trivandrana	3	1	1	0	1	2	1	1	1	11
Branchiura sowerbyi	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Chaetogaster sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<hr/>										
Baetidae	0	0	3	1	2	1	1	0	0	8
Chironomidae	0	1	5	2	2	31	2	1	1	45
Nematoda	1	0	2	0	0	1	1	0	0	5
Cyclops sp.	18	15	57	12	28	28	22	3	25	208
Turbellaria	46	1	2	4	1	0	0	23	5	82
Ostracoda	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Anisoptera	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Caradina nilotica	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Totaal	94	22	88	28	41	68	56	53	57	507

B. Statistiese ontleding

	$\bar{x} \pm SF$	S <sup>2</sup>	k	Vk	T $\pm$ SF	$\frac{\sum x}{n} \pm SF$	$\frac{\sum (x+1)}{n} \pm SF$	$\frac{\sum \frac{x}{x}}{n} \pm SF$	I (delta)	FO	Chi <sup>2</sup>
Oligochaeta onvolgroeid en stukke	13.78 $\pm$ 3.94	111.69	1.50	0.60	-1571 $\pm$ 2011	22.94 $\pm$ 8.08	23.94 $\pm$ 8.08	1.67 $\pm$ 0.34	1.46	8.11	65
Pristina synclitus	0.67 $\pm$ 0.41	1.25							2.40	1.88	15
Dero (A.) furcatus	0.56 $\pm$ 0.24	0.53									8
Limnodrilus groep	0.89 $\pm$ 0.39	1.61							1.93	1.81	15
Stephensoniana trivandrana	1.22 $\pm$ 0.28	0.69									5
Branchiura sowerbyi	0.11 $\pm$ 0.11	0.11									8
Chaetogaster sp.	0.11 $\pm$ 0.11	0.11									8
<hr/>											
Baetidae	0.89 $\pm$ 0.34	1.11									10
Chironomidae	5.00 $\pm$ 2.29	97.00									155
Nematoda	0.56 $\pm$ 0.24	0.53									8
Cyclops sp.	23.11 $\pm$ 4.87	227.61									79
Turbellaria	9.11 $\pm$ 6.94	243.11									213
Ostracoda	0.11 $\pm$ 0.11	0.11									8
Anisoptera	0.11 $\pm$ 0.11	0.11									8
Caradina nilotica	0.11 $\pm$ 0.11	0.11									8



Tabel 45 : Die gemiddelde aanvraag by verskillende monsterpunte in die Nonotirivier ten tye van vyf opnames.

Datum van opname:	19.4.67	3.5.67	17.5.67	11.10.67			8.11.67		
Monsterpunt:	3	3	3	6	9	12	6	9	12
<i>Pristina synclitus</i>	0	2.1	23.1	30.8	35.8	6.8	1.3	1.7	9.4
<i>Limnodrilus</i> groep	2.5	1.9	4.4	1.1	0	0	3.8	1.9	1.3
<i>Dero</i> (A.) <i>furcatus</i>	0	0	2.1	7.5	0	0	10.2	1.6	0
<i>Oligochaeta</i> (onvolgroeid)	1.5	9.2	24.0	50.2	26.1	2.6	6.0	23.9	4.9
<i>Chaetogaster</i> sp.	1.0	4.8	9.5	1.7	0	0	0	1.1	0
<i>Branchiura sowerbyi</i>	1.5	1.9	2.5	1.9	0	0	5.3	1.1	0
<i>Stephensoniana trivandrana</i>	0	1.0	9.7	1.8	0	0	20.3	2.2	0
<i>Allonais inaequalis</i>	0	1.0	1.3	0	0	1.3	0	0	0
Tubificidae	0	0	0	1.4	0	0	1.1	0	0
Naididae	0	0	0	0	0	1.1	0	0	0
Biomassa-indeks per 278 cm <sup>2</sup> oppervlakte:	150	164	305	204	37	5	407	132	43

Gemiddelde Aanvraag van hierdie opnames uitgesonder. Die Gemiddelde Aanvraag van die drie opnames wat hierbo bespreek is (bl. 112) word ook in die tabel weergegee.

Om die Gemiddelde Aanvraag te transformeer tot 'n biomassa-indeks is dit nodig om 'n statistiese gewig aan die getalle toe te ken. Die statistiese gewigte wat hierbo gebruik is, is egter nie noukeurig genoeg om ten volle reg aan die huidige ontleding te laat geskied nie. Vir die bepaling van die biomassa-indeks sal die metode wat Hynes (1968) voorstel meer bevredigend wees, maar aangesien hierdie metode nie ten tye van die huidige studie beskikbaar was nie, word ter illustrasie van die prosedure, van die biomassa-indeksbepaling soos dit gedoen is in die huidige studie, gebruik gemaak. Die resultaat word in tabel 45 weergegee.

Die vermindering van die biomassa-indeks stroomafwaarts ten tye van die opnames op 11/10/67 en 8/11/67, dui die verminderde aanvraag na lewensbenodigdhede deur die oligochaete aan. Gevolglik, dui dit 'n vermindering van organiese verryking aan.

Die verhoogde biomassa-indeks ten tye van die tweede opname (8/11/67) vergeleke met die eerste opname (11/10/67), dui aan dat 'n algehele verhoging van organiese verryking in hierdie deel van die rivier voorgekom het tussen die twee datums. Die opname van 11/10/67 val saam met die einde van die droë seisoen terwyl die opname van 8/11/67 saamval met die reenseisoen (bylae E). Die verhoging in organiese verryking kan dus toegeskryf word aan organiese materiaal wat uit gebiede nader aan die suikermeule meegevoer word deur die sterker vloed in die rivier.

Uit 'n vergelyking van die biomassa-indeks met die wat by monsterpunt 3 verkry is gedurende vroeër opnames net voor en net na die aanvang van die maalseisoen, blyk dat monsterpunt 6 op 11/10/67 meer verryk was as 7 dae na die aanvang van die maalseisoen en minder verryk as 21 dae daarna. Op 8/11/67 was die verryking meer as die wat na 21 dae van verryking by monsterpunt 3 gevind is. 'n Soortgelyke vergelyking tussen beide opnames van monsterpunte 9 en 12 met die opnames by monsterpunt 3 illustreer die relatiewe mate van organiese verryking.

8.7 Metodes om die inter- en intraspesiekompetisie te bepaal vir moontlike gebruik in die toekoms as addisionele kriteriums vir die bepaling van die waterkwaliteit.

'n Belangrike aspek van die ondersoek na die verband tussen die dierpopulasies en die waterkwaliteit, is die inter- en intraspesiekompetisie, want soos genoem (bl. 61), word die populasiestruktuur beheer deur beide abiotiese (o.a. waterkwaliteit) en biotiese faktore (spesiekompetisie). Byvoorbeeld, een spesie kan gedurende verryking van die habitat ten koste van 'n ander vermeerder (Brinkhurst e.a., 1965a) soos hierbo (bl. 104) bespreek is met die gedragspatrone van sommige spesies. Kwantitatiewe inligting i.v.m. hierdie wisselwerking is dus van belang vir die formulering van 'n betroubare indeks van waterkwaliteit.

Hierbo, in die ondersoek na Gemiddelde Beknophheid, is die intraspesiekompetisie numeries bepaal. Lloyd (1967) beskryf egter ook metodes om die interspesiekompetisie te ondersoek. Hierdie maatstaf noem hy Gemiddelde Beknophheid tussen spesies en dit word soos volg bereken :

die mate waartoe spesie 1 deur spesie 2 ingeperk word as :

$$*x_{1-2} = \frac{\sum_{j=1} x_{1j} x_{2j}}{\sum_{j=1} x_{j1}}$$

en die inperking van spesie 2 deur spesie 1 as :

$$*x_{2-1} = \frac{\sum_{j=1} x_{1j} x_{2j}}{\sum_{j=1} x_{2j}}$$

waar x die getal per monster is.

'n Standaardfout vir hierdie berekenings is nie beskikbaar nie.

Die Gemiddelde Beknophheid tussen spesies ten tye van drie opnames by monsterpunt 3 word in tabelle 46 - 48 weergegee.

Tabel 46 : Gemiddelde beknopteheid tussens spesies ten tye van  
19 April 1967 by monsterpunt 3:

	Limnodrilus groep	Oligochaeta onvolgroeid	Branchiura sowerbyi	Chaetogaster sp.	Getal inperkende spesies
Limnodrilus groep	1.5	<u>0.8</u>	0.5	<u>0.1</u>	2
Oligochaeta onvolgroeid	<u>1.1</u>	0.5	0.0	0.0	1
Branchiura sowerbyi	0.7	0.0	0.5	0.0	0
Chaetogaster sp.	<u>2.0</u>	0.0	0.0	0.04	1
Gemiddelde digtheid	0.7	0.5	0.5	0.04	

Tabel 47 : Gemiddelde beknoptheid tussen spesies ten tye van  
3 Mei 1967 by monsterpunt 3.

	Limnodrilus groep	Oligochaeta onvolgroeid	Branchiura sowerbyi	Chaetogaster sp.	Pristina synclitus	Stephensoniana trivandrana	Allonais inaequalis	Pristina ? jenkiniae	Getal inperkende spesies
Limnodrilus groep	0.9	<u>10.1</u>	<u>0.7</u>	<u>2.3</u>	<u>1.3</u>	<u>0.1</u>	<u>0.1</u>	0.0	6
Oligochaeta onvolgroeid	0.7	8.2	<u>0.6</u>	1.7	<u>1.0</u>	0.0	0.0	0.0	2
Branchiura sowerbyi	<u>1.6</u>	<u>13.8</u>	0.9	<u>2.1</u>	<u>1.3</u>	0.0	<u>0.3</u>	0.0	5
Chaetogaster sp.	<u>1.1</u>	<u>9.4</u>	0.4	3.8	<u>0.8</u>	<u>0.1</u>	<u>0.1</u>	0.0	5
Pristina synclitus	<u>1.7</u>	<u>14.1</u>	<u>0.7</u>	<u>2.0</u>	1.1	0.0	<u>0.1</u>	<u>0.1</u>	6
Stephensoniana trivandrana	<u>2.0</u>	6.0	0.0	<u>4.0</u>	0.0	0.04	0.0	0.0	2
Allonais inaequalis	<u>2.0</u>	<u>9.0</u>	<u>3.0</u>	<u>3.0</u>	<u>1.0</u>	0.0	0.04	0.0	5
Pristina ? jenkiniae	0.0	<u>11.0</u>	0	<u>2.0</u>	<u>2.0</u>	0.0	0.0	0.04	3
Gemiddelde digtheid	0.9	8.2	0.4	1.7	0.7	0.04	0.04	0.04	

Tabel 48 : Gemiddelde beknoptheid tussen spesies ten tye van 17 Mei 1967  
by monsterpunt 3.

	Limnodrilus groep	Oligochaeta onvolgroeid	Branchiura sowerbyi	Chaetogaster sp.	Pristina synclitus	Stephensoniana trivandrana	Allonais inaequalis	Nais communis	Dero (A.) furcatus	Naididae	Getal inperkende spesies
Limnodrilus groep	3.4	11.2	<u>1.8</u>	<u>5.3</u>	<u>15.6</u>	<u>7.9</u>	<u>0.4</u>	0.1	<u>0.5</u>	0.1	6
Oligochaeta onvolgroeid	0.8	23.0	0.9	4.1	7.4	5.8	<u>2.9</u>	0.1	<u>0.6</u>	0.1	2
Branchiura sowerbyi	<u>2.1</u>	13.7	2.5	<u>7.2</u>	7.8	4.8	0.3	0.1	0.3	0	2
Chaetogaster sp.	<u>1.4</u>	14.1	<u>1.8</u>	8.5	<u>8.6</u>	<u>7.0</u>	0.1	0	0.3	0	4
Pristina synclitus	<u>2.6</u>	15.9	1.2	<u>5.2</u>	22.1	<u>6.2</u>	<u>0.4</u>	0.1	<u>3.8</u>	0.1	5
Stephensoniana trivandrana	<u>1.7</u>	15.6	0.9	<u>5.5</u>	<u>7.9</u>	8.7	0.2	0.1	0.5	0.1	3
Allonais inaequalis	<u>2.1</u>	17.4	1.3	2.4	<u>11.4</u>	4.8	0.3	0	1.0	0	4
Nais communis	1.0	16.0	1.0	2.0	<u>9.0</u>	6.0	0	0.1	0	0	1
Dero (A.) furcatus	<u>1.8</u>	<u>22.6</u>	0.8	3.7	6.7	<u>6.6</u>	<u>0.6</u>	0	1.1	0	3
Naididae	1.0	<u>18.0</u>	0.5	3.5	6.0	4.5	0	0	0	0.1	1
Gemiddelde digtheid	1.3	16.6	1.2	4.7	7.8	6.1	0.3	0.1	0.4	0.1	

Wanneer die syfers in hierdie tabelle (die diagonale inskrywings uitgesonder) met die gemiddelde digtheid wat onderaan elke kolom weergegee word, vergelyk word, en dit blyk dat die Gemiddelde Beknopenheid tussen spesie 1 en spesie 2 groter is as die Gemiddelde Digtheid van spesie 2, dui dit aan dat spesie 1 meer ingeperk word deur spesie 2 as wat die geval sou gewees het as beide spesies onafhanklik van mekaar verspreid was. Die algemene formule vir die vergelying is  $\bar{x}_{rt}^* > \bar{x}_t$ , waar r en t verskillende spesies is. Diesulke gevalle is onderstreep in die tabelle.

Die syfers in die rye van tabelle 46 - 48 toon op 'n gemiddelde basis aan hoe die populasie vir elke betrokke spesie voorkom. Byvoorbeeld : 'n enkele B. sowerbyi in die derde opname is onderworpe aan die invloede van 2.5 ander individue van dieselfde spesie, 13.7 onvolgroeide oligochaete individue, 7.2 individue van Chaetogaster sp. en 2.1, 7.8, 4.8, 0.3, 0.1, 0.3 individue van respektiewelik Limnodrilus groep, P. synclitus, S. trivandranana, A. inaequalis, Nais sp. en D. (A.) furcatus. Net in die gevalle van Limnodrilus groep en Chaetogaster sp. is die inperking waar daar vir dieselfde natuurlike hulpbron gekompeteer word, stremmend op B. sowerbyi.

Wanneer die betekenisvolle wisselwerkings in die opnames ondersoek word, word gevind dat B. sowerbyi bv., deur geen ander spesies in die eerste opname ingeperk word nie, en in die tweede opname ingeperk word deur 5 en in die laaste opname deur 2 meer as wat verwag sou word indien hulle onafhanklik van mekaar verspreid sou wees. Met die verhoogde verryking van die habitat (opname 2) het B. sowerbyi die inperkende invloede van meer spesies ondervind as gedurende 'n verdere verryking van die habitat (opname 3). Dit is dus moontlik dat die oorhand in die interspesiekompetisie in sommige gevalle net voor die derde opname verkry is. Die spesies waarteenoor die oorhand nog nie verkry was nie is, Limnodrilus groep en Chaetogaster sp.

By drie spesies wat in meer as een opname gevind is, is min of meer dieselfde patroon as die van B. sowerbyi gevind (Chaetogaster sp., P. synclitus en A. inaequalis). In twee, Limnodrilus groep en onvolgroeide oligochaete, het die getal inperkende spesies konstant gebly gedurende die tweede en derde opnames, terwyl dit in die geval van S. trivandranana vermeerder het. 'n Vollediger beeld van hierdie verskillende inperkings word in tabelle 46 - 48 weergegee.

9. ADDISIONELE CHEMIESE EN BAKTERIOLOGIESE KRITERIUMS WAT GEBRUIK MOET WORD IN DIE KLASSIFISERING VAN DIE WATER.

Mineraal- en fekaalversteuring (of besoedeling) van die water moet ook in aanmerking geneem word voordat enige indeksskema, soos wat hier bespreek word, van praktiese waarde kan wees. Addisionele minerale in die water, alhoewel nie in oormaat nie, bemoeilik die behandeling daarvan vir drinkdoeleindes. Fekaalbesoedeling hou ook verskeie gesondheidsgevare in, alhoewel die fekaalbesoedeling van die rivierwater in sommige gevalle so gering mag wees dat die effek op die rivier nie in die ander parameters wat gebruik word vir die bepaling van die waterkwaliteit, waarneembaar is nie. Brand e.a. (1967) en Kemp (1968) bespreek hierdie aspekte vollediger en dit sal nie hier herhaal word nie.

10. 'n OPSOMMING VAN DIE BIOTIESE INDEKS.

Die waterkwaliteite en die onderverdelings daarvan, wat deur die indeks onderskei word, word in tabel 49 weergegee. Die verdeling van die water in verskillende kwaliteite berus op die drinkbaarheid daarvan soos bespreek is in die definisie van waterkwaliteit. Die biotiese indeks is so saamgestel dat die waterkwaliteit van enige rivier in Natal met die mins moontlike gebruik van arbeid en tyd bepaal kan word. Die waterkwaliteit van die meeste lokaliteite kan met monsterings tydens 'n enkele besoek aan die rivier bepaal word. Daardie gevalle waar 'n enkele monsterring nie voldoende is om 'n betroubare klassifikasie te maak nie, word in die indeks uitgewys. Die belangrikheid van die watergebruik van sodanige lokaliteite sal bepaal of heropnames gedoen moet word en of die bevinding met die enkele besoek, alhoewel, minder betroubaar, voldoende is.

Die doel waarvoor die waterkwaliteit ondersoek word, sal die omvang van die ontledings tydens die enkele besoek bepaal. Die volgende prosedures moet gevolg word om die waterkwaliteit te bepaal :

Tabel 49 : Skematiese voorstelling van die verdeling van rivierwater in verskillende kwaliteitsgrade.

Hoë mineraalinhoud		Vergiftig		Organiesverryk					
Estuarine	Mineraal	Antisaprobies		Neueprodukt	Hoog	Gemiddeld		Skoonwater	
	Mineraal	Aard onbepaal			Bevestig	Vermoedelik	Bevestig	Vermoedelik	Bevestig
								Normaal	Uitstekende kwaliteit
								Aanduidings van geringe organiese verryking	Geen aanduidings van organiese verryking nie
		Mineraalkwaliteit volgens aanwysings van Brand e.a. (1967) en Kemp (1968)							
		Bakteriologiese kwaliteit volgens aanwysings van Brand e.a. (1967)							
Nie drinkbaar nie. Lae kwaliteit					Drinkbaar. Goede kwaliteit				

1. 'n Omgewingstudie van die rivier waarvan die waterkwaliteit bepaal moet word, word gemaak. Dit behels o.a. die kartering en ondersoek van die gebied om die ligging van dorpe, industrie<sup>"</sup>, bevolking, topografie en landbougebruike te bepaal. Moontlike bronne van versteuring word aan die hand van die gegewens bepaal en monsterpunte word geselekteer op so 'n wyse dat die rivier stroomop- en stroomafwaarts vanaf hierdie bronne gemonster word.
2. Monsterring van hierdie versamelpunte word gedoen in die droë seisoen of indien dit nie moontlik is om te wag vir die droë seisoen vir opnames nie, moet die rivier gemonster word wanneer dit nie in vloed is nie (gewoonlik een maand na die laaste reënval<sup>"</sup>).
3. Hidrobiologiese, chemiese en bakteriologiese monsterings en ontledings word gedoen. 'n Volledige opname behels die tegnieke wat Brand e.a. (1967) weergee vir chemiese en bakteriologiese analises, en die neem van 278 cm.<sup>2</sup> sandbodem; 3 meter randplantegroei- en 9 ewekansige 10 cm.<sup>2</sup> sandbodemmonsters. 'n Volledige opname word nie in alle gevalle gedoen nie. Die doel van die ondersoek sal bepaal watter dele van die monsterings- en ontledingstegniek uitgelaat kan word. Byvoorbeeld, wanneer die water vir verkoelingsdoeleindes gebruik word, is bakteriologiese analises nie nodig nie.
4. 'n Opsomming van die sleutelprosedures wat gevolg moet word vir die bepaling van die waterkwaliteit :

- 1 - Totale opgeloste vastestowwe groter as 1,000 mg/l - - - - - 2
- Totale opgeloste vastestowwe 1,000 mg/l of minder - - - - - 3
  
- 2 - Estuarinediere teenwoordig in die 278 cm.<sup>2</sup> sandbodemmonster (eksemplare word nie getel nie)  
..... LAE KWALITEIT GEMINERALISEERDE (ESTUARINE) WATER
- Estuarinediere afwesig  
..... LAE KWALITEIT GEMINERALISEERDE WATER
  
- 3 - Chemiese, fisiese, bakteriologiese en waterfauna (3/10 vk. vt. sandbodemmonster) ontledings toon anaerobetoestande aan wat deur organiese verryking veroorsaak word  
(Eksemplare word nie getel nie)  
..... LAE KWALITEIT ORGANIESE NEWEPRODUK-VERGIFTIGDE WATER
- Water nie van hierdie aard nie - - - - - 4

- 4 - Waterfauna verarmd in beide sandbodem en rand-plantegroei. Diergetalle in 278 cm.<sup>2</sup> sandbodemmonster 40 en minder  
 ..... LAE KWALITEIT VERGIFTIGDE WATER ----- 5  
 - Waterfauna nie verarmd nie ----- 6
- 5 - Chemiese analyses bevind mineraalversteuring  
 ..... LAE KWALITEIT ANTISAPROBIESE (MINERAAL) VERGIFTIGDE WATER  
 - Geen aanduiding van mineraalversteuring nie  
 .....LAE KWALITEIT ANTISAPROBIESE (AARD ONBEPaald)  
 VERGIFTIGDE WATER
- 6 - Biomassa-indeks in 278 cm.<sup>2</sup> sandbodemmonster = 0 - 150  
 ..... SKOON WATER ----- 7  
 - Biomassa-indeks in 278 cm.<sup>2</sup> sandbodemmonster = 151 - 700  
 ..... LAE KWALITEIT GEMIDDELDE ORGANIESVERRYKTE WATER --- 8  
 - Biomassa-indeks in 278 cm.<sup>2</sup> sandbodemmonster = 171  
 en groter  
 ..... LAE KWALITEIT HOE ORGANIESVERRYKTE WATER ----- 9
- 7 - Indien chemiese analyses 'n soortgelyke kwaliteit aandui  
 ..... BEVESTIGDE SKOON WATER ----- 11  
 - Indien nie, word die kwaliteit beoordeel aan die hand van alle beskikbare gegewens (nl. daardie gegewens wat nie in die indeks opgeneem is nie) en beskryf as  
 ..... VERMOEDELIK ----- 10
- 8 - Indien chemiese analyses 'n soortgelyke kwaliteit aandui  
 ..... BEVESTIGDE LAE KWALITEIT GEMIDDELDE ORGANIESVERRYKTE WATER  
 - Indien nie, word die waterkwaliteit beoordeel aan die hand van alle beskikbare gegewens (nl. daardie gegewens wat nie in die indeks opgeneem is nie) en beskryf as  
 ..... VERMOEDELIK ----- 10
- 9 - Indien chemiese analyses 'n soortgelyke kwaliteit aandui  
 ..... BEVESTIGDE LAE KWALITEIT HOE ORGANIESVERRYKTE WATER  
 - Indien nie, word die waterkwaliteit beoordeel aan die hand van alle beskikbare gegewens (nl. daardie gegewens wat nie in die indeks opgeneem is nie) en beskryf as  
 ..... VERMOEDELIK ----- 10

- 10 - Op grond van die lokaliteit se belangrikheid as 'n watervoorsieningsbron moet besluit word of heropnames van 'n omvangryker aard gemaak moet word aldan nie.  
- \_\_\_\_\_ (Geen alternatief nie)
- 11 - Indien die analises van die water nie die grenswaardes wat in tabel 21 (bl. 83 ) weergegee word oorskry nie, verval die beskrywing bevestigde skoon water, en word die waterkwaliteit beskryf as  
..... WATER VAN UITSTEKENDE KWALITEIT  
- Indien enige waarde in hierdie tabel oorskry word, verval die beskrywing „bevestigde skoon water" en die waterkwaliteit word beskryf as  
..... NORMALE WATER ----- 12
- 12 - Biomassa-indeks in 278 cm.<sup>2</sup> sandbodemmonster minder as 11  
..... NORMALE WATER MET GEEN AANDUIDING VAN ORGANIESE VERRYKING NIE  
- Biomassa-indeks in 278 cm.<sup>2</sup> sandbodemmonster gelyk aan, of groter as 11  
.....NORMALE WATER MET AANDUIDINGS VAN ORGANIESE VERRYKING 13
- 13 - Indien noukeuriger bepalings vir vergelykende doeleindes gemaak moet word, word die 9 x 10 cm.<sup>2</sup> monsters ontleed en die vergelykingstegnieke, soos op bl.119 gebruik word, toegepas. Dit mag in sommige gevalle nodig wees om 'n addisionele stel monsters met opvolgende opnames te versamel.  
- \_\_\_\_\_ (Geen alternatief nie)

5. Indien dit vereis word, moet die mineraal- en bakteriologiese klassifisering soos deur Brand e.a. (1967) weergegee word, gedoen word.

By die beskrywing van die waterkwaliteit, soos aan die hand van die sleutel bevind word, moet addisioneel ook aangedui word of dit besoedeld is of nie volgens die voorskrifte van die definisie van waterbesoedeling en - kwaliteit (bl. 24).

Dit moet egter benadruk word dat waar die klassifisering van water met behulp van die indeks, vir streeksbeplanningsdoeleindes gedoen word, dit slegs die graad van versteuring weerspieel<sup>"</sup> (soos ten tye van die opname bevind) en nie die hoeveelheid versteurende (of besoedelende) materiaal nie. Byvoorbeeld, wanneer twee verskillende lokaliteite as gemiddeld organiesverryk geklassifiseer word, weerspieel dit<sup>"</sup>:

(1) die balans tussen die hoeveelheid verrykingsmateriaal, (2) die mate waartoe die rivier hierdie materiaal kan absorbeer, en (3) die verloop van tyd waarin die storting volgehou word.

Verder moet dit ook benadruk word dat een rivier organiese materiaal kan ontvang slegs tot 'n mate van, byvoorbeeld, gemiddelde organiese verryking, voordat dit anerobies word, terwyl 'n ander rivier materiaal kan ontvang tot 'n mate van, byvoorbeeld, hoe organiese verryking,<sup>"</sup> voordat dit anerobies word. Hierdie verskynsels hang van verskeie kenmerke van die rivier af, o.a. die hoeveelheid water, die helling, die belugting van die water en die aard van die rivierbedding.

'n Indeks van waterkwaliteit dien nie net as 'n tegniek om besoedeling van rivierwater uit te wys nie, maar stel ook 'n klassifikasiesisteen daar wat beplanning van waterhulpbronne vergemaklik. Die indeks sal, byvoorbeeld, van prinsipiële belang wees indien die storting van afvloeiwatêr gebaseer word op die invloede wat dit op die ontvangende stroom het in plaas van die huidige gebruik waar standarde neergelê word sonder inagneming van die invloed op die rivier waarin dit gestort word. Beplande storting van organiese materiaal, in teenstelling met die huidige feitlike verbod op storting, kan voordelig wees aangesien dit die produktiwiteit in riviere kan verhoog.

11. DANKBETUIGINGS.

Die skrywer wens sy dank en waardering teenoor die volgende persone en instansies uit te spreek:

Professor J. A. van Eeden vir sy positiewe leiding en hooggewaardeerde advies tydens die ondersoek en skryf van die proefskrif;

Professor H. J. Schoonbee van die Randse Afrikaanse Universiteit vir sy leiding, belangstelling en waardevolle advies;

Dr. G. J. Stander van die N.I.W.N., W.N.N.R. vir sy entoesiastiese steun en organisatoriese aktiwiteite wat die ondersoek moontlik gemaak het;

Mnr. P.H. Kemp, mnr. P.A.J. Brand, dr. O.J. Coetzee, mnr. C.G.M. Archibald, mnr. R.R. Sibbald en mnr. S.M.H. Cox vir toestemming om hulle ongepubliseerde gegewens te gebruik en die opbouwende gedagtewisseling wat o.a. gelei het tot die definiering van die waterkwaliteit;

Mnr. J. Grové, mnr. C. Nortje, mnr. A. Bester, mnr. G. Noble, mev. E.D. Bouwer en mev. F.E. Oliver wat met die statistiek, proeflees en tik van die proefskrif behulpsaam was;

Die W.N.N.R. en die Natalse Dorps- en Streekbeplanningskommissie vir die beskikbaarstelling van die navorsingsbeurs;

Mev. E.F. Pretorius vir hulp verleen en vir haar deurentydse morele ondersteuning;

Mnr. en mev. J. Pretorius vir hulle opregte belangstelling en finansiële steun tydens die ondersoek.

12. LITERATUURVERWYSINGS.

ALLANSON, B.R. 1961. Investigations into the ecology of polluted inland waters in the Transvaal. *Hydrobiologia*. 18: 1 - 76.

ALLANSON, B.R. 1964. Formal discussion of paper I - 10. Study on the biological indexing of stream pollution with special reference to fisheries. Second International Conference on Water Pollution Research, Tokyo. Section I. Paper 10.

ALLANSON, B.R. and KERRICH, J.E. 1961. A statistical method for estimating the number of animals found in field samples drawn from polluted rivers. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 14: 491 - 494.

ANDERSON, B.G. 1960. The toxicity of organic insecticides to Daphnia. U.S. Dept. of Health Ed., and Welfare, Public Health. Serv. Technical Report W60 - 3.

ARCHIBALD, C.G.M. 1967. Factors affecting water quality in the sugar growing type areas. Ongepubliseerde verslag van die N.I.W.N., W.N.N.R., Pretoria.

ARCHIBALD, C.G.M. 1968. Factors affecting water quality in the sugar growing type areas. Ongepubliseerde verslag van die N.I.W.N., W.N.N.R., Pretoria.

BAYLY, I.A.E. 1967. The general biological classification of aquatic environments with special reference to those of Australia. In A.H. Weatherly, Australian Inland Waters and their Fauna. Canberra. pp. 78 - 104.

BEADLE, L.C. 1961. Adaptations of some aquatic animals to low oxygen levels and to anaerobic conditions. *Symposia of the Soc. for Exptl. Biol.* 15: 120 - 131.

- BEAK, T.W. 1959. Pollution monitoring and prevention by use of bivariate control charts. *Sewage and Industrial Wastes*. 12: 1383 - 1394.
- BEAK, T.W. 1964. A biotic index of polluted streams and its relationship to fisheries. Second International Conference on Water Pollution Research. Tokyo. Section I. Paper 10.
- BICK, H. 1963. A review of Central European methods for the biological estimation of water pollution levels. *Bull. Wld. Hlth. Org.* 29: 401 - 413.
- BIRKETT, L. 1957. Flootation technique for sorting grab samples. *J. due Conseil.* 22, 3 : 289 - 292.
- BLACKITH, R.E. 1962. The handling of multiple measurements. In Murphy, P.W. (ed.). *Progress in Soil Zoology.* 37 - 42.
- BLISS, C.I. and FISHER, R.A. 1953. Fitting the negative binomial distribution to biological data. *Biometrics.* 9: 176 - 200.
- BLISS, C.I. and OWEN, A.R.G. 1958. Negative binomial distribution with a common k. *Biometrika.* 45: 37 - 58.
- BRAND, P.A.J., KEMP, P.H., PRETORIUS, S.J. en SCHOONBEE, H.J. 1967. Water quality and abatement of pollution in Natal rivers. Natal Town and Regional Planning Report. Vol.13 Parts I - III.
- BRINKHURST, R.O. 1964. Observations on the biology of the Tubificidae (Oligochaeta). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 15: 855 - 863.
- BRINKHURST, R.O. 1965a. Observations on the recovery of a British river from gross organic pollution. *Hydrobiologia.* 25: 9 - 51.
- BRINKHURST, R.O. 1965b. The biology of the Tubificidae with special reference to pollution. Third seminar, 1962. Robert A. Taft Sanitary Engineering Centre. U.S. Dept. of Health Education, and Welfare, Publ. Hlth. Serv. Publ. No 999 - WP - 25: 57 - 65.

- BRINKHURST, R.O. 1966a. Detection and assessment of water pollution using oligochaete worms. Part I and II. Water and Sewage Works. 113, 10 and 11: 398 - 401 and 438 - 441.
- BRINKHURST, R.O. 1966b. A contribution towards a revision of the aquatic Oligochaeta of Africa. Zoologica Africana. 2, 2: 131 - 166.
- BRINKHURST, R.O. 1967. The distribution of aquatic oligochaetes in Sagnaw Bay, Lake Huron. Limnology and Oceanography. 12, No. 1: 137 - 143.
- BRINKHURST, R.O. and KENNEDY, C.R. 1965. Studies on the biology of the Tubificidae (Annelida, Oligochaeta) in a polluted stream. J. of Animal Ecology. 43, 2: 429 - 443.
- BURLINGTON, R.F. 1962. Quantitative biological assessment of pollution Jour. WPCF. 34, 2: 179 - 183.
- CASSIE, R.M. 1954. Some uses of probability paper in the analysis of size frequency distributions. Aust. J. Mar. Freshw. Res. 5: 513 - 522.
- CASSIE, R.M. 1962. Frequency distribution models in the ecology of plankton and other organisms. J. Animal Ecol. 31: 65 - 92.
- CHUTTER, F.M. 1963. Hydrobiological studies on the Vaal river in the Vereeniging area. Part I. Introduction, water chemistry and biological studies on the fauna of habitats other than muddy bottom sediments. Hydrobiologia. 21, 1 - 2 : 65.
- CLARK, L.R., GEIER, P.W., HUGHES, R.O. and MORRIS, R.F. 1967. The ecology of insect populations in theory and practice. London.
- COETZEE, O.J. 1968. Factors affecting water quality in the sugar growing type areas. Ongepubliseerde verslag van die N.I.W.N., W.N.N.R., Pretoria.

- COURTNEY, W.A.M. and NEWELL, R.C. 1965. Ciliary activity and oxygen uptake in Branchiostoma lanceolatum (Pallas). *J. Exp. Biol.* 43, 1: 1 - 12.
- COX, S.M.H. 1968. Factors affecting water quality in the sugar growing type areas. Ongepubliseerde verslag van die N.I.W.N., W.N.N.R., Pretoria.
- DEAN, J.M. 1965. A quantitative evaluation of pollution effects on stream communities. *Hydrobiologia.* 21 : 193.
- DEHORNE, L. 1916. Les Naidimorphes et leur reproduction asexuée. *Arch. zool. exp. gen.* 56.
- \* DITTMAR, H. 1959. *Forschung und Beratung, Reihe A, Heft. 8.* p 263.
- EGGLISHAW, H.J. and MORGAN, N.C. 1965. A survey of the bottom fauna of streams in the Scottish Highlands. Part 2. The relationship of the fauna to the chemical and geological conditions. *Hydrobiologia.* 26: 173 - 183.
- \* GABRIEL, J. 1946. *Cas. Lek. ces.* 85: 1425.
- GAUFIN, A.R. and TARZWELL, C.M. 1952. Aquatic invertebrates as indicators of stream pollution. *Public Health Reports.* 67, 1: 57 - 64.
- GAUFIN, A.R. and TARZWELL, C.M. 1956. Aquatic macro-invertebrate communities as indicators of organic pollution in Lytle Creek. *Sewage and Industrial Wastes.* 28, 7: 907 - 923.
- GOODNIGHT, J, and WHITLEY, L.S. 1960. Oligochaetes as indicators of pollution. *W. and S. Works.* 107, 8: 311.
- HAIRSTON, N.G. 1959. Species abundance and community organization. *Ecology.* 40, 3: 404 - 416.

- HARCOURT, D.G. 1965. Spatial pattern of the cabbage looper, Trichoplusia ni, on Crucifers. Ann. ent. Soc. Amer. 58: 89 - 94.
- HARDING, J.P. 1949. The use of probability paper for the graphical analysis of polymodal frequency distributions. J. mar. biol. Soc. 28: 141 - 153.
- HARRISON, A.D. and ELSWORTH, J.F. 1958. Hydrobiological studies on the Great Berg river, Western Cape Province. Part I General description, chemical studies and main features of the flora and fauna. Trans. R. Soc. S. Afr. 35: 125 - 226.
- HARRISON, A.D. 1960. The role of river fauna in the assessment of pollution. Proc. Specialist meeting on water treatment. Commission for Technical Co-operation in Africa South of the Sahara. Publ. no 64, Pretoria. Wetenskaplike Raad vir Afrika Suid van die Sahara.
- HAWKES, H.A. 1963. Effects of domestic and industrial discharges on the ecology of riffles in Midland streams. Int. J. Air Wat. Poll. 7 : 565 - 586.
- HAWKES, H.A. 1968. Some effects of industrial effluents on the biology of rivers. Wat. Poll. Control. 67, 3: 276 - 294.
- HOAK, R.D. 1953. Water supply and pollution control. Sewage ind. wastes. 25: 1438 - 1449.
- HYNES, H.B.N. 1960. The biology of polluted waters. Liverpool University Press.
- HYNES, H.B.N. 1965. The significance of macro-invertebrates in the study of mild river pollution. Third seminar, 1962. Robert A. Taft Sanitary Engineering Centre. U.S. Department of Health Education, and Welfare, Publ. Hlth. Serv. Publ. No 99 - WP - 25: 235 - 240.

- HYNES, H.B.N. and COLEMAN, M.J. 1968. A simple method of assessing the annual production of stream benthos. *Limnology and Oceanography*. 13, 4: 569 - 573.
- IBARRA, E.L., WALLWORK, J.A. and RODRIGUEZ, J.G. 1965. Ecological studies of mites found in sheep and cattle pastures. 1. Distribution patterns of Oribatid mites. *Ann. ent. Soc. Amer.* 58: 153 - 159.
- JANSEN, C.J. 1968. Factors affecting water quality in the sugar growing type areas. Ongepubliseerde verslag van die N.I.W.N., W.N.N.R., Pretoria.
- KEMP, P.H. 1963. Geological effects on surface waters in Natal. *Nature*. 200: 1085.
- KEMP, P.H. 1968. Factors affecting water quality in the sugar growing type areas. Ongepubliseerde verslag van die N.I.W.N., W.N.N.R., Pretoria.
- KENNEDY, C.R. 1966. The life history of Limnodrilus hoffmeisteri Clap. (Oligochaeta: Tubificidae) and its adaptive significance. *Oikos*. 17: 158 - 168.
- KING, D.L. and BALL, R.C. 1964. A quantitative biological measure of stream pollution. *Jour. WPCF*. 36, No 5: 650 - 653.
- KNIGHT, A.W. and GAUFIN, A.R. 1964. Relative importance of varying oxygen concentration, temperature and water flow on the mechanical activity and survival of the Plecoptera nymph, Pteronarcys californica Newport. *Proc. Utah Acad. Sci. Arts. Letters*. 41, 1: 14 - 28.
- \* KNÖPP, H. 1954. Hydrobiological investigations on the Rhine-Herne Canal. *Wasserwirtsch.* 45: 9.
- KNÖPP, H. 1955. Sewage load plan and biological quality section - a critical comparison. *Bes. Mitt. Dtsch. Gewässerkundlichen Jahrbuch*. No. 12.
- KOLKWITZ, R. 1935. *Pflanzenphysiologie*, 3rd ed. Jena, Fischer. Verlag.

- KOLKWITZ, R. 1950. Oekologie der Saprobien. Über die Beziehungen der Wasserorganismen zur Umwelt. Schr. Reihe Ver. Wasserhyg. 4: 64 p.
- KOLKWITZ, R. and MARSSON, M. 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Ber. dtsh. bot. Ges. 26: 505 - 519.
- KOLKWITZ, R. and MARSSON, M. 1909. Ökologie der tierische Saprobien Beiträge zur Lehre von der biologische Gewässerbeurteilung. Int. Rev. Hydrobiol. 2: 26 - 152.
- KORN, G.A. and KORN, T.M. 1961. Mathematical handbook for scientists and engineers. London.
- \* KOTHE, P. 1962. The "type deficiency figure", a simple criterion of quality and its use in biological stream investigations. Dtsch. Gewässerkundl. Mitt. 6: 60 - 65.
- LEARNER, M.A. and EDWARDS, R.W. 1962-63. The toxicity of some substances to Nais (Oligochaeta). Proc. of Soc. for Water treatment and examination. 11, 12: 161 - 168.
- LECLERC, E. 1963. Self-purification of fresh water streams as affected by temperature and by the content of oxygen, nitrogen and other substances. Int. J. Air Wat. Poll. 7: 357 - 365.
- LEWIS, M.A. and TAYLOR, L.R. 1967. Introduction to experimental ecology. Academic Press. London and New York.
- LIEBMANN, H. 1951. Handbuch der Frischwasser - und Abwasserbiologie. 1st ed. München Oldenbourg Verlag. Vol. 1.
- \* LIEBMAN, H. 1959. Münch. Beitr. Abwasser-, Fischerei. Flussbiologie. 6 : 134.
- LIEBMANN, H. 1962. Handbusch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. 2nd ed. München, Oldenbourg Verlag. Jena, Fischer Verlag. Vol. 1.

- LLOYD, M. 1967. "Mean crowding". *J. of Animal Ecology*.  
36: 1 - 30.
- LYONS, L.A. 1964. The spatial distribution of two pine sawflies and methods of sampling for the study of population dynamics. *Canad. Ent.* 96: 1373 - 1407.
- MACKENTHUN, K.M. 1966. Biological evaluation of polluted streams. *Journal WPCF*. 38, 2: 241 - 247.
- MORISITA, M. 1964. Application of I delta-index to sampling techniques. *Res. Popul. Ecol.* 6: 43 - 53.
- MORRIS, R.F. 1959. Single factor analysis in population dynamics. *Ecology*. 40: 580 - 588.
- MOUNTFORD, M.O. 1962. An index of similarity and its application to classificatory problems. In Southwood (1966). *Progress in Soil Zoology*. 43 - 50.
- NICHOLSON, A.J. 1954. An outline of the dynamics of animal populations. *Australian J. of Zoology*. 2, 1: 9 - 65.
- ODUM, E.P. 1959. *Fundamentals of ecology*. Second Ed. Philadelphia and London. W.B. Saunders Kie.
- OLIFF, W.D. 1960a. Hydrobiological studies on the Tugela river system. Part 1. The main Tugela river. *Hydrobiologia*. 14, 3 - 4: 281 - 385.
- OLIFF, W.D. 1960b. Hydrobiological studies on the Tugela river system. Part 2. Organic pollution in the Bushmans River. *Hydrobiologia*. 16, 2: 137 - 196.
- OLIFF, W.D. 1963. Hydrobiological studies on the Tugela river system. Part 3. The Buffalo River. *Hydrobiologia*. 21, 3 - 4: 355 - 379.

- OLIFF, W.D. and KING, J.L. 1964. Hydrobiological studies on the Tugela river system. Part 4. The Mooi River. *Hydrobiologia*. 24: 567 - 83.
- OLIFF, W.D., KEMP, P.H. and KING, J.L. 1965. Hydrobiological studies on the Tugela river system. Part 5. The Sundays river. *Hydrobiologia*. 26, 1 - 2: 189 - 202.
- OLSON, T.A. 1968. Relationship of oxygen requirements to index-organism classification of immature aquatic insects. *Journal WPCF*. 40, 5: 188 - 201.
- PAINE, G.H. and GAUFIN, A.R. 1956. Aquatic Diptera as indicators of pollution in a Midwestern stream. *The Ohio Journal of Science*. 56, 5: 291 - 304.
- \* PANTLE, R. 1956. Biological supervision of rivers. *Wasserwirtsch.* 46, 8: 206 - 209.
- \* PANTLE, R. 1960. *Dtsch. Gewässerkundl. Mitt.* 4: 81.
- PANTLE, R. and BUCK, H. 1955a. Biological control of waters and recording of results. *Bes. Mitt. Dtsch. Gewässerkundl. Jb.* 12: 135.
- PANTLE, R. and BUCK, H. 1955b. The biological supervision of streams. and the presentation of results. *Gas - u. Wasserf.* 96: 604.
- \* PIQUET, E. 1906. Observations sur les Naïdées et revision systématique de quelques espèces de cette famille. *Rev. suisse Zool.* 14.
- \* ROJAS, B.A. 1964. La binomial negativa y la estimación de intensidad de plagas en el suelo. *Fitotecnia Latinamer* 1, 1: 27 - 36.
- SCHOONBEE, H.J. 1963. Pollution studies in the Umgeni Basin (Natal). Part 1 - 4. C.S.I.R. Special Report, No. W23.

- SCHOONBEE, H.J. 1964. A hydrobiological investigation of the Umgeni river system, Natal, and its bearing on the ecological interpretation of faunal communities in South African rivers. Natal Rivers Research Fellowship Steering Committee. 24th Meeting. Vol. 1 - 4.
- SHEPARD, M.P. 1955. Resistance and tolerance of young speckled trout (Salvelinus fontinalis) to oxygen lack, with special reference to low oxygen acclimation. J. Fish. Res. Bd. Canada. 12, 3: 387 - 446.
- SHRIVASTAVA, H.N. 1962. Oligochaetes as indicators of pollution. W. and S. Works 109, 1: 40 - 41.
- \* SLADECEK, V. 1961. Arch. Hydrobiol. 58: 103.
- SORENSEN, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. Biol. Skr. (K. danske vidensk. Selsk. N.S.). 5: 1 - 34.
- SOUTHWOOD, T.R.E. 1966. Ecological methods. London.
- \* SRAMEK-HUSEK, R. 1956. Arch. Hydrobiol. 51: 376.
- STEPHENSON, J. 1930. The Oligochaeta. Oxford. At the Clarendon Press.
- TAYLOR, W.P. 1934. Significance of extreme or intermittent conditions of distribution of species and management of natural resources, with a re-statement of Liebig's law of minimum. Ecology. 15 : 374 - 9.
- VARLEY, G.C. and GRADWELL, G.R. 1960. Key factors in population studies. J. Anim. Ecol. 29: 399 - 401.

- WACHS, von B. 1963. Zur Kenntnis der Oligochaeten der Werra. Arch. Hydrobiol. 59, 4: 508 - 514.
- WACHS, von B. 1965. Vorkommen und Verbreitung der Oligochaeten in der Edertalsperre. Arch. Hydrobiol. 61, 2: 190 - 204.
- WATT, K.E.F. 1963. Mathematical models for five agricultural crop pests. Mem. ent. Soc. Canada. 32: 83 - 91.
- \* WESENBERG-LUND, E. 1938. Vidensk. Medd. dansk. naturh. Foren. Kbh. 102: 7.
- WILLIAMS, C.B. 1936. The use of Logarithms in the interpretation of certain entomological problems.
- WILLIAMS, C.B. 1964. Patterns in the balance of nature and related problems in quantitative ecology. London and New York. 324 p.
- WOODIWISS, F.S. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. Chemistry and Industry. pp: 443 - 447.
- WUHRMAN, K. and WOKES, H. 1958. Vergiftungen der aquatische Fauna durch Gewasserverunreinigungen. Verh. int. Limnol. 13: 557 - 83.
- WURTZ, C.B. 1955. Stream biota and stream pollution. Sewage and Industrial Wastes. 27, 11: 1270 - 1278.
- ZAHNER, von R. 1965. Organismen als Indikatoren für den Gewässerzustand. Archiv. für Hygiene u. Bakt. 149: 243 - 255.
- ZELINKA, M. and MARVAN, P. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. Arch. Hydrobiol. 57, 3: 389 - 407.

\* ZELINKA, M., MARVAN, P. and KUBICEK, F. 1959. Hodnoceni cistoty povrchovych vod, Opava.

ZIMMERMANN, von B. 1961. Experimentelle Untersuchungen über die "ökologische Wirkung der strömungsgeschwindigkeit auf die Lebensgemeinschaften des fliessenden Wassers. Schweiz Z. Hydrologie. 23: 1 - 308.

\* Nie in die oorspronklike gesien nie.

13. BYLAES.BYLAE A.

Die plante wat binne een meter van die waterkant af groei, in die Nonotirivier.

Die plante is deur Archibald (1967) versamel en is deur die Natalse Herbarium geïdentifiseer.

Angiosperms.Familie : Acanthaceae

Asystasia gangetica (L) T. Anders  
 Hypoestes antennifera S. Moore  
 Phaulopsis imbricata (Forsk) Sweet  
 Rhinacanthus communis Nees

Familie : Commelinaceae

Commelina africana Linn.  
 C. Livingstoni C.B.S.

Familie : Compositae

Ageratum conyzoides L.  
 Cirsium vulgare Airy-Shaw  
 Crassocephalum crepidoides (Bth.) S. Moore  
 Eupatorium odoratum L.  
 Mikania natalensis DC.  
 Senecio deltooides Less.

Familie : Convolvulaceae

Ipomea sp.

Familie : Gramineae

Oplismenus hirtellus L. Beauv.

Familie : Labiatae

Plectranthus laxiflorus Benth

Familie : Musaceae

Strelitzia nicolai

Familie : Palmae

Phoenix reclinata Jacq.

Familie : Rosaceae

Rubus sp.

Familie : Solana ceae

Solanum sp.

Familie : Thymeleaceae

Englerodaphne ovalifolia (Meisn.) Phill

Familie : Verbenaceae

Lantana sp.

Familie : Iridaceae

Lapeirousia Laxa (Thunb.) N.E. Br.

Familie : Amaranthaceae

Cyathula cylindrica Moq.

Familie : Cucurbitaceae

Melothria cordata (Thunb.) Cogn.

Familie : Euphorbiaceae

Cluytia pulchella L.

Familie : Leguminaceae

Caesalpinia decapetala (Roth.) Alston

Familie : Polygonaceae

Polygonum sp.

#### Pteridophyta

Familie : Osmundaceae

Osmunda regalis L.

BYLAE B.Beskrywing van die Drie Riviere-gebied<sup>4</sup>.

Die Drie Riviere-gebied beslaan 'n oppervlak van ongeveer 11,215 km.<sup>2</sup> en lê tussen 20°15' en 30°30' oos tot aan die Indiese Oseaan.

Dit is min of meer diamantvormig en word begrens deur die Tugelarivieropvanggebied in die suidweste, en deur die Indiese Oseaan in die ooste.

Die individuele riviere van die gebied, met die groottes van hulle opvanggebiede, stroomlengtes en beraamde gemiddelde vloei word in tabel 1 weergegee.

Die grootste riviere in die gebied (soos afgelei kan word uit tabel 1) is die Umgeni en Umvoti terwyl die Sinkwazi, Umhlatuzi en Ingane die kleinste is.

Die maksimum hoogte bo seespieël (meer as 1,800 meter) word bereik in die westelike Umgenirivieropvanggebied in die omgewing van Spioenkop.

Die gebied is aan die voet van die Drakensbergreeks geleë, en lê oos van die Giants Castle-gebied. Die noordwestelike grens van die Drie Riviere-gebied is die Tugela-Umgenirivierskeiding wat in die rigting van Greytown loop en die hoogtes Mount Gilboa, Dansekop en Kelly Hill insluit. By Greytown swaai die skeiding in 'n suidoostelike rigting deur Kranskop en Mapumulo tot naby Stanger en die kus. Die suidwestelike grens word gevorm deur die Umkomaas-Umgenirivierskeiding wat vanaf Spioenkop suidoos deur die piek Nyamagazi na Richmond loop, en dan deur Drakes Hill, Mount Misery (Nmazuke) en die Ingilanyoni heuwels na die kus strek.

Die gebied tussen hierdie grense bestaan uit heuwels van wisselende hoogtes wat die individuele rivierbekkens skei. Die geheel kan egter in duidelik afgebakende stroke verdeel word. Die eerste hiervan is 'n kusstrook van ongeveer 16 km. breed wat gekenmerk word deur deinde heuwels waarvan die pieke soms 'n duisend voet kan oorskry. Op die

---

Voetnoot 4 : Hierdie gegewens is verkry van Brand e.a. (1967).

Tabel 1 : (Bylae B) Riviere van die Drie Riviere-gebied (Vir  
Addisionele gegewens sien Brand e.a., 1967).

Rivier	Kode	Opvanggebied in km. <sup>2</sup>	Lengte van hoofstroom in km.	Gemiddelde vloei * in m <sup>3</sup> /sekonde
Sinkwazi	A	101	19	0.01
Nonoti	B	179	31	0.17
Umhlatuzi	C	34	16	0.01
Umvoti	D	2701	182	11.33
Umhlali	E <sup>o</sup>	295	37	1.10
Tongaat	F	370	40	1.98
Umhloti	G	482	72	2.69
Umhlanga	H	85	26	0.28
Umgeni	I	4390	237	14.16
Umbilo	J	85	23	0.28
Umhlatuzana	K	127	32	0.28
Umlaas	L	984	108	2.27
Isipingo	M	47	19	0.17
Umbogintwini	N	256	47	0.28
Amanzimtoti	O	34	11	0.03
Klein Amanzimtoti	P	10	14	0.03
Illovo	Q	935	132	6.17
Umzimbazi	R	41	18	0.06
Umgababa	S	39	16	0.14
Ingane	T	21	8	0.01

\* Beraamde syfers

kusstrook volg die middellande wat dieper die binneland in minder heuwelagtig word. Die middellande hel geleidelik in 'n noord-suidrigting. Greytown (hoogte 1,109 m.) is gelee " in die hoe " noordelike gedeelte van die middellande, en Pietermaritzburg (hoogte 671 m.) in die laer suidelike gedeelte. Tussen die middellande en die kusstrook is daar 'n skerp daling na 300 meter. 'n Menigte riviere deurkruis die gebied en die steil helling het vinnigvloeiende, vlak riviere wat diep valleie ingekerf het tot gevolg. Kenmerkend van die gebied is die gebroke valleie bestaande uit talle deinende heuwels met steil hellings, wat toepaslik beskryf word deur die naam „Vallei van Duisend Heuwels“.

Die geologiese struktuur van die Drie Riviere-gebied is betreklik eenvoudig en word deur Brand e.a. (1967) weergegee. Hierdie eenvoud maak dit moontlik om die chemiese samestelling van rivierwater onder onversteurde toestande op enige plek te voorspel. Hierdie aspek van rivierwatervorsing in Natal vorm die onderwerp van 'n nog onbeoordeelde doktorsverhandeling deur Kemp (1968) en sal nie verder hier behandel word nie. Omdat die geologiese strata horisontaal lê, en die erosie van wes na oos plaasvind, word die Beaufortseries, wat in die westelike gedeelte van die gebied aangetref word, agtereenvolgens gevolg deur stroke van die dierperliggende Ecca-, Dwyka-, Tafelberg-sandsteen- en granietseries, wat min of meer parallel met die kus lê. Naby die kus word die lae weer in omgekeerde volgorde aangetref weens die aanwesigheid van die Natalse monokliene. Breuke in die strata kompliseer die voorkoms enigsins, deurdat dieperliggende klipformasies soms blootgelê word, wat die normale orde van voorkoms onderbreek. Aan die kus kom Tersiere- en Resente neerslae voor wat op geen ander plek in die gebied gevind word nie.

As gevolg van hierdie soort topografie is die riviere vinnigvloeiend, en die bolope word gekenmerk deur watervalle en versnellings. Nader aan die kus verander die riviere in stadigvloeiende strome met bodems van growwe sand. Die stadigvloeiende gedeeltes word ook plek-plek deur klipversnellings onderbreek. Hierdie klipversnellings bestaan uit groot rotsplate wat gewoonlik groot los klippe aan die stroomaf kant van die versnelling bevat.

Die groter riviere ontstaan in vleiagtige gebiede wat in die reenseisoen as wateropgaarplekke dien, om dan gedurende die droë seisoen die rivier te voed, met die gevolg dat meeste van die riviere nooit heeltemal droogloop nie.

Die gebied se jaarlikse reenval is ongeveer 914 mm. met die grootste neerslag in die omgewing van Mount Gilboa suidoos van Greytown (oor die 1,200 mm.), en die laagste in die Umlaasvallei suid van Camperdown (580 mm.). Ongeveer 70% van die jaarlikse reenval in die Riviere-gebied kom in die somer voor, sodat 'n duidelike droë- en reenseisoen onderskei kan word.

In die somer is die gemiddelde lug temperatuur  $24^{\circ}\text{C}$  of meer aan die kus. Na die binneland verminder dit geleidelik tot  $20^{\circ}\text{C}$  of minder in die westelike gebiede. Die dag-nagskommeling is  $7^{\circ}\text{C}$  aan die kus en  $13^{\circ}\text{C}$  in die binneland. In die winter is die gemiddelde temperatuur  $16^{\circ}\text{C}$  aan die kus, terwyl dit in die binneland  $18^{\circ}\text{C}$  is, met 'n dag-nagskommeling van  $9^{\circ}\text{C}$  en  $17^{\circ}\text{C}$  onderskeidelik. Hierdie verskille ontstaan hoofsaaklik weens die geleidelike toename in hoogte vanaf die kus na die binneland. Die hoër temperature aan die kus word ook veroorsaak deur die warm Agulhasstroom, en gee die kusstrook 'n subtropiese klimaat.

Die jaarlikse verdamping wissel tussen 1,500 mm. in die middellande tot net minder as 1,270 mm. aan die kus. In die meeste dele van die gebied oortref die jaarlikse verdamping die jaarlikse reenval.

As gevolg van die orografiese effek van die platorand kom daar 'n strook voor waar die vorming van laagliggende wolke en mis bevorder word, veral in die aand en vroeë oggend. Dit is die sg. „misgordel” wat strek vanaf Harding deur Ixopo, Richmond, Hilton Road, Howick, New Hanover en Greytown tot by Kranskop, en dus dwars oor die Drie Riviere-gebied sny. Die klimaat in die misgordel is effens anders as die in die res van die gebied aangesien dit meer dikwels bewolk is en ook ietwat koeler. Die kondensering van die lugvul ook ongetwyfeld die jaarlikse reenval aan.

Van die agt agro-ekologiese tipe-gebiede wat in Natal voorkom, word ses in die Drie Riviere-gebied aangetref. Die kus is begroei met 'n digte kuswoud, en verder na die binneland min of meer parallel met die kus, kom 'n ongeveer 32 km. bree<sup>"</sup> strook van oop sandvlaktes voor wat gevolg word deur 'n effens smaller strook van Podocarpusbos. Laasgenoemde strook val saam met die misgordel, en word in die suidelike gedeelte van die oop sandvlaktes geskei deur 'n smal strook, die langgrasveld, wat op sy breedste is oos van Richmond. Hierdie agro-ekologiese gebiede word deurkruis deur stroke Kort Acacia Savanna, wat uitsluitlik in die riviervalleie groei, veral die van die Umvoti en Umgeni. Na die Podocarpusbosstrook kom die Hoogland Suurveld voor.

Boerdery kan verdeel word in:

- (a) Intensief, waar die grond en klimaat verbouing van gesaaides moontlik maak. Melkboerdery is ook algemeen aangesien voer gekweek kan word.
- (b) Semi-intensief, waar beide veeteelt en grondverbouing moontlik is.
- (c) Ekstensief, waar veeteelt moontlik is maar grondverbouing nie, omdat plaaslike omstandighede ontoereikend is weens arm grond of ongunstige klimaatstoestande, of omdat die ekonomiese ontwikkeling nog nie ver genoeg gevorder het nie.

Boerderye in die verskillende agro-ekologiese gebiede word noodwendig beïnvloed deur klimaatstoestande en die aard van die grond sowel as deur ekonomiese faktore.

Die grootste gedeelte van die Kuswoudgebied is met suikerriet beplant, en gevolglik word oorblyfsels van die oorspronklike kuswoud nog net in die riviervalleie aangetref. Die gras in die gebied is oneetbaar vir vee met die gevolg dat landbougewasse voorrang geniet en veeteelt 'n ondergeskikte rol speel. Benewens suikerriet, wat die belangrikste verbouingsproduk is, is die gebied ook bekend vir die produksie van subtropiese vrugte. Feitlik die helfte van Natal se piesangproduksie kom van hierdie kuswoudstrook af, terwyl groot pynappelplantasies suid van Durban ook in die strook voorkom. Sommige sitrusvrugte, veral nartjies en ook pekanneute word in die Laer Tugela- en Inanda Distrikte verbou. Katoenplantasies kom ook hier en daar voor, veral

in die warm riviervalleie, terwyl groente deur kleinhoewe-eienaars gekweek word. Verskeie hoogsgemeganiseerde pluimveeplase kom ook in die gebied voor. Die Bantoes produseer 'n groot verskeidenheid produkte maar op 'n relatiewe klein skaal. Gewoonlik bestaan dit uit die verbouing van suikerriet, mielies, rys, patats, ertappels, boontjies, Njugoboontjies, grondboontjies, cassava, madumbies, groente en subtropiese vrugte, maar soms word beeste en bokke ook aangehou. Kenafvesel (Hibiscus canabinus) word ook in die strook gekweek as moontlike plaasvervanger van suikerriet. Die verbouing vind egter nog op 'n klein skaal plaas maar uitbreiding word in die vooruitsig gestel, afhangende van verwikkelings op die suikermark.

In die Kort Acacia Savanna-strook is die suksesvolle oes van gesaaides onvoorspelbaar, hoofsaaklik omdat die reënval wisselvallig is en meesal in die vorm van donderstorms kom. Die gras in die strook is egter „soet” en dus eetbaar vir vee, met die gevolg dat ekstensiewe boerdery beoefen word. Die gras is selfs in die droë seisoen voedsaam. Min skape word hier aangehou omdat die grashalms te lank is. 'n Groot deel van hierdie strook is Bantoetuislande waar hulle, benewens hulle tradisionele veeteelt, ook mielies, kafferkoring, boontjies en katoen kweek.

Die gras van die Langgrasveld-strook is ook te lank vir skaapboerdery, maar die reënval in die gebied is beter oor die jaar versprei. Gevolglik is die strook uiters geskik vir beesboerdery. Omdat die gras egter „suur” is en min voedingswaarde het gedurende die herfs en die winter, moet dit aangevul word met voer. Dit is dus 'n semi-intensiewe boerderygebied. In teenstelling met die Kort Acacia Savanna-strook is die Langgrasveld-strook nie geskik vir veeteelt nie, sodat beeste hier net grootgemaak en vet gevoer word.

Die Podocarpusbos-strook, soos reeds opgemerk, lê in die misstrook, wat ideale toestande skep vir bosbou, en veral wattel word aangeplant. Richmond en Greytown is belangrike wattelgebiede maar a.g.v. kompetisie deur sintetiese produkte het die aanvraag na wattelbas verminder terwyl die aanvraag na bloekom- en dennehout toegeneem het. Boerdery in die gebied is intensief. Mielies en ertappels word geproduseer waar

besproeiing moontlik is, en in die Umvoti- en Richmond-gebiede word sitrusvrugte, veral lemoene, gekweek. Verskeie soorte vrugte en groente word op die kleinhoewes geproduseer, maar die omvang van die produksie is klein. Varkteelt kom algemeen voor. Naas bosbou is die suiwel-bedryf en die teel van stoetbeeste die belangrikste aktiwiteit. Voer word geplant omdat die gras in die gebied yl is. Die Bantoes in die streek beoefen gemengde boerdery en produseer mielies, kafferkoring, ertjies, boontjies, ertappels, patats, madumbies, rape, wattel en sagte-vrugte.

In die sandvlaktebos-strook word gemengde boerdery toegepas wat baie ooreenkom met die gebruik in die Podocarpusbos-strook. Suiker, wattel en hout word verbou in die Dalton-Noordsberg-omgewing, terwyl melkerye, wattel en suikerriet goed gevestig is in die gebied tussen Camperdown en Mid-Illovo. Die klein plasies van Camperdown en Eston is welbekend vir hulle hoe<sup>"</sup> melkproduksie en groente. 'n Groot deel van die gebied is egter gereserveer vir Bantoetuislande waar die Bantoes hulle tradisionele boerderymetodes toepas.

Die gras van die Hoogland Suurveld-strook is slegs gedurende sekere maande van die jaar, nl. Oktober-Januarie, van enige waarde, maar waar voer gekweek word kom melkerye en beesplase algemeen voor. Die aard van die grond noodsaak egter die gebruik van baie bemestingsstowwe. Ertappels en wattel word ook aangeplant maar word dikwels beskadig deur ryp. Sommige bome wat hout van hoe<sup>"</sup> gehalte lewer soos Geelhoutbome (Podocarpus spp.) word nog in die gebied aangetref.

Dit blyk dus dat die belangrikste bedrywe van die Drie Riviere-gebied die verbouing van suikerriet en bosbou is, met melkproduksie as die derde belangrikste produk. Die ander gesaaides, behalwe mielies en groente, is van ondergeskikte belang, en in werklikheid is die gebied nie selfonderhoudend nie.

Die grootte van die plase verskil baie. Benewens die groot suikerlandgoedere aan die kus word ook groot plase in die Umvoti distrik aangetref, terwyl baie kleinhoewes in die Pinetown-Durban-Inanda- en laer Tugelagebiede voorkom.

Die bevolkingsdigtheid aan die kus, wat van die digbevolkte gebiede in die hele Republiek bevat, oorskry 77 persone per vierkante kilometer. In teenstelling hiermee is die bevolkingsdigtheid in die binnelandse dele van die gebied soms minder as 27 persone per vierkante kilometer. In die Bantoetuislande, wat ongeveer 30% van die Drie Riviere-gebied beslaan, wissel die bevolkingsdigtheid tussen minder as 40 persone tot meer as 193 persone per vierkante kilometer. Die bevolkingsdigtheid in die verskillende magistraatsdistrikte is soos volg :

Durban	2,066 persone per vierkante kilometer
Pietermaritzburg	158
Pinetown	171
Camperdown	44
Impendle	10
Inanda	187
Leeurivier	22
Laer Tugela	81
Mapumulo	54
Ndwedwe	52
New Hanover	32
Richmond	28
Umlazi	100
Umvoti	24
Kranskop (gedeelte)	29

Die bevolkingsdigtheid op die plase hang af van die soort boerdery en in tabel 2 word 'n paar benaderde syfers hieromtrent gegee. Die grootte van die plase is van belang in die verband en word ook in die tabel aangedui.

Die bevolkinggetalle (1960-sensus) van die meer belangrike dorpe word hieronder aangegee. Die stedelike bevolking is in die omgewing van 900,000, terwyl dit plattelandse bevolking naastenby 500,000 is. Die totale bevolking van die hele gebied is ongeveer 1.4 miljoen wat die twee stede Durban en Pietermaritzburg (met bevolkings van 655,370 en 95,124 onderskeidelik) insluit. In Durban alleen word meer as die helfte van die Blankes, Indiërs en Kleurlinge van Natal aangetref.

Tabel 2 : (Bylae B) Bevolkingsdigtheid op plase.

Boerdery	Gemiddelde grootte van plaas km. <sup>2</sup>	Persone per vierkante kilometer	
		Blank	Nie-blank
Intensief (a) Suikerriet	4.45 <sup>*</sup>	1 - 3	15 - 39
(b) Melkery en voer	4.45 - 6.68	1 - 4	8 - 15
(c) Wattel	6.68 - 17.80	1	8 - 15
Semi-intensief (a) Melkery en vleisbeeste	4.45 - 6.68	0 - 1	4 - 15
(b) Melkery, wattel en gesaaides	4.45 - 6.68	0 - 2	4 - 7
(c) Gesaaides en vee	4.45 - 8.90	0 - 2	2 - 15
Ekstensief Veeteelt	4.45 - 11.13	1	2 - 15

\*Sluit Indiers se kleinhowes en plotte in.

Benewens die Durban-, Pinetown- en Pietermaritzburg-komplekse, is die dorpe wat meer as 1,000 inwoners het die volgende:

Darnall	Bevolking 2,313, wat rondom die plaaslike suikermeule ontwikkel het
Greytown	Bevolking 7,737, 'n wattelsentrum
Howick en Howick-wes	Bevolking 8,020, 'n bosbousentrum en ook bekend as 'n gesondheids- en vakansie-oord
Richmond	Bevolking 2,410, 'n wattel- en suiwel-sentrum
Shakaskraal	Bevolking 2,384, wat om die plaaslike suikermeule (wat nou gesluit is) ontwikkel het. Die inwoners is hoofsaaklik Indiers
Stanger	Bevolking 9,557, 'n kommersiele- en administratiewe sentrum
Tongaat	Bevolking 8,839, 'n snelgroeiende industriële dorp waar onder andere een van die grootste suikermeule gelee is
Verulam	Bevolking 2,626, waarvan die African Building Board Korporasie die middelpunt is. 'n Indierdorp.

Dit is kenmerkend dat die dorpe gewoonlik om 'n spesifieke industrie ontwikkel. Suikerriet word geplant oor die hele kusstrook asook op kleiner kolle in die binneland. Daar is agt suikermeule in die gebied. By Tongaat is een van die grootste suikermeule in die wêreld, wat meer as 150,000 tonne suiker per jaar lewer. Aan die oewers van die Umvotirivier is die Glenmill, Geldhow en Mellville suikermeulens. Die Darnallmeule, net soos die Gledhowmeule, produseer meer as 100,000 tonne suiker per jaar. Die Doornkopmeule is in die bolope van die Nonotirivier gelee. Van die bekendstes is die Mount Edgecombe-meule, gelee in die Umgenirivierbekken, en die Illovo-suikermeule suid van Durban. Die suikerfabrieke maal gewoonlik net gedurende 'n sekere tyd van die jaar (gewoonlik van Desember tot Mei) en die suiker wat so geproduseer word kan in die Durbanse raffinadery gesuiwer word of vir uitvoer verskeep word, meestal na Japan en Kanada.

Die African Building Board Korporasie, wat reeds genoem is, is naby Verulam in die Umhlotirivierbekken geleë. Verskeie saagmeulens kom ook in die bosboustreke voor. By Hermansburg het die Natal Tanning Extract Maatskappy onlangs 'n nuwe fabriek opgerig, waar sekere organiese stowwe uit wattelbas vervaardig word.

African Explosives and Chemical Industries het 'n groot fabriek naby die kus aan die oewers van die Umbogintwinirivier naby Amanzimtoti.

Die vinnig ontwikkelende industriële gebiede van Pinetown en Hammarsdale, waar meestal tekstielfabrieke gevestig word, word gedreineer deur die Umhlatuzana- en Umbiloriviere en die Sterkspruit, 'n sytak van die Umlaasrivier.

'n Tekstielfabriek is ook onlangs in Tongaat opgerig, maar het eers na die opnames in werking getree.

Benewens die industriële gebiede van Durban, Pinetown en Pietermaritzburg, en 'n paar geïsoleerde fabrieke elders, is die Drie Riviere-gebied dus grootliks 'n landbou gebied. Uit die oogpunt van moontlike rivierwaterbesoedeling moet die volgende gebiede as belangrik beskou word :

- (1) Suikergebiede
- (2) Bosbougebiede
- (3) Bantoetuislande
- (4) Stedelike gebiede van uiteenlopende aard
- (5) Industriële gebiede van Durban, Pinetown en Pietermaritzburg.

Melkery-gebiede, grondverbouingsgebiede ens. kan ook uitgesonder word maar hulle invloed of uitwerking op riviere is so gering en wydverspreid dat dit moeilik bepaalbaar sal wees.

BYLAE C.Beskrywing van die monsterpunte in die Drie Riviere-gebied waar biologiese versamelings gedoen is.A. SINKWAZIRIVIER.

- A1 Omtrent 1.6 km. stroomop vanaf die Noordkussnelweg se brug, net onderkant die invloei van 'n systroompie wat langs 'n fluorsparmyn verby vloei. Dit was onmoontlik om net stroomop vanaf die myn 'n monster te neem omdat die stroombodem hoofsaaklik uit rotsplate bestaan waar geen oewerplantegroei voorkom nie.
- A2 In die rivier onderkant die Noordkussnelweg-brug.
- A3 By 'n padbrug op pad na die Tugelariviermond, omtrent 3.2 km. stroomafwaarts vanaf A2.
- A4 Die systroompie net bokant die samevloei met die hoofstroom, naby A1.

B. NONOTIRIVIER.

- B1 Omtrent 1.6 km. stroomopwaarts vanaf die Doringkop suikermeule.
- B2 Omtrent 1.6 km. stroomopwaarts vanaf die meule.
- B3 By die Kearsneyweg-brug, omtrent 8 km. stroomopwaarts vanaf B2.
- B4 Omtrent 8 km. verder stroomopwaarts.
- B5 0.8 km. stroomopwaarts vanaf die Darnall suikermeule.
- B6 By die Noordkussnelweg-brug, ongeveer 1.6 km. stroomopwaarts vanaf die Darnall suikermeule.

C. UMHLATUZIRIVIER.

Slegs een monsterpunt is gekies nl. C1 by die Noordkussnelweg-brug. In die omgewing van hierdie punt is 'n spoorweghalte waar gesynde suikerriet gewoonlik gelaai word. Die afvalsuikerriet word vertrap en lê gewoonlik en ontbind. Wanneer dit reën kan die pappery moontlik die rivier inspoel.

D. UMVOTIRIVIER.

- D1 By die Seven Oaks-Rietvleipad-brug waar die grense van Misgunst 1191, Pinedale 1191 en Rustenburg 1116 bymekaar kom.
- D2 By die Greytown-Pietermaritzburgpad-brug naby Mispah.
- D3a Stroomopwaarts vanaf die invloei van die Hlimbitwa.
- D3 Stroomopwaarts vanaf die invloei van die Hlimbitwa.
- D4 Stroomopwaarts vanaf Glenmill.
- D5 Ongeveer 1.6 km. stroomopwaarts vanaf Glenmill.
- D6 By die inloop na Stanger se hidro-elektriese kragstasie.
- D7 By die uitloop van Stanger se hidro-elektriese kragstasie.
- D8 By die brug op die Noordkuspad, NR  $\frac{14}{2}$ , net suid van Stanger.
- D9 Stroomopwaarts vanaf die Melville suikermeule.
- D10 Stroomopwaarts vanaf die invloei van Ncanaweni-Umbozambo (dus onderkant Gledhow suikermeule).
- D11 Potspruit ('n sytak van die Hlimbitwa) by die Ahrens-Kranskoppad-brug by Potspruit 2894.
- D12 Hlimbitwa, net stroomopwaarts vanaf die samevloeiing met die Umvoti.
- D13 Hainespruit aan die Greytown-Mizpahpad by Chailey, stroomopwaarts vanaf die samevloeiing met die Greytownstroom, in die buitewyke van Greytown.
- D14 Hainespruit aan die Mizpah-Ahrenspad (naby punt D2).
- D15 Merthleymeer.
- D16 Greytownstroom aan die Greytown-Kranskoppad net buitekant Greytown.
- D17 Hlambiti aan die Inanda-Ngobevupad by Varkensvlei 1096.
- D18 Hlimbitwa aan die Ahrens-Kranskoppad by Boschfontein 1118 naby Hermansburg.
- D19 Umbozambo by die Noordkussnelweg-brug noord van Stanger.
- D20 Ncanaweni by die Noordkussnelweg-brug suid van Stanger.

E. UMHLALIRIVIER.

- E1 By Hopewell aan die pad wat die Glendale en Isinembe paaie verbind.
- E2 By die ou Noordkuspad-brug net suid van Shakaskraal.
- E3 By die brug aan die nuwe Noordkussnelweg-brug, 3.2 km. oos van Shakaskraal.
- E4 In die Etetesytak by die ou Noordkuspad-brug.

F. TONGAATRIVIER.

- F1 Tongaatrivier, net stroomop vanaf die samevloeiing met die Monasytak.
- F2 Tongaatrivier, by die ou Noordkuspad-brug.
- F3 Tongaatrivier ongeveer 3.2 km. stroomopwaarts vanaf die dorp, waar die Tongaat Suikermaatskappy sy besproeiingswater trek.
- F4 Monasytak, net stroomopwaarts vanaf die samevloeiing met die Tongaatrivier.
- F5 Wewesyta, ongeveer 1.6 km. stroomopwaarts vanaf die samevloeiing met die Tongaat by die brug op die pad Noodsberg-New Hanover.

G. UMHLOTIRIVIER.

- G1 Naby Montebello op die pad van Ndedwe na Glenside.
- G2 Naby Ndedwe op pad na Tafamasi.
- G3 Cotton Lands 1575 op die Verulam-Ndedwepad.
- G4 By Canelands, naby Verulam en stroomopwaarts vanaf die saagneule.
- G5 Net stroomopwaarts vanaf Verulam.
- G6 By die Tongaat-Natal Estates pompstasie.

H. UMHLANGARIVIER.

- H1 Op die Trenancelandgoed, ongeveer 8 km. van die oorsprong af.
- H2 By die ou Noordkuspad-brug by Ottawa.
- H3 Naby Blackburn op die pad tussen Mt. Edgecombe en Umhlotstrand.

J. UMBILORIVIER.

- J1 Stroomopwaarts vanaf die Pinetownse industrieë."
- J2 Stroomopwaarts vanaf hierdie fabriek.
- J3 By die nasionale pad stroomopwaarts vanaf Pinetown.
- J4 Stroomopwaarts vanaf Mt. Vernon.
- J5 By die ingang van die kanaal.
- J6 In die kanaal, stroomopwaarts vanaf die samevloei met die Umhlatuzana ('n laag spoelsand).
- J9 Umkumbaan, stroomopwaarts vanaf die samevloei met die Mayville-stroom.

K. UMHLATUZANARIVIER.

- K1 Stroomop vanaf Pinetown, op die nasionale pad.
- K2 By Marianhill.
- K3 Tussen Shallcross en Cavendish spoorwegstasies.
- K4, Net stroomopwaarts vanaf Clairwood.
- K5 Net stroomopwaarts vanaf die samevloeiing met die Umbilorivier.

L. UMLAASRIVIER.

- L1 By Nooitgedacht 903 op die pad wes van Baynesfield.
- L2 By 'n brug op die Camperdown-Eston pad.
- L3a Stroomopwaarts vanaf die omloopleiding voordat dit aansluit by die rivier.
- L3b Onderkant Shongwenidamwal waar die vloei van die dam en die van die omloopleiding bymekaar kom.
- L4 By Thornwood.
- L5 In die Reunion Kanaal, ongeveer 0.8 km. van die mond af.
- L6 Sterkspruit stroomopwaarts vanaf Hammarsdale.
- L7 Sterkspruit naby Shongwenistasie.

M. ISIPINGORIVIER.

- M2 Isipingo Rail.

N. UMBOGINTWINIRIVIER.

- N1 Stroomopwaarts vanaf die fabriek op die Umbumbulupad.
- N2 Stroomopwaarts vanaf die fabriek, net onderkant die rioolafvloeiing.

O. AMANZIMTOTIRIVIER.

- O1 0.4 km. stroomopwaarts vanaf die rioolwerke.
- O2 0.4 km. stroomopwaarts vanaf die rioolwerke.

Q. ILLOVORIVIER.

- Q1 Stroomopwaarts vanaf Burne, omtrent 11 km. van Richmond af op die pad na Elandskop.
- Q2 Net stroomopwaarts vanaf Richmond op die pad na Q1.

- Q3 Stroomopwaarts vanaf Richmond by die brug op die Ixopo-pad.
- Q4 By Rosebank, by die brug op die Eston pad.
- Q5 Op Shiri 7290, net stroomopwaarts vanaf die Umlazi-Bantoewoonbuurt.
- Q6 0.4 km. stroomopwaarts vanaf die Illovo suikermeule.
- Q7 By die brug op die ou Suidkuspad stroomopwaarts vanaf die meule
- Q8 By die Amanzimtoti Watervoorsieningsdam op die Nungwana.

R. UMZIMBAZIRIVIER.

- R1 Stroomopwaarts vanaf die ou Suidkuspad se brug.

S. UMGABABARIVIER.

- S1 By die ou Suidkuspad-brug, stroomopwaarts vanaf 'n dam.

T. INGANERIVIER.

- T1 By die brug op die ou Suidkuspad.

BYLAE D.

Die waterfauna wat in die monsters van die Drie Riviere-gebied  
teenwoordig was.

'n Sandbodemoppervlakte van 278 cm.<sup>2</sup> en drie meter randplantegroei  
is gemonster.

## Sinkwazirivier. Sandbodemmonster.

Monsterpunte:	A 1	A 2	A 3	A 4
<u>INVERTABRATA</u>				
Nematoda	8		8	1
<u>Oligochaeta</u>				
Dero (Aulophorus) furcatus	3			
Nais sp.		114		
Paranais frici			8	
Branchiura sowerbyi	54	307		
Limnodrilus hoffmeisteri		105		
Tubificidae	227			
Enchytraeidae				1
Pseudodiaptomus sp.			58	
Cyclops sp.	57	24	8	24
Ostracoda	8			128
Ampithoe sp.			1	
Caridina nilotica		1		3
Hydracarina	16			
Baetis bellus				1
Austrocaenis sp.	1			1
Pseudagrion sp.	1			
? Hydrophilidae	1			
Ceratopogonidae	3			16
Chironomidae	37			24
Burnupia sp.	1			
<u>VERTABRATA</u>				
Rana fuscigula				1
Totaal	417	551	83	200
Katalogusnr. TRR:	51	53	55	56

## Nonotirivier. Sandbodemmonsters.

Monsterpunte:	B1	B2	B3	B4	B5
<u>INVERTABRATA</u>					
Nematoda	8	736	238		
<u>Oligochaeta</u>					
Oligochaeta sp.		32			
Dero (Aulophorus) furcatus	1	9504			
D. (A) sp.					1692
Pristina sp.		352			1
P. synclitus				24	
Nais variabilis			42		
Allonais paraguayensis					1
Branchiura sowerbyi	9	448	16		
? Limnodrilus sp.		6080			
L. hoffmeisteri			313		
L. udekemianus		256			
Bothrioneurum vej dovskyanum			121	1	
Simocephalus sp.			8		
Harpacticoidea			8		
Cyclops sp.			824		
Caridina nilotica	2				
Hydracarina				8	
Paragomphus cognatus				5	
Anisops sp.					1
Dytiscidae volgroëid					1
? Dytiscidae larve					1
Psychoda sp.					2
Chironomidae	21		10	10	
<u>VERTABRATA</u>					
Rana fuscigula	1		1		
Totaal	42	17408	1581	48	1699
Katalogusnr. TRR:	57	58	59	60	61

## Umhlutunirivier. Sandbodenmonsters.

Monsterpunte:	C 1
<u>INVERTABRATA</u>	
Turbellaria sp.	16
Nematoda	64
<u>Oligochaeta</u>	
? Chaetogaster sp.	16
Tubificidae	8
Cyclops sp.	33
Ostracoda	112
Decapoda	1
Chironomidae	259
Chironomus sp.	103
Ephedridae (2 spp.)	17
Pisidium sp.	3
Burnupia sp.	3
Totaal	635
Katalogusnr. TRR:	62

Umwotitivistier. Sandbodenmonsters.

Monsterlokalitaete:	D 1	D 2	D 3a	D 3	D 4	D 5	D 8	D 9	D 10	D 11	D 12	D 13	D 14	D 16	D 18	D 20
<b>INVERTEBRATA</b>																
Turbellaria								184	120			8	4	96	24	
Prostoma sp.		8	24	18	4		20			16	4		10	8	1	1
Nematoda	16	34	16	1			4	100	833	48		8		69	8	
Tardigrada										48				56		
<b>Oligochaeta</b>																
Oligochaeta ongeident.																25
Aeolosoma sp.								12								
Naididae					4	4			88		4					
Chaetogaster sp.							4					40				
Dero (Aulophorus) sp.								4								66
Dero (Aulophorus) sp. en Dero (Dero) sp.									250							
Pristina synclitus				97				16								256
Pristina minuta			128					92	96							
Nais ? communis												192		360		
Stephensoniana trivandrana																33
Branchiura scowerbyi	1	14										30	11	45		16
Limnodrilus sp.		1								484						146
Megadrile sp.														2	13	98
Limnodrilus hoffmeisteri																
Aulodrilus limnobioides	16			1												
Bothrioneurum vejdoovskyanum												5	2	322		
Ocnerothricidae						4										
Collembola					1			4								
Cladocera										8						
Simocephalus sp.													1			
Pleuroxus vg. inermis													56			
Alona vg. pulchella													8			
Harpacticoida										8						
Calanoidea							4	12	48	16						
Cyclops sp.	8											104	8			192
Ostracoda		24	16							112		56	8			
Hydracarina	8			8												
? Aphanicercella sp.	1												8			
Baetis harrisoni										1	5					
Baetis latus										10		10	22			
Centroptilum excisum				2												
Centroptilum medium																
Caenis sp.	9											1	17	8		
Notogomphus sp.	3		28	1			1									
Paragomphus sp.												6				
Anisoptera				8												
Trithemis sp.																
Micronecta sp.			9													
M. dimidiata										1						
Gyrinidae larva										1						
Eriocera fultonensis										1						
Eriocera spinosa										2						1
? Tipulidae				1												
Psychoda sp.				8					8							
Ceratopogonidae	1		33	1								8		8		
Simulium sp.			1													
Chironomidae	201	16	105			2	75	8	1	22	93	63	262	35	25	36
Chironomus sp.																99
Pisidium sp.		23								8		1	12			
Lymnaea columella						1										
<b>VERTABRATA</b>																
Rana fuscigula		2									1					
Totaal	264	122	360	146	9	11	108	432	1444	786	116	596	358	1009	97	943
Katalogusnr. TRR:	101	102	111	103	104	105	106	107	108	114	110	112	109	113	115	116

Umvotitivier. Oewerplantegroeimonster.

Monsterpunte:	D 1	D 2	D 3a	D 3	D 4	D 5	D 8	D 11	D 12	D 18
Turbellaria	3							2		13
Prostoma sp.	1	8			1	18	2	4	19	3
Nematoda	12	168	14		8	186		17		10
Chaetogaster sp.								24		10
Naidum sp.						56			8	
Nais sp.		17				4			10	38
Tubifex sp.		1								
Ceriodaphnia vg. megalops								480		
Cydorus spp.								80		
Cyclops sp.	32	32						410		17
Ostracoda	8	65						33		
Caridina nilotice							1			
Hydracarina	8		1	8			8	10	16	
Collembola	56		9	8	64	33	48		2	12
Baetis sp.		1	136							
Baetis bellus	34									
Baetis latus				1			43		) 119	8
Baetis harrisoni				74						
Baetis cataractae										40
Adenophlebia auriculata										5
Closon sp.								21		
Centroptilum exiaum								8		
Austrocaenis	9			2			64	8		13
Zygoptera	3	3	7	2		8	7	7	4	
Pseudagrion sp.								1		
Anisoptera	2		9						1	
Mesovelia vittigera								1		
Rheumatobates sp.								1		
Rhagovelia sp.					2			16		
Belastomatidae								1		
Flea piccanina										1
Corixidae	1								3	
Saldidae			5		1	3				
Laccocoris limigenus			1							
Macrovelia sp.						1				
Leptocerina sp.	8	1	11	1			2			39
Oecetis sp.									1	
Trichoptera pupae				1						
Cheumatopsyche				21					12	
Hydroptila sp.	1									
Laccophilus pilitarus								1		
Dytiscidae volgroeid										1
Hydaticus sp.								1		
Coleoptera onvolgroeid					1					2
Hydrophilidae sp. (6 spp.)					2			10		34
Orectogyrus (Megagyrus) lanceolatus										1
Aulonogyrus knysnanus										5
Aulonogyrus onvolgroeid			1	2					1	1
Elmidae volgroeid	2									
Elmidae onvolgroeid	9									1
Diptera onvolgroeid					10	1				
Culucidae onvolgroeid								5		
Anopheles onvolgroeid	11									
Dixa (Nothodixa) sp.	3							2		
Atherix vg. variegata										2
Ceratopogonidae	24	4	1	9			1	1	1	
Simulium onvolgroeid		15	58	147				1	12	18
Simulium vorax				3						
Simulium bequaerti				2						
Simulium medusaeforme hargreavesi				11						
Simulium medusaeforme africanum				2						
Simulium cervicornutum				1						
Chironomidae papie					2			2		
Chironomidae onvolgroeid	230	303	247	172	8	21	77	64	133	225
Pentaneura sp.			17	18	25	32	52	18	1	1
Coryneura sp.							40			
Pyralididae			7			4			1	
Succinia sp.					4	99				
Lymnaea natalensis					10					
Lymnaea collumella			2	1	80		62		1	4
Biomphalaria sp.		1				1				
Gyrulus sp.							2			
Bulinus sp.				9						
Burnupia sp.		1					1			
Pisidium sp.	23									
Natalobatrachus sp.	2	1			2	2	7	1		
Cocosternum sp.										1
Totaal:	482	621	516	485	220	469	436	1214	342	506

## Umhlalirivier. Sandbodemmonsters.

Monsterpunte:	E 1	E 2	E 3	E 4
<u>INVERTABRATA</u>				
Hydra sp.	1			
Prostoma sp.		10	18	
Nematoda	200	9	152	240
<u>Oligochaeta</u>				
Naididae	8			
Chaetogaster sp.				16
Pristina minuta			592	
Megadrile sp.			10	
Allonais inaequalis			27	
Limnodrilus hoffmeisteri	26	29		
? Limnodrilus sp.				28
Branchiura sowerbyi	26		5	1
Dero (Aulophorus) sp.		1		
Dero (Aulophorus) ? furcatus				8
Cyclops sp.		8	16	112
Ostracoda	104		16	
Caridina nilotica	1			
Baetis sp.			1	
Baetis bellus	14			
Austrocaenis sp.	22			
Paragomphus sp.	4			
Micronecta dimidiata	15			
Dipseudopsis sp.	1			
Helminthidae larve	1			
Helminae			8	
Ceratopogonidae	8		1	
Chironomidae	22		8	
<u>VERTABRATA</u>				
? Ranidae			1	
Totaal	453	57	855	405
Katalogusnr. TRR:	63	65	64	66

## Tongaatrivier, Sandbodemmonsters.

Monsterpunte:	F 1	F 2	F 3	F 4	F 5
<u>INVERTABRATA</u>					
Hydra sp.	8				
Prostoma sp.	60			43	
Nematoda		184	8	17	64
<u>Oligochaeta</u>					
? Naididae	104				
Dero (Aulophorus) furcatus		1290	143		
Branchiura sowerbyi		140		1	
Limnodrilus hoffmeisteri			427		82
Bothrioneurum vej dovskyanum		56			
Harpacticoidea	40				
Cyclops sp.	16				
Ostracoda	16			8	
Hydracarina				16	
Collembola					1
Austrocaenis sp.	2				
Centroptilum excisum	3				
Anisoptera	16				
Oecetis sp.	1				
Culex sp.					1
Psychoda sp.					14
Ceratopogonidae	12				
Limnophila sp.					1
Ephydriidae	1				
Chironomidae	152			21	1
Lymnaea columella		1			
Bulinus (Bulinus) tropicus					9
<u>VERTABRATA</u>					
Rana fuscigula				3	
Totaal	431	1671	578	109	173
Katalogusnr. TRR:	67	70	71	68	69

## Umhlotirivier. Sandbodemmonsters.

Monsterpunte:	G 1	G 2	G 3	G 4	G 5	G 6
<u>INVERTABRATA</u>						
Prostoma sp.	50	9	8		9	33
Nematoda	169		24	24	32	24
<u>Oligochaeta</u>						
? Chaetogaster sp.					24	
Naididae	96	65		16	505	2
Dero (Aulophorus) sp.						
Nais sp.	248		8			
Nais variabilis						2
Pristina minuta			18			149
Limnodrilus hoffmeisteri	26	9				
Tubifex tubifex					} 2	
Tubifex natalensis						
Dero (Aulophorus) furcatus				11		
Aulodrilus limnobius				1		
Cyclops sp.			8	16		
Ostracoda		16				64
Collembola				16		
Baetis quintus		11				
Austrocaenis sp.						8
Zygoptera	8					
Eriocera fultorensis					1	
Ceratopogonidae	49	4	9	1	9	
Chironomidae	2	57	10	281	503	
Bulinus sp.	8					
Totaal	656	171	85	366	1085	282
Katalogusnr. TRR:	72	73	74	75	76	77

## Umhlangarivier. Sandbodenmonsters.

Monsterpunte:	H 1	H 2	H 3
<u>INVERTABRATA</u>			
Turbellaria	24		
Hydra sp.	32		
Prostoma sp.	22	17	
Nematoda	40	64	32
<u>Oligochaeta</u>			
Nais ? communis	9		
Pristina synclitus	18	1	
Branchiura sowerbyi	15	34	40
Tubifex ignotus	96		
Limnodrilus hoffmeisteri			67
Cyclops sp.	128		
Ostracoda			24
Hydracarina	32	8	
Collembola			1
Austrocaenis sp.	1		
Paragomphus sp.	1		1
Ceratopogonidae	2		
Chironomidae	149	10	223
Burnupia sp.	1		
Totaal	570	134	388
Katalogusnr. TRR:	78	79	80

## Umbilorivier. Sandbodemmonsters.

Monsterpunte:	J 1	J 2	J 3	J 4	J 5a	J 6	J 9
<u>INVERTABRATA</u>							
Turbellaria	8				20	326	
Prostoma sp.	9			21			
Nematoda	43			117	620	448	544
<u>Oligochaeta</u>							
Pristina foreli	24						
Pristina synclitus					588		
Pristina longiseta longiseta						2048	
Pristina aequiseta						1664	
? Tubifex sp.					24		
Naididae				120			
Nais sp.					32		
Nais ? communis	509			153		396	
Eukerria saltensis				2			
Branchiura sowerbyi				1	12		
Dero (Aulophorus) furcatus						258	
Limnodrilus hoffmeisteri					4048	5940	26688
Limnodrilus claparedeanus			4				
Bothrioneuron vej dovskyanum				45			
Ocnerodrilinae	2						
Cyclops sp.					724	128	96
Simocephalus sp.					132		
Leydigia leydigia					16		
Ostracoda	8				48		
Hydracarina	16			8			
Collembola	1						
Baetis sp.	3			5			
Austrocaenis sp.				1			
Notogomphus sp.				2			
Cheumatopsyche afra tipe larve				2			
Leptonema sp.	4						
Culex sp.	16						
Trimcra sp.	1						
Psychoda sp.		9					1248
Simulium larvae	25			1			
Ceratopogonidae	8			2			
Chironomus sp.						6	
Chironomidae	213			589	100	480	
Bulinus (Bulinus) tropicus					4		
Burnupia sp.	9			21			
Biomphalaria sp.				1			
Totaal	899	9	4	1091	6368	11694	28576
Katalogusnr. TRR:	81	82	83	84	85	86	87

## Umhlatuzanarivier. Sandbodemmonsters.

Monsterpunte:	K 1	K 2	K 3	K 4	K 5
<u>INVERTABRATA</u>					
Turbellaria		1			
Hydra sp.		8	8		
Prostoma sp.		114	5	33	
Nematoda	1	1	8	41	
<u>Oligochaeta</u>					
Naididae	8				
Dero (Aulophorus) sp.					20
Pristina minuta		232			
Nais ? communis	19		10338		
Branchiura sowerbyi		8		29	
Tubifex tubifex					}11096
Limnodrilus hoffmeisteri				364	
Bothrioneurum vej dovskyanum	4				
Aulodrilus limnobius			93		
Harpacticoidea		16			
Alona sp.		8			
Ostracoda		32	24		
Hydracarina		8			
Collembola		8			
Baetis sp.				1	
Austrocaenis sp.		5	3		
Centroptilum sp.		20			
Notogomphus sp.		1	}		
Paragomphus sp.		2		6	1
Ictinogomphus sp.					
Hydroptila sp. capensis tipe			1		
Micronecta sp.		16			
? Helminthidae		8			
Simulium larvae	1				
Ceratopogonidae		35	1		
Chironomidae	3	704	51	79	
Anthoca saxicola			1		
Eriocera fultonensis		1			
Limmophora sp.	1				
Lymnaea columella		1			
L. natalensis					5
Ferrissia sp.			11		
<u>VERTABRATA</u>					
Bufo sp.					39
Totaal	37	1229	10550	592	11116
Katalogusnr. TRR:	88	89	90	91	92

## Umlaasrivier. Sandbodemmonsters.

Monsterpunte:	L 1	L 2	L3a	L3b	L 4	L 5	L 6	L 7
<u>INVERTABRATA</u>								
Hydra sp.				8				
Prostoma sp.		3		1			1	
Nematoda	32	24	18	16	9		152	1
<u>Oligochaeta</u>								
Chaetogaster sp.				40				
Pristina minuta								297
Pristina synclitus					40			
Nais sp.							96	
Nais ? communis					16			
Branchiura sowerbyi	18	3						2
Limnodrilus sp.				1(?)		34		
Limnodrilus hoffmeisteri	7	} 54			71			75
Bothrioneurum vej dovskyanum				1				36
Daphnia vg. pulex				8				
Moina sp.						176		
Harpactocoidea					56	16		16
Cyclops sp.					184	160	552	250
Ostracoda		57			1308	240		16
Hydracarina		8					40	
Collembola								8
Centroptilum excisum		21			46			
Austrocaenis sp.		1						
Corduliidae					3			
Gomphidae					6			
Notogomphus		1						
Paragomphus sp.								1
Psychoda sp.						1		
Simulium larvae			8					
Ceratopogonidae		10		8	9			
Chironomidae	68	112	89	19	236	16	9	5
Chironomus sp.					1			
Limnophila sp.								1
Pisidium sp.		1						
Lymnaea natalensis								1
<u>VERTABRATA</u>								
Rana fuscigula		1						
Totaal	126	295	115	102	1985	643	965	594
Katalogusnr. TRR:	93	94	95	96	97	98	99	100

## Isipingorivier. Sandbodemmonsters.

Monsterpunte:	M 2
<u>INVERTABRATA</u>	
Turbellaria	16
Prostoma sp.	1
Nematoda	64
<u>Oligochaeta</u>	
Pristina minuta	40
Branchiura sowerbyi	90
Limnodrilus sp.	3
Cyclops sp.	184
Ostracoda	8
Collembola	16
Hydraenidae	16
Chironomidae larve	73
? Pisidium sp.	1
Lymnaea columella	} 35
L. natalensis	
Totaal	547
Katalogusnr. TRR:	127

## Umbogintwinirivier. Sandbodemmonsters.

Monsterpunte:	N 1	N 2
<u>INVERTABRATA</u>		
Prostoma sp.	4	24
Cyclops sp.		8
Collembola		8
? Baetis latus	4	
Caenis sp.	1	
Chironomidae	31	
Totaal	40	40
Katalogusnr. TRR:	125	126

## Amanzintotirivier. Sandbodemmonsters.

Monsterpunte:	O 1	O 2
<u>INVERTABRATA</u>		
Nematoda		304
Prostoma sp.	8	
<u>Oligochaeta</u>		
Branchiura sowerbyi		2
Limnodrilus hoffmeisteri		776
Nais ? communis		16
Ongeïdentifiseerde Oligochaeta	25	
Ostracoda	16	
Cyclops sp.		144
Hydracarina	8	
Austrocaenis sp.	8	
Baetis sp.	8	
Paragomphus hageni	3	
Micronecta sp.	1	
Oecetis sp.	1	
Ceratopogonidae	6	32
Chironomidae	161	4
Chironomus sp.		7240
Psychoda sp.		14
Totaal	245	8532
Katalogusnr. TRR:	47	49

## Umbogintwinirivier. Oewerplantegroeimonster.

Monsterpunte:	N 1	N 2
Nematoda		3
? Chaetogaster sp.		8
Caridina nilotica	2	
Hydracarina	1	
Collembola	34	8
Baetis harrisoni	32	
Pseudagrion sp.	4	
Anisoptera	1	
Rhagovelia nigricans	12	
Hydrometra albolineolata	1	
Naucoridae	1	
Microvelia sp.	1	
Homoptera	19	1
Hydroptila sp.	1	
Simulium larva	1	
Chironomidae larva	17	
Pentaneura sp.	1	
Dixa (Nothodica) sp.	1	
Psychoda papies	1	
Diptera larve	1	
Lymnaea columella	2	
Burnupia sp.	8	
Bufo sp.	225	21
Totaal	366	41
Katalogusnr.	145	146

## Illovorivier. Sandbodemmonsters.

Monsterpunte:	Q 1	Q 2	Q 3	Q 4	Q 5	Q 6	Q 7	Q 8
<u>INVERTABRATA</u>								
Tardigrada					8			
Turbellaria		3						
Prostoma sp.	1	23	9	16	1			9
Nematoda	34	108	97	11	64		64	147
<u>Oligochaeta</u>								
Aelosoma sp.	16							
Dero (Aulophorus) sp.							39012	
Pristina synclitus							6442	
Pristina minuta					472			
Nais sp.		40						
Oligochaeta sp. (ongekident.)	45							
Naididae		16						
Nais communis			81	96				
Branchiura sowerbyi	2	20	69	23	24		1	
? Tubifex sp.								19
? Limnodrilus sp.							720	
Limnodrilus hoffmeisteri				1	10		1262	
Bothrioneurum vej dovskyanum			34		96			
Calanoidea				16	120			
Cyclops sp.		8		24	88			
Ostracoda	243	1		51				33
Caridina nilotica							1	
Hydracarina	8	8		8				
Centroptilum sudafricanum	4							
Caenis	7	1						
Centroptilum exisum						2		
Presba sp.								1
Gomphidae						2		
Ecnomus vg: kimminsi			1					
Dipseudopsis sp.								3
Coleoptera larve		8						
Simulium larve		8						
Ceratopogonidae	21				2			16
Chironomidae	120	2		103		24		175
Brachycera sp.	1							
Brachycera sp.			1					
Pisidium sp.	13		1					16
<u>VERTABRATA</u>								
Rana fuscigula						7		
Totaal	515	246	293	349	885	35	47502	419
Katalogusnr. TRR:	117	118	119	120	121	122	124	123

## Umzimbazirivier. Sandbodenmonsters.

Monsterpunte:	R 1
<u>INVERTABRATA</u>	
Nematoda	185
<u>Oligochaeta</u>	
Chaetogaster sp.	534
Dero sp.	19
Nais sp.	11
Pristina synclitus	266
Branchiura sowerbyi	36
Limnodrilus hoffmeisteri	73
Ostracoda	154
Cyclops sp.	32
Hydracarina	8
Dytiscidae	1
Ceratopogonidae	24
Chironomidae	11
Chironomus sp.	119
Ferrissia sp.	4
Biomphalaria sp.	10
Totaal	1487
Katalogusnr. TRR:	44

## Ungababarivier. Sandbodemmonsters.

Monsterpunte:	S 1
<u>INVERTABRATA</u>	
Hydra sp.	56
Turbellaria	248
Nematoda	24
<u>Oligochaeta</u>	
Nais ? communis	1740
? Pristina sp.	40
Eukerria saltensis	2
Stephensoniana trivandrana	8
Melanoides tuberculata	1
Lymnaea columella	1
<u>VERTABRATA</u>	
Rana fuscigula	1
Totaal	2121
Katalogusnr. TRR:	42

## Inganerivier. Sandbodemmonsters.

Monsterpunte:	T 1
<u>INVERTABRATA</u>	
Nematoda	60
<u>Oligochaeta</u>	
Pristina synclitus	505
Branchiura sowerbyi	69
Tubifex sp. en Nais sp.	45
Limnodrilus hoffmeisteri	262
Ostracoda	96
Cyclops sp.	8
Caridina nilotica	1
Hydracarina	1
Austrocaenis sp.	37
Austrocloeon sp.	1
Micronecta dimidiata	) 30
M. scutellaris	
Anisops sp.	)
Ecnomus sp.	2
Leptocerina sp.	1
Helminthopsis sp.	1
Laccophilus sp.	1
Culex sp.	1
Ceratopogonidae	4
Chironomidae	258
Chironomus sp.	1
Brachycera sp.	2
Eriocera fultonensis	4
Burnupia sp.	38
Pisidium sp.	15
<u>VERTABRATA</u>	
Rana fuscigula	5
Totaal	1448
Katalogusnr. TRR:	40

BYLAE E.

Beskrywing van die Nonotirivier en die suikermeule in die bo-lope.

Daar is twee suikermeulens aan die oewers van die Nonotirivier, die een in die bolope (Doornkop Industries Ltd.) by Doornkop en die tweede in die laer-lope (J.L. Hulett and Sons Ltd.) by Darnall.

Die Doornkopmeule is geleë op 'n steil heuwel van omtrent 30 meter hoog, grensende aan die rivier. Die meule maal gemiddeld 2,200 tonne suikerriet per dag, waarvan 210 tonne ru-suiker en 50 tonne molasse geproduseer word. Die oorblywende gemaalde plantmateriaal (bagasse) word deels gebruik as brandstof, en die wat nie onmiddellik benodig word nie, word geberg as reserwebrandstof. Die meule werk net gedurende 36 weke per jaar. Die maalseisoen wat bestudeer is het op 27 April 1967 begin. Die res van die jaar word gebruik vir onderhoudswerk en veranderings of verbouings wat nodig mag wees. Gedurende die maalseisoen staak die meule elke naweek vir roetineonderhoud. Die staking is vanaf 4 n.m. Saterdag tot 6 n.m. Sondag.

'n Opgaardam ongeveer 3 km. stroomop van die meule voorsien reserwewater, en laeraf in die rivier word water vir huishoudelike doeleindes onttrek (fig. 1). Direk onderkant die meule is twee damme in die rivier gebou. 'n Deel van die water van die boonste een van hierdie twee damme word na die meule gepomp, terwyl 'n ander deel met 'n metaalgeut om die laer dam gelei word en in die rivier gestort word. 'n Derde deel van die water, indien die dam vol genoeg is, stort oor die damwal in die tweede dam in.

Uit die onderste dam word water onttrek vir verkoeling in die meule, om dan weer daarin gestort te word via 'n sproeiterras teen die hange van die heuwel en sproeiers in die dam. Water stort gewoonlik oor die damwal in die rivier in.

Net onderkant die damwal sluit 'n systroompie by die rivier aan, wat die gebied agter die meule dreineer en ook afvloeiwaters van die meule ontvang.

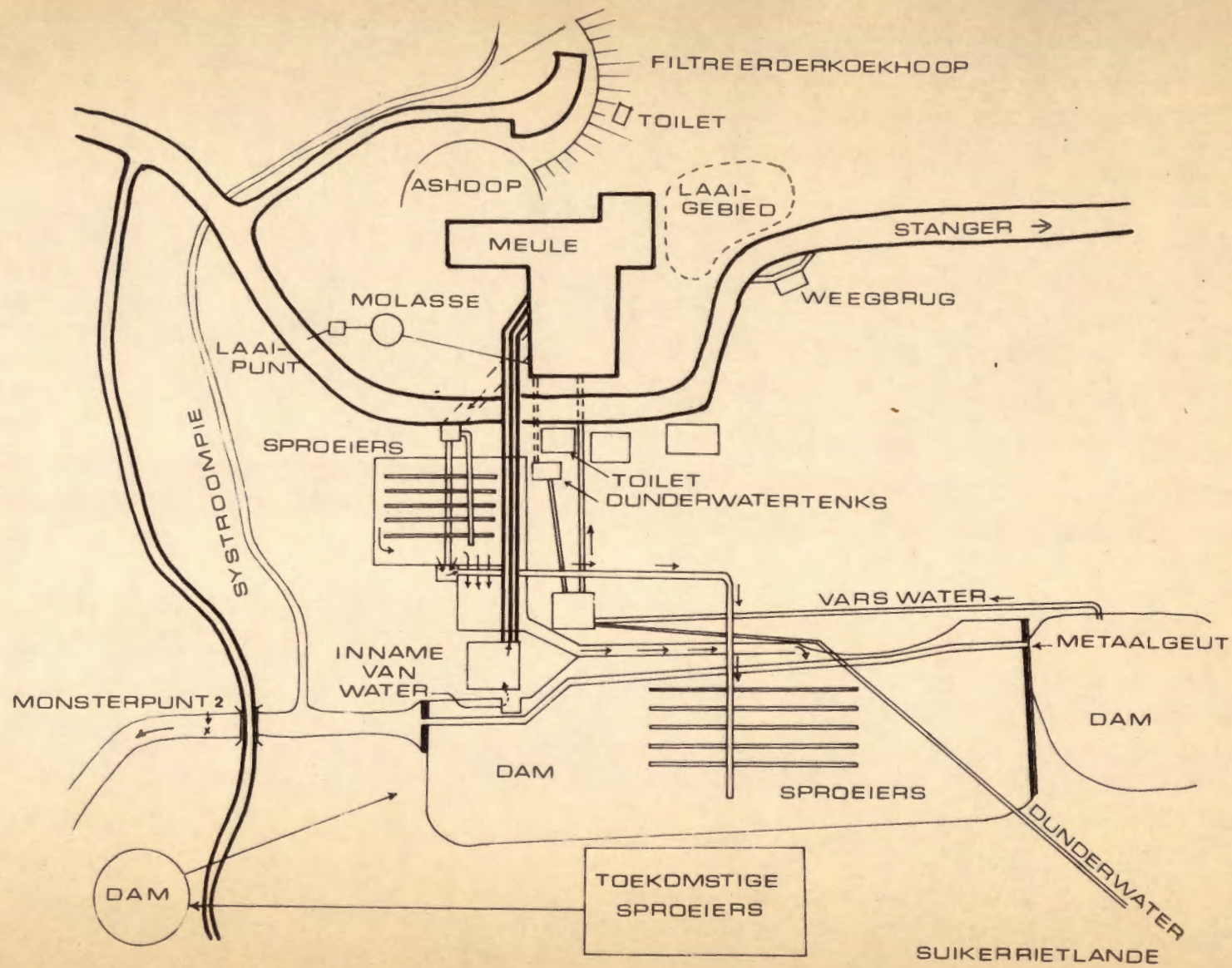


FIG.1. PLATTEGROND VAN DIE WATERSIKLUS IN DIE SUIKERMEULEKOMPLEKS (BYLAE E)

Nuwe sproeiterrasse en 'n sementopgaardam buite die rivier wat die funksies van die onderste dam sal oorneem, is in aanbou en was nie in gebruik gedurende die studie nie.

Hierna vloei die rivier oor klippe en groot rotsplate wat verskeie waterversnellings en klein watervalle insluit, dit draai skerp na links en vloei by verskeie bantoewonings verby. Verder kronkel die rivier deur heuwels wat met suikerriet beplant is, oor klippe en rotsplate wat afgewissel word met bree vlak sandbodempoele. Na 2.91 km. onderkant die meule sluit 'n sytak wat meestal dieselfde vloei as die hoofrivier het, by die rivier aan. Twee kleiner systroompies sluit by die rivier aan voordat dit 9.90 km. onderkant die meule die brug van die Kearsneypad bereik. Net stroomopwaarts vanaf die brug is 'n groot vark- en hoenderplaas.

In figuur 2 word die reënval by die suikermeule en die vloei van die rivier aangedui. Die reënval is gemeet by die suikermeule en die vloei is tussen monsterpunte 3 en 4 gemeet.

Die water van die Nonoti word hoofsaaklik vir huishoudelike en industriële doeleindes gebruik. Die grootste gedeelte van laasgenoemde gebruik is vir verkoeling.

Die suiker word gekristalliseer deur 'n verdampingsproses waarin die damp in barometriese kondensators gekondenseer word en saamvloei met die verkoelingswater uit die meule. Die volume van die afvloeewater is dus meer (ongeveer 0.04 kumek) as die van die water wat oorspronklik ingeneem is. Die afvloeisel vloei via die verkoelingsproeiers in die onderste dam in, waar dit meng met die damwater om of weer opgeneem te word vir verkoeling, of oor die wal te stort in die rivier in. Die siklus vandat die water opgeneem is uit die dam totdat dit weer na gebruik in die meule daarin gestort word, duur ongeveer 5 tot 10 minute (Cox, 1968).

Hoogs gekontamineerde water wat uit die fabriek vloei en o.a. ook olie bevat, word deur verskeie kanale na twee opgaartenks gevoer nadat die olie gedeeltelik verwyder is. Hierdie water is hoofsaaklik koeëllaerverkoelingswater en water wat gebruik is om die vloere te was. Hierdie vuil water word onderwater genoem. Periodiek word die

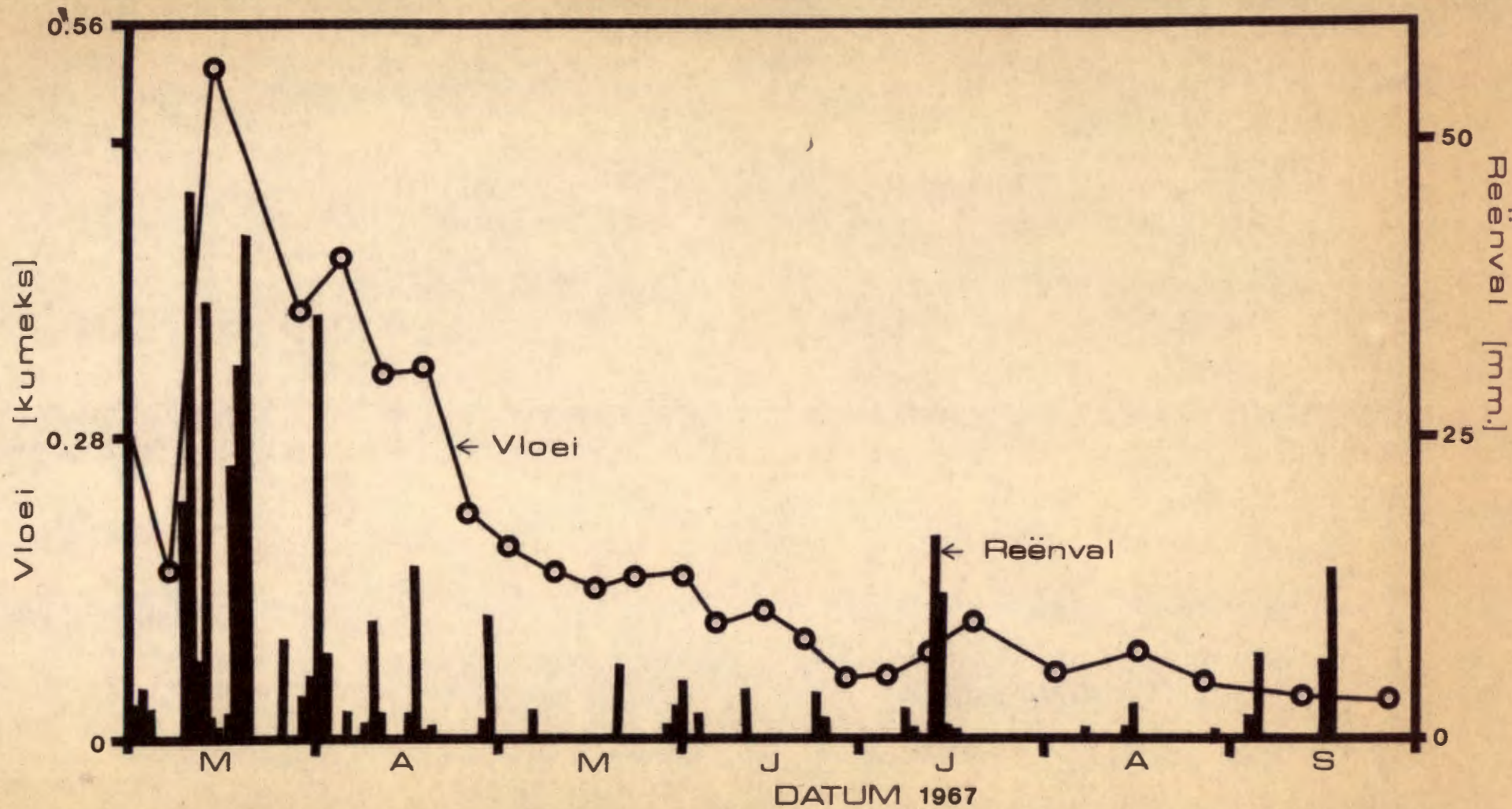


FIG. 2. REËNVAL EN VLOEI IN DIE NONOTIRIVIER.  
(BYLAE E)

dunderwater in die opgaartenks uitgepomp vir die besproeing van aangrensende suikerrietlande. Hierdie tenks loop soms oor en die oorloopwater stort dan in die onderste dam.

Figuur 1 en tabel 1 dui die watersiklus en die samestelling van die water aan en is ontleen aan Cox (1968). 'n Volledige bespreking en bykomende ontledings word ook deur Cox gegee en sal nie hier herhaal word nie.

Tabel 1 : Gemiddelde chemiese samestelling van die meule se afvloeiwaters oor 'n periode van 24 uur. Die getal in hakies dui die persentasie variabiliteit aan. (van bylae E) Waar die persentasie hoog is, dui dit 'n groot skommeling van samestelling aan. (Ontleen van Cox, 1968).

	Dam	Verkoelingswater	Systroompie	Dunder
Opgeloste O <sub>2</sub> (mg/l)	1.60 (39%)		0.33 (110%)	
Temperatuur (°C)	34.5 ( 3%)	44.8 ( 5%)	24.8 ( 11%)	42.0 ( 4%)
pH	6.84 ( 8%)	6.56 (0.6%)	5.76 ( 5%)	5.34 ( 44%)
Elektriese geleiding (micromho)	151 ( 2%)	151 ( 4%)	345 (18%)	365 (15%)
Totale soliede stowwe (mg/l)	167 (32%)	128 ( 8%)	372 (40%)	1552 (93%)
BSA (mg/l)	172 (47%)	191 (35%)		
GSA (mg/l)			287 (35%)	476 ( 6%)
Suiker (mg/l)			3.5 (245%)	150 (77%)
Totale opgeloste soliede stowwe (mg/l)			174 (95%)	496 (42%)
Gesuspendeerde soliede vaste stowwe (mg/l)			197 (89%)	1136 (122%)

BYLAE F

Die waterfauna in 93 cm<sup>2</sup> sandbodemmonsters wat in die Nonotirivier versamel is.

1 Maart. 1967

Monsterpunte:	1	2	3	6	7	9	12	6a
Chironomidae	67			1	11	7	16	5
Prostoma sp.		3	4			2	40	82
Dero (Aulophorus) furcatus	17							
Pristina synclitus		7	1483		3			
Branchiura sowerbyi		11	27					
Limnodrilus groep			13					
Tubificidae		1						
Stephensoniana trivandrana		8			1			
Oligochaeta (onvolgroeid)				113	13		2	
Oligochaeta (stukke)			28					
Chironomus sp.			4					
Anisoptera				1				
Nematoda			2	2			1	1
Hydra sp.				1				
Cyclops sp.				1				
Diptera							1	
Totaal	67	47	1561	119	28	9	60	88

15 Maart 1967

Monsterpunte:	1	2	3	6	7	9	12	6a
Chironomidae	37	5				1	9	22
Limnodrilus groep	1	125	9	22		1		2
Pristina synclitus		507		24				
Branchiura sowerbyi		8		3				
Oligochaeta (stukke)		36	12	9				
Oligochaeta (onvolgroeid)		6						
Stephensoniana trivandrana		1		1				
Chaetogaster sp.		1						
Dero (Aulophorus) furcatus				3				
Hydra				1				
Cyclops sp.				1				
Chironomus				1				
Anisoptera (onvolgroeid)						1		
Nematoda								2
Totaal	38	689	21	65		3	11	24

30 Maart 1967

Monsterpunte:	1	2	3	6	9	12	6a	7
Hydra			2	1	G			
Nematoda		2			e			1
Prostoma sp.		4			e			3
Ostracoda					n		1	
Cyclops sp.		6			m			
Oligochaeta (onvolgroeid)					o	4		
Oligochaeta (stukke)			17		n			
Tubificidae			1		s			
Limnodrilus groep		60	6		t			4
Branchiura sowerbyi			12		e			
Pristina synclitus			6		r			
Megadrile					n			1
Anisoptera (onvolgroeid)		10			i			
Baetidae (onvolgroeid)		2			e			
Chironomidae	12	36				19	8	2
Diptera larve		2						
Totaal	12	122	44	1		23	9	11

12 April 1967

Monsterpunte:	1	2	3	6	9	12
Oligochaeta (stukke)		69	G			
Oligochaeta (onvolgroeid)		1	e	1		
Limnodrilus groep		42	n		2	
Pristina synclitus			m		1	
Branchiura sowerbyi		6	o			
Chironomidae	80	1	n		15	2
Turbellaria			s	2		
Nematoda		1	t			
			e			
Totaal	80	120		3	18	2

26 April 1967

Monsterpunte:	1	2	3	6	9	12
Limnodrilus groep			2	1		
Branchiura sowerbyi			1			
Pristina synclitus					2	
Anisoptera	1		1			2
Chironomidae	30		1			45
Prostoma sp.			3	1		
Totaal	31		8	2	2	47

11 Mei 1967

Monsterpunte:	1	2	3	6	9	12
Oligochaeta (onvolgroeid)			6	147	1	5
Naididae (ongeident.)					1	2
Branchiura sowerbyi			3			
Pristina synclitus			3		1	1
Chaetogaster sp.			4	35	6	
Limnodrilus groep			4	1		
Nais sp.					8	
Chironomidae	18		6	3	28	8
Anisoptera	2					
Ceratopogonidae					1	
Nematoda			2	5	2	3
Prostoma sp.			4	2	2	1
Hydra sp.					2	
Totaal	20		32	193	52	20

24 Mei 1967

Monsterpunte:	1	2	3	6	9	12
Oligochaeta (onvolgroeid)	2		584	63	23	2
Naididae (ongesident.)						3
Chaetogaster sp.			276	4		
Pristina synclitus			138	5		2
Stephensoniana trivandrana			444	7		
Limnodrilus (onvolgroeid)			18	3		
Dero (Aulophorus) furcatus			12			
Branchiura sowerbyi			6	2		
Limnodrilus groep			24			
Tubificidae			6			
Megadrile	1					
Chironomidae	7		54	5	28	30
Ceratopogonidae					1	
Ostracoda					1	1
Prostoma sp.			188	9		1
Cyclops sp.					1	1
Nematoda			36	12	14	
<b>Totaal</b>	<b>10</b>		<b>1786</b>	<b>110</b>	<b>68</b>	<b>40</b>

21 Junie 1967

Monsterpunte:	1	2	3	6	9	12
Oligochaeta (onvolgroeid)				15		22
Naididae	1			1		
Limnodrilus groep			T	1		
Branchiura sowerbyi			T	1		
Dero (Aulophorus) furcatus			T	6		
Oligochaeta (stukke)			T		T	
Nais sp.				4		
Stephensoniana trivandrana				1		
Chaetogaster					6	
Pristina synclitus			T		28	1
Chironomidae	33		T	4	12	21
Cyclops sp.					20	5
Anisoptera	3					3
Nematoda	1		T	11	18	2
Prostoma sp.				2	11	1
Ephemeroptera						1
Ostracoda	2					1
Ceratopogonidae	1				2	
<b>Totaal</b>	<b>41</b>			<b>46</b>	<b>97</b>	<b>57</b>

T = Teenwoordig

5 Julie 1967

Monsterpunte:	1	2	3	6	9	12
Oligochaeta (onvolgroeid)	1			25	40	8
Pristina synclitus					5	
Nais sp.					1	
Chironomidae	56			1	203	55
Baetidae (onvolgroeid)	3					
Nematoda	3			4	3	
Diptera	1					
Ostracoda					1	
Totaal	64			30	252	63

2 Augustus 1967

Monsterpunte:	1	2	3	6	9	12
Oligochaeta (onvolgroeid)	10			192		
Chaetogaster sp.	1				1	
Pristina synclitus	1				2	} 15
Nais sp.	1					
Tubificidae				3	114	
Limnodrilus groep				1		
Chironomidae	28			3	142	64
Cyclops sp.	3				2	91
Ceratopogonidae	1					
Ostracoda	1				2	1
Nematoda	1			50	1	24
Baetidae	1					11
Diptera	1					
Anisoptera					1	1
Prostoma sp.					4	24
Caenis sp.						1
Totaal	49			249	269	232

16 Augustus 1967

Monsterpunte:	1	2	3	6	9	12
Oligochaeta (onvolgroeid)	10			68	62	
Limnodrilus groep				2	5	
Tubificidae						2
Pristina synclitus				3		28
Nais sp.	3				2	
Branchiura sowerbyi				2		
Chaetogaster sp.				1	1	
Chironomidae	51			1	146	109
Cyclops sp.	1					11
Ostracoda	3					1
Baetidae	4					2
Nematoda	4			5	1	5
Ceratopogonidae	2					
Anisoptera	3					2
Simulium sp.	1					
Prostoma sp.				1	27	1
Totaal	82			82	244	161

30 Augustus 1967

Monsterpunte:	1	2	3	6	9	12
Oligochaeta (onvolgroeid)	1			402	22	
Limnodrilus groep				3		
Pristina synclitus				114		29
Stephensoniana trivandrana				29		
Chaetogaster sp.				4	1	
Tubificidae				2		
Branchiura sowerbyi				1		1
Chironomidae	47				53	131
Baetidae	1				1	
Anisoptera				3		3
Nematoda				11	1	
Prostoma sp.				3		2
Cyclops sp.				5		13
Hydra sp.				2		
Caenis sp.						1
Totaal	49			579	78	180

12 September 1967

Monsterpunte:	1	2	3	6	9	12
Oligochaeta (onvolgroeid)				70	121	29
Pristina synclitus	2		T	81	T	T
Stephensoniana trivandrana				2		
Chaetogaster sp.				10		
Nais sp.				130		
Branchiura sowerbyi			T	2		
Dero (Aulophorus) furcatus			T	2		
Chironomidae	169			1	8	58
Nematoda	3			10	1	15
Cyclops sp.					4	39
Baetidae					1	4
Anisoptera						1
Ostracoda						2
Prostoma sp.				43	2	
Totaal	174			351	137	128

27 September 1967

Monsterpunte:	1	2	3	6	9	12
Oligochaeta (onvolgroeid)			T	167		
Limnodrilus groep			T			
Pristina synclitus			T	70	114	1
Chaetogaster sp.				13	6	
Stephensoniana trivandrana				1	15	
Tubificidae			T			1
Nais sp.				1		
Branchiura sowerbyi			T			
Dero (Aulophorus) furcatus			T			
Chironomidae	64				65	52
Caradina sp.					1	1
Baetidae					2	5
Nematoda	1			23	3	3
Cyclops sp.					27	1
Anisoptera	1				2	
Prostoma sp.				33	13	
Helminthidae					1	
Cladocera	1					
Simulium sp.	4					
Totaal	71			308	249	64

BYLAE G.

Die waterfauna wat in ewekansige sandbodemmonsters in die Nonotirivier  
gevind is.

Resultate van die ontleding van die ewekansige monsters wat in die Nonotirivier  
(10 cm<sup>2</sup> bodemoppervlakte) geneem is, 7 dae voordat die suikermeule heropen het.

Monster																											
Spesie	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27
<u>OLIGOCHAETA</u>																											
Limnodrilus groep	2	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	3	0	0	5	2	1	0	0	0	1	0	0
Oligochaeta onvolgroeid	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	1	3	3	0	0	0	1	3	0
Branchiura sowerbyi	0	0	10	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetogaster sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydra sp.	1	0	1	3	0	1	0	1	2	0	0	1	1	2	0	1	1	1	0	1	1	0	1	0	5	2	0
Chironomidae	1	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2	0
Cyclops sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Turbellaria	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Burnupia sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Resultate van die ontleding van die ewekansige monsters wat in die Nonotirivier  
(10 cm<sup>2</sup> bodemoppervlakte) geneem is, 7 dae na die suikermeule heropen het.

Monster Spesie	1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27																										
	<b><u>OLIGOCHAETA</u></b>																										
Limnodrilus groep	2	0	0	0	1	0	2	2	1	1	0	0	3	2	1	3	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	1
Oligochaeta onvolgroeid	6	13	5	13	5	18	19	9	3	6	11	3	24	8	4	8	4	5	11	5	7	16	16	5	5	13	4
Branchiura sowerbyi	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	1	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Chaetogaster sp.	4	0	0	0	2	0	1	3	1	1	8	0	5	0	3	0	0	0	2	3	1	0	1	0	7	2	3
Pristina synclitus	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0	0	5	1	0	2	0	0	2	0	0	1	1	1	0	0	0
Stephensoniana trivandrana	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Allonais inaequalis	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pristina ? jenkinsae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomidae	1	1	1	0	2	1	0	1	1	2	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	1	2	1	3	3	1	3
Cyclops sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Turbellaria	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nematoda	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	2	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1
Austrocaenis sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0

Resultate van die ontleding van die ewekansige monsters wat in die Nonotirivier  
(10 cm<sup>2</sup> bodemoppervlakte) geneem is, 21 dae na die suikermeule heropen het.

Monster Spesie	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27
<b>OLIGOCHAETA</b>																											
Limnodrilus groep	0	0	0	1	0	0	0	0	5	6	3	0	2	1	0	0	0	7	1	1	1	0	1	4	1	1	0
Oligochaeta onvolgroeid	5	14	9	16	17	8	31	2	5	8	2	17	10	15	22	61	29	10	17	11	19	16	12	19	20	38	15
Branchiura sowerbyi	3	2	0	1	1	0	1	0	0	3	0	5	1	5	0	0	0	4	0	0	1	0	1	2	0	0	1
Chaetogaster sp.	1	4	1	2	0	1	2	5	5	0	12	5	19	27	4	1	3	2	4	4	3	1	8	4	2	5	3
Pristina synclitus	0	0	3	9	6	23	35	2	21	5	7	5	32	0	3	5	2	27	10	0	2	0	0	3	0	5	5
Stephensoniana trivandrana	1	6	6	6	2	6	6	5	2	6	27	2	4	4	11	3	15	9	7	0	2	2	7	10	8	5	2
Allonais inaequalis	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1
Nais communis	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dero (A.) furcatus	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2	0	1	0	1	0	0	1	4	0
Naididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Chironomidae	1	1	2	1	0	3	0	1	1	2	4	1	1	0	3	1	1	0	1	0	0	1	1	2	0	0	5
Turbellaria	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nematoda	1	0	3	1	0	0	10	0	1	1	0	0	3	4	3	2	0	0	1	1	0	1	0	3	2	0	0
Anisoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1

BYLAE H.Berekening van die verspreidingsparameter k.

Die berekening van die eksponent k kan deur verskeie metodes gedoen word. Een hiervan, die grootste-waarskynlikheid-skattingsmetode („maximum likelyhood estimate”) van Bliss e.a. (1953) gee egter die betroubaarste benaderde waarde en is gebaseer op die iterasie formule:

$$\frac{Ax}{k + n} - N \ln \left( 1 + \frac{\bar{x}}{k} \right) = Z \dots\dots\dots(1)$$

waar  $\ln$  = Neperiaanse logaritmes en  $Ax$  die kumulatiewe frekwensie is. Opeenvolgende waardes van  $k$  word in die formule gebruik totdat  $Z = 0$ . Wanneer die eerste  $k$ -waarde 'n positiewe  $Z$ -waarde gee word die volgende toetswaarde van  $k$  vergroot, wanneer  $Z$  negatief is word  $k$  verklein.

'n Proporsionele metode, om die opeenvolgende waardes van  $k$  te verkry vir vervanging in die formule, word ook deur die outeurs gegee nadat die eerste twee  $k$ -waardes beproef is.

$$k_3 = k_1 + Z_1 \frac{(k_2 - k_1)}{Z_1 - Z_2} \dots\dots\dots(2)$$

Hierdie berekenings is egter tydrowend en gevolglik is 'n IBM 1460-rekenaar gebruik om hierdie berekenings te doen.

Daar is egter gevind dat die formule (2) van Bliss e.a. (1953) 'n redelik akkurate skatting van die eerste twee  $k$ -waardes vereis. Hierdie voorwaarde kon nie nagekom word in die programmering van die rekenaar nie. Benewens hierdie struikelblok, veronderstel die formule van Bliss 'n reglynige verband tussen  $k$ - en  $Z$ -waardes. Met hierdie veronderstelling is gevind dat die  $k$ -waarde in sommige gevalle om die vereiste nul waarde van  $Z$  ossilleer.

'n Formule wat nie die reglynige verband van  $k$  en  $Z$  veronderstel nie, en wat gebaseer is op die formule van Newton - Raphson (Korn e.a., 1961) vir 'n soortgelyke iterasie proses, is aangepas vir die huidige berekenings. Hierdie formule is :

$$k_n + 1 = k_n - \frac{\sum \left( \frac{Ax}{k_n + x} \right) - N \ln \left( 1 + \frac{\bar{x}}{k_n} \right)}{\frac{(N\bar{x})}{(k_n^2 + k_n\bar{x})} - \sum \frac{Ax}{(k_n + \bar{x})^2}}$$

waar  $k_n + 1$  die opeenvolgende waardes is wat in formule 2 gebruik word.

Aanvanklik word  $k_n = 2$  gestel.