

NN31050.89-3

stora

89-03

**Zuurstofvariatie in Nederlandse watertypen
in relatie tot
biologische waterkwaliteitscriteria**

STICHTING TOEGEPAST ONDERZOEK
REINIGING AFVALWATER

stora

postbus 80200, 2508 GE den haag
johan van oldenbarneveltlaan 5

☎ 070-512710

stichting toegepast onderzoek reiniging afvalwater

Zuurstofvariatie in Nederlandse watertypen
in relatie tot
biologische waterkwaliteitscriteria



INHOUD

	INHOUD	I-II
	Ten geleide	III
1	SAMENVATTING	1-2
2	INLEIDING	3-4
3	OPZET VAN HET ONDERZOEK	5-6
4	METHODEN EN WERKWIJZEN	7-27
4.1	Metingen	7
4.2	Biologische bemonsteringen	8
4.3	Gegevensverwerking	9
4.3.1	metingen	9
4.3.2	methoden voor de biologische beoordeling van de waterkwaliteit	10
4.3.3	statistische verwerkingsmethoden	18
4.3.4	relatie tussen O ₂ -metingen en biologische bemonsteringen	22
4.4	Onderzoekslokaties	25
4.4.1	type 'genormaliseerde beek'	25
4.4.2	type 'sloot'	25
4.4.3	type 'plas'	26
5	RESULTATEN ZUURSTOFMETINGEN	28-53
5.1	Algemeen	28
5.2	Type 'genormaliseerde beek'	29
5.2.1	temporele en ruimtelijke variatie	29
5.2.2	ijking van puntmetingen op het 10-percentiel-O ₂	34
5.2.3	invloed van lichtinstraling	37
5.2.4	effect van schoning	40
5.3	Type 'sloot'	40
5.3.1	temporele en ruimtelijke variatie	40
5.3.2	ijking van puntmetingen op het 10-percentiel-O ₂	44
5.3.3	bedekking met kroosvaren	46
5.3.4	effect van schoning	46
5.4	Type 'plas'	47
5.4.1	temporele en ruimtelijke variatie	47
5.4.2	ijking van puntmetingen op het 10-percentiel-O ₂	49
5.4.3	relatie met de 'ecologisch gerichte beoordeling' voor grote wateren	52
6	RESULTATEN BIOLOGISCHE BEMONSTERINGEN	54-58
6.1	Algemeen	54

6.2	Type 'genormaliseerde beek'	54
6.3	Type 'sloot'	56
6.4	Type 'plas'	57
6.5	Drie typen gezamenlijk	57
7	RELATIE TUSSEN ZUURSTOFMETINGEN EN BIOLOGISCHE BEMONSTERINGEN	59-70
7.1	Methoden voor de biologische beoordeling	59
7.2	Soortabundanties en soortensamenstelling van de makrofaunamonsters	61
7.2.1	algemeen	61
7.2.2	type 'genormaliseerde beek'	63
7.2.3	type 'sloot'	66
7.2.4	type 'plas'	68
7.3	O ₂ -tolerantie-ondergrenzen van makrofaunasoorten	68
8	BESPREKING EN EVALUATIE	71-74
8.1	Zuurstofmetingen	71
8.2	Biologische bemonsteringen	73
8.3	Relatie tussen zuurstofmetingen en biologische bemonsteringen	74
9	CONCLUSIES	75-76
10	LITERATUUR	77-78
	BIJLAGEN	79-102

Ten geleide

In het Indicatief Meerjarenprogramma Water 1985 - 1989 is de basiswaterkwaliteit expliciet gedefinieerd vanuit een bredere invalshoek dan het gebruik dat de mens van oppervlaktewater maakt of wil maken: zulk water mag geen overlast veroorzaken (stank en visuele hinder worden met name genoemd), moet geschikt zijn voor bepaalde vormen van gebruik door de mens en moet verder zodanig zijn dat het "levenskansen biedt voor aquatische levensgemeenschappen, waarvan ook hogere organismen, zoals diverse vissoorten, deel uit kunnen maken en tevens ecologische belangen buiten het water (bijvoorbeeld vogels en zoogdieren die waterdieren consumeren) beschermt". Dit laatste wordt, korthedshalve, vaak omschreven als de algemeen ecologische doelstelling van het IMP.

Aan het zuurstofgehalte is in achtereenvolgende IMP's veel waarde toegekend; in de jongste versie wordt het gebruikt als maatstaf voor de zuurstofhuishouding "aangezien het voor het leven in het water in de eerste plaats hierom gaat".

Het zuurstofgehalte is echter niet constant; productie en ademhaling van plantaardige organismen veroorzaken een dagelijkse ritmiek met een minimum tussen vijf en negen uur 's ochtens en een maximum tussen drie en zes uur 's middags.

Dit rapport beschrijft de invloed van die ritmiek op de samenstelling van aquatische levensgemeenschappen. Op mogelijke consequenties van de uitkomsten voor het ecologische kwaliteitsbeheer van oppervlaktewater wordt elders* ingegaan.

Het onderzoek** werd door het algemeen bestuur van de STORA opgedragen aan de Vakgroep Natuurbeheer van de Landbouwuniversiteit te Wageningen (projectleider dr. W. van Vierssen) en namens de STORA begeleid door een commissie bestaande uit dr.ir. H.H. Tolkamp (voorzitter), dr. E. van Donk, drs. F.A. Kouwe, dr.ir. G. van Straten en drs. P.J.T. Verstraelen.

Dank is de STORA verschuldigd aan haar deelnemers en vele andere instanties die door het beschikbaarstellen van gegevens en hun medewerking dit onderzoek mogelijk hebben gemaakt.

Den Haag, mei 1989.

De directeur van de STORA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

* Tolkamp, H.H., Van Vierssen, W. en Knobben, R.A.E., H₂O, 1989 (in druk).

**

De Onderzoekadviescommissie, die tot dit project adviseerde, bestond uit:
prof.ir. A.C.J. Koot (voorzitter), drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff (secretaris) en
ir. J. Boschloo, ir. R. den Engelse, prof.dr. P.G. Fohr, ir. A.E. van Giffen, ir. J.J. de
Graeff, dr.ir. P.J. Huiswaard, ir. R. Karper, drs. S.P. Klapwijk, prof.ir. J.H. Kop,
ir. Tj. Meijer, ir. L.P. Savelkoul, wijlen ir. H.M.J. Scheltinga, dr.ir. D.W. Scholte
Ubing en ir. M. Tiessens (leden).

SAMENVATTING

Het onderzoek dat in dit rapport besproken wordt, heeft zich gericht op de vraag welke variaties in zuurstofconcentratie zich op verschillende temporele schalen en ruimtelijke niveaus in een aantal watertypen voordoen, en op de vraag hoe de relatie is tussen de zuurstofvariatie en criteria voor de biologische waterkwaliteit. Bovendien diende een antwoord verkregen te worden op de vraag hoe een zo optimaal mogelijk bemonsteringsprogramma voor de zuurstofvariabele opgezet zou moeten worden teneinde informatie te verkrijgen omtrent de zuurstofhuishouding.

Hiertoe zijn in de watertypen 'genormaliseerde beek', 'sloot' en 'plas' enerzijds reeksen van continuumetingen van zuurstof in verschillende perioden van het jaar op een aantal lokaties in een aantal wateren verricht, en zijn anderzijds op dezelfde plaatsen en tijdstippen biologische bemonsteringen van aangebracht kunstmatig substraat uitgevoerd. De biologische bemonsteringen hebben zich in hoofdzaak beperkt tot de makrofauna als basis voor de biologische beoordeling van de waterkwaliteit.

De resultaten van de zuurstofmetingen zijn met behulp van variantieanalyse statistisch geanalyseerd om na te gaan welke onafhankelijke factoren van invloed zijn op de geconstateerde verschillen in zuurstofvariatie. Op alle onderscheiden temporele schalen en ruimtelijke niveaus zijn fluctuaties in de zuurstofconcentraties geconstateerd. De variatie in zuurstofconcentratie over de periode van één of enkele dagen kan aanzienlijk zijn (vaak meer dan 10 mg/l).

De voornaamste verschillen in zuurstofvariatie bestaan binnen elk watertype tussen de verschillende wateren. Er is geen verschil in zuurstofvariatie voor de waarnemingen van een heel etmaal vergeleken met de waarnemingen die tijdens de werkuren (8-17 uur) gedaan zijn.

Met behulp van lineaire regressie is gebleken dat voor een groot gedeelte van het jaar de minimum-zuurstofconcentratie van een periode van enkele dagen als puntmeting goed gebruikt kan worden om een betrouwbare schatting van het 10-percentielzuurstof te verkrijgen. Dit zuurstofminimum zal in het algemeen tussen 6 en 8 uur 's ochtends vallen.

De relatie tussen de zuurstofvariabele en de biologische waterkwaliteit is op een drietal niveaus onderzocht.

Op het niveau van de biologische beoordelingsmethoden is met behulp van lineaire regressie slechts in een enkel geval een zwakke relatie aangetoond. Op het niveau van de soortabundanties en de soortensamenstelling van de makrofauna van de monsters is door toepassing van canonische correspondentie-analyse gebleken dat de zuurstofvariabele nauwelijks van invloed is. Ten derde is getracht zuurstoftolerantieondergrenzen voor afzonderlijke soorten op te stellen. Zuurstoftolerantieondergrenzen zijn tijdens de verrichte metingen niet waargenomen.

Er kan dan ook geconcludeerd worden, dat er op basis van puntmetingen een redelijk goed beeld verkregen kan worden omtrent de zuurstofhuishouding; in de onderzochte wateren - met een gemiddelde biologische waterkwaliteit - leidt dit niet tot enig inzicht in de te verwachten biologische waterkwaliteit. In bijna 80 % van de gevallen voldeed een meetreeks aan de voor het watertype gestelde 10-percentielnorm. Uit

het feit dat er geen belangrijke invloed van de factor zuurstof op de biologische rijkdom aangetoond kon worden, kan afgeleid worden dat de gestelde 10-percentielwaarden in de onderzochte gevallen als norm dan ook waarschijnlijk voldoen.

Binnen de waterkwaliteitswereld is de gehanteerde zuurstofnorm reeds lange tijd onderwerp van discussie. Deze discussie spitst zich toe op de relatie tussen de gehanteerde zuurstofnorm en de daarmee samenhangende biologische waterkwaliteit. Met betrekking tot deze relatie zijn twee aspecten van bijzonder belang. Het ene aspect heeft betrekking op zuiver theoretische overwegingen, het andere aspect betreft de toetsing in de praktijk van de veronderstelde relatie.

De theoretische overwegingen betreffen de veronderstelling, dat het zuurstofgehalte van het water een belangrijke sturende factor is bij het voorkomen van dierlijke organismen. Deze organismen vormen in veel gevallen de basis van beoordelingssystemen voor de biologische waterkwaliteit. In het licht van de genoemde veronderstelling wordt een bepaald zuurstofniveau (bijvoorbeeld de zuurstofnorm) gehanteerd als voorwaarde voor een goede biologische waterkwaliteit.

In het algemeen kan men stellen dat een diverse levensgemeenschap samengaat met een goede biologische waterkwaliteit. Bij de kwantificering van de biologische waterkwaliteit wordt in het algemeen niet de gehele levensgemeenschap in het oordeel betrokken. Vaak wordt er bij systemen voor de beoordeling van de biologische waterkwaliteit een selectie toegepast op het totaal aantal aanwezige soorten. Men kiest diesoorten uit die maximaal informatie geven met betrekking tot bijvoorbeeld de zuurstofhuishouding in het water. Veelal zijn de geselecteerde soorten die soorten, die ofwel in hoge mate tolerant zijn ten aanzien van lage zuurstofconcentraties of juist hoge zuurstofconcentraties nodig hebben om zich te kunnen handhaven. Een combinatie van soorten met deze karakteristieken kan vaak optimale informatie geven over de toestand van het water met betrekking tot de zuurstofhuishouding.

Een complicerende factor is, dat iedere soort een zuurstoftolerantieondergrens zal vertonen, die afhankelijk is van de tijd dat blootstelling aan deze zuurstofconcentratie plaatsvindt. Men zou mogen stellen dat er voor veel organismen dan ook nauwelijks een absolute benedengrens voor het zuurstofgehalte te definiëren is, omdat deze tijdsfactor van zo'n groot belang is.

In de meeste wateren heeft het zuurstofgehalte geen constante waarde. Als gevolg van de in het water aanwezige zuurstofproducerende (plant-aardige) organismen ontstaat onder invloed van het daglicht een etmaalritmiek in de zuurstofconcentratie. Door ruimtelijke verschillen in aard en samenstelling van de zuurstofproducerende en zuurstofverbruikende componenten in het water kunnen ruimtelijke verschillen in de zuurstofconcentratie ontstaan. Door verschillen in lichtinstraling en temperatuur door het jaar heen kunnen bovendien seizoensfluctuaties optreden. In de discussie over de relatie tussen het zuurstofgehalte en de biologische waterkwaliteit wordt het daarom ook als een duidelijk gemis gevoeld dat er geen gegevens beschikbaar zijn die gedetailleerd inzicht geven in de relatie tussen het voorkomen van organismen, de hierop gebaseerde biologische waterkwaliteit en de genoemde variaties in zuurstofgehalten in de verschillende watertypen.

Het praktische aspect van de toetsing van de relatie tussen de gehanteerde zuurstofnorm en de biologische waterkwaliteit betreft het probleem welk zuurstofgehalte in een water als kenmerkende zuurstofvaria-

bele voor dat water en dat tijdstip geselecteerd moet worden. In het kader van de huidige zuurstofnormstelling wordt de zuurstofconcentratie in oppervlaktewateren doorgaans steekproefsgewijs bepaald aan eenmaal per maand, overdag genomen monsters. In wateren waarin een etmaalritmiek in de zuurstofconcentratie optreedt, en het is bekend dat deze optreedt, zullen dergelijke selecte steekproeven ongeschikt zijn voor het kwalificeren van het zuurstofgehalte in relatie tot de kwaliteit van de levensgemeenschap. Er mag niet verwacht worden dat de biologische waterkwaliteit op deze wisselingen binnen een etmaal op zulke korte termijnen zal reageren. Dit betekent dat eenzelfde biologische waterkwaliteit bij een groot aantal verschillende, vaak ver uit elkaar liggende zuurstofconcentraties kan voorkomen. Uitgaande van een relatie tussen de biologische waterkwaliteit en het zuurstofgehalte roept het bovenstaande dan ook duidelijk vragen op.

Dit probleemveld overziende, doet zich de vraag voor hoe de, in de verschillende Nederlandse wateren in de praktijk verrichte zuurstofpuntmetingen geïkt kunnen worden op de geconstateerde zuurstofritmiek en hoe de zuurstofmetingen zich verhouden tot de biologische waterkwaliteit, gemeten met systemen voor biologische waterkwaliteitsbeoordeling.

Uitwerking van deze vraagstelling leidt tot de volgende deelvraagstellingen:

- hoe groot is de te verwachten ritmiek in de zuurstofconcentratie, zowel temporeel als ruimtelijk, per watertype bij een bepaalde samenstelling van de makrofaunagemeenschap (= biologische kwaliteit);
- hoe groot is de variatie in deze ritmiek door wisselingen in het weer en seizoen (en wat is het eventuele effect van routinematige beheersingrepen op deze ritmiek);
- hoe groot is de variatie in deze ritmiek door verandering in de waterkwaliteit;
- hoe kan een bemonsteringsprogramma ter beoordeling van de zuurstoftoestand van het water optimaal zijn;
- zijn er algemene verbanden aan te duiden tussen de biologische waterkwaliteit en te verwachten zuurstofconcentraties;
- wat zijn de zuurstoftolerantie-ondergrenzen van makrofaunasoorten, die in systemen voor de beoordeling van de biologische waterkwaliteit gebruikt worden.

Dit rapport geeft in het kort de voornaamste resultaten van het onderzoek weer. In hoofdstuk 3 is de opzet van het onderzoek aangegeven en in hoofdstuk 4 zijn de toegepaste methoden en werkwijzen beschreven. De resultaten van de zuurstofmetingen zijn in hoofdstuk 5 opgenomen, de resultaten van de biologische bemonsteringen in hoofdstuk 6. In hoofdstuk 7 komt de relatie tussen de zuurstofmetingen en de biologische bemonsteringen aan de orde. Hoofdstuk 8 bespreekt en evalueert de in de drie voorgaande hoofdstukken gepresenteerde resultaten. De conclusies van het onderzoek zijn tenslotte in hoofdstuk 9 opgenomen.

De basisgegevens uit het onderzoek zijn bij de Vakgroep Natuurbeheer van de Landbouwniversiteit Wageningen in digitale vorm opgeslagen, te zamen met een gebruikershandleiding, en zijn voor geïnteresseerden toegankelijk door middel van een MS-DOS personal computer.

OPZET VAN HET ONDERZOEK

Ter beantwoording van de in de inleiding geformuleerde deelvragen werd het onderzoek langs twee lijnen van werkzaamheden uitgevoerd.

Enerzijds zijn door middel van reeksen van semi-continuummetingen van O_2 in verschillende watertypen de ruimtelijke en temporele variaties in de zuurstofconcentratie bepaald. Anderzijds zijn de methoden voor de biologische beoordeling van de waterkwaliteit ruimtelijk en temporeel door middel van biologische bemonsteringen vastgelegd.

Het onderzoek heeft zich voornamelijk beperkt tot de makrofauna als basis voor de biologische waterkwaliteitsbeoordeling. Onder makrofauna worden hier de met het blote oog zichtbare waterdieren verstaan (makro-evertebraten), met uitzondering van vissen en amfibieën. De makrofauna werd in dit onderzoek met behulp van kunstmatig substraat verzameld. Deze keuze is gemaakt om op gestandaardiseerde wijze in staat te zijn ruimtelijke en temporele verschillen vast te leggen en de vergelijkbaarheid van de verschillende waarnemingen te garanderen.

Vanwege het feit dat er momenteel ook andere methoden ter beoordeling van de biologische waterkwaliteit in ontwikkeling zijn met behulp van andere organismen, zijn op een aantal meetlocaties ook andere organismen verzameld om eventueel in de toekomst de verzamelde zuurstofgegevens ook hiermee te kunnen vergelijken. Zo zijn in het watertype 'sloot' naast de makrofauna, de epifytische diatomeeën op kunstmatig substraat (i.c. objectglasjes) verzameld. Deze monsters zijn niet in het kader van dit onderzoek uitgewerkt, maar zijn geconserveerd en opgeslagen bij de Vakgroep Natuurbeheer van de Landbouwniversiteit Wageningen.

Het onderzoek omvatte drie van de drieëntwintig binnen CUWVO-V-I [2] onderscheiden watertypen, namelijk:

- (genormaliseerde) beek
- sloot
- meer/plas.

Binnen het type 'beek' zijn alleen genormaliseerde beken onderzocht. Genormaliseerde beken worden niet als een apart type of subtype onderscheiden in de CUWVO-nota, maar in de praktijk wel vaak als zodanig gezien [22,6]. Derhalve wordt verder in dit rapport de term 'type genormaliseerde beek' gebruikt voor de onderzochte beken. Binnen het type 'meer/plas' zijn alleen twee ondiepe veenplassen onderzocht, zodat verder de term 'type plas' gehanteerd wordt.

De twee genoemde onderzoekslijnen zijn ruimtelijk en temporeel aan elkaar gekoppeld.

De ruimtelijke component van de twee onderzoekslijnen werd vastgelegd op een drietal niveaus:

- per watertype : drie verschillende genormaliseerde beken en sloten en twee verschillende plassen;
- per water : drie meetlocaties per beek, twee (en in één geval drie) per sloot en twee per plas;
- per meetlocatie : vier diepten per meetlocatie.

De biologische bemonsteringen werden steeds op dezelfde diepten en lokaties als de zuurstofmetingen uitgevoerd.

De temporele variatie van de zuurstofritmiek werd onderzocht op twee schaalniveaus:

- dagschaal : zuurstofmeetreeksen van 3-7 dagen met een meetinterval van 15 minuten
- seizoenschaal : 3-5 meetreeksen per jaar per meetlokatie.

De temporele component van de biologische bemonsteringen loopt alleen op seizoenschaal parallel aan de zuurstofmeetreeksen, omdat de variatie in de soortensamenstelling van de makrofauna op dagschaal niet relevant is, aangezien de ontwikkeling van makrofaunasoorten in de orde van enkele weken tot enkele jaren ligt.

De bemonstering van de makrofauna vond telkens plaats na afloop van een zuurstofmeetreeks. Dit is hieronder in een voorbeeld schematisch weergegeven.

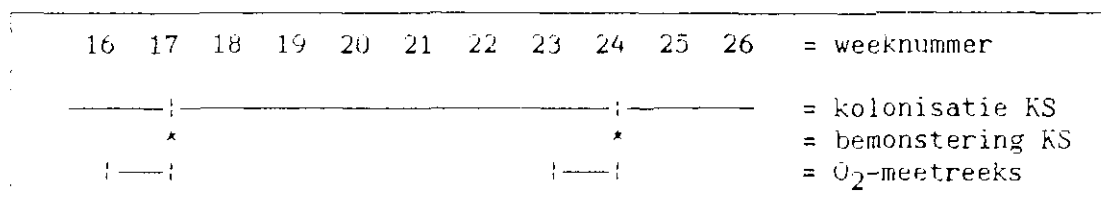


Fig. 1. Verband tussen O₂-meetreeksen en makrofaunabemonsteringen (KS = kunstmatig substraat).

Tijdens het uitwerken van het onderzoek zijn de resultaten van de twee onderzoekslijnen aan elkaar gekoppeld om na te gaan hoe de zuurstofmetingen gerelateerd zijn aan de methoden voor de biologische beoordeling en aan de soortensamenstelling van de makrofauna in het algemeen. Bovendien zijn zuurstoftolerantie-ondergrenzen bepaald voor een aantal makrofaunasoorten, die gebruikt worden in biologische beoordelingssystemen.

Het onderzoek heeft plaatsgevonden in 1986 en 1987. In 1986 werden drie genormaliseerde beken en één sloot onderzocht en in 1987 twee sloten en twee plassen.

De meetlocaties zijn gelegen in de beheersgebieden van de volgende waterkwaliteitsbeheerders:

- het hoogheemraadschap van Rijnland
- het waterschap De Dommel
- het waterschap Regge en Dinkel
- het zuiveringschap Amstel- en Gooiland
- het zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden
- het zuiveringsschap Rivierenland.

4.1 Metingen**algemeen**

Het onderzoek heeft zich geconcentreerd op de meting van de zuurstofconcentratie (O_2). Daarnaast werden ook twee variabelen gemeten, die van invloed zijn op de O_2 -concentratie, namelijk de watertemperatuur en de lichtinstraling.

De temperatuur bepaalt de snelheid van fysiologische processen, waaronder de O_2 -productie en O_2 -consumptie. De temperatuur bepaalt tevens de oplosbaarheid van O_2 in het water, terwijl het optreden van een temperatuurgradiënt over de diepte de verticale menging van bijvoorbeeld O_2 kan beïnvloeden.

De hoeveelheid ingestraald licht is primair verantwoordelijk voor de O_2 -productie en daarmee voor de temporele variatie van de O_2 -concentratie in het water. De lichtreductie ten gevolge van de extinctie in de waterlaag veroorzaakt een verticale gradiënt in de fotosynthese en O_2 -concentratie. Een verticale gradiënt in de O_2 -concentratie kan tevens veroorzaakt worden door een hoog zuurstofverbruik van de bodem.

Er is gestreefd naar meetreeksen van vijf dagen om variaties op dagschaal waar te kunnen nemen. Het tijdschema van de O_2 -meetreeksen is in bijlage 1 weergegeven.

 O_2 -meting

De O_2 -concentratie werd gemeten met Pb/Ag-membraanelectroden (type Mackareth/Borkowski-Johnson, [12]). Dit type electrode werd gekozen, omdat het door de electrode afgegeven signaal direct door een datalogger uitgelezen kan worden en er niet voor elke O_2 -electrode een O_2 -meter benodigd is.

Van elke electrode werden in het laboratorium voorafgaand aan elke meetreeks de calibratieconstanten bepaald volgens Thomsen en Thyssen [21]. Bij het opstellen van de electroden op de meetlocatie en aan het eind van de meetreeks werd elke electrode nogmaals gecalibreerd, om eventuele drift van de electrode te kunnen corrigeren door middel van interpolatie. Elke electrode was tijdens de ijking en de veldmetingen van dezelfde roerder voorzien om een constante waterstroom langs het membraan te garanderen. Deze waterstroom is noodzakelijk om de meting onafhankelijk van het O_2 -verbruik van de electrode te laten verlopen. De roerder werd telkens 4 minuten voor de meting ingeschakeld en na de meting uitgeschakeld. In bijlage 2 is een figuur van de electrode en roerder in de meetopstelling opgenomen.

Het percentage O_2 -verzadiging is volgens Mortimer [15] berekend.

temperatuurmeting

De temperatuur van het water werd bij elke O_2 -electrode met behulp van een thermokoppel (Cu/constantaan) gemeten. Met behulp van de temperatuurmeting en de calibratieconstanten werd de spanningsafgifte van de O_2 -electroden voor de temperatuur gecorrigeerd.

lichtmeting

De totale fotosynthetisch actieve instraling (golflengte tussen 400 en 700 nm) werd gemeten met Bottemanne stralingssensoren (type RA 200 Q). De lichtmeting werd slechts op één van de twee of drie lokaties per water gemeten. Door op twee diepten onder water te meten kan de extinctie berekend worden en daarmee vervolgens de hoeveelheid licht op

een willekeurige diepte. De resultaten van de lichtmetingen worden slechts zijdelings gebruikt bij de interpretatie van de resultaten van de O_2 -metingen en zijn daarom alleen in bijlage 3 ter illustratie door middel van een samenvattende tabel voor vier lokaties weergegeven.

registratiesysteem

Het registratiesysteem bestond uit een digitale datalogger (Hewlett-Packard 3421A) en een diskette-drive (HP-9114A/B), gestuurd door een BASIC-programmeerbare desk-calculator (HP-71), gevoed door droge lood-accu's.

De meetfrequentie van een meetserie van O_2 , temperatuur en licht bedroeg eenmaal per 15 minuten. De tijdsduur waarin de verschillende elektroden en thermokoppels uitgelezen werden, was circa 10 seconden. De ruwe veldgegevens werden op een personal computer (HP-Vectra) verder verwerkt.

4.2

Biologische bemonsteringen

verzamelen van makrofauna

In dit onderzoek is expliciet gekozen voor het gebruik van kunstmatig substraat (KS) als middel om de makrofauna te verzamelen. De belangrijkste reden hiervoor is gelegen in het feit dat de relatie tussen de variatie in de zuurstofritmiek en de biologische beoordeling ook in het verticale vlak vastgelegd moest kunnen worden. Het is met de gebruikelijke methode van bemonsteren, met het standaard-makrofaunanet, niet mogelijk de makrofauna op goed gedefinieerde diepten te verzamelen. Bovendien is het aantal makrofauna-organismen in het vrije water slechts gering.

Een bijkomend voordeel van het gebruik van KS is, dat de bemonstering op goed gestandaardiseerde wijze plaats kan vinden en dat er sprake is van een uniforme monstergrootte.

Een vaak genoemd nadeel van KS is dat het dynamische proces van de kolonisatie nog onvoldoende bekend is, waardoor er o.a. onzekerheid bestaat over de representativiteit van een monster en de koloniatietijd [18]. Een KS-monster is evenals een netmonster een selecte steekproef uit de levensgemeenschap. Een volledig beeld van de makrofaunalevensgemeenschap is niet strikt noodzakelijk voor de biologische beoordeling van de waterkwaliteit, omdat hierbij vaak van een beperkt aantal indicatororganismen gebruik gemaakt wordt.

In een deelonderzoek van het STOKA-onderzoek 'Biologische waterkwaliteitsbeoordeling van genormaliseerde beken met behulp van makrofauna' is uitgebreid ingegaan op de vergelijking tussen het gebruik van KS en netmonsters en is een lijst van achtergrondliteratuur over dit onderwerp opgenomen [16,18]. Geconstateerd wordt dat sliwbewonende organismen vaak ondervertegenwoordigd zijn op het KS, waardoor de makrofauna op het KS onvoldoende informatie geeft over de sliblaag. De biologische beoordeling op basis van KS-monsters geeft alleen een goed beeld van de kwaliteit van de waterlaag [18].

Het toegepaste KS bestond uit kleine stenen (afmetingen: doorsnede van 2-10 cm) in een mandje van geplastificeerd gaas (afmetingen: 15 x 15 x 8 cm; maaswijdte: 1,2 cm) [23,16]. Op elke meetlokatie in de wateren van de drie watertypen werden op vier diepten drie mandjes in een rek geplaatst (op gelijke diepte met de O_2 -elektroden). De toegestane koloniatietijd bedroeg circa zes weken in het type 'genormaliseerde beek' en circa acht weken in het type 'sloot' en het type 'plas'. Bij

de bemonstering werd de makrofauna op en tussen de stenen verzameld. De bemonstering vond telkens plaats na afloop van een O₂-meetreeks. Aangenomen is dat de minimale kolonisatietijd van het KS vier weken moet bedragen [23] en dat er na zes tot zeven weken een redelijk stabiele soortensamenstelling aanwezig is. De O₂-metingen van de laatste week van de kolonisatie worden karakteristiek voor de laatste voorafgaande weken beschouwd.

In bijlage 4 is het tijdschema van de uitgevoerde makrofaunabemonsteringen opgenomen.

voorbewerking makrofauna

De makrofauna van de drie mandjes per diepte werd samengevoegd tot één monster en in het laboratorium uitgezocht (maaswijdte zeef: 0,5 mm), geconserveerd en gedetermineerd. Tricladida (platwormen) werden meteen na het uitzoeken levend gedetermineerd. Determinatie tot op het niveau van de soort werd nagestreefd met uitzondering van Oligochaeta (familieniveau), Diptera (andere families dan de Chironomidae: familie/genus) en Hydracarina (genus). Een lijst van gebruikte determineerwerken is in bijlage 5 opgenomen.

Van een gedeeltelijk uitgezocht en/of gedetermineerd makrofaunamonster werd het aantal exemplaren per soort omgerekend naar de standaardmonster grootte van drie mandjes.

De makrofaunagegevens werden in een geautomatiseerd gegevensbestand opgenomen. Een lijst van soorten met een aanduiding voor de aanwezigheid op de verschillende lokaties is in bijlage 6 opgenomen. De originele monsters en de bijbehorende soortenlijsten zijn bij de Vakgroep Natuurbeheer aanwezig.

epifytische diatomeeën

In twee sloten (in Ouderkerk en Polder Stein; zie § 4.4) werden op dezelfde diepten als het KS voor de makrofauna objectglasjes in het water opgehangen, waarop epifytische diatomeeën zich konden afzetten. De toegestane kolonisatietijd bedroeg circa twee weken. De bemonstering vond tegelijk met de makrofaunabemonstering plaats, dus aan het einde van de O₂-meetreeks, zodat de O₂-concentratie gedurende circa de helft van de kolonisatietijd van de diatomeeën bekend is. De koloniseerbare oppervlakte van de glaasjes bedroeg circa 1,2 dm².

In verband met de zeer tijdrovende determinatie zijn de monsters in het kader van dit onderzoek niet verder uitgewerkt. De monsters zijn gefixeerd in formaline (5 %) en worden bij de Vakgroep Natuurbeheer bewaard om eventueel in de toekomst ook in relatie met de verrichte zuurstofmetingen bestudeerd te kunnen worden. De monsters staan ter beschikking van geïnteresseerden ter determinatie en verwerking in relatie tot de verzamelde O₂-gegevens.

4.3 Gegevensverwerking

4.3.1 metingen

In het onderzoek is een groot aantal semi-continuummetingen van de O₂-concentratie verricht. De eenheid bij de verdere verwerking en bespreking van de resultaten is de O₂-meetreeks. Een meetreeks bestaat uit alle O₂-waarnemingen van een aantal opeenvolgende dagen op één bepaalde diepte en lokatie in één bepaalde periode van het jaar. Het aantal waarnemingen per dag bedraagt daarbij 96. De begin- en einddag van de meetreeksen zijn buiten beschouwing gelaten, om vertekening van de O₂-

ritmiek als gevolg van onvolledige meetdagen te voorkomen. De eerste dag is onvolledig vanwege het plaatsen van de elektroden, de laatste dag vanwege het afbreken van de meetopstelling.

Uit elke O_2 -meetreeks werd een deelreeks gevormd van de waarnemingen, die tussen 8 en 17 uur verricht werden (werktijden van de watermonsternemers). Van elke meetreeks en deelreeks werden de minimum- en maximum- O_2 -concentratie berekend. Tevens werd, naar analogie van de procedure die ten grondslag ligt aan de vaststelling van de O_2 -norm, de 10-percentielwaarde berekend. Dat is die O_2 -concentratie waar 10 procent van de verrichte waarnemingen beneden ligt. De O_2 -norm voor de basiskwaliteit gaat er van uit dat bij 12 O_2 -waarnemingen per jaar een waarneming een waarde beneden de norm mag hebben [24,3], hetgeen ongeveer inhoudt dat de 9-percentielwaarde 5 mg/l moet bedragen (uitgaande van een norm van 5 mg O_2 /l).

De overeenkomst tussen de percentielwaarden van de meetreeksen en van de norm is in zekere zin niet geheel analoog, omdat de waarnemingen in de meetreeks niet geheel onafhankelijk van elkaar zijn. De 10-percentielwaarde, op basis van de in dit onderzoek verzamelde O_2 -meetreeksen bepaald, is echter toch relevant, omdat er eveneens een tijdsaspect in zit opgesloten. Bij een constante meetfrequentie is de O_2 -concentratie immers 10 procent van de tijdsduur van de meetreeks beneden de 10-percentielwaarde, ofwel circa 2,5 uur per dag.

Bovendien kan gesteld worden, dat het hanteren van een optimale meetperiode en frequentie van meting ter bepaling van de 10-percentielwaarde met maximale informatie ten aanzien van de zuurstoftolerantieondergrenzen van organismen, gezien moet worden in het licht van de in de inleiding genoemde tijd - O_2 -concentratie problematiek.

4.3.2 methoden voor de biologische beoordeling van de waterkwaliteit

In het derde IMP-Water worden ecologisch gerichte waterkwaliteitsdoelstellingen voor een aantal watertypen in algemene termen besproken [25]. De basiskwaliteit is een minimum aanvaardbaar waterkwaliteitsniveau voor alle watertypen, die voor een aantal fysisch/chemische parameters in concrete getalswaarden is uitgewerkt. Getalsmatige of methodische voorschriften voor de beoordeling op basis van bijvoorbeeld de makrofaunagemeenschap zijn hierin niet aangegeven. De ecologische achtergrond komt slechts in de verbale omschrijving van de basiskwaliteit tot uitdrukking:

"Een zodanige kwaliteit van het oppervlaktewater dat het ter plaatse en elders

- geen overlast (met name stank) voor de omgeving veroorzaakt en er niet vervuild uit ziet;
- levenskansen biedt voor aquatische levensgemeenschappen (...) en tevens ecologische belangen buiten het water (...) beschermt;
- mogelijkheden biedt voor bepaalde vormen van menselijk gebruik van het oppervlaktewater waarvoor geen specifieke waterkwaliteitsdoelstellingen gelden".

Voor zestien watertypen zijn ecologische normdoelstellingen nader beschreven door de CUWVO [2], echter eveneens zonder methodische voorschriften voor de biologische beoordeling.

Aan de woordelijk omschreven basiskwaliteit is in dit onderzoek een praktische invulling gegeven door een biologische 'referentie-basiskwaliteit' te definiëren voor het type 'genormaliseerde beek' met behulp van de kwaliteitsindex K_{135} (zie beneden).

In dit onderzoek zijn voor de drie watertypen op basis van de makrofauna de diversiteitsindices van Margalef en Shannon en voor het type 'genormaliseerde beek' tevens de kwaliteitsindex K_{135} en de 'biologische waterkwaliteitsbeoordeling van genormaliseerde beken met behulp van makrofauna' [18] toegepast als methoden voor de biologische beoordeling van de waterkwaliteit. Gezien het feit, dat er een drietal verschillende watertypen is bestudeerd, is het standaardiseren van de biologische beoordelingsmethode moeilijk. Er is getracht door van verschillende methoden gebruik te maken, maximale informatie te verzamelen over de relatie tussen de O_2 -concentratie en het waterkwaliteitsniveau. Voor het type 'plas' is bovendien een niet op makrofauna gebaseerde beoordeling, namelijk de 'ecologisch gerichte beoordeling voor grote wateren in Noord- en Zuid-Holland', toegepast. Hieronder worden de toegepaste methoden en systemen besproken.

diversiteit

Diversiteit, gedefinieerd als een verhouding tussen het aantal soorten en het aantal organismen, drukt de verscheidenheid van de levensgemeenschap uit [11]. De bepaling van de diversiteit is slechts de objectieve bepaling van een systeemp parameter. Hieraan is (nog) geen waardering gekoppeld, zodat in strikte zin niet van waterkwaliteitsbeoordeling gesproken kan worden. De diversiteit geeft enig inzicht in de mate van stabiliteit waarin een levensgemeenschap zich bevindt. Een stabiele gemeenschap, met geen of een geringe mate van externe beïnvloeding, wordt in het algemeen gekenmerkt door een hoge diversiteit, namelijk een groot aantal soorten met een ongeveer gelijk en relatief klein aantal organismen per soort. Een gemeenschap die in ontwikkeling is of sterk extern beïnvloed wordt, vertoont een lage diversiteit, namelijk een gering aantal (tolerante) soorten in vaak zeer grote aantallen. In het algemeen wordt een hoge diversiteit als gunstig aangemerkt. Een uitzondering vormen bijvoorbeeld de oligotrofe wateren, waarin van nature een soortenarme levensgemeenschap aanwezig is.

Er is een aantal verschillende diversiteitsindices in gebruik. De index van Margalef en die van Shannon worden vaak toegepast. Deze indices worden als volgt berekend [10]:

$$\text{Margalef:} \quad D = \frac{(S - 1)}{\ln(N)}$$

$$\text{Shannon :} \quad H = - \sum \frac{(n_i)}{N} \times \ln \frac{(n_i)}{N}$$

waarin S = aantal soorten in monster
 n_i = aantal individuen van soort i
 N = totaal aantal individuen in monster.

De diversiteitsindex van Margalef is gevoelig voor de grootte van het monster. Dit heeft te maken met het gegeven dat bij toenemende monstergrootte het aantal soorten niet in dezelfde verhouding toeneemt als het aantal individuen. Het verband kan vaak gekarakteriseerd worden door een curve, die het bereiken van een verzadigingswaarde beschrijft (figuur 2).

De diversiteit moet bepaald worden bij het kleinste aantal individuen,

waarbij alle soorten aangetroffen worden. Dit is in de praktijk vaak moeilijk, omdat er dan een relatief groot oppervlak bemonsterd zou moeten worden (soms enkele m²). Een goede vuistregel is om genoeg te nemen met een bemonsterd oppervlak, waarbij circa 90 % van het aantal voorkomende soorten verzameld wordt (bijvoorbeeld het oppervlak behorend bij punt B in figuur 2).

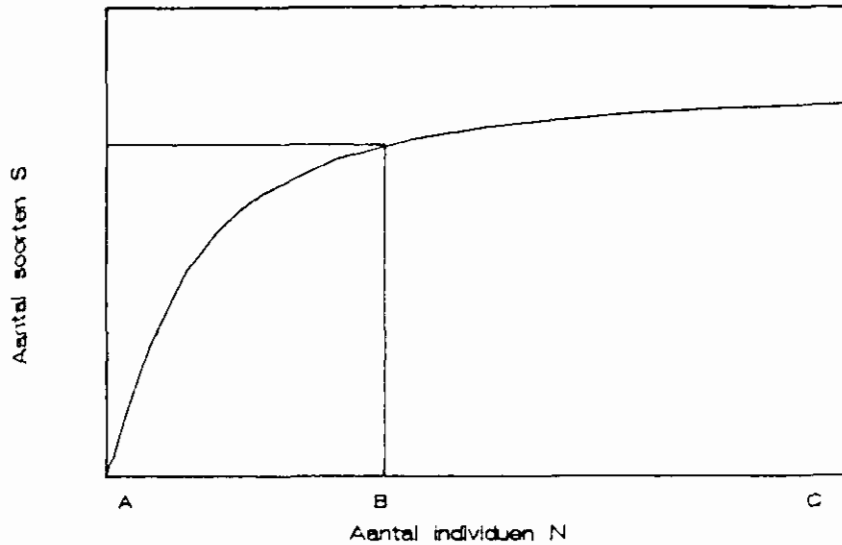


Fig. 2. Theoretisch verband tussen de monstergrootte (aantal individuen N) en het aantal soorten (S).

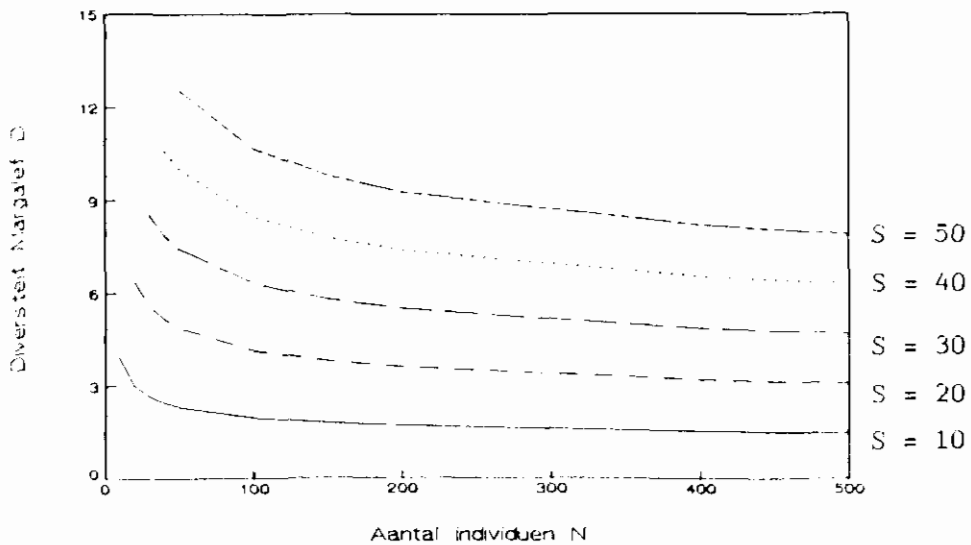


Fig. 3. Theoretisch verloop van de diversiteit van Margalef als functie van het aantal individuen (N) en het aantal soorten (S).

Indien de diversiteit van Margalef van een monster in het gebied A-B berekend wordt, dan zal deze een overschatting zijn van de werkelijke diversiteit. Ligt de monstergrootte in het traject B-C, dan zal ook een overschatting van de diversiteit optreden. Deze overschatting is echter geringer dan die in het traject A-B. Uit figuur 3 blijkt namelijk dat de invloed van het aantal individuen en het aantal soorten op de diversiteit bij een groot aantal individuen geringer is dan bij een klein aantal individuen.

Het probleem bij het vergelijken van de diversiteit van monsters uit verschillende watertypen is, dat de in figuur 2 geschetste curve voor elk watertype een ander verloop kan hebben en ook betrekking heeft op een bemonsterd oppervlak dat verschillend is. Theoretisch moet voor elk watertype de monstergrootte B bepaald worden en het hierbij behorende te bemonsteren oppervlak. Vervolgens mag de bijbehorende diversiteit berekend worden. Indien binnen een watertype een gestandaardiseerde monstergrootte aangehouden wordt (bijvoorbeeld door het gebruik van kunstmatig substraat), dan kunnen de diversiteitsindices van Margalef van verschillende monsters onderling vergeleken worden. De betekenis van de absolute waarden van de indices kan alleen beoordeeld worden, indien het met het maximaal aantal soorten in punt B (figuur 2) overeenkomende oppervlak per bemonstering bepaald is. Dit oppervlak is in dit onderzoek niet bepaald. Binnen de beschikbare tijd is de gevolgde werkwijze echter de maximaal haalbare geweest.

De diversiteitsindex van Shannon werkt op een ander wijze. Het is in feite een onzekerheidsrelatie die aangeeft hoe groot de onzekerheid is over de aanwezigheid van de volgende soort, die bij een steekproef uit de populatie getrokken wordt [10]. De index wordt door twee factoren beïnvloed. De waarde wordt hoger door een groter aantal soorten en ook door een evenwichtiger verdeling van het aantal individuen over de soorten.

Een hoge waarde van de index wordt als gunstig aangemerkt.

Bij een bepaald aantal individuen (= monstergrootte) en een bepaald aantal soorten is er een theoretische beneden- en bovengrens aan de diversiteitswaarde te bepalen. Het totaal aantal individuen in een monster kan op vele wijzen over het aantal aangetroffen soorten verdeeld zijn. Hierbij zijn twee uitersten te onderscheiden. De bovengrens is de (theoretische) situatie, dat het aantal soorten gelijk is aan het aantal individuen, ofwel $n_i = 1$. De maximale waarde van de index wordt dan :

$$H_m = \ln (S)$$

De benedengrens is de uiterste situatie waarin slechts één soort dominant is en de overige soorten slechts in het monster met één individu vertegenwoordigd zijn. De index ziet er dan als volgt uit:

$$H = - \left\{ \frac{(N - S + 1)}{N} \times \ln \left(\frac{N - S + 1}{N} \right) + \frac{(S - 1)}{N} \times \ln \left(\frac{1}{N} \right) \right\}$$

Een maat voor de evenwichtigheid van de verdeling van de organismen over de soorten ('equitability', [10] of 'evenness', E) kan uitgedrukt worden als:

$$E = \frac{H}{H_m}$$

In figuur 4 zijn de theoretische bovengrens en benedengrens voor een aantal monstergroottes uitgezet. De bovengrenzen voor de verschillende

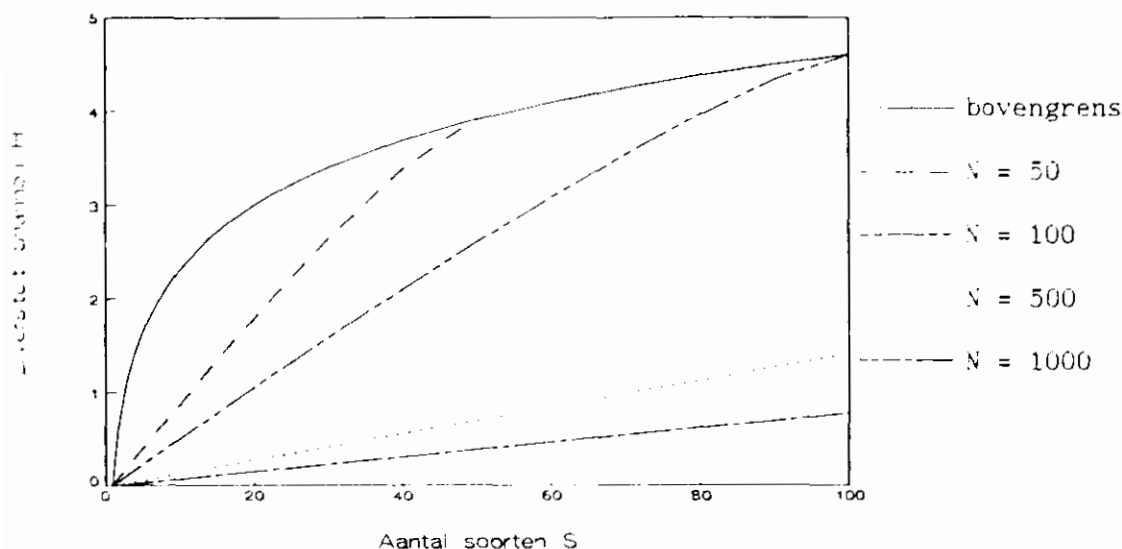


Fig. 4. Theoretische bovengrens en benedengrens van de diversiteit van Shannon bij een aantal monstergroottes (N) als functie van het aantal soorten (S).

monstergroottes vallen samen in figuur 4.

Het bereik van de index is dus verschillend bij monsters van een verschillende monstergrootte (voor een watertype, waarvoor de relatie tussen aantal individuen en de monstergrootte constant is) bij een bekend aantal soorten (traject B-C in figuur 2). Evenals bij de diversiteit van Margalef geldt hier dat monsters uit het traject A-B en monsters uit verschillende watertypen moeilijk te vergelijken zijn.

De vergelijking van de diversiteit van Shannon, op basis van uniforme kunstmatig-substraatmonsters, lijkt evenals bij de diversiteit van Margalef geoorloofd binnen elk watertype, waarbij de hoogten van de waarden niet absoluut beschouwd mag worden.

Kwaliteitsindex K_{135}

De kwaliteitsindex K_{135} is ontwikkeld voor het beoordelingssysteem van Moller Pillot voor de biologische waterkwaliteit van (half)natuurlijke laaglandbeken [13]. In dit systeem worden vijf groepen van makrofauna-soorten onderscheiden, die indicatief zijn voor een bepaalde graad van saprobie in de laaglandbeek, namelijk (in volgorde van afnemende saprobie):

- Eristalis-groep
- Chironomus-groep
- Hirudinea-groep
- Gammarus-groep
- Calopteryx-groep

Voor de toepassing van de beoordeling in de praktijk van het systeem werd het kwalitatieve systeem door Gardeniers & Tolkamp gekwantificeerd tot de kwaliteitsindex K_{12345} [4]. Aan elke groep soorten werd

een wegingsfactor toegekend (resp. 1 t/m 5). De kwaliteitsindex werd berekend als de som van de procentuele fracties van de aantallen individuen uit de respectievelijke groepen, vermenigvuldigd met hun wegingsfactor. De kwaliteitsindex K_{12345} kent dus een continu-schaal met een bereik van 100 tot 500. De situatie waarbij in een monster alleen organismen uit de Eristalis-groep ($K_{12345}=100$) of alleen uit de Calopteryx-groep ($K_{12345}=500$) in een monster voorkomen, wordt echter slechts zelden aangetroffen.

Later zijn dan ook de Eristalis- en Chironomus-groep enerzijds en de Gammarus- en Calopteryx-groep anderzijds samengenomen, zodat de index het beneden- en bovenbereik van de schaal beter benut. Hierdoor zijn drie groepen ontstaan met als respectievelijke wegingsfactoren 1, 3 en 5, zodat de kwaliteitsindex K_{135} nu als volgt wordt berekend:

$$K_{135} = 1 \times f_{(E+Ch)} + 3 \times f_{(H)} + 5 \times f_{(G+C)}$$

waarin

$f_{(n)}$ = de procentuele fractie individuen uit groep n van het totaal aantal individuen van de drie groepen in het monster

E+Ch = Eristalis- en Chironomus-groep

H = Hirudinea-groep

G+C = Gammarus- en Calopteryx-groep.

Een bepaalde waarde van de K_{135} kan dus door meerdere combinaties van indicatorsoorten bereikt worden.

Het saprobiesysteem van Moller Pillot en daarmee de kwaliteitsindex is ontwikkeld voor (half)natuurlijke laaglandbeken; de K_{135} werd bij gebrek aan een ander systeem echter ook vaak voor genormaliseerde beken berekend.

De lijst van indicatorsoorten die de onderscheiden groepen vormen, is per regio enigszins verschillend, hoewel regionale verschillen in makrofauna voor genormaliseerde beken moeilijk zijn aan te tonen [18]. Voor de Groote Beerze en de Kleine Aa werd in dit onderzoek de lijst van de GTD Oost-Brabant gebruikt, voor de Hollandse Graven de lijst van het waterschap Regge en Dinkel. In bijlage 6 is bij de betreffende soorten aangegeven in welke groep deze volgens de beide lijsten geplaatst zijn.

Het systeem en de kwaliteitsindex zijn niet ontworpen voor toepassing op monsters afkomstig van kunstmatig substraat. Organismen uit de verschillende groepen kunnen een verschillende voorkeur voor kolonisatie van het KS vertonen. In het algemeen kan gesteld worden dat de K_{135} -waarden van KS-monsters overeenkomen met waarden voor netmonsters uit de waterplanten en dat KS-monsters meer de kwaliteit van het water weerspiegelen dan die van de bodem [18,16].

Binnen dit onderzoek is een biologische 'referentie-basiskwaliteit' gedefinieerd met een kwaliteitsindex K_{135} rond 300 op de continu-schaal van 100-500. De kwaliteit wordt geacht beter te zijn naarmate de K_{135} hoger is.

Verontreinigingsgroep in het STORA-systeem voor de biologische waterkwaliteitsbeoordeling van genormaliseerde beken met behulp van makrofauna

In opdracht van de STORA is een biologisch waterkwaliteitsbeoordelingssysteem voor genormaliseerde beken met behulp van makrofauna ontwikkeld [18]. Dit systeem deelt een monster op basis van de aange-

troffen makrofauna in een verontreinigingsgroep in en kent aan het monster of de beek een kwaliteitsklasse toe. Achtereenvolgens houdt het systeem rekening met het bemonsterde substraat, het stromingskarakter van de beek en de verontreinigingstoestand van de beek. De verontreinigingstoestand beperkt zich hierbij tot de organische verontreiniging.

Het beoordelingssysteem gaat uit van bodemmonsters, die met een standaard makrofaunanet genomen zijn. Afzonderlijke plantenmonsters kunnen niet met het systeem beoordeeld worden.

Vervolgens maakt het systeem onderscheid tussen stromende en minder stromende beken door het tellen van het aantal, in het systeem vastgestelde, stromingsindicatoren in het monster. Indien dit aantal soorten groter of gelijk aan drie is, dan wordt de beek als stromend aangemerkt.

Nadat de mate van stromend zijn is bepaald, worden twee verontreinigingsreeksen onderscheiden, één voor de stromende beken en een voor de minder stromende beken. De verontreinigingsreeks voor de stromende beken omvat zes groepen van kenmerkende makrofaunasoorten en de reeks voor de minder stromende beken vijf groepen. Elke reeks is in feite een continu-schaal, waarlangs omstandigheden geleidelijk verbeteren of verslechteren en waarlangs levensgemeenschappen in elkaar overvloeien [18]. Groep 1 is in beide reeksen de meest verontreinigde toestand en groep 6 respectievelijk groep 5 de minst verontreinigde toestand. Voor de beide verontreinigingsreeksen is een afzonderlijke lijst met indicatorsoorten opgesteld, waarin de soorten, afhankelijk van hun abundantie, een rangordecijfer toegekend krijgen. In bijlage 6 is bij de betreffende soorten een indicatie opgenomen voor de aanwezigheid in één van beide lijsten (voor exacte rangordecijfers zie [18]).

Het systeem is verder als volgt gekwantificeerd:

Elke in het monster aanwezige indicatorsoort wordt volgens zijn rangordecijfer, dat in de soortenlijst gegeven is, in een groep van de verontreinigingsreeks ingedeeld. Voor een monster ontstaat zo een verdeling van het aantal indicatorsoorten over de verontreinigingsgroepen. Globaal kan gesteld worden: hoe meer soorten met een hoog rangordecijfer, hoe beter de kwaliteit van het water is. De kwaliteitsklasse is de hoogste verontreinigingsgroep, waar te zamen met de daar nog bovenliggende groepen meer dan 11 % van het totaal aantal in het monster aangetroffen indicatorsoorten in aanwezig is. Bij het vaststellen van het (cumulatieve) aantal indicatororganismen wordt de reeks in de aflopende richting (van groep 6 naar groep 1) doorlopen.

Het STORA-systeem gaat uit van het gebruik van bodemmonsters, genomen met het standaard makrofaunanet, zodat de toepassing op KS-monsters afwijkende resultaten kan geven.

Beoordeling op basis van kunstmatig-substraatmonsters levert in het algemeen een te gunstig beeld op van de waterkwaliteit door de ondervertegenwoordiging van slibbewonende soorten en een oververtegenwoordiging van soorten die een voorkeur voor harde substraten vertonen [18]. Waarschijnlijk wordt met behulp van KS evenals bij de kwaliteitsindex slechts de kwaliteit van de waterlaag vastgesteld.

Een andere afwijking van de verwerking van de makrofauna in dit onderzoek ten opzichte van het STORA-systeem betreft het determinatieniveau van de Oligochaeta. Deze werden in verband met de beschikbare tijd in dit onderzoek slechts tot op familieniveau gedetermineerd. Hierdoor wordt de beoordeling op een kleiner aantal indicatorsoorten gebaseerd. Voor het genoemde STORA-systeem werd binnen dit onderzoek geen 'refe-

rentiebasiskwaliteit' gedefinieerd.

'ecologisch gerichte beoordeling' voor grote wateren

De 'ecologisch gerichte beoordeling' voor grote wateren, zoals deze in Noord- en Zuid-Holland gebruikt wordt, is een concrete invulling van het raamwerk van Caspers en Karbe [8,27]. Uitgangspunt van het systeem is de intensiteit van stofwisselingsprocessen, bioactiviteit genoemd. Het systeem is daarmee een gecombineerd trofie-en saprobiesysteem. De opbouwprocessen (trofie) worden gekwantificeerd door middel van de concentratie chlorofyl-a en de afbraakprocessen (saprobie) door middel van het 75-percentiel BZV. Het systeem kent zeven verschillende kwaliteitsniveaus verdeeld over zes klassen. De kenmerken van de onderscheiden klassen worden in het systeem in een kolom 'zuurstofhuishouding' en een kolom 'levensgemeenschappen' uitgewerkt. Deze invulling is alleen gericht op grote wateren, zoals plassen. Naar de invulling van de kolom 'levensgemeenschappen' wordt nog onderzoek verricht. De gedachten gaan uit naar diversiteitsindices van het fytoplankton. Aan de invulling van de kenmerken voor makrofauna is nog niet gewerkt. Het beoordelingssysteem zoals dit in Noord-Holland voor grote wateren wordt toegepast, staat in tabel 1 [27].

klasse*	bioactiviteit		zuurstofhuishouding			
	afbraak 75-pct BZV mg O ₂ /l	opbouw Chlor.a µg/l	O ₂ -waarnemingen			minimum mg/l
			gunstig %	zeer goed %		
II	< 3	< 25	> 85	en > 50	en > 7	
III A	< 6	< 50	> 70	en > 40	en > 5	
III B	< 9	< 100	> 55	en > 20	en > 3	
VI A	< 13	< 150	> 40			
VI B	< 20	≥ 150	> 25			
V	< 30		≤ 25		en > 0,5	
VI	≥ 30		≤ 25		en ≤ 0,5	

Tabel 1. Uitwerking van de 'ecologisch gerichte beoordeling' voor grote wateren in Noord-Holland.

* klasse I komt in Nederland niet voor.

Een O₂-waarneming wordt 'gunstig' genoemd, indien het percentage O₂-verzadiging van de betreffende waarneming tussen 60 en 140 ligt. Een O₂-waarneming is 'zeer goed' tussen 80 % en 120 % O₂-verzadiging.

In de kolom 'gunstig' wordt het percentage van alle waarnemingen van een jaar met de beoordeling 'gunstig' aangegeven. Dit geldt ook voor de kolom 'zeer goed'.

De eindbeoordeling is de laagste klasse van de respectievelijk toegekende klassen voor afbraak, opbouw en O₂-waarnemingen.

In dit onderzoek zijn alleen gegevens verzameld uit de kolom zuurstofhuishouding. De beoordeling op basis van de O₂-meetreeksen uit dit onderzoek is vergeleken met de beoordeling door de betreffende waterkwaliteitsbeheerder op basis van de O₂-puntmetingen, het chlorofylgehalte en de BZV-waarde.

4.3.3 statistische verwerkingsmethoden

Omdat een groot deel van de in dit rapport besproken onderzoeksresultaten betrekking heeft op het aangeven van relaties tussen milieuvariabelen onderling of tussen milieuvariabelen en biologische variabelen, zal kort ingegaan worden op een aantal statistische verwerkingsmethoden, waarvan bij het verwerken van de gegevens gebruik is gemaakt.

Afgezien van de multivariate analysetechniek die in § 4.3.4 uitgebreid zal worden toegelicht, is van een tweetal andere technieken frequent gebruik gemaakt: de techniek van de lineaire regressie en die van de variantie-analyse.

Deze bewerkingen zijn met behulp van het SAS PC statistisch pakket uitgevoerd [18].

lineaire regressie

Bij lineaire regressie wordt op basis van getallenparen een wiskundig verband aangegeven tussen een zogenaamde afhankelijke variabele enerzijds en een onafhankelijke variabele anderzijds. Lineaire regressie maakt het mogelijk bij een gekozen waarde van de onafhankelijke variabele de bijbehorende waarde van de afhankelijke variabele te voorspellen. Het principe van lineaire regressie berust op een methode, waarbij de som van het gekwadrateerde verschil tussen de voorspelde waarde en de feitelijke waarneming geminimaliseerd wordt. Deze methode levert uiteindelijk een aantal constanten op (a en b) die de regressievergelijking op basis van de vermelde karakteristiek van de gesommeerde kwadraatsom als volgt vastlegt:

$$Y(\text{afhankelijke variabele}) = a \times X(\text{onafhankelijke variabele}) + b.$$

De constante a is de regressiecoëfficiënt en geeft de hellingshoek aan van het verband tussen X en Y (als 'helling' in tabellen opgenomen). Hoe groter a, des te groter is het effect van een verandering van X op Y. De constante b is het intercept (als 'interc.' in tabellen opgenomen); de waarde van Y, wanneer X = 0.

Omdat er een zekere mate van spreiding in de getallen aanwezig zal zijn, is naast het wiskundig beschrijven van de relatie ook van belang hoe goed de schatting van de afhankelijke variabele uit de onafhankelijke variabele op basis van de wiskundige beschrijving (het gehanteerde model) is. Het begrip variantie speelt hierbij een grote rol. De variantie is een maat voor de gemiddelde afwijking van het gemiddelde. Wanneer een afwijking van het gemiddelde in de afhankelijke variabele consequent samengaat met een proportionele afwijking in het gemiddelde van de onafhankelijke variabele, dan is er sprake van een perfecte correlatie tussen deze twee variabelen. De voorspelde waarden Y uit X zullen dus samenvallen met de waarnemingen Y. De zogenaamde 'coefficient of determination' R^2 is dan 1. In de praktijk zal dit nauwelijks voorkomen. Meestal liggen de waarnemingen Y op enige afstand van de voorspelde Y-waarden (die de regressievergelijking vormen). Dat de waarnemingen Y rondom de regressielijn liggen, wordt veroorzaakt door het feit dat er blijkbaar, afgezien van de invloed van de onafhankelijke variabele op de afhankelijke variabele, nog andere, niet beschouwde variabelen van invloed zijn op de afhankelijke variabele. Deze invloed op de beschreven relatie is dan natuurlijk ook terug te vinden als een niet door het model (= de regressievergelijking) verklaarde variantie. Deze niet verklaarde variantie is gebaseerd op de gemiddelde afwijking van de (door middel van de regressie-

vergelijking gedefinieerde) voorspelde waarde van de afhankelijke variabele. R^2 geeft aan welk deel van de variantie in de afhankelijke variabele verklaard wordt door de onafhankelijke variabele en kan dus tussen 0 en 1 liggen. In dit rapport worden de waarden van R^2 als percentages verklaarde variantie besproken en vermeld (als ' R^2 (%)' in tabellen opgenomen). Een bij dit percentage behorende p-waarde geeft aan of het model significant is of niet (als ' p_m ' in tabellen opgenomen). Als bovengrens wordt hierbij een percentage van 5 gehanteerd. Bovenstaande methode maakt het uiteindelijk mogelijk op basis van een meting aan één milieuvariabele een voorspelling te doen omtrent de waarde van een andere milieuvariabele, aangenomen dat voor deze twee milieuv variabelen een regressievergelijking opgesteld is. Omdat het percentage verklaarde variantie in de praktijk nooit 100 zal zijn, zal de voorspelling een zekere mate van onbetrouwbaarheid hebben. Het is echter mogelijk om aan te geven hoe betrouwbaar de voorspelde waarden zijn. Hiertoe kunnen voor de voorspelde waarden 95 %-betrouwbaarheidsgrenzen worden aangegeven. Voor een voorspelde waarde worden dan een 95 %-bovengrens en een 95 %-ondergrens berekend. Voor de voorspelde waarde betekent dit dan, dat op basis van de berekende varianties (en het aantal waarnemingen) de kans 95 % is, dat de voorspelde waarde tussen de gegeven boven- en ondergrens ligt.

Van deze mogelijkheid is bij de analyse van de zuurstofgegevens gebruik gemaakt. In een aantal gevallen werd het namelijk van belang geacht aan te geven wat de onbetrouwbaarheid in een voorspelling was. Een voorbeeld kan dit illustreren. Wanneer er een voorspelling gedaan wordt met betrekking tot een 10-percentiel-zuurstofwaarde (een waarde die dus in voorkomende gevallen als absolute norm gehanteerd wordt), op basis van een zuurstofpuntmeting en de betreffende, vastgestelde regressievergelijking, is het aangeven van de betrouwbaarheid uiteraard van het grootste belang. Wordt de waarde van de puntmeting in de regressievergelijking ingevoerd, dan resulteert hieruit weliswaar een 10-percentielwaarde, maar de kans is groot dat in een groot aantal gevallen de werkelijke 10-percentielwaarde lager zal liggen. Juist omdat de 10-percentielwaarde als norm gehanteerd wordt, is dit onacceptabel. In zulke gevallen is dan ook gebruik gemaakt van de mogelijkheid betrouwbaarheidsintervallen in de analyses te betrekken. In hoofdstuk 5 zal hierop nader worden ingegaan.

variantie-analyse

Variantie-analyse of ANOVA (=ANalysis Of VARIance) stelt de gebruiker in staat na te gaan of één of meerdere onafhankelijke variabelen van invloed zijn op een afhankelijke variabele. Een voordeel van de techniek is, dat de onafhankelijke variabelen niet in de vorm van getallen aanwezig hoeven te zijn, maar ook categorieën of klassen ('class', 'level') mogen representeren. De klassen van een onafhankelijke variabele zijn onderling gelijkwaardig en worden door middel van een rangnummer van elkaar onderscheiden. Dit rangnummer geeft geen gradatie tussen de klassen of een waarde op een schaal weer. Wanneer de vraagstelling bijvoorbeeld is of de dagelijkse maximum- O_2 -concentraties in het water afhangen van de diepte waarop gemeten is of dat deze wellicht meer afhangen van het watertype waarin gemeten is, dan maakt een ANOVA het mogelijk deze vraag te beantwoorden. In de analyse wordt hiervoor de diepte als eerste onafhankelijke factor en het watertype als tweede onafhankelijke factor genomen. De factor diepte zal vier klassen kennen (de zuurstofmetingen zijn in dit onderzoek op vier verschillende diepten uitgevoerd), de factor watertype zal drie klassen opleveren

(typen 'genormaliseerde beek', 'sloot' en 'plas'). Het gegevensbestand voor de analyse zou er dan bijvoorbeeld zoals in figuur 5 uit kunnen zien.

Een gebied A zoals dat is aangegeven in dit schema is een cel. Een cel is dus in feite een verzameling getallen behorende bij een specifieke combinatie van onafhankelijke factoren.

In deze cel zijn de afzonderlijke zuurstofgetallen aangegeven met 'z'. Zoals te zien is, hoeven er voor de ANOVA niet een gelijk aantal waarnemingen per cel aanwezig te zijn. Wel is het belangrijk dat er minimaal 2 waarnemingen per cel zijn. Dit is nodig om met behulp van de ANOVA vast te kunnen stellen of er sprake is van interactie tussen de verschillende onafhankelijke factoren. Zoals eerder reeds opgemerkt is, zal de ANOVA inzicht verschaffen in de vraag of de diepte en/of het watertype van invloed zijn op z. Het is evenwel goed mogelijk, dat bijvoorbeeld de diepte wel van invloed is, maar alleen bij bepaalde klassen van de factor watertype. Anders gezegd, misschien speelt de diepte wel een rol in sloten, maar niet in beken. Mocht dit het geval zijn, dan is er sprake van interactie tussen de onafhankelijke factoren DIEPTE en WATERTYPE en deze interactie is alleen te kwantificeren wanneer er dus minimaal twee waarnemingen per cel aanwezig zijn.

WATERTYPE	DIEPTE			
	klasse 1	klasse 2	klasse 3	klasse 4
klasse 1 'genorm. beek'	z z z z z z z z z z A	z z z z z	z z z z z z z	z z z z z z z z
klasse 2 'sloot'	z z z z z z z z z z z z z z	z z z z z z z z	z z z z z z z z	z z z z z z z z
klasse 3 'plas'	z z z z z z	z z z	z z z z z	z z z z z z z

Fig. 5. Voorbeeld van een mogelijke verdeling van zuurstofgetallen (z) over de klassen van de onafhankelijke variabelen WATERTYPE en DIEPTE ten behoeve van een ANOVA.

Wanneer een ANOVA uitgevoerd zou worden op bovenstaand gegevensbestand dan levert dit (o.a.) de volgende resultaten op.

Allereerst zal de analyse informatie geven met betrekking tot R^2 . Deze R^2 verschaft inzicht in het feit hoeveel procent van de variantie door het model verklaard wordt. Onder het in het voorbeeld gebruikte model moet de invloed van de onafhankelijke factoren DIEPTE (D), WATERTYPE (W) en hun eventuele interactie (meestal aangeduid met DIEPTE x WATERTYPE, D x W) op de afhankelijke variabele z verstaan worden. Deze R^2 verschilt in betekenis niet van de onder 'lineaire regressie' besproken R^2 , een ANOVA is immers niets anders dan een multiple regressie-techniek. Een bijbehorende p-waarde geeft informatie over de significantie (als ' P_{model} ' in sommige tabellen opgenomen).

Tevens wordt voor de onafhankelijke factoren separaat aangegeven of zij van significante invloed zijn op de afhankelijke variabele. Ook voor de interactie wordt dit weergegeven.

Wanneer $p < 5\%$ als grens gehanteerd wordt, kan dus nu de conclusie getrokken worden of de factoren D, W of zelfs D x W van significante invloed zijn op z. Er is hier in feite echter sprake van een 'overall' significantie. De ANOVA die uitgevoerd is, geeft geen uitsluitend inzake mogelijke verschillen tussen bijvoorbeeld W_{klasse 1} en W_{klasse 2}. Toch zou in het gehanteerde voorbeeld deze informatie ook belangrijk kunnen zijn, omdat dan mogelijk inzicht verkregen kan worden in specifieke verschillen tussen sommige van de watertypen.

Om deze additionele analyse te kunnen uitvoeren is er gebruik gemaakt van de zogenaamde 'Least-Squares Means'-procedure (als 'LS Means' in sommige tabellen opgenomen) in het eerder genoemde SAS pakket. Er is de voorkeur gegeven aan deze methode boven de veel gebruikte 'Tukey studentized range test', vanwege het feit dat eerstgenoemde methode als geschikter geacht wordt voor gevallen waarin het aantal waarnemingen per cel niet gelijk is, wat frequent voorkwam. Deze analyse levert informatie over significante verschillen tussen alle mogelijke combinaties van onafhankelijke factoren met betrekking tot de afhankelijke variabele.

De tabellen met de resultaten van de ANOVA's vertonen telkens een gelijke opbouw, die in figuur 6 aan de hand van een voorbeeld wordt toegelicht.

	z	R ²	P _m			LS Means
D	0,003					D 1-2 2-3
W	n.s.	35,6	0,001			W -
D x W	0,001					-

Fig. 6. Voorbeeld van een tabel met resultaten van een ANOVA.

- D = eerste onafhankelijke variabele
- W = tweede onafhankelijke variabele
- D x W = interactieterm
- z = afhankelijke variabele
- R² = percentage verklaarde variantie
- P_m = 'overall' significantie van het model
- n.s. = niet significant.

De R² en P_m gelden voor de totale combinatie van D, W en de interactieterm en zijn in het midden van de tabel (achter de tweede onafhankelijke variabele) geplaatst.

Het getal bij elke combinatie van de afhankelijke en een van de onafhankelijke variabelen geeft het significantieniveau van de invloed van die betreffende onafhankelijke variabele op de afhankelijke variabele weer.

In de kolom 'LS Means' worden telkens combinaties van (significant) verschillende klassen voor de betreffende onafhankelijke variabele weergegeven. De 'LS Means'-procedure is niet op de interactieterm toegepast in verband met het grote aantal mogelijke combinaties van onafhankelijke variabelen.

Het toepassen van een ANOVA is gekoppeld aan een aantal voorwaarden

waaraan het gegevensbestand moet voldoen. Gezien het feit dat in de meeste gevallen het gegevensbestand niet aan deze voorwaarden voldeed, zal kort op deze problematiek worden ingegaan.

Een eerste voorwaarde om een gegevensbestand door middel van een ANOVA te kunnen analyseren is, dat de gegevens normaal verdeeld zijn. Een tweede voorwaarde is, dat de variantie homogeen verdeeld moet zijn. Wanneer het gegevensbestand niet aan deze voorwaarden voldoet, is het mogelijk de gegevens te transformeren zodat hierna wel aan de voorwaarden voldaan wordt. In eerste instantie is daarom een log-transformatie op de gegevens toegepast. Dit leverde in de meeste gevallen niet het beoogde resultaat op. Vervolgens is een gewogen variantie-analyse uitgevoerd ('weighted GLM'-procedure in SAS), waarbij door middel van een wegingsfactor aan de voorwaarden werd voldaan.

4.3.4 relatie tussen O_2 -metingen en biologische bemonsteringen

De relatie tussen de O_2 -metingen en de biologische bemonsteringen werd op drie niveaus onderzocht:

- onderzocht werd of er in de verschillende onderzochte watertypen een (lineaire) relatie bestaat tussen de O_2 -variabele in de vorm van de 10-percentielwaarde van de meetreeksen en de in § 4.3.3 genoemde methoden voor de biologische beoordeling van de waterkwaliteit;
- een multivariate analysetechniek werd toegepast, waarin onderzocht is of de O_2 -variabele als verklarende variabele van betekenis is voor de soortensamenstelling van de monsters en de abundanties van de soorten;
- op het derde niveau is onderzocht of voor de afzonderlijke makrofaunasoorten O_2 -tolerantie-ondergrenzen zijn op te stellen met behulp van de verzamelde gegevens.

Op de genoemde multivariate analysetechniek wordt hieronder nader ingegaan.

multivariate analysetechniek

Een multivariate analysetechniek kan toegepast worden bij een groot aantal objecten, die voor een aantal eigenschappen een bepaalde waarde hebben. De verzamelde makrofaunamonsters kunnen gezien worden als objecten, met de makrofaunasoorten als eigenschappen en de soortabundantie als waarde voor elke eigenschap.

Uitgangspunt van de analyse is dat soorten in een beperkt aantal habitats voorkomen en dat ze daarbinnen de hoogste abundantie hebben bij een zeker optimum van omgevingsfactoren. De soortensamenstelling van een gemeenschap en de soortabundanties veranderen dus langs gradiënten van milieuvariabelen. De respons van een soort op een milieuvariabele is meestal niet bekend en wordt om wiskundige redenen volgens een vereenvoudigd model beschreven, bijvoorbeeld een lineair of een Gaussisch (unimodaal) model.

In dit onderzoek is onderzocht of de zuurstofvariabele van invloed is op de soortabundanties en soortensamenstelling van gemeenschappen binnen verschillende watertypen en op verschillende lokaties en tijdstippen. De aangewezen multivariate techniek hiervoor is de gradiëntanalyse.

Ter Braak en Prentice [20] onderscheiden binnen de gradiëntanalyse vier typen problemen:

- ordinatie (= indirecte gradiëntanalyse): hierbij worden monsters en soorten gerangschikt langs een gradiënt of ordinatie-as, die af-

geleid wordt van de variatie in het totale bestand van monsters en soorten. Monsters en soorten die dicht bij elkaar liggen op deze as vertonen een grote overeenkomst en monsters en soorten die ver van elkaar op de as liggen verschillen veel van elkaar. De ordinatie-as kan beschouwd worden als een latente of hypothetische milieuvariabele (gradiënt) waarlangs de soortabundanties en soortensamenstelling van de gemeenschap veranderen. Na de ordinatie kan bekeken worden welke (gemeten) milieuvariabele overeenkomt met de hypothetische milieuvariabele. Een in de ecologie vaak gebruikte vorm van indirecte gradiëntanalyse is 'detrended correspondence analysis', die met behulp van het computerprogramma DECORANA uitgevoerd kan worden [5,7].

- regressie (= directe gradiëntanalyse): voor elke soort afzonderlijk wordt getracht de abundantie te beschrijven als een functie van een of meerdere gemeten milieuv variabelen.
- calibratie: de waarde van milieuv variabelen wordt afgeleid uit de soortensamenstellingen van gemeenschappen indien de relatie tussen de variabele en de soortensamenstelling bekend is (dit is het tegenovergestelde van regressie).
- 'constrained ordination' (= beperkte gradiëntanalyse): dit is een vorm van ordinatie, waarbij de ordinatie-assen afgeleid worden uit de variatie in soortabundantie en soortensamenstelling in het totale bestand van monsters en soorten, maar waarbij tevens de assen zodanig geconstrueerd worden, dat ze beschreven kunnen worden als een lineaire combinatie van de (gemeten) verklarende milieuv variabelen. Constrained ordination kan gezien worden als een multivariate generalisatie van directe gradiëntanalyse, waarbij aspecten van regressie, calibratie en ordinatie gecombineerd worden.

Voor de vier genoemde typen problemen zijn standaard statistische methoden (kleinste-kwadratenmethode) beschikbaar, wanneer aangenomen wordt dat er lineaire relaties bestaan tussen de onafhankelijke en afhankelijke variabelen (resp. milieuv variabele en soortabundantie).

Voor het hier gekozen unimodale responsmodel zijn andere methoden ontwikkeld, welke gezien kunnen worden als benaderende oplossingen voor statistische problemen, die vergelijkbaar zijn met problemen die wel met standaard statistische methoden opgelost kunnen worden. De methode die hier gebruikt wordt om de ordinatie uit te voeren, is het herhaald toepassen van gewogen middelen ('weighted averaging'). Deze methode werkt in het kort als volgt:

Eerst wordt aan elk monster een arbitraire monsterscore (b.v. het rangnummer van het monster in een reeks) toegekend. Vervolgens wordt voor elke soort een soortscore berekend door het gewogen middelen van de monsterscores. De wegingsfactor is de fractie van het aantal individuen van de betreffende soort in het monster van het totaal aantal individuen van die soort over alle monsters. Uit deze soortscores worden nieuwe monsterscores berekend door het gewogen middelen van de soortscores. De wegingsfactor is in dit geval de fractie individuen van de betreffende soort van het totaal aantal individuen in dat monster. Op deze monsterscores wordt een multiple regressie met de ingevoerde milieuv variabelen uitgevoerd (in het geval van beperkte of directe gradiëntanalyse). De nieuwe monsterscores zijn de 'gefitte' waarden. Hierna wordt de cyclus herhaald tot de soort- en monsterscores convergeren naar een uiteindelijke oplossing, die onafhankelijk is

van de vooraf gekozen arbitraire monsterscores [9]. De monster- en soortscores zijn nu langs de eerste ordinatie-as gerangschikt. De beperkte gradiëntanalyse is in dit onderzoek voor de makrofauna-gegevens toegepast met behulp van het computerprogramma CANOCO (CANONical Community Ordination, [19]). De nadruk van de analyse lag op het belang van de zuurstofvariabele als verklarende factor van de soortensamenstelling van de verschillende monsters. Daarnaast zijn enkele andere variabelen, die ook van belang geacht werden, in de analyse meegenomen, zoals de tijd van het jaar waarin bemonsterd is, de kolonisatietijd van het kunstmatig substraat en de afstand van het kunstmatig substraat tot de bodem.

CANOCO maakt ook het gebruik van covariabelen mogelijk. Dit zijn (milieu)variabelen, waarvan het effect bekend is of op het betreffende moment niet interessant is. In de correspondentie-analyse wordt dan eerst voor het effect van deze variabelen gecorrigeerd, voordat de ordinatie met eventueel andere milieuvariabelen wordt uitgevoerd. Een maat voor de betekenis van de ordinatie-assen is de eigenwaarde van elke as. Deze ligt tussen 0 en 1, waarbij 1 de beste ordinatie weergeeft. De eigenwaarde is een maat voor de spreiding van de soortscores op de ordinatie-as. Hoe groter de eigenwaarde, des te beter zijn de responscurven van de soorten gescheiden en is de gradiënt duidelijker aanwezig.

Wanneer de ordinatie-as een lage eigenwaarde heeft, is het niet duidelijk of deze as nog wel door de ingevoerde (milieu)variabelen verklaard wordt of door het toeval. CANOCO biedt de mogelijkheid de significantie van de eigenwaarde van de eerste ordinatie-as te toetsen door middel van een 'Monte Carlo'-permutatietoets. Een permutatie houdt in dat de bij elk monster behorende set variabelen van het betreffende monster losgekoppeld wordt en dat de sets variabelen weer 'at random' over de monsters verdeeld worden. Vervolgens wordt uit de monsters en de (nieuwe) bijbehorende variabelen een ordinatie-as geconstrueerd. Wanneer de eigenwaarde van deze as groter is dan de eigenwaarde van de ordinatie-as van de oorspronkelijke monsters en bijbehorende variabelen, dan kan het effect van de variabelen op de ordinatie niet van het toeval onderscheiden worden. Door het uitvoeren van 99 permutaties kan op het niveau van 1% onbetrouwbaarheid een uitspraak gedaan worden over de significantie van de eigenwaarde van de eerste ordinatie-as.

In § 7.2.1 wordt nader ingegaan op de interpretatie van andere door CANOCO geleverde gegevens.

gekozen opties bij de toepassing van CANOCO

Het unimodale (Gaussische) model benadert de werkelijke responscurve van een soort op een milieuvariabele waarschijnlijk beter dan een lineair model en is bij de analyses als uitgangspunt gekozen.

Er is in de analyse gerekend met werkelijke (dus niet-getransformeerde) abundanties, omdat de bemonstering op een goed gedefinieerde en gestandaardiseerde wijze heeft plaatsgevonden, namelijk door een aantal kunstmatig-substraatmandjes te bemonsteren. Soorten met zeer grote aantallen individuen in een monster wegen dus even zwaar als soorten met kleinere aantallen.

Wel zijn soorten die zeer weinig in het totale gegevensbestand voorkomen lager gewaardeerd ('downweighting of rare species'), omdat deze soorten de analyse sterk nadelig kunnen beïnvloeden, terwijl de ecologische betekenis van de soorten gering is [19].

4.4 Onderzoekslukaties

4.4.1 type 'genormaliseerde beek'

Binnen dit watertype werden drie wateren geselecteerd waarvan uit ander onderzoek bekend was dat de biologische waterkwaliteit goed was (minimaal 'basiskwaliteit'), namelijk de Grootte Beerze, de Kleine Aa en de Hollandse Graven [18]. De beken werden zo gekozen dat ze de variatie binnen het watertype 'genormaliseerde beek' op basis van drie stroomsnelheidspatronen weerspiegelden. In elke beek werd op drie lokaties gemeten. De lokaties hebben een drieletterige code gekregen: de eerste twee letters voor de beek (Grootte Beerze=BZ; Kleine Aa=KA; Hollandse Graven = HG) en de derde, gescheiden door een streepje -, voor de in stroomafwaartse richting liggende lokaties (A,B of C). De kenmerken van de lokaties in de genormaliseerde beken zijn in bijlage 7 opgenomen.

Een korte karakteristiek van de beken:

Grootte Beerze (waterschap De Dommel, Noord-Brabant): in de winter is de afvoer en stroomsnelheid hoog; buiten de winterperiode is de snelheid overwegend laag. Er is een stroomafwaartse (van BZ-A naar BZ-C) vervuilingssgradiënt aanwezig ten gevolge van een effluentlozing 1 kilometer bovenstrooms van BZ-A. De afstand tussen BZ-A en BZ-B is 3,0 km en tussen BZ-B en BZ-C 1,2 km. De vegetatie komt op de lokaties pleksgewijze over de hele breedte van de beek voor en bestaat voornamelijk uit Elodea nuttallii, Glyceria fluitans, Glyceria maxima, Potamogeton natans en Luronium natans.

Kleine Aa of Dommeltje (waterschap De Dommel, Noord-Brabant): gedurende het jaar een overwegend hoge afvoer en stroomsnelheid; in de zomer afname van de snelheid. Er is geen verschil in beïnvloeding van de waterkwaliteit tussen de drie lokaties. KA-A en KA-B liggen 0,6 km van elkaar en KA-B en KA-C 0,5 km. Vegetatie komt (in geringe dichtheid) voornamelijk dicht aan de oevers voor.

Hollandse Graven (waterschap Regge en Dinkel, Twente): gedurende het hele jaar overwegend lage afvoer en stroomsnelheid; in de zomer snelheid nihil; in de winter korte piekperiode van toenemende stroomsnelheid. HG-A is beschaduwd, HG-B en HG-C zijn niet-beschaduwd en verschillen in afstand tot een stuw en in vegetatie. De afstand tussen HG-A en HG-B is 0,5 km en tussen HG-B en HG-C 1,0 km. Op HG-A is Elodea nuttallii dominant, op HG-B Nuphar lutea en E.nuttallii, en op HG-C N.lutea.

De Grootte Beerze en de Kleine Aa zijn opgenomen in het routinematig waterkwaliteitsonderzoek van de GTD Oost-Brabant; de Hollandse Graven in het onderzoek van het waterschap Regge en Dinkel.

4.4.2 type 'sloot'

In het watertype 'sloot' is gezocht naar wateren, die aan de biologisch geformuleerde basiskwaliteit voldeden. Het type 'sloot' is echter ondervertegenwoordigd in routinematig onderzoek van de waterkwaliteitsbeheerders, zodat de keuze van de wateren meer op globale indrukken van de betrokken beheerders afgestemd is dan op concrete meetgegevens. De eerste sloot, bij Ewijk, werd op basis van monde-

linge informatie gekozen. Deze sloot is niet in een meetprogramma van een waterkwaliteitsbeheerder opgenomen.

De twee gekozen Zuidhollandse sloten zijn opgenomen in een projectmatig onderzoek 'Kleine wateren' van de Zuid- en Noordhollandse waterbeheerders. In het kader van dat project zijn deze sloten twaalf maal per jaar chemisch bemonsterd.

De codes voor de lokaties zijn voor de sloot bij Ewijk: EW-A, EW-B en EW-C; voor de sloot bij Ouderkerk aan de IJssel: OU-A en OU-B en voor de sloot in polder Stein: PS-A en PS-B. De kenmerken van de lokaties in de sloten staan in bijlage 7. Hieronder volgt een korte karakteristiek.

Ewijk (zuiveringsschap Rivierenland, Gelderland): dit is een doorgaande, afwaterende sloot in het komkleigebied tussen de Maas en de Waal. Het gebied, met voornamelijk veeteelt, kan gevoed worden met water uit de Maas. De sloot heeft een opmerkelijke soortenrijkdom qua makrofyten en zeer helder water. Dominante soorten zijn Sagittaria sagittifolia en Elodea nuttallii. Verder werden o.a. aangetroffen: Potamogeton perfoliatus, P. acutifolius, Ceratophyllum demersum, Lemna minor, Alisma plantago-aquatica, Ranunculus aquatilis en Sparganium erectum. De drie lokaties liggen resp. 100 en 300 m van elkaar. EW-A is een groot deel van de dag beschaduwd.

Ouderkerk (zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, Zuid-Holland): deze veensloot ligt in het weidegebied van de Krimpenerwaard bij Ouderkerk aan de IJssel in de polder Kromme Geer en Zijde. De sloot werd eind 1985 uitgebaggerd en is tamelijk diep voor een veensloot (in het midden tot circa 1,5 m). Deze sloot is in een projectmatig meetprogramma van het zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden opgenomen [1]. OU-A en OU-B liggen 150 m uit elkaar. Er is een duidelijke opeenvolging van vegetatietypen gedurende het jaar in de sloot waargenomen. Half mei bleek de bodem geheel bedekt te zijn met een deken van draadwieren. Aan de randen van het wateroppervlak kwamen verschillende kroossoorten en flap voor. Midden juli was de sloot geheel met een krooslaag en flap bedekt. Begin september was alle flap verdwenen en werd Azolla pleksgewijze waargenomen. Tot de laatste meting in november was de sloot met een dikke laag Azolla filiculoides bedekt. Eronder was nog Ceratophyllum demersum aanwezig en pleksgewijze Stratiotes aloides.

Polder Stein (hoogheemraadschap van Rijnland, Zuid-Holland): dit is een matig diepe (tot 60 cm) veensloot in de polder Stein bij Gouda. De sloot wordt gevoed door regenwater en kwel. De sloot is in het bemonsteringsprogramma van het hoogheemraadschap van Rijnland opgenomen. De lokaties PS-A en PS-B liggen 100 m uit elkaar. De aanwezige vegetatie bestond voornamelijk uit Ceratophyllum demersum en Elodea nuttallii. Tot in september werden er ook flap en enkele kroossoorten aangetroffen.

De sloot bij Ewijk werd in 1986 bemonsterd, de beide sloten in Zuid-Holland in 1987.

4.4.3 type 'plas'

In dit type werden de Hollands en Stichts Ankeveense Plassen gekozen. Deze ondiepe (tot 2 m) veenplassen liggen naast elkaar en worden slechts gescheiden door een kade, maar hebben als gevolg van verschillend ingelaten water en van andere hydrologische omstandigheden (kwel) een verschillende waterkwaliteit rond de basiskwaliteit (resp. klasse

IV A (matig) en klasse III A (goed) in een 'ecologisch gerichte beoordeling voor grote wateren' gebaseerd op het systeem van Caspers en Karbe [27]). Per plas werd vanaf vlonders op twee lokaties zuurstof gemeten en makrofauna bemonsterd. Per plas werd één meetopstelling in de makrofytenvegetatie geplaatst en één in het open water. De codes van de lokaties zijn in de Hollands Ankeveense plas HAP-A en HAP-B en in de Stichts Ankeveense plas SAP-A en SAP-B. De plassen worden door het zuiveringschap Amstel- en Gooiland frequent bemonsterd. De kenmerken van de lokaties in de plassen staan in bijlage 7.

Een korte karakteristiek van de plassen:

Hollands Ankeveense Plas (zuiveringschap Amstel- en Gooiland, Noord-Holland): deze plas wordt door kwelwater gevoed en bij watertekort ook door voedselrijk suppletiewater uit de 's-Gravelandse vaart, waarop effluentlozingen van rioolwaterzuiveringsinrichtingen plaatsvonden. De lozingen zijn inmiddels opgeheven.

De plas wordt gedurende het hele jaar gedomineerd door blauwalgen van het geslacht Oscillatoria. Makrofyten komen voornamelijk voor langs de oevers en in de petgaten. De lokatie HAP-A is in een veld van Nuphar lutea geplaatst in een breed petgat, dat direct aan het open water van de plas grenst. HAP-B ligt aan de beschoeving van een vrijwel weggeslagen leg-akker, die zich tot in het open water van de plas uitstrekt.

Stichts Ankeveense Plas (zuiveringschap Amstel- en Gooiland, Noord-Holland): deze plas wordt bij watertekort gevoed met water van goede kwaliteit uit de Spiegel- en Blijkpolderplas. Deze plas wordt gedomineerd door diverse blauw- en groenaigsoorten en de aanwezigheid van goud- en sieraalgen.

Het veld van Potamogeton lucens, dat in sommige jaren bijna de hele plas bestrijkt, kwam in 1987 nauwelijks tot ontwikkeling. Het geplande onderscheid tussen de lokatie in de makrofytenvegetatie (SAP-A) en de lokatie in het open water (SAP-B) is daardoor vervallen. De lokaties verschillen daardoor maar weinig van elkaar.

5.1 Algemeen

Het verrichten van de zuurstofmetingen in de verschillende watertypen heeft geresulteerd in een groot aantal gegevens. Het originele gegevensbestand met alle gemeten zuurstofwaarden is in dit rapport niet opgenomen.

Gezien het grote aantal waarnemingen is er ook niet voor gekozen alle waarnemingen als dagcurves te presenteren. De uitwerking van de gegevens legt de nadruk op de statistische verwerking en de beantwoording van de vragen die in de inleiding van dit rapport aan de orde zijn gekomen. In een enkel geval is er voor gekozen een illustratieve curve op te nemen. In dit hoofdstuk wordt een aantal ANOVA's besproken dat betrekking heeft op de invloed van een vijftal onafhankelijke variabelen op een drietal afhankelijke variabelen, te weten de maximale O_2 -concentratie (max), de minimale O_2 -concentratie (min) en de 10-percentiel- O_2 -concentratie (10-pct) van een meetreeks.

In tabel 2 is de betekenis van de onafhankelijke variabelen samengevat en wordt tevens een overzicht gegeven van de verschillende gehanteerde klassen voor deze onafhankelijke variabelen.

Wellicht dient de onafhankelijke variabele 'dagdeel' nog enige toelichting. De waterkwaliteitsbeheerders zullen in het algemeen een bemonsteringsschema hanteren, waarbij de lokaties overdag bezocht worden. Gezien de te verwachten dag-nachtritmie in de O_2 -concentratie kan men zich de vraag stellen of de aldus geconstateerde O_2 -concentraties en de voor de normering belangrijke O_2 -minima, wel een goede afspiegeling zijn van wat er zich feitelijk aan O_2 -concentraties voordoet. Om deze vraag te kunnen beantwoorden zijn de drie genoemde O_2 -variabelen (min, max en 10-pct van elke meetreeks) op twee manieren bepaald; enerzijds van elke volledige O_2 -meetreeks (alle waarnemingen tussen 0 en 24 uur) en anderzijds van een gedeelte van elke meetreeks (alleen waarnemingen tussen 8 en 17 uur). Deze opdeling wordt weerspiegeld door de twee klassen van de onafhankelijke variabele 'dagdeel'. Dit maakt het mogelijk de hierboven gestelde vraag te beantwoorden.

Waar in dit rapport gesproken wordt over de O_2 -norm, is voor de in dit onderzoek onderzochte watertypen de volgende normstelling voor de O_2 -concentratie van toepassing:

- ≥ 3 mg/l voor sloten
- ≥ 4 mg/l voor genormaliseerde beken
- ≥ 5 mg/l voor plassen.

De O_2 -norm voor de (fysisch-chemisch gedefinieerde) basiskwaliteit is oorspronkelijk in het IMP-Water 1985-1989 aangegeven als een absolute norm van 5 mg O_2 /l, die door één waarneming (bij 12 waarnemingen per jaar) overschreden mag worden [25]. Sinds augustus 1987 is deze norm naar aanleiding van een concept CUWVO-nota gewijzigd in de bovengenoemde, naar watertype gedifferentieerde normstelling [26,3].

Ook bij deze normstelling mag bij maandelijkse bemonstering één waarneming de norm overschrijden. Zoals in § 4.3.1 is toegelicht, is in dit onderzoek gekozen voor een soortgelijke benadering, waarbij echter is gekozen voor het 10-percentiel (één uitzondering per tien waarnemingen in tegenstelling tot één uitzondering per twaalf waarnemingen).

onafhankelijke variabele	klasse*	betekenis	
<u>watertype</u>	1	genormaliseerde beek	
	2	sloot	
	3	plas	
<u>water</u>	'genorm.beek':	1	Groote Beerze
		2	Hollandse Graven
		3	Kleine Aa
	'sloot':	1	Ewijk
		2	Polder Stein
		3	Ouderkerk
	'plas':	1	Hollands Ankeveense Plas
		2	Stichts Ankeveense Plas
<u>periode**</u>	1	apr/mei	
	2	juni	
	3	juli/aug	
	4	sep	
	5	okt/nov	
<u>diepte***</u>	1	vlak onder wateroppervlak	
	2	↓	
	3	↓	
	4	vlak boven bodem	
<u>dagdeel</u>	1	0 - 24 uur ('etmaal')	
	2	8 - 17 uur ('overdag')	

Tabel 2. Overzicht van de onafhankelijke variabelen en de betekenis van de verschillende klassen voor iedere onafhankelijke variabele.

* het begrip klasse is in § 4.3.3 toegelicht.

** de exacte perioden per lokatie staan in bijlage 1.

*** de exacte diepten per lokatie staan in bijlage 8.

5.2 Type 'genormaliseerde beek'

5.2.1 temporele en ruimtelijke variatie

basisgegevens

Een samenvatting van de basisgegevens met betrekking tot dit watertype wordt in tabel 3 gegeven. In deze tabel zijn voor de verschillende wateren, lokaties en meetperioden de minimum- en de maximum-O₂-concentratie, benevens het 10-percentiel-O₂ van iedere meetreeks samengevat. De gegevens in deze tabel tonen dat er aanzienlijke fluctuaties in de O₂-concentratie optreden. De verschillen tussen de maximale en de minimale O₂-concentraties tijdens een meetreeks zijn aanzienlijk. Ter illustratie van de dagelijkse fluctuaties die kunnen optreden wordt verwezen naar figuur 7.

	min. 10-pct. max.	min. 10-pct. max.	min. 10-pct. max.	min. 10-pct. max.	min. 10-pct. max.
BZ-A	16 mei	19-22 jun	31 jul- 3 aug	11-14 sep	8-9 nov
d	4,5 4,5 5,5	4,5 5,3 13,1		6,8 8,0 10,6	3,8 3,9 4,4
c	3,9 4,3 5,3		4,9 5,6 9,5		
b		4,8 5,6 12,0	2,2 3,2 9,9	6,2 7,1 9,2	3,5 3,6 4,0
a	3,2 3,3 4,3	3,7 4,4 12,2	1,7 1,9 4,6	6,8 8,3 10,6	
BZ-B	16-19 mei	19-22 jun	31 jul- 3 aug	10 sep	7-8 nov
d	7,7 8,3 11,5	6,6 7,3 8,9		9,1 9,3 9,9	8,9 9,6 10,8
c	6,8 7,4 9,5	6,4 7,3 9,0	7,3 8,2 11,9	7,7 7,8 8,5	7,6 7,9 10,1
b	7,3 7,5 10,5	5,4 6,5 8,1	7,5 8,6 17,3	8,0 8,1 8,9	
a	2,5 3,1 10,0			7,5 8,1 9,4	2,3 2,4 10,0
BZ-C	16-19 mei	19-22 jun	31 jul- 3 aug	12-14 sep	
d	7,2 8,0 13,4	5,9 6,7 12,2	5,8 6,5 8,3	10,5 11,5 16,6	
c		3,8 4,2 11,4	6,8 3,4 12,6	9,8 11,0 14,4	
b	7,8 8,5 17,5	4,2 5,0 13,3		7,1 11,9 16,5	
a	8,1 9,3 20,1	3,8 4,2 7,9	9,1 9,5 15,9	9,3 11,0 15,8	
HG-A		27-29 jun	7-10 aug	18-21 sep	
d		3,6 4,7 11,6	4,4 5,9 9,6	7,1 7,6 16,1	
c		2,5 3,0 7,5	3,6 3,9 8,3	7,7 8,6 21,3	
b				6,7 7,4 20,1	
a		4,5 4,8 10,4	4,5 5,1 8,1	6,1 6,7 13,4	
HG-B	23-26 mei	28-30 jun		18-21 sep	30 okt- 1 nov
d		0,3 0,6 7,9		4,5 5,6 12,6	4,6 5,5 10,2
c		1,1 1,4 3,8		2,1 2,4 12,5	4,5 5,4 11,3
b	3,9 4,4 9,4	0,1 0,4 3,5		3,3 4,1 10,6	6,2 7,1 13,3
a	4,3 4,8 8,8	1,2 1,4 3,6		5,1 5,6 8,6	6,1 6,9 12,0
HG-C			8-9 aug	18-21 sep	30 okt- 2 nov
d				3,2 4,6 13,9	
c			2,6 2,8 8,0	4,9 5,5 7,9	4,4 5,4 11,0
b			1,9 2,1 4,7	5,2 5,6 7,6	
a			0,4 0,6 4,8	5,7 6,3 9,5	2,9 4,4 7,5
KA-A	7-10 mei	12-15 jun	24-27 jul	4-7 sep	16 okt
d	7,2 8,1 10,9	5,5 6,3 8,7		8,7 9,2 11,2	7,2 7,5 9,0
c			7,3 7,9 13,0		
b		5,4 6,1 9,0	7,2 7,5 13,7	7,8 8,3 11,4	6,9 6,9 8,1
a	7,1 7,8 11,1			8,4 8,7 10,3	4,7 4,7 5,2
KA-B	8-10 mei	12-15 jun	23 jul	4-7 sep	16-17 okt
d		7,1 7,5 10,2	6,2 6,5 7,2	8,0 8,6 10,9	8,8 8,3 10,6
c		8,1 8,8 11,2	6,4 6,6 7,6	8,0 8,4 11,6	
b	10,9 11,0 13,8	8,0 8,3 10,9	6,7 7,1 7,9		
a	10,4 10,6 13,8			7,1 8,1 10,5	7,6 8,9 9,1
KA-C	7-11 mei	12-15 jun	24-27 jul	4-8 sep	15-16 okt
d	7,3 8,0 11,5		6,0 7,1 13,0	9,8 10,1 12,4	7,6 7,8 10,4
c	7,5 8,2 11,7		7,6 8,1 14,1	9,3 10,1 13,6	8,3 8,6 12,0
b	7,0 7,6 10,5	6,7 7,4 12,4	6,3 6,7 11,9		
a	4,6 4,9 7,8	7,1 8,0 12,1	7,7 8,1 11,5	8,2 9,0 12,8	8,2 8,6 11,3

Tabel 3. Minimum-, 10-percentiel- en maximum-O₂-concentraties (mg/l) van de beeklokaties op vier diepten* (meetjaar 1986).

* a = bodem; d = oppervlak (zie bijlage 8).

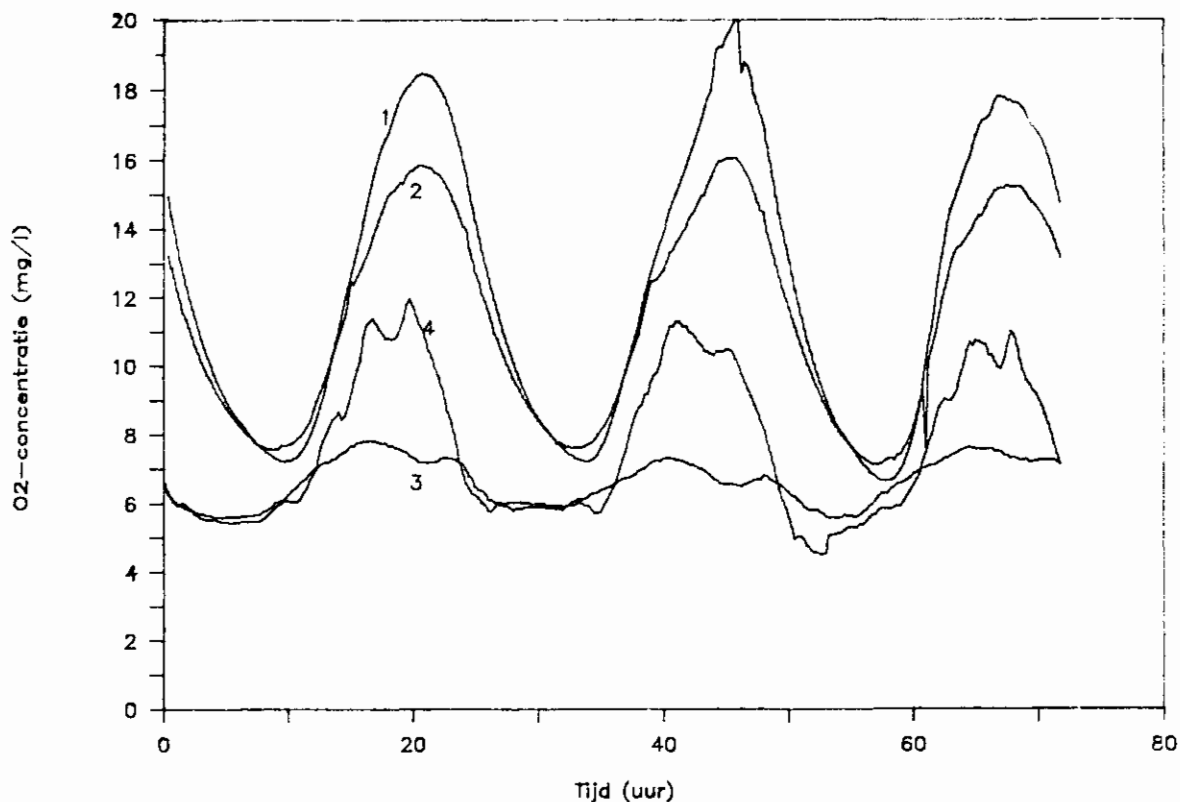


Fig. 7. Het verloop van de O_2 -concentratie op 19, 20 en 21 sept. 1986 op twee diepten op de lokaties HG-A en HG-B.

1 = HG-A, 40 cm onder water; 2 = HG-A, 10 cm onder water
 3 = HG-B, 40 cm onder water; 4 = HG-B, 40 cm onder water.

Per etmaal zijn fluctuaties van 12 mg O_2 /l blijkbaar niet uitgesloten. De vraag kan gesteld worden of dit soort fluctuaties over het gehele jaar gezien hetzelfde zijn en wellicht verschillen voor de verschillende dieptes en hoe groot deze variatie gemiddeld gezien is.

variantie-analyses

Tabel 4 geeft de resultaten van de ANOVA's die betrekking hebben op de invloed van een tweetal onafhankelijke variabelen ('periode' en 'diepte') op de maximale O_2 -variatie (absoluut maximum- O_2 minus absoluut minimum- O_2) die per watertype en per meetperiode werd waargenomen. Een toelichting op de opbouw van tabel 4 is reeds in § 4.3.3 gepresenteerd.

Voor het watertype 'genormaliseerde beek' is de periode waarin gemeten is duidelijk van invloed op deze variatie. De diepte is in geen enkel watertype van invloed (n.s. achter de variabele 'diepte' in tabel 4).

In figuur 8 is de frequentieverdeling van de grootte van de zuurstofvariatie als percentage van het totaal aantal meetreeksen uitgezet. Over een periode van enkele dagen (= de duur van de gemiddelde meetreeks) is de variatie in de O_2 -concentratie nogal aanzienlijk (zoals figuur 7 ook reeds illustreerde).

In meer dan 50 % van de gevallen bedraagt de variatie meer dan 4 mg/l, in bijna 20 % van de gevallen zelfs meer dan 7 mg/l. Er kan dan ook gesteld worden dat de temporele variatie aanzienlijk is, en bovendien ook nog verschillen vertoont tussen sommige meetperioden.

gegevens bestand	onafhan. variabele	afhan.var.: O ₂ -variatie	R ² (%)	P _{model}	LS Means
beken	Periode(P)	0,015	19,3	n.s.	P n.s.
	Diepte (D)	n.s.			D n.s.
	P x D	n.s.			-
sloten	Periode	0,040	23,4	n.s.	P n.s.
	Diepte	n.s.			D n.s.
	P x D	n.s.			-
plassen	Periode	0,0001	55,4	0,001	P 1-4 2-4 1-5 2-5
	Diepte	n.s.			D n.s.
	P x D	n.s.			-

Tabel 4. Resultaten van de ANOVA's met de O₂-variatie als afhankelijke variabele en de periode en diepte als onafhankelijke variabelen voor de drie watertypen (toelichting zie § 4.3.3 ; n.s. = niet significant).

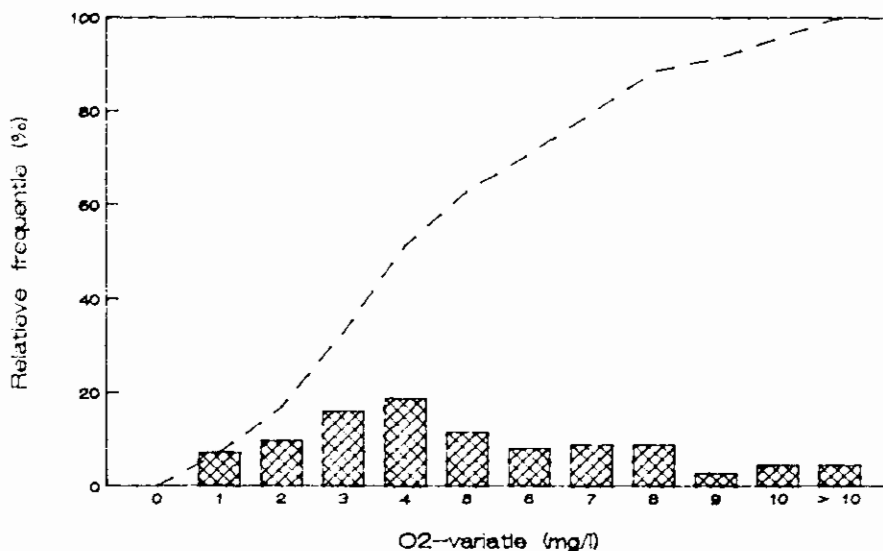


Fig. 8. Procentuele verdeling* van het verschil tussen de maximum- en minimum-O₂-concentratie (mg/l) over klassen van 1 mg/l van de meetreeksen (type 'genormaliseerde beek'; meetjaar 1986).

* de staven in de figuur geven de absolute percentages weer; de onderbroken lijn het gecumuleerde percentage.

In tabel 5 is een samenvatting gegeven van de resultaten uit de ANOVA's in zoverre zij betrekking hebben op de in tabel 2 opgesomde onafhankelijke variabelen en de maximum- en minimum-O₂-concentratie en het 10-percentiel-O₂.

Voor wat betreft het O₂-maximum kan uit tabel 5 afgelezen worden dat

de periode in het jaar en het water het meeste van invloed zijn (bijna 38 % van de variantie wordt verklaard; kolom (1)).

Uit de kolom 'LS Means' is af te lezen (subkolom 1) welke perioden precies verschillen. De combinaties van getallen (bijvoorbeeld 1-3) verwijzen naar de klassen van de onafhankelijke variabelen die in tabel 2 genoemd zijn.

onafh. variab.	afhankelijke variabelen						LS Means		
	(1)		(2)		(3)		max (1)	min (2)	10-pct (3)
	max	R ² (%) P _m	min	R ² (%) P _m	10-pct	R ² (%) P _m			
Periode	0,04		0,003		0,003		P 2-4	2-4	2-4
Diepte	n.s.	18,6 n.s.	n.s.	21,5 n.s.	n.s.	21,3 n.s.	D n.s.	n.s.	n.s.
P x D	n.s.		n.s.		n.s.				
Periode	0,001		0,001		0,001		P 2-4 4-5 3-4	1-2 2-5 1-4 4-5	1-2 4-5 1-4 2-4
Water	0,001	37,9 0,0001	0,001	68,7 0,0001	0,001	82,1 0,0001	W 1-2 2-3	1-2 2-3 1-3	1-2 2-3
P x W	0,001		0,002		0,001				
Diepte	n.s.		n.s.		n.s.		D n.s.	n.s.	n.s.
Water	0,04	9,3 0,02	0,001	45,4 0,0001	0,001	41,0 0,0001	W n.s.	1-2 2-5 1-3	1-2 1-3 2-3
D x W	n.s.		n.s.		n.s.				
Dagdeel	n.s.		n.s.		n.s.		D n.s.	n.s.	n.s.
Periode	0,0002	10,1 0,004	0,0001	15,7 0,0001	0,0001	10,1 0,004	P 2-4 4-5	1-2 2-5 2-4 3-4	2-4 3-4
D x P	n.s.		n.s.		n.s.				
Dagdeel	n.s.		n.s.		n.s.		D n.s.	n.s.	n.s.
Diepte	n.s.	1,5 n.s.	n.s.	1,7 n.s.	n.s.	1,8 n.s.	D n.s.	n.s.	n.s.
D x D	n.s.		n.s.		n.s.				
Dagdeel	n.s.		n.s.		n.s.		D n.s.	n.s.	n.s.
Water	0,02	4,7 0,04	0,0001	40,8 0,0001	0,0001	37,5 0,0001	W n.s.	1-2 1-3 2-3	1-2 1-3 2-3
D x W	n.s.		n.s.		n.s.				

Tabel 5. Resultaten ANOVA's met de afhankelijke variabelen O_2 -maximum, O_2 -minimum en 10-percentiel- O_2 en combinaties van vier onafhankelijke variabelen (type 'genormaliseerde beek').
(toelichting zie § 4.3.3; n.s. = niet significant)

De variabele 'Dagdeel' is in de drie combinaties met de andere onafhankelijke variabelen niet significant van invloed op het O_2 -maximum (kolom (1)). De temporele variatie die zich binnen een etmaal afspeelt, is blijkbaar dusdanig van ritmiek, dat er geen verschillen in O_2 -maximum tussen de twee onderscheiden dagdelen zijn aan te tonen. Opvallend is dat de diepte niet van invloed is op de bereikte maximum- O_2 -concentratie.

Ten aanzien van het O_2 -maximum dat in een beek tijdens een meetperiode

bereikt wordt, kan dan ook geconcludeerd worden dat er een duidelijke ruimtelijke variatie is, doch dat deze beperkt is tot verschillen tussen beken en binnen een beek over de verticaal ontbreekt. Temporele variatie die betrekking heeft op verschillende perioden in het jaar is ook aan te tonen, zonder dat er overigens een bepaalde systematiek in is aan te geven.

De resultaten die betrekking hebben op het O_2 -minimum van een meetreeks vertonen ongeveer eenzelfde beeld als hierboven is aangegeven voor het bereikte O_2 -maximum. Uit de gegevens blijkt echter wel, dat de bestaande verschillen blijkbaar meer uitgesproken zijn, omdat in het algemeen in de ANOVA's de R^2 groter is en de verschillen tussen de verschillende klassen binnen een onafhankelijke variabele meer op de voorgrond treden (kolom 'LS Means', subkolom 2). Als illustratie hiervoor kan het grote aantal perioden dienen dat onderling van elkaar verschilt in het O_2 -minimum. Het feit dat alle beken onderling verschillen in minimum- O_2 -concentratie benadrukt dit ook.

De resultaten voor het 10-percentiel- O_2 en het O_2 -minimum zijn praktisch identiek. Het percentage verklaarde variantie in het model met de onafhankelijke variabelen 'water' en 'periode' is hier zelfs 82 %. In aanvulling op de hierboven getrokken conclusies voor de ruimtelijke en temporele variatie kan men stellen dat de effecten van de onafhankelijke variabelen het meest uitgesproken zijn voor het 10-percentiel- O_2 . Blijkbaar is het 10-percentiel- O_2 in dit opzicht een effectief discriminerende variabele en dus tamelijk specifiek voor een bepaalde toestand waarin het milieu zich bevindt.

5.2.2 ijking van puntmetingen op het 10-percentiel- O_2

Omdat deze variabele ook bij de zuurstofnormstelling gebruikt wordt, is bestudeerd in hoeverre het mogelijk is door middel van een puntmeting inzicht te verkrijgen in het te verwachten 10-percentiel- O_2 . Nu is het praktisch onmogelijk een willekeurige puntmeting zinvol te ijken op het 10-percentiel- O_2 . Daarom is bestudeerd of het mogelijk is de minimum- en/of maximum- O_2 -concentraties uit een bepaalde periode te gebruiken om het 10-percentiel- O_2 te voorspellen met behulp van lineaire regressietechnieken. Daarbij is er van uitgegaan dat het O_2 -minimum en O_2 -maximum ieder als puntmeting zijn te beschouwen. Dit houdt in dat we moeten aannemen, dat er een tamelijk korte, duidelijk te definiëren tijdspanne is op een dag waarbinnen het O_2 -minimum (of O_2 -maximum) in het algemeen bereikt wordt.

In figuur 9 is aangegeven hoe de tijdstippen waarop de O_2 -maxima van de meetreeksen bereikt werden, over de dag is verdeeld. We zien in deze figuur, dat het O_2 -maximum in ongeveer 45 % van de gevallen tussen 15 uur en 18 uur valt. Deze verdeling wijkt in essentie niet veel af van de verdeling die betrekking heeft op het totale gegevensbestand. Van de verdeling van de totale set is dan ook geen figuur opgenomen. De minimum- O_2 -concentratie wordt in de meeste gevallen tussen 5 en 8 uur bereikt (figuur 10). Ook hier zijn er geen grote verschillen met de andere watertypen aan te geven.

In tabel 6 zijn de resultaten van het onderzoek naar de wiskundige verbanden tussen de minimum- en maximum- O_2 -concentraties van de meetreeksen en het 10-percentiel- O_2 samengevat. Tevens is een ijking van de minimum- op de maximum- O_2 -concentratie uitgevoerd. De ijkings zijn uitgevoerd voor vier verschillende gegevensbestanden; voor het totale

gegevensbestand met de gegevens van alle beken te zamen en separaat voor de drie beken.

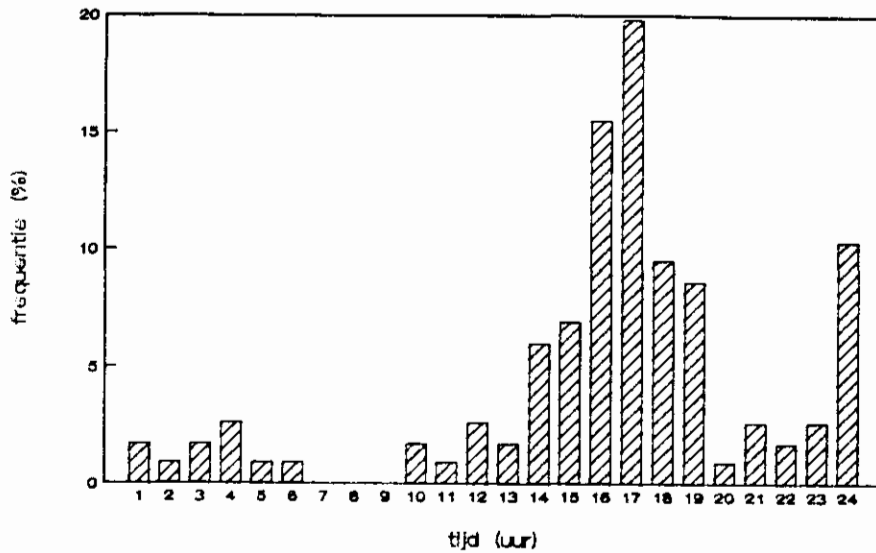


Fig. 9. Frequentieverdeling van het tijdstip van waarneming van de O₂-maxima van de meetreeksen (type 'genormaliseerde beek').

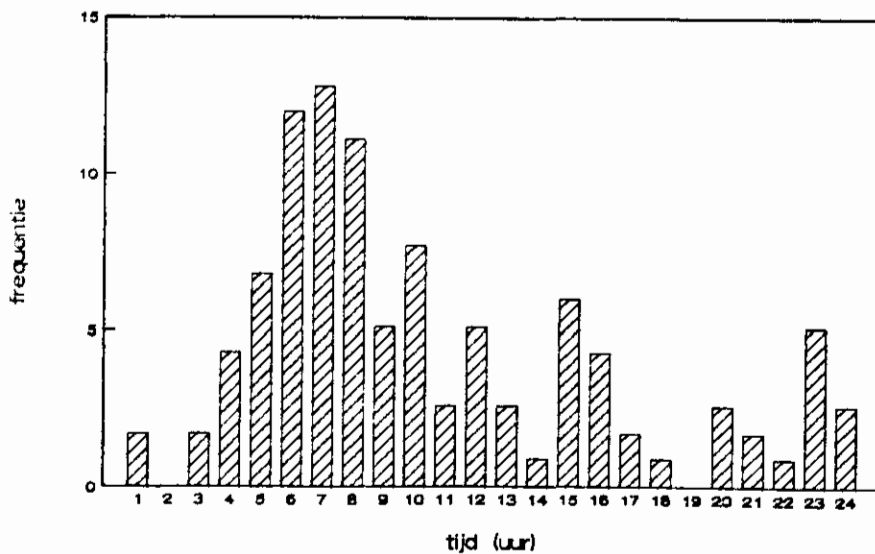


Fig. 10. Frequentieverdeling van het tijdstip van waarneming van de O₂-minima van de meetreeksen (type 'genormaliseerde beek').

De laatste twee kolommen van deze tabel verdienen enige toelichting. In de voorlaatste kolom zijn de minimum-O₂-concentraties weergegeven die op basis van de berekende regressievergelijking en de zuurstofnorm voor beken (10-percentiel van 4 mg/l) getolereerd mogen worden. Dit betekent dat de op het juiste moment (dit is het moment waarop we vol-

gens figuur 10 het O_2 -minimum mogen verwachten) uitgevoerde puntmeting een zuurstofgehalte moet opleveren gelijk aan of hoger dan 3,9 mg/l.

gegeven bestand	onafh. variab.	afhank. variab.	$R^2(\%)$	P_m	regressievergelijking	n	10-pct = norm 4 mg/l	
							95 %	voorspeld
Beken	min	10-pct	94,9	<0,0001	10-pct = 0,52 + 1,02 x min	130	min 2 3,9	min _v = 3,4
	max	10-pct	42,0	<0,0001	10-pct = 1,63 + 0,46 x max	130	max 213,3	max _v = 5,2
	max	min	33,9	<0,0001	min = 1,69 + 0,40 x max	130	-	
Groote Beerze	min	10-pct	91,7	<0,0001	10-pct = 0,25 + 1,09 x min	56	min 2 4,9	min _v = 3,4
	max	10-pct	44,4	<0,0001	10-pct = 2,02 + 0,45 x max	56	max 213,1	max _v = 4,4
	max	min	33,7	<0,0001	min = 2,37 + 0,34 x max	56	-	
Holl. Graven	min	10-pct	96,5	<0,0001	10-pct = 0,38 + 1,08 x min	33	min 2 4,2	min _v = 3,4
	max	10-pct	61,2	<0,0001	10-pct = 0,51 + 0,41 x max	33	max 215,8	max _v = 6,5
	max	min	59,2	<0,0001	min = 0,25 + 0,37 x max	33	-	
Kleine Aa	min	10-pct	93,7	<0,0001	10-pct = 0,83 + 0,95 x min	41	min 2 4,1	min _v = 3,3
	max	10-pct	50,0	<0,0001	10-pct = 3,04 + 0,45 x max	41	max 2 6,6	max _v = 2,1
	max	min	41,4	<0,0001	min = 2,93 + 0,42 x max	41	-	

Tabel 6. Resultaten lineaire regressies van het 10-percentiel- O_2 en de minimum- O_2 -concentratie op het O_2 -minimum en O_2 -maximum (type 'genormaliseerde beek').

min = minimum- O_2 -concentratie van meetreeks
max = maximum- O_2 -concentratie van meetreeks
10-pct = 10-percentiel- O_2 van meetreeks
n = aantal meetreeksen
 R^2 = percentage verklaarde variantie
 P_m = 'overall' significantie van het model.

Dit is nodig, om er zeker van te zijn dat de norm (over een tijdsbestek van ongeveer een week) niet onderschreden wordt. Hierbij is dus die te tolereren minimum- O_2 -concentratie berekend, waarbij de 95 %-ondergrens van het bijbehorende 10-percentiel- O_2 de 4 mg/l niet onderschrijft. In de laatste kolom is de minimum- O_2 -concentratie aangegeven die resulteert, wanneer de norm (4 mg/l) in de regressievergelijking wordt ingevuld. Hierbij wordt dan geen rekening gehouden met een grote kans op onderschrijding van de norm. Uit een vergelijking van deze twee kolommen blijkt dan ook, dat het inbouwen van een veiligheidsgarantie (de 95 %-grens) onmiddellijk leidt tot een aanzienlijke verhoging van de te tolereren minimum- O_2 -concentratie.

Ook blijkt uit dezelfde tabel, dat de correlatie tussen het O_2 -minimum en het 10-percentiel- O_2 veel hoger is dan tussen het O_2 -maximum en het 10-percentiel- O_2 . Blijkbaar is het zo, dat het minimum en het verloop van de curve rond dit minimum (en het 10-percentiel is hier voornamelijk op gebaseerd) duidelijk met elkaar gecorreleerd zijn. Voor het O_2 -maximum en het 10-percentiel- O_2 geldt dit duidelijk veel minder. Dit wordt geïllustreerd door het feit dat de voorlaatste kolom zeer hoge maximum- O_2 -concentraties indiceert als veilige grens voor een niet norm-onderschrijdend 10-percentiel. Dit wordt veroorzaakt door

het feit dat het percentage verklaarde variantie voor de betreffende regressievergelijking ook veel lager is dan voor de regressievergelijking van het verband tussen het O_2 -minimum en het 10-percentiel- O_2 . De laatste kolom indiceert geen hoge maximum- O_2 -concentratie als minimaal maximum, hetgeen begrijpelijk is omdat bij de procedure die ten grondslag ligt aan de betreffende berekening niet de 95 %-ondergrens wordt betrokken.

Geconcludeerd kan worden dat het dus mogelijk is het 10-percentiel- O_2 af te leiden uit de minimum- O_2 -concentratie. De regressievergelijking laat zien, dat een schatting van het 10-percentiel- O_2 in feite verkregen wordt, door bij de gevonden minimum- O_2 -concentratie 0,5 mg/l op te tellen. De onbetrouwbaarheid in de relatie noopt echter tot het hanteeren van een hoger O_2 -minimum (vergelijk de twee laatste kolommen van tabel 6 met elkaar). Voor het hele gegevensbestand geldt, dat een extra veiligheidsmarge van 0,5 mg/l ingebouwd moet worden (het verschil tussen 3,4 en 3,9 mg/l). Dit betekent dus in feite dat, om zeker te zijn van een betrouwbaar 10-percentiel (een laagste schatting dus), de gemeten minimum- O_2 -concentratie zelf als schatting van het 10-percentiel- O_2 gehanteerd zou moeten worden.

5.2.3 invloed van lichtinstraling

In de verschillende wateren zijn waarnemingen verricht aan de lichtinstraling. Omdat licht een dominante factor is met betrekking tot de O_2 -productie is te verwachten dat er een duidelijke relatie zal bestaan tussen de hoeveelheid ingestraald licht en de geproduceerde hoeveelheid zuurstof. De hoeveelheid licht die het aquatisch ecosysteem bereikt, is afhankelijk van zowel de totale lengte van de dagperiode alsmede van de hoek van inval (bij lagere zonnestand een hogere reflectie aan het wateroppervlak) en de weersgesteldheid. De netto productie is uiteraard ook afhankelijk van de hoeveelheid fytoplankton, de fysiologische conditie van deze massa en de respiratie van het ecosysteem.

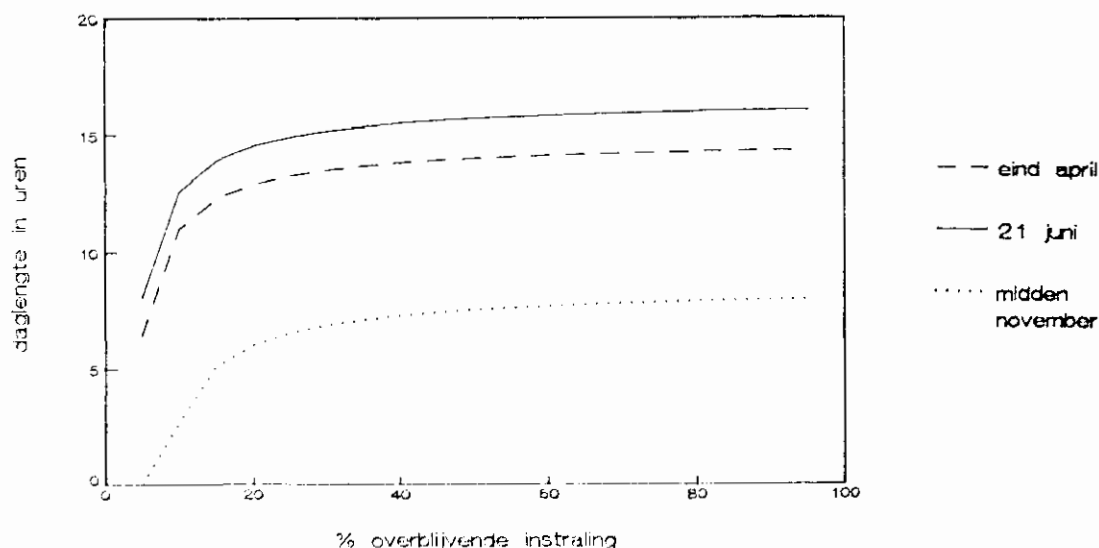


Fig. 11. Daglengte als functie van het percentage overblijvende lichtinstraling op verschillende data bij een lichtniveau van $40 \mu E/m^2 \cdot s$.

De daglengteverschillen gedurende het groeiseizoen zijn aanzienlijk. In de figuren 11 en 12 zijn de daglengtes voor eind april (eerste bemonsteringen), 21 juni (de langste dag) en midden november (laatste bemonsteringen) weergegeven, waarbij tevens is aangegeven hoe lang de dag is bij twee belangrijke lichtniveaus, $40 \mu\text{E}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ (het gemiddelde compensatiepunt voor een autotroof organisme) en $200 \mu\text{E}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ (een lichtniveau met ongeveer een gemiddeld fotosyntheseniveau voor een autotroof organisme). De hoeveelheid lichtinstraling wordt opgegeven in een bepaalde hoeveelheid fotonen (in mikroEinstein) per oppervlakte-eenheid en tijd.

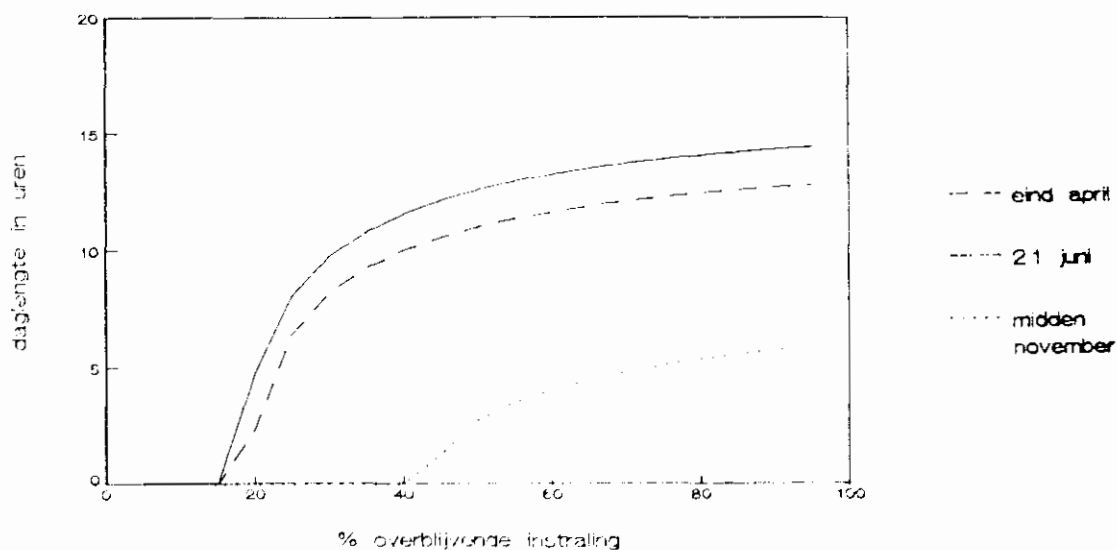


Fig. 12. Daglengte als functie van het percentage overblijvende lichtinstraling op verschillende data bij een lichtniveau van $200 \mu\text{E}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$.

Ook is in deze figuren te zien wat de invloed van een verschillende hoeveelheid lichtabsorptie is. Het is belangrijk om met een zekere mate van lichtabsorptie rekening te houden, omdat zowel aanwezige oeverbegroeiing, de troebelheid van het water, als de 'selfshading' van aquatische makro- en mikrofyten dit kan veroorzaken.

Uit deze figuren is af te leiden, dat de invloed van het natuurlijke lichtklimaat in de loop van het seizoen aanzienlijk varieert. De daglengte neemt na 21 juni gestaag af en zeker voor het gebied waar maximale fotosynthese is te verwachten (tegen de $400 \mu\text{E}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$) geldt een sterke reductie van de daglengte naarmate het seizoen vordert.

Wanneer licht een belangrijke sturende factor is voor de zuurstofproductie in de bestudeerde wateren, kan men verwachten dat deze via lineaire regressie aan te tonen is. Voor de verschillende watertypen is deze regressie ook uitgevoerd. Als afhankelijke variabele is het verschil tussen de maximum- en minimum- O_2 -concentratie over een meetperiode gebruikt, omdat deze waarde een goede maat is voor de productie. Voor de watertypen 'genormaliseerde beek' en 'plas' leverde dit slechts een R^2 op $< 1 \%$. Bovendien was de p-waarde voor het gehan-

teerde model > 5 %.

Voor het watertype 'sloot' leverde de lineaire regressie wel een positief resultaat op. De regressievergelijking luidt:

$$\text{Totale O}_2\text{-variatie} = -3,14 + 0,80 \times \text{daglengte (bij } 200 \mu\text{E/m}^2\cdot\text{s}).$$

R^2 van deze vergelijking was 19,5 % met een bijbehorende $p < 0,0001$. Het resultaat is in de vorm van een histogram in figuur 13 uitgezet. Figuur 13 is geconstrueerd op basis van een gemiddelde lichtabsorptie door bovengenoemde factoren van 20 %. Als maat voor de hoeveelheid ingestraald licht wordt de daglengte gehanteerd. In feite is dit dus een relatieve maat; voor het doel, het bestuderen van een relatie tussen de hoeveelheid licht en de mate van zuurstofproductie voldoet de gehanteerde benadering in principe.

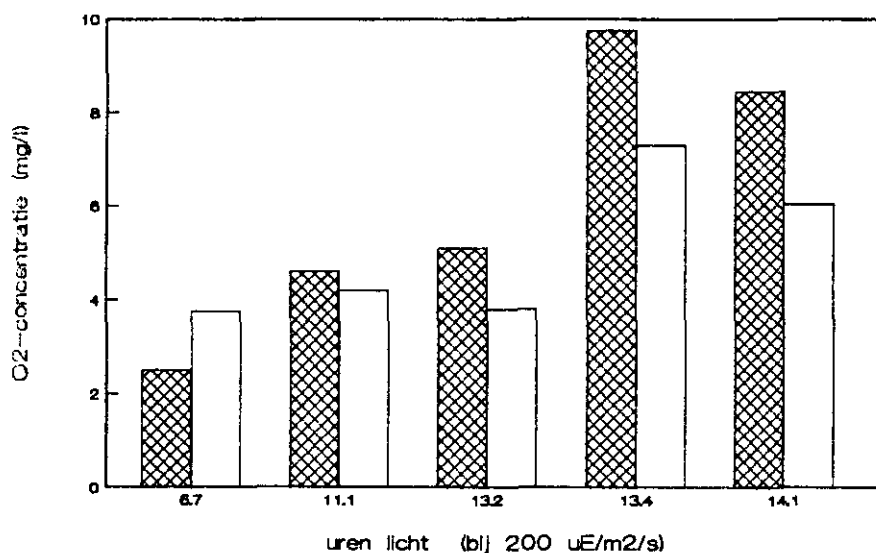


Fig. 13. O₂-variatie als functie van de daglengte bij een lichtniveau van 200 $\mu\text{E}/\text{m}^2\cdot\text{s}$ (type 'sloot'; gearceerd is de O₂-variatie; ongegarceerd is de O₂-variatie per uur licht).

In deze figuur is duidelijk te zien wat de regressievergelijking reeds indiceerde; een duidelijke toename van de zuurstofvariatie in relatie tot de daglengte, met een soort verzadiging bij de langste dagen. Het is wellicht goed in dit verband op te merken dat de in de ANOVA's gebruikte onafhankelijke variabele 'periode' deels ook betrekking heeft op de daglengte, maar op een andere wijze in de analyse is gebruikt. Deze variabele is in de betreffende analyses niet als discrete waarde ingevoerd, maar als klasse. Bovendien is de volgorde in het seizoen bepalend geweest voor de karakterisering van de 'periode', terwijl de daglengte natuurlijk gedurende die periodes eerst toeneemt, doch vervolgens afneemt. Daarom is de variabele 'periode' te zien als een variabele waarin bijvoorbeeld de jaarlijkse ontwikkeling van het biologische deel van het ecosysteem een belangrijke plaats inneemt, en niet zo zeer de daglengte. Op deze kwestie zal in hoofdstuk 8 bij de bespreking en evaluatie van de resultaten nader worden ingegaan.

5.2.4 effect van schoning

In het kader van dit onderzoek werden in de genormaliseerde beken geen extra meetreeksen uitgevoerd om alleen het effect van schoning op de O_2 -variatie te bestuderen. De schoningen vielen dus willekeurig tussen de meetreeksen. Eventuele effecten van de beheersmaatregel op de O_2 -variatie kunnen slechts afgeleid worden uit de geplande meetreeksen, en effecten kunnen dus niet los gezien worden van eventuele andere veranderingen gedurende het tijdsverloop tussen de meetreeksen, bijvoorbeeld de veranderende hoeveelheid ingestraald licht.

Schoning draagt waarschijnlijk belangrijk bij aan de temporele variatie tussen de verschillende meetperioden. Het uitvoeren van een O_2 -puntmeting tijdens een schoning stroomopwaarts kan de hoogte van het resultaat wellicht negatief beïnvloeden.

5.3 Type 'sloot'

5.3.1 temporele en ruimtelijke variatie

basisgegevens

In tabel 7 zijn voor de verschillende wateren, de lokaties en de verschillende monsterdata de basisgegevens, namelijk de minimum- en maximum- O_2 -concentratie alsmede het 10-percentiel- O_2 , voor iedere meetreeks samengevat.

In figuur 14 is een voorbeeld opgenomen van een geregistreeerde dagcurve in de sloot bij Ouderkerk. In een sloot treden aanzienlijke dagelijkse zuurstoffluctuaties op. In het gepresenteerde voorbeeld bedraagt de dagfluctuatie ongeveer 7 mg/l.

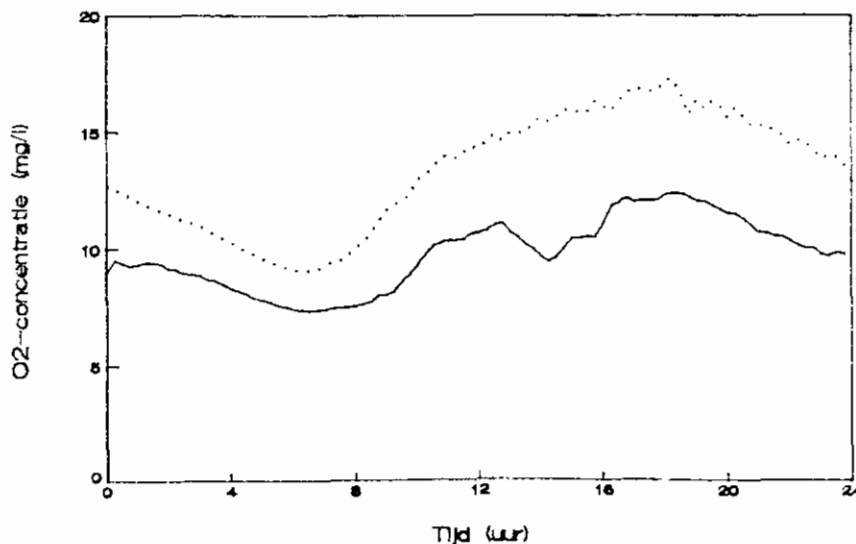


Fig. 14. Verloop van de O_2 -concentratie op 24 april 1987 op de lokatie OU-A op twee diepten (ononderbroken lijn = 55 cm onder water; stippelijijn = 10 cm onder water; waterhoogte = 70 cm).

	min. 10-pct. max.	min. 10-pct. max.	min. 10-pct. max.	min. 10-pct. max.	min. 10-pct. max.
EW-A	5-7 jul	14-16 aug	27-30 sep		12-14 nov
d	6,3 6,8 11,0	4,6 6,2 17,3	6,4 6,8 9,9		9,9 10,7 11,6
c	5,9 6,4 10,4	3,8 4,3 12,7			7,2 7,4 8,9
b	6,7 7,2 10,4	5,8 6,1 9,7	5,4 6,7 9,5		4,0 6,7 11,2
a		2,2 2,5 6,9			7,9 8,1 9,2
EW-B	5 jul	14-17 aug	27 sep	24-25 okt	13 nov
d	9,7 10,0 13,8	5,9 8,1 17,6	10,5 10,7 12,1	2,7 3,0 13,3	10,5 10,7 12,1
c	10,2 10,8 14,4	4,6 6,2 12,2	4,9 5,1 6,2	5,7 6,2 19,7	4,9 5,0 6,2
b	11,2 11,4 13,7		1,4 1,4 6,2	5,7 6,1 9,6	1,4 1,4 6,2
a		2,6 3,4 11,4		2,3 2,3 3,2	7,9 8,0 11,6
EW-C	5-8 jul		27-30 sep	25-26 okt	13-14 nov
d	5,3 6,1 14,7		11,9 13,9 23,5	4,0 4,1 9,1	3,4 4,3 8,4
c	6,8 8,0 17,8		13,2 13,9 18,6		5,3 5,4 10,9
b			13,5 14,5 21,2		5,3 5,4 11,1
a	2,3 3,7 10,6			6,8 7,0 7,6	4,3 4,6 10,6
PS-A	23-27 apr	5-8 jun		16-17 sep	19-20 nov
d	4,1 6,3 16,5	7,2 8,2 15,0		2,2 2,4 4,0	9,0 9,1 11,6
c	2,8 4,7 13,7	7,0 8,1 16,5			8,6 8,9 12,0
b	3,2 5,2 16,7	7,6 9,2 17,7		0,6 0,7 3,2	8,5 9,0 11,0
a	2,3 3,3 19,3	0,9 1,0 19,0		0,3 0,3 1,2	8,0 8,3 10,3
PS-B	23-27 apr	5-8 jun	23-28 jul	17-18 sep	20-22 nov
d	5,3 6,8 16,1	8,5 9,2 14,8	4,5 5,8 14,7	2,7 4,2 11,9	8,4 8,5 10,3
c	5,4 6,8 28,4	8,1 8,6 13,3	4,4 5,6 14,1	2,4 3,2 17,5	7,4 7,9 9,9
b	4,1 4,5 11,1	7,6 8,1 12,5	3,7 4,6 12,6	3,9 5,5 28,2	7,5 8,4 10,7
a		7,3 8,1 15,0	3,0 4,6 11,8	0,8 0,8 1,2	
OU-A	23-28 apr	4-8 jun	22-26 jul	16-20 sep	12-14 nov
d	3,4 6,0 17,2	4,6 5,7 14,9	0,1 0,7 8,5	0,0 0,0 0,4	0,1 0,1 2,1
c			0,0 0,2 0,6	0,1 0,1 0,4	0,2 0,3 0,6
b	3,6 5,9 16,2	4,6 6,6 15,0	0,1 0,2 0,4	0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,1
a	3,0 5,4 13,9	4,6 5,2 7,5	0,2 0,2 0,4	0,0 0,0 0,1	0,0 0,0 0,0
OU-B	23-28 apr	4-8 jun	22-26 jul	16-18 sep	12-15 nov
d	3,4 6,2 22,6	1,8 2,4 11,4	0,4 0,5 21,1	0,8 0,9 1,0	0,3 0,3 0,5
c	3,3 6,0 14,1	2,6 2,9 10,0	0,1 0,1 2,9	0,2 0,4 1,3	0,0 0,0 0,2
b	3,3 6,4 15,2	2,4 4,3 15,3	0,1 0,5 3,9	1,0 1,1 3,0	0,0 0,0 0,1
a	1,6 5,8 15,8	0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,9	0,0 0,0 0,0	0,0 0,0 0,0

Tabel 7. Minimum-, 10-percentiel- en maximum-O₂-concentraties (mg/l) van de slootlocaties op vier diepten)* (meetjaren 1986,1987)
* a = bodem; d = oppervlak (zie bijlage 8).

variantie-analyses

De resultaten van de metingen in de sloten zijn op dezelfde wijze geanalyseerd als die van de genormaliseerde beken.

In tabel 4 zijn de resultaten voor het type 'sloot' weergegeven, die betrekking hebben op de ANOVA's voor de onafhankelijke variabelen 'pe-

riode' en 'diepte' en de maximale zuurstofvariatie berekend over een meetperiode. Er is een lichte invloed van de 'periode' op de zuurstofvariatie af te lezen uit deze tabel, het gehanteerde model is echter niet significant.

In figuur 15 is de frequentieverdeling van de grootte van de zuurstofvariatie als percentage van het totaal aantal meetreeksen uitgezet.

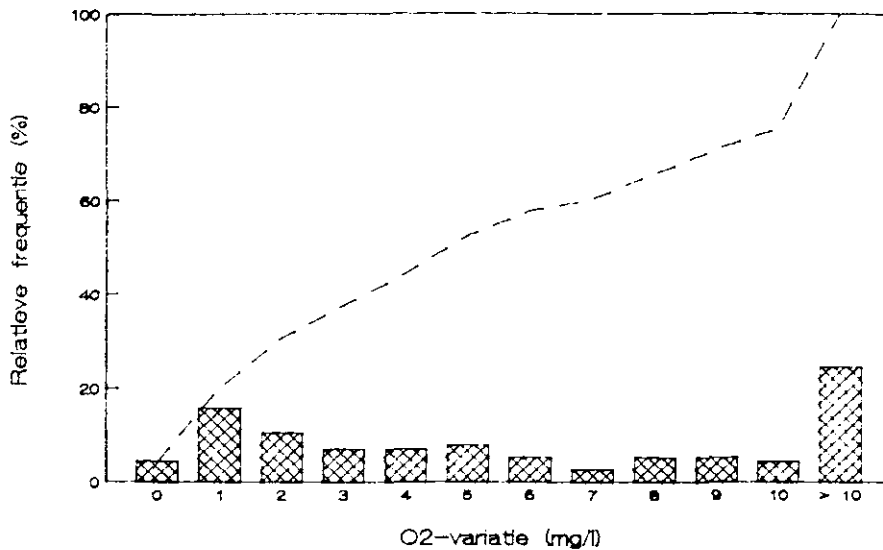


Fig. 15. Procentuele verdeling* van het verschil tussen de maximum- en minimum-O₂-concentratie (mg/l) over klassen van 1 mg/l van de meetreeksen (type 'sloot'; meetjaren 1986 en 1987).

* de staven in de figuur geven de absolute percentages weer; de onderbroken lijn het gecumuleerde percentage.

Evenals dit het geval was bij het type 'genormaliseerde beek' treden er variaties op die boven 10 mg/l uitstijgen. De verdeling zoals deze voor de sloten is weergegeven, wijkt af van die voor de genormaliseerde beken. Eerstgenoemd type wordt gekenmerkt door relatief wat meer lage waarden (lager dan 3 mg/l) en (daardoor) relatief wat minder hoge waarden (tussen 3 en 9 mg/l). In ongeveer 50 % van de gevallen bedraagt de variatie meer dan 5 mg/l, terwijl in bijna 20 % van de gevallen de variatie meer dan 10 mg/l bedraagt. De temporele variatie kan dus aanzienlijk zijn.

De gegevens uit tabel 8 geven aan dat de in tabel 2 genoemde onafhankelijke variabelen van invloed zijn op de maximum- en minimum-O₂-concentratie, alsmede op het 10-percentiel-O₂.

Zowel de periode, als de diepte en het water zijn van duidelijke invloed op het O₂-maximum. Hierbij moet opgemerkt worden, dat de factoren 'periode' en 'water' in de ANOVA het hoogste percentage verklaarde variantie scoren. In tegenstelling tot de resultaten van de analyses voor de genormaliseerde beken, is de diepte dus wel degelijk van invloed. Uit kolom 'LS Means' (subkolom 1) kan afgeleid worden dat alleen verschillen tussen aan het wateroppervlak bepaalde waarden en die gemeten nabij de bodem significant zijn. Dit verschil met de

situatie in de genormaliseerde beken wordt hoogstwaarschijnlijk veroorzaakt door de stroming in de beken, waarbij mogelijke verschillen in zuurstofproductie op de verschillende diepten geen aanleiding geven tot verticale gradiënten door menging. Het is goed te begrijpen, dat in het stilstaande water van de sloten een verticale zuurstofgradiënt optreedt.

onafh. variab.	afhankelijke variabelen:						LS Means					
	(1)		(2)		(3)		max (1)		min (2)		10-pct (3)	
	max	R ² (%) P _m	min	R ² (%) P _m	10-pct	R ² (%) P _m						
Periode	0,0001		0,0001		0,0001		P 1-3 2-3	1-4 2-4	1-4 2-4	1-4 2-4		
							1-4 2-4	4-5	4-5			
							1-5 2-5					
Diepte	0,0001	57,9 0,0001	0,0001	34,9 0,0001	0,0004	42,0 0,0001	D 1-4	1-4 2-4	1-4			
								3-4				
P x D	n.s.		n.s.		n.s.							
Periode	0,0001		0,0001		0,0001		P 1-3 2-4	1-4 4-5	1-3 2-4			
							1-4 2-5	2-4 3-4	1-4 3-4			
							1-5 3-5		1-5 4-5			
							3-4					
Water	0,0001	93,6 0,0001	0,0001	95,5 0,0001	0,0001	97,8 0,0001	W 1-3 2-3	1-2 1-3	1-3 2-3			
								2-3				
P x W	0,0001		0,0001		0,0001							
Diepte	0,010		0,0016		0,0019		D n.s.	1-4	1-4			
Water	0,0001	29,4 0,0001	0,0001	55,8 0,0001	0,0001	46,0 0,0001	W 1-3 2-3	1-3 2-3	1-3 2-3			
D x W	n.s.		n.s.		n.s.							
Dagdeel	n.s.		n.s.		n.s.		D n.s.	n.s.	n.s.			
Periode	0,0001	40,1 0,0001	0,0001	20,6 0,0001	0,0001	29,2 0,0001	P 1-3 2-4	1-4 2-4	1-4 2-4			
							1-4 2-5	4-5	4-5			
							1-5					
D x P	n.s.		n.s.		n.s.							
Dagdeel	n.s.		n.s.		n.s.		D n.s.	n.s.	n.s.			
Diepte	0,006	6,6 0,04	0,0035	6,2 0,05	0,004	6,1 n.s.	D 1-4	1-4	1-4			
D x D	n.s.		n.s.		n.s.							
Dagdeel	n.s.		n.s.		n.s.		D n.s.	n.s.	n.s.			
Water	0,0001	37,9 0,0001	0,0001	49,9 0,0001	0,0001	16,4 0,0001	W 1-3 2-3	1-3 2-3	1-3 2-3			
D x W	n.s.		n.s.		n.s.							

Tabel 8. Resultaten ANOVA's met de afhankelijke variabelen O_2 -maximum, O_2 -minimum en 10-percentiel- O_2 en combinaties van vier onafhankelijke variabelen (type 'sloot'; toelichting zie § 4.3.3).

Ook voor de sloten geldt, dat het dagdeel waarbinnen gemeten is geen duidelijke invloed heeft op de gevonden maximum- O_2 -concentratie. De interactieterm uit de ANOVA met de onafhankelijke variabelen 'periode' en 'water' (P x W) indiceert dat de invloed van het jaargetijde

niet voor alle wateren dezelfde is.

De resultaten van de ANOVA's voor de minimum-O₂-concentratie en het 10-percentiel-O₂ leveren ongeveer een zelfde beeld op.

In vergelijking met de resultaten voor de genormaliseerde beken moet geconstateerd worden dat in het algemeen de percentages verklaarde variantie in de analyses voor de sloten veel hoger zijn, met uitzondering van de resultaten voor de onafhankelijke variabelen 'water' en 'periode' en het 10-percentiel. Dit feit benadrukt nogmaals het belang van het 10-percentiel als karakteristiek.

5.3.2 ijkning van puntmetingen op het 10-percentiel-O₂

Om er zeker van te zijn, dat de beoogde puntmetingen zinvol zijn, is evenals voor het watertype 'genormaliseerde beek' bestudeerd of er enige mate van zekerheid te verkrijgen is over het tijdstip waarop bijvoorbeeld een puntmeting en het O₂-minimum samenvallen.

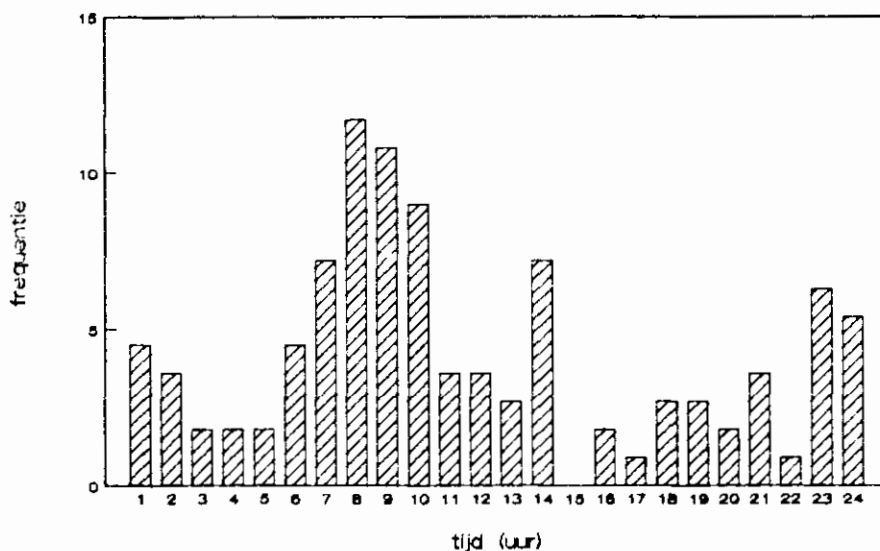


Fig. 16. Frequentieverdeling van het waarnemingstijdstip van de O₂-minima uit de meetreeksen (type 'sloot').

In figuur 16 is de verdeling van de over de tijdsduur van de meetreeksen optredende minimum-O₂-concentraties over de dag gegeven. De figuur toont dat circa 35 % van de O₂-minima tussen 7 en 10 uur vallen. Een ongeveer gelijk percentage van de waarnemingen van het O₂-maximum vallen tussen 18 en 21 uur, zoals uit figuur 17 blijkt.

In tabel 9 zijn de resultaten weergegeven van de beschrijving van de wiskundige verbanden tussen de minimum- en maximum-O₂-concentratie uit een meetreeks en het 10-percentiel, alsmede van die tussen het O₂-minimum en het O₂-maximum. Wat opvalt is dat voor de resultaten die betrekking hebben op het gehele gegevensbestand en voor het verband tussen het 10-percentiel en de minimum-O₂-concentratie het verklaarde percentage variantie (94,6) gelijk is aan dat uit de analyses voor de genormaliseerde beken. Om aan de norm (10-percentiel = 3 mg/l) te voldoen, rekening houdend met een onbetrouwbaarheid van 5 %, moet een te tolereren O₂-minimum van 3,9 mg/l aangehouden worden (voorlaatste ko-

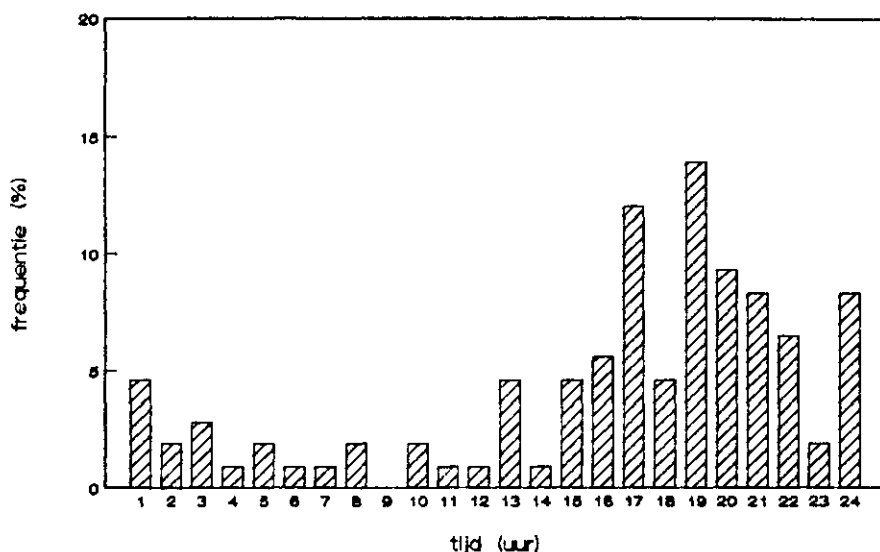


Fig. 17. Frequentieverdeling van het waarnemingstijdstip van de O₂-maxima uit de meetreeksen (type 'sloot').

gegeven bestand	onafh. variab.	afhank. variab.	R ² (%)	P _m	regressievergelijking	n	10-pct = norm ± 3 mg/l 95 %	voorspeld
Sloten	min	10-pct	94,6	<0,0001	10-pct = 0,60 + 1,03 x min	113	min ≥ 3,9	min _v = 2,3
	max	10-pct	46,8	<0,0001	10-pct = 1,09 + 0,37 x max	113	max ≤ 19,5	max _v = 5,2
	max	min	32,7	<0,0001	min = 1,17 + 0,29 x max	113	-	-
Ewijk	min	10-pct	96,1	<0,0001	10-pct = 0,55 + 1,01 x min	42	min ≥ 3,6	min _v = 2,4
	max	10-pct	46,4	<0,0001	10-pct = 0,83 + 0,51 x max	42	max ≤ 13,7	max _v = 4,3
	max	min	35,6	<0,0001	min = 1,11 + 0,42 x max	42	-	-
Polder Stein	min	10-pct	94,8	<0,0001	10-pct = 0,96 + 0,98 x min	33	min ≥ 3,5	min _v = 2,1
	max	10-pct	9,5	n.s.	-	33	-	-
	max	min	3,0	n.s.	-	33	-	-
Ouderkerk	min	10-pct	90,2	<0,0001	10-pct = 0,13 + 1,52 x min	38	min ≥ 3,0	min _v = 1,9
	max	10-pct	72,8	<0,0001	10-pct = 0,09 + 0,30 x max	38	max ≤ 19,2	max _v = 9,7
	max	min	61,3	<0,0001	min = 0,14 + 0,17 x max	38	-	-

Tabel 9. Resultaten lineaire regressies van het 10-percentiel- en minimum-O₂-concentratie op het O₂-minimum en O₂-maximum (type 'sloot').

min = minimum-O₂-concentratie van meetreeks

max = maximum-O₂-concentratie van meetreeks

10-pct = 10-percentiel-O₂ van meetreeks

n = aantal meetreeksen

R² = percentage verklaarde variantie

P_m = 'overall' significantie van het model.

lom in tabel 9). Dit feit, gecombineerd met de karakteristiek van de gegeven regressievergelijking resulteert in de vuistregel, dat er cir-

ca 1 mg/l zuurstof afgetrokken moet worden van de gevonden minimum- O_2 -concentratie, om "zeker" te kunnen zijn van de voorspelling omtrent het laagst mogelijke 10-percentiel (over een periode van circa een week).

5.3.3 bedekking met kroosvaren

De sloot bij Ouderkerk is gedurende enkele maanden bedekt geweest met een laag kroosvaren (*Azolla*). Het effect hiervan op de O_2 -variatie is in figuur 18 geïllustreerd.

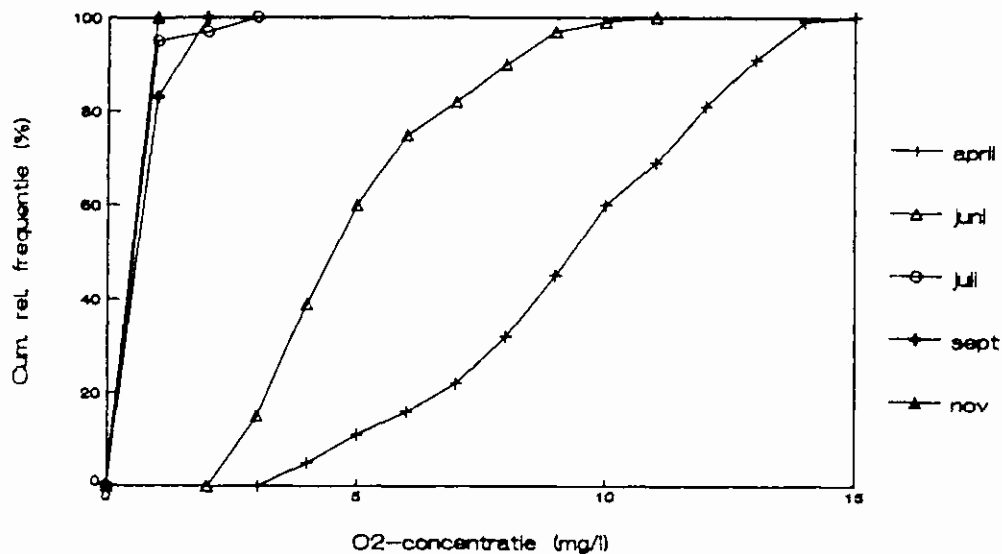


Fig. 18. Cumulatieve procentuele frequentieverdeling van O_2 -waarnemingen in vijf perioden op OU-B op 30 cm onder water (1987).

De O_2 -variatie is in april en juni zeer aanzienlijk. In juni is deze variatie lager dan in april; in de meetweek in april was het veel warmer dan in juni en er was bovendien nog geen krooslaag aanwezig.

In de meetweken van juli, september en november is de sloot met een laag kroosvaren bedekt, de O_2 -concentratie is continu lager dan 1 mg/l en er is geen ritmiek zichtbaar. Morris en Barker [14] constateerden reeds dat een groot deel van de geproduceerde O_2 in een vegetatiemat van *Lemna* of *Wolffia* verloren kan gaan naar de atmosfeer. Waarschijnlijk geldt dit ook voor *Azolla*.

Geconcludeerd kan worden dat een *Azolla*-laag aan het oppervlak de sloot effectief afsluit tegen lichtinstraling en O_2 -uitwisseling met de lucht.

5.3.4 effect van schoning

In de sloot bij Ouderkerk werd een extra meetreeks uitgevoerd om het effect van de verwijdering van waterplanten op het verloop van de O_2 -concentratie te bestuderen. De metingen werden uitgevoerd van 2 t/m 8 september 1987 op lokatie OU-B, waarbij op 4 september geschoond werd. Vóór de schoning werd alleen op enkele centimeters onder het oppervlak enige O_2 -ritmiek waargenomen, namelijk van 1-14 mg/l. Dieper in de sloot was de ritmiek afwezig en de O_2 -concentratie lager

dan 1 mg/l. Tijdens de schoning werd het water kortstondig gemengd en de O₂-concentratie aan het oppervlak daalde gedurende korte tijd tot circa 4 mg/l, waarna de oorspronkelijke gelaagdheid zich weer snel herstelde.

Voor de beide andere sloten geldt hetgeen reeds bij het type 'genormaliseerde beek' opgemerkt werd. De effecten van de beheersmaatregel zijn niet te onderscheiden van de effecten van andere lichtcondities en hoeveelheid fytomassa als gevolg van het tijdsinterval tussen de meetreeksen.

Geconcludeerd kan worden dat het verwijderen van waterplanten waarschijnlijk van invloed is op de O₂-ritmiek, maar dat het met de gevolgde proefopzet niet mogelijk was deze invloed te kwantificeren.

5.4 Type 'plas'

5.4.1 temporele en ruimtelijke variatie

Basisgegevens

In tabel 10 zijn voor de verschillende wateren en de verschillende monsterdata de minimum- en maximum-O₂-concentratie alsmede het 10-percentiel-O₂ voor iedere meetreeks samengevat.

	min. 10-pct. max.	min. 10-pct. max.	min. 10-pct. max.	min. 10-pct. max.	min. 10-pct. max.
HAP-A	10 apr	20-25 mei	8-12 jul	27 aug-1 sep	31 okt-1 nov
d	10,7 11,3 13,8	10,8 11,2 13,7	1,6 7,3 26,5	1,6 3,4 20,2	4,9 5,5 11,0
c	10,9 11,3 13,8	9,6 10,0 12,6	5,8 7,7 15,6	0,7 1,6 24,4	7,2 7,8 12,5
b	10,6 11,5 14,5	9,4 10,0 12,9	4,2 6,3 19,2	5,0 6,0 14,1	4,4 4,7 9,2
a		7,9 8,2 10,3	0,0 0,1 4,8	3,1 5,7 14,9	
HAP-B	8-9 apr	13-18 mei	8,13-14 jul	27 aug-1 sep	29 okt-3 nov
d	7,3 8,5 15,5	7,3 11,2 16,7	5,0 6,2 17,7	6,1 6,9 11,3	4,1 6,9 10,6
c	7,5 8,1 13,8	8,3 11,1 14,1	5,0 7,5 21,9	5,9 7,1 14,2	5,9 7,8 10,5
b	7,4 7,7 13,9	8,3 9,6 13,3	4,1 5,8 11,1	7,9 9,1 13,1	4,9 7,1 10,0
a	0,3 1,4 15,3		3,5 4,9 10,5		4,6 5,0 8,9
SAP-A	10-14 apr	21-25 mei	8-13 jul	26-27 aug	29 okt-1 nov
d		9,0 9,6 11,1	6,2 7,8 9,8	7,2 7,4 8,7	9,8 10,0 10,5
c	9,6 9,8 11,2	9,0 9,6 10,9	7,2 7,6 10,2	8,3 9,4 11,1	9,8 10,2 10,9
b	9,5 9,7 11,4		7,1 7,5 9,7	7,6 7,9 8,8	3,4 3,5 7,7
a	9,7 10,3 11,6		5,7 7,4 11,1	8,0 8,3 9,3	8,6 8,8 10,0
SAP-B	9-14 apr	21-25 mei	8-12 jul	27-30 aug	
d	9,6 9,7 11,7		6,5 6,8 8,5	7,6 8,8 10,4	
c		7,9 8,5 12,1	6,7 7,1 8,7	7,6 8,0 10,9	
b	9,7 9,8 11,6	7,1 7,9 11,6	5,3 6,0 8,3		
a		8,1 8,4 9,6	5,3 6,9 8,9	8,3 8,5 10,2	

Tabel 10. Minimum-, 10-percentiel- en maximum- O₂-concentraties (mg/l) van de plaslokaties op vier diepten* (meetjaar 1987).

* a = bodem; d = oppervlak (zie bijlage 8).

In figuur 19 is ter illustratie een voorbeeld opgenomen van een geregistreerd zuurstofverloop gedurende twee dagen.

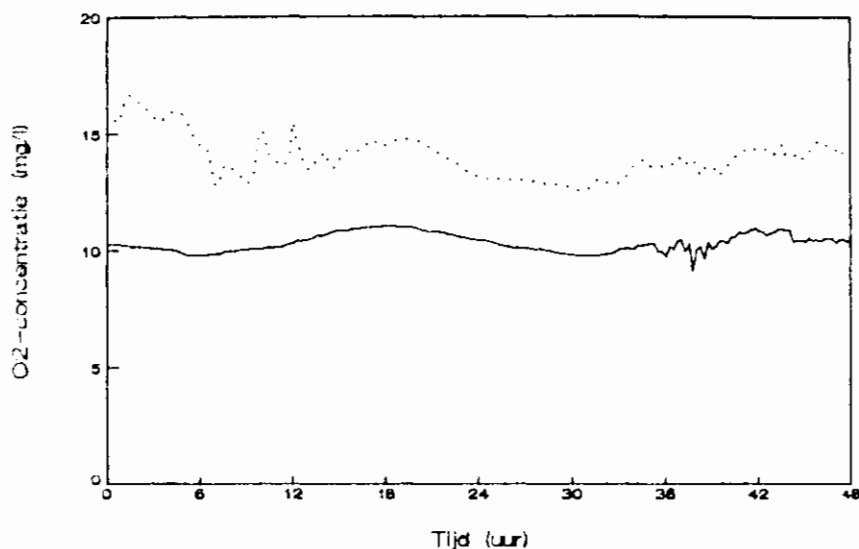


Fig. 19. Het verloop van de O₂-concentratie op 14 en 15 mei 1987 op twee diepten op HAP-B (ononderbroken lijn = 85 cm onder water; stippellijn = 5 cm onder water; waterhoogte = 145 cm).

Een nadere analyse van de verschillen in zuurstofvariatie tussen de drie watertypen leverde geen significante verschillen op (niet in tabelvorm opgenomen). Dit betekent, dat er tussen de watertypen (met voor ieder type slechts een klein aantal, representatief geachte wateren) gemiddeld gezien geen verschillen in gemiddelde dagfluctuatie bestaat.

Variantie-analyses

De resultaten van de metingen in de twee plassen zijn op een gelijke wijze geanalyseerd als die voor de genormaliseerde beken en de sloten. In tabel 4 zijn de resultaten samengevat van de ANOVA's die betrekking hebben op de onafhankelijke variabelen 'periode' en 'diepte' en de maximale zuurstofvariatie berekend over iedere meetperiode. De zuurstofvariatie is duidelijk afhankelijk van de periode waarin gemeten wordt. De diepte speelt hierbij geen rol (niet significant). De 'LS Means'-analyse laat zien, dat de in tijd ver uit elkaar liggende perioden significant van elkaar verschillen. Bestuderen we de getallen die ten grondslag liggen aan deze verschillen (af te leiden uit tabel 10) dan zien we dat in het begin van het seizoen (mei, juni) de totale zuurstofvariatie over een meetreeks gemiddeld wat kleiner is dan later in het seizoen (oktober, november).

In figuur 20 is de frequentieverdeling van de grootte van de zuurstofvariatie als percentage van het totaal aantal meetreeksen uitgezet. Het verloop van de curve is praktisch identiek aan het verloop van de curve voor de genormaliseerde beken. In ongeveer 50 % van de gevallen bedraagt de variatie dan ook meer dan 4 mg/l, terwijl in bijna 20 % van de gevallen de variatie boven de 10 mg/l uitkomt. Ook in dit watertype is de temporele variatie vaak aanzienlijk.

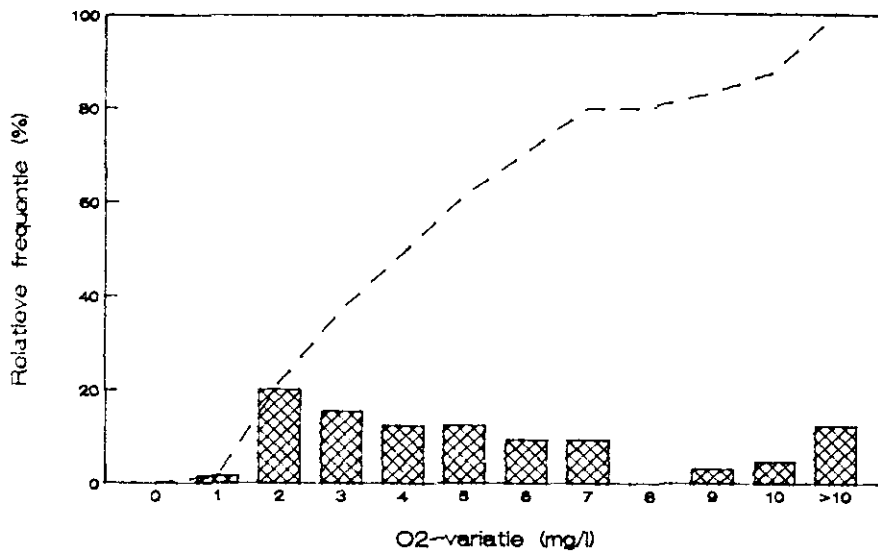


Fig. 20. Procentuele verdeling* van het verschil tussen de maximum- en minimum-O₂-concentratie (mg/l) over klassen van 1 mg/l van de meetreeksen (type 'plas'; meetjaar 1987).

* de staven in de figuur geven de absolute percentages weer; de onderbroken lijn het gecumuleerde percentage.

In tabel 12 zijn de resultaten van de variantie-analyses samengevat voor de onafhankelijke variabelen uit tabel 2 en de minimum- en maximum-O₂-concentratie tijdens een meetreeks, alsmede het 10-percentiel-O₂.

Zoals uit deze tabel is af te lezen, heeft ook voor dit watertype de variabele 'dagdeel' geen invloed op de afhankelijke variabelen. De periode in het jaar, de diepte waarop gemeten wordt en de lokatie hebben hun invloed op de afhankelijke variabelen. Daarbij heeft de combinatie 'periode' - 'water' het hoogste percentage verklaarde variantie, zoals ook bij de andere watertypen het geval was. De diepte is, evenals in de sloten, maar in tegenstelling tot in de genormaliseerde beken, wel degelijk van invloed op de afhankelijke variabelen, direct of via interactie met de factor 'periode' (zie tabel 11, tweede kolom). Wanneer er binnen een lokatie sprake is van verschillen, is dat meestal het geval tussen de waarde gemeten aan het wateroppervlak en de waarde op de grootste diepte.

5.4.2 ijking puntmetingen op het 10-percentiel-O₂

In figuren 21 en 22 worden de relatieve frequentieverdelingen weergegeven van het tijdstip waarop voor de verschillende meetreeksen de maximum- en de minimum-O₂-concentratie in het type 'plas' bereikt worden. Tussen 5 en 8 uur wordt in de meeste gevallen het O₂-minimum bereikt. Het O₂-maximum valt meestal tussen 16 en 19 uur. Deze tijden

onafh. variab.	afhankelijke variabelen:									LS Means						
	(1)			(2)			(3)			max (1)		min (2)		10-pct (3)		
	max	R ² (%)	P _m	min	R ² (%)	P _m	10-pct	R ² (%)	P _m							
Periode	0,0001			0,0001			0,0001			P	1-5 4-5	2-5	1-3 1-5 2-4	1-4 2-3 2-5	1-3 1-5 2-4	1-4 2-3 2-5
Diepte	0,0001	63,4	0,0001	n.s.	74,3	0,0001	0,0090	72,4	0,0001	D	1-4	2-4	n.s.		n.s.	
P x D																
Periode	0,0001			0,0001			0,0001			P	1-5 2-5	4-5	1-3 1-4 1-5	2-3 2-4 2-5	1-3 1-4 1-5	2-3 2-4 2-5
Water	0,0001	76,3	0,0001	0,0001	88,3	0,0001	0,0038	79,3	0,0001	W	1-2		1-2		1-2	
P x W																
Diepte	0,0004			0,0339			0,0040			D	1-4	2-4	n.s.		2-4	
Water	0,0001	35,5	0,0001	0,0001	20,9	0,0001	0,0034	17,7	0,0010	W	1-2		1-2		n.s.	
D x W																
Diepte	0,0004			0,0339			0,0040			D	1-4	2-4	n.s.		2-4	
Water	0,0001	35,5	0,0001	0,0001	20,9	0,0001	0,0034	17,7	0,0010	W	1-2		1-2		n.s.	
D x W																
Dagdeel	n.s.			n.s.			n.s.			D	n.s.		n.s.		n.s.	
Periode	0,0001	30,9	0,0001	0,0001	58,2	0,0001	0,0001	52,0	0,0001	P	1-5	2-5	1-3 1-4 1-5	2-3 2-4 2-5	1-3 1-4 1-5	2-3 2-4 2-5
D x P																
Dagdeel	n.s.			n.s.			n.s.			D	n.s.		n.s.		n.s.	
Diepte	0,0005	14,6	0,0063	n.s.	4,6	n.s.	n.s.	6,2	n.s.	D	1-4	2-4	n.s.		n.s.	
D x D																
Dagdeel	n.s.			n.s.			n.s.			D	n.s.		n.s.		n.s.	
Water	0,0001	25,4	0,0001	0,0003	11,3	0,002	0,03	4,1	n.s.	W	1-2		1-2		n.s.	
D x W																

Tabel 11. Resultaten ANOVA's met de afhankelijke variabelen O₂-maximum, O₂-minimum en 10-percentiel-O₂ bij combinaties van vier onafhankelijke variabelen (type 'plas') (toelichting zie §4.3.3).

wijken weinig af van de tijden die op basis van alle gegevens (genormaliseerde beken, sloten en plassen te zamen) kunnen worden afgeleid. Tabel 12 geeft de resultaten van de wiskundige verbanden tussen de minimum- en maximum-O₂-concentraties uit een meetreeks en het 10-percentiel-O₂, en van de verbanden tussen de minimum- en de maximum-O₂-concentratie.

Het hoogste percentage verklaarde variantie wordt gevonden in de gevallen waarin we de relatie tussen het 10-percentiel en de minimum-O₂-concentratie beschrijven. Dit geldt zowel voor het gehele gegevensbestand als voor de gegevens van de twee plassen apart. De ijking van het 10-percentiel op het maximum zuurstofgehalte is erg onbevredigend, evenals de ijking van het O₂-minimum op het O₂-maximum. In de berekende regressievergelijking is de helling (= regressiecoëfficiënt) in het

algemeen kleiner dan het geval was bij de regressievergelijkingen voor de andere twee watertypen, waarbij deze iets meer dan 1 bedroeg. Voor de twee plassen is deze echter wel ongeveer hetzelfde. Voor dit watertype lijkt het ook iets minder duidelijk hoe er een eenvoudige vuistregel te formuleren zou zijn om op basis van een puntmeting (aan het O_2 -minimum) een goede voorspelling van het 10-percentiel- O_2 te verkrijgen. Gezien het grote verschil tussen de minimumwaarden gegeven in de twee laatste kolommen van tabel 12 (2,2 mg/l) zal er een flinke veiligheidsmarge ingebouwd moeten worden in het te tolereren minimum- O_2 -niveau, wil de norm van een 10-percentiel- O_2 van 5 mg/l voor het type 'plas' gehaald worden.

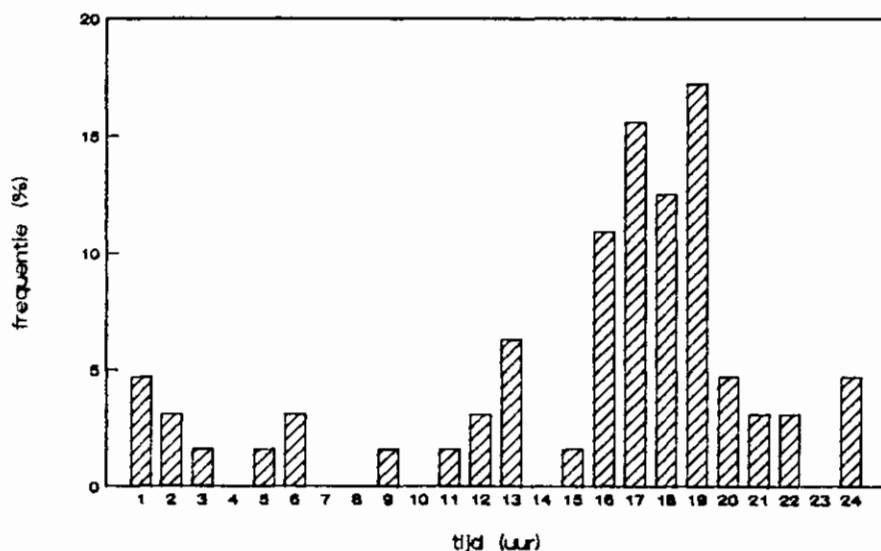


Fig. 21. Frequentieverdeling van het waarnemingstijdstip van de O_2 -maxima uit de meetreeksen (type 'plas').

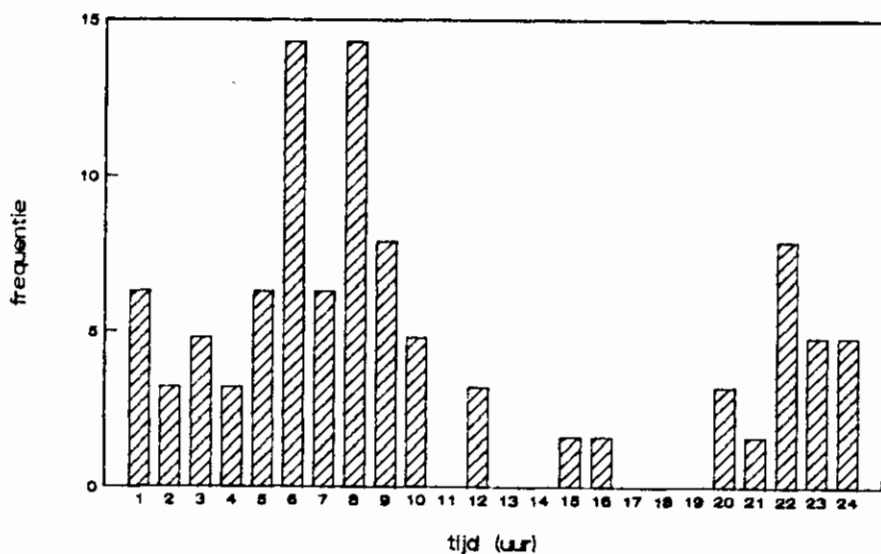


Fig. 22. Frequentieverdeling van het waarnemingstijdstip van de O_2 -minima uit de meetreeksen (type 'plas').

gegeven- bestand	onafh. variab.	afhank. variab.	R ² (%)	P _m	regressievergelijking	n	10-pct = norm \geq 5 mg/l	
							95 %	voorspeld
Plassen	min	10-pct	85,5	<0,0001	10-pct = 2,08 + 0,84 x min	61	mi \geq 5,7	mi v = 3,5
	max	10-pct	0,1	n.s.	10-pct = 7,97 - 0,02 x max	61	-	-
	max	min	6,7	<0,04	min = 8,92 - 0,18 x max	61	-	-
Holl. Ankev.	min	10-pct	85,1	<0,0001	10-pct = 2,07 + 0,88 x min	32	mi \geq 5,9	mi v = 3,3
	max	10-pct	0,0	n.s.	10-pct = 7,09 + 0,01 x max	32	-	-
	max	min	3,7	n.s.	min = 7,76 - 0,13 x max	32	-	-
Stichts Ankev.	min	10-pct	91,6	<0,0001	10-pct = 1,45 + 0,88 x min	29	mi \geq 5,2	mi v = 4,0
	max	10-pct	60,4	<0,0001	10-pct = -1,44 + 0,95 x max	29	mi \geq 6,9	mi v = 6,8
	max	min	48,8	<0,0001	min = -1,75 + 0,93 x max	29	mi \geq 9,6	mi v = 7,3

Tabel 12. Resultaten lineaire regressies van het 10-percentiel- en minimum-O₂-concentratie op het O₂-minimum en O₂-maximum (type 'plas').

min = minimum-O₂-concentratie van meetreeks

max = maximum-O₂-concentratie van meetreeks

10-pct = 10-percentiel-O₂

n = aantal meetreeksen

R² = percentage verklaarde variantie

P_m = significantie van het model.

5.4.3 relatie met de 'ecologisch gerichte beoordeling' voor grote wateren

Momenteel worden in Noord- en Zuid-Holland de plassen beoordeeld volgens een 'ecologisch gerichte beoordeling' voor grote wateren, gebaseerd op het raamwerk van Caspers en Karbe. In tabel 13 staan de waarden voor de parameters, die bij deze beoordeling gebruikt worden. In de kolommen zijn de bijbehorende klassen onderstreept aangegeven. Als eindklasse wordt de laagste waardering uit de voorgaande kolommen aangehouden. De basisgegevens zijn door het zuiveringschap Amstee- en Goiland bepaald.

De eindklasse wordt bij de beide plassen niet door de O₂-variatie bepaald. Klasse III B wordt in het algemeen als de basiskwaliteit aangenomen [27]. De Hollands Ankeveense Plas haalt deze kwaliteit niet, de Stichts Ankeveense Plas komt goed uit de beoordeling.

plas	BZV		Chloroorga- jaargemidd. (μ g/l)	O ₂ -waarnemingen			eind- klasse		
	75-percentiel (mg O ₂ /l)			gunstig (%)	z.goed (%)	min. (mg/l)			
HAP	10	<u>IV A</u>	75	<u>IV A</u>	93	57	8,2	<u>II</u>	<u>IV A</u>
SAP	3	<u>III A</u>	18	<u>II</u>	100	100	8,5	<u>II</u>	<u>III A</u>

Tabel 13. 'Ecologisch gerichte beoordeling' van de Ankeveense plassen op basis van de routinematige bemonstering door de waterkwaliteitsbeheerder (1987).

In dit project zelf zijn niet op alle diepten en punten het BZV en chlorofyl-a bepaald, zodat op die basis geen beoordeling mogelijk is. Wel is voor een viertal diepten de beoordeling alleen op basis van O₂-waarnemingen berekend (tabel 14).

diepte*	Holl. Ankeveen		Stichts Ankeveen	
	HAP-A	HAP-B	SAP-A	SAP-B
d	IV A	III B	III A	III B
c	IV A	III B	II	III A
b	III B	III B	II	III A
a	IV A	IV A	III A	III A

Tabel 14. 'Ecologisch gerichte beoordeling' van de Ankeveense Plassen op basis van de O₂-waarnemingen van alle meetreeksen (1987).

* a = bodem; d = oppervlak (zie bijlage 8).

Hierbij is voor de variabele 'minimum-O₂' de laagste O₂-concentratie genomen die in het hele jaar is waargenomen, en voor de percentages 'gunstige' en 'zeer goede' O₂-waarnemingen zijn de gemiddelden over alle meetperioden genomen.

Uit de basisgetallen blijkt dat de klasse in bijna alle gevallen bepaald wordt door de minimum O₂-concentratie. De variatie in de beoordeling over de diepte bedraagt niet meer dan één klasse.

Samenvattend kan geconcludeerd worden dat de eindbeoordeling van de beide plassen op basis van het routinematige bemonsteringsprogramma van de waterkwaliteitsbeheerder overeenkomt met de beoordeling op basis van de O₂-waarnemingen uit dit onderzoek. De eindbeoordeling wordt echter door een verschillend criterium bepaald. In dit onderzoek is dat de minimum-O₂-concentratie en bij de waterkwaliteitsbeheerder zowel het 75-percentiel BZV als de chlorofyl-a-concentratie.

6 RESULTATEN BIOLOGISCHE BEMONSTERINGEN

6.1 Algemeen

De biologische bemonstering van kunstmatig substraat resulteert in een lijst van gedetermineerde makrofaunasoorten of -taxa. In de gehele onderzoeksperiode werden 242 monsters verzameld met in totaal 303 onderscheiden soorten en taxa. Deze soortenlijsten zijn niet in dit rapport opgenomen. Volstaan wordt met een verzamellijst van alle aangetroffen en onderscheiden soorten met een aanduiding van de aanwezigheid van elke soort op de verschillende onderzoekslocaties (bijlage 6) en een overzicht van het aantal soorten en het aantal individuen per monster (bijlage 9).

In dit hoofdstuk worden per watertype de in § 4.3.2 besproken methoden voor de biologische beoordeling van de waterkwaliteit op de monsters toegepast en gepresenteerd.

Bijlage 10 geeft de uitkomsten van de toepassing van de verschillende beoordelingsmethoden van de biologische waterkwaliteit op basis van de makrofaunasamenstelling voor de bemonsterde lokaties. Het doel van het hier besproken onderzoek is echter niet zozeer te komen tot een karakterisering van de gekozen bemonsteringspunten met betrekking tot hun biologische waterkwaliteit, als wel het relateren van de genormeerde of geïndexeerde waterkwaliteit aan de zuurstofritmiek, of een hiervan afgeleide karakteristiek. Afgezien van deze vraag, waarop in hoofdstuk 7 uitgebreid zal worden ingegaan, is het ook wel van belang om te weten of de onderscheiden onafhankelijke variabelen, die voor een deel in principe niets met de factor zuurstof van doen hebben, van invloed zijn op de berekende biologische waterkwaliteit. De invloed van de in tabel 2 genoemde onafhankelijke variabelen ('periode', 'diepte' en 'water') moet gezien worden als een invloed die consequent, los van iedere andere invloed (bijvoorbeeld door de mens veroorzaakte verschillen in waterkwaliteit) aanwezig zal zijn. Het is niet denkbeeldig dat deze factoren een basisniveau van verschillen tussen de wateren veroorzaken, dat niet door verschillen in zuurstofconcentraties veroorzaakt wordt.

De analyses van de resultaten in de volgende paragrafen zullen daarom de nadruk leggen op het aangeven van invloeden van de genoemde onafhankelijke variabelen op de berekende biologische waterkwaliteit.

6.2 Type 'genormaliseerde beek'

Voor elk van de methoden voor de beoordeling van de biologische waterkwaliteit, te weten de diversiteit volgens de index van Margalef, diversiteit volgens Shannon, de kwaliteitsindex K_{135} en de verontreinigingsgroep uit het STORA-systeem, is een ANOVA uitgevoerd. Hierbij is nagegaan of de verschillende klassen voor de afhankelijke variabelen afhangen van de onafhankelijke variabelen 'periode', 'diepte' en 'water'.

In tabel 15 zijn de resultaten samengevat die betrekking hebben op de verontreinigingsgroep in het STORA-systeem voor genormaliseerde beken. Het is duidelijk dat de periode niet van invloed is, evenals de diepte. Het water waarin het makrofaunamonster verzameld is, is echter wel duidelijk van invloed. Uit de 'LS Means'-analyse volgt, dat de Kleine Aa (3) van zowel de Groote Beerze (1) als de Hollandse Graven (2) verschilt. De kwaliteit van de Kleine Aa is beter dan die van de beide

andere beken. De Grootte Beerze (1) en de Hollandse Graven (2) verschillen in dit opzicht echter niet van elkaar.

gegevens bestand	onafh. variabele	afhan.var.: verontr.gr.	R ² (%)	P _{model}	LS Means
Genorm. beken	Periode	n.s.	7,8	n.s.	P n.s.
	Diepte	n.s.			D n.s.
	P x D	n.s.			-
Beek	Periode	0,0001	59,6	0,0001	B 1-3 2-3
	Diepte	n.s.			P n.s.
	B x P	n.s.			-
Beek	Periode	0,0001	37,0	0,0001	B 1-3 2-3
	Diepte	n.s.			D n.s.
	B x D	n.s.			n.s.

Tabel 15. Resultaten ANOVA's betreffende de invloed van drie onafhankelijke variabelen op de verontreinigingsgroep in het STORA-systeem (type 'genormaliseerde beek'; toelichting tabel zie § 4.3.3).

gegevens bestand	onafh. variab.	afhan.var.: K ₁₃₅	R ² (%)	P _{model}	LS Means
Genorm. beken	Periode	n.s.	13,7	n.s.	P n.s.
	Diepte	n.s.			D n.s.
	P x D	n.s.			-
Beek	Periode	0,0001	64,7	0,001	B 1-2 2-3
	Diepte	n.s.			P n.s.
	B x P	0,0003			-
Beek	Periode	0,0001	58,7	0,0001	B 1-2 2-3
	Diepte	n.s.			D n.s.
	B x D	n.s.			n.s.

Tabel 16. Resultaten ANOVA's betreffende de invloed van drie onafhankelijke variabelen op de kwaliteitsindex K₁₃₅ (type 'genormaliseerde beek'; toelichting zie § 4.3.3).

Een gelijksoortige ANOVA voor de kwaliteitsindex K₁₃₅ leverde een niet erg afwijkend beeld op (tabel 16). Ook hierbij speelt het water een essentiële rol. Ook deze index discrimineert tussen dezelfde wateren als de verontreinigingsgroep uit het STORA-systeem.

De resultaten met betrekking tot de diversiteit volgens Margalef staan samengevat in tabel 17. Voor het type 'genormaliseerde beek' geldt dat zowel de diepte, als de periode waarin gemeten is niet van invloed

is op de index. Ook bleek de index niet te discrimineren tussen de verschillende wateren (resultaten ANOVA niet opgenomen in tabelvorm).

gegevens bestand	onafh. variab.	athaf.var.: Margalef	R ² (%)	P _{model}	LS Means
alle typen	Watertype	0,0001	41,7	0,0001	W 1-3 2-3
	Diepte	0,0001			D 1-4 2-4
	W x D	0,0145			-
	Watertype	0,0001	38,3	0,0001	W 1-3 2-3
	Periode	n.s.			P n.s.
	W x P	0,0004			-
	Periode	n.s.	9,4	n.s.	P n.s.
	Diepte	0,003			D n.s.
	P x D	n.s.			-
Genorm. beken	Periode	n.s.	20,8	n.s.	P n.s.
	Diepte	n.s.			D n.s.
	P x D	n.s.			-
Sloten	Periode	0,0001	45,5	0,0007	P 1-2
	Diepte	n.s.			D n.s.
	P x D	n.s.			-
Plassen	Periode	0,0005	76,2	0,0001	P 1-3
	Diepte	0,0002			D 1-3
	P x D	n.s.			-

Tabel 17. Resultaten ANOVA's betreffende de invloed van drie onafhankelijke variabelen op de diversiteit van Margalef in de verschillende watertypen.

De diversiteitsindex van Shannon daarentegen wordt wel beïnvloed door de periode waarin het water bemonsterd is (tabel 18). De diepte is echter ook weer niet van belang en hetzelfde geldt voor het water (ook hiervan geen ANOVA resultaten opgenomen in tabelvorm).

Samenvattend kan gesteld worden, dat het STORA-systeem voor genormaliseerde beken en de kwaliteitsindex K_{135} op een, in kwantitatieve zin gelijksoortige wijze, tussen de wateren discrimineren, terwijl zowel de diversiteitsindex van Margalef als ook die van Shannon dit niet doen.

6.3 Type 'sloot'

Voor dit type is een tweetal ANOVA's uitgevoerd die betrekking hebben op de indices van Margalef en die van Shannon. De resultaten van deze analyses zijn samengevat in de tabellen 17 en 18. In het watertype sloot is de periode van duidelijke invloed op de diversiteit volgens Margalef en Shannon. De diepte beïnvloedt de uitkomst van deze diversiteitsberekeningen niet.

De sloot die bemonsterd is (variabele 'water') is niet van invloed op

gegevens bestand	onafh. variab.	afhan.var.: Shannon	R ² (%)	P _{model}	LS Means
alle typen	Watertype	0,0001	23,8	<0,0001	W 1-2 2-3
	Diepte	0,015			D 2-4
	W x D	n.s.			-
	Watertype	0,0001	26,5	<0,0001	W 1-2 2-3
	Periode	0,03			P 1-3
	W x P	0,001			n.s.
	Periode	0,023	10,4	< 0,05	P 1-2
	Diepte	0,044			D n.s.
	P x D	n.s.			-
Genorm. beken	Periode	0,0015	27,7	< 0,023	P 1-2
	Diepte	n.s.			D n.s.
	P x D	n.s.			-
Sloten	Periode	0,012	46,8	<0,0004	P n.s.
	Diepte	n.s.			D n.s.
	P x D	n.s.			-
Plassen	Periode	0,0002	54,7	<0,0002	P 1-3 1-4
	Diepte	0,0001			D 1-4
	P x D	n.s.			-

Tabel 18. Resultaten ANOVA's betreffende de invloed van drie onafhankelijke variabelen op de diversiteit van Shannon in de verschillende watertypen.

de diversiteitsindices (resultaten van analyses niet opgenomen in tabellen).

6.4 Type 'plas'

Voor dit watertype zijn evenals bij het type 'genormaliseerde beek' twee ANOVA's uitgevoerd, eveneens met betrekking tot de diversiteit volgens Shannon en Margalef. Het percentage verklaarde variantie is in deze analyses relatief hoog (tabellen 17 en 18). Zowel de periode als de diepte is van invloed op de indices van Shannon en Margalef. De plas die bemonsterd is (variabele 'water'), is echter niet van invloed op de diversiteitsindices (resultaten van analyses eveneens niet in tabellen opgenomen).

6.5 Drie typen gezamenlijk

Naast de analyses die uitgevoerd zijn voor de verschillende watertypen, zijn dezelfde analyses uitgevoerd voor het gehele gegevensbestand (alle typen). Dit was uiteraard alleen mogelijk voor de diversiteitsindices van Margalef en van Shannon, omdat deze berekend zijn voor alle watertypen. De resultaten staan in de tabellen 17 en 18.

Uit deze analyses blijkt, dat het watertype duidelijk van invloed is op de indices. In de eerdere analyses per watertype is echter aangetoond dat de wateren binnen een type in dit opzicht niet verschilden. Het blijkt dus dat de indices wel gevoelig genoeg zijn om de verschillen tussen watertypen aan te geven, maar in het geval van dit onderzoek, niet gevoelig genoeg zijn om verschillen tussen wateren binnen één watertype te registreren.

Zoals reeds in § 4.3.2 werd opgemerkt, hoeven verschillen in de diversiteit tussen verschillende watertypen geen verschillen in biologische waterkwaliteit te representeren.

De overige onafhankelijke variabelen zijn eveneens van invloed, maar zijn in feite reeds bij de verschillende watertypen afzonderlijk besproken.

De O_2 -meetreeksen werden steeds op dezelfde lokaties en diepten uitgevoerd waar ook het kunstmatig substraat voor het verzamelen van de makrofauna opgesteld was. Hierdoor is er, afgezien van uitgevallen metingen, bij elke O_2 -meetreeks een makrofaunamonster met een bepaalde soortensamenstelling. Op een drietal niveaus werd onderzocht of er een relatie te leggen is tussen de O_2 -metingen en de makrofauna. De O_2 -variabele wordt daarbij als het ware als een meetlat langs de biologische bemonsteringen gelegd. De drie onderscheiden niveaus in de resultaten van de biologische bemonsteringen zijn:

- methoden voor de biologische beoordeling voor de makrofaunamonsters
- soortabundanties en soortensamenstelling van het makrofaunamonster als geheel
- vóórkomen van afzonderlijke soorten.

De resultaten van de bewerkingen op deze drie niveaus worden achter-eenvolgens in de volgende paragrafen besproken.

7.1 Methoden voor de biologische beoordeling

Op het niveau van de methoden voor de biologische beoordeling van de waterkwaliteit werden door middel van lineaire regressie voor de drie onderzochte watertypen correlatieberekeningen uitgevoerd tussen het 10-percentiel- O_2 als onafhankelijke variabele en de uitkomsten van de berekeningen met behulp van de in § 4.3.2 genoemde methoden (als afgeleiden van de makrofauna-soortensamenstelling van de bijbehorende monsters) als afhankelijke variabelen. De berekeningen werden voor de monsters per water uitgevoerd en voor de monsters uit de verschillende wateren binnen een watertype te zamen (tabel 19). In de tabel zijn de helling en het intercept van de berekende lijn, de verklaarde variantie (R^2), de onbetrouwbaarheid (p) en het aantal waarnemingen (n) weergegeven.

Tabel 19 geeft aan dat slechts in zes gevallen een significante relatie bestaat tussen de O_2 -variabele en de genoemde beoordelingsmethoden. De bijbehorende fractie verklaarde variantie (R^2) toont echter dat de relaties zwak zijn. De relaties voor de afzonderlijke wateren zijn meestal niet significant. Door het kleiner aantal waarnemingen per watertype in vergelijking met de gezamenlijke wateren van een type is het bereik van de O_2 -variabele echter ook vaak geringer.

De diversiteit van Shannon levert in geen enkel water of watertype een significante relatie op.

De verzamelde monsters uit het watertype 'genormaliseerde beek' leverden weliswaar voor de overige methoden een (significante) positieve relatie op, maar deze wordt in het beste geval (bij de kwaliteitsindex K_{135}) slechts voor 16 % verklaard door de variatie in de O_2 -variabele. In het watertype 'sloot' is de diversiteit van Margalef in de sloot bij Ouderkerk zwak negatief gecorreleerd aan het 10-percentiel- O_2 . Ondanks de zeer lage O_2 -concentraties in de tweede helft van het jaar (tabel 7) is de diversiteit toch hoger dan in de eerste helft van het jaar.

Voor het watertype 'plas' kon geen enkele significante relatie aangetoond worden tussen de O_2 -variabele en de beoordelingsmethoden. Dit kan verband houden met het feit dat er slechts twee plassen onderzocht zijn en dat de variatie tussen de beide lokaties slechts gering is.

Geconcludeerd kan worden dat er alleen in het watertype 'genormali-

water(en)	helling	intercept	R ² (%)	p	n
Diversiteit Margalef					
Genorm. beken	0,134	3,358	9,0	0,009 ^{***}	75
Groote Beerze	0,041	3,313	2,7	0,423	26
Holl. Graven	0,248	3,008	22,5	0,030 [*]	21
Kleine Aa	0,150	3,819	2,4	0,436	28
Sloten	-0,007	4,496	0,1	0,858	69
Ewijk	-0,147	6,008	14,1	0,256	11
Polder Stein	-0,040	4,715	1,4	0,567	26
Ouderkerk	-0,159	4,363	13,8	0,036 [*]	32
Plassen	0,057	2,740	1,5	0,399	51
Holl. Ankeveen	0,060	2,504	2,0	0,471	28
Stichts Ankeveen	-0,192	5,043	8,2	0,187	23
Diversiteit Shannon					
Genorm. beken	-0,026	2,242	1,6	0,280	75
Groote Beerze	-0,026	2,121	5,1	0,268	26
Holl. Graven	0,065	2,037	17,1	0,062	21
Kleine Aa	0,049	1,630	0,5	0,717	28
Sloten	0,014	2,284	1,5	0,309	69
Ewijk	-0,022	2,688	5,3	0,495	11
Polder Stein	0,020	2,233	2,8	0,418	26
Ouderkerk	-0,051	2,293	9,5	0,086	32
Plassen	0,016	1,820	0,9	0,508	51
Holl. Ankeveen	0,037	1,670	10,2	0,098	28
Stichts Ankeveen	-0,102	2,796	7,6	0,204	23
Kwaliteitsindex K ₁₃₅					
Genorm. beken	8,096	324,3	15,9	0,000 ^{***}	75
Groote Beerze	9,241	319,3	17,3	0,035 [*]	26
Holl. Graven	0,714	339,2	0,3	0,831	21
Kleine Aa	-10,697	481,9	5,6	0,224	28
Verontreinigingsgroep STOKA-systeem					
Genorm. beken	0,108	3,012	6,9	0,023 [*]	75
Groote Beerze	-0,019	3,486	0,3	0,798	26
Holl. Graven	0,035	2,953	1,6	0,584	21
Kleine Aa	-0,181	6,010	4,6	0,276	28

Tabel 19. Resultaten van de correlatieberekeningen tussen net 10-percentageel-O₂ en de resultaten van de biologische beoordeling voor de verschillende wateren.

significantie:

* : p < 0,05; ** : p < 0,001; *** : p < 0,005.

seerde beek' een zwakke relatie bestaat tussen enerzijds de O₂-variabele en anderzijds de diversiteit van Margalef, de kwaliteitsindex K₁₃₅ en de verontreinigingsklasse in het STORA-systeem voor genormaliseerde beken. In de watertypen 'sloot' en 'plas' zijn geen relaties van betekenis aangetoond.

7.2 Soortabundanties en soortensamenstelling van de makrofaunamonsters

7.2.1 algemeen

Op het niveau van de soortabundanties en soortensamenstelling van de monsters zijn de makrofaunagegevens van de bemonsterde wateren met behulp van CANOCO geanalyseerd. Het doel van deze analyse is te onderzoeken of de O₂-variabele (een deel van) de variatie in de soortensamenstelling van de monsters en de abundantie van de soorten kan verklaren, of welke andere bekende (milieu)variabelen van invloed zijn op deze variatie. Deze variabelen staan in tabel 20. De waarden van de variabelen worden door CANOCO gestandaardiseerd naar gemiddelde 0 en variantie 1 door elke waarneming te verminderen met het gemiddelde en vervolgens te delen door de standaardafwijking van de waarnemingen. Hierdoor hebben de variabelen onderling een gelijkwaardige grootte.

variabele	type	opmerkingen
BZ, HG, KA ('gen.beek') EW, PS, OU ('sloot') HAP, SAP ('plas')	nominaal	water, bestaand uit 3 dummy variabelen bij de typen 'genormaliseerde beek' en 'sloot' en 2 dummy variabelen bij het type 'plas'
HOOGTE	kwantitatief	hoogte vanaf de bodem (cm of dm)
WEEKNR	kwantitatief	nummer van de week waarin het kunstmatig substraat bemonsterd is
KOLTIJD	kwantitatief	kolonisatietijd van het kunstmatig substraat (dagen)
10-PCT	kwantitatief	10-percentiel-O ₂ (mg/l) van de meetreeks, die juist voor de bemonstering verricht is
O2VARIA	kwantitatief	O ₂ -variatie (= O ₂ -maximum minus O ₂ -minimum van de meetreeks)(mg/l)

Tabel 20. Onderzochte milieuvariabelen in de CANOCO-analyses van de makrofaunamonsters voor de drie watertypen.

Er zijn in de analyses twee typen verklarende milieuvariabelen gebruikt, namelijk nominale en kwantitatieve variabelen [19]. Een nominale variabele bestaat uit één of meer 'dummy' variabelen (of klassen), die slechts de waarde 0 of 1 kennen. Een monster kan slechts

voor één dummy variabele van een bepaalde nominale variabele de waarde 1 hebben; de overige dummy variabelen zijn dan 0.

De nominale variabele, waarin het water aangegeven is waaruit het monster afkomstig is, bevat in feite alle milieuvariabelen die niet gemeten zijn en die voor de wateren verschillend kunnen zijn, bijvoorbeeld het stroomsnelheidspatroon bij de genormaliseerde beken of de fysisch/chemische waterkwaliteit bij de plassen.

In de analyses is gewerkt met niet-getransformeerde abundanties per soort. Verder is in alle analyses onderwaardering van zeldzame soorten toegepast ('downweighting of rare species' [20]) (zie § 4.3.4).

De makrofauna werd per watertype afzonderlijk geanalyseerd. De analyses zijn voor elk watertype volgens eenzelfde procedure uitgevoerd. De eerste analyse is telkens een correspondentie-analyse (CA) (dus zonder variabelen). Hiermee wordt een indruk verkregen van de hypothetisch aanwezige gradiënt in de soortensamenstelling van de monsters. Vervolgens zijn enkele canonische CA's verricht met een aantal combinaties van de variabelen en covariabelen, die in tabel 14 genoemd zijn. Variabelen met een t_1 -waarde groter dan 2,1 (zie beneden) zijn in de opvolgende canonische CA als covariabelen opgenomen; variabelen met een t -waarde groter dan 2,1 bij een van de overige ordinatie-assen worden in de opvolgende canonische CA als variabelen opgenomen. Het 10-percentiel- O_2 is in alle gevallen als variabele in de canonische CA's meegenomen om na te gaan of deze de eventuele resterende variatie kan verklaren.

Bij de interpretatie van de resultaten wordt gebruik gemaakt van de eigenwaarden van de ordinatie-assen, de canonische coëfficiënt en de t -waarde van de (milieu)variabelen.

De eigenwaarde van een ordinatie-as ligt tussen 0 en 1. Deze geeft aan hoe belangrijk de ordinatie-as is. Een hoge eigenwaarde geeft aan dat de optima van de responscurven van de verschillende soorten goed gescheiden langs een gradiënt op de ordinatie-as liggen. Bij ecologische toepassingen van correspondentie-analyse heeft een eigenwaarde beneden 0,30 geen betekenis meer [19].

De canonische coëfficiënt van een variabele is de coëfficiënt van de (gewogen) multiple regressie van de monsterscores met de betreffende variabele en is te vergelijken met de regressiecoëfficiënt in lineaire methoden. De variabele met de hoogste canonische coëfficiënt is de belangrijkste bepalende variabele voor de geconstrueerde ordinatie-as. De t -waarde van een variabele is het quotiënt van de canonische coëfficiënt en de standaardafwijking. De t -waarde is te vergelijken met de t -waarde in Student t -toets voor de significantie van een regressiecoëfficiënt. In deze toets heeft een variabele significante invloed op de regressie indien de t -waarde groter is dan de kritieke waarde. De kritieke waarde in de t -toets op het 5 %-significantieniveau is bij grote aantallen waarnemingen circa 2,1 (indien aantal waarnemingen minus aantal milieuvariabelen minus 1 groter is dan 18).

De t -toets mag bij de methode van gewogen middelen echter niet zonder meer toegepast worden om de significantie van de canonische coëfficiënten te bepalen, omdat deze een grotere variantie hebben. De t -waarde heeft in dit geval slechts indicatorische waarde, in die zin dat gesteld kan worden dat een milieuvariabele met een t -waarde kleiner dan 2,1 niet veel bijdraagt aan de regressie in vergelijking met de andere variabelen.

7.2.2 type 'genormaliseerde beek'

In dit watertype zijn de analyses achtereenvolgens met de volledige makrofaunamonsters en met twee verschillende deelmonsters verricht. Het ene deelmonster bestaat uit alleen die soorten in het monster, die in het STORA-systeem voor de biologische beoordeling van genormaliseerde beken als (organische) verontreinigingsindicator zijn opgenomen. Het andere deelmonster bestaat uit alleen die soorten, die bij de berekening van de kwaliteitsindex K_{135} toegepast worden. Beide biologische beoordelingssystemen zijn saprobiesystemen. Het lijkt redelijk te veronderstellen dat er een relatie bestaat tussen de O_2 -variabele en de indicatorsoorten uit de beide systemen.

volledige monsters (met alle soorten)

De ingevoerde parameters en de resultaten van de CANOCO-analyses staan in tabel 21.

analyse	parameters		resultaten				c.c.1	t ₁
	variabelen	covariab.	Eig.1	Eig.2	Eig.3	Eig.4		
CA	-	-	0,69	0,47	0,40	0,25	-	-
CCA	HG KA WEEKNR* KOLTIJD HOOGTE 10-PCT O2VARIA	-	0,61	0,33	0,29	0,12	0,19 1,14 -0,37 -0,06 0,14 0,00 0,12	2,5 12,9 -4,5 -0,7 2,4 0,0 1,9
CCA	WEEKNR 10-PCT	HG,KA HOOGTE	0,33	0,10	0,39	0,27	0,74 0,03	14,0 0,4
CCA	10-PCT	HG,HOOGTE KA,WEEKNR	0,11	0,39	0,27	0,25	-0,46	-8,4

Tabel 21. Parameters en resultaten van de CANOCO-analyses met de volledige makrofaunamonsters (type 'genormaliseerde beek').
(92 monsters, 226 soorten).

* t-waarde > 2,1 bij ordinatie-as 2, 3 of 4.

CA = correspondentie-analyse (=indirecte gradiëntanalyse)

CCA = canonische CA (= beperkte gradiëntanalyse)

Eig._n = eigenwaarde van n-de ordinatie-as

c.c.1 = canonische coëfficiënt van eerste ordinatie-as

t₁ = t-waarde van de c.c.1.

In de canonische CA met alle in tabel 20 genoemde variabelen, ligt de eigenwaarde van de eerste as (0,61) dicht bij die van de CA (0,69). Deze combinatie van variabelen kan dus het grootste deel van de variatie tussen de monsters verklaren. De variabele KA heeft de hoogste canonische coëfficiënt en de hoogste t-waarde bij de eerste as. De soortensamenstelling van de monsters in de Kleine Aa is dus duidelijk verschillend van die van de monsters in de andere beken. Dit is waarschijnlijk meer het gevolg van een aantal soorten dat alleen in de Kleine Aa voorkomt, dan door verschillen in soortabundantie tussen de monsters. De hoogte ten opzichte van de bodem (variabele HOOGTE) en of een monster uit de Hollandse Graven afkomstig is (HG), verklaren ook een deel van de eerste ordinatie-as ($t_1 > 2,1$), terwijl de tijd van het jaar (WEEKNR) een rol speelt bij de tweede as. Dit laatste wordt bevestigd door de derde canonische CA (tabel 21), waar de belangrijkste variabelen als covariabelen zijn opgenomen en dus geen effect meer hebben. De t-waarde van de variabele WEEKNR is 14,0. In de loop van het seizoen verandert de soortensamenstelling o.a. ten gevolge van het uitvliegen van bepaalde taxa. In de laatste canonische CA is ook voor deze variabele gecorrigeerd, zodat nagegaan kan worden of de restvariatie aan het 10-percentiel- O_2 kan worden toegeschreven. Dit is niet het geval, gezien de negatieve canonische coëfficiënt en t-waarde.

De conclusie is dat het 10-percentiel- O_2 geen invloed heeft op de soortensamenstelling van de volledige monsters uit het watertype 'genormaliseerde beek'. De monsters verschillen vooral van elkaar in de verschillende beken en in een verschillende tijd van het jaar.

deelmonsters van soorten uit het STORA-systeem

De parameters en resultaten van de CANOCO-analyses die met deze deelmonsters uitgevoerd zijn staan in tabel 22.

Uit vergelijking van de CA met de eerste canonische CA blijkt dat de combinatie van alle variabelen de aanwezige gradiënt in de monsters goed benadert. De tijd van het jaar en of een monster al dan niet uit de Hollandse Graven afkomstig is, bepalen de belangrijkste verschillen tussen de monsters. De (geringe) resterende variatie ($Eig.1 = 0,10$) is niet te relateren aan het 10-percentiel- O_2 (derde canonische CA).

Er is geen relatie tussen het 10-percentiel- O_2 en de soortensamenstelling van de monsters op basis van de indicatorsoorten voor organische verontreiniging volgens het STORA-systeem voor genormaliseerde beken.

parameters			resultaten					
analyse	variabelen	covariab.	Eig.1	Eig.2	Eig.3	Eig.4	c.c.1	t ₁
CA	-	-	0,77	0,59	0,37	0,26	-	-
CCA	HG*	-	0,71	0,35	0,24	0,04	0,22	-3,1
	KA						-1,32	-13,6
	WEEKNR						0,44	4,8
	KOLTIJD						-0,02	-0,3
	HOOGTE						-0,20	-3,2
	10-PCT						-0,02	0,2
	O2VARIA						-0,05	-0,7
CCA		WEEKNR	0,35	0,09	0,49	0,40		
	HG						0,67	8,3
	10-PCT						-0,10	-1,3
CCA		WEEKNR	0,10	0,49	0,40	0,28		
		HG						
	10-PCT						-0,40	-5,4

Tabel 22. Parameters en resultaten van de CANOCO-analyses van de makrofaunamonsters (type 'genormaliseerde beek'; alleen soorten uit STORA-systeem; 92 monsters, 54 soorten; toelichting tabel zie tabel 21)

* t-waarde > 2,1 bij ordinatie-as 2, 3 of 4.

deelmonsters met K₁₃₅ soorten

De resultaten van de CANOCO-analyses met de soorten, die bij de berekening van de K₁₃₅ gebruikt worden (tabel 23), tonen een vergelijkbaar patroon met de resultaten van de analyses met de volledige monsters. Ook hier bepalen de beek (KA), de hoogte ten opzichte van de bodem en de tijd van het jaar de voornaamste verschillen tussen de monsters. De variatie die resteert, nadat voor de belangrijkste variabelen gecorrigeerd is (WEEKNR, HG en HOOGTE als covariabelen), kan echter bij dit makrofauna-gegevensbestand wel aan het 10-percentiel-O₂ gerelateerd worden. In de laatste canonische CA is de t-waarde 9,0 voor de variabele 10-PCT. De eigenwaarde van de eerste ordinatie-as is weliswaar significant in de 'Monte Carlo'-permutatietest (p=0,01; dus willekeuriger bepaald dan door het toeval), maar erg laag (<0,30), zodat er niet teveel betekenis aan gehecht kan worden. Omdat er nog maar één variabele in de analyse opgenomen is, wordt de ordinatie volledig naar die variabele gedwongen en komt de overige variatie tot uitdrukking in de tweede en volgende ordinatie-assen. Deze hebben dan ook een hogere eigenwaarde dan de eerste as.

De abundanties van de makrofaunasoorten, die bij de berekening van de kwaliteitsindex K₁₃₅ gebruikt worden, kunnen slechts in zeer geringe

parameters			resultaten					
analyse	variabelen	covariab.	Eig.1	Eig.2	Eig.3	Eig.4	c.c.1	t ₁
CA	-	-	0,53	0,42	0,35	0,24	-	-
CCA		-	0,39	0,29	0,17	0,10		
	HG						-0,44	-7,6
	KA						0,50	8,3
	WEEKNR*						0,17	2,7
	KOLTIJD						0,05	-0,7
	HOOGTE						0,15	3,4
	10-PCT						-0,03	-0,5
	O2VARIA						0,02	0,4
CCA			0,19**	0,31	0,28	0,22		
		WEEKNR, KA HOOGTE						
	10-PCT						0,53	9,0

Tabel 23. Parameters en resultaten van de CANOCO-analyses van de monsters uit de genormaliseerde beken (alleen k₁₃₅ soorten; 92 monsters, 87 soorten; toelichting tabel zie tabel 21).

* t-waarde > 2,1 bij ordinatie-as 2, 3 of 4.

** significant in 'Monte Carlo'-permutatietoets (p=0.01).

mate met de O₂-variabele verklaard worden, wanneer de verandering in makrofauna-gemeenschappen gedurende het jaar en de verschillen tussen de wateren buiten beschouwing worden gelaten.

Voor het type 'genormaliseerde beek' kan geconcludeerd worden dat de volledige makrofaunagemeenschap op het kunstmatig substraat niet door de O₂-variabele bepaald wordt, maar dat een deel van die gemeenschap wel een zwakke relatie vertoont met de O₂-variabele na correctie voor het seizoen en het water, namelijk die soorten, die bij de kwaliteits-index als indicator gebruikt worden.

7.2.3 type 'sloot'

De resultaten van de CANOCO-analyses voor het type 'sloot' staan weergegeven in tabel 24.

De canonische CA met de volledige set variabelen kan een belangrijk deel van de theoretische variatie in de soortensamenstelling van de makrofaunamonsters van het type 'sloot' verklaren (tabel 24). De tijd van het jaar en de sloot die bemonsterd werd, spelen hierbij de voornaamste rol. Het 10-percentiel-O₂ is in deze analyse niet van betekenis. Bij de analyse met de tijd van het jaar en de sloten als covariabelen levert de O₂-variabele geen relevante bijdrage aan de ordinatie.

parameters			resultaten					
analyse	variabelen	covariab.	Eig.1	Eig.2	Eig.3	Eig.4	c.c.1	t ₁
CA	-	-	0,56	0,41	0,39	0,34	-	-
CCA	EW*	-	0,49	0,31	0,18	0,13	0,07	1,1
	PS*						0,43	7,0
	WEEKNR						0,76	12,6
	KOLTIJD						0,06	0,8
	HOOGTE						0,01	0,3
	10-PCT*						-0,25	-3,8
	O2VARIA						0,03	-0,5
CCA		WEEKNR	0,17	0,32	0,32	0,23		
		EW, PS						
		KOLTIJD						
	10-PCT						-0,70	-9,7

Tabel 24. Parameters en resultaten van de CANOCO-analyses van de makrofaunamonders (type 'sloot'; 86 monsters, 164 soorten; toelichting tabel zie tabel 21).

* t-waarde > 2,1 bij ordinatie-as 2, 3 of 4.

parameters			resultaten					
analyse	variabelen	covariab.	Eig.1	Eig.2	Eig.3	Eig.4	c.c.1	t ₁
CA	-	-	0,49	0,45	0,29	0,25	-	-
CCA	SP	-	0,37	0,24	0,19	0,13	0,46	7,1
	WEEKNR*						-0,35	-5,3
	KOLTIJD						0,03	0,5
	HOOGTE*						0,04	0,9
	10-PCT						0,05	0,6
	O2VARIA*						-0,29	-3,7
CCA		SP	0,25	0,15	0,14	0,03		
	WEEKNR						-0,62	-10,0
	HOOGTE*						0,13	2,4
	10-PCT*						-0,13	-1,5
	O2VARIA						-0,33	-3,9
CCA		SP, HOOGTE	0,15	0,41	0,24	0,23		
	10-PCT						-0,46	-8,9

Tabel 25. Parameters en resultaten van de CANOCO-analyses van de makrofaunamonders (type 'plas'; 58 monsters, 107 soorten; toelichting tabel zie tabel 21).

* t-waarde > 2,1 bij ordinatie-as 2, 3 of 4.

7.2.4 type 'plas'

De resultaten van de CANOCO-analyses voor het type 'plas' staan in tabel 25.

De eigenwaarde van de eerste as in de CA is laag in vergelijking met de boven besproken andere watertypen. De monsters zijn ook maar uit twee wateren dicht bij elkaar afkomstig. Niettemin is het onderscheid tussen de twee plassen de belangrijkste bron van variatie in de soort-abundanties en soortensamenstelling van de monsters. Uit bijlage 6 blijkt dat er diverse soorten zijn, die slechts in een van beide plassen voorkomen. Ook de verticale positie van het kunstmatig substraat ten opzichte van de bodem verklaart een (gering) deel van de variatie tussen de monsters.

Het 10-percentiel- O_2 is niet van belang voor de variatie tussen de monsters, die in het watertype 'plas' genomen zijn.

7.3 O_2 -tolerantie-ondergrenzen van makrofaunasoorten

Een aantal saprobiesystemen voor de biologische beoordeling van de waterkwaliteit werkt op basis van het voorkomen van bepaalde makrofaunasoorten. Een hoge saprobiegraad gaat gepaard met lage O_2 -concentraties en wordt gekenmerkt door soorten die tolerant zijn voor lage O_2 -concentraties. Een lage saprobiegraad wordt juist gekenmerkt door soorten die intolerant zijn voor lage O_2 -concentraties. Aangenomen wordt dat er voor een soort een minimumconcentratie of tolerantie-ondergrens bestaat, waarbij de soort nog juist kan overleven.

In dit onderzoek is een groot aantal makrofauna-bemonsteringen en O_2 -metingen verricht. Bij elke makrofaunasoort, die in een of meerdere monsters aangetroffen is, kan een frequentieverdeling van O_2 -concentraties opgesteld worden uit de meetreeksen, die bij de betreffende monsters verricht zijn. Deze frequentieverdeling kan inzicht geven in de relatie tussen de O_2 -tolerantie-ondergrens van een soort en plaats van de soort in het beoordelingssysteem.

soortnaam	afkorting	STORA-sys.	K_{135}
Chironomus sp	CHIRONSP	1/1*	1
Glyptotendipes sp	GLYPTOSP	1/1	3
Erpobdella testacea	ERPOTEST	2	3
Physa fontinalis	PHYSFONT	3/2	3
Anabolia nervosa	ANABNERV	2/3	5
Cyrnus trimaculatus	CYRNTRIM	4	5
Stictotarsus duodecimpustulatus	STTADUOD	4	5
Platycnemis pennipes	PLTYPENN	6	5

Tabel 26. Groepsplaats van een aantal makrofaunasoorten in het STORA-systeem voor de biologische beoordeling van genormaliseerde beken en in de kwaliteitsindex K_{135} .

* stromend/minder stromend.

Voor enkele soorten, die in het STORA-systeem voor de biologische beoordeling van genormaliseerde beken en bij de berekening van de kwaliteitsindex K_{135} gebruikt worden, zijn de frequentieverdelingen van de O_2 -waarnemingen uitgezet (figuren 23 en 24). De plaats van de geselecteerde soorten in de genoemde beoordelingssystemen staat in tabel 26.

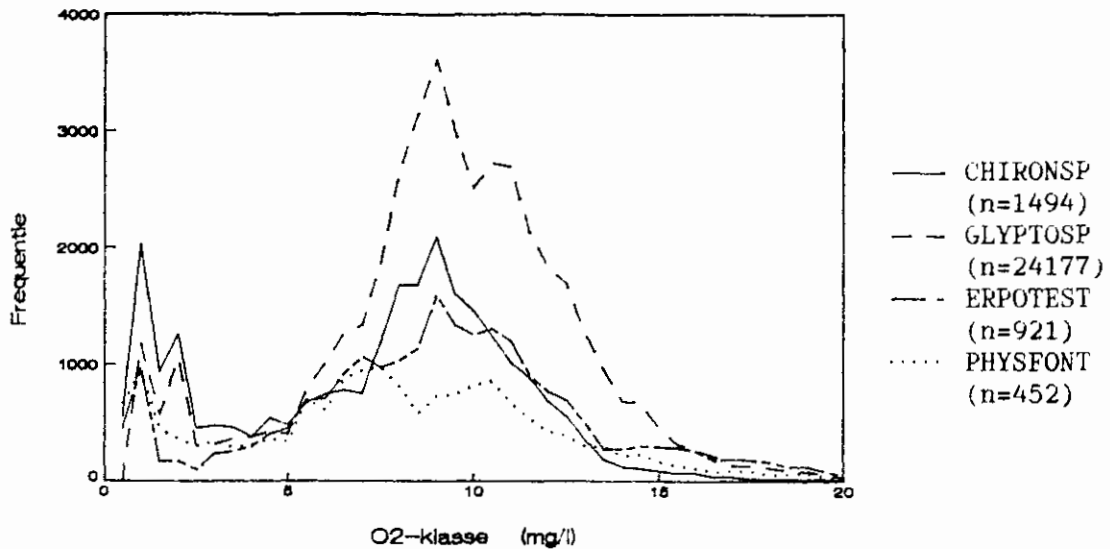


Fig. 23. Frequentieverdeling van O_2 -waarnemingen over klassen van 0,5 mg O_2/l voor vier makrofaunasoorten met wegingsfactor 1 en 3 bij de berekening van de K_{135} (n = totaal aantal individuen van de soort van alle monsters).

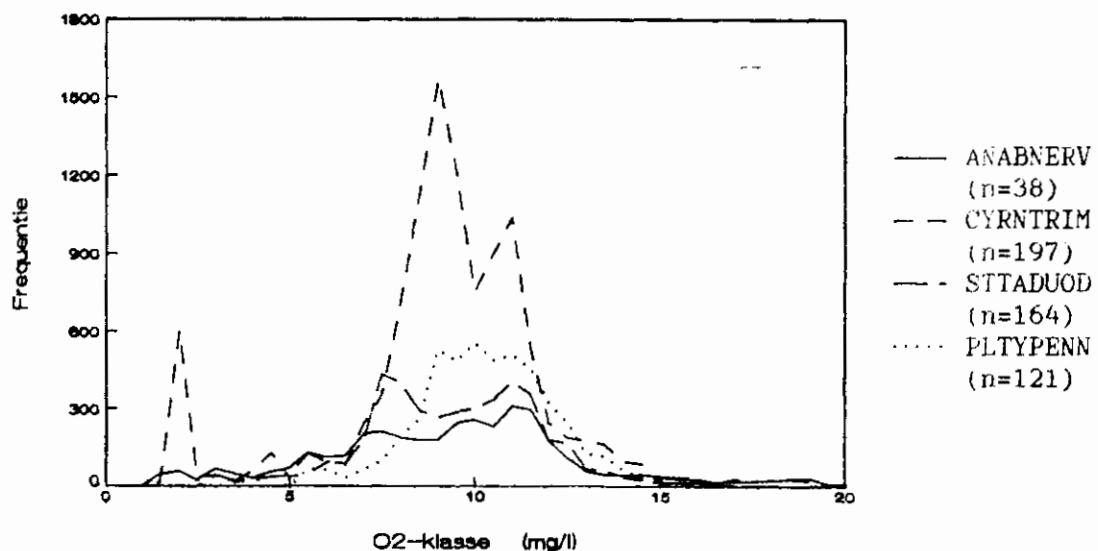


Fig. 24. Frequentieverdeling van O_2 -waarnemingen over klassen van 0,5 mg O_2/l voor vier makrofaunasoorten met wegingsfactor 5 bij de berekening van de K_{135} (n = totaal aantal individuen van de soort van alle monsters).

Een tolerantie-ondergrens voor een makrofaunasoort bestaat niet uit een O_2 -concentratieniveau. De concentratie kan niet los gezien worden van de tijdsduur waarin deze achter elkaar optreedt. Een soort kan tijdens zijn leven bijvoorbeeld tien uur zuurstofloosheid verdragen, indien dit over een jaar verdeeld gedurende zeer korte perioden optreedt. Tien uur aan één stuk bijvoorbeeld verdraagt de soort echter niet. In dit onderzoek bedraagt het meetinterval tussen twee O_2 -metingen 15 minuten, waarbij aangenomen wordt, dat de concentratie gedurende die tijd constant blijft.

Uit de hoge frequenties in de laagste zuurstofklassen kan geconcludeerd worden dat de soorten minimaal 15 minuten zeer lage concentraties kunnen overleven. De frequenties per O_2 -klasse kunnen echter niet tot een totale blootstellingstijd gesommeerd worden, omdat de waarnemingen niet noodzakelijkerwijs na elkaar verricht hoeven te zijn. De tolerantiegrens wordt voor de soorten niet bereikt bij het hier gebruikte meetinterval.

In figuur 25 is de frequentieverdeling van alle in dit onderzoek verrichte O_2 -waarnemingen en de verdeling per watertype uitgezet.

De zeer lage O_2 -concentraties zijn voornamelijk in het type 'sloot' (sloot bij Ouderkerk) gemeten. Het minimum in de curven rond 4 mg/l (figuur 25) hoeft niet te betekenen dat de soorten bij die concentraties niet voor zouden kunnen komen; deze O_2 -waarden zijn slechts in dit onderzoek ondervertegenwoordigd. De soorten in figuur 24 komen, behalve *Cyrnus trimaculatus*, niet voor in de sloot bij Ouderkerk.

Vergelijking van de figuren 23 en 24 met figuur 25 toont dat de frequentieverdeling van O_2 -waarnemingen van met name de vaak voorkomende soorten een zelfde verloop hebben als de frequentieverdeling van het gehele bestand van O_2 -waarnemingen.

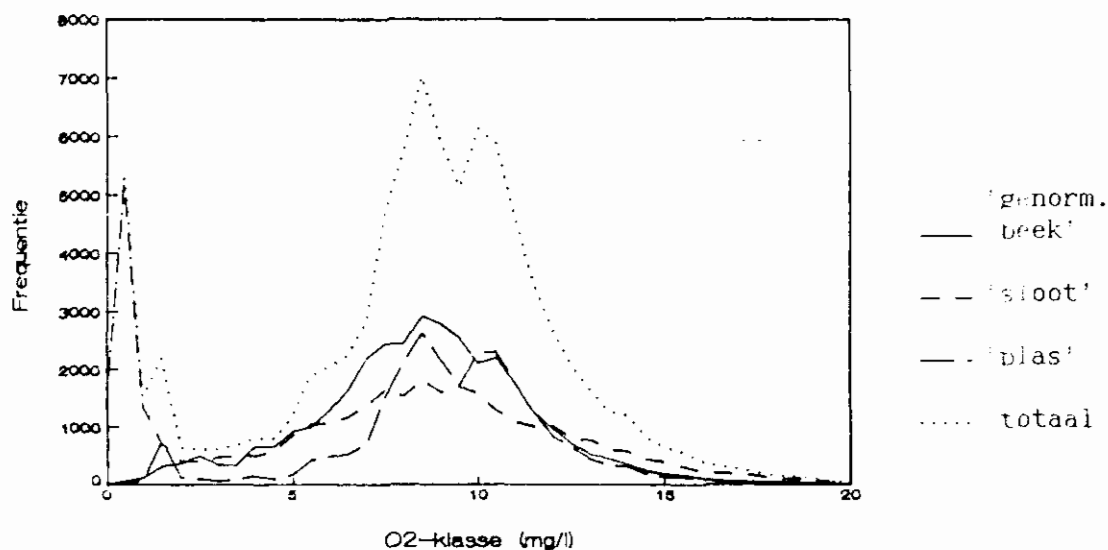


Fig. 25. Frequentieverdeling van de O_2 -waarnemingen over klassen van 0,5 mg/l van alle meetreeksen in drie watertypen.

8 BESPREKING EN EVALUATIE

8.1 Zuurstofmetingen

In dit hoofdstuk zullen de resultaten van de voorafgaande hoofdstukken in relatie tot elkaar besproken en geëvalueerd worden. In hoofdstuk 9 zullen vervolgens de conclusies ten aanzien van de in de inleiding gestelde vragen kort samengevat worden.

Tabel 27 vat voor de verschillende watertypen de temporele en ruimtelijke fluctuaties in O_2 -variaties samen.

	niveau/schaal	'gen.beek'	'sloot'	'plas'
temporeel	week/meetreeks	4,6	5,9	5,6
	seizoen	1,5	7,2	3,7
ruimtelijk	wateren	1,9	2,9	3,5
	lokaties	3,4	2,3	0,9
	diepten	1,8	2,3	1,8

Tabel 27. Overzicht van de fluctuaties (mg/l) in de O_2 -variatie over enkele temporele en ruimtelijke niveaus voor de drie typen.

De temporele variatie op meetreeksniveau is de gemiddelde O_2 -variatie (O_2 -maximum minus O_2 -minimum) van alle meetreeksen van het betreffende watertype.

De temporele variatie op seizoenschaal is het maximale verschil tussen de gemiddelden van de O_2 -variaties in de onderscheiden perioden. Evenzo is de ruimtelijke fluctuatie tussen de wateren van een type berekend als het grootste verschil van de gemiddelden van de O_2 -variaties per water en is op het niveau van de lokaties het maximale verschil tussen twee of drie (afhankelijk van het watertype) lokaties in elk van de wateren van ieder type. Tenslotte representeert de ruimtelijke variatie over de diepte het maximale verschil tussen de gemiddelden van de O_2 -variaties per diepte. De variatie op de tijdschaal binnen een meetreeks is niet berekend.

De afzonderlijke fluctuaties kunnen aanzienlijk zijn en lopen veelal op tot meer dan 10 mg/l over een periode van één of enkele dagen. Voor het type 'genormaliseerde beek' geldt dat de diepte waarop bemonsterd wordt niet van invloed is op het gevonden resultaat. Dit wordt zeer waarschijnlijk veroorzaakt door het feit, dat door de stroming van het water eventueel optredende verticale gradiënten teniet gedaan worden. Voor de overige typen geldt wel een zeker verschil tussen de O_2 -concentraties die gevonden worden op de verschillende bemonsterde dieptes. Daarbij geldt in het algemeen, dat de O_2 -concentraties bij de bodem het laagst zijn en die aan of iets onder het wateroppervlak het hoogst. De invloed van de diepte op de minimum- O_2 -concentratie is in het algemeen het duidelijkst in het watertype 'sloot'. Dit lijkt ook logisch gezien het feit, dat een sloot een vrij beschut milieu is,

waarbij de invloed van de wind op de menging van het water aanzienlijk minder zal zijn dan in het algemeen in plassen het geval is. Binnen een watertype zijn in het algemeen duidelijke verschillen tussen de wateren aan te geven. Dit is een belangrijk resultaat, omdat het aangeeft dat de zuurstofritmiek in een water dus blijkbaar een belangrijke karakteristiek van dat water kan zijn, die als milieuvARIABLE ook discriminerend tussen wateren optreedt.

Een erg belangrijk resultaat is het feit dat voor de twee gedefinieerde dagdelen (gehele dag en 'overdag' (8-17 uur)) geen verschillen konden worden aangetoond in zoverre het het O_2 -minimum, het O_2 -maximum en het 10-percentiel- O_2 van een meetperiode betrof. Dit feit is belangrijk, omdat het betekent dat het routinematig bemonsteren van een water overdag niet tot een overschatting of onderschatting van het 10-percentiel, het O_2 -minimum of het O_2 -maximum leidt vanwege het selectieve karakter van de tijd van de bemonstering.

Uit de besproken relatieve frequentieverdelingen voor het tijdstip van de dag waarop het O_2 -minimum en het O_2 -maximum vallen, is ook goed te begrijpen, waarom er geen verschillen zijn aan te tonen. De minimum- O_2 -concentratie treedt pas op in de vroege ochtend (en niet 's nachts zoals verwacht zou mogen worden) en het O_2 -maximum reeds laat in de middag (en niet 's avonds laat).

De invloed van de periode in het jaar op de verschillende zuurstofvariabelen is ook duidelijk, maar complex van aard. Er zijn in feite drie factoren aan te wijzen die deze temporele variatie verklaren.

Op de eerste plaats is dit de ontwikkeling van de biologische component van het water. In het begin van het seizoen zal er een geringe fyto-massa aanwezig zijn. De ontwikkeling van plantaardige organismen vindt een aanvang. De start van de ontwikkeling van de dierlijke component vindt in het algemeen iets later plaats, zodat de verhouding tussen zuurstofproductie en zuurstofverbruik niet dezelfde zal zijn in de tijd.

Een tweede factor van belang is de lichtinstraling. Deze wordt voornamelijk bepaald door de daglengte en deze neemt in het begin van het seizoen toe, doch neemt reeds na juni weer af. Omdat de totale hoeveelheid licht de zuurstofproductie van de fyto-massa voor een groot deel zal sturen, is de hoeveelheid instraling van groot belang.

Een derde factor van belang is in dit kader de fysiologische activiteit van de fyto-massa. Veroudering van plantaardig weefsel leidt tot een verminderde fotosynthese. Dat wil zeggen dat een grote hoeveelheid instraling niet altijd hoeft te leiden tot een hoge zuurstofproductie. Vanwege de invloed van deze in de tijd veranderende factoren is het moeilijk een eenduidige conclusie te trekken omtrent de oorzaken die ten grondslag liggen aan de gevonden verschillen tussen de verschillende meetperiodes. Dat de factor licht hierbij een grote rol speelt, is echter evident. Hieruit moet geconcludeerd worden dat het berekenen van bijvoorbeeld een 10-percentiel, afhankelijk zal zijn van het tijdstip in het jaar, waarop de hieraan ten grondslag liggende zuurstofwaarnemingen zijn verzameld. Dit betekent ook dat de door de waterkwaliteitsbeheerder berekende 10-percentielwaarden, die gebaseerd zijn op waarnemingen over een geheel jaar, een van dit onderzoek verschillend resultaat kunnen opleveren.

Omdat het 10-percentiel zo'n belangrijke plaats inneemt, is in dit rapport uitgebreid aandacht besteed aan het berekenen van deze waarde voor de verschillende wateren. Bovendien is gepoogd om aan te geven

hoe met een zo gering mogelijke inspanning een goed beeld van het 10-percentiel verkregen kan worden. Daarom is geprobeerd een methode te geven om via een puntmeting een goede schatting van het 10-percentiel te verkrijgen.

Geconcludeerd kan worden dat de minimum-O₂-concentratie van een meetperiode goed gebruikt kan worden om een betrouwbare schatting van het 10-percentiel-O₂ te verkrijgen. Het O₂-maximum is hiervoor minder geschikt. Bij de geschetste procedure is echter wel het uitgangspunt gehanteerd, dat de uitgevoerde puntmeting ook de echte minimum-O₂-concentratie is voor die periode waarover het 10-percentiel bepaald gaat worden. De hierboven reeds vermelde relatieve frequentieverdelingen van de minimum-O₂-concentratie over de dag laten zien, dat er dan in het algemeen (type 'genormaliseerde beek' en 'plas') tussen 5 en 8 uur 's ochtends gemeten zal moeten worden. Voor het type 'sloot' is dat tussen 7 en 10 uur. Er is dan een relatief grote kans het echte minimum aan te treffen. Gezien de vorm van de relatieve frequentieverdeling zal er een zekere fout in deze schatting aanwezig zijn. De gevonden regressievergelijkingen indiceren in het algemeen, dat de puntmetingen tussen 5 uur en 8 uur als indicatie voor het te verwachten 10-percentiel kunnen worden beschouwd. Dit lijkt vreemd omdat het 10-percentiel hoger zou moeten zijn dan het minimum, doch de vereiste betrouwbaarheid van de schatting resulteert nu eenmaal in bovenstaande conclusie.

Opgemerkt dient te worden, dat de regressievergelijkingen per watertype en water enigszins verschillen en bovenstaande dus als vuistregel gehanteerd kan worden. Een preciese definiëring van een regressievergelijking per water zal in vergelijking met bovenstaande algemene vuistregel natuurlijk tot een minder strenge eis ten aanzien van de te tolereren minimum-O₂-concentratie leiden, maar zal in de praktijk meer werk met zich meebrengen.

Benadrukt moet worden dat bovenstaande benadering gebaseerd is op meetperiodes van enkele dagen tot een week, wat betekent dat de gegeven regressievergelijkingen ook slechts geldig zijn voor schattingen van het 10-percentiel voor zo'n periode. Er lijkt in principe geen reden om aan te nemen, dat hetzelfde niet mogelijk is voor langere periodes en het is niet onwaarschijnlijk, dat de resultaten niet veel zullen afwijken van de in dit rapport gepresenteerde.

8.2 Biologische bemonsteringen

De analyses van de resultaten van de biologische bemonsteringen tonen aan, dat de variatie in biologische waterkwaliteit op basis van de voor de verschillende watertypen gehanteerde methoden voor de beoordeling van de biologische waterkwaliteit voornamelijk bepaald wordt door het water. De invloed van de diepte en de periode van het jaar zijn in vergelijking hiermee te verwaarlozen. Dit geldt met name voor de gehanteerde beoordelingsmethoden volgens het STORA-systeem voor genormaliseerde beken en de kwaliteitsindex K₁₃₅, eveneens van toepassing op genormaliseerde beken. De diversiteitsindices van Margalef en Shannon discrimineren wel op het niveau van het watertype, binnen een watertype niet tussen wateren, maar doen dat weer wel tussen diepten en periodes van het jaar. Voor een vergelijking van de waterkwaliteit van verschillende wateren lijkt dit laatste niet zo aantrekkelijk. Voor het watertype 'genormaliseerde beek' voldoen de kwaliteitsindex K₁₃₅ en de verontreinigingsgroep in het beoordelingssysteem voor genormali-

seerde beken dan ook beter in zoverre het om het onderscheiden van wateren op basis van de makrofauna gaat. Bovenstaande heeft slechts betrekking op de invloed van het drietal genoemde onafhankelijke variabelen. De invloed van de zuurstofconcentratie op de biologische waterkwaliteit is in dit verband dus nog niet ter sprake geweest. De zuurstofvariabele is echter als continue variabele aanwezig in het gegevensbestand en de invloed van deze variabele op de biologische waterkwaliteit kan daarom ook beter via lineaire regressie geanalyseerd worden.

Het is op basis van bovenstaande nog niet uit te sluiten, dat de gevonden invloeden van de in de ANOVA's betrokken onafhankelijke variabelen uiteindelijk terug te voeren zijn op met deze onafhankelijke variabelen samenhangende verschillen in de zuurstofvariabelen. De resultaten van die analyses worden in de volgende paragraaf verder besproken.

8.3 Relatie tussen zuurstofmetingen en biologische bemonsteringen

De resultaten van de analyses die betrekking hebben op de relatie tussen de O₂-metingen en de biologische bemonsteringen, geven aan dat er een bijzonder geringe correlatie is tussen de berekende biologische waterkwaliteit en de verschillende zuurstofvariabelen. Het 10-percentiel-O₂ is nauwelijks gecorreleerd met de biologische waterkwaliteit op basis van de makrofauna. De multivariate analyses toonden ook geen grote invloed aan van de zuurstofvariabele op de soortabundanties en soortensamenstelling van de monsters en dus van de biologische waterkwaliteit. Dit is voor een belangrijk deel te begrijpen uit de studie naar de zuurstoftolerantie-ondergrenzen van de afzonderlijke makrofaunasoorten. Hieruit bleek dat de relatieve frequentieverdeling van de zuurstofconcentraties, waarbij de organismen zijn waargenomen, de frequentieverdeling van alle zuurstofwaarnemingen van het betreffende water benaderde. Dit betekent in feite dat het zuurstofgehalte in de bemonsterde wateren niet laag genoeg is geweest om van directe invloed te zijn op het voorkomen van de bemonsterde evertibraten.

Samen met de conclusies uit de vorige paragraaf mag worden geconcludeerd, dat de variatie in de biologische waterkwaliteit in het huidige onderzoek slechts in beperkte mate door de zuurstofvariabele is bepaald. Opvallend is dat in feite alleen de kwaliteitsindex K₁₃₅ en de verontreinigingsgroep in het beoordelingssysteem voor genormaliseerde beken een verband tussen de waterkwaliteit en de factor zuurstof indiceren, waarbij de K₁₃₅ het meest indicatief lijkt te zijn. Voor de zuurstoftolerantie-ondergrenzen mag dit als opmerkelijk beschouwd worden. Blijkbaar bevatten deze beoordelingsmethoden aan zuurstof gerelateerde componenten, die over deze variabele informatie verschaffen op een niveau dat de tolerantiegrensvan de organismen niet bereikt.

Hierbij moet echter wel opgemerkt worden dat de bemonsterde punten in meer dan driekwart van de gevallen aan de betreffende zuurstofnorm voldeden. Het is dan ook alleszins redelijk dat een factor, die zich op een niveau bevindt dat boven de norm uitgaat, geen belangrijke invloed meer heeft op de biologische waterkwaliteit. Voor de bestudeerde wateren lijkt in dit opzicht de norm dan ook het beoogde doel te bewerkstelligen. In het type 'sloot' echter voldeed een derde van de 10-percentielwaarden niet aan de norm. De biologische waterkwaliteit wordt in dit geval dus niet erg goed door de norm gedekt.

CONCLUSIES

De conclusies van het onderzoek zullen aan de hand van de in hoofdstuk 2 gestelde vragen samengevat worden.

Vraag 1

Hoe groot is de te verwachten ritmiek in de zuurstofconcentratie, zowel temporeel als ruimtelijk, per watertype bij een bepaalde samenstelling van de makrofaunagemeenschap (=biologische waterkwaliteit)?

Conclusie:

De O₂-ritmiek over een periode van enkele dagen kan variaties in zuurstofconcentraties vertonen die vaak oplopen tot meer dan 10 mg/l. Op meetreeksniveau bedraagt de totale maximale variatie gemiddeld 6 mg/l. Op seizoenschaal (enkele maanden) kan het maximale verschil tussen de gemiddelde variaties oplopen tot 7 mg/l.

De maximale ruimtelijke variatie van de gemiddelde O₂-variaties is tussen de verschillende wateren gemiddeld 3 mg/l, terwijl deze tussen de lokaties binnen een water circa 3,5 mg/l is.

Er kan geen uitspraak gedaan worden over fluctuaties bij verschillende biologische waterkwaliteiten, omdat de toegepaste methoden voor de beoordeling van de biologische waterkwaliteit niet blijken te discrimineren tussen de lokaties binnen een water.

Vraag 2

Hoe groot is de variatie in deze ritmiek door wisselingen in het weer en het seizoen (en wat is het eventuele effect van routinematige beheersingrepen)?

Conclusie:

De variatie in zuurstofritmiek door wisselingen in het seizoen kan oplopen tot 6 mg/l. Hiervan komt een in dit onderzoek niet te kwantificeren deel op rekening van wisselingen in de algemene weersgesteldheid. Doordat de daglengteverschillen over het seizoen al aanleiding geven tot een verschil in variatie van 6 mg/l, lijkt de invloed van de weersgesteldheid gemiddeld gezien zeer miniem.

De variatie over een week is in een groot aantal gevallen groter dan de variatie over het seizoen en bedraagt veelal meer dan 10 mg/l.

Ten aanzien van het effect van beheersingrepen op de O₂-variatie zijn slechts globale indicaties beschikbaar gekomen, aangezien deze effecten niet te onderscheiden zijn van andere variërende factoren.

Vraag 3

Hoe groot is de variatie in deze ritmiek door veranderingen in de waterkwaliteit?

Conclusie:

Op basis van de gegevens uit de bemonsterde wateren kan hierover geen uitspraak gedaan worden. Wanneer de biologische rijkdom en de biologisch gedefinieerde waterkwaliteit gehanteerd worden als criteria voor de waterkwaliteit, blijkt de zuurstofvariabele niet tot nauwelijks gerelateerd aan de waterkwaliteit.

Vraag 4

Hoe kan een bemonsteringsprogramma ter beoordeling van de zuurstoftoestand van het water optimaal zijn?

Conclusie:

Wanneer het 10-percentiel- O_2 van een water het resultaat van een bemonsteringsprogramma moet zijn, heeft het de voorkeur dit 10-percentiel over een relatief korte periode en per watertype te bepalen. Deze periode kan het beste een of enkele weken bedragen. Er is op basis van een puntmeting in deze periode een redelijk betrouwbare schatting te maken van het te verwachten 10-percentiel- O_2 . Het is waarschijnlijk, dat de benodigde regressievergelijking, die het verband beschrijft tussen de minimum- O_2 -concentratie en het 10-percentiel- O_2 , in de meeste gevallen op simultaan verzamelde monsters uit slechts een klein aantal wateren gebaseerd hoeft te worden om redelijk representatief voor het watertype te zijn. De hiervoor noodzakelijke waarnemingen hoeven niet op een bepaalde diepte verzameld te worden; standaardisatie van de diepte heeft wel de voorkeur. Wanneer de betreffende regressievergelijking ter beschikking staat, wordt op basis van een puntmeting 's morgens tussen 5 en 8 uur de zuurstofconcentratie bepaald. In het type 'sloot' is dat tussen 7 en 10 uur. Deze waarde kan als minimum- O_2 -concentratie beschouwd worden. Als vuistregel wordt deze waarde gehanteerd als schatting van het te verwachten 10-percentiel- O_2 . Wanneer de waterkwaliteit binnen een watertype sterk varieert, verdient het aanbeveling voor de verschillende waterkwaliteitsniveaus verschillende regressievergelijkingen op te stellen.

Vraag 5

Zijn er algemene verbanden aan te duiden tussen de biologische waterkwaliteit en de te verwachten zuurstofconcentraties?

Conclusie:

Er is naar aanleiding van dit onderzoek geen algemene relatie tussen de biologische waterkwaliteit en de O_2 -concentratie aan te geven, ondanks dat de O_2 -norm bij 21 % van de 10-percentielwaarden van de meetreeksen niet gehaald werd. Ook de relatie met het 10-percentiel- O_2 is zwak. De lokatiekeuze kan hierbij een rol spelen, omdat deze immers op slechts een beperkt bereik van de waterkwaliteit, namelijk rond de basiskwaliteit, gericht is geweest. Uit het onderzoek blijkt wel, dat de voor het watertype 'genormaliseerde beek' ontwikkelde en uitgeteste beoordelingssystemen wel enig verband tussen biologische waterkwaliteit en de 10-percentiel- O_2 vertonen.

Vraag 6

Wat zijn de zuurstoftolerantie-ondergrenzen van makrofaunasoorten, die in systemen voor de beoordeling van de biologische waterkwaliteit gebruikt worden?

Conclusie:

Er kan duidelijk geconstateerd worden dat de zuurstoftolerantie-ondergrenzen van de makrofaunasoorten uit dit onderzoek niet bereikt zijn in de wateren die bestudeerd werden, ook niet in de 21% van de gevallen waarin de zuurstofnorm niet gehaald werd. De keuze van de lokaties is ook echter niet in de eerste plaats gericht geweest op een zo groot mogelijk bereik van O_2 -concentraties.

10 LITERATUUR

- [1] Boeijen, J.H. & H. v.d. Honing, 1986. Baggeren in poldergebieden. Relatie met waterkwaliteit. Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden.
- [2] CUWVO. 1988. Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren. CUWVO Werkgroep V-1
- [3] CUWVO-V-1. 1987. Normen voor zuurstof in de basiskwaliteit. Voorstel van subgroep 1 van CUWVO-V tot wijziging van de huidige zuurstofnorm. Interne notitie, januari 1987.
- [4] Gardeniers, J.J.P. & H.H. Tolkamp, 1976. Hydrobiologische kartering, waardering en schade aan de beekfauna in Achterhoekse beken. In: Nes, Th.J.van de (red.), 1976. Modelonderzoek 1971-1974, ten behoeve van de waterhuishouding in Gelderland. Interimrapport 1, deel 2. Commissie Bestudering Waterhuishouding Gelderland.
- [5] Gauch, H.G., 1982. Multivariate analysis in community ecology. (Cambridge studies in ecology; 1) Cambridge.
- [6] Haskoning. 1986. Inventarisatie zuurstofgehalten in ecologische watertypen. Nijmegen. 18 p +bijlagen.
- [7] Hill, M.O., 1979. DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Ecology and Systematics, Cornell University. Ithaca. New York.
- [8] Hoogheemraadschap van Rijnland, 1982. Hydrobiologisch onderzoek naar het waterkwaliteitsklassensysteem van Caspers en Karbe in Zuid-Holland.
- [9] Jongman, R.H.G., Ter Braak, C.J.F., en O.F.R.van Tongeren, 1987. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc. Wageningen.
- [10] Krebs, C.J., 1978. Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance. New York. 678 pp.
- [11] Lange, L. de & M.A. de Rooter (red.), 1977. Biologische waterbeoordeling. Methoden voor het beoordelen van Nederlands oppervlaktewater op biologische grondslag. Werkgroep Biologische Waterbeoordeling. Instituut voor Milieuhygiëne en Gezondheidstechniek TNO.
- [12] Mackareth, F.J.H., 1964. An improved galvanic cell for determination of oxygen concentrations in fluids. J.Sci.Instrum. 41: 38-41.
- [13] Moller Pillot, H.K.M., 1971. Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken. Dissertatie KU Nijmegen. Pillot-Standaardboekhandel, Tilburg.
- [14] Morris, P.F., & Barker, W.G., 1977. Oxygen transport rates through mats of *Lemna minor* and *Wolffia* sp. and oxygen tension within and below the mat. Can.J.Bot. 55: 1926-1932.
- [15] Mortimer, C.H., 1981. The oxygen content of air-saturated fresh waters

over ranges of temperature and atmospheric pressure of limnological interest. *Mitt.Int.Ver.Limnol.* 22: 20 pp.

- [16] Otten, J.H., 1986. Macrofauna-onderzoek aan een vervuilingsgradiënt in de Grootte Beerze, met een vergelijking van kunstmatig substraat en netmonsters. Doctoraalverslag Landbouwniversiteit Wageningen Vakgroep Natuurbeheer. nr. 899.
- [17] SAS Institute, 1982. SAS User's Guide: Statistics. SAS Institute, Cary NC, 923 pp.
- [18] STORA, 1988. Biologische waterkwaliteitsbeoordeling van genormaliseerde beken met behulp van macrofauna. Den Haag.
- [19] Ter Braak, C.J.F., 1987. CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). TNO. Wageningen.
- [20] Ter Braak, C.J.F., & Prentice, I.C., 1987. A theory of gradient analysis. In: Ter Braak, C.J.F., 1987. Unimodal models to relate species to environment. Dissertatie. LU Wageningen.
- [21] Thomsen, E. & Thyssen, N., 1979. Måling og registrering af vigtige tilstandsvariabler i vandløb. Saertrykke af Vand 2, 1979.
- [22] Tolkamp, H.H., 1987. Toepasbaarheid ecologische waterkwaliteitsdoelstellingen. *Waterschapsbelangen* 72, (5) : 135-140.
- [23] Verdonshot, P.F.M., 1977. Het gebruik van kunstmatig substraat voor de bestudering van de macrofauna-levensgemeenschappen in vervuilde en onvervuilde beken in de Achterhoek. Rapport Vakgroep Natuurbeheer, LH Wageningen, no. 367.
- [24] Verkeer en Waterstaat, Ministerie van, 1981. Indicatief meerjarenprogramma Water 1980-1984.
- [25] Verkeer en Waterstaat, Ministerie van, en Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 1986. De waterkwaliteit van Nederland. Indicatief Meerjarenprogramma Water 1985-1989.
- [26] Waterschapsbelangen, 1987. 72, (20): 666.
- [27] Zuiveringschap Amstel- en Gooiland, 1986. De waterkwaliteit van de Noordhollandse ondiepe Vechtplassen 1978-1984.

BIJLAGEN

Bijlage 1

lokatie ^a	jaar	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov
'genormal. beek'									
BZ-A	1986		15-21	18-23		30- 4	10-15		7-10
BZ-B	1986		15-21	18-23		30- 4	10,15		7-8,10
BZ-C	1986		15-21	18-23		30- 4	10-14,15		10
HG-A	1986		22		26- 1	6-11	17-22		
HG-B	1986		22-28		26- 1	6-12	17-22		29- 1
HG-C	1986				26 1	7-9	17-22		29- 2
KA-A	1986		6-12	11-16	23-27		3-8	16-17	
KA-B	1986		6-12	11-16	23		3-8	16	
KA-C	1986		6-12	11-16	23-28		4-8	15-20	
'sloot'									
BW-A	1986				4-8	13-18		26- 1,24-27	12-17
BW-B	1986				4-6	13-18		26 24-26	12-14
BW-C	1986				4-9	13-18		26- 1,24-27	12-16
PS-A	1987	22-29		4-9			16-17		18-20
PS-B	1987	22-28		4-9	22-28		16-18		19-23
OU-A	1987	22-29		3-9	21-27		15-20		11-14
OU-B	1987	22-29		3-9	21-27		1-0,15-18		11-16
'plas'									
HAP-A	1987	8-10	19-26		7-13		26- 2		27- 2
HAP-B	1987	8-9	12-19		1-8,13-14		26- 2		27- 2
SAP-A	1987	9-15	13-14,20-26		7-14	26-27			27- 3
SAP-B	1987	9-14	13,19-26		7-13	26-31			27- 3

Tijdschema van de O2-meetreeksen op de verschillende lokaties.

* de karakteristieken van de lokaties worden in bijlage 7 toegelicht.

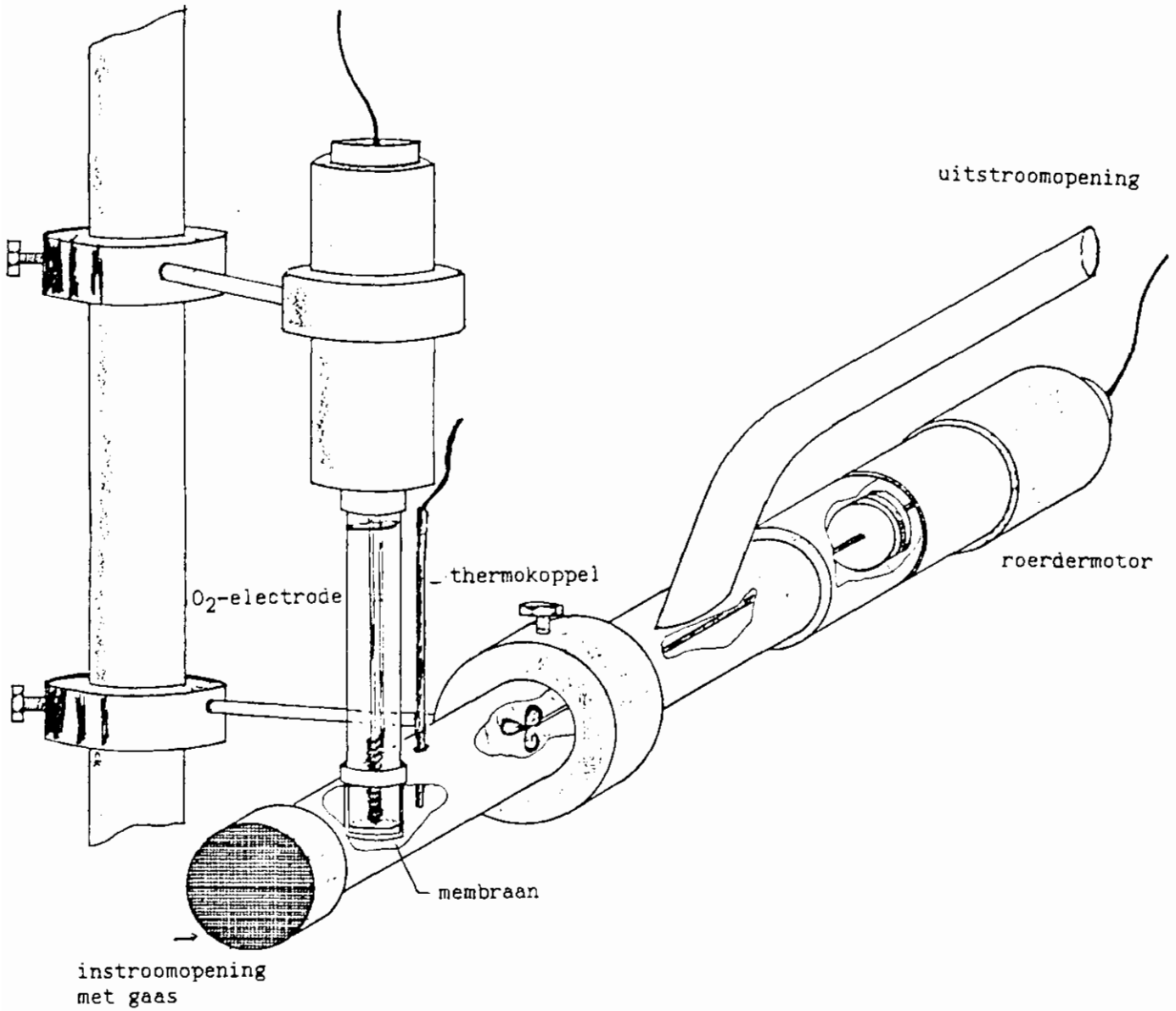


Fig. 28 . Opstelling van O₂-electrode met roerder.

1987	HPB			SPB		
	gem.ext. (E/m ²)	dsom(0) (E/m ²)	dsom(0,5) (E/m ²)	gem.ext. (E/m ²)	dsom(0) (E/m ²)	dsom(0,5) (E/m ²)
8 apr	3,56	o.d.	o.d.			
9	3,75	o.d.	o.d.	2,56	o.d.	o.d.
10				8,26	35,68	0,57
11				3,78	15,62	2,36
12				3,29	8,42	1,62
13				7,54	20,58	0,47
14				6,35	o.d.	o.d.
13 mei	3,74	23,61	3,64	3,81	o.d.	o.d.
14	7,69	13,64	0,29			
15	5,50	11,10	0,71			
16	3,87	18,48	2,67			
17	6,12	27,85	1,30			
18	5,75	11,95	0,67			
19	5,70	o.d.	o.d.	3,90	o.d.	o.d.
20				3,91	11,75	1,67
21				4,29	14,12	1,65
22				4,13	15,26	1,94
23				4,27	30,15	3,56
24				5,15	31,14	2,37
25				3,98	29,44	4,02
26				2,94	o.d.	o.d.
7 jul	6,74	o.d.	o.d.	2,87	o.d.	o.d.
8	7,36	28,21	0,71	3,49	24,20	4,23
9				4,32	23,81	2,74
10				7,88	10,55	0,21
11				6,80	17,71	0,59
12				5,72	26,02	1,49
13	6,48	o.d.	o.d.			
14	7,41	20,38	0,50			
26 aug	3,44	o.d.	o.d.	3,62	o.d.	o.d.
27	3,78	7,36	1,11	4,79	7,52	0,68
28	1,34	9,83	5,03	6,53	17,25	0,66
29	1,29	5,42	4,69	5,34	11,81	0,82
30	5,09	11,47	0,90	6,12	16,32	0,77
31	0,81	7,55	5,03	6,18	o.d.	o.d.
1 sep	3,47	14,33	2,53			
2	5,06	o.d.	o.d.			
28 okt	3,84	o.d.	o.d.	2,00	o.d.	o.d.
29	5,54	1,51	0,09	3,03	1,60	0,35
30	5,38	1,83	0,12	2,60	1,82	0,50
31	4,75	1,67	0,16			
1 nov	4,87	2,63	0,23			
2	8,36	5,60	0,09	1,72	o.d.	o.d.
3	11,84	7,03	0,02			
4	14,78	o.d.	o.d.			

Overzicht van de resultaten van de lichtmetingen (type 'plas'; 1987).
(toelichting zie volgende pagina)

Bijlage 3 (vervolg)

1987	PSA			OUA		
	gem.ext. (E/m ²)	dsom(0) (E/m ²)	dsom(0,5) (E/m ²)	gem.ext. (E/m ²)	dsom(0) (E/m ²)	dsom(0,5) (E/m ²)
22 apr	3,04	o.d.	o.d.	4,93	o.d.	o.d.
23	3,55	10,92	0,91	5,65	23,95	1,42
24	1,17	5,97	3,33	6,46	24,21	0,96
25	3,50	8,33	1,45	6,62	21,57	0,79
26	4,86	10,35	0,91	5,51	15,09	0,96
27	4,46	8,99	0,96	5,65	25,68	1,53
28	3,70	3,79	0,60	5,49	25,07	1,61
4 jun				7,05	15,55	0,46
5	6,54	10,19	0,39	6,54	8,28	0,34
6	6,79	22,53	0,76	7,05	15,35	0,68
7	7,39	21,36	0,53	6,33	13,90	0,59
8	10,96	16,43	0,07	5,78	5,72	0,31
9	8,91	o.d.	o.d.	5,28	o.d.	o.d.
21-27 jul				- *	0	0
16-17 sep	- *	0	0	- *	0	0
11-14 nov				- *	0	0
18 nov	5,39	3,45	0,23			
19	-	0	0			
20	4,22	1,20	0,15			

Overzicht van de resultaten van de lichtmetingen (type 'sloot';1987).

o.d. = onvolledige meetdag.

dsom = dagsom

(0) = op 0,0 m onder oppervlak

(0,5)= op 0,5 m onder oppervlak

gem.ext.= gemiddelde extinctie over een dag.

Bijlage 4

lokatie ^a	jaar	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov
'genormal. beek'									
BZ-A	1986			23					
BZ-B	1986			23		4	15		10
BZ-C	1986			23			15		10
HG-A	1986				1	11	22		3
HG-B	1986				1	11	22		3
HG-C	1986				1	11	22		3
KA-A	1986							20	
KA-B	1986			16	26		8	20	
KA-C	1986			16	26		8	20	
'sloot'									
BW-A	1986					18		1	17
BW-B	1986					18		1	17
BW-C	1986							1	17
PS-A	1987			15	29		23		23
PS-B	1987			15	29		23		23
OU-A	1987			11	27		21		16
OU-B	1987			11	27		21		16
'plas'									
HAP-A	1987		18		13		2		4
HAP-B	1987		18		13		2		4
SAP-A	1987		26		14	31			2
SAP-B	1987		26		14	31			2

Tijdschema van de makrofaunabemonsteringen.

* de karakteristieken van de lokaties worden in bijlage 7 toegelicht.

Determinatieliteratuur (gegroepeerd naar taxonomische groepen).

Tricladida

- Hartog, C. den, 1962. De Nederlandse platwormen (Tricladida). Wet. Med. KNNV 42: 40 p.
- Tolkamp, H.H. (red), 1974. De Nederlandse in het water levende platwormen (Tricladida). Stencil Vakgroep Natuurbeheer, Landbouwhogeschool Wageningen: 4 p.

Oligochaeta

- Verdonschot, P.F.M., 1979. Aquatische Oligochaeta. I. Introductie. Rapp. en Versl. Delta Inst. Hydrobiol. Ond. 1979-11: 45 p.

Hirudinea

- Dresscher, Th.G.N. en L.W.G. Higler, 1982. De Nederlandse bloedzuigers (Hirudinea). Wet. Med. KNNV 154 (2e herz. uitg.): 64 p.

Mollusca

- Jansen, A.W. en C.F. de Vogel, 1965. Zoetwatermollusken van Nederland. Jeugdbondsuitg., Amsterdam: 160 p.

Malacostraca

- Pinkster, S. en D. Platvoet, 1986. De vlokreeften van het Nederlandse oppervlaktewater. Wet. Med. KNNV 172: 44 p.
- Tolkamp, H.H. (red.), 1975. Tabel voor het determineren van zoet- en brakwater Gammariden. Stencil Vakgr. Natuurbeheer, Landbouwhogeschool, Wageningen : 7 p.
- Tolkamp, H.H. (red.), 1982. Tabel voor het onderscheiden van waterpissebedden (Asellidae) in Nederland. Stencil WZL, Roermond: 6 p.

Acarina

- Davids, C., 1979. De watermijten (Hydrachnellae) van Nederland, levenswijze en voorkomen. Wet. Med. KNNV 132: 78 p.
- Eijk, R.H. van der, 1977. Proefuitgave van een watermijtentabel voor Nederland. LH, Biol. St. Wijster: 137 p.
- Engelhardt, W. 1974. Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? Kosmos Naturführer. W. Kelle u. Co., Stuttgart (6er Ed.): 257 p.

Ephemeroptera

- Macan, T.T., 1979. A key to the nymphs of British species of Ephemeroptera. Sc. Publs. Freshwat. Biol. Ass. 20 (3rd Ed.): 79 p.

Odonata

- Carchini, G., 1983. A key to the Italian Odonata larvae. Soc. Internat. Odonat. Rapid Comm. no. 1: 101 p.
- Dutmer, G. en F. Duijm, 1974. Libellen. Tabellen voor de Nederlandse imago's en larven. Jeugdbondsuitg. 's Graveland: 56 p.
- Gardner, A.E., 1977. A key to larvae. In: C.O. Hammond. The Dragonflies of Great Britain and Ireland. Curwen Press, London: 72-89.
- Geijskens, D.C. en J. van Tol, 1983. De libellen van Nederland (Odonata), bibl. KNNV, nr. 31: 368 p.

Heteroptera

Niesser, N., 1982. De Nederlandse water- en oppervlaktewantsen. Wet. Med. KNNV 155: 78 p. + bijl.

Coleoptera

Drost, B. en M. Schreijer, 1976. Waterkever-tabel. Jeugdbondsuitg., Amsterdam: 201 p.

Klausnitzer, B., 1977. Bestimmungstabellen für die Gattungen aquatischer Coleoptern-larven Mitteleuropas. Beitr. Ent., Berlin 27: 145-192.

Megaloptera

Elliot, J.M., 1977. A key to the British freshwater Megaloptera and Neuroptera. Sc. Freshwat. Biol. Ass. 35: 52 p.

Diptera (algemeen)

Tolkamp, H.H., 1976. Determineertabel voor het bepalen van familie, geslacht en soms zelfs soort der Europese, in het water levende Diptera-larven. Stencil Vakgr. Natuurbeheer, Landbouwhogeschool, Wageningen: 74 p.

Chironomidae

Klink, A.G., 1981. Determinatie-Tabel voor de poppen en larven der Nederlandse Tanytarsini. Deel 1. Tabellen tot het geslacht. Landbouwhogeschool, Vakgr. Natuurbeheer: 25 p.

Moller Pillot, H.K.M., 1984. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). Deel A, Nederl. Faun. Med. 1A (3e druk): 276 p.

Moller Pillot, H.K.M., 1984. De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). Deel B, Nederl. Faun. Med. 1B : 176 p.

Trichoptera

Bray, R.P., 1967. The taxonomy of the larvae and pupae of the British Phryganeidae (Trichoptera). J. Zool. Lond. 153: 223-244.

Edington, J.M. en R. Alderson, 1973. The taxonomy of British Psychomyid larvae (Trichoptera). Freshwat. Biol. 3: 463-478.

Edington, J.M. en A.G. Hildrew, 1981. A key to the caseless caddis larvae of the British Isles with notes on their ecology. Sc. Publs. Freshwat. Biol. Ass. 43: 92 p.

Hickin, N.E., 1967. Caddis larvae. Hitchinson & Co Ltd.: 476 p.

Higler, L.W.G., 1981. Determinatie-tabel voor het bepalen van familie, geslacht en soms zelfs de soort der Europese, in het water levende Trichopteralarven. Concept tabel. RIN-Leersum.

Wallace, I.D., 1981. A key to the larvae of the family Leptoceridae (Trichoptera) in Great Britain and Ireland. Freshwat. Biol. 11: 273-297.

Vegetatie

Hoogers, B.J. en H. van Oeveren, 1983. Herkenning van de voornaamste water- en oeverplanten in vegetatieve toestand. Pudoc, Wageningen: 76 p.

Overig

Tolkamp, H.H., 1984. Een bibliografie van publicaties voor de determinatie van aquatische organismen. WZL, Roermond : 24 p.

Bijlage 6

Lijst van onderscheiden makrofaunaorganismen/taxa met presenties per bemonsteringslokatie en aanduiding van plaatsing in beoordelingssystemen (de taxa alfabetisch en de soorten vervolgens alfabetisch binnen de taxa; toelichting zie einde bijlage 6).

soort/taxon	water lokatie	BZ-			HG-			KA-			EW-			PS-		OU-		HAP-		SAP-		R135		ST
		A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	A	B	A	B	TW	BR			
** AMPHIPODA																								
Gammarus pulex		+	+	+	+	+	+	5	5	
Gammarus sp		+	+														5	
Gammarus tigrinus		+	+	+	+					
** ACARINA																								
Argyroneta aquatica		+	+									
** CHIRONOMIDAE																								
Ablabesmyia longistyla		+	+	+	+					+
Ablabesmyia phatta		+	+	+	+					+
Ablabesmyia sp						
Anatopynia plumipes						
Apsectrotanypus trifascipennis		+	+									3		+	
Chaetocladius piger agg.						
Chironomini		.	+	+	+	+	+					
Chironomus sp		+	+	+	+	+	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			1	1	+
Cladotanytarsus						+
Clinotanytus nervosus		.	+	+	.	.	.	+	+	+	+	+	+			1		
Conchapelopia sp		.	+	+	+	+	+			3	3	
Cricotopus gr. sylvestris		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			
Cricotopus gr. triannulatus		.	.	+					
Cricotopus intersectus agg.		+	+	+	+			
Cricotopus ornatus						
Cricotopus sp		.	+	+	+											
Cryptochironomus sp		+	+	+	.	.	.	+	+								5		+	
Cryptocladopelma gr. lateralis		.	+					
Cryptotendipes sp		.	.	+					+
Dicrotendipes gr. nervosus		.	.	.	+	+	+	+	+	+	+			
Dicrotendipes sp		.	+	+	+	+	+					
Endochironomus albipennis		+	+	+	+	+	+	3		
Endochironomus gr. dispar		.	+	.	+					
Endochironomus sp						
Endochironomus tendens		.	.	+	+	+					+
Pleuria lacustris						
Glyptotendipes sp		.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			3	3	+
Macropelopia sp		+	+	+	+	.	.	+	+	.	+	+	.	+	+	+	+	+	+			3	3	+
Microchironomus tener agg.		+	+	+					
Micropsectra sp		.	.	+					
Microtendipes chloris agg.		.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.	.	+	+	+	+			3		
Microtendipes pedellus agg.		.	.	.	+					3
Monopelopia tenuicalcar		.	.	.	+	+	+	+	+	.	.					
Nanocladius bicolor agg.		.	.	+	+	+					

Bijlage 6 (vervolg)

soort/taxon	water lokatie	BZ-	HG-	KA-	BW-	PS-	OU-	HAP-	SAP-	KI35 TW BR	ST
		A B C	A B C	A B C	A B C	A B	A B	A B	A B		
Nanocladius sp		. . + + + + +	. + +		
Orthoclaadiinae		+ + +	+ . .	. + + +	. .		
Parachironomus gr. arcuatus		. + +	+ + .	+ + +	+ + .	+ +	+ +	+ +	+ +		
Parachironomus gr. vitiosus		. +		
Parachironomus sp		. . +		
Parametricnemus stylatus	 +		
Paratanytarsus sp		. + +	+ + + +	+ +		
Paratendipes gr. albimanus		. . .	+ + +	3	
Paratendipes sp		. . .	+ . .	. + +	3	
Phaenopsectra sp		. + +	+ . +		
Polypedilum brevisantennatum	 +		
Polypedilum gr. bicrenatum		. . +	+ + .	. + +	. + + + .	. +	3	+
Polypedilum gr. nubeculosum		. + .	+ + +	. + +	. . +	+ +	+ +	+ +	+ +	3	
Polypedilum gr. sordens	 + +	. . .	+ +	+ +		
Polypedilum laetum agg.	 + +	+ +	+ .		
Polypedilum pedestre agg.		+ + + +	. +		
Polypedilum sp		. + +	. + .	. + +	. . + + .		
Potthastia longimanus		+ + +	. + .	. + +	+ +		+
Procladius sp		. + +	+ + +	. + +	+ + + +	+ +	+ .	3	
Prodiamesa olivacea		+ + .	+ +	+	5	5 +
Psectrocladius gr. sordidellus/lim.		. . +	+ +	+ +		
Psectrocladius sp		+ + + +		
Psectrotanypus varius	 +	1	1 +
Rheocricotopus fuscipes	 + +		+
Rheotanytarsus sp		+ + +	+ + +	+ + +	+ +		+
Stictochironomus sp	 + .	. +		
Tanypodinae	 +		
Tanypus kraatzii		+ +	+ +	+		+
Tanytarsus sp		+ + +	+ + +	. + +	+ + +	+ +	+ +	+ +	+ +		
Yenopelopia sp	 +	. +		
Zavrelia sp	 +		
Zavrelimyia sp	 +		
** COLEOPTERA											
Agabus sp larve		. . +		
Anacaena lutescens	 +		
Chaetarthria seminulum	 +		
Coleoptera larve		. + +	+		
Cyphon padi	 +	. . .		
Dytiscus sp	 +	. . .		
Enochrus melanocephalus	 +		
Enochrus sp		+ +	. +		
Enochrus testaceus	 +		
Graptodytes pictus		. . +		+
Graptodytes pictus larve		. +		
Gyrinus sp		+ + +		
Halipinus sp	 +	. +		
Halipus cf immaculatus	 +		
Halipus fluviatilis	 + +	. + .	. + +		
Halipus lineatocollis	 +	+ +		

Bijlage 6 (vervolg)

soort/taxon	water lokatie	BZ-	HG-	KA-	BW-	PS-	OU-	HAP-	SAP-	K135 TW	ST BR
		A B C	A B C	A B C	A B C	A B	A B	A B	A B		
Haliplus lineatus		.	.	.	+		
Haliplus ruficollis		.	+	.	+	+	+	.	.		
Haliplus sp		+	+	.	+	+	+	.	.		
Haliplus sp larve		+	.	+	+	+	.	.	.		
Haliplus wehnkei		+		
Helochares sp larve		+	+	.	.		
Helophorus brevipalpis		+	+	.	+	+	.	.	.		
Helophorus tuberculatus		.	+		
Hydrobius fuscipes		.	.	+		
Hydrophilus piceus		+		
Hydroporus sp		.	.	+		
Hydroporus sp larve		.	.	+		
Hygrobates sp		+	.	.	.		
Hygrotus inaequalis		+	.	.		
Hygrotus versicolor		+	.	.		
Hyphydrus ovatus		.	+	.	.	+	+	.	+		
Ilybius fuliginosus		.	+		
Ilybius fuliginosus larve		.	+		
Laccobius bipunctatus		+	.	+		
Laccophilus hyalinus		.	.	+		5
Laccophilus hyalinus larve		+	+		5
Laccophilus minutus larve		.	+		5
Laccophilus sp		.	+	+	.	.	+	.	.		5
Laccophilus sp larve		+	+	+		5
Limnebius sp		+		
Noterus crassicornis		+	.	.		
Oulimnius sp larve		.	.	+	+	+	.	.	.		+
Oulimnius tuberculatus		.	+	+		5 5
Oulimnius tuberculatus larve		.	.	+		+
Paracysus sp		.	.	+		
Peltodytes caesus		+	.	.	.		
Potamonectes elegans		.	.	+		
Rhantus sp		.	+	+	+	.	+	.	+		
Rhantus sp larve		.	+	+		
Scirtes sp larve		+	.	.		
Stictotarsus duodecimpustulatus		+	+	+	+		5 +
Stictotarsus duodecimpustulatus larve		+	+	+		
Stictotarsus sp larve		+	+	+		
** DIPTERA											
Anopheles gr. maculipennis		.	+		+
Ceratopogonidae		.	+	+	+	+	+	+	+		
Chaoborus flavicans		.	+	.	+	+	+	.	.		
Corynoneura scutellata agg.		.	+	+	+	+	+	+	+		+
Diptera		.	+	+	+		+
Phalacroceras sp		.	.	+		
Rhagionidae		.	.	+		
Tabanidae		.	+	+		+
Tetanoceridae		.	.	+	+		
Tipulidae		.	+		

Bijlage 6 (vervolg)

soort/taxon	water locatie	BZ-	HG-	KA-	EW-	PS-	OU-	HAP-	SAP-	K135 TW BR	ST
		A B C	A B C	A B C	A B C	A B	A B	A B	A B		
** EPHEMEROPTERA											
Baetis niger		. . + +	5	5
Baetis rhodani	 +	5	5
Baetis sp		. . +	+ . .	. + .	. . +	+	5	5
Baetis vernus		. +	5	5 +
Caenis horaria		. + +	+ + +	+ + +	+ + +	+ +	+ +	+ .	+ +	5	+
Caenis luctuosa	 +	. . .	+ +	+ .	. .	+ +	5	+
Caenis robusta		. . +	+ +	5	+
Caenis sp		. + +	+ + +	. + +	+ + +	+ +	+ +	. .	+ +	5	
Centroptilum luteolum		. . .	+ . .	. + +	+ + +		5 +
Centroptilum pennulatus	 + .	. + .	+ + +		
Cloeon dipterum		. + +	+ + +	+ + +	. + +	+ +	+ +	+ .	. +		5
Cloeon simile		+	5	5 +
Cloeon sp		. + +	+ + +	+ + +	+ + +	+ +	+ +	+ .	. .		5
Ecdyonurus sp	 +	5	5
Procloeon bifidum		. + +	+ + +	. + .	+ + +		5 +
** HETEROPTERA											
Corixa affinis	 +	+		5
Corixa punctata		. . + +		5
Corixidae	 +	. . .	+ +	+ +		5
Cymatia bondsdorffi		. . +		
Cymatia coleoprata		+ +		
Heteroptera	 + .	. . +	. . .	+ +	+ +		
Ilyocoris cimicoides		+ .	+ +		+
Plea minutissima		+ +		+
Sigara distincta	 + +	5	+
Sigara falleni		. . .	+ . .	. + +		
Sigara sp		. + +	+ + .	. . +	+		
Sigara sp larve		. +	+ +	+ +		
Sigara striata		. + .	. + +	. + .	+ . .	. +	+		
** HIRUDINEA											
Erpobdella octoculata		+ + +	+ + +	+ + +	+ + +	+ +	+ +	+ +	+ +	3	3
Erpobdella sp		. + +	. + .	+ + +	+ + +	+ +	+ +	+ +	+ +	3	3
Erpobdella testacosa		. + +	+ + +	. + +	+ + +	+ +	+ +	+ +	+ +	3	3 +
Glossiphonia complanata		. + +	+ + +	+ + +	+ + +	+ +	+ +	+ .	. .	3	3
Glossiphonia heteroclita	 + +	+ + .	. + .	+ .	+ +	+ +	+ +	3	3
Glossiphonia sp		. +	+ . +	3	3
Haementeria costata	 + +	. +	+ .	. .		+
Haemopsis sanguisuga		. + +	3	3
Helobdella stagnalis		+ + +	+ + +	+ + +	. + .	+ +	+ +	+ +	. +	3	3
Hemiclepsis marginata		. . .	+ + +	+ + +	. . .	+ .	+ +	+ +	+ +		
Hirudinea		. + +	+		
Hirudo medicinalis	 +		
Piscicola geometra		. . .	+ + +	. + +	+ +	+ +	+ +		+
Theromyzon tessulatum		. . +	+ + +	+ + .	+ + .	+ +	+ +	. .	+ +		3

Bijlage 6 (vervolg)

soort/taxon	water locatie	BZ-			HG-			KA-			BW-			PS-		OU-		HAP-		SAP-		KI35 TW BR	ST
		A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	A	B	A	B				
** HYDRACARINA																							
Arrenurus sp		+	+	+	.	+	+				
Eylaia sp		+	.	.	.				
Hydracarina		+	.	+	+	+	+	.	+	.	+				
Piona sp		+	+	.	.				
** ISOPODA																							
Asellus aquaticus		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.	.	3	3
Asellus sp		+	+	+	.	+	.	.	+	.	+	+	.	+	+	+	.	.	.				
Proasellus meridianus		+	+	+	+	+	+	+	+	.	+	+	.	+	+	+	+	+	+	+	+	5	5
** LEPIDOPTERA																							
Lepidoptera larve		+	+				
Sisyra sp larve					
** MEGALOPTERA																							
Sialis lutaria		+	.	+	+	+	+	.	+	+	+	+	+	+	+	.	+	3	
Sialis sp		+	+	+	.	+				
** MOLLUSCA																							
Acroloxus lacustris		+				+
Anisus leucostomus		.	+	+				
Anisus spirorbis		.	+	+				
Anisus vortex		.	.	.	+	+	+	.	.	.	+	+	+	+	+				
Anisus vorticulus		+	.	.				
Arniger crista (forma spinulosa)		+	.	+	+	.	+	.	.				
Bathymphalus contortus		.	+	.	.	+	+	+	+	+	+				
Bithynia leachi		.	.	.	+	+	+	.	+	+	+	+	+	+	+				+
Bithynia tentaculata		.	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+				
Gyraulus albus		+	.	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+				
Gyraulus leavis		.	+	+	.	.				
Gyraulus riparius		.	+	+	.	+				
Hippeutis complanatus		+	+	+	+	.	+	.	.				
Lymnea stagnalis		+	+	+	+	+	+				
Myxas glutinosa		+	.	.				
Physa acuta				3	+
Physa fontinalis		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.	+	.	.			3	+
Fisidium sp		+	+	+	+	+	+	.	+	+	+	+	+				+
Planorbium corneum		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+				+
Planorbidae		.	+	+	.	+	+	+	.	.	+	.	.				
Planorbis carinatus		.	.	+	.	+	+	+	+	+				
Planorbis planorbis		.	+	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+				
Radix auricularia		+				
Radix peregra		.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.	.		
Segmentina complanata		+				
Segmentina nitida		+	.	+	.	.				
Sphaerium corneum		.	+	+	+	+	+	.	+	+	+	+	+				
Sphaerium sp		+	+				
Stagnicola glabra		+	.	.	+				
Stagnicola palustris		+	+				

Bijlage 6 (vervolg)

soort/taxon	water lokatie	BZ-	HG-	KA-	BW-	PS-	OU-	HAP-	SAP-	K135 TW	ST BR
		A B C	A B C	A B C	A B C	A B	A B	A B	A B		
Stagnicola sp		. . .	+ +		
Stagnicola turracula	 + +	+ + +		
Valvata cristata	 +	. . .	+ . .	. +	+ +		
Valvata piscinalis	 + +	. . .	+ + +	+ +	+ +	+ +	+ +		
Viviparus viviparus	 + +		
** ODONATA											
Aeshna cyanea		. +	+	5	5
Aeshna grandis		. . .	+ +	5	5
Aeshna mixta		. . +	5	5
Brachytron pratense	 +	5	5
Calopteryx sp	 +	5	5
Calopteryx splendens	 +	5	5 +
Ceriagrion tenellum		. . +	. . .	+ + +	. . +	5	5
Coenagrion sp	 +	5	5
Coenagrionidae		+ + +	5	5
Erythronma viridulum		+		
Ischnura elegans	 + +	. + +	5	5
Lestes viridis	 + .	. + +	+ +	+ +	+ +	5	
Odonata		. + +	+ + .	. + +	+ + +	. . .	+ +	+ +	+ +	5	5
Platycnemis pennipes		. + +	. . .	+ + +	. . +	5	5 +
Pyrrhosoma nymphula		. . +	. . +	+ + +	+ . .	. +	5	5 +
Sympetma sp	 +	5	5
** OLIGOCHAETA											
Enchytraeidae		+		
Haplotaxis gardioides		+ +	+ .		
Lumbricidae	 + +		
Lumbriculidae		. . +	. . .	+ + +	. + .	+ +	+ +	+ +	+ +		
Naididae	 +	+ +	+ +	+ +		
Oligochaeta	 +		
Stylaria lacustris		. . .	+ + +	+ + +	+ + +	+ +	+ +	+ +	+ +	3	
Tubificidae		+ + +	+ + +	+ + +	+ + +	+ +	+ +	+ +	+ +	1	1
** TRICHOPTERA											
Agrayla multipunctata		+		+
Agraylea sp	 +	5	
Agrypnia pagetana		. + + +	. . .	+ +	. . .	+	5	5 +
Anabolia nervosa		+ + .	+ . +	. +	+ +	5	+
Apatania sp		+ +		
Athripsodes aterrimus		+ + +	+ + +	+ + +	+ + +	. +	. . .	+ . .	+ +	5	5 +
Cyrnus crenaticornis	 +	+ +	+ +	5	5
Cyrnus flavidus		. + +	. . .	+ + + +	+ +	+ +	5	5 +
Cyrnus insolutus		+ . .	. +	5	5
Cyrnus sp	 +	+ +	+ +	5	5
Cyrnus trimaculatus		. . +	+ . .	. + + +	+ +	+ +	5	5 +
Ecnomus tenellus	 + +	+ +	+ +	5	5 +
Glossosoma conformis	 +	5	
Holocentropus picicornis		+ +	+ +	. . +		
Hydropsyche angustipennis		. + + + +	3	5 +

Bijlage 6 (vervolg)

soort/taxon	water lokatie	BZ-			HG-			KA-			EW-			PS-		OU-		HAP-		SAP-		K135 TW BR	ST	
		A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B				
Hydroptila sp		+	.	
Hydroptilidae		+	.
Lasiocephala basalis		5
Leptoceridae		.	.	+	5 5
Leptocerus tineiformis		5 5
Limnephilus decipiens		5 5
Limnephilus lunatus		.	.	+	5 5 +
Limnephilus rhombicus		+
Molanna angustata		5 5 +
Mystacides longicornis		5 5 +
Mystacides nigra		5 5 +
Mystacides sp		5 5
Oecetis furva		5 5 +
Oecetis lacustris		5 5 +
Orthotrichia costalis		+
Oxyethira flavicornis		+
Phryganea bipunctata		5 5
Phryganea grandis		5 5 +
Polycentropodidae		5 5 +
Trienodes bicolor		5 5 +
Tricholeiochiton fagesii		5 5 +
Trichoptera		5 5 +
** TRICLADIDA																								
Bdeliocephala punctata		5
Dendrocoelum lacteum		5
Dugesia lugubris		5
Dugesia polychroa		5
Dugesia sp		5
Dugesia tigrina		5
Polycelis nigra		5
Polycelis tenuis		5
Tricladida		5

verklaring tabel:

+ = soort aanwezig op lokatie

. = soort afwezig op lokatie

K₁₃₅ = groepsplaats in lijst Twente (TW) en/of Brabant (BR)

ST = betreffende soort is als indicator (+) opgenomen in het beoordelingssysteem voor genormaliseerde beken.

Bijlage 7

water	lokatie	code	coördinaten	kaart	gemeente	loop sch veg	diepte	breedte
Type 'genormaliseerde beek'							cm	m
Groote Beerze (GTD)	de Vloed	BZ-A	144,2 / 377,55	51 C	Hoogeloon	NNO - +	110-120	8-9
	Rietbroek	BZ-B	143,5 / 380,3	51 C	Hoogeloon	NNW + +	70-95	7-8
	Grijze Steen	BZ-C	143,6 / 382,6	51 C	Hoogeloon	N + +	55-85	7-8
Hollandse Graven (WRD)	Koolweg	HG-A	491,05/260,05	29 A	Ootmarsum	NNO ++ ++	55-85	6-7
	Ootmars.weg	HG-B	492,2 / 260,9	29 A	Ootmarsum	NNO + ++	30-80	6-7
Kleine Aa (GTD)	Stuw	HG-C	493,05/260,5	29 A	Ootmarsum	NNW - ++	20-100	6-7
	Kempseweg	KA-A	148,8 / 399,5	51 A	Boxtel	NW - +	90-100	5-6
	Voorstraat	KA-B	148,1 / 399,55	51 A	Boxtel	W - +	75-105	5-6
	Vinkenbergr	KA-C	147,8 / 399,7	51 A	Boxtel	N - +	75-100	5-6
Type 'sloot'								
Ewijk (ZR)	Boesje	EW-A	178,5 / 428,1	39 H	Wijchen	WNW + ++	60-70	2-3
	Wal	EW-B	178,25/428,2	39 H	Wijchen	WNW - ++	50-70	2-3
	Boerderij	EW-C	177,8 / 428,25	39 H	Ewijk	WNW - +	50-70	2-3
Polder Stein (HR)	Kade	PS-A	113,55/448,2x	38 B	Reeuwijk	NNW - ++	50-60	3-4
	Spoorlijn	PS-B	113,7 / 448,1	38 B	Reeuwijk	NNW - ++	45-55	3-4
Ouderkerk (ZHEW)	Tiendweg	OU-A	105,5 / 439,3	38 A	Ouderkerk	NW - ++	65-70	3-4
	Weiland	OU-B	105,3 / 439,4	38 A	Ouderkerk	NW - ++	75-80	3-4
Type 'plas'								
Hollands	Nupharveld	HAP-A	134,75/467,0	25 H	s Graveland	- - ++	95-100	
Ankeveen(ZAG)	Open water	HAP-B	134,7 / 467,0	25 H	s Graveland	- - -	140-145	
Stichts	Potamog.veld	SAP-A	134,2 / 475,9	25 H	s Graveland	- - -	160-165	
Ankeveen(ZAG)	Open water	SAP-B	133,8 / 475,9	25 H	s Graveland	- - -	150-155	

Karakteristieken van de meet- en bemonsteringlokaties.

opm.:

- = niet aanwezig

+ = enigszins aanwezig

++ = duidelijk aanwezig

sch= beschaduwing

br = breedte

veg= vegetatie

kaart=Topografische Dienst; 1:25000.

Tussen haakjes zijn de betreffende waterkwaliteitsbeheerders aangegeven.

(GTD) : Gemeenschappelijke Technologische Dienst Oost-Brabant

(WRD) : waterschap Regge en Dinkel

(ZR) : zuiveringsschap Rivierenland

(HR) : hoogheemraadschap van Rijnland

(ZHEW): zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden

(ZAG) : zuiveringschap Amstel- en Goiland

Bijlage 8

	BZ-A					BZ-B					BZ-C				
	mei	jun	jul	sep	nov	mei	jun	jul	sep	nov	mei	jun	jul	sep	nov
h	120	120	117	116	100	95	80	95	95	70	85	57	75	60	55
d	85	85	85	85	85	55	55	55	55	55	55	50	55	55	45
c	60	60	60	60	60	40	40	40	40	35	40	40	40	40	35
b	30	30	30	30	35	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
a	15	10	10	10	10	10	10	10	10	5	10	10	10	10	10
	HG-A					HG-B					HG-C				
	mei	jun	aug	sep	okt	mei	jun	aug	sep	okt	mei	jun	aug	sep	okt
h		85	70	55	65	30	79	70	55	65	20	98	90	72	40
d		70	65	45	45		70	65	45	40		70	70	55	30
c		55	55	35	35		55	55	35	30		55	55	35	20
b	25	35	35	15	25	25	35	35	17	20		35	35	15	10
a	5	15	15	5	5	5	15	15	15	10		15	15	5	5
	KA-A					KA-B					KA-C				
	apr/mei	jun	jul	sep	okt	apr/mei	jun	jul	sep	okt	apr/mei	jun	jul	sep	okt
h	100	96	90		80	98	106	75	90	82	98	100	75		
d	90	90	70	90	75	90	90	65	85	75	90	90	65	80	75
c	60	60	50	60	55	60	60	45	60	55	60	60	45	60	55
b	30	30	30	30	25	30	30	25	30	25	30	30	25	30	25
a	10	10	10	10	5	10	10	5	10	5	10	10	5	10	5
	BW-A					BW-B					BW-C				
	jul	aug	sep	okt	nov	jul	aug	sep	okt	nov	jul	aug	sep	okt	nov
h	70	60	70	70	45	65		70	70	50	70		70	70	55
d	55	55	55	55	40	55	55	55	55	45	55	55	65	55	45
c	35	35	35	35	30	35	35	35	35	35	35	35	55	35	35
b	20	20	20	20	15	15	15	15	15	20	20	20	35	20	20
a	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	10	5	5
	OU-A		OU-B			PS-A					PS-B				
	alle perioden		alle perioden			apr	jun	jul	sep	nov	apr	jun	jul	sep	nov
h	70		60			58	52		55	55	48	50	45	50	45
d	60		70			50	50		50	50	40	40	40	40	40
c	45		50			38	38		38	38	30	30	30	30	30
b	30		35			25	25		25	25	20	20	20	20	20
a	15		15			10	10		10	10	10	10	10	10	10
	HP-A		HP-B			SP-A		SP-B							
	alle perioden		alle perioden			alle perioden		alle perioden							
h	100		145			165		155							
d	90		140			155		145							
c	60		95			105		95							
b	30		60			55		50							
a	10		10			5		5							

Waterhoogten (h) en diepten (a-d) van O₂-metingen op elke lokatie (in cm vanaf de bodem).

Bijlage 9

BZ-A		BZ-B				BZ-C			
1986	23/6	23/6	4/8	15/9	10/11	23/6	4/8	15/9	10/11
d ^a	96 17	215 17	322 26	274 21	408 17	397 27	- -	586 26	- -
c	99 18	218 21	436 32	899 23	672 27	553 26	- -	604 24	313 24
b	133 14	248 26	1010 28	822 25	854 29	490 22	- -	534 21	528 24
a	219 16	486 26	406 21	908 28	1023 20	603 22	- -	608 22	951 29

HG-A					HG-B			
1986	1/7	11/8	22/9	3/11	1/7	11/8	22/9	3/11
d	- -	- -	- -	- -	281 24	- -	- -	- -
c	307 29	163 18	- -	323 27	339 21	533 33	- -	- -
b	566 28	229 17	196 20	468 35	214 13	479 34	313 29	135 31
a	793 27	494 31	538 32	688 35	319 26	324 30	488 37	156 35

HG-C				
1986	1/7	1/8	22/9	3/11
d	553 32	- -	- -	- -
c	821 33	736 18	183 23	- -
b	714 32	755 21	332 22	- -
a	286 29	344 18	332 18	389 25

KA-A		KA-B			KA-C				
1986	20/10	16/6	28/7	8/9	20/10	16/6	28/7	8/9	20/10
d	- -	289 27	- -	- -	- -	339 23	- -	- -	- -
c	- -	1144 34	697 36	146 26	630 38	857 21	846 38	99 23	283 26
b	240 23	993 30	493 35	243 35	459 38	1134 30	899 33	90 28	317 33
a	298 37	1238 28	804 29	542 36	491 50	622 22	475 38	451 31	246 32

Aantal individuen en aantal onderscheiden soorten/taxa van de monsters (type 'genormaliseerde beek').

* de diepten behorend bij a-d staan in bijlage 8.

Opmerking bij de tabellen:

De linker kolom per vak is steeds het aantal individuen; de rechter het aantal soorten/taxa in het monster.

Bijlage 9 (vervolg)

BW-A				BW-B			BW-C		
1986	18/8	1/10	17/11	18/8	1/10	17/11	18/8	1/10	17/11
d	- -	- -	- -	- -	103 22	- -	- -	147 22	- -
c	50 17	78 19	- -	107 24	95 16	- -	- -	85 16	- -
b	88 22	99 29	205 29	150 29	95 21	207 34	- -	115 19	177 32
a	64 29	111 30	85 23	111 29	79 25	119 22	- -	123 22	399 37

PS-A				PS-B				
1987	15/6	29/7	23/9	23/11	15/6	29/7	23/9	23/11
d	609 30	230 25	231 32	361 24	285 24	165 28	211 24	634 35
c	562 27	266 26	82 19	- -	404 22	270 34	195 31	380 36
b	352 20	615 35	121 24	293 17	273 26	198 30	124 26	319 37
a	161 21	29 14	129 15	18 4	388 25	207 31	142 24	125 22

OU-A				OU-B				
1987	11/6	27/7	21/9	16/11	11/6	27/7	21/9	16/11
d	1608 19	319 27	175 20	240 33	678 21	103 15	833 25	187 27
c	2818 33	408 27	247 23	352 35	748 28	54 16	493 29	65 26
b	2326 30	309 31	79 21	465 29	626 22	43 17	181 20	86 17
a	1484 32	126 23	239 26	46 15	1200 33	39 17	240 20	35 12

Aantal individuen en aantal onderscheiden soorten/taxa van de monsters (type 'sloot').

HP-A				HP-B				
1987	18/5	13/7	2/9	4/11	18/5	13/7	2/9	4/11
d	1462 17	3183 26	8814 16	3039 23	533 14	3087 15	3111 18	2355 20
c	1137 24	2589 25	4968 23	2676 22	947 17	1551 18	1491 18	1563 22
b	969 40	1659 29	3042 26	1527 23	819 21	2460 18	1284 22	1149 20
a	333 36	327 24	567 21	1683 30	179 24	933 25	1446 23	624 23

SP-A				SP-B				
1987	26/5	14/7	31/8	2/11	26/5	14/7	31/8	2/11
d	642 22	641 24	625 17	1950 19	525 26	750 19	568 19	1900 18
c	344 19	415 20	159 15	904 17	371 27	783 27	295 15	1067 17
b	474 30	873 24	616 25	759 22	498 24	910 27	399 19	1042 15
a	552 34	1082 32	512 28	552 27	437 30	369 23	680 29	1254 30

Aantal individuen en onderscheiden soorten/taxa van de monsters (type 'plas').

Bijlage 10

	BZ-A				BZ-B				BZ-C			
1986	23/6	4/8	15/9	10/11	23/6	4/8	15/9	10/11	23/6	4/8	15/9	10/11
d ^a	3,6	-	-	-	3,0	4,3	3,6	2,7	4,3	-	3,9	-
c	3,7	-	-	-	3,7	5,1	3,2	4,0	4,0	-	3,6	4,0
b	2,7	-	-	-	4,5	3,9	3,6	4,2	3,4	-	3,2	3,7
a	2,8	-	-	-	4,0	3,3	4,0	2,7	2,9	-	3,3	4,1
	HG-A				HG-B				HG-C			
1986	1/7	11/8	22/9	3/11	1/7	11/8	22/9	3/11	1/7	11/8	22/9	3/11
d	-	-	-	-	4,1	-	-	-	4,9	-	-	-
c	4,9	3,3	-	4,5	3,4	5,1	-	-	4,8	2,6	4,2	-
b	4,3	2,9	3,6	5,5	2,2	5,4	4,9	6,1	4,7	3,0	3,6	-
a	3,9	4,8	4,9	5,2	4,3	5,0	5,8	6,7	5,0	2,9	2,9	4,0
	KA-A				KA-B				KA-C			
1986	16/6	28/7	8/9	20/10	16/6	28/7	8/9	20/10	16/6	28/7	8/9	20/10
d	-	-	-	-	4,4	-	-	-	3,8	-	-	-
c	-	-	-	-	4,7	5,2	5,0	5,7	3,0	5,5	4,8	4,4
b	-	-	-	4,0	4,2	5,5	6,2	6,0	4,1	4,7	6,0	5,6
a	-	-	-	6,3	3,8	4,2	5,6	7,9	3,3	6,0	4,9	5,6

Resultaten van de diversiteitsindex van Margalef per periode, lokatie en diepte (type 'genormaliseerde beek').

Opmerkingen bij de tabellen:

* de diepten behorend bij a-d staan in bijlage 8.

- = ontbrekende waarnemingen

Bijlage 10 (vervolg)

	BZ-A				BZ-B				BZ-C			
1986	23/6	4/8	15/9	10/11	23/6	4/8	15/9	10/11	23/6	4/8	15/9	10/11
d ^a	2,5	-	-	-	2,0	2,4	1,9	1,4	2,2	-	1,8	-
c	2,1	-	-	-	2,0	2,6	1,8	1,7	1,9	-	1,6	2,0
b	1,7	-	-	-	2,1	2,2	1,7	1,9	1,7	-	1,6	1,7
a	2,1	-	-	-	2,2	2,3	2,0	1,8	1,7	-	1,7	1,4
	HG-A				HG-B				HG-C			
1986	1/7	11/8	22/9	3/11	1/7	11/8	22/9	3/11	1/7	11/8	22/9	3/11
d	-	-	-	-	2,2	-	-	-	2,6	-	-	-
c	2,4	1,9	-	1,8	2,3	2,7	-	-	2,4	2,2	2,4	-
b	1,9	1,9	2,5	2,3	1,6	2,7	2,7	3,0	2,3	2,3	2,1	-
a	2,0	2,1	2,4	2,3	2,4	2,5	2,9	3,0	2,6	2,2	2,1	2,4
	KA-A				KA-B				KA-C			
1986	16/6	28/7	8/9	20/10	16/6	28/7	8/9	20/10	16/6	28/7	8/9	20/10
d	-	-	-	-	1,0	-	-	-	1,1	-	-	-
c	-	-	-	-	0,7	2,3	2,5	2,0	0,8	2,1	2,6	2,3
b	-	-	-	2,5	1,0	2,6	2,8	2,2	1,0	1,9	2,9	2,4
a	-	-	-	2,7	1,0	2,6	2,5	2,6	1,0	2,8	2,2	2,7

Resultaten van de diversiteitsindex van Shannon per periode, lokatie en diepte (type 'genormaliseerde beek').

Bijlage 10 (vervolg)

	BZ-A				BZ-B				BZ-C			
1986	23/6	4/8	15/9	10/11	23/6	4/8	15/9	10/11	23/6	4/8	15/9	10/11
d ^a	223	-	-	-	394	352	340	455	411	-	420	-
c	408	-	-	-	398	336	408	451	391	-	438	423
b	406	-	-	-	384	352	411	435	412	-	425	442
a	335	-	-	-	370	348	400	294	383	-	431	462
	HG-A				HG-B				HG-C			
1986	1/7	11/8	22/9	3/11	1/7	11/8	22/9	3/11	1/7	11/8	22/9	3/11
d	-	-	-	-	386	-	-	-	334	-	-	-
c	327	399	-	304	361	351	-	-	354	302	304	-
b	327	380	349	327	321	344	342	335	349	306	310	-
a	334	409	361	387	357	326	364	327	320	307	309	329
	KA-A				KA-B				KA-C			
1986	16/6	28/7	8/9	20/10	16/6	28/7	8/9	20/10	16/6	28/7	8/9	20/10
d	-	-	-	-	406	-	-	-	431	-	-	-
c	-	-	-	-	443	377	362	414	460	401	373	358
b	-	-	-	395	416	437	384	429	458	435	354	440
a	-	-	-	448	429	259	357	299	399	329	442	378

Resultaten van de kwaliteitsindex K_{135} per periode, lokatie en diepte (type 'genormaliseerde beek').

Bijlage 10 (vervolg)

	BZ-A				BZ-B				BZ-C			
1986	23/6	4/8	15/9	10/11	23/6	4/8	15/9	10/11	23/6	4/8	15/9	10/11
d	3 B	-	-	-	2 B	3 B	2 B	3 B	2 B	-	3 B	-
c	4 A	-	-	-	3 B	5 A	3 B	5 A	4 A	-	3 B	3 B
b	3 B	-	-	-	4 A	4 B	3 B	5 A	3 B	-	3 B	3 B
a	2 B	-	-	-	4 A	3 B	4 A	3 B	4 B	-	4 B	5 A
	HG-A				HG-B				HG-C			
1986	1/7	11/8	22/9	3/11	1/7	11/8	22/9	3/11	1/7	11/8	22/9	3/11
d	-	-	-	-	3 B	-	-	-	3 B	-	-	-
c	3 B	2 B	-	2 B	3 B	4 B	-	-	4 B	2 B	2 B	-
b	3 B	3 B	3 B	3 B	3 B	4 B	4 B	3 B	3 B	4 B	3 B	-
a	3 B	4 B	4 A	4 A	3 B	3 B	3 B	4 B	3 B	3 B	3 B	3 B
	KA-A				KA-B				KA-C			
1986	16/6	28/7	8/9	20/10	16/6	28/7	8/9	20/10	16/6	28/7	8/9	20/10
d	-	-	-	-	5 A	-	-	-	4 A	-	-	-
c	-	-	-	-	5 A	6 A	4 A	4 A	5 A	4 A	5 A	3 B
b	-	-	-	3 B	5 A	5 A	5 A	5 A	4 A	5 A	5 A	3 B
a	-	-	-	6 A	4 A	5 A	4 A	4 A	5 A	6 A	6 A	3 B

Resultaten van het beoordelingssysteem voor genormaliseerde beken per periode, lokatie en diepte (type 'genormaliseerde beek').

Bijlage 10 (vervolg)

	EW-A			EW-B			EW-C	
1986	18/8	1/10	17/11	18/8	1/10	17/11	1/10	17/11
d ^a	-	-	-	-	4,5	-	4,2	-
c	4,1	4,1	-	4,9	3,3	-	3,4	-
b	4,7	6,1	5,3	5,6	4,4	6,2	3,8	6,0
a	6,7	6,2	5,0	6,0	5,5	4,4	4,4	6,0
	PS-A				PS-B			
1987	15/6	29/7	23/9	23/11	15/6	29/7	23/9	23/11
d	4,5	4,4	5,7	3,9	4,1	5,3	4,3	5,3
c	4,1	4,5	4,1	-	3,5	5,9	5,7	5,9
b	3,2	5,3	4,8	2,8	4,5	5,5	5,2	6,2
a	3,9	3,9	2,9	1,0	4,1	5,6	4,6	4,4
	OU-A				OU-B			
1987	11/6	27/7	21/9	16/11	11/6	27/7	21/9	16/11
d	2,4	4,5	3,7	5,8	3,1	3,0	3,6	5,0
c	4,1	4,3	4,0	5,8	4,1	3,8	4,5	6,0
b	3,7	5,2	4,6	4,5	3,3	4,3	3,7	3,6
a	4,3	4,6	4,6	3,7	4,5	4,4	3,5	3,1

Resultaten van de diversiteitsindex van Margalef per periode, lokatie en diepte (type 'sloot').

	HP-A				HP-B			
1987	18/5	13/7	2/9	4/11	18/5	13/7	23/9	23/11
d ^a	2,2	3,1	1,7	2,7	2,1	1,7	2,1	2,5
c	3,3	3,1	2,6	2,7	2,3	2,3	2,3	2,9
b	5,7	3,8	3,1	3,0	3,0	2,2	2,9	2,7
a	6,0	4,0	3,2	3,9	4,4	3,5	3,0	3,4
	SP-A				SP-B			
1987	11/6	27/7	21/9	16/11	11/6	27/7	21/9	16/11
d	3,3	3,6	2,5	2,4	4,0	2,7	2,8	2,3
c	3,1	3,2	2,8	2,4	4,4	3,9	2,5	2,3
b	4,7	3,4	3,7	3,2	3,7	3,8	3,0	2,0
a	5,2	4,4	4,3	4,1	4,8	3,7	4,3	4,1

Resultaten van de diversiteitsindex van Margalef per periode, lokatie en diepte (type 'plas').

	EW-A			EW-B			EW-C	
1986	18/8	1/10	17/11	18/8	1/10	17/11	1/10	17/11
d ^a	-	-	-	-	2,6	-	2,0	-
c	2,5	2,5	-	2,5	2,3	-	2,3	-
b	2,4	3,0	2,3	2,8	2,4	2,6	2,1	2,7
a	2,9	3,2	2,5	2,9	2,8	2,6	2,3	2,5
	PS-A				PS-B			
1987	15/6	29/7	23/9	23/11	15/6	29/7	23/9	23/11
d	2,2	2,4	2,5	2,6	2,5	2,5	2,6	2,5
c	2,2	2,1	2,3	-	2,4	2,6	2,4	3,0
b	2,1	1,8	2,4	1,6	2,5	2,7	2,8	3,1
a	2,1	2,5	1,5	1,2	2,1	2,7	2,0	2,6
	OU-A				OU-B			
1987	11/6	27/7	21/9	16/11	11/6	27/7	21/9	16/11
d	2,2	2,3	2,4	2,7	1,7	1,6	1,7	2,4
c	2,1	1,7	2,2	2,5	2,4	2,3	2,5	2,9
b	2,1	2,2	2,6	2,1	1,8	2,6	1,8	2,5
a	2,2	2,2	2,0	2,3	2,0	2,6	2,3	2,4

Resultaten van de diversiteitsindex van Shannon per periode, lokatie en diepte (type 'sloot').

	HP-A				HP-B			
1987	18/5	13/7	2/9	4/11	18/5	13/7	23/9	23/11
d ^a	2,1	1,7	1,2	1,5	2,0	1,7	2,0	1,8
c	2,1	1,9	1,8	1,6	1,8	1,9	2,0	1,9
b	2,1	2,1	2,1	2,0	2,0	1,7	2,1	2,0
a	2,7	2,6	2,1	2,3	2,6	2,1	2,1	2,2
	SPA				SPB			
1987	11/6	27/7	21/9	16/11	11/6	27/7	21/9	16/11
d	2,1	2,2	1,4	0,8	1,9	1,7	2,1	1,0
c	2,1	2,0	1,9	1,3	2,5	2,3	1,8	1,9
b	2,3	2,1	1,9	2,0	2,1	2,3	1,7	1,4
a	2,2	1,7	2,2	2,3	2,6	1,8	1,8	1,7

Resultaten van de diversiteitsindex van Shannon per periode, lokatie en diepte (type 'plas').