STORA-project 38e

BIOLOGISCHE WATERKWALITEITSBEOORDELING VAN GENORMALISEERDE BEKEN MET BEHULP VAN MAKROFAUNA

Voortgangsrapport
Eindverslag vooronderzoek

A. Peters
R. Gylstra

januari 1984

Vakgroep Natuurbeheer, LH Wageningen

INHOUDSOPGAVE

		pag.
	VOORWOORD	3
1.	INLEIDING	4
	1.1. Probleemstelling van het project	4
	1.2. Doelstellingen van het project	5
2.	WATERKWALITEIT EN WATERVERONTREINIGING	6
	2.1. Waterkwaliteit	6
	2.2. Waterkwaliteit in het onderhavige onderzoek	7
	2.3. Waterverontreiniging	8
3.	NORMALISATIE	11
	3.1. Normalisatie als cultuurtechnisch proces	11
	3.2. Gevolgen van normalisatie voor het karakter van de beek	13
	3.3. De invloed van stuwen, sluizen en andere kunstwerken	14
4.	NADERE AFBAKENING VAN HET ONDERZOEKSOBJECT	16
	4.1. Afbakening in de tijd	16
	4.2. Ruimtelijke afbakening	16
	4.2.1. Genormaliseerde beken en sloten/kanalen	16
	4.2.2. Indeling van laaglandbeken door Moller Pillot	17
	4.2.3. Indeling van laaglandbeken door Tolkamp	18
	4.2.4. Indeling van laaglandbeken in het kader van het project "Ecologie van het water" in Overijssel	18
	4.2.5. De genormaliseerde beek ingedeeld	19
5.	TYPOLOGIE VAN GENORMALISEERDE BEKEN	20
	5.1. Regionale verschillen in beektype	20
	5.2. Indeling op faunistische grondslag	20
	5.3. Fysisch/cultuurtechnische indeling der beken	22
6.	MONSTERMETHODE, MONSTERFREQUENTIE en MONSTEROMVANG	24
	6.1. Methodiek van de macrofaunabemonstering	24
	6.1.1. Kunstmatig substraat	24
	6.2. Frequentie van de macrofaunabemonstering	26
	6.3. Monstergrootte	28
7.	TERREIN VAN ONDERZOEK	29
	7.1. Twente als terrein van onderzoek	29
	7.2. Korte gebiedsbeschrijving	30
	7.3. Indeling van de beken in Twente	30
	7.4. Nadere selectie van de beken	31
	7.5. Ligging der beken	31
8.	UITEINDELIJKE KEUZE DER MONSTERPUNTEN	35
	8.1. Aantal monsterpunten	35
	8.2. Eisen te stellen aan de ligging van een monsterpunt	35
	8.3. Fysisch-chemische bepalingen, vegetatie-opnamen, e.d.	36
9.	ONDERZOEK VERVUILINGSGRADIENT	38
	9.1. De Groote Beerze	38
	9.2. De Middensloot	39
10.	LITERATUUR	41

BIJLAGE (veldformulieren)

VOORWOORD

Het voorliggende rapport is het resultaat van het vooronderzoek in het kader van het STORA-project 38e "Biologische waterkwaliteitsbeoordeling van genormaliseerde beken met behulp van macrofauna".

Dit vooronderzoek liep van juli/augustus 1983 tot januari 1984.

Het uiteindelijke doel ervan was te komen tot een gefundeerde keuze van monsterplaatsen.

Er is literatuur verzameld en bestudeerd, er zijn oriënterende veldverkenningen verricht, er is gesproken met ter zake kundige en bij de zaken betrokken personen, er is al gestart met deelonderzoeken.

In het verslag wordt niet alleen de keuze van een serie monsterpunten verantwoord, maar wordt ook (soms vrij uitgebreid) aandacht besteed aan een aantal begrippen die in het kader van het project duidelijk gedefinieerd dienen te worden (waterkwaliteit en waterverontreiniging, beeknormalisatie).

Verder is de nodige aandacht uitgegaan naar het bestuderen van de voor- en nadelen van het monsteren met kunstmatig substraat.

Een deel van de bestudeerde literatuur bestaat uit studentenverslagen, die met het vereiste voorbehoud worden aangehaald. Het daarin gepresenteerde is kritisch benaderd.

Tenslotte zij opgemerkt, dat dit interim-verslag niet beoogt een volledig tot in alle details ingevuld programma voor jaren te geven. Voor een deel bepaalt de voortgang van het onderzoek het verdere verloop ervan.

In volgende interim-verslagen kunnen eventueel aanvullende voorstellen worden gedaan.

1. INLEIDING

1.1. Probleemstelling van het project

Sinds de jaren '60 is men bij het bepalen van de kwaliteit van het Nederlandse oppervlaktewater de biologische waterbeoordeling geleidelijk steeds meer gaan waarderen als een onmisbare pendant van de fysisch-chemische beoordeling.

In de loop der jaren werden voor allerlei typen wateren biologische beoordelingssystemen ontwikkeld. Afhankelijk van het beschreven type kwam men tot een beoordeling aan de hand van de micro- dan wel de macrofyten of de macrofauna.

In het bekende rapport "Biologische Waterbeoordeling" van de Werkgroep Biologische Waterbeoordeling wordt een overzicht gegeven van de (vóór 1977 gehanteerde) beoordelingswijzen (de Lange & de Pauw, 1977)

Eén van de veelvuldig gehanteerde systemen is het systeem dat dr. H. Moller Pillot (1971) ontwikkelde voor de beoordeling van organische verontreiniging van (half)natuurlijke laaglandbeken in Noord-Brabant. Dit systeem is gebaseerd op macrofauna-onderzoek in het Dommelgebied. Maar de opsteller suggereerde reeds, dat het aan bepaalde (andere) omstandigheden zou kunnen worden aangepast, door het verplaatsen en/of toevoegen van soorten.

Zodoende is men het systeem, in al dan niet aangepaste vorm, gaan beschouwen als geldend voor nagenoeg alle - natuurlijke of niet-natuurlijke - laaglandbeken in Nederland (Groningen, Drenthe, Overijssel, Gelderland, Utrecht, Noord-Brabant, Limburg).

Naarmate een steeds groter deel van de Nederlandse beken echter genormaliseerd werd, is de behoefte dringender geworden aan een geheel nieuw of op zijn minst fundamenteel herzien beoordelingssysteem. Door de normalisatie zijn de grondslagen van het systeem immers sterk veranderd. Er trad dan ook een steeds grotere discrepantie op tussen de uitkomsten van de biologische en de fysisch-chemische beoordeling.

Als meest opvallende gevolg van de cultuurtechnische ingrepen valt aan te geven de verlaging en vaak zelfs het (tijdelijk) volledig tot nul teruggebracht worden van de stroomsnelheid.

Dit heeft uiteraard rechtstreekse gevolgen voor de aanwezigheid van stroomminnende soorten. De macrofaunalevensgemeenschap gaat in de richting van die van het stilstaande water (Leentvaar (1961) signaleerde het al in 1961).

Door de vermindering of het wegvallen van de stroomsnelheid ontstaan ook geheel andere BZV-zuurstofrelaties. Met alle consequenties vandien voor bepaalde diersoorten. De indicatiewaarde van een soort kan geheel veranderen.

Een zekere zuurstofarmoede van het water duidt niet meer op een evenredig grote vervuilingsgraad.

Daar komt nog bij, dat in genormaliseerde beken de sterkere planten- en planktongroei zorgt voor een wijziging van de zuurstofritmiek.

Al deze factoren dragen ertoe bij, dat een groot deel van de soorten uit het systeem van Moller Pillot vervalt en dat vele, nu niet in het systeem voorkomende, soorten belangrijk worden (De Graaff, 1976).

Op basis van het systeem van Moller Pillot ontwikkelden Gardeniers en Tolkamp (1976a, 1976b) de "kwaliteitsindex". Numerieke beoordeling van de waterkwaliteit leent zich immers gemakkelijker voor classificatie.

Numerieke en/of grafische verwerking van de biologische gegevens (via biotische indices) maakt de biologische gegevens bovendien hanteerbaar voor niet-biologen en/of "practijkmensen" die graag een snelle kwalificatie willen kunnen geven.

De vraag is of ook die index niet herzien moet worden.

1.2. Doelstellingen van het project

De doelstellingen van het project kunnen als volgt (chronologisch) worden omschreven:

- het opstellen van een typologie van de genormaliseerde beken (lijkt vooraf te moeten gaan aan het ontwikkelen van een beoordelingssysteem (Claassen (1981), Gonggrijp (1981), Tolkamp (1983))
- nagaan hoe de macrofaunasamenstelling is in genormaliseerde beken
- de macrofaunagegevens (soortensamenstelling, de waarde der soorten c.q. taxa als indicatoren voor een bepaalde graad van (organische) milieuverstoring, de ruimtelijke verdeling, absolute aantallen, relatieve aantallen) relateren aan fysisch-chemische parameters
- aldus komen tot een (faunistische) beschrijving van het ecosysteem van de genormaliseerde laaglandbeek,
  en van de reactie (van de faunistische component) van het systeem op verstorende invloeden (met name saprobiëring (, eutrofiëring))
- op basis van het voorafgaande aangeven hoe de waterkwaliteit van genormaliseerde laaglandbeken biologisch gewaardeerd kan worden aan de hand van de toestand waarin (de faunistische component van) het ecosysteem verkeert vergeleken met een referentieniveau
- de mogelijkheid onderzoeken genoemde waardering in de vorm te gieten van (een soort van) "biotische index" als middel tot numerieke beoordeling.

Bij dit alles dient men zich te realiseren, dat de benadering via de macrofauna één mogelijkheid uit meerdere is. Slechts één facet van de totale biocoenose komt aan bod. Ideaal zou het zijn als basis voor een biologische waterbeoordeling te beschikken over een geïntegreerd systeem, waarin alle facetten (micro-organismen, macroflora, macrofauna) zijn ingepast.

Zoals Den Hartog (1976) zegt: "Een overzicht is nodig van de biocoenosen in het zoete water, met een omschrijving van hun structurele en functionele karakteristieken, min of meer vergelijkbaar met het overzicht, dat door Westhoff en Den Held (1969) werd samengesteld voor de Nederlandse plantengemeenschappen."

(Zie ook 2.1.)

2. WATERKWALITEIT EN WATERVERONTREINIGING

Voor het scheppen van een goed begrip van de doelstellingen van het geplande onderzoek is het allereerst van belang duidelijk te maken, hoe de begrippen "(biologische) waterkwaliteit(sbeoordeling)" en "waterverontreiniging" geïnterpreteerd moeten worden.

2.1. Waterkwaliteit

Globaal kan gesteld worden: de biologische waterkwaliteitsbeoordeling heeft tot doel de kwaliteit van een (oppervlakte)water vast te stellen, waarna vervolgens kan worden nagegaan of de vastgestelde kwaliteit voldoet aan normen die de gebruiksfunctie van dat water met zich meebrengt.
Het hierbij gehanteerde begrip "kwaliteit" krijgt de laatste jaren geleidelijk een andere - in elk geval meer omvattende - inhoud.

Omtrent het begrip kwaliteit ontstaat snel grote spraakverwarring, omdat iedereen er zijn eigen subjectieve kijk op heeft.
Pogend tot een meer objectieve benadering te komen heeft Wuhrmann (1974; zie ook Van Dam, 1977) onderscheid gemaakt tussen de toestand van een water, dit wil zeggen het samenstel van kwantitatief meetbare grootheden die het systeem beschrijven, zonder waardeoordeel, en de kwaliteitsbeoordeling, als een subjectieve uitspraak op grond van criteria gekozen vanuit de functies van het water, waarbij gerefereerd wordt aan normen per gebruiksdoeleind.
Gardeniers (1976) definieert "waterkwaliteit" daarom als
"de toestand van een water gemeten aan kwantitatief meetbare grootheden, echter dimensieloos gemaakt door als referentie de twee uiterste punten te kiezen van het kontinuüm dat het water kan doormaken. Als nulpunt de toestand, zoals die van nature op basis van geografische ligging, gesteldheid van de bodem, etc. zou moeten zijn (de natuurlijke typologie), en als eindpunt de toestand, waarbij het water geen enkel van zijn oorspronkelijke kenmerken meer vertoont (dood water)."
Deze benadering van het begrip waterkwaliteit is goed in te passen in de nieuwste inzichten in het waterkwaliteitsbeheer, zoals die bijvoorbeeld verwoord worden in het Indicatief Meerjarenprogramma Water 1980-1984 (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1981):
"In de huidige opvattingen is de verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater tevens gericht op het verschaffen van gunstige omstandigheden voor de instandhouding of het terugverkrijgen van een zo natuurlijk mogelijke verscheidenheid van soorten organismen en aquatische ecosystemen. In het kader van deze ruimere optiek - het ecologisch perspectief - moet naast doelstellingen voor de waterkwaliteit ook aandacht worden geschonken aan doelstellingen met betrekking tot de toestand van aquatische ecosystemen."
Het is van belang daar het volgende citaat naast te plaatsen:
".....dient te worden opgemerkt, dat het begrip "waterkwaliteit" in dit IMP steeds in de enge zin wordt gebruikt, dit wil zeggen in de betekenis van "toestand van oppervlaktewater in chemisch, fysisch en microbiologisch opzicht".
"Onder de toestand van aquatische ecosystemen wordt het totaalbeeld verstaan van soortensamenstelling, dynamiek van de levensgemeenschap, en abiotische factoren. De waterkwaliteit is één van deze abiotische factoren en heeft direct te maken met het object van dit IMP: de verontreiniging. Daarnaast zijn factoren als vorm, diepte en stroming ecologisch van groot belang; ze komen echter in het kader van de WVO niet aan de orde."

Hieruit blijkt, dat het begrip waterkwaliteit in het IMP uiteindelijk (nog) niet de inhoud dekt die er in het onderhavige onderzoek aan gegeven wordt (zie ook IMP Water 1980-1984 Bijlage b7).

Als redenen om niet ook alle biologische aspecten van een oppervlaktewater in de definitie van waterkwaliteit op te nemen worden genoemd:

1. in het heersende spraakgebruik worden levende organismen over het algemeen niet ingesloten in het begrip waterkwaliteit;
2. de aard van de te verrichten waarnemingen voor fysische en chemische parameters enerzijds en biologische anderzijds is duidelijk verschillend;
3. het naast elkaar stellen van waterkwaliteit en biologische toestand kan wetenschappelijk nuttig zijn, om de relatie tussen beide te onderzoeken;
4. tussen verontreiniging en waterkwaliteit (in IMP-zin) is een veel rechtstreekser en eenduidiger verband dan tussen waterverontreiniging en de toestand van de aquatische levensgemeenschappen.

Afgezien van het feit, dat althans zeker de eerste drie van deze redenen vooral van practische aard zijn, is het zonneklaar dat de vierde genoemde reden nu juist de essentie aangeeft van wat in het onderhavige onderzoek aan de orde is.

Getracht wordt immers te bepalen wat de invloed van een bepaalde graad van waterverontreiniging is op de gehele aquatische levensgemeenschap. De aanwezigheid van vegetatie en bodemslib is zo wezenlijk voor genormaliseerde beken en de daarin levende macrofauna, dat bestudering van de gehele biocoenose - hoe complex ook - noodzakelijk is.

In het onderzoek krijgt niet alleen de kwaliteit van het water sec maar vooral de kwaliteit van het gehele ecosysteem de aandacht.

Hier duikt ook meteen het grote voordeel op van de biologische beoordeling, in vergelijking met de fysisch-chemische. De fysisch-chemische beoordeling van de waterkwaliteit doet allereerst een uitspraak over "de kwaliteit van het water". De biologische beoordeling daarentegen richt zich meer (is in staat zich meer te richten) op "de kwaliteit van het gehele milieu", namelijk het totaal van fysisch-chemische eigenschappen van een water tesamen met andere milieuomstandigheden zoals substraattype, de aanwezigheid van vegetatie, beschaduwing, enz. Dat totaal bepaalt immers de levensgemeenschap ter plekke (zie ook Gonggrijp, 1981).

Verdonschot (1983) duidt het totaal van kenmerken van een waterecosysteem, zoals die op een bepaald moment aan de dag treden, aan als een stadium van "ecosysteemontwikkeling":
"Eenvoudig gezegd betekent een goede waterkwaliteit een hoge mate van "ecosysteemontwikkeling" en een slechte waterkwaliteit een lage mate van "ecosysteemontwikkeling".

2.2. Waterkwaliteit in het onderhavige onderzoek

Sinds de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (WVO) van kracht is (1 december 1970), is duidelijk waaraan men zich ten aanzien van lozing op oppervlaktewateren te houden heeft (Huurman & Pieters, 1977; Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1981).

Door de ingebruikname van steeds meer rioolwaterzuiveringsinstallaties, door de strengere milieuwetgeving en door het groeiend milieubewustzijn is de rechtstreekse lozing van ongezuiverde (organische) verbindingen sindsdien aanzienlijk afgenomen. In grote delen van Nederland wordt alle rioolwater gezuiverd; in de overige gebieden (met name delen van Oost-Brabant en Limburg) zal dat binnen enkele jaren het geval zijn.

De sanering van de lozingen (van huishoudelijk - en bedrijfsafvalwater) op het oppervlaktewater heeft ertoe geleid, dat over het algemeen een duidelijke kwaliteitsverbetering is opgetreden in wateren met een zeer slechte kwaliteit.

Aan de andere kant zijn de wateren met een zeer goede kwaliteit echter veelal niet goed gebleven. Door de nog almaar verdergaande intensivering van de landbouw, de industrialisatie en de verstedelijking is de kwaliteit in die wateren vaak enigermate verslechterd (Gardeniers, 1976; Provinciale Waterstaat in Overijssel, 1981).

Overigens merkte Leentvaar (1961) al in 1961 op, dat de successie van levensgemeenschappen, die op verschillende afstanden van een afvalwaterlozing in het biologisch zelfreinigingsproces te zien is, minder gedifferentieerd wordt omdat de biologische zelfreiniging vaak niet meer de kans krijgt zich door te zetten tot aan het einde van het proces.

Naast de beschreven afvlakking van de uitersten wordt aan de algehele nivellering nog extra bijgedragen door de effluentlozingen, die over een breed terrein voor een "matige" kwaliteit zorgen, door de geleidelijke eutrofiëring en het aanhoudend (licht) verontreinigd worden uit diffuse bronnen van bijna alle wateren, door het waterkwantiteitsbeheer, dat ook streeft naar het vermijden van extremen.

Zo is de inmiddels algemeen geworden situatie ontstaan, dat de waterkwaliteit zich vaak beweegt rond het niveau "matig" (in de IMP-terminologie). Verdonschot (1983) spreekt van het "grauwe waterpestmilieu".

De genormaliseerde beken zijn bij uitstek oppervlaktewateren, waarvan de waterkwaliteit is aan te duiden als "matig", "matig tot goed", "matig tot slecht".

Dit wordt mede veroorzaakt door het feit, dat de meeste rioolwaterzuiveringsinstallaties hun effluent, dat meestal nog een flinke restvervuiling in zich draagt, direct lozen op genormaliseerde beken.

Alles wijst erop, dat een van de belangrijkste taken in het kader van het onderhavige onderzoek zal moeten zijn: het pogen "reliëf" aan te brengen in het genoemde middengebied van de waterkwaliteit.

2.3. Waterverontreiniging

In het IMP Water 1980-1984 wordt onder waterverontreiniging verstaan: de inworp van stoffen (ook micro-organismen, warmte, straling) in oppervlaktewater als gevolg van menselijk handelen, op een zodanige wijze dat de betreffende stoffen zich in dat oppervlaktewater kunnen verspreiden en/of ongecontroleerd kunnen verplaatsen, en dat afbreuk kan worden gedaan aan:

- een optimale handhaving en ontwikkeling van de gezondheid van de mens
  en/of
- het behouden of herkrijgen van een zo natuurlijk mogelijke verscheidenheid aan soorten en ecosystemen
  en/of
- het voorkomen van schade of hinder met betrekking tot opbrengsten van gewassen, vee, visserij, bereiding van drink- en industriewater, bouwwerken, enz.

De tot nu toe ontwikkelde systemen voor waterkwaliteitsbeoordeling zijn voor het merendeel aan te duiden als "saprobie- en trofiesystemen", veelal opgesteld op basis van de relatie tussen organismen (indicatorsoorten) en organische verontreiniging (Sládecek, 1973; Provinciale Waterstaat in Overijssel, 1981).

Toch dient men zich te realiseren, dat naast saprobiëring en eutrofiëring bijvoorbeeld ook toxische, radioactieve en thermische

verontreiniging voorkomen, zij het dikwijls meer plaatsgebonden. De effecten hiervan zijn in het veld moeilijk of niet te scheiden van organische vervuiling. Men stuit altijd op de resultante van het totaal (Den Hartog, 1976).

Dit is een argument te meer om bij de waterkwaliteitsbeoordeling de gehele gemeenschap in al zijn facetten te betrekken.

Desalniettemin zal in het onderhavige onderzoek ook de aandacht in eerste instantie uitgaan naar de organische verontreiniging, omdat die vorm van verontreiniging verreweg de belangrijkste is qua mate van voorkomen. De genoemde andere vormen van verontreiniging spelen vooral plaatselijk een rol. Via een goede keuze van de monsterpunten zijn die plaatsen zoveel mogelijk buiten het onderzoek te houden.

Overigens dient opgemerkt te worden, dat organische verontreiniging niet per se alleen het gevolg is van menselijke beïnvloeding. Er is ook sprake van een natuurlijke organische belasting van (oppervlakte-) wateren. In de aangehaalde omschrijving van het begrip water-verontreiniging wordt dit feit onderkend.

Bij het betrekken van vervuilingsstadia in het onderzoek dienen op de eerste plaats de uitersten te worden bepaald.

Onder de huidige omstandigheden - dat wil zeggen: binnen het kader van de nu fungerende WVO (zie eerder) - zijn de stadia van de grootste vervuiling aan te treffen in de beken waarin de zuiveringsinstallaties hun effluenten lozen, en dan met name waar het zuiveringsrendement het laagst is of op plaatsen dicht bij het lozingspunt.

Ongezuiverde lozingen van betekenis komen bijna niet meer voor of gaan binnenkort tot het verleden behoren.

Incidentele en/of accidentele (eventueel illegale) lozingen kunnen uiteraard geen essentiële plaats krijgen in een continu doorlopend onderzoek. Vandaar het buiten beschouwing laten van overstorten en van lozingen vanuit gebieden met verspreide bebouwing.

Steekproeven wezen uit, dat de "effluentbeken" vlakbij het punt van de effluentlozing vaak een macrofauna (de "Chironomusgroep") te zien geven die in het systeem van Moller Pillot ongeveer de op één na hoogste graad van verontreiniging aanduidt.

Aan het andere einde van het systeem plaatst Moller Pillot de "Calopteryxgroep". Om voor de hand liggende redenen valt te verwachten, dat deze groep van soorten in de genormaliseerde beken slecht vertegenwoordigd zal zijn. Het is immers een groep die kenmerkend is voor de schoonste, natuurlijke, redelijk snel stromende laaglandbeken.

De nivellering in waterkwaliteit komt dus ook tot uitdrukking in een nivellering in macrofauna. Leentvaar (1961) signaleerde (in 1961): "Wanneer in de levensgemeenschappen van het zoete water de soorten verdwijnen die specifieke eisen aan hun milieu stellen, om plaats te maken voor soorten die minder kieskeurig zijn, kan men dit zien als een begin van de nivellering in biologische rijkdom."

Gardeniers en Tolkamp (1976) stelden al vast, dat vertegenwoordigers uit de Eristalis- en de Calopteryxgroep relatief maar weinig meer voorkwamen. Dat was voor hen een reden om - bij de ontwikkeling van hun kwaliteitsindex - de Eristalis- en Chironomusgroep samen te voegen tot één groep, evenals de Gammarus- en Calopteryxgroep.

De Graaff (1976) deed een onderzoek in gekanaliseerde Brabantse laaglandbeken, waarin zij naging wat de invloed was van de sinds Moller Pillot's onderzoek verrichte beeknormalisatie (met de daarmee samenhangende stroomsnelheidsvermindering) op de toepasbaarheid van het systeem van Moller Pillot in deze wateren.

Uit dit onderzoek bleek nog eens ten overvloede, dat juist het middengebied van de waterkwaliteit erg moeilijk biologisch te karakteriseren is (zie ook Tittizer (1975), Van Iersel (1977), Bots & Gijsen (1978)).

De indicatorische waarde van een organisme is groter naarmate het spectrum van kwaliteitsklassen, waarbinnen deze soort voorkomt, smaller is. In het genoemde middengebied zitten juist veel soorten, die breed over meerdere kwaliteitsklassen voorkomen (Bakker, 1983).

Om in het grijze middengebied van de waterkwaliteit toch tekening, en eventueel onderverdelingen, te kunnen aanbrengen, zal het nodig zijn alle chemische, fysische en faunistische gegevens tot in de details te bekijken en vergelijken.

Bij de bestudering van de chemische kwaliteit zal dan niet volstaan kunnen worden met het oog alleen te richten op de IMP-klassen.

De waterkwaliteitsbeoordeling volgens het IMP-systeem legt het zwaartepunt bij de zuurstofhuishouding (hoewel in het IMP Water 1980-1984 meer aandacht voor andere parameters geconstateerd kan worden dan voorheen). Drie waterkwaliteitseigenschappen worden hierbij gebruikt:

- het zuurstofverzadigingspercentage (% O_2-verz.)
- het biochemisch zuurstofverbruik (BZV in mg/l)
- het gehalte aan ammoniumstikstof (NH_4-N in mg/l)

De meetresultaten betreffende elk van deze drie parameters worden op een bepaalde wijze in punten omgezet. De combinatie dezer punten geeft een totaalwaardering te zien die een bepaalde kwaliteitsklasse aanduidt.

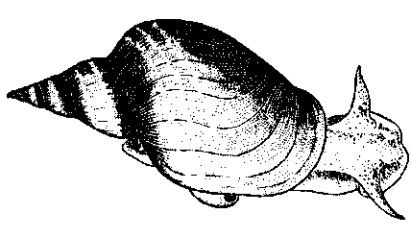
Het BZV alleen geeft overigens ook al een betrouwbare globale indruk van de waterkwaliteit (De Graaff, 1976).

Behalve de genoemde zijn er echter nog vele andere chemische (en fysische) parameters die de "verontreinigingsgraad" mede bepalen en die het mogelijk maken binnen één IMP-kwaliteitsklasse nuances aan te brengen.

In de fase van de keuze der monsterpunten is gekozen voor de meer oppervlakkige benadering, die toch de mogelijkheid biedt een "range" van beken te bestrijken.

Bovendien is rekening gehouden met de ligging en werking (zuiveringsrendement) van rioolwaterzuiveringsinstallaties, met de effluentgegevens, met de "voeding" van de beken (vanuit een meer natuurlijke omgeving (bron!) (input van "natuurlijke beek"-organismen) dan wel vanuit een veel meer (met name door de intensieve landbouw) beïnvloede omgeving).

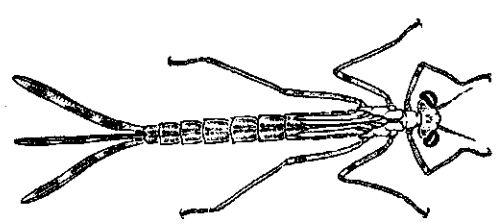
Op die wijze is toch een grote variatie van op dit moment aanwezige "verontreinigingssituaties" verkregen.



Lymnaea stagnalis (poelslak)

Phryganea sp. (kokerjufferlarve)

. Chironomus sp. (muggelarve)



Lestes sp. (waterjufferlarve)

- Enige macrofaunaorganismen

3. NORMALISATIE

3.1. Normalisatie als cultuurtechnisch proces

In Nederland komen geen "natuurlijke" beken (meer) voor. Beken die men wel zo noemt, worden in feite juister gekwalificeerd met de aanduiding "halfnatuurlijk". Men dient zich namelijk te realiseren, dat het huidige Nederlandse landschap het resultaat is van menselijk ingrijpen gedurende eeuwen. De beken werden daarbij niet gespaard. Bovenlopen werden doorgetrokken, zandbanken verwijderd, kanten afgestoken, hier en daar bochten rechtgetrokken, ingestorte oevers hersteld, omgevallen bomen e.d. verwijderd, beken en oevers van planten ontdaan. Soms werden beken gestuwd, ten behoeve van bevloeiing of van een watermolen.

Deze menselijke invloeden waren echter kleinschalig van omvang en weinig ingrijpend van aard. De beken kregen in het verleden steeds weer de kans de eigen dynamiek te hernemen.

(Voor een uitgebreide beschrijving van "de beek" zij verwezen naar bijvoorbeeld Gardeniers (1977, 1981a, 1981b), De Kok (1977), Natura (1983))

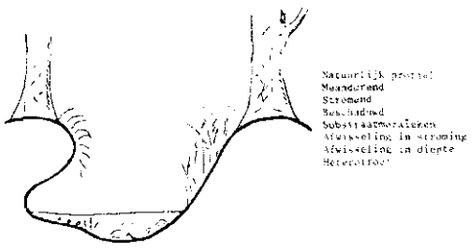
Sinds de jongste eeuwwisseling zijn de ingrepen echter steeds drastischer geworden. In de jaren '30 bereikte de ontginningswoede, waarbij de werkverschaffing een grote rol speelde, een hoogtepunt. Naderhand - vooral sinds de Tweede Wereldoorlog en volop doorlopend tot in deze tijd - kwamen in het kader van de explosieve ontwikkeling van de landbouw (productieverhoging, voortschrijdende techniek, intensivering van het grondgebruik, enz.) de ruilverkavelingen op gang (Van der Straaten, 1977).

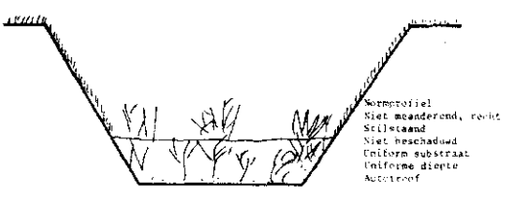
Onderdeel en een van de belangrijkste na te streven doeleinden van deze landschapshervormingen was een betere waterpeilbeheersing in de agrarische gebieden. Wateroverlast in natte perioden en watertekort in droge perioden dienden voorkomen te worden.

Ten gevolge van ontginningen, oppervlakteverharding en andere cultuurtechnische werken verloor de bodem zijn sponswerking (waterbergend vermogen). Het water kwam daardoor sneller tot afvoer, waardoor de wateroverlast in de stroomdalen toenam (Moller Pillot (1971), Kranenburg (1973), Farjon (1982)).

Aan de waterhuishouding ging men eisen stellen die tegen de natuurlijke kringloop van het water ingaan, namelijk een lage winterstand en liefst een hoge zomerstand.

De toenemende mechanisatie in de landbouw (met steeds zwaardere machines en werktuigen) zorgt in de huidige tijd voor nog weer extra behoefte aan het in de hand houden van de grondwaterstand.





Uit: Tolkamp, H.H., 1983.
Beken in Noord- en Midden-Limburg.
In: Natura, 80 (1): 94-101.

De cultuurtechnische mogelijkheden groeiden met de tijd mee, zodat "een modern beheer" van de watergangen daadwerkelijk en ingrijpend gestalte kreeg.

Dit alles leidde tot rigoureuze ingrepen in beken. Het meer zachtaardige "reguleren" (voornamelijk het rechttrekken van bochten) werd tot "normaliseren", en in extreme gevallen tot "kanaliseren" (waarbij de grotere beken dusdanig worden rechtgetrokken, verbreed en uitgediept, dat het kanalen worden, waarin het water vrijwel continu stilstaat).

Het begrip normaliseren staat op de eerste plaats voor het "onder profiel brengen" van een waterloop (Werkgroep Afvoerberekeningen, 1979).

Bij het "aanpassen" van een waterloop wordt meestal uitgegaan van een maatgevende afvoer. Het profiel wordt daarbij per beek(traject) zo gedimensioneerd dat het bij deze afvoer behorende waterpeil, en daarmee samenhangend de grondwaterstand in het naastliggende terrein, aan de gewenste norm voldoet (Ton & Lourens (1978), Farjon (1982)).

Naast de normprofilering zijn er echter nog meer ingrepen die inherent zijn aan normalisatie (Gardeniers (1981a, 1981b), De Kok (1977), Looman (1983)).

Een genormaliseerde beek laat zich karakteriseren met behulp van (minstens een aantal van) de volgende kenmerken.

1. Een voorgeschreven (dwars)profiel.
   Doorgaans leidt dit tot een aanzienlijk grotere natte doorsnede van de beek dan de natuurlijker situatie te zien gaf.
   Beekverbreding vereist ook de verwijdering van houtopstanden langs beken.
2. Een (vrijwel) recht verloop, zonder de voor een (half)natuurlijke beek kenmerkende meanders.
   Hooguit zijn enkele flauwe bochten aanwezig.
3. Een concentratie van het verval op bepaalde discrete punten (om afvoer in perioden met weinig neerslag tegen te gaan), door de aanleg van kunstwerken als stuwen, sluizen, verdeelwerken, enz.
   Dit in tegenstelling tot het vrije verval in natuurlijke beken.
4. Schouw- en onderhoudspaden (werkbermen), vaak aan weerszijden van de watergang, ten behoeve van het mechanisch onderhoud en de "schouw" van de beken.
   De aanleg van deze paden leidt tot verwijdering van brede stroken oevervegetatie en houtopstanden, en derhalve tot de afwezigheid van de voor veel natuurlijke beken kenmerkende beschaduwing.
   Gevolg: een toename van de ontwikkeling van waterplanten, en opwarming van het water.
   Voor een efficiënte voortgang van het onderhoudswerk moeten de zijleidingen overkluisd worden (dammen met duikers).
5. Beschoeiing en/of bekleding (in allerlei vorm) van het natte profiel, om afkalving van talud en/of bodem tegen te gaan en het onderhoud te vergemakkelijken.
6. Het regelmatig terugkerende (vooral mechanische, soms ook chemische of biologische) onderhoud.
   Eens of tweemaal per jaar worden bodem en/of oever, veelal mechanisch, geschoond. Aldus wordt opnieuw beschaduwende vegetatie verwijderd.
   Al naar gelang de aard van de bodem kan het noodzakelijk zijn de beek na verloop van een aantal jaren steeds opnieuw uit te baggeren en/of te herprofileren.
   Varend onderhoud stelt op zijn beurt weer eisen aan de kunstwerken (vergroting van de duikers voor de veegboten, e.d.).
   Mechanisch onderhoud dwingt tot grotere uniformiteit in de dimensionering der waterlopen.

7. Het meest essentiële gevolg van enkele der genoemde ingrepen is het terugvallen van de stroomsnelheid.
Vaak is, minstens een deel van het jaar, stroming geheel afwezig.

"Genormaliseerd" wil dus zeggen: cultuurtechnisch gezien optimaal verbeterd.

Er valt momenteel overigens een nieuwe ontwikkeling waar te nemen, waarbij naast normen voor optimaal agrarisch gebruik en onderhoud van beken normen gesteld worden voor het optimaal tot ontwikkeling brengen van de natuurwaarden in en langs de beek (Looman (1983), Provinciale Waterstaat in Overijssel (1983)).

3.2. Gevolgen van normalisatie voor het karakter van de beek

Waterconservering en wateraanvoer hebben een grote invloed op het beekregime gedurende de zomer. Door stuwing zal er gedurende de zomermaanden geen afvoer meer plaatsvinden en stroomt het water in de gestuwde beekpanden niet meer. Daarnaast kunnen bepaalde beekpanden, die vroeger gedurende de zomer droogvielen, nu het gehele jaar water bevatten. Vindt er tevens wateraanvoer plaats, dan kan een periodieke omkering van de stroomrichting optreden, doordat het water door hetzelfde bekenstelsel wordt aangevoerd als waardoor het is afgevoerd (Farjon, 1982).

Bij een ingrijpen als boven beschreven veranderen de kenmerken van de typische laaglandbeek volledig van dimensie. Soms veranderen ze zelfs wezenlijk.

Zowel op macroschaal (de slingering van de beek door het landschap) als op microschaal (de slingering van de stroomdraad binnen het beekprofiel) verdwijnt de meandering. Dit houdt in, dat de grote en dynamische variatie van biotopen verdwijnt.

Seizoensmatige fluctuaties in stroomsnelheid en waterstand, die in de (half)natuurlijke beken het beekprofiel dynamisch beïnvloeden, worden gereduceerd.

De stroomsnelheid wordt aanzienlijk verlaagd, hetgeen vooral in droge perioden het geval is. Vaak staat het water, minstens een deel van het jaar, stil. De stromend-watergemeenschap kan zich onder dergelijke omstandigheden niet handhaven. De samenstelling van de macrofauna verandert. Typische beeksoorten maken plaats voor soorten die in stilstaande wateren algemeen zijn.

Over het algemeen is er sprake van een nivellering en verarming (Tolkamp, 1975).

Gevolg van genoemde ontwikkelingen is ook, dat de bodem zijn dynamische karakter verliest. Er ontstaat een uniforme, veelal modderige bodem (Tolkamp (1981), Higler (1983)).

Het open mozaïekpatroon van de vegetatie, typisch voor veel (half)natuurlijke beken, verdwijnt.

De stabiele bodem, de betere lichtvoorziening (door het wegvallen van beschaduwing) en het tamelijk constante waterpeil dragen bij tot een dichte groei van waterplanten. Daardoor wordt de stroming weer extra geremd en een intensief schoningsregime noodzakelijk.

Sterke ontwatering in bovenstroomse gebieden leidt tot een langere zomerse droogvallingsperiode in de kleine en ondiepe bovenlopen.

In (half) natuurlijke beken geeft de zuurstofhuishouding een vrij stabiel beeld te zien. De fluctuatie in de loop van dag en nacht en in de loop van de seizoenen is vrij gering. Het zuurstofgehalte bevindt zich steeds dicht rond de verzadigingswaarde.

In de genormaliseerde beken spelen zich geheel andere processen af. De verlaging van de stroomsnelheid betekent automatisch een vermindering van de zuurstofinslag.

Door het langzamer worden van de stroming vindt bovendien een snellere bezinking van het organisch materiaal plaats, waardoor de vermindering van het biochemisch zuurstofverbruik (BZV) in minder direct verband met de zuurstofconcentratie komt te staan.

Bodem-bewonende diersoorten, die in stromend water een bepaalde mate van organische verontreiniging en zuurstofarmoede aanduiden, kunnen in genormaliseerde beken indicatief zijn voor een geheel andere (meestal lagere) vervuilingsgraad. In sterk verontreinigde beken hebben de organismen bij hoge stroomsnelheid niet zo snel zuurstofgebrek. In stilstaand water kunnen lage zuurstofgehalten ook op plaatsen met weinig organische verontreiniging voorkomen.

Bepaalde effecten van stroming en niet-verontreinigd zijn worden nog wel eens door elkaar gehaald. Ook is er wel verwarring bij het beschouwen van de indicatorische waarde van soorten voor stroming en voor schoon water. De aanwezigheid van rheofiele soorten leidt vaak tot overschatting van de waterkwaliteit, de afwezigheid ervan tot onderschatting. Evenzo leidt de aanwezigheid van bepaalde soorten, die organisch materiaal eisen, soms tot onderschatting van de kwaliteit.

De sterkere planten- en (zelfs) planktongroei zorgt voor een wijziging van de zuurstofritmiek (Van Iersel, 1977), zowel via de eigen zuurstofhuishouding als via het afsluiten van het water van de lucht (bijvoorbeeld door een laag kroos of kroosvaren) (Van der Wielen en Ketel, 1976).

Hierdoor ontstaan weer extra levenskansen voor diersoorten die eerder karakteristiek zijn voor stilstaand water.

Verwijdering van de waterplanten leidt, evenals het uitbaggeren van een beek, tot een plotselinge daling van het zuurstofgehalte.

Genormaliseerde beken zullen eerder dan (half)natuurlijke beken bevriezen. Bij bedekking met ijs en sneeuw zal het zuurstofgehalte, door het hoge verbruik, eveneens (te) sterk dalen.

Los van de "normalisatiedruk" is de laatste tientallen jaren ook de bemestings- en vervuilingsdruk op de beken toegenomen (Tolkamp, 1980).

In bepaalde opzichten versterken deze processen elkaars uitwerking.

Zo wordt de opbloei van hogere waterplanten, mossen, sessiele diatomeeën en plankton (algenbloei!) sterk bevorderd door de mineralen die vrijkomen bij de afbraak van organische stoffen.

3.3. De invloed van stuwen, sluizen en andere kunstwerken

Stroming van water (in één richting) is een essentieel kenmerk van beken. Een kenmerk van de genormaliseerde beken is echter ook de concentratie van het verval op bepaalde discrete punten, door de aanleg van stuwen, sluizen, bodemdrempels, e.d. (zie ook 3.1.).

Bij stuwing vermindert de ecologische betekenis van de stroming (Provinciale Waterstaat in Overijssel, 1983).

Er treedt meer bezinking op, waardoor er ook meer afbraak gaat plaatsvinden op de bodem dan in het water.

In gestuwde beekpanden ontwikkelt zich eerder de levensgemeenschap van het stilstaande water. Piekafvoeren (bij grote of langdurige neerslag)

zorgen er echter voor, dat het karakter van deze wateren toch anders is, en dat er bijvoorbeeld geen absolute rem is op de uitwisseling van diersoorten tussen verschillende beekgedeelten.

Hoe groter het verval in een gebied, des te talrijker zijn uiteraard de stuwen. In dergelijke gebieden kunnen het "hoogste" en het "laagste" punt van een beekpand een groot verschil in waterdiepte te zien geven: soms wel van 20 à 30 cm vlak achter een stuw (het hoogste punt) tot 1 à 1,5 m vlak vóór de volgende stuw (het laagste punt). Dit brengt ook verschillen in vegetatieontwikkeling, macrofaunasamenstelling, e.d. met zich mee.

In de onmiddellijke nabijheid van in het water geplaatste kunstwerken zal de situatie het meest afwijken.

Bij (bepaalde) stuwen kunnen situaties optreden die aan watervalletjes doen denken. Zuurstofinslag, sterke stroming, wegspoeling van bodemmateriaal (incl. planten), vertroebeling door opgewerveld bodemmateriaal kunnen plaatselijk een heel apart milieu scheppen.

Bovenstrooms is vlak voor een kunstwerk de bezinking maximaal, evenals de ophoping van drijvend materiaal (met name in de tijd dat geschoond wordt).

Deze effecten zijn echter zo plaatselijk en zo uitzonderlijk, dat ze meer een "curiositeitswaarde" hebben dan een wezenlijke rol spelen in het systeem van de genormaliseerde beken.

De Tungelroysebeek bij Heythuysen. Genormaliseerd.

Uit: Tolkamp, H.H., 1983.
Beken in Noord- en Midden-Limburg.
In: Natura, 80 (1): 94-101.

4. NADERE AFBAKENING VAN HET ONDERZOEKSOBJECT

Is het mogelijk om binnen de voorgaande ruime omschrijving van het begrip "genormaliseerde beek" het onderzoeksobject nader af te bakenen?

Globaal vertonen alle genormaliseerde beken minstens een aantal van de genoemde kenmerken, maar binnen het totaalbestand aan genormaliseerde beken is de variatie zeer groot.

Er is zowel in de tijd als ruimtelijk een afbakening mogelijk.

4.1. Afbakening in de tijd

De genormaliseerde - vaak gedeeltelijk geheel nieuw gegraven - beken staan zeer ver af van de (half)natuurlijke beek.

Het ligt voor de hand de meest recent genormaliseerde beken buiten het onderhavige onderzoek te laten. De macrofauna is weliswaar in staat in zéér korte tijd een dergelijke beek te koloniseren. Maar het duurt wel enkele jaren vooraleer zich een min of meer stabiele levensgemeenschap heeft ontwikkeld. Vooral omdat de bodem en de oever tijd nodig hebben om een zekere evenwichtssituatie te bereiken qua substraatsamenstelling en begroeiing (Looman, 1983).

Voor het overige kan gesteld worden, dat het regelmatig terugkerende, grootschalige en ingrijpende onderhoud bij de reeds langer genormaliseerde beken nivellerend werkt in de tijd. De schoning van de beken moet gezien worden als een wezenlijk onderdeel van het systeem der genormaliseerde beken.

Het kan soms moeilijk zijn - althans in de pleistocene zandgebieden - verschillen waar te nemen tussen een sloot en een genormaliseerde beek. In principe is er een verschil in herkomst (kunstmatige oorsprong versus natuurlijke oorsprong). Maar de actuele verschillen zijn vaak minder duidelijk (zie ook 4.2.1.).

4.2. Ruimtelijke afbakening

Bij de bespreking van het begrip "normalisatie" is de genormaliseerde beek geplaatst tussen enerzijds de (half)natuurlijke, eventueel gereguleerde, beek en anderzijds de gekanaliseerde beek.

Het onderzoeksobject dient zich bij voorkeur zo ver van beide uitersten te bevinden, dat uitspraken die te zijner tijd gedaan worden ook alleen maar betrekking hebben op de genormaliseerde beek. Er is altijd nog de mogelijkheid eventuele bevindingen en aannamen elders te toetsen.

Op de - veelal nog vrij snel stromende - (half)natuurlijke c.q. gereguleerde beek is het systeem van Moller Pillot van toepassing.

Voor de - veelal stilstaande - kanalen/kanaalachtige wateren en de - veelal stromende - rivieren/brede benedenlopen van beken worden andere (niet altijd per se op macrofauna gebaseerde) systemen opgesteld.

4.2.1. Genormaliseerde beken en sloten/kanalen

Gardeniers (1977) zegt, in zijn beschrijving van de beek:
"Het allesoverheersende basiskenmerk van beken is, dat ze minstens een bepaalde tijd van het jaar een stroming van het water in één richting vertonen."

De Lange (1972) geeft als definitie van een sloot:
"Een sloot is een kunstmatig, min of meer permanent, lijnvormig water, maximaal 6 tot 8 meter breed, waarin stroming geen belangrijke ecologische factor vormt, of, als dat wèl het geval is, kunstmatig en slechts tijdelijk of periodiek van aard is."

De sloot wordt door De Lange aldus afgegrensd van kanalen e.d. (grotere dimensie), beken en riviertjes (natuurlijke stroming als basiskenmerk), doorgaans of periodiek zeer langdurig droogvallende sloten (waarin de levensgemeenschap zich moeilijk kan handhaven) en niet-lijnvormige stilstaande wateren.

In het IMP Water 1980-1984 wordt het zoete water verdeeld in "stromende wateren (beekjes, rivieren) en stilstaand water (plassen, meren)". Vervolgens wordt geconstateerd, dat vele in Nederland voorkomende wateren niet goed passen in deze ecologische indeling:
"Sloten, weteringen, stadswateren, kanalen e.d. zijn door de mens aangelegd en vertonen eigenschappen die deels het midden houden tussen die van stromend en stilstaand water en deels specifiek voor deze "gemaakte" wateren zijn."
"Ook de van nature aanwezige wateren zijn in Nederland vaak in hoge mate door de mens beïnvloed: bedijking van rivieren, kanalisatie en regulatie van rivieren en beekjes, uitdieping van plassen, aanpassing van oevers, enz. hebben een duidelijke stempel op de betreffende wateren gedrukt."
"Als gevolg van een en ander zijn de van nature in Nederland bestaande ecologische verschillen in vrij sterke mate genivelleerd en is de verscheidenheid aan typen levensgemeenschappen tussen verschillende typen wateren geringer geworden dan in de oorspronkelijke situatie het geval was." (zie ook Higler e.a., 1977)

Het moge duidelijk zijn, dat in de pleistocene zandgebieden, door het daar optredende verval, geheel gegraven watergangen en genormaliseerde beken na verloop van tijd soms een grote gelijkenis vertonen.

Bovendien zijn grote gedeelten van genormaliseerde beken geheel nieuw gegraven, zodat het onderscheid tussen "oorspronkelijk", "vergraven" en "gegraven" zijn zin verliest.

Illustratief is de zinsnede (Higler e.a., 1977):
".....een (voormalige) beek een hoge waarde kan hebben wegens het voorkomen van een rijke slootfauna ....."

Van Gijsen en Claassen (1978):
"Binnen de lijnvormige wateren (in het Zandgebied in het "Noorden des Lands", A.P.) kon geen duidelijk verschil (in macrofauna, A.P.) worden aangetoond tussen vrij-afstromende en kunstmatig afstromende wateren."

Het gaat hier dus nadrukkelijk niet over de Nederlandse sloten in het algemeen. Bij de sloten en weteringen in de gebieden van de grote rivieren en hun omgeving, in de boezem- en poldergebieden, in veengebieden, e.d. ligt de situatie uiteraard anders.

4.2.2. Indeling van laaglandbeken door Moller Pillot

Moller Pillot (1971) betrok in zijn onderzoek (aan (half)natuurlijke laaglandbeken) niet de "kleine bovenloopjes" der beken:
"De Noordbrabantse beken zijn in hun bovenloop niet anders dan kleine slootjes ("loopjes"), die alleen na regenval en in het winter-halfjaar water afvoeren."

Verder onderscheidde hij binnen het door hem onderzochte bekenbestand qua breedte en diepte drie typen:

1. bovenlopen
   bij laag water 3 tot 4,5 m breed en 15 tot 25 cm diep
   bij hoog water worden ze vaak 1 m diep en ongeveer 5 m breed
2. middenlopen
   bij laag water 5 tot 10 m breed en 20 tot 50 cm diep
3. benedenlopen
   tenminste 15 m breed en 1 m diep.

4.2.3. Indeling van laaglandbeken door Tolkamp

Tolkamp (1975) voegt aan het bovenstaande, voor onderzoek in de Achterhoek, een vierde - in principe ook wel door Moller Pillot onderscheiden - type toe:

1a. bovenloopjes
   altijd minder dan 3 m breed en meestal slechts 0,5 tot 1,5 m breed, en niet dieper dan 25 cm bij laag water.

Met behoud van deze indeling maakt Tolkamp ook nog onderscheid in:

a. bosbeek en laaglandbeek
   "beschaduwd door bossen en houtwallen die de beek begeleiden; stromend water; zandig substraat (+ grind, bladeren, takken, eventueel veenmodder en ijzervlokken); zeer geringe diepte in de zomer of dan zelfs droog; niet (ingrijpend) gereguleerd"
b. sloot- of kanaalbeek
   "loopt grotendeels door open veld (geen beschaduwing, vaak ten gevolge van de kanalisatie); staat 's zomers stil ten gevolge van stuwing; substraat is vaak modderig ten gevolge van rijke plantengroei; de diepte is na een stuw gering en ervoor groot (vaak meer dan 1m); de breedte van het water is vaak groot (zie middenloop); de regulatie is ver doorgevoerd.
   De slootbeek is van hetzelfde type als de kanaalbeek, echter met een kleinere dimensie (boven- en middenloop), terwijl de kanaalbeek meer overeenkomst vertoont met een midden- of benedenloop."
c. riviertje
   "veelal open veld; soms redelijke stroming; substraat zand en modder (ten gevolge van flap en planten); varieert van zeer diep tot zeer ondiep; zeer breed en sterk gereguleerd, hoewel de oevers soms nog natuurlijk zijn; de regulatie berust dan vaak op bemaling van het omliggende land en het voorkomen van stuwen en sluizen."

4.2.4. Indeling van laaglandbeken in het kader van het project "Ecologie van het water" in Overijssel

Rijksinstituut voor Natuurbeheer (1979) legt de grens tussen kleine rivieren en beken bij een breedte van 10 m en een diepte van 1 m. Beide worden in het laagland gekenmerkt door een stroomsnelheid die meestal kleiner is dan 30 à 50 cm/sec.

Van Gijsen en Claassen (1978) onderscheiden, binnen verschillende landschapszones, een aantal watertypen op grond van afwatering (vrij afstromend - boezemwater - polderwater - afgesloten water) en vorm (lijnvormig - ± rond - onregelmatig gevormd).

Voortbouwend op de indelingen van Moller Pillot, Tolkamp, Rijksinstituut voor Natuurbeheer enerzijds en Van Gijsen en Claassen anderzijds komt de Provinciale Waterstaat in Overijssel (1981) tot de hieronder geplaatste indeling der lijnvormige wateren.

1. Lijnvormige watergangen

indicatie milieufactor				
stroomrichting	eenzijdig vrij-afstromend	eenzijdig vrij-afstromend	geen of stroming in beide richtingen	onafhankelijk
stroomsnelheid	> 20 cm/s	0-20 cm/s	0 (5) cm/s	onafhankelijk
substraat	zand, eventueel vermengd met stenen of slib	gemengd zand/slib	onafhankelijk	onafhankelijk
ontstaan profiel	natuurlijk	vergraven	ver- of gegraven	onafhankelijk
	type			
b. 0,5-1,5 m d. ⩽ 25 cm	**bron(beek) bovenloopje**	**slootbeek**	**sloot**[2]	**droogvallende watergang**
b. 1,5-10 m d. 15-50 (100 cm)	**beek**[1]			
b. 10-30 m d. 1 (3) m	**riviertje**	**kanaalbeek**	**kanaal/vaart**[3]	
b. > 30 m d. > 1 m	**rivier**			

[1] Onder te verdelen in boven- (b. 1,5-3 m), midden- (b. 3-5 m) en benedenloop (b. 5-10 m, d. 50-100 cm).
[2] Onder te verdelen in klei-, zand-, laagveen-, en hoogveensloot.
[3] Vaart wordt gebruikt voor watergangen (b. > 8 m en d. ⩾ 50 cm) in laagveengebieden.

b. = Breedte-indicatie.
d. = Diepte-indicatie.

4.2.5. De genormaliseerde beek ingedeeld

De "genormaliseerde beek" valt niet precies samen met een van de bij laatstgenoemde indeling onderscheiden watertypen.

Aan de ene kant is er een grote overlapping met het type "slootbeek", namelijk vanaf het punt waar het een vergraven beek betreft (breedte 1,5 m).

Aan de andere kant lijkt de breedte-indicatie van 10 m zeer ruim geïnterpreteerd te moeten worden. De benedenloop van een genormaliseerde laaglandbeek heeft vaak een breedte tot 15 m, hetgeen meer overeenkomt met Moller Pillot's idee over een benedenloop en met de inhoud die Tolkamp gaf aan het begrip kanaalbeek.

5. TYPOLOGIE VAN GENORMALISEERDE BEKEN

Is in het voorafgaande getracht het begrip "genormaliseerde beek" contouren te geven, in het hiernavolgende zal worden weergegeven hoe dit type water - om het te kunnen hanteren als onderzoeksobject - een nadere onderverdeling heeft gekregen.

5.1. Regionale verschillen in beektype

Bij pogingen typen van genormaliseerde beken te onderscheiden komt als eerste en essentiële vraag op, of er sprake is van regionale verschillen in beektype

Zijn er dusdanig belangrijke "natuurlijke" verschillen tussen (de macrofauna-levensgemeenschappen van) laaglandbeken, in verschillende delen van Nederland, dat men daar bij de opzet van het onderzoek van meet af aan verregaand rekening mee moet houden?

Het is duidelijk, dat het Nederlandse landschap grote geologische, geomorfologische en geografische verschillen in zich draagt. Maar hoe uiten die verschillen zich via de (genormaliseerde) laaglandbeken?

Bij een streven om in één allesomvattend overzicht een - overigens grootschalig - beeld te geven van de natuurlijke verscheidenheid van de Nederlandse wateren, is een indeling tot stand gekomen in 7 hydrobiologische districten (Schroevers (Red.), 1977).

De laaglandbeken vormen karakteristieke landschapselementen in het district dat wordt aangeduid als "de pleistocene gebieden". Het gaat hier om gebieden met een hogere ligging, armere (zand)gronden en in principe voedselarme wateren.

Deze indeling is echter te grofmazig als middel om regionale - laat staan: lokale - verschillen in beektype te achterhalen. Zij houdt immers op waar de gevraagde indeling moet beginnen.

Men is vaak geneigd er a priori vanuit te gaan, dat een verdere onderverdeling binnen genoemd district noodzakelijk is. Er worden tenslotte duidelijk floristische en faunistische verschillen waargenomen.

Als voorlopig resultaat van een onderzoek om tot een nieuwe en vooral verdergaande indeling te komen presenteerde A. Mol onlangs (algemene ledenvergadering Werkgroep Biologische Waterbeoordeling, Utrecht, 23 october 1983) een indeling in 36 districten, waarbij ook de pleistocene gebieden zijn onderverdeeld.

Deze indeling is gebaseerd op abiotische grondslag (saliniteit, bodemsamenstelling, reliëf, temperatuurverdeling), en wordt momenteel verder uitgewerkt aan de hand van macrofauna-gegevens. Op dit moment is daar nog geen gebruik van te maken.

Mol wijst er overigens op, dat bij het onderscheiden van zoveel districten een landelijk onderzoek al snel een onwerkbaar groot aantal referentiepunten dreigt te krijgen. Onderzoek zou beter per district(je) verricht kunnen worden (zie ook Gonggrijp, 1981).

De aangehaalde bevindingen en nadere bestudering van bodemkundige en klimatologische gegevens geven het beeld van een dusdanige "versnippering", door regionale en lokale verschillen, dat daaraan geen informatie in bruikbare vorm te ontlenen valt.

5.2. Indeling op faunistische grondslag

Gezien het kader van het onderzoek zou het ideaal zijn als het mogelijk was aan de hand van de voorradige macrofauna-gegevens binnen het bestand van de genormaliseerde beken typen te onderscheiden.

De studie van de aquatische levensgemeenschappen is tot op heden, in vergelijking met die van de terrestrische, nog slechts beperkt ontwikkeld.

Farjon (1982) merkt op:
"Het is dan ook (nog) niet mogelijk gebleken om gemeenschappen van op kenmerkende wijze samen voorkomende soorten te onderscheiden. Een overzicht van de Nederlandse aquatische levensgemeenschappen ontbreekt daardoor. Ruimtelijke eenheden in hydrobiologische beschrijvingen zijn daarom vooral onderscheiden op fysiografische of fysiognomische criteria. Voorbeelden hiervan zijn de hydrobiologische districten en veel gehanteerde begrippen als bergbeek, sloot, poel, vaart, etc."

Inderdaad wordt in bekende werken als "Biologische waterbeoordeling" (De Lange en De Ruiter (Red.), 1977) en "Natuurbeheer in Nederland; Levensgemeenschappen" (Rijksinstituut voor Natuurbeheer, 1979) doorgaans niet verder afgedaald dan tot het niveau van "de levensgemeenschap van een beek".

Voor het opstellen van een typologie van genormaliseerde beken is het noodzakelijk levensgemeenschappen te onderscheiden op een lager niveau dan dat van de beek in het algemeen. Het kan daarbij gaan om zeer subtiele verschillen tussen watertypen.

In het kader van de Werkgroep Biologische Waterbeoordeling wordt sinds enige tijd gewerkt aan een typologie van de oppervlaktewateren in Nederland, waarbij getracht wordt typische aquatische levensgemeenschappen te onderscheiden, óók in genormaliseerde beken.
Dit onderzoek verkeert echter nog in een inventarisatie-fase.

(Voor wat betreft sloten heeft onlangs een typologie het licht gezien, in de vorm van de dissertatie van Beltman (1983))

Pogingen om uit de voorliggende macrofauna-lijsten, via handbewerking, eventuele inter- of intraregionale verschillen te achterhalen (tussen schone genormaliseerde beken) stuitten op enkele wezenlijke problemen: de ouderdom van de meeste gegevens, de verschillen in determinatieniveau en determinatiebetrouwbaarheid.

Vergelijking van de soortenlijsten van Gardeniers (1966; Dommelgebied), Moller Pillot (1971; Dommelgebied), De Graaff (1976; Dommelgebied), Verdonschot (1978; Dommelgebied), Heydeman en Van 't Oever (1975; Twente), Tolkamp (1975; Achterhoek) leverde op dit punt dan ook te weinig bruikbare resultaten op.

Waargenomen verschillen betreffen hooguit de aan- of afwezigheid van enkele soorten, die bij aanwezigheid dan ook nog slechts in zeer kleine aantallen voorkomen. Maar is er dan sprake van een natuurlijk verschil (als gevolg van het verspreidingspatroon van de betreffende soort) of gaat het om een soort die zich nu eenmaal slechts incidenteel laat vangen?

Uit veel onderzoeken (recentelijk ook weer uit die van Beltman (1983) en Goris (1983)) blijkt, dat twee monsters altijd verschillen te zien geven. Zelfs indien ze op één en dezelfde plaats en op één en hetzelfde tijdstip genomen worden.

Een bepaald - en vaak niet gering - percentage (30 tot 50%) van de gevonden soorten bestaat uit dieren, die slechts af en toe gevangen worden.

De zeldzaamheidswaarde van dergelijke soorten kan uiteraard wel een rol spelen in de waterkwaliteitsbeoordeling (Goris, 1983).

Het onderzoek aan de aquatische levensgemeenschappen, in het bijzonder aan de faunistische component daarvan, is eigenlijk pas de laatste jaren van de grond gekomen.

Momenteel wordt in het kader van diverse meer overkoepelende onderzoeken en in het kader van het routine-onderzoek door de waterkwaliteitsbeheerders een schat aan gegevens verzameld, die samengebracht en (computermatig) verwerkt kunnen worden. Wellicht is het een van de aspecten van het onderhavige onderzoek aan dit geheel een bijdrage te leveren.

In de fase van de keuze van de monsterpunten werd het, lopende het vooronderzoek, geleidelijk duidelijk, dat een typologie van genormaliseerde beken op basis van macrofauna-gegevens misschien het resultaat kan zijn van het gehele onderzoek, maar zeker niet van het qua tijd en dientengevolge qua mogelijkheden beperkte vooronderzoek.

Daarom is een andere benaderingswijze gekozen. Namelijk het onderzoeken van de mogelijkheid de genormaliseerde beken in te delen op puur fysisch/cultuurtechnische gronden.

5.3. Fysisch/cultuurtechnische indeling der beken

Er zijn meerdere manieren ontwikkeld om de graad van normalisatie c.q. de natuurlijkheidsgraad van een beek te bepalen.

Gardeniers en Tolkamp (1976a, 1976b) ontwikkelden de beekkarakterindex, gebaseerd op de aan- of afwezigheid van bepaalde, al dan niet stroming-minnende, macrofauna-vertegenwoordigers.

Deze index is niet bruikbaar voor de beoordeling van alle beken. Als de omstandigheden het toepassen van de index toestaan (goede waterkwaliteit, goed vertegenwoordigde macrofauna) zou op deze wijze een onderverdeling van de genormaliseerde beken mogelijk zijn, van "beekachtig" naar "stilstaand".

Is een beek sterk verontreinigd, dan kan het beekkarakter niet bepaald worden met behulp van de macrofauna. Of houdt een beek op beek te zijn als een bepaalde macrofauna-levensgemeenschap - meestal tijdelijk - niet aanwezig is?

Wat is beekkarakter? Indien puur fysisch bedoeld, dan is een andere manier van bepalen aan te bevelen. Een verontreinigde beek blijft een beek en moet dezelfde score te zien geven als wanneer hij, onder overigens gelijkblijvende condities, schoon is.

Heydeman en Van 't Oever (1975) deelden beken in naar een viertal fysische kenmerken, losstaande van de macrofauna: substraat, stroomsnelheid, kanalisatie, beschaduwing. Voor elk van deze factoren onderscheidden zij drie klassen.

De Vries en Van der Mark (1982) werkten dit nader uit en bepaalden de "regulatiegraad" aan de hand van de volgende parameters: stroomsnelheid, breedte/diepte/dwarsprofiel, meandering, bodemgesteldheid, beschaduwing. Elk van deze kenmerken kan in tien klassen voorkomen.

De "regulatieindex" is het resultaat van de sommatie der afzonderlijke waarden. Die waarde varieert van $\pm$ 0 (volstrekte normalisatie) tot $\pm$ 50 (natuurlijke beek).

Heydeman & Van 't Oever en De Vries & Van der Mark toonden een lineair verband aan tussen hun resp. indices en de beekkarakterindex van Gardeniers en Tolkamp.

Bij de benadering van De Vries en Van der Mark zijn echter de nodige vraagtekens te plaatsen. De parameters meandering, bodemgesteldheid en beschaduwing blijken in het veld zeer moeilijk objectief in te schatten, laat staan exact te bepalen.

Wat de andere drie parameters betreft valt er te discussiëren over de wijze waarop ze zijn ingedeeld over de tien klassen.

Bovendien blijkt uit veel onderzoeken, dat de wijze waarop één van de genoemde parameters, namelijk de stroomsnelheid, zich manifesteert bepalend is voor de wijze waarop een aantal andere parameters (meandering, bodemgesteldheid) zich manifesteren.

Menige typologie of waterkwaliteitsbeoordelingsindex is direct of indirect gebaseerd op de relatie stroomsnelheid-macrofauna.

Latour (1983) deed een onderzoek aan macrofaunagemeenschappen in kanaalbeken. Hij kwam daarbij tot een aanzet voor een typologie, waarbij de stroomsnelheid ook weer essentieel is.

Deze bevindingen en overwegingen leiden tot de conclusie, dat bij een indeling van de genormaliseerde beken op fysisch/cultuurtechnische gronden de stroomsnelheid van wezenlijke betekenis is.

Higler (1981) zegt: "Klimaat en bodemsamenstelling zijn in grote delen van de hoge gronden in Nederland ongeveer gelijk. De terreinhelling is dan vaak de belangrijkste factor die verschillen tussen beekstelsels veroorzaakt."

Higler spreekt hier in principe over (half)natuurlijke laaglandbeken, en komt tot de slotsom, dat de gemiddelde stroomsnelheid van het water bepalend is voor de plaats van een beek in een op te stellen systeem van beektypen.

6. MONSTERMETHODE, MONSTERFREQUENTIE EN MONSTEROMVANG

6.1. Methodiek van de macrofaunabemonstering

De meest beproefde monstermethode bij onderzoek aan (laagland)beken is de bemonstering met het standaardnet (opening 20x30 cm, maaswijdte 0,5 mm).

Mits alle microhabitats op een monsterpunt goed bereikbaar zijn - en bij de genormaliseerde beken is dat doorgaans het geval - is het net goed geschikt voor inventarisatie-doeleinden.

Het is heel goed denkbaar, dat enkele beken gedurende een bepaalde periode zó diep zijn, dat bemonstering van alle microhabitats met het gewone net onmogelijk is. Het gebruik van een bodemhapper of van kunstmatig substraat (zie hieronder) zou in dergelijke gevallen uitkomst kunnen bieden. Deze methoden bemonsteren de microhabitats echter zeer selectief, terwijl de resultaten moeilijk vergelijkbaar zijn met de netmonster-gegevens.

Daarom zal bij deze omstandigheden eerder geïmproviseerd moeten worden, bijvoorbeeld door het net te voorzien van een langere steel, of wellicht voor een keer moeten worden afgezien van de bemonstering van enkele der microhabitats.

6.1.1. Kunstmatig substraat

Een monstermethode die nog in ontwikkeling is maar waarvan sommige onderzoekers veel verwachten in het kader van de standaardisatie van monstermethoden en -technieken is de bemonstering met behulp van kunstmatig substraat.

De conventionele macrofaunabemonstering (bv. met het net) kan nogal uiteenlopende resultaten opleveren, zelfs als monsters vergeleken worden die op hetzelfde tijdstip en dezelfde plaats zijn genomen.

Bovendien zijn - het werd reeds opgemerkt - niet alle aquatische habitats op conventionele wijze effectief te bemonsteren.

Onder meer om deze redenen wordt al jaren onderzoek gedaan naar alternatieve bemonsteringsmethoden. Doel daarbij is tot een standaardisatie te komen, waardoor monsterresultaten gereproduceerd en vergeleken kunnen worden.

Een van de onderzochte methoden is de bemonstering met behulp van kunstmatig substraat.

Verdonschot (1977) was de eerste die het gebruik van kunstmatig substraat als bemonsteringsmethode toepaste in de Nederlandse laaglandbeken.

Onder kunstmatig substraat wordt verstaan een door de onderzoeker aan de macrofauna aan te bieden stuk substraat, dat tot op zekere hoogte een nabootsing is van het natuurlijk aanwezige substraat. Nadat de fauna dit substraat gekoloniseerd heeft, worden substraat en fauna opgehaald uit het water.

Uiteraard zijn alle mogelijke substraten denkbaar. Voor een opsomming van tot dusverre onderzochte mogelijkheden zij verwezen naar Verdonschot (1977), Hellawell (1978), Cairns (1982).

De belangrijkste voor- en nadelen, en onduidelijkheden, kunnen als volgt worden samengevat (zie ook Simons (1983)).

Voordelen

1. Monstername met kunstmatig substraat kan plaatsvinden onafhankelijk van bodemeigenschappen die de monstername met een net, een bodemhapper e.d., kunnen bemoeilijken (de aanwezigheid van veel slib, grof materiaal als rotsen of grind, overmatige vegetatie, grote waterdiepte).
2. Kunstmatig substraat geeft meer mogelijkheden tot standaardisatie. Doordat het substraat uniform is, terwijl oppervlakte en/of volume constant zijn, zijn de monsters steeds even groot en de resultaten beter te kwantificeren. Bovendien heeft het uiteenlopen van de individuele monstertechnieken van verschillende onderzoekers minder invloed op de samenstelling van de monsters.

Monsters kunnen gemakkelijker en met meer betrouwbaarheid gereproduceerd en

vergeleken worden (mits genomen in dezelfde microhabitats).

3. Er is een grotere precisie mogelijk dan met andere bemonsteringsmethoden.
4. De bemonstering eist minder vakkennis van de bemonsteraars, zodat ook minder ervaren personen ermee kunnen werken.

Dat kan van belang zijn als een monsterprogramma continu moet doorgaan.

5. Kunstmatig substraat is vaak goedkoop en simpel te construeren en soms tijdbesparend te hanteren.
6. De bemonstering heeft geen verstorende werking op het plaatselijke milieu.
7. Kunstmatig substraat kan voorzien in een vestigingsmogelijkheid voor organismen, die normaal niet voorkomen omdat hun niche ontbreekt. Het kan dus een rol spelen bij de beantwoording van de vraag of een organisme afwezig is omdat zijn substraat ontbreekt of omdat er iets anders aan de hand is.
8. Kunstmatig substraat schept meer mogelijkheden voor onderzoek naar gedrag en bewegingen van macrofauna-organismen, en kan het onderzoek van bepaalde habitats vergemakkelijken.

Nadelen

1. De kolonisatie van kunstmatig substraat is een nog onvoldoende bekend dynamisch proces.

Door zijn aard werkt het substraat selecterend op de macrofauna.
Daarnaast voorziet het kunstmatig substraat slechts in één beperkte, geselecteerde habitat, zodat de gemeenschap die er zich op vestigt, zowel kwalitatief als kwantitatief, niet representatief is voor de natuurlijke (méér habitats omvattende) situatie ter plekke.
Van situatie tot situatie varieert de tijd die nodig is alvorens de optimale kolonisatie bereikt is.
Kolonisatie vertoont seizoensaspecten.

2. Kunstmatig substraat geeft geen beeld van de toestand van het natuurlijk substraat en/of de invloed daarop van vervuiling.
3. Kunstmatig substraat kan altijd pas na verloop van een relatief lange (kolonisatie)periode gegevens opleveren.

Gedurende die periode is bestudering van mogelijk belangrijke veranderingen in het milieu niet mogelijk (geen korte-termijn-onderzoek mogelijk).

4. Het ophalen van het kunstmatig substraat uit het water kan leiden tot het wegvluchten van tal van organismen uit het monster.
5. In de practijk blijkt de kans op alle mogelijke vormen van verstoring van het kunstmatig substraat nogal groot te zijn.
6. Practische nadelen zijn denkbaar al naargelang vorm, omvang en gewicht van het kunstmatig substraat.

De onduidelijkheden zijn vooral gelegen in de zeer verschillende antwoorden van onderzoekers op de vraag of bemonstering met kunstmatig substraat tijdwinst of tijdverlies oplevert, in vergelijking met andere methoden.

Uiteraard hangt hiermee samen de vraag hoeveel eenheden kunstmatig substraat per monsterpunt vereist worden. En ook die vraag wordt zeer verschillend beantwoord.

Van de genoemde nadelen is een aantal geheel of deels op te heffen. De nadelen genoemd onder 1. en 2. zijn echter zeer essentieel en niet op te heffen.

In extreme gevallen zou een kunstmatig substraat boven een (om welke fysische reden dan ook) zeer soortenarm substraat een macrofaunagemeenschap kunnen aantrekken vanuit door drift aangevoerde organismen.

Maar ook onder minder extreme omstandigheden is er, zowel bij in het water hangend kunstmatig substraat als bij op de bodem geplaatst of zelfs ingegraven kunstmatig substraat (Cairns, 1982) het ontbreken van de directe relatie tussen de gevangen macrofauna en de natuurlijke (bodem- en vegetatie)toestand ter plekke.

En om die relatie gaat het nu juist in het onderhavige onderzoek (zie 2.1., 2.2. en 2.3.).

De functie van slib en vegetatie gaat verder dan die van puur substraat zijn.

Hoewel in een genormaliseerde beek de variatie in microhabitats geringer is dan in een natuurlijke beek, is er uiteraard wel sprake van een zekere variatie. Er moeten dus meerdere habitats bemonsterd worden. Kunstmatig substraat schiet daarbij tekort.

Kunstmatig substraat geeft ook geen informatie over de ruimtelijke verspreiding van organismen, en over de verspreidingspatronen van de organismen bij een heterogeen substraat.

Door de selectie die het kunstmatig substraat maakt uit de organismen (Verdonschot,(1977), Bakker (1983)) valt de waterkwaliteit, bepaald aan de hand van deze methode, doorgaans beter uit dan de waterkwaliteit, bepaald aan de hand van de netmonster-macrofauna.

Bij bemonstering met het net wordt de benthische macrofauna sterk in de kwaliteitsbeoordeling betrokken. Dit leidt - vooral bij een sterke organische verontreiniging van de bodem - vaak tot een discrepantie tussen de biologische en de fysisch/chemische kwaliteitsbeoordeling.

Toepassing van kunstmatig substraat leidt tot resultaten die dichter in de buurt komen van wat een fysisch/chemische analyse oplevert. Men vangt soorten, die indicatief zijn voor een bepaalde kwaliteitsklasse van het water sec (Rabeni & Gibbs, 1978).

Het moet niet bij voorbaat uitgesloten worden, dat aan de hand van de op kunstmatig substraat verzamelde macrofauna een "beekkwaliteitsbeoordeling" is te geven.

Bij de huidige, nog beperkte, kennis omtrent de selectie die kunstmatig substraat maakt, lijkt het echter - zeker bij het type onderzoek als het onderhavige - noodzakelijk geen enkele macrofauna-vertegenwoordiger reeds bij voorbaat buiten het onderzoek te houden.

6.2. Frequentie van de macrofaunabemonstering

In één monster komt altijd maar een beperkt deel van de aanwezige macrofaunataxa voor (vaak minder dan 50 % (Goris, 1983)).

Daarbij spelen factoren mee als de solitaire levenswijze van sommige organismen, de grote mobiliteit en de omvang van het benodigde areaal.

Het opnemen van organismen die slechts incidenteel gevangen worden in een waterkwaliteitsbeoordelingssysteem dient weloverwogen te geschieden.

Uit diverse onderzoeken blijkt, dat het macrofaunabestand in beken ook aanzienlijk kan variëren door seizoensinvloeden (Moller Pillot (1971), Goris (1983)).

Voor sloten is dit ook vastgesteld (Gonggrijp, 1981).

De seizoensinvloeden hangen sterk samen met de ontwikkeling van de vegetatie.

Maar ook spelen de levenscycli van bepaalde soorten een rol.

In meerdere rapporten wordt benadrukt, dat de perioden april/mei/juni en september/october/november het meest belangrijk zijn, wil men een goede indruk krijgen van de aanwezige macrofauna.

Hoewel een aantal taxa alleen in een bepaalde periode wordt gevonden, komt het seizoenseffect overigens meer kwantitatief dan kwalitatief tot uiting.

In genormaliseerde beken lopen seizoensinvloeden en schoningsinvloeden door elkaar heen. Ook voor schoning is aangetoond, dat de invloed eerder kwantitatief dan kwalitatief van aard is (Gonggrijp (1981), Goris (1983)).

De schoning die in de herfst plaatsvindt is minder ingrijpend voor de macrofauna dan de schoning die soms ook al eerder in het jaar plaatsvindt.

Schonen moet gezien worden als een wezenlijk onderdeel van het systeem van de genormaliseerde beken. Sommige beken worden eenmaal per jaar, andere beken tot driemaal per jaar geschoond.

Er zijn mogelijkheden te over de schoning(seffecten) in te bouwen in het onderzoek. Het is moeilijk het schonen van de beken op te nemen in de planning van de monsterdata. Schoning wordt nog wel eens opgeschoven in de tijd, terwijl ook de monstername uitgesteld kan (moeten) worden.

Moller Pillot (1971) wijst er op, dat het belangrijk is de seizoensaspecten in acht te nemen bij het opstellen van en/of het (vergelijkend) toepassen van biologische beoordelingssystemen.

In een voorstudie voor een onderzoek naar een biologisch beoordelingssysteem voor sloten in Zuid-Holland komt Gonggrijp (1981) tot de conclusie, dat het bij het vergelijken van kwantitatieve gegevens betreffende macrofauna noodzakelijk is de monsters te nemen binnen één bepaalde periode.

Voor het vergelijken van kwalitatieve macrofaunagegevens geldt dit niet of veel minder.

Hoe beperkt die bepaalde periode moet zijn is niet duidelijk.

Gonggrijp adviseert daarom: "Het eerste jaar lijkt een tamelijk frekwente bemonstering wenselijk (éénmaal per twee tot drie maanden) van voorjaar tot najaar, aangevuld met één wintermonster. Daarná zal moeten blijken of het mogelijk is de frekwentie te verlagen."

Op grond van soortgelijke overwegingen, van gesprekken met onderzoekers en van het besef dat niet alle tijd mag opgaan aan monsteren, uitzoeken en determineren, wordt in het onderhavige onderzoek gekozen voor een (gemiddeld) tweemaandelijkse bemonstering.

Om een zo goed mogelijk beeld te krijgen wordt het volgende monsterschema voorgesteld:

februari - april - mei - juli - september - october.

Dit basis-schema moet echter niet te star gezien worden. In de loop van een seizoen kunnen zich onvoorziene omstandigheden voordoen: langdurige droogte, langdurige regenval, een opvallende incidentele verontreiniging, toename van de verontreiniging door grote daling van de waterstand, strenge en/of langdurige vorst, enz.

Dergelijke omstandigheden kunnen monstering onmogelijk maken, maar kunnen (vooral) ook extra onderzoek interessant maken. De ruimte voor extra monstername of verschuiving van monstername moet aanwezig zijn.

Evenzo wordt de mogelijkheid opengehouden punten te laten vallen of andere punten tussen te voegen, indien dat om een of andere reden nodig geacht mocht worden.

De resultaten, die de eerste jaarcyclus te zien geeft, kunnen mede bepalen hoe de monsterfrequentie nadien zou moeten zijn.

De bemonstering van een aantal "vaste punten" staat centraal in het onderzoek.

Daarnaast is in het programma ruimte voorzien voor andere, meer op zichzelf staande, neven-onderzoeken.

De monsterfrequentie in die gevallen zal afhangen van de aard van die onderzoeken (zie bv. 9.).

6.3. Monstergrootte

Bij bemonstering met een net is het niet mogelijk bij voorbaat een standaard monstergrootte vast te stellen (Gonggrijp (1981), Goris (1983)).

Heeft een onderzoek (onder meer) tot doel te inventariseren - en dat is een belangrijk aspect van het onderhavige onderzoek -, dan moet de macrofauna zo grondig mogelijk bemonsterd worden. Elke meter méér levert nieuwe taxa op (Beltman en Rietveld (1981), Goris (1983)).

Daarbij heeft men de keuze tussen "enkele malen zeer grote monsters nemen" en "vele malen monsteren, maar dan wat kleinere monsters nemen".

Voor het onderzoek is de keuze bepaald op de laatste mogelijkheid, om zodoende ook de seizoensaspecten zo goed mogelijk mee te nemen.

De "scheplengte" wordt verder bepaald door de aard van het te bemonsteren punt, en hangt af van de bevindingen ter plaatse. Hoeveel microhabitats zijn te onderscheiden? Moet er apart gemonsterd worden in de oevervegetatie, in weelderige bodemvegetatie, in de bodem/slib op open plekken enz.?

Het aantal microhabitats is in genormaliseerde beken, door de grondige nivellering, veelal beperkt.

Tijdens het vooronderzoek is gebleken, dat meestal volstaan kan worden met het nemen van een "plantenmonster" en een "bodem(slib)monster" (zie ook Cramer (1982)).

Bij beek- en slootonderzoeken wordt vaak een totaalmonster van 4 à 5 m (met het net) nagestreefd (Beltman en Rietveld (1981); mond. meded. Verdonschot).

In genormaliseerde beken maakt het groot verschil uit of er gemonsterd moet worden in een "veld" van Waterpest en/of Gedoornd hoornblad of in een "veld" van Witte waterlelie of Gele plomp. In het eerste geval kan een totaal monster van 4 à 5 m veel te groot zijn, in het tweede geval soms veel te klein.

Bij veel onderzoeken speelt het eventueel onderscheiden van verschillen in bemonsteringsresultaten per microhabitat uiteindelijk geen rol. Er wordt dan een "beekfauna" gepresenteerd, een totaal aan gevangen taxa.

In het onderhavige geval is de aanwezigheid van slib of ander materiaal op de zandbodem zó essentieel, dat het op zijn minst noodzakelijk is er speciale aandacht aan te schenken.

Voorgesteld wordt de monstergrootte te laten afhangen van de omstandigheden, maar een totaalmonster van 4 à 5 m (3 à 4 m planten, 1 à 2 m slib) als richtlijn te nemen.

7. TERREIN VAN ONDERZOEK

Het voorafgaande mondt uit in de volgende tweeledige conclusie:

1. de (genormaliseerde) beken geven regionaal en lokaal dermate grote "natuurlijke" verschillen te zien, dat het onmogelijk is alle gebieden - Drenthe, Overijssel, de Achterhoek, de Gelderse Vallei, Noord-Brabant, Noord- en Midden-Limburg - in één onderzoek te betrekken;
2. in het gebied waartoe het onderzoek derhalve in eerste instantie beperkt moet worden dient een indeling der beken te worden toegepast op fysisch/cultuurtechnische gronden (zoveel mogelijk ondersteund door - zeker niet strijdig met - eventueel aanwezige toch nuttig te achten en bruikbare gegevens betreffende bodemsamenstelling, macrofauna, enz.).

De keuze voor een bepaald gebied als terrein van onderzoek houdt in, dat het hoofdaccent tijdens het project daar gelegd zal worden. Daarnaast kunnen echter deelprojecten gepland worden in andere delen van Nederland.

Bovendien zullen in die overige gebieden de waterkwaliteitsbeheerders hun gegevens - voor het grootste deel nu al routinematig verzameld - ter beschikking stellen voor de toetsing van eventuele resultaten en conclusies.

In elk geval moet het probleem onderkend worden, dat een van de voornaamste redenen waarom geen enkele waterkwaliteitsbeoordelingsindex voldoet aan alle eisen gelegen is in het feit, dat de meeste indices ontwikkeld zijn voor een bepaald deel van een land en daarom niet nationaal toegepast kunnen worden (Armitage, Moss, Wright en Furse, 1983).

7.1. Twente als terrein van onderzoek

Er zijn meerdere argumenten die pleiten voor de keuze van Twente als belangrijk onderzoeksterrein:

1. De grote verscheidenheid aan genormaliseerde beken én aan graden van verontreiniging in één overzichtelijk gebied.
2. In Twente is de soortenrijkdom zeer groot (in elk geval in vergelijking met Noord-Brabant (mond. meded. Moller Pillot)).
3. In Twente is relatief weinig oppervlaktewater, en de grote zuiveringsinstallaties zijn bovenstrooms gelegen in het stroomgebied, waardoor slechts een geringe verdunning van het effluent mogelijk is in bepaalde gebieden.
   Dit vergemakkelijkt het vinden van meerdere stadia van verontreiniging.
4. In Twente speelt niet de invloed van grote rivieren of kanalen (zoals bijvoorbeeld in Noord-Brabant, en Noord- en Midden-Limburg, waar water vanuit de Maas en een aantal kanalen in het gebied wordt ingelaten).
5. Bij een onderzoek in "pleistocene zandgebieden" is het logisch de kern van dat onderzoek zich te laten afspelen in een gebied dat goed aan de districtsbeschrijving voldoet.
   Om die reden valt in eerste instantie niet de nadruk op bijvoorbeeld rivierkleigebied in delen van westelijk Noord-Brabant of gebieden waar veen-invloeden een rol spelen (Drenthe).
6. Onderzoek in Twente, in verleden en heden, leverde al veel interessant materiaal op, dat goed bruikbaar is.
7. Aan Twente is het practische voordeel verbonden, dat het vanuit Wageningen goed te bestrijken valt met ééndaagse ritten.

7.2. Korte gebiedsbeschrijving

Het waterkwaliteitsbeheer in Twente is in handen van het Waterschap Regge en Dinkel.

Het waterschapsgebied is te verdelen in twee aparte, geheel gescheiden stroomgebieden, te weten het (voormalige) stroomgebied van de Regge en het stroomgebied van de Dinkel. Deze twee stroomgebieden zijn van elkaar gescheiden door een stuwwal die van Ootmarsum via Oldenzaal naar Enschede loopt (Westhoff e.a., 1973).

De Dinkel stroomt in noordelijke richting door het waterschapsgebied. Zij komt bij Glane het land binnen, verlaat bij Lattrop weer het land, en stroomt bij het Duitse Neuenhaus in de Vecht.

Tot ongeveer de jaren '20 van deze eeuw waterde het gehele stroomgebied van de Regge via de Regge af op de Vecht. Met de aanleg van het Twentekanaal is een deel van het zuidelijke gebied van het stroomgebied van de Regge afgekoppeld. Het water uit dit gebied wordt via het Twentekanaal afgevoerd. Een gebied in het noorden watert voor 50 % af naar de Regge en voor 50 % naar het Overijsselskanaal.

Sinds de jaren '20 zijn vrijwel alle beken in het stroomgebied van de Regge genormaliseerd, deels vanwege de in agrarische kring in Twente gevoelde behoefte deels vanwege de ontginning van Duitse grensgebieden.

In het Dinkelgebied is de normalisatie bij lange na niet zo ver voortgeschreden als in het Reggegebied.

De Dinkel zelf heeft op veel plaatsen nog een vrij (half)natuurlijk karakter, zoals ook een groot aantal zijbeken dat nog heeft (Westhoff e.a. (1973), Farjon (1982)).

Daarom wordt het onderzoeksterrein grotendeels beperkt tot het stroomgebied van de Regge (- Twentekanaal - Overijsselskanaal).

Het oorspronkelijke veengebied in het noord-westen en de kwelgebiedjes in het westen worden (voorlopig) buiten beschouwing gelaten, omdat de kans groot is dat de macrofauna daar van nature een afwijkende samenstelling heeft.

7.3. Indeling van de beken in Twente

Het Waterschap Regge en Dinkel heeft de watergangen in zijn gebied ingedeeld volgens een zeer overzichtelijk systeem (Heydeman & Van 't Oever, 1975).

Er worden vijf categorieën watergangen onderscheiden, namelijk:

1e soort - watergangen met een afvoer groter dan 5 m^3/sec
2e soort - watergangen met een stroomgebied groter dan 1000 ha, maar met een afvoer kleiner dan 5 m^3/sec
3e soort - watergangen met een stroomgebied van 200 tot 1000 ha
4e soort - watergangen met een stroomgebied van 20 tot 200 ha
5e soort - watergangen met een stroomgebied kleiner dan 20 ha, waarop meer dan twee percelen afwateren.

Watergangen van de 1e en 2e soort worden hoofdwatergangen genoemd.

Al naargelang watergangen tot een van deze vijf soorten behoren krijgen ze een code. De 1e soort watergangen wordt aangeduid door één getal, bv. 1 (= Beneden-Regge), 2 (= Midden-Regge), 40 (= Boven-Dinkel). De 2e soort watergangen wordt aangeduid door twee getallen, bv. 2-1 (zijleiding van de Midden-Regge), 40-3 (zijleiding van de Boven-Dinkel). De 3e soort watergangen wordt aangeduid door drie getallen, enz.

Aldus zijn ook watergangen te benoemen die geen "gewone" naam hebben.
Met behulp van dit systeem is het mogelijk in eén oogopslag veel informatie te krijgen over de grootte van een watergang en zijn plaats in het geheel.
Wel dient men zich te realiseren, dat deze soortsaanduiding niets zegt over de breedte van een watergang.

De watergangen van de 1e soort (± 40) en de 2e soort (± 80) zijn over het algemeen echter, ook qua breedte, de interessantste voor het waterschap. Uiteraard omdat ze het meeste water vervoeren. Om die reden ook zijn dat de genormaliseerde watergangen bij uitstek.
Ook de waterkwaliteitsbeoordeling is nagenoeg geheel gericht op deze watergangen (mede omdat zij het meeste effluent te verwerken krijgen).

Voor het onderhavige onderzoek komen de watergangen van de 1e en 2e soort met name in aanmerking.

7.4. Nadere selectie van de beken

Een nadere selectie is mogelijk gebleken aan de hand van enerzijds stromings- c.q. stroomsnelheidsgegevens, in combinatie met breedte en diepte, en anderzijds chemische criteria (zie pagina 34).

Daarbij is ook gestreefd naar een zekere spreiding over het gehele stroomgebied, en het groeperen van een "range" van beken in geografisch/geologische eenheden.
Dit enerzijds om de mogelijkheid te hebben intraregionale verschillen te bezien, en anderzijds om juist ook de mogelijkheid te hebben die verschillen er zoveel mogelijk buiten te houden.
De selectie werd mede bepaald door de al op pagina 10 genoemde factoren (beïnvloeding vanuit de omgeving met name).

Tenslotte is de keuze uiteraard afhankelijk van de practische mogelijkheden die de onderzoekers hebben (zie ook 8.1.).

7.5. Ligging der beken

1. Bolscherbeek

Ontstaat bij Haaksbergen en ontvangt daar direct al effluent van de slecht werkende zuiveringsinstallatie. Hij vervolgt zijn loop in noordwestelijke richting, langs Hengevelde. Hier wordt ook effluent geloosd. De beek mondt uit in het Twentekanaal, oostelijk van Goor.
De oude benedenloop vervolgt zijn weg aan de overzijde van het kanaal, en stroomt bij Pannenberg in de Potlee.

2. Hagmolenbeek

De bovenloop ontspringt nabij de Duitse grens, noordoostelijk van Buurse. Bij Zonnebeek ontstaat een splitsing van de dan nog Hegebeek geheten beek, in Rutbeek en Hagmolenbeek. De Hagmolenbeek stroomt verder in noordwestelijke richting, langs Beckum (ter hoogte waarvan hij Binnenbeek genoemd wordt). Ter hoogte van Oosterhof (noordelijk van Bentelo) stroomt hij in het Twentekanaal.
Op de Hagmolenbeek wordt geen effluent geloosd. De beek staat verder bekend als een beek met een zeer rijke macrofauna.

3. Entergraven

De Entergraven ontspringt in het Elsenerbroek, ten zuiden van Enter,

en stroomt vervolgens, oostelijk van Enter, noordwaarts. Bij Enter wordt effluent geloosd.

Noordoostelijk van Rijssen (bij Keppelink) stroomt de Entergraven in de Midden-Regge.

4. Elsgraven

Voert evenals de Entergraven water af uit het Elsenerbroek (driehoek Markelo-Goor-Enter), stroomt westelijk langs Enter, en vloeit noordelijk van Enter samen met de Entergraven.

5. Bornerbroekse waterleiding

De Bornerbroekse waterleiding vindt zijn oorsprong in de omgeving Bornerbroek-Azelo, en stroomt vanaf daar in westelijke richting, naar de Exose Aa bij Ypelo.

6. Exose Aa

Deze beek is in feite de ver weg gelegen benedenloop van de Bornsebeek. De Exose Aa is het laatste traject van een flink vertakt bekenstelsel, dat veel effluent afvoert. De Exose Aa mondt noordelijk van Enter uit in de Midden-Regge.

7. Berflobeek

Bovenloop van de Bornsebeek, stromend tussen Hengelo en Borne.

Het grootste deel van het water is effluent van de grote zuiveringsinstallatie bij Hengelo. Deze beek is dan ook een van de meest verontreinigde beken in het gehele gebied (Belgische sportvissers komen speciaal hier naartoe om rode muggelarven te vangen).

Al ongeveer 1 km na de lozing verandert de naam Berflobeek in Bornsebeek.

8. Deurningerbeek

Het water van de oorspronkelijke (ten zuiden van Oldenzaal ontspringende) bovenloop wordt nu via de nieuw gegraven Koppelleiding afgevoerd naar het Twentekanaal.

Vanaf de Koppelleiding loopt de Deurningerbeek naar het westen, om tenslotte, via Deurningen, noordelijk van Borne uit te monden in de Bornsebeek.

9. Gammelkerbeek

Ontspringt zuidelijk van Oldenzaal en ontvangt het effluent van deze stad. Parallel met de Deurningerbeek stroomt de Gammelkerbeek, vrij snel en zeer verontreinigd, in westelijke richting. Ten westen van Hertme stroomt de beek in de Deurningerbeek, die 1 km verder zelf overvloeit in de Bornsebeek.

10. Bornsebeek

De bovenloop is de Berflobeek. Op de Bornsebeek komen veel andere beken uit: de Woolder binnenbeek, de Deurningerbeek (met Slangenbeek), de Azelerbeek, de Gammelkerbeek en een aantal kleinere lopen.

De Bornesebeek is een sterk verontreinigde beek (veel effluent), met een relatief kleine doorsnede en daarom veel water afvoerend.

Ten zuidoosten van Almelo (waar Bornesebeek en Loolee met elkaar

verbonden zijn) wordt de Bornsebeek Weezebeek. Deze wordt Nieuwe Graven, die tenslotte als Exose Aa uitmondt in de Midden-Regge.

11. Middensloot

De bovenlopen zijn gelegen in het gebied Rossum-Weerselo.
Rossumerbeek, Weerselerbeek en Stouwebeek vormen uiteindelijk samen (nabij Weerselo) de Middensloot.
Zowel bij Rossum als bij Weerselo wordt effluent geloosd op dit bekenstelsel.
Enkele kilometers noordelijk van Hertme komen diverse watergangen, waaronder de Middensloot, uiteindelijk samen in de Loolee.

12, 13. Markgraven

De Markgraven ontspringt zuidelijk van Vasse, ontvangt westelijk van Tubbergen effluent en stroomt vervolgens naar het zuidwesten, richting Almelo.
Ten noordoosten van Almelo gaat de Markgraven over in de Hollandergraven. Op het punt waar sinds kort ook het nieuw gegraven Lateraalkanaal begint.

14 en 15. Broekbeek en Itterbeek

Twee vergelijkbare beken in het noorden van Twente, uitmondend in het Geesters Stroomkanaal.
Beide beken stromen door een gebied waar intensief landbouw wordt bedreven. Te verwachten valt, dat dat zijn invloed doet gelden op de waterkwaliteit.
Het rioolwater uit de streek wordt via een persleiding afgevoerd naar de zuiveringsinstallatie bij Tubbergen.

16. Hollandse Graven

De Hollandse Graven is de benedenloop van een groot bekenstelsel, dat zijn oorsprong vindt in de driehoek Ootmarsum-Denekamp-Rossum.
De beek stroomt vanaf de stuwwal noordwaarts, en mondt bij de Duitse grens uit in de Dinkel.

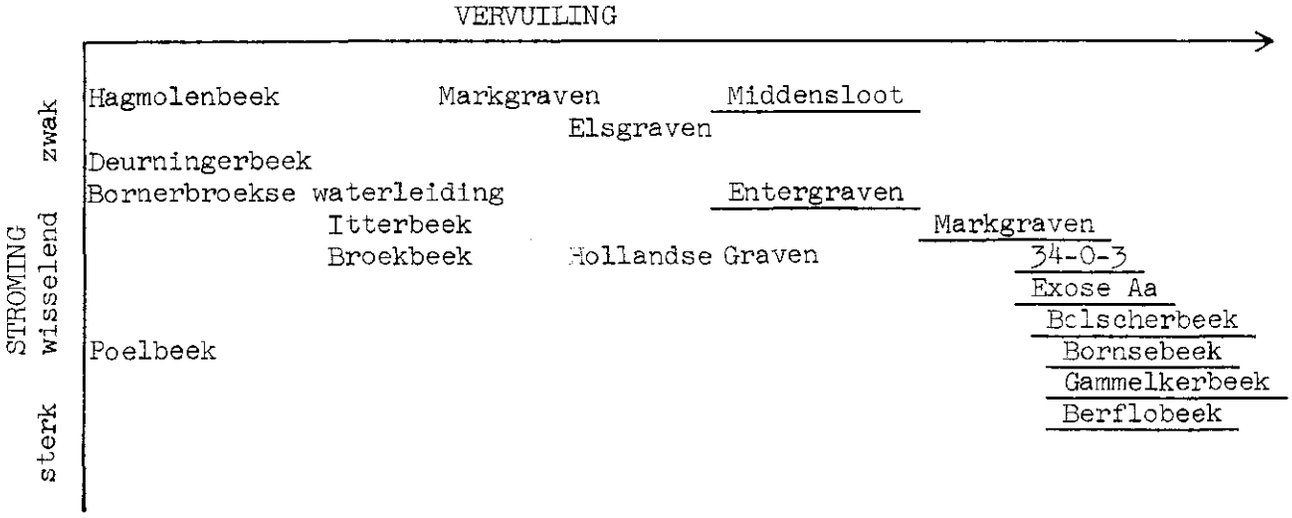
17. Watergang 34-0-3

Ontspringt ten oosten van Ootmarsum. Vlak voor het lozingspunt van de zuiveringsinstallatie bij Ootmarsum komt de Vlasbeek (bronkop; vrij natuurlijke loop) uit in deze watergang.
Ter hoogte van de weg Oud-Ootmarsum - Lattrop uitmonding in de Hollandse Graven.

18. Poelbeek

De bovenloop wordt gevoed door bronnen noordelijk van Ootmarsum.
De Poelbeek, die qua macrofaunasamenstelling de natuurlijke beek zou benaderen, stroomt naar het oosten en mondt uit in Watergang 34-0-3, die meteen daarna in de Hollandse Graven stroomt.

Mocht een beek, om welke reden dan ook, tijdens het onderzoek afvallen, dan zijn er uitwijkmogelijkheden (Usselerstroom, Loolee, Koppelleiding, Omloopleiding, Maatgraven, Poelsbeek (Hooge Laar's Leiding, Twickeler vaart, Schipbeek, Boven-Regge)).



De onderstreepte watergangen voeren R.W.Z.I.-effluent af.

	Watergang	Code	Coördinaten monsterpunt	Effluentlozing
1.	Bolscherbeek	20-4	239.8/470.8	Hengevelde, 2 km. Haaksbergen, 12 km.
2.	Hagmolenbeek	20-5	243.1/473.6	Geen lozing.
3.	Entergraven	2-9	235.8/480.7	Enter, 1,5 km.
4.	Elsgraven	2-10	235.3/480.8	Geen lozing.
5.	Bornerbroekse waterleiding	10-2	237.1/482.4	Geen lozing.
6.	Exose Aa	10	236.9/482.5	Almelo, 3,5 km. via zijtakken.
7.	Berflobeek	15-4	249.0/478.5	Hengelo, 0,5 km.
8.	Deurningerbeek	15-2	249.8/481.1	Geen lozing.
9.	Gammelkerbeek	15-1	249.4/482.1	Oldenzaal, 9 km.
10.	Bornsebeek	15	247.4/482.9	Hengelo, 7 km.
11.	Middensloot	14-4	249.6/484.6	Weerselo,6 km. Rossum, 12 km.
12.	Markgraven	9-2	245.4/488.4	Tubbergen, 5,5 km.
13.	Markgraven	9-2	249.6/492.4	Geen lozing.
14.	Broekbeek	6-2	245.7/495.5	Geen lozing.
15.	Itterbeek	6-3	245.5/496.1	Geen lozing.
16.	Hollandse Graven	34	261.8/492.3	Geen lozing.
17.	Waterloop 34-0-3		260.1/493.5	Ootmarsum, 0,5 km.
18.	Poelbeek	34-0-4	260.0/493.5	Geen lozing.

- Overzicht der geselecteerde beken

8. UITEINDELIJKE KEUZE DER MONSTERPUNTEN

8.1. Aantal monsterpunten

Uitgaande van het adagium "hoe meer monsters hoe beter" (mond. meded. Moller Pillot) valt op te merken, dat het aantal monsterpunten in feite alleen wordt beperkt door de mogelijkheden die de onderzoekers hebben om de monsters goed te verwerken.

Het (gemiddeld) tweemaandelijks bemonsteren van 18 punten (= minimaal 36 monsters in twee maanden), zoals voorgesteld wordt, houdt in:
- 4 dagen monsters nemen
- ± 15 dagen uitzoeken van de monsters
- een vooralsnog moeilijk in te schatten aantal dagen determineren; hierbij spelen onzekere factoren als de ervaring van de onderzoekers en de omvang van de monsters een rol;
  een streven naar de determinatie van gemiddeld één monster per dag is, zeker in het beginstadium, waarschijnlijk te hoog gegrepen.

Uit een en ander is op te maken, dat het tweemaandelijks nemen van minimaal 36 monsters in de aanvangsfase van het onderzoek waarschijnlijk al meer dan genoeg werk oplevert.

Het verloop van het onderzoek en tussentijdse evaluatie zullen snel leren wat al dan niet mogelijk is.

Daar komt bij, dat het denkbaar is, dat bepaalde punten (al of niet tijdelijk) uitvallen of dat andere punten in het schema ingelast zullen worden.

Verwacht wordt echter, dat na verloop van tijd de naast het "vaste" monsterprogramma geplande onderzoeken - die minder gebonden zijn aan min of meer strenge monsterschema's - parallel aan dat programma kunnen verlopen.

Bij enkele van die onderzoeken kunnen studenten ingeschakeld worden.

In het onderzoek moet natuurlijk de nodige tijd overblijven voor administratieve bezigheden, het leggen en onderhouden van contacten, (het voorbereiden op) eventuele computerwerkzaamheden, het voorbereiden van monstertochten, (eventueel) het doen van chemische bepalingen, vrije (vakantie-, verlof-, ziekte)dagen, enz.

8.2. Eisen te stellen aan de ligging van een monsterpunt

Bij de keuze van de monsterpunten in de uitgekozen beken zijn die plaatsen vermeden waar bepaalde factoren een storende invloed op het onderzoek zouden kunnen hebben.

Daarbij moet gedacht worden aan
- de ligging van bruggen, stuwen en andere kunstwerken
- plaatsen waar beken samenkomen of waar andere waterlopen in de te onderzoeken beek uitmonden
- plaatsen die beschaduwd zijn
- plaatsen waar gier, afvalwater, koelwater, e.d. geloosd worden
- plaatsen waar afvoergoten van autowegen regenwater, resten olie, pekel, e.d. inspoelen
- plaatsen waar vee gedrenkt wordt
- plaatsen waar water wordt in- of uitgelaten
- plaatsen waar overstorten plaatsvinden
- plaatsen waar de gehele bedding bekleed is met stenen of dergelijke
- plaatsen waar duidelijk gerecreëerd of overmatig gevist wordt.

Daarnaast moet van de te kiezen plaatsen uiteraard bekend zijn, dat het beheers- en onderhoudsregime tijdens het onderzoek geen grondige wijziging ondergaan.
Het normale schoningsregime maakt deel uit van het systeem der genormaliseerde beken.

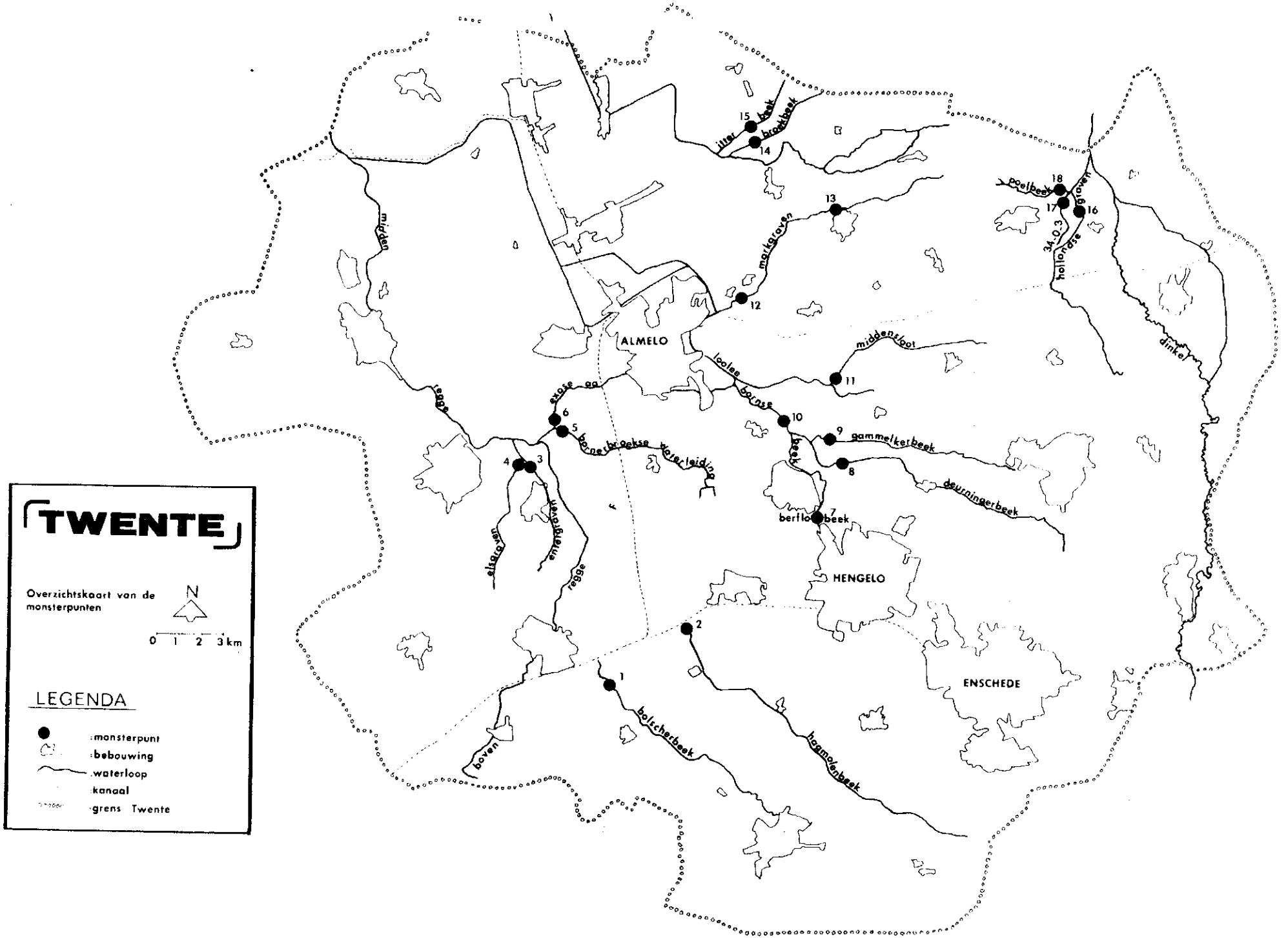
Voor de uiteindelijke keuze der monsterpunten zij verwezen naar pag. 37 (zie ook pag. 34).

8.3. Fysisch-chemische bepalingen, vegetatie-opnamen, e.d.

Naast het nemen van macrofaunamonsters zal het nodig zijn fysisch-chemische bepalingen te doen, vegetatie-opnamen te maken en gegevens te noteren die verder nog van belang kunnen zijn.

Er zijn veldformulieren samengesteld, waarop in het veld een groot aantal waarnemingen nauwkeurig kan worden vastgelegd.
Zie achter in het verslag.

Wat betreft de chemische analyse van watermonsters kan voor de meeste monsterpunten een beroep worden gedaan op de cijfers zoals die (routinematig) verzameld worden door de waterkwaliteitsbeheerders.
Overigens is er altijd de mogelijkheid chemische analyses zelf te verrichten.


TWENTE
Overzichtskaart van de monsterpunten
N
0 1 2 3 km
LEGENDA
:monsterpunt
:bebouwing
:waterloop
:kanaal
:grens Twente
ALMELO
HENGELO
ENSCHEDE
midden
regge
exase aa
bornerbroekse waterleiding
elsgraven
entergraven
regge
boven
bolscherbeek
hagmolenbeek
berflo beek
gammelkerbeek
deurningerbeek
loolee
bornse beek
middensloot
markgraven
itter beek
broekbeek
poelbeek
hollandse graven
34-0-3
dinkel
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18

9. ONDERZOEK VERVUILINGSGRADIENT

Naast de bemonstering van een reeks "vaste punten" is een aantal andere onderzoeken gepland (bij de uitvoering waarvan gebruik gemaakt kan worden van de hulp van studenten).

In de reeks van te bemonsteren vaste punten is een zo groot mogelijke spreiding in vervuilingsstadia vastgelegd. Men kan echter niet heen om het gegeven, dat daarbij verschillende beken met elkaar vergeleken moeten worden.

En in feite heeft - zoals reeds duidelijk geworden zal zijn - elke beek van nature al een eigen karakter, dat haar onderscheidt van andere beken.

De verschillen behoeven niet per se te leiden tot (bijvoorbeeld) essentiële verschillen in macrofaunasamenstelling. Desalniettemin lijkt het raadzaam ook aan enkele beken geheel op zichzelf staande onderzoeken te doen aan een vervuilingsgradiënt in die beken.

Beginnende boven een rioolwaterzuiveringsinstallatie en vervolgens stroomafwaarts gaande is een reeks van monsters te nemen, die voornamelijk van elkaar zullen verschillen als gevolg van verschillen in vervuilingsgraad.

Het is een voorwaarde daarbij beken als te onderzoeken object uit te kiezen, die over een bepaald traject als dominerende bron van beïnvloeding die bewuste effluentlozing hebben. Er mag met name geen verstorende werking uitgaan van watergangen die in de beek uitmonden en zo min mogelijk van beïnvloeding vanuit de omgeving (diffuse verontreiniging).

Beken die over een zeker traject aan deze eisen voldoen zijn de Groote Beerze in Noord-Brabant (zie de tekening op pagina 40) en de Middensloot in Twente (zie de tekening op pagina 40).

Voorgesteld wordt in deze beken twee keer - in een natte en een droge periode - een reeks van zowel chemische - als macrofauna-monsters te nemen.

In deze onderzoeken kan ook aandacht worden besteed aan een meer gedetailleerde zuurstofmeting.

De verwerking van de gegevens kan deels op dezelfde wijze geschieden als bij het andere onderzoek.

Het betrekken van de Groote Beerze in het onderzoek biedt tevens de mogelijkheid interregionale verschillen toch aan bod te laten komen.

9.1. De Groote Beerze

De Groote Beerze - gelegen in het gebied van het Waterschap De Dommel - ontspringt als Aa, in België, ten zuidwesten van het Noordbrabantse Luyksgestel.

Ter hoogte van Hapert krijgt de inmiddels in omvang toegenomen stroom de naam Groote Beerze.

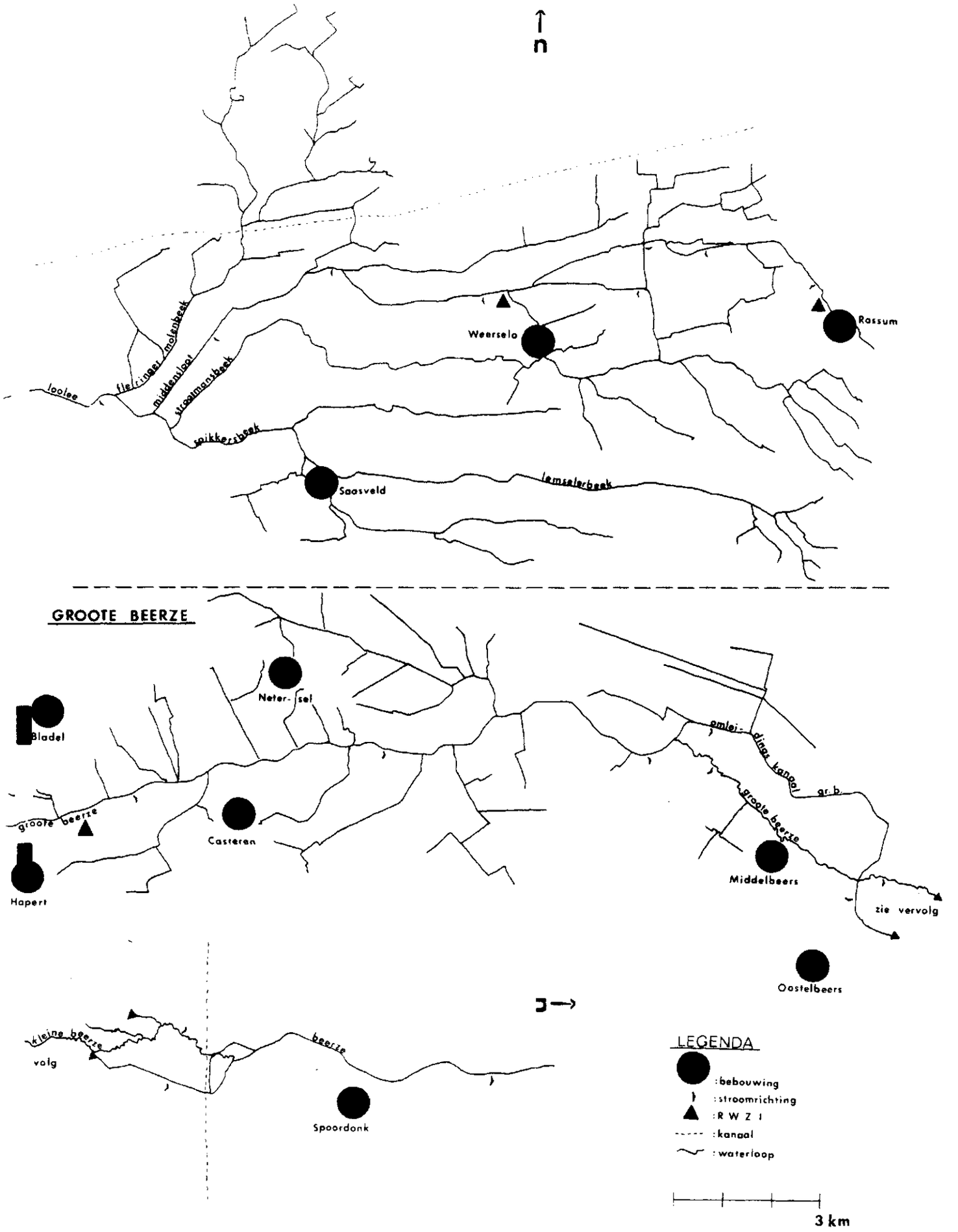
Ten noordwesten van Hapert loost de rioolwaterzuiveringsinstallatie Hapert zijn effluent in deze beek.

In het daarna volgende genormaliseerde traject van de beek is de invloed van deze lozing op de macrofauna na te gaan.

In het verleden is reeds veel onderzoek verricht aan de Groote Beerze.

Zie de overzichtstekening op pagina 40.

Overzichtstekening van de, voor vervuilingsonderzoek in aanmerking komende watergangen, Middensloot en Groote Beerze



9.2. De Middensloot

De Middensloot - deels (reeds lang geleden) gegraven - is een waterloop die zijn oorsprong vindt in het gebied Rossum-Weerselo (zie 7.5.).

De naam Middensloot duikt echter pas op ten noordoosten van Weerselo, waar de Rossumerbeek, de Weerselerbeek en de Stouwebeek samenkomen.

Ten noordwesten van Weerselo loost de rioolwaterzuiveringsinstallatie Weerselo zijn effluent op de Middensloot.

Eerder al mondt de Rossumerbeek, die het effluent van de rioolwaterzuiveringsinstallatie Rossum meevoert, er in uit.

Alvorens uiteindelijk, met diverse andere watergangen, in de Loolee uit te komen ontvangt de Middensloot over een afstand van 7 à 8 km geen water van een zij-beek.

Zie de overzichtstekening op pagina 40.

LITERATUUR

Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & M.T. Furse, 1983.
The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites.
Water res. 17 (3): 333-347.

Bakker, J., 1983.
Concept doctoraalverslag over een onderzoek aan beken op de Veluwe (met behulp van kunstmatig substraat).
Vakgroep Natuurbeheer, LH Wageningen.

Beltman, B.G.H.J., 1983.
Van de wal in de sloot.
Een typologisch onderzoek aan makrofaunacoenosen.
Dissertatie Wageningen. 435 pp.

Beltman, B. & W. Rietveld, 1981.
Sampling macrofauna in ditches.
Hydrobiol. Bulletin 15: 153-159.

Bots, W.P.C.M. & M.E.A. van Gijsen, 1978.
Relatie tussen het fysisch-chemisch en het biologisch wateronderzoek in het Noorden des Lands.
Integraal Structuurplan Noorden des Lands, Landsdelig Milieu-onderzoek, deelrapport 3.
Rijksinstituut voor Natuurbeheer/ Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding.

Cairns Jr., J., 1982.
Artificial substrates.
Ann Arbor Science. Publishers Inc./The Butterworth Group. 300 pp.

Claassen, T.H.L., 1981.
Waterkwaliteitsbeoordeling en normstelling op ecologische grondslag.
H_2O, 14 (1): 11-15.

Cramer, A., 1982.
Invloed van monstergrootte en monsterplaats in de Groote Beerze op de $K_{1,3,5}$-index en de beekkarakterindex.
Doktoraal verslagen serie nr. 82-8.
Vakgroep Waterzuivering, Sektie Hydrobiologie, LH Wageningen.
21 pp. + tabellen + grafieken.

Cuppen, H.P.J.J., 1981.
De invloed van beeknormalisatie op de biologische waterkwaliteit en de samenstelling van de macrofauna van enkele Oost-Veluwse beken.
Regionale Milieuraad Oost-Veluwe. 32 pp.

Dam, H. van, 1977.
Waarom biologische waterbeoordeling?
In: Lange, L. de & M.A. de Ruiter (Red.), 1977.
Biologische waterbeoordeling.
Methoden voor het beoordelen van Nederlands opperv aktewater op biologische grondslag.
Werkgroep Biologische Waterbeoordeling.
Instituut voor Milieuhygiëne en Gezondheidstechniek TNO.
251 pp.

Edelman, C.H., 1950.
Inleiding tot de bodemkunde van Nederland.
N.V. Noord-Hollandsche Uitgevers Maatschappij, Amsterdam.
VII pp. + 178 pp. + bijlage.

Faber, Th., 1972.
Regimes and regime-related basin properties of some Dutch small rivers.
Dissertatie VU Amsterdam.
186 pp., + Deel II: kaarten.

Farjon, J.M.J., 1982.
Landschapsecologische relaties via het oppervlaktewater op nationaal en regionaal niveau.
Rapport Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapsbouw "De Dorschkamp", Wageningen.
183 pp. + kaart.

Gardeniers, J.J.P., 1966.
De invloed van de waterverontreiniging op de fauna van de beken van het stroomgebied van de Dommel.
Doctoraalverslag Zoölogie, KU Nijmegen. 130 pp.

Gardeniers, J.J.P., 1976.
Problematiek en waarde van de biologische beoordeling van waterkwaliteit.
In: Vakgroep Waterzuivering, LH Wageningen.
Practische aspecten van Hydrobiologie.

Gardeniers, J.J.P., 1977.
Beheer van beken en sprengen.
Syllabus cursus Landschapsbeheer PAO - LH Wageningen. 7 pp.

Gardeniers, J.J.P., 1981a.
De invloed van normalisatie op het beekkarakter van de Nederlandse (laagland)beken.
Tekst t.b.v. colloquium beeksanering, Antwerpen 13 juni 1981. 8 pp.

Gardeniers, J.J.P., 1981b.
The impact of regulation on the natural characteristics of Dutch lowland streams.
Committee for Hydrological Research TNO; Water resources management on a regional scale.
Proceedings and Informations no. 27, The Hague 1981, pp. 99-107.

Gardeniers, J.J.P. & H.H. Tolkamp, 1976a.
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. Interim rapport 1, deel 2.
Commissie Bestudering Waterhuishouding Gelderland.

Gardeniers, J.J.P. & H.H. Tolkamp, 1976b.
Hydrobiological survey of lowland streams in the Achterhoek (The Netherlands) by means of a system for the assessment of waterquality based on macroinvertebrates.
Nature Conservation Department, Agricultural University Wageningen.
Informations no. 143.

Gijsen, M.E.A., & T.H.L. Claassen, 1978.
Biologisch wateronderzoek: macrofauna en macrofyten.
Een onderzoek in het kader van het milieuonderzoek ten behoeve van het Integraal Structuurplan voor het Noorden des Lands.
Integraal Structuurplan Noorden des Lands, Landsdelig Milieu-onderzoek, deelrapport 2.
Rijksinstituut voor Natuurbeheer. 121 pp. + aanhangsels + (afzonderlijk) 12 bijlagen.

Gonggrijp, A., 1981.
Biologische beoordeling van slootkwaliteit.
Een literatuurstudie en een voorstel voor onderzoek in Zuid-Holland.
Hoogheemraadschap van Rijnland.
In opdracht van Prov. Waterst. in Z.-Holl.
93 pp. + 2 tabellen.

Gonggrijp, G., Langenhoff, V. & W. Schroevers, 1981.
Ontdek N.-W. Overijssel.
Nederlandse Landschappen.
Uitgave IVN, in samenwerking met de VARA.
288 pp.

Goris, M., 1983.
Toetsing methodiek makrofauna inventarisatie.
Onderzoek in opdracht van de Prov. Waterstaat Noord-Holland.
Instituut voor Taxonomische Zoölogie, Amsterdam.
33 pp. + kaarten + tabellen.

Graaff, C.Th. de, 1976.
Faunistische beoordeling van de waterkwaliteit in gekanaliseerde Brabantse laaglandbeken en het voor en tegen van numerieke verwerking van de biologische gegevens.
Doctoraalverslag LH/NB no. 388.
72 pp. + grafieken + bijlagen.

Groen, K. & T. Schmeink, 1981.
Waterschappen in Nederland.
Werken met water, een onberekenbare vriend.
Bosch & Keuning NV, Baarn. 144 pp.

Hartog, C. den, 1976.
Biologische Waterbeoordeling, een toegepast aspect van de aquatische oecologie.
In: Vakgroep Waterzuivering, LH Wageningen.
Practische aspecten van Hydrobiologie.

Hellawell, J.M., 1978.
Macroinvertebrate methods.
In: Biological Surveillance of Rivers.
A Biological Monitoring Handbook, pp. 35-90.
Dorset Press, Dorchester, England.

Heydeman, B. & E. van 't Oever, 1975.
Twente, een hydrobiologisch onderzoek van de beken in 1975.
Waterkwaliteit en beekkarakter.
Doctoraalverslag LH/NB no. 409.
(Deel I van het rapport van P.P.D. Overijssel "Twente, een hydrobiologisch onderzoek van de beken" (1979))
52 pp. + bijlagen.

Heydeman, B. & A. Peters, 1981.
Aanvullend onderzoek en aanbevolen beheermaatregelen.
Deel IV van het rapport van P.P.D. Overijssel "Twente, een hydrobiologisch onderzoek van de beken".
28 pp. + bijlage.

Higler, L.W.G., 1981.
Beken in Nederland.
Natuur en Milieu, 1981 (11/12): 4-8.

Higler, L.W.G., 1983.
De Nederlandse beken.
Natura, 80 (1): 4-8.

Higler, L.W.G. e.a., 1977.
Beoordeling van de waterkwaliteit in beken met behulp van de makrofauna.
In: Lange, L. de & M.A. de Ruiter (Red.), 1977.
Zie daar.

Huurman, J.H. & G.F. Pieters, 1977.
De Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren en de waterkwaliteitszorg.
Tijdschrift voor Milieu en Recht, 1977 (2): 58-87.

Hynes, H.B.N., 1960.
The biology of polluted waters.
University Press, Liverpool. 202 pp.

Hynes, H.B.N., 1970.
The ecology of running waters.
University Press, Liverpool. 555 pp.

Iersel, P. van, 1977.
Zuurstofritmiek in de Boven-Slinge bij Winterswijk.
Doctoraalverslag LH/NB no. 298.
Rapport t.b.v. de Commissie Bestudering Waterhuishouding Gelderland.
78 pp. + tabellen + figuren + grafieken + kaart.

Jaarboek Overijssel 1978. Zie Schelhaas, H. & B. Molenaar (Red.), 1978.

Kiestra, A. & N.L. Nissink, 1972.
De ontwikkeling van het hydrobiologisch onderzoek in het Waterschap De Dommel.
H_2O, 5 (14): 298-303.

Kok, F.J.M. de, 1977.
De invloed van cultuurtechnische maatregelen op de natuurwetenschappelijke waarden van laaglandbeken.
Doctoraalverslag LH/NB no. 384. 111 pp.

Kranenburg, A.J., 1973.
Normalisatie van beken en de natuur- en landschapsbescherming.
(1) Recreatie Voorzieningen, 5 (8): 294-298.
(2) Recreatie Voorzieningen, 5 (10): 376-379.

Lange, L. de, 1972.
An ecological study of ditch vegetation in the Netherlands.
Dissertatie Amsterdam. 112 pp.

Lange, L. de & M.A. de Ruiter (Red.), 1977.
Biologische waterbeoordeling.
Methoden voor het beoordelen van Nederlands oppervlaktewater op biologische grondslag.
Werkgroep Biologische Waterbeoordeling.
Instituut voor Milieuhygiëne en Gezondheidstechniek TNO.
251 pp.

Latour, P., 1983.
Macrofaunagemeenschappen in kanaalbeken.
Basisrapport Project E.K.O.O. nr 7.
Prov. Waterstaat Overijssel.
32 pp. + tabellen + figuren.

Leentvaar, P., 1961.
De nivellering in de levensgemeenschappen van het zoete water.
Natura, 58 (10): 151-155.

Looman, C.W.N., 1983.
Natuurtechnische waterbeheersingsmaatregelen aan de Elzenbeek (Overijssel).
Doctoraalverslag Cultuurtechniek en Natuurbeheer,
LH Wageningen, nr 672. 117 pp.

Moller Pillot, H.K.M., 1971.
Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken.
Dissertatie KU Nijmegen.
Pillot-Standaardboekhandel, Tilburg. 286 pp.

Natura, maandblad van de Kon. Ned. Natuurh. Ver., 1983.
Themanummer "Beken en beekdalen".
Natura, 80 (1): 1-112.

Peters, A. & M.Leyten, 1976.
Twente, een hydrobiologisch onderzoek van de beken in 1976.
Doctoraalverslag LH/NB no. 410.
In opdracht van de P.P.D. Overijssel.

Provinciale Waterstaat in Overijssel, 1981.
Project "Ecologie van het water".
Een onderzoek ten behoeve van de ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel.
57 pp.

Provinciale Waterstaat in Overijssel, 1983 (concept).
Stromend water in Overijssel.
Aanbeveling voor het toepassen van natuurtechnische milieubouw bij de herinrichting van genormaliseerde beken.
62 pp. + tabellen + figuren + toelichting op figuren.

Rabeni, C.F. & K.E. Gibbs, 1978.
Comparison of two methods used by divers for sampling benthic invertebrates in deep rivers.
J. Fish. Res. Board Can., 35: 332-336.

Rijks Geologische Dienst, Haarlem, 1975.
Geologische overzichtskaarten van Nederland met toelichting.

Rijksinstituut voor Natuurbeheer, 1979.
Natuurbeheer in Nederland; Levensgemeenschappen.
PUDOC, Wageningen. 392 pp.

Rijkswaterstaat, Directie Waterhuishouding en Waterbeweging, Afdeling Waterstaatskartografie.
Waterstaatskaarten, schaal 1 : 50.000.

Schelhaas, H. & B. Molenaar (Red.), 1978.
Rivieren en beken in Overijssel.
Uitgave in de serie Jaarboeken Overijssel.
Uitgeverij Waanders, Zwolle. 132 pp.

Schroevers, P.J. (Red.), 1977.
Beoordeling van de waterkwaliteit op basis van het mikrofytenbestand.
In: Lange, L. de & M.A. de Ruiter (Red.), 1977.
Biologische waterbeoordeling.
Methoden voor het beoordelen van Nederlands oppervlaktewater op biologische grondslag.
Werkgroep Biologische Waterbeoordeling.
Instituut voor Milieuhygiëne en Gezondheidstechniek TNO.
251 pp.

Simons, Th.J.J., 1983.(concept).
Waterkwaliteitsbeoordeling met behulp van kunstmatig substraat; een zinvolle methode of een kunstgreep?
Doctoraalverslag LH/NB. 70 pp.

Sládecek, V., 1973.
System of water quality from the biological point of view.
Archiv f. Hydrobiologie. Beih. 7.

Stichting voor Bodemkartering, 1961 e.v.
Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 200.000.
en:
De reeks van toelichtingen (per provincie) bij deze Bodemkaart.
Stichting voor Bodemkartering, Wageningen.

Straaten, J. van der, 1977.
Economische ontwikkelingen en waterbeheer.
Tijdschrift voor Milieu en Recht, 1977 (2): 119-124.

Tittizer, T.G., 1975.
Comparison of biological-ecological procedures for assessment of water quality.
In: Amavis, R. & J. Smeets, 1975.
Principles and methods for determining ecological criteria on hydrobiocenoses.
Pergamon Press.

Tolkamp, H.H., 1975.
De hydrobiologische kwaliteitsbeoordeling van de beken in de Zuidelijke Achterhoek op basis van makrofaunaonderzoek.
Doctoraalverslag LH/NB no. 269.
Rapport ten behoeve van de Commissie Bestudering Waterhuishouding Gelderland.
52 pp. + bijlagen (incl. kaarten).

Tolkamp, H.H., 1980.
Organism-substrate relationships in lowland streams.
Dissertatie LH Wageningen.
PUDOC, Wageningen. 211 pp.

Tolkamp, H.H., 1983.
Using several indices for biological assessment of water quality in running water.
Preprint 22nd SIL congress, Lyon (France) 2 -28 August 1983.
To be published in: Verh. Internat. Ver. Limnol. 22 (1984).

Tolkamp, H.H. & J.J.P. Gardeniers, 1977.
Hydrobiological survey of lowland streams in the Achterhoek (The Netherlands) by means of a system for the assessment of water quality and stream character based on macro-invertebrates.
Mitt. Inst. Wasserwirtschaft, Hydrobiologie u. Landwirtsch. Wasserbau, T.U. Hannover, H. 41: 215-235.

Ton, H. & J. Lourens, 1978.
Inventarisatie van de waterbeheersing.
Werkgroep Inventarisatie Landbouw.
Landinrichtingsdienst, Afdeling Waterhuishouding. Utrecht.
49 pp. + bijlagen.

Verdonschot, P.F.M., 1977.
Het gebruik van kunstmatig substraat voor de bestudering van de macrofauna-levensgemeenschappen in vervuilde en onvervuilde beken in de Achterhoek.
Doctoraalverslag LH/NB no. 367.
Rapport ten behoeve van de Commissie Bestudering Waterhuishouding Gelderland.
97 pp.

Verdonschot, P.F.M., 1978.
Biologische waterkwaliteitsbeoordeling door het Waterschap De Dommel in de periode van 1971-1978.
Doctoraalverslag LH/NB no. 433.
59 pp. + suppl.

Verdonschot, P.F.M., 1983.
Ecologische karakterisering van oppervlaktewater in Overijssel.
H_2O, 16 (25): 574-579.

Verkeer en Waterstaat, Ministerie van, 1981.
Indicatief Meerjarenprogramma Water 1980-1984.
Staatsuitgeverij 's-Gravenhage.
146 pp. + afzonderlijk deel met bijlagen.

Vries, H.P. de & C.M. van der Mark, 1982.
Hydrobiologisch onderzoek naar de invloed van beekregulatie.
Doctoraalverslag LH/NB no. 624. 40 pp. + bijlagen.

Waterkwaliteitsbeheerders in Nederland (provinciale besturen, waterschappen/zuiveringsschappen, hoogheemraadschappen).
Diverse jaarverslagen.

Werkgroep Afvoerberekeningen (van de Sectie en de Studiekring voor Cultuurtechniek), 1979?
Richtlijnen voor het berekenen van afwateringsstelsels in landelijke gebieden.
104 pp. + bijlagen.

Werkgroep Biologische Waterbeoordeling, 1977. Zie Lange, L. de & M.A. de Ruiter (Red.), 1977.

Werkgroep Onderhoudstechnieken Open Waterlopen, 1976.
Onderhoud en beheer van open waterlopen.
51 pp. + literatuurlijst + bijlagen.

Werkgroep Waterlopen van de Cultuurtechnische Vereniging, 1958.
Richtlijnen voor het ontwerpen van open waterlopen en van sommige bijbehorende kunstwerken.
Van Gorcum & Comp. N.V., Assen.

Westhoff, V. & A.J. den Held, 1969.
Plantengemeenschappen in Nederland.
N.V. W.J. Thieme & Cie - Zutphen. 324 pp.

Westhoff, V. e.a., 1973.
Wilde planten.
Deel 3: de hogere gronden. 359 pp.
(Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland)

Wielen, R. van der & P. Ketel, 1976.
Onderhoud open watergangen.
Stagerapport Hogere Bosbouw- en Cultuurtechnische School te Velp.
Provinciale Waterstaat van Utrecht, sector oecologie.
75 pp.

Woodiwiss, F.S., 1964.
The biological system of stream classification used by the Trent River Board.
Chemistry and Industry, 1964: 443-447.

Wuhrmann, K., 1974.
Some problems and perspectives in applied limnology.
Mitt. Int. Ver. Limnol., 20: 324-402.

Naam onderzoeker:	Datum:	Tijd:
Beek:	Kaart nr.:	Coördinaten: /
Plaats:	Monster:	nr.:

FYSISCHE GEGEVENS

Breedte(m.):	Diepte(m.):	Stroming opp. :	cm./s.
Zichtdiepte(cm.):	Kleur:	" m.:	cm./s.
Geur:	Schuim:	" m.:	cm./s.
Kwelindicatie:		" m.:	cm./s.
Watertemp.(°C)opp.:	bodem:	" bodem:	cm./s.

SUBSTRAAT 1=incidenteel 2=weinig 3=matig 4=veel 5=dominant

puin		grof zand		fijne detritus		waterplanten		tegels/beton	
stenen		fijn zand		grove detritus		draadwieren		flessen	
grof grind		klei		bladeren		ijzeroker		plastic zakken	
fijn grind		modder		takken		zwarte ondergrond		blik	

VERVUILINGSINDICATIE

SUBSTRAATTOESTAND

schoon		met slib bedekt		slijmerig bact.		anders	

CHEMISCHE GEGEVENS

pH:	EGV(mS):	NO_2^- (mg./l.):	NO_3^- (mg./l.):	Cl^- (mg./l.):	PO_4-orth.(mg./l.):	Ca^{2+} (mg./l.):
hardheid(°D):	O_2(mg./l.):opp.		bodem		NH_4^+ (mg./l.):	

BEMONSTERING

net(m.)		planten		slib		aantal stenen		schoffel(m.)		happer		hand		K.S.aantal mandjes	
anders																			

WEERSGESTELDHEID OP MONSTERDAG		VOORAFGAANDE PERIODE	
Bewolking	helder/ged./geh./licht/zwaar/bewolkt	helder/ged./geh./licht/zwaar/bewolkt	
Neerslag	geen/af en toe/veel/regen/sneeuw/hagel/mist	geen/af en toe/ veel/regen/sneeuw/hagel/mist	
Windkracht	windstil/matig/hard/zeer hard	windstil/matig hard/zeer hard	
Windrichting	N/NO/O/ZO/Z/ZW/W/NW	N/NO/O/ZO/Z/ZW/W/NW	
Luchttemperatuur	max. °C min. °C gem. °C	max. °C min. °C gem. °C	

ONDERHOUD WATERGANG

ONDERHOUD OEVERS

OPMERKINGEN

Beek: Monsterpunt: Datum:

BOVENAANZICHT EN MONSTERPLAATSEN

PROFIEL STEEKBUIS

DWARSDOORSNEDE

NIET MEEGENOMEN MAKROFAUNA

TANSLEY VEGETATIEOPNAME

Naam:	Datum:
Opname bij monsterpunt:	
Lengte proefvlak:	
Breedte ,, :	

	SOORT	d	c	a	f	o	r	s	l

d = dominant, de soort overheerst
c = codominant, soort overheerst, samen met andere soorten
a = abundant, soort is zeer veel aanwezig, maar nooit (co)dominant
f = frequent, soort is minder talrijk, maar niet schaars
o = occasional, soort is schaars, af en toe, hier en daar voorkomend
r = rare, soort is zeldzaam
s = sporadic, soort is zeer zeldzaam, slechts enkele exemplaren aanwezig
l = local, soort komt alleen plaatselijk voor binnen een afgegrensd gebied
Ge combineren in voorkomende gevallen dit lettersymbool met andere symbolen (bv. lf, la, lr, lo).