

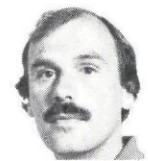
Aanleiding

Hoewel al langere tijd bekend was dat de onderwaterbodem in het benedenrivieren-gebied en het Ketelmeer ernstig verontreinigd is met microverontreinigingen, heeft dit pas vrij recent in wijdere kring aandacht gekregen als milieuprobleem. Er is gesproken van een onbetaalde rekening van één tot vier miljard gulden.

Als feitelijk waargenomen effecten van de verontreiniging zijn genoemd kopafwijkingen bij muggelarven en verminderd broedresultaat van eenden. De gegevens waarop



G. VAN URK
Rijkswaterstaat,
Dienst Binnenwateren/RIZA



F. C. M. KERKUM
Rijkswaterstaat,
Dienst Binnenwateren/RIZA



S. M. WIERSMA
Rijkswaterstaat,
Dienst Binnenwateren/RIZA

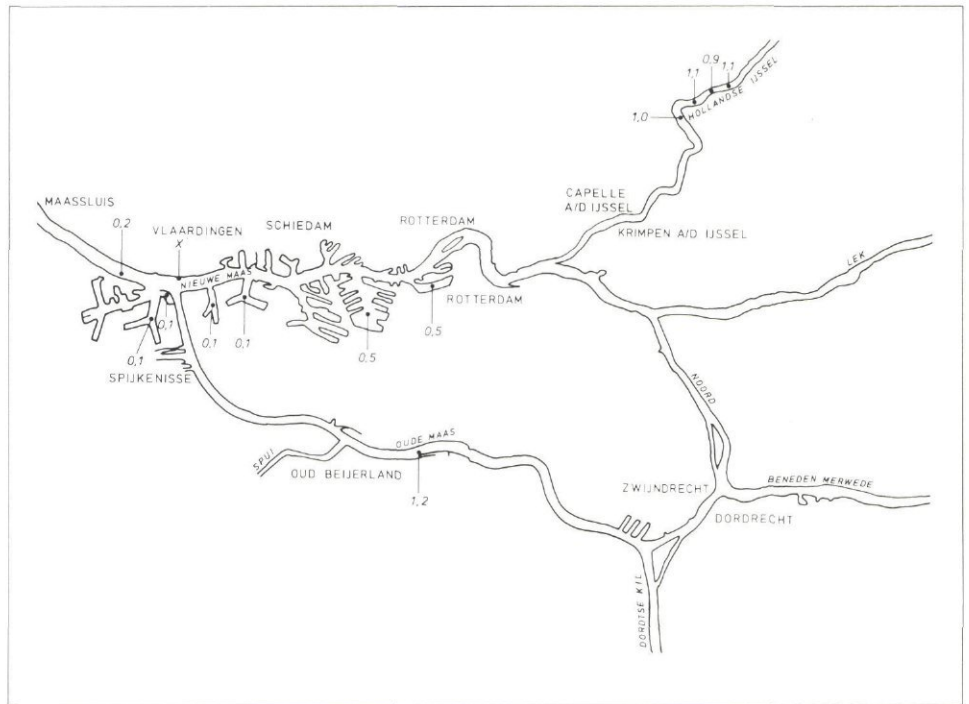
deze uitspraken berusten, waren nog niet gepubliceerd. Wat betreft de kopafwijkingen van muggelarven, willen de auteurs dit manco met dit artikel proberen op te heffen, hoewel het onderzoek nog in volle gang is. De kopafwijkingen zijn niet het probleem, maar slechts een symptoom, zoals verderop zal blijken.

Inleiding

Met de rivieren Rijn en Maas wordt jaarlijks ca. 4×10^9 kg slib aangevoerd, waarvan het grootste deel bezinkt in het Noordelijk Deltabekken en het Ketelmeer. Aan dit slib zijn grote hoeveelheden microverontreinigingen geadsorbeerd, die dan ook grotendeels in de sedimentatiegebieden achterblijven.

Van de aangevoerde zware metalen, uitzonderend nikkel en arsen, sedimenteert 70-90% in het Noordelijk Deltabekken en het IJsselmeer, volgens de gegevens uit het project Zware Metalen in Aquatische Systemen ZMAS [Hueck-Van der Plas, 1984]. Voor de meeste organische microverontreinigingen die sterk aan slib zijn geadsorbeerd, zullen deze percentages niet lager liggen.

De gehalten aan microverontreinigingen in het afgezette sediment hangen sterk af van de bijmenging met ander slib. In het Rotter-



Afb. 1 - Overzichtskaart van het noordelijk deel van het benedenrivierengebied met daarop aangegeven de locaties met azoïsche bodems (x) en de I₀-index van Lafont [1984] van de overige locaties.

damse havengebied vindt aanvoer van marien slib uit zee plaats en in het Haringvliet en IJsselmeer treedt een geleidelijke menging op van nieuw aangevoerd rivierslib en al aanwezig slib, dat voor een deel eveneens van mariene herkomst is. De gehalten aan microverontreinigingen zijn verder afhankelijk van korrelgrootteverdeling en organisch stofgehalte van het sediment.

Mede door veranderingen in de gehalten aan microverontreinigingen in het aangevoerde rivierslib in de loop van de tijd, en door lokale lozingen, ontstaat zo een ingewikkeld patroon in de verontreiniging van de onderwaterbodem, met grote verschillen van plaats tot plaats. Ten behoeve van de berging van baggerspecie in het benedenriviergebied zijn de sedimenten ingedeeld in 4 kwaliteitsklassen. Uitgangspunt is daarbij relatief schoon, uit zee afkomstig slib (klasse I) en verontreinigd rivierslib (klasse III). Klasse II vormt een overgang tussen I en III. Daarnaast komt nog klasse IV sediment voor, dat door lokale lozingen nog ernstiger verontreinigd is dan klasse III. De indeling is gericht op de bergingsmogelijkheden.

De verontreinigingsgraad wordt gewoonlijk vastgesteld aan de hand van chemische bepalingen van gehalten aan zware metalen en organische microverontreinigingen. Voor zover er normen bestaan (3e IMP-Water) kunnen deze gehalten daaraan worden getoetst.

Daarnaast is het uiteraard gewenst de verontreiniging van sedimenten te karakteriseren op basis van effecten die de aanwezige microverontreinigingen op organismen

hebben op de plaats van herkomst dan wel op de plaats van berging. In dit artikel zal een overzicht gegeven worden van onderzoek van bodemfauna van de sedimentatiegebieden in de binnenwateren.

De gegevens zijn afkomstig uit een biologisch monitoring programma in de benedenloop van de IJssel, waar sinds 1978 regelmatig gemonsterd wordt, uit bodemfauna-onderzoek in de Rotterdamse havens in het najaar van 1980, 1981 en 1984 en uit een onderzoek van het Delta-Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek te Yerseke in het Hollandsch Diep/Haringvliet in 1983 [Fortuin, 1985], waarvan het RIZA de muggelarven nader heeft onderzocht.

Azoïsche bodems

Het door de rivieren aangevoerde zwevend materiaal bevat, afhankelijk van seizoen en afvoer, tot ca. 50% organisch materiaal (vooral fytoplankton en detritus). Normaliter zou een deel van dit organisch materiaal na bezinking een voedselbron vormen voor vele soorten zogenaamde macro-invertebraten 'deposit feeders': vooral wormen, muggelarven en mollusken.

Waar echter verontreiniging door giftige stoffen optreedt eventueel vergezeld door lage zuurstofgehalten, is de van nature aanwezige fauna sterk verarmd zonder dat zich een vervangingsfauna kan ontwikkelen.

De meest extreme situatie is uiteraard die waarbij helemaal geen macrofauna wordt aangetroffen, dus een - afgezien van mogelijk aanwezige micro-organismen -

totaal levenloze bodem, ook wel een azoïsche bodem genoemd.

Op de rivieren zelf is een dergelijke situatie nooit aangetroffen, ook niet in het begin van de jaren '70, toen de belasting met microverontreinigingen veel hoger was dan nu. Een azoïsche bodem komt echter wel voor in enkele havenbekkens in het Rotterdamse havengebied. Het aantal monsters, waarin geen macro-invertebraten werden aangetroffen, was overigens in het meest recente onderzoek ('84) geringer dan bij eerdere bemonsteringen in 1980 en '81. Bij azoïsche bodems gaat het niet enkel om microverontreinigingen. Door lokale lozingen van afvalstoffen is ook de structuur van het sediment wezenlijk veranderd, bijvoorbeeld door een grote bijmenging van gips, olie of papiervezels om enkele voorbeelden te noemen. Door deze veranderde matrix kan voedselopname van de 'deposit feeders' belemmerd worden of kan het onmogelijk worden woonbuizen of -gangen in het sediment te maken.

Omdat voedselopname en het maken van woongangen elementaire levensbehoeften zijn, zal deze factor onmiddellijke effecten hebben op de kolonisatie van dit type bodem door bodemfauna. Bovendien zullen deze bodems ook veel toxische stoffen bevatten, zodat de totale afwezigheid van bodemfauna onder dergelijke omstandigheden redelijk te verklaren lijkt. Het relatieve aandeel van de genoemde factoren is voor het kwaliteitsbeheer nauwelijks relevant.

Onderwaterbodems met alleen Tubificidae

Algemene informatie over Tubificidae

Wormen uit de familie *Tubificidae* komen in vrijwel alle zoetwatersedimenten voor en zijn daar qua aantallen vaak de dominante groep van de macrofauna. Ze worden als 'niet-selectieve' bodemfourageerders (non-selective deposit feeders) beschouwd, dat wil zeggen dat ze bodemdeeltjes van vrijwel alle aanwezige grootteklassen door het darmkanaal laten passeren, waarbij er natuurlijk wel een bovengrens voor opneembaarheid is, bepaald door de doorsnede van het darmkanaal. De grootste aantallen *Tubificidae* worden gevonden in goed gesorteerde, fijne sedimenten met een hoog organisch stofgehalte. De wormen leven van de bacteriën en andere micro-organismen die zich op met name de detritusdeeltjes bevinden. In Nederland is een tiental soorten algemeen in zoetwater-sedimenten; een overzicht van deze soorten, met een indicatie van hun voorkomen bij verschillende verontreinigingsgraad volgens Howmiller & Scott [1977] en Milbrink [1983] wordt gegeven in Tabel I. In brak water kunnen bij voldoende voedselrijkdom de soorten *Tubifex costatus* en *Peloscoclex benedeni* grote aantallen bereiken; dit is bijvoorbeeld het geval in

Theems en Humber [Hunter & Arthur, 1978; Barnett, 1983]. Voor de afsluiting in 1970 kwamen deze soorten ook in het Haringvliet voor [Verdonschot, 1981]. In de meeste waterkwaliteitsindices worden *Tubificidae* als één groep behandeld en alle soorten als tolerant voor verontreiniging beschouwd. De onderzoeken van vooral Brinkhurst hebben aangetoond dat dit te ongenueanceerd is en speciaal waar de *Tubificidae* de belangrijkste, zo niet enige macrofauna-groep vormen, is een zekere differentiatie op zijn plaats. Een selectie van indices die gebaseerd zijn op de relatieve aantallen van verschillende soorten *Tubificidae* wordt opgegeven in Tabel II. Ofschoon de indices qua opzet en uitwerking nogal verschillen, wordt in alle voorbeelden een gering aantal soorten en een groot percentage van de soorten *Limnodrilus hoffmeisteri* en *Limnodrilus claparedeianus* als ongunstig beoordeeld.

Het voorkomen van Tubificidae in riviersedimenten

Voor een globaal onderzoek van het voorkomen van *Tubificidae* in de Rotterdamse

havens zal de I_0 -index van Lafont (zie tabel II) worden gebruikt. Lafont [1984] heeft zijn onderzoek naar de relatie tussen verontreiniging en het voorkomen van *Tubificidae* verricht in situaties die meer overeenkomen met het benedenrivierengebied, dan de overige in tabel II genoemde onderzoeken.

Voor de berekening van de index zijn steeds de gegevens van een tiental monsters uit een havenbekken bij elkaar gevoegd; de waarden zijn weergegeven in afb. 1.

Een waarde van 0,1 is het minimum: er is één soort aanwezig (zonder haarborstels, vrijwel steeds *Limnodrilus hoffmeisteri*). Op het meest westelijke monsterpunt in het Scheur met $I_0 = 0,2$ kwam daarnaast de brakwater soort *Tubifex costatus* voor.

In het gebied met een concentratie van (petro)chemische industrie wordt de minimale waarde van 0,1 gevonden.

In Waal- en Maashaven is de diversiteit van *Tubificidae* wat groter en komt daar vrijwel overeen met wat in het open water van niet door de Rijn beïnvloede wateren zoals het Veluwemeer gevonden wordt.

De waarden voor Oude Maas en Hollandse

TABEL I – Meest voorkomende soorten van *Tubificidae* en indeling naar trofiegraad volgens Howmiller & Scott [1977] en Milbrink [1983].

Howmiller & Scott		Milbrink
groep 0: oligotroof	{ * <i>Limnodrilus profundicola</i> <i>Rhyacodrilus coccineus</i> <i>Psammoryctides barbatus</i> <i>Psammoryctides albicola</i>	groep 1: mesotroof of licht organisch verrijkt
groep 1: mesotroof of licht verrijkt	{ <i>Peloscoclex ferox</i> <i>Ilyodrilus templetoni</i> * <i>Potamothrix moldaviensis</i> <i>Potamothrix hammoniensis</i>	groep 0: oligotroof groep 2: tolerant voor aanzienlijke verontreiniging
groep 2: tolerant voor organische verontreiniging	{ * <i>Limnodrilus udekemianus</i> * <i>Limnodrilus claparedeianus</i> * <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> <i>Tubifex tubifex</i> <i>Peloscoclex multisetosus</i>	groep 3: tolerant voor extreme organische verontreiniging

Soorten zonder haarborstels zijn gemerkt met *

TABEL II – Overzicht van milieu-indices, gebaseerd op het voorkomen van afzonderlijke soorten *Tubificidae*.

Auteur	Omschrijving index
Brinkhurst [1966]	relatieve abundantie van <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> ten opzichte van alle andere soorten.
Howmiller & Scott [1977]	$I = \frac{\sum n_1 + 2\sum n_2}{\sum n_0 + \sum n_1 + \sum n_2}$ n = totaal aantal wormen, behorend tot de soorten van een groep (zie Tabel I).
Milbrink [1983]	$I = c \frac{1/2 \sum n_0 + \sum n_1 + 2\sum n_2 + 3\sum n_3}{\sum n_0 + \sum n_1 + \sum n_2 + \sum n_3}$ (uitbreiding van de index van Howmiller & Scott).
Lafont [1984]	$I_0 = \frac{10 \times \text{aantal soorten Oligochaeta}}{\% \text{ Tubificidae zonder haarborstels}}$

IJssel liggen duidelijk hoger (0,9--1,2). De monsterpunten lagen hierbij nabij de oever, waar ook vegetatie aanwezig is. Dit geeft een grotere verscheidenheid aan substraten, waardoor meer soorten wormen aanwezig zijn. Daarbij zijn soorten uit de familie *Naididae*, maar ook de *Tubificidae*-soorten *Psammoryctides barbatus* en *P. albicola*. Bij onderzoek van een dwarsprofiel van de (Gelderse) IJssel bij Kampen waren deze soorten tussen de vegetatie zelfs dominant [Van Urk, 1978]. De I₀-index komt in deze situaties hoger uit. De samenstelling van de *Tubificidae*-fauna op deze locatie in de IJssel is overigens sinds 1976 niet wezenlijk veranderd, ondanks de vermindering van gehalten aan microverontreinigingen tussen 1976 en 1984. De *Tubificidae* hebben kennelijk alleen indicatorwaarde bij extreme verontreiniging zoals in sommige havenbekkens.

Onderwaterbodems met een grotere diversiteit van de bodemfauna

Voor de andere belangrijke diergroepen die in riviersedimenten worden aangetroffen, namelijk mollusken en muggelarven, geldt bepaald niet dat sinds 1976 de soort samenstelling en aantallen nagenoeg constant zijn gebleven, zoals hierboven voor de *Tubificidae* werd gesteld. Enkele voorbeelden over de periode 1976-1980 zijn al eerder genoemd [Van Urk, 1981]: dit waren de grote zoetwatermosselen van de familie *Unionidae* en de muggelarven (*Chironomidae*) als groep.

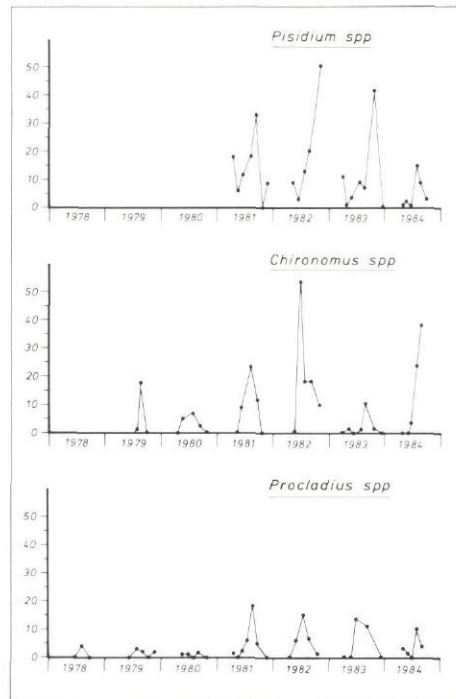
In afb. 2 wordt de aantalsontwikkeling van enkele *Chironomidae*-genera gegeven en van erwtenmosseltjes (*Pisidium spp*), die pas sinds 1980 in bodemmonsters van de IJssel bij Kampen zijn aangetroffen. De meest voorkomende soorten zijn in de IJssel *Pisidium henslowanum* en *Pisidium moitessierianum*.

Op de schelpen van de *Unionidae* uit de IJssel kwamen in 1984 veel driehoeksmossels voor en in de bodemmonsters werden ook veel vlokreeften (*Gammarus tigrinus*) aangetroffen.

Qua hoofdgroepen vertoont de bodemfauna in het Hollandsch Diep/Haringvliet hetzelfde beeld als de IJssel bij Kampen [Fortuin, 1985; Kerkum, intern RIZA-rapport, 1985]. De diversiteit van de bodemfauna is duidelijk toegenomen ten opzichte van de situatie in de jaren '70, en alle te verwachten diergroepen zijn aanwezig.

Betekent dat nu dat de situatie weer nagenoeg gezond is?

Voor een antwoord op deze vraag dienen we naar meer dingen te kijken dan het relatieve aandeel van een diergroep in de levensgemeenschap. Nemen we de larven van *Chironomus spp* als voorbeeld, dan valt op dat de aantallen per m² in de rivieren veel



Afb. 3 - Boven: schematische weergave van de onderzijde van de kop van een *Chironomus*-larve, habitus van de larve en larve in woongang.

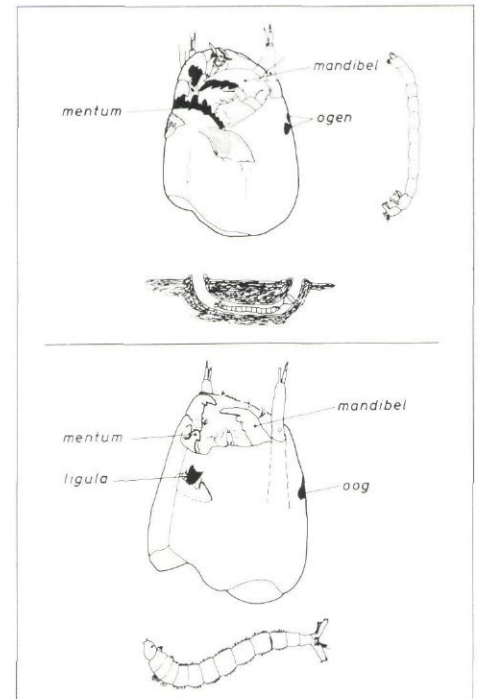
Beneden: schematische weergave van de onderzijde van de kop van een *Procladius*-larve en habitus van de larve.

lager zijn dan elders in het Nederlandse oppervlaktewater. De aantallen in de IJssel bij Kampen zijn doorgaans minder dan 100 exemplaren per m², terwijl bijvoorbeeld in de Friese meren de aantallen rond 1.000 exemplaren per m² liggen [Beattie et al, 1978]. Ook de aantallen *Procladius*-larven liggen veel lager dan de voor andere plaatsen gerapporteerde aantallen. Ook in het Hollandsch Diep zijn de aantallen *Chironomus*- en *Procladius*-larven op de meeste monsterpunten bijzonder laag. Deze lage dichtheden zouden ook toegeschreven kunnen worden aan factoren als stroming en voedselsituatie. Nader onderzoek van de *Chironomidae*-larven geeft echter aanwijzingen dat chemische verontreinigingen de larven beïnvloeden.

Subletale stress-kenmerken bij *Chironomidae*-larven

De bouw van *Chironomidae*-larven

Een schematisch beeld van een *Chironomus*-larve en de onderzijde van de kop van de larve wordt gegeven in afb. 3 (boven). In het laatste (4e) larve-stadium zijn de larven 10-30 mm lang. Ze bezitten haemoglobine, wat een aanpassing is aan het leven in zuurstofarme sedimenten met een hoog gehalte aan organische stof. De larven leven in U- of J-vormige woonbuizen en voeden zich met fijne partikeltes uit het sediment die worden opgenomen hetzij door het bodemwater te filteren hetzij



Afb. 2 - Aantalsverloop van *Pisidium spp*, *Chironomus spp* en *Procladius spp* in sedimentmonsters van de Gelderse IJssel bij kmr 1.000; aantallen zijn het totaal van 3 monsters bij de linker- en rechteroever, genomen met een Ekman-bodemhapper.

door het oppervlak van de bodem af te grazen. Een schema van een larve die het bodemwater met een netje filtreert staat eveneens in afb. 3.

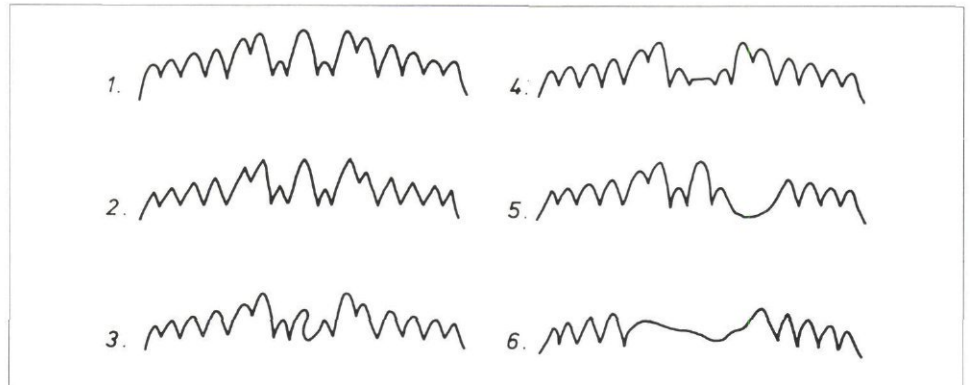
De *Procladius*-larven leven niet in een woonbuis, maar bewegen zich vrij over het sedimentoppervlak. Bij jonge larven wordt in het darmkanaal veel slib en detritus gevonden, net als bij *Chironomus*-larven; in het darmkanaal van de oudere larven in de IJssel zijn vooral veel kleine *Crustacea* (watervlooien) gevonden. Ook *Tubificidae* zijn als voedselorganismen voor *Procladius*-larven genoemd. De bouw van de kop is bij *Procladius*-larven heel anders dan bij *Chironomus*-larven (afb. 3 beneden). Het meest opvallend zijn de intrekbare antennes en de zeer donker gekleurde ligula.

Afwijkingen van het mentum van *Chironomus*-larven

Onderaan de kop van een *Chironomus*-larve bevindt zich een donker gepigmenteerde tandenrij, het mentum (afb. 3 boven). Deze tandenrij (zonder de pigmentatie) is in meer detail getekend in afb. 4 (1-2). Bij de *Chironomus*-larven uit het riviereengebied treden frequent afwijkingen op van het regelmatige symmetrische patroon. Voorbeelden van dergelijke afwijkingen zijn weergegeven in afb. 4 (3-6): de afwijkingen kunnen bestaan uit reductie van een tand (3), het volledig ontbreken van een tand (4-5), of uit volledige afwezigheid van structuur in een groot deel van de tandenrij (6).

Een overzicht van het gevonden percentage afwijkingen in verschillende series monsters uit het rivierengebied wordt gegeven in tabel III. Uit het overzicht is te zien dat in de IJssel geen trend valt te onderkennen in het percentage afwijkingen, mede door het geringe aantal larven in de monsters. Het hoogste percentage afwijkingen wordt gevonden in de diepere gedeeltes van het Hollandsch Diep. In de ondiepe oeverzone waar minder slib sedimenteert, is het percentage afwijkingen belangrijk lager. Dergelijke afwijkingen zijn ook in het buitenland gevonden [zie bijv. Wiederholm, 1984] en steeds in verband gebracht met de aanwezigheid van microverontreinigingen (zware metalen, pesticiden etc.) in het sediment. In een experiment in proefvijvers bleken koolteerproducten vergelijkbare afwijkingen bij *Chironomus*-larven te kunnen veroorzaken [Cushman, 1984].

Ofschoon de oorzaak van de afwijkingen nader onderzocht moet worden, kan wel vastgesteld worden dat in chemisch niet-verontreinigde gebieden zoals het



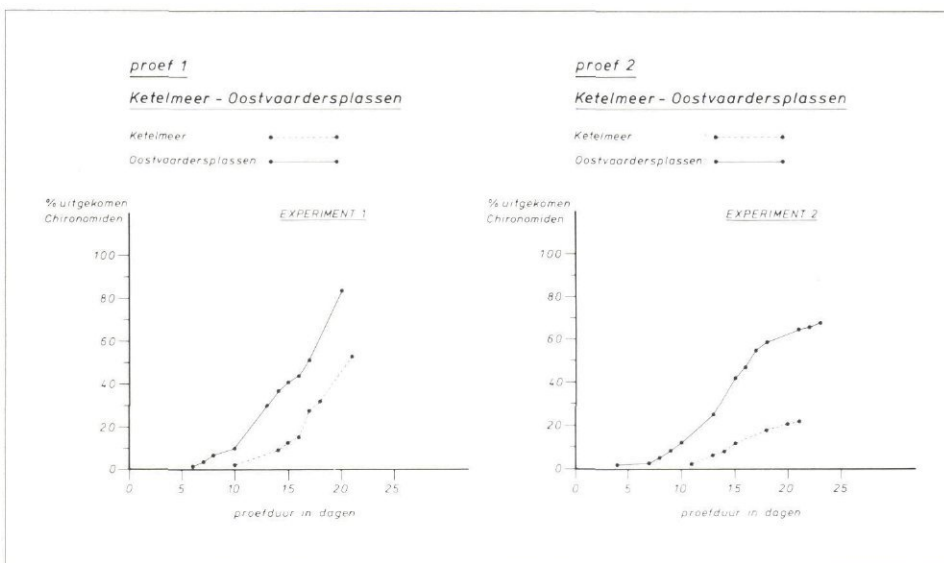
Afb. 4 - Voorbeelden van afwijkingen van het mentum van *Chironomus* larven (1-2 normaal, 3-6 met afwijkingen).

Veluwemeer, de percentages afwijkingen lager zijn dan 5%. In de chitine-kapsels die bewaard zijn gebleven in afzettingen van de Grensmaas uit de vorige eeuw, zijn helemaal geen afwijkingen gevonden, terwijl van de levende *Chironomus*-larven, in 1984 verzameld in de Grensmaas bij Ophoven, 17% kopafwijkingen had (tabel IV, [Klink, 1985]). Andere *Chironomidae*-soorten vertonen

veel minder van dergelijke afwijkingen. Bij *Procladius*-larven uit de rivieren is slechts incidenteel een afwijking van de ligula, het meest gepigmenteerde deel van het kopkapsel, gevonden. Of dit lage percentage afwijkingen veroorzaakt wordt door een verschil in gevoeligheid, de andere bouw of het verschil in voedselkeuze, is nog niet duidelijk.

TABEL IV - Percentage afwijkingen van subfossiele *Chironomus*-kopkapsels uit afzettingen van de Grensmaas (gegevens van Hydrobiologisch Adviesbureau Klink, Wageningen).

Jaar van afzetting	Aantal onderzochte kopkapsels	Percentage afwijkingen
1830	45	0
1880	131	0
1984	36	14



Afb. 5 - Uitkomstpercentage van 4e stadium-*Chironomus*-larven uit Ketelmeer (KM) en Oostvaardersplassen (OVP) in een laboratorium-opstelling.

TABEL III - Overzicht van de percentages mentum-afwijkingen bij *Chironomus*-larven van verschillende locaties van het stroomgebied van de Rijn.

Plaats	Periode monsternamen	Aantal larven	Aantal met afwijking	% met afwijkend mentum
IJssel kmr 1.000	april-oktober 1979	7	3	43
IJssel kmr 1.000	april-oktober 1981	20	10	50
IJssel kmr 1.000	april-oktober 1982	24	6	25
IJssel kmr 1.000	mei-september 1984	20	8	40
Oude Maas kmr 992	oktober 1981	78	21	27
Hollandsch Diep dieper dan 2 m	maart 1983	87	37	43
Hollandsch Diep oeverzone	september 1983	110	51	46
Hollandsch Diep oeverzone	september 1983	122	24	20
Haringvliet dieper dan 2 m	september 1983	38	8	21
Haringvliet oeverzone	september 1983	99	23	23

Vertraagde ontwikkeling van Chironomus-larven uit riviersedimenten
Chironomus-larven overwinteren in het algemeen als 4e stadium-larven. Ze maken dan een rustperiode door. Door een temperatuursverhoging en voedselaanbod kan de verdere ontwikkeling tot pop en volwassen insekt weer in gang gezet worden. Op het RIZA-laboratorium is onderzocht hoe snel deze ontwikkeling gaat voor *Chironomus*-larven uit het Ketelmeer en uit de Oostvaardersplassen, als voorbeeld van een niet direct door de Rijn beïnvloed water. Daarvoor werden kweekproeven uitgevoerd in kleine beluchte aquaria in een klimaatkamer van 20 °C met verschillende partijen larven die werden bijgevoerd met fijngemalen forellenvoer (Trouvit).

De experimenten werden steeds in duplo uitgevoerd met 30-50 larven per test-aquarium. De resultaten van twee experimenten uit voorjaar '85 zijn samengevat in afb. 5. De startdatum van experiment 1 en 2 verschilde ca. 3 weken. Duidelijk is dat de ontwikkeling van larven uit het Ketelmeer achterblijft vergeleken met die van larven uit de Oostvaardersplassen. In het eerste experiment is het verschil in ontwikkeling

enkele dagen; in het tweede experiment is dit veel groter en is het uitkomstpercentage van Ketelmeer-larven na 20 dagen bijzonder laag. Verschillende partijen larven uit het Ketelmeer vertonen dus een sterk verschillend kweekresultaat. Of dit samenhangt met het tijdstip van verzamelen van de larven of de plaats van verzamelen, moet nog worden uitgezocht. Hoewel de gecorrigeerde gehalten van microverontreinigingen in het sediment van het Ketelmeer overal vrijwel hetzelfde zijn, kunnen de werkelijke gehalten van plaats tot plaats verschillen door verschillen in korrelgrootte en gehalte aan organische stof. Dit kan een oorzaak zijn van de variabele kweekresultaten met *Chironomus*-larven uit het Ketelmeer. De volwassen insecten, opgekweekt uit Ketelmeer-larven, zijn duidelijk kleiner dan die uit de Oostvaardersplassen, hoewel het in beide gevallen dezelfde soort *Chironomus plumosus* betreft. In alle onderzochte gevallen is de produktie van *Chironomus* uit verontreinigd Ketelmeer-sediment dus minder dan van de Oostvaardersplassen als voorbeeld van een weinig verontreinigd water.

Discussie

Uit het voorgaande blijkt dat op de rivieren, met als voorbeeld de IJssel, sprake is van een zeker herstel van een bodemfauna zoals ook al eerder beschreven is [Van Urk, 1981]. De rekolonisatie door *Chironomidae* die voor 1978 nog nauwelijks aanwezig waren [Van Urk, 1978] maakt echter subletale effecten zichtbaar, die vroeger bij afwezigheid van *Chironomidae* uiteraard niet waargenomen konden worden. Deze subletale effecten doen vermoeden dat het ecosysteem nog lang niet optimaal functioneert. Vertraagde ontwikkeling en verminderd produktie van *Chironomidae* betekent dat voor predatoren van *Chironomidae* (vissen, en – voor volwassen muggen – ook vogels) minder voedsel beschikbaar komt dan er zou kunnen zijn. Lokaal kan de situatie wat betreft bodemfauna nog veel slechter zijn, zoals blijkt uit de gegevens over het Rotterdamse havengebied. Er is alle aanleiding te veronderstellen dat de oorzaak van subletale effecten op *Chironomidae* moet worden gezocht in de aanwezigheid van giftige stoffen in het watermilieu, met name in het bodemslib. Wanneer bodemdieren giftige stoffen uit het bodemslib of via het water accumuleren, kunnen deze giftige stoffen via de voedselketen in predatoren zoals watervogels terecht komen. De gehalten van contaminanten in duikende en futen uit het IJsselmeer zijn onlangs geïnventariseerd [TNO, in voorbereiding]. Ook in predatoren zouden nadelige effecten van gifstoffen kunnen optreden. In de veldsituatie zijn

dergelijke effecten nog niet eenduidig aangetoond, wat allerminst wil zeggen dat ze er niet zijn.

Er is een aantal redenen, waarom mogelijke effecten moeilijk zijn aan te tonen.

In de eerste plaats zullen in gebieden waar een sterk gereduceerde bodemfauna aanwezig is, ook weinig dieren zijn die op deze bodemfauna prederen, omdat dat energetisch niet lonend is. Verondersteld wordt bijvoorbeeld dat de tafeleenden die overdag in het Hollandsch Diep/Haringvliet verblijven, 's nachts fourageren op de Grevelingen waar veel meer voedsel beschikbaar is [Boudewijn & Kuipers, in voorbereiding]. In de tweede plaats verblijven watervogels zelden hun hele leven op dezelfde plaats: er zijn trekbewegingen waardoor ze het ene seizoen in een weinig verontreinigd gebied kunnen verblijven, het andere seizoen in een sterker verontreinigd gebied, zoals bijvoorbeeld de Topperend van Scandinavië en Noord-Rusland naar het IJsselmeer trekt. Maar er kunnen ook pendelbewegingen van bijvoorbeeld Markermeer naar IJsselmeer zijn. De opname van giftige stoffen wordt zo als het ware 'afgevlakt'.

In de derde plaats is het moeilijk om relevante gegevens over het voortplantings-succes en variaties in het bestand te verkrijgen over vogels die verspreid in weinig bewoonde gebieden broeden.

De gegevens over de bodemfauna zelf, maken echter voldoende duidelijk, dat er in de Nederlandse riviersedimenten sprake is van een ernstige situatie, al is in de Rijn zelf een verbetering ingetreden dank zij de opgang gekomen sanering.

De vraag is op wat voor termijn effecten van deze sanering zichtbaar zullen worden in de sedimentatiegebieden. Dit is mede afhankelijk van de vraag of de verontreinigingen die de effecten veroorzaken, in het sediment persistent zijn of niet. In het laatste geval zullen de effecten op den duur verdwijnen als de aanvoer van deze verontreinigingen via de rivier sterk verminderd of beëindigd wordt. In het eerste geval zou na beëindiging van deze aanvoer sanerend baggeren overwogen moeten worden. Anders zullen door mengingsprocessen in het sediment (erosie, bioturbatie) de negatieve effecten van de verontreinigingen zij het in afnemende mate nog jarenlang zichtbaar blijven.

Samenvatting

Wat betreft het voorkomen van macrofauna in riviersedimenten en het Rotterdamse havengebied zijn de volgende situaties te onderscheiden:

- azoïsche sedimenten (gebieden zonder enige macrofauna) in enkele havens;
- locaties met uitsluitend *Tubificidae* in de meeste andere havens;

– locaties met ten minste 4 soorten *Tubificidae* en daarnaast *Chironomidae* en/of mollusken op de rivieren.

Waar *Chironomus*-larven voorkomen in Rijnsedimenten, hebben deze steeds een hoog percentage afwijkingen van de monddelen.

In kweekproeven met larven uit deze populaties was het uitkomstpercentage steeds lager dan dat van een controlegroep uit een weinig verontreinigd gebied.

Literatuur

- Barnett, B. E. (1983). *Oligochaetes as indicator of pollution in the Humber estuary, with special reference to Tubificoides benedeni*. Environm. Pollution 30: 277-291.
- Beattie, D. M., Golterman, H. L. and Vijverberg, J. (1978). *An introduction to the ecology of the Friesian lakes*. Hydrobiologia 58: 49-64.
- Brinkhurst, R. O. (1966). *The Tubificidae (Oligochaeta) of polluted waters*. Verh. Intern. Verein Limnol 16: 854-859.
- Cushman, P. R. (1984). *Chironomid deformities as indicators of pollution from a synthetic, coal-derived oil*. Freshwater Biology 14: 179-182.
- Fortuin, A. W. (1985). *Dichtheden en biomassa van de belangrijkste bodemdieren van het Hollandsch Diep en Haringvliet in 1983*. Delta-Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke. Rapporten en Verslagen 1985-2.
- Howmiller, R. P. and Scott, M. A. (1977). *An environmental index based on relative abundance of oligochaete species*. J. Water Poll. Contr. Fed. 49: 809-815.
- Hueck-van de Plas, E. P. (1984). *Zware metalen in aquatische systemen*. Overzicht van het onderzoek en conclusies, 42 pp.
- Hunter, J. and Arthur, D. R. (1978). *Some aspects of the ecology of Peloscolex benedeni Udekem (Oligochaeta: Tubificidae) in the Thames estuary*. Estuar. coast. mar. Sci 6: 197-208.
- Klink, A. G. (1985). *Hydrobiologie van de Grensmaas*. Hydrobiologisch Adviesburo Klink. Rapporten en Mededelingen 15, 38 pp. + bijlagen.
- Lafont, M. (1984). *Oligochaete communities as descriptors of pollution in the fine sediments of rivers*. Hydrobiologia 115: 127-129.
- Milbrink, G. (1983). *An improved environmental index based on the relative abundance of oligochaete species*. Hydrobiologia 102: 89-97.
- Urk, G. van (1978). *The macrobenthos of the River IJssel*. Hydrobiol. Bull. 12: 21-29.
- Urk, G. van (1981). *Veranderingen in de macro-invertebratenfauna van de IJssel*. H₂O 14: 494-499.
- Verdonschot, P. F. M. (1981). *Some notes on the ecology of aquatic oligochaetes in the Delta Region of the Netherlands*. Arch. Hydrobiol. 92: 53-70.
- Wiederholm, T. (1984). *Incidence of deformed chironomid larvae (Diptera Chironomidae) in Swedish lakes*. Hydrobiologia 109: 243-249.

