

MSN 1377-25

26 D 36

COÖRDINATIE-COMMISSIE VOOR DE METINGEN
VAN
RADIOACTIVITEIT EN XENOBIOTISCHE STOFFEN

BETEKENIS VAN DE SANDOZ- CALAMITEIT VOOR DE BEWAKING VAN DE KWALITEIT VAN DE RIJN

hefw. Rhine
pesticides
pollution

Commissie Rapportage Sandoz-calamiteit
voorzitter Ir. P.H.A. Hoogweg

mei 1987

Eerder verschenen rapporten in deze reeks zijn

Cholinesterase-remmende stoffen in Nederland

Cadmium, de belasting van het Nederlandse milieu

Kwik in het Nederlandse milieu

PCB's in Nederland

Radioactieve besmetting in Nederland ten gevolge van het kernreactorongeval
in Tsjernobyl

Broom en Broomverbindingen

In voorbereiding zijn rapporten over koper, stikstof en stikstofverbindingen, ozon, lood,
arseen en polycyclische aromaten. De genoemde rapporten, alsmede de jaarverslagen van de
CCRX zijn verkrijgbaar bij het secretariaat van de commissie, postbus 450,
2260 MB Leidschendam.

Inhoudsopgave

blz.

Voorwoord.

1.	SAMENVATTING, CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	1
2.	DE SANDOZ-CALAMITEIT	5
3.	VERSPREIDING VAN DE VERONTREINIGING IN HET NEDERLANDSE DEEL VAN HET RIJNSTROOMGEBIED	11
3.1	Rijntakken	11
3.2	Noordelijk Deltabekken	14
3.3	IJsselmeergebied	16
3.4	Kustwateren	21
3.5	Gehalten in vis	24
3.6	Atrazin	25
4.	EFFECTEN IN HET NEDERLANDSE DEEL VAN HET RIJNSTROOMGEBIED	27
4.1	Voorspelde effecten	27
4.2	Opgetreden ecologische effecten in de Nederlandse binnen- wateren	29
4.3	Ecologische effecten in de Nederlandse kustwateren	31
4.4	Gevolgen voor de drinkwatervoorziening	32
4.4.1	Oppervlaktewaterwinning	32
4.4.2	Winning door oeverfiltratie	33
4.5	Gevolgen voor de visserij	34
4.6	Gevolgen voor de landbouwhuisdieren/vee en overdracht via de voedselketen	35

	blz.
5. MEETPROGRAMMA EN BEWAKING	38
5.1 Gevolgen van de SANDOZ-calamiteit op langere termijn	38
5.2 Signalering en alarmering	38
5.3 Monitoring	39
5.4 Modellen	40
5.5 Toekomstig bewakings- en onderzoeksprogramma	41

Bijlage 1: Samenstelling werkgroep

- Bijlage 2: Stofeigenschappen van de belangrijkste stoffen die bij de SANDOZ-calamiteit in het oppervlaktewateren zijn geraakt
- 2a: Overzicht van enkele belangrijke fysisch-chemische eigenschappen van de betreffende stoffen
 - 2b: Overzicht van de meest relevante toxiciteitsgegevens voor zoetwaterorganismen van de betreffende stoffen
 - 2c: Effecten van disulfoton, thiometon, fenylkwikacetaat en ethoxyethylkwikhydroxide op landbouwhuisdieren en overdracht via de voedselketen.

VOORWOORD

De Coördinatie-Commissie voor de Metingen van Radioactiviteit en Xenobiotische Stoffen (CCRX) heeft tot taak de door de verschillende rijksinstituten uit te voeren systematische meetprogramma's op elkaar af te stemmen en de onderlinge uitwisseling van meetgegevens tussen deze instituten te coördineren.

De CCRX vervult haar taak onder andere door het verzamelen en in overzichtelijke vorm jaarlijks presenteren van de metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen in het biologische milieu in Nederland.

Naast deze jaarverslagen heeft de CCRX een aantal rapporten over specifieke verontreinigingen uitgebracht (b.v. "Cholinesterase remmende stoffen in Nederland" en "Kwik in het Nederlandse milieu"), terwijl andere rapporten (b.v. over arseen en lood) worden voorbereid.

Tevens is in 1986 het rapport "De radioactieve besmetting in Nederland ten gevolge van het kernreaktorongeval in Tsjernobyl" uitgebracht.

De CCRX heeft gemeend er goed aan te doen eveneens een samenvattend rapport over "die andere internationale milieucalamiteit van 1986" namelijk de calamiteuze waterverontreiniging van de Rijn ten gevolge van de brand bij het Zwitserse chemieconcern SANDOZ op te stellen. Dat het mogelijk was dit rapport door de medewerkers van de betrokken instellingen samen te laten stellen naast de vele activiteiten ten behoeve van de ministerconferenties, wordt bijzonder gewaardeerd.

Het doel van de rapportage is een beeld te schetsen van de belasting van de Nederlandse oppervlaktewateren en van de effecten die hierdoor zijn veroorzaakt.

Tevens worden in dit rapport aanbevelingen gedaan over in de toekomst uit te voeren meetprogramma's gericht op enerzijds de signalering van en alarmering bij calamiteuze waterverontreiniging en anderzijds de monitoring van veranderingen op langere termijn. Ook wordt de behoefte aan adequate wiskundige modellen voor het voorspellen van looptijden,

ruimtelijke verspreiding alsmede te verwachten concentratieniveaus belicht.

Dit rapport zal een belangrijke rol kunnen spelen bij de verbetering van bestaande alarmregelingen en de inzet van de meetcapaciteit.

Bovenal zal de meetinspanning erop gericht zijn, vast te stellen of de doelstellingen ten aanzien van de Rijn worden gehaald zodat de zalm in het jaar 2000 weer een vaste bewoner van de Rijn is.

De voorzitter van de CCRX

Ir.Drs. R.B.J.C. van Noort

1. SAMENVATTING, CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Op zaterdag 1 november 1986 raakte als gevolg van een brand in de chemicaliën-opslaghal bij de firma SANDOZ te Bazel met het bluswater een grote hoeveelheid pesticiden in de Rijn.

Het betrof in hoofdzaak organofosforesters (voornamelijk disulfoton, thiometon en parathion) en kwikverbindingen (voornamelijk ethylkwik-acetaat).

De gifgolf bereikte Nederland op 9 november 1986.

In de piek werden te Lobith concentraties gemeten van 5 µg/l disulfoton en 2 µg/l thiometon. Normaal worden deze stoffen niet gemeten boven de detectiegrens (0,1 µg/l). Het gehalte aan parathion was maximaal 0,03 µg/l. De kwikgehalten tijdens het passeren van de gifgolf waren drie keer hoger dan normaal.

In de bovenloop van de Rijn tot voorbij Mainz waren de ecologische gevolgen desastreus. Er trad massale sterfte op onder de vissen (voornamelijk paling) en andere aquatische organismen.

In het verdere traject tot aan Lobith waren als gevolg van verdunning en dispersie de concentraties reeds zover gedaald dat in Nederland geen vissterfte meer is opgetreden. Naar aanleiding van met looptijdmodellen berekende concentraties en de acute en chronische effectniveaus voor waterorganismen werd gesteld dat in Nederland, met name bij blootstelling aan disulfoton, effecten op kreeftachtigen en insecten, doch niet op vissen te verwachten waren. Dit werd bevestigd in laboratoriumexperimenten waaruit bleek dat het water uit de gifgolf bij Lobith toxisch was voor watervlooien (*Daphnia magna*).

Uit door Rijkswaterstaat uitgevoerd biologisch veldonderzoek bleek dat sterfte is opgetreden onder bepaalde groepen insectenlarven (muggelarven en kokerjuffers). Herhaling van dit onderzoek zal moeten uitwijzen wat de effecten op langere termijn zijn voor deze populaties. Slakken, mosselen en vlokreeften lijken geen hinder te hebben ondervonden.

Uit ecotoxicologische experimenten, alsmede uit veldonderzoek mag worden afgeleid dat geen negatieve ecologische effecten zijn opgetreden in het mariene milieu.

Uit door het RIKILT uitgevoerd onderzoek naar gehalten in visvlees (paling en snoekbaars) mag worden geconcludeerd dat hierin geen toename van de gehalten aan organofosforbestrijdingsmiddelen en kwik zijn opgetreden. Via het eten van vis kan geen verhoogde blootstelling van

de mens aan de geloosde stoffen opgetreden zijn.

Op grond van de beschikbare gegevens kan blootstelling van melkvee via het drinken van verontreinigd water niet geleid hebben tot effecten op deze dieren. Zelfs indien er overdracht via de voedselketen (melk of eetbare dierlijke producten) heeft plaatsgevonden, dan is de uiteindelijke blootstelling van de mens vele malen lager geweest dan de toegestane.

De SANDOZ-calamiteit heeft voor twee waterleidingbedrijven geleid tot het staken van de inname van Rijnwater. Deze bedrijven moesten overschakelen op andere bronnen of hun voorraden aanspreken.

Voor de beroepsvisserij heeft de SANDOZ-affaire geleid tot een toegenomen negatieve waardering voor zoetwatervis als consumptie-artikel waardoor de marktprijzen sterk onder druk kwamen te staan.

Tevens moet de bedrijfstak rekening houden met verminderde schieraalvangsten in de Rijn gedurende de komende jaren. Voor de sportvisserij betekende de SANDOZ-affaire een duidelijke aanslag op het visplezier. Voor wat betreft de uitwerking van de SANDOZ-calamiteit op de aquatische ecosystemen in Nederland, alsmede de gevolgen voor andere functies (bijvoorbeeld de drinkwaterbereiding en de visserij), mag worden gesteld dat deze van te voren goed waren ingeschat.

De verspreiding van de gifgolf over de Nederlandse Rijntakken, het Benedenrivierengebied, het IJsselmeer en het kustwater is door Rijkswaterstaat vastgelegd in een intensieve meetcampagne waarin op grote schaal van meetschepen gebruik is gemaakt. De verspreiding kon relatief eenvoudig worden gevolgd omdat tegelijkertijd met de pesticiden een hoeveelheid rhodamine-kleurstoffen (sulforhodamine B en rhodamine B) in het water was geraakt. Deze rhodamine-kleurstoffen zijn uitstekend direct met fluorescentiemeting te bepalen en waren daarom goede tracers voor de gifgolf.

De looptijden van de gifgolf, alsmede de concentratieniveaus zijn vooraf geschat met behulp van de beschikbare calamiteiten- en waterbewegingsmodellen voor de verschillende wateren.

Het uitgebreide gegevensbestand dat opgebouwd is bij deze calamiteit maakte het goed mogelijk de werking van de verschillende modellen te verifiëren.

In het algemeen kan worden opgemerkt dat de modellen hebben bewezen nuttige beheersinstrumenten te zijn bij deze calamiteit. De looptijden op de Rijn vanaf Mannheim en op de Nederlandse Rijntakken konden redelijk goed worden voorspeld evenals bijvoorbeeld de stromingspatronen

op het IJsselmeer. Daarnaast zijn een aantal tekortkomingen en wensen voor aanvulling en aanpassing aan het licht getreden. Zo bleek bijvoorbeeld de looptijd over het traject Bazel-Straatsburg veel te kort te zijn geschat.

Het afvlakken van de concentraties (dispersie) verliep soms sneller en soms juist minder snel dan geschat en het effect van zout/zoet ge-laagdheid kan eveneens beter worden verdisconteerd in het model voor het Benedenrivierengebied. Hieraan zal de komende tijd zowel in inter-nationaal verband als nationaal door Rijkswaterstaat aandacht moeten worden geschonken.

Voor een deel zal het aanpassen en calibreren van de modellen mogelijk zijn op basis van de nu verzamelde meetcijfers. Het is evenwel gewenst dat aanvullend in het Rijnstroomgebied tracer-experimenten worden uit-gevoerd bij andere afvoeromstandigheden.

Ook op andere terreinen heeft de SANDOZ-calamiteit lacunes aan het licht gebracht welke dringend om aanvullend onderzoek vragen.

Voor het goed kunnen vaststellen van ecologische gevolgen van calami-teiten is het noodzakelijk om in internationaal verband een monito-ring- en beoordelingssysteem voor het ecologisch functioneren van de Rijn te ontwikkelen. Uiteraard dient hierbij aangesloten te worden op de lange termijn doelstelling voor het ecologisch functioneren van de Rijn (onder andere zalm terug in de Rijn), zoals geformuleerd op de ministersconferentie op 19 december 1986 te Rotterdam.

Snelle signalering van calamiteiten is noodzakelijk om bijtijds be-heersmaatregelen te kunnen nemen, onderzoek te starten en belangheb-benden te kunnen waarschuwen. Hiertoe moet het bestaande "Warn und Alarm" systeem voor de Rijn gestroomlijnd worden. Nagegaan moet worden wat hierbij de toepassingsmogelijkheden van moderne communicatiemidde-len (TELETEX in plaats van TELEX) en automatisering zijn.

Daarnaast is permanente chemische en biologische bewaking van de kwa-liteit van het Rijnwater op een aantal cruciale internationale meet-punten noodzakelijk. Zo zal bijvoorbeeld het bestaande SIVEGOM systeem (voor de signalering van organische microverontreinigingen) geschikt gemaakt dienen te worden voor een groter scala aan verbindingen en ge-automatiseerd moeten worden. Tevens zullen bewakingssystemen op basis van continue biologische toxiciteitstesten moeten worden ontwikkeld en beproefd.

De schattingen zoals weergegeven in tabel 1 zijn vrij ruw. Zo is het bijvoorbeeld erg onzeker hoeveel bluswater in de Rijn is terecht gekomen. In tabel 1 zijn daarom twee kolommen opgenomen (uitgaande van 10.000 respectievelijk 15.000 m³ bluswater).

Behalve op grond van de analyses van het bluswater hebben de Zwitserse autoriteiten schattingen gemaakt van de in het water geraakte hoeveelheden chemicaliën op grond van de meetresultaten op het meetpunt Village-Neuf (ca. 14 km stroomafwaarts van de plaats van de brand).

Tabel 2: Schattingen belasting Rijn op basis van de resultaten van het waterkwaliteitsonderzoek te Village-Neuf (bron eveneens lit.1).

Stof	Gesommeerde vracht in de week van		
	27-10 tot 3-11 (kg/week)	3-11 tot 10-11 (kg/week)	10-11 tot 17-11 (kg/week)
Disulfoton	3297	94	41
Thiomethon	1319	33	13
Atrazin*	165	213	183
Etrimfos	282	-	6
Propetamfos	141	-	18
Metoxuron	188	-	-
Fenitrothion	2,4	-	-
Parathion	52	-	-
Oxadixyl	1884	-	-
4,6 Dinitro-o-	1743	-	-
Cresol			
totaal-kwik	155	20	16

*) afkomstig van CIBA-GEIGY (zie paragraaf 3.6)

Deze schattingen zijn qua orde van grootte goed vergelijkbaar met de schattingen op grond van het bluswateronderzoek.

De ecologische gevolgen van deze calamiteuze verontreiniging in de omgeving van het lozingspunt in Zwitserland en in de eerste honderden kilometers van de Boven-Rijn benedenstrooms van Basel waren katastrofaal.

Direct benedenstrooms van de onheilsplek trad acute vissterfte op bij alle aldaar voorkomende vissoorten.

Wat verder stroomafwaarts, ongeveer tot km 560 (Lorelei), trad voornamelijk onder aal sterfte op.

In de eerste 50 kilometer (tot Breisach) waren eveneens de lagere organismen vrijwel volledig uitgeroeid.

Tot ongeveer Mainz (na 330 km) was het voorkomen van slakken, zoetwatermosselen, wormen en kreeftachtigen sterk gereduceerd (lit.2).

In de eerste uren na de melding van de brand heeft het Gewässerschutzamt Basel-Stadt telefonisch een regionale alarmering voor waterverontreiniging uit doen gaan.

Door een misverstand is niet terstond het internationale IRC "Warn und Alarmplan" voor de Rijn in werking gezet.

De eerste officiële internationale melding per telex aan de benedenstroomse instanties is hierdoor niet uitgegaan van de hoofdwaarschuwingspost in het gebied waar de calamiteit heeft plaatsgevonden (Bazel, R1) maar van Mannheim (R3).

Pas op 2 november om 19.36 uur arriveerde het eerste telexbericht over de ramp vanuit de hoofdwaarschuwingspost Bazel bij de Nederlandse hoofdwaarschuwingspost, de Directie Gelderland van Rijkswaterstaat te Arnhem.

Afgezien van een wat gebrekkige start (die overigens voor Nederland geen nadelige consequenties heeft gehad), mag evenwel worden geconcludeerd dat de internationale gegevenstroom via het IRC "Warn und Alarmsysteem" verder goed is verlopen.

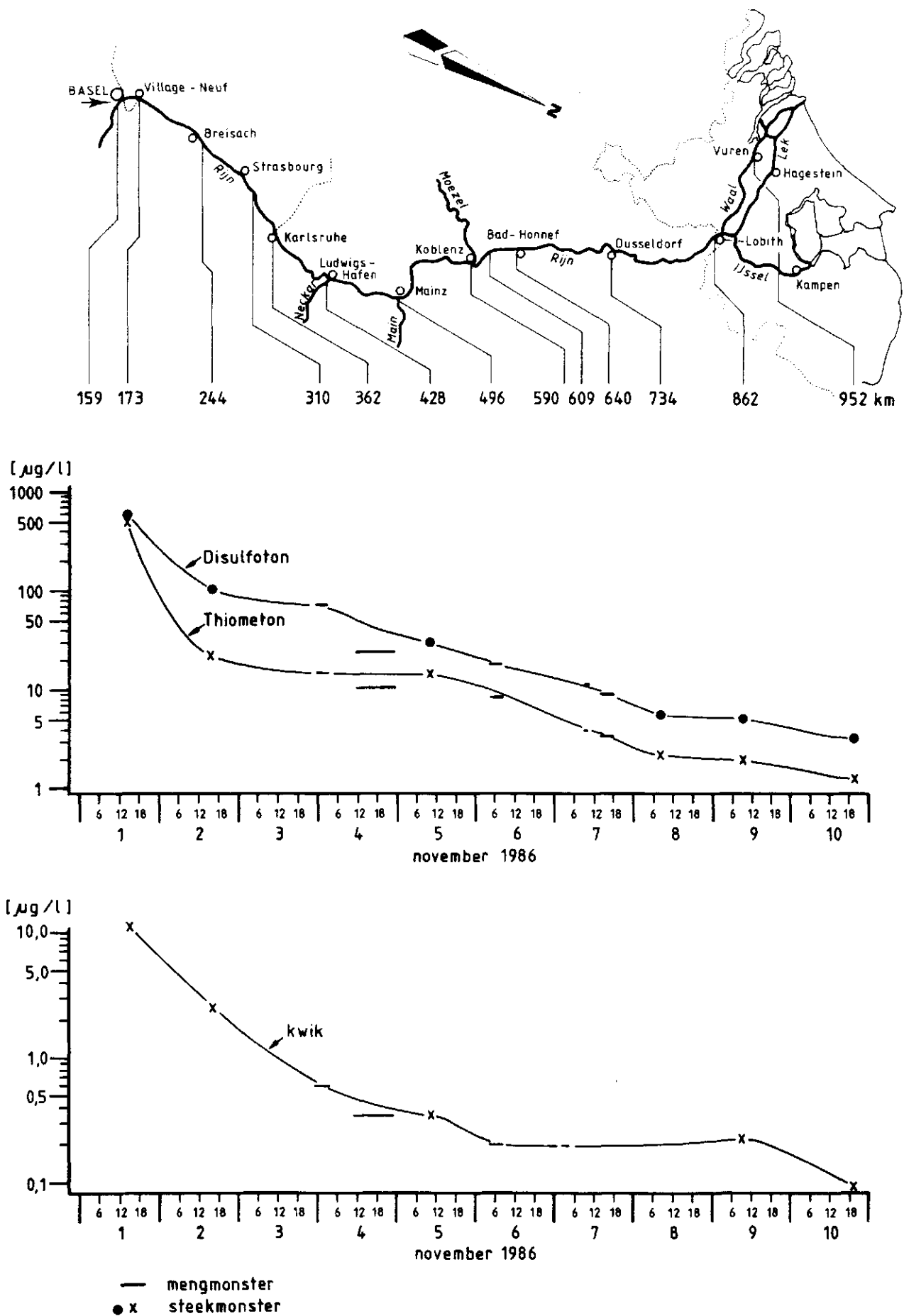
Met behulp van het Rijn-calamiteitenmodel is geschat hoe snel de verontreinigingsgolf zich langs de Rijn zou verplaatsen en wanneer de golf Lobith zou bereiken.

Aanvankelijk werden hierbij te korte looptijden geschat omdat in eerste instantie gerekend is met een (voorspelde) te hoge rivierafvoer én omdat in het looptijdenmodel onvoldoende rekening wordt gehouden met het effect van stuwen in de Boven-Rijn.

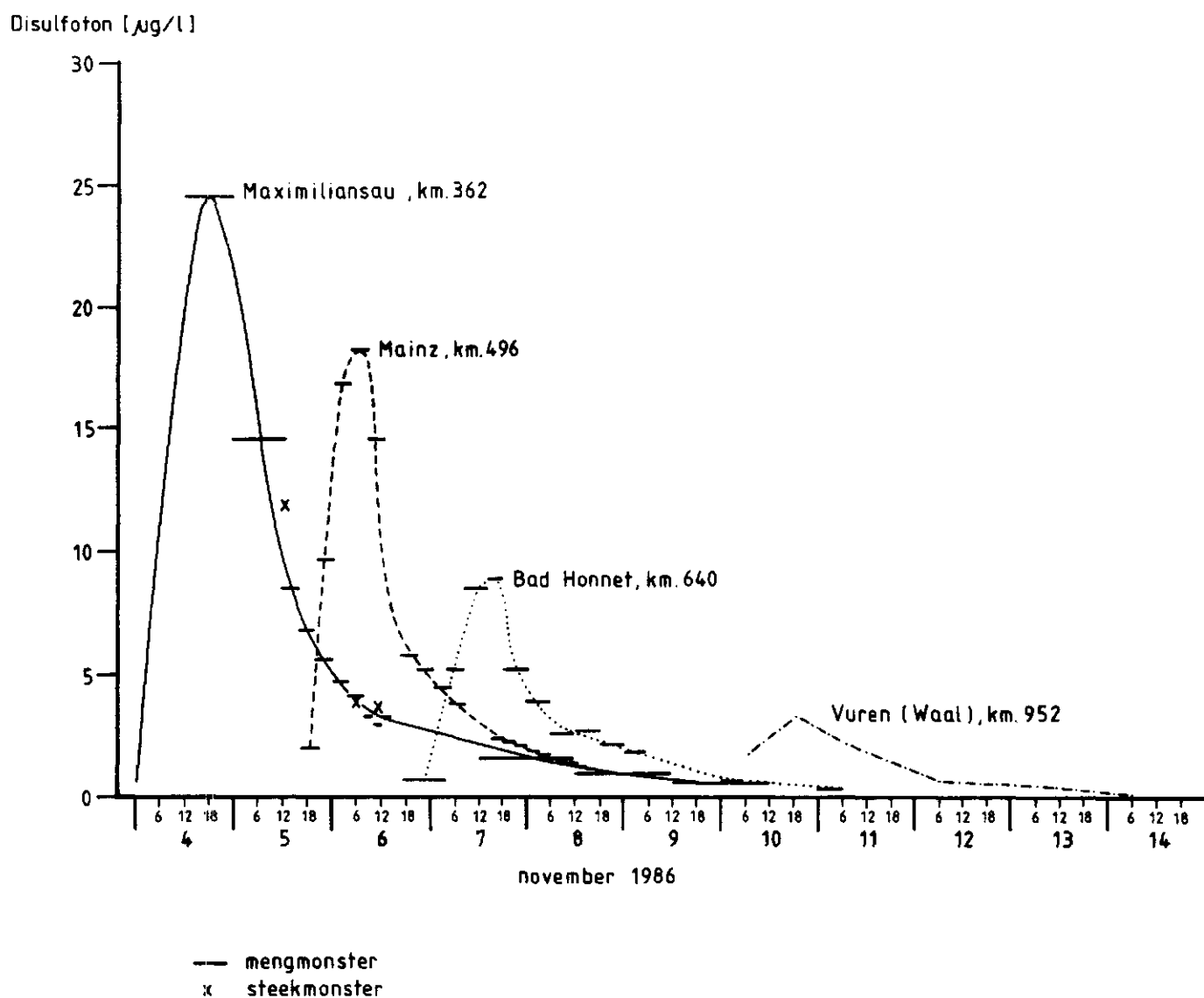
Op grond van tussentijdse meetgegevens in Duitsland werden de looptijdberekeningen periodiek herhaald en kon de aankomst van de gifgolf te Lobith redelijk nauwkeurig voorspeld worden.

Gedurende de weg door Duitsland daalden voornamelijk als gevolg van verdunning met water uit de zijrivieren en tevens als gevolg van dis-

Figuur 1: Verloop maximale concentraties disulfoton, thiometon en kwik op 11 meetlocaties langs de Rijn.



Figuur 2: Verloop disulfonconcentraties op 4 meetpunten



persie de concentraties in de verontreinigingsgolf, terwijl de golf tevens uitgerekt werd.

Dit wordt geïllustreerd in de figuren 1 en 2 (bron lit.2). In figuur 1 worden de op 11 meetlocaties langs de Rijn maximaal opgetreden concentraties voor disulfoton, thiomethon en kwik weergegeven. Figuur 2 geeft het verloop in de tijd weer van de disulfonconcentraties op een viertal meetlocaties.

Bij deze calamiteit zijn duidelijk enkele tekortkomingen van het Rijn calamiteitenmodel aan het licht gekomen. De grootste afwijking tussen geschatte en actuele looptijden traden op in de Boven-Rijn. In internationaal verband wordt momenteel gewerkt aan een op korte termijn te voltooien verbetering van het huidige Rijn-calamiteitenmodel. Dit gebeurt in een samenwerkingsverband tussen de Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn tegen Verontreiniging (IRC) en de Commission internationale de l'Hydrologie du bassin du Rhin (CHR).

Tevens wordt naar aanleiding van deze calamiteit in IRC-kader gewerkt aan een nadere stroomlijning van het "Warn und Alarm" systeem. Nagegaan wordt wat hierbij de mogelijkheden zijn van moderne communicatiemiddelen (TELETEX) en automatisering.

Lit.1. Erster Bericht über die Auswiskungen des Brandfalles der SANDOZ AG vom 1. November 1986 auf den Rhein (Stand 3. Dezember 1986); Schweizerische Delegation in der Internationale Kommission zum Schutze des Rheins gegen Verunreinigung.

Lit.2. Verunreinigung des Rheins nach dem Brandunfall bei SANDOZ AG, -Sachstand-; Internationale Kommission zum Schutze des Rheins gegen Verunreinigung; Koblenz, 19. Dezember 1986.

3. VERSPREIDING VERONTREINIGINGSGOLF IN HET NEDERLANDSE DEEL VAN HET RIJNSTROOMGEBIED

3.1 Rijntakken

De gifgolf bereikte Lobith in de nacht van 8 op 9 november. Een gelukkige bijkomstigheid bij deze calamiteit was dat tegelijkertijd met de insecticiden een aanzienlijke hoeveelheid van de fluorescerende kleurstoffen sulforhodamine B en rhodamine B in het water terecht waren gekomen.

Daar deze kleurstoffen vrij eenvoudig met behulp van een fluorescentiemeter te bepalen zijn, kon de passage van de gifgolf op de meetstations direct worden gevolgd.

Tevens werden op de meetstations zeer frequent monsters genomen uit de gifgolf voor nadere analyse op cholinesteraseremming en de gehalten aan disulfon, thiomethon en totaal-kwik.

De meetresultaten voor de meetstations Lobith, Vuren, Hagestein en Kampen zijn samengevat in figuur 3. Over de meetresultaten door Rijkswaterstaat (D.B.W./RIZA) is afzonderlijk gerapporteerd (lit.1).

Daarnaast zijn door de WRK metingen verricht in het Rijnwater.

De WRK heeft een breder spectrum aan stoffen gemeten. Behalve van disulfoton en thiometon werd een duidelijke concentratie-toename van de volgende stoffen gemeten:

etrimfos	(max. 0,8 µg/l)
propetamfos	(max. 0,1 µg/l)
parathion	(max. 0,03 µg/l)
atrazin	(max. 0,6 µg/l)
DNOC	(max. 1,9 µg/l)

Over de WRK meetresultaten is een rapport verschenen (lit.2).

Rijkswaterstaat heeft door middel van waterhuishoudkundige maatregelen getracht het verontreinigde water zoveel en zo snel mogelijk naar de Noordzee te leiden opdat de gevolgen voor de Nederlandse binnenwateren zo beperkt mogelijk zouden blijven.

Teneinde de waterafvoer via de IJssel naar het IJsselmeer te beperken, is de stuw bij Driel (Neder-Rijn) open gehouden. Ter bescherming van de Zeeuwse Wateren en het Hollandsch Diep/Haringvliet werden de Volke-

3.2 Noordelijk Deltabekken

Om de verontreinigingen ten gevolge van de Sandoz-brand zo snel mogelijk, via de Nieuwe Waterweg, af te voeren naar zee zijn de Haringvlietsluizen gesloten tijdens de passage in het Noordelijk Deltabekken. Een andere beheersmaatregel is het sluiten van de stormstuw Hollandsche IJssel geweest.

De effecten die deze maatregelen sorteerden, zijn voorspeld met verspreidingsmodellen en op de voet gevolgd door metingen in het Noordelijk Deltabekken. Modelberekeningen zijn uitgevoerd door het Waterloopkundig Laboratorium (lit.3) en Rijkswaterstaat (lit.4). Voor de metingen zijn 4 schepen ingezet die fluorescentie (rhodamine) registreerden en watermonsters namen. De fluorescentiemetingen hebben helaas niet in alle gevallen het gewenste resultaat opgeleverd. Storingen en onervarenheid met de meetapparatuur zijn er de oorzaak van geweest dat een deel van de fluorescentiemetingen niet bruikbaar bleek voor interpretatie.

Hierdoor is een vergelijking tussen modelresultaten en resultaten van de veldmetingen slechts ten dele mogelijk geweest.

In figuur 4 is het verloop aangegeven van het maximale gehalte sulforhodamine B in het Noordelijk Deltabekken.

Dit verloop is gesimuleerd met het 1 dimensionale waterbewegings- en verspreidingsmodel ZWENDL. Deze berekeningen zijn uitgevoerd op grond van:

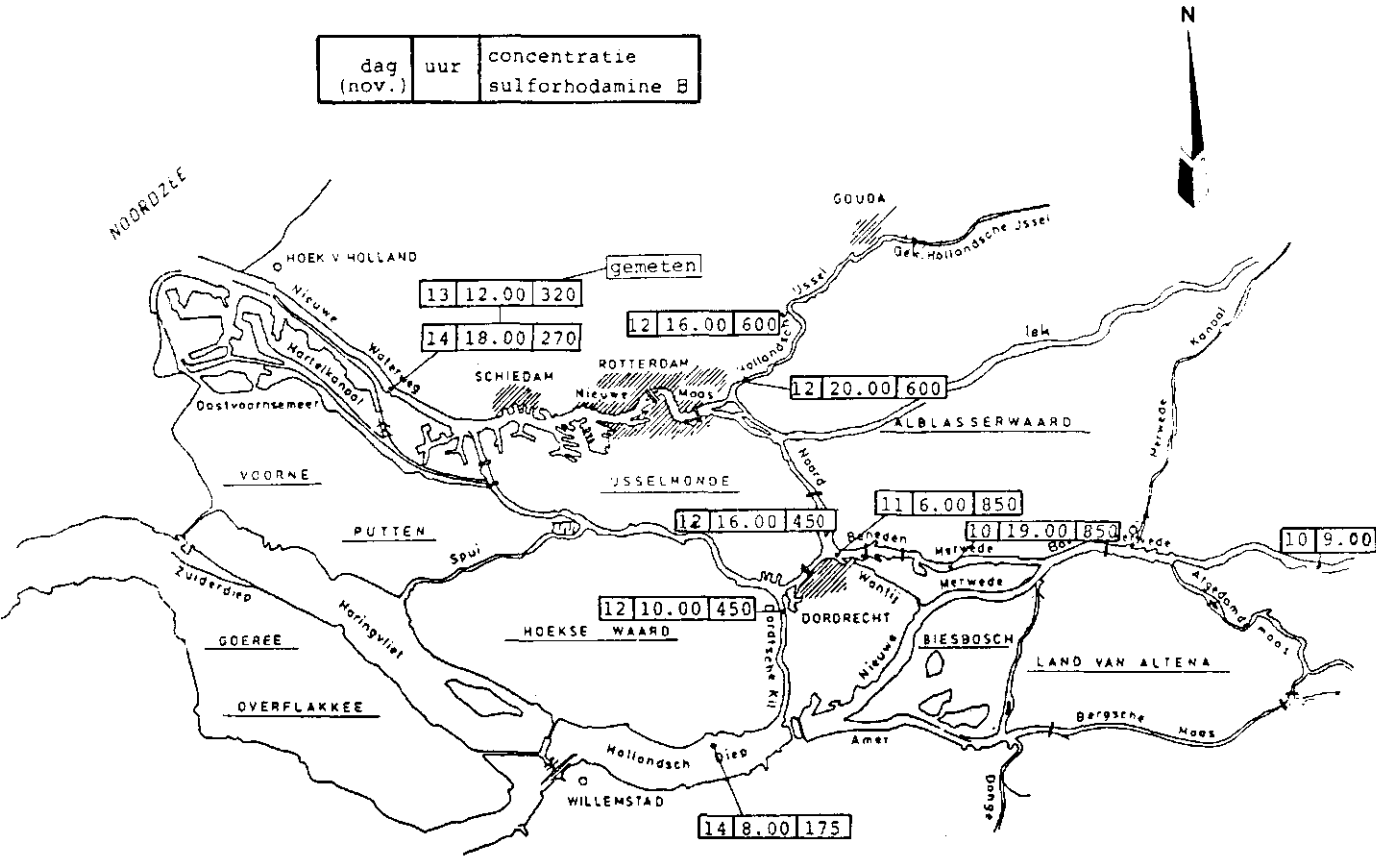
- de waargenomen concentraties sulforhodamine B te Lobith
- de waargenomen afvoeren bij Lobith

Vergelijking tussen de voorspellingsberekeningen en de metingen in het veld leverde het volgende op:

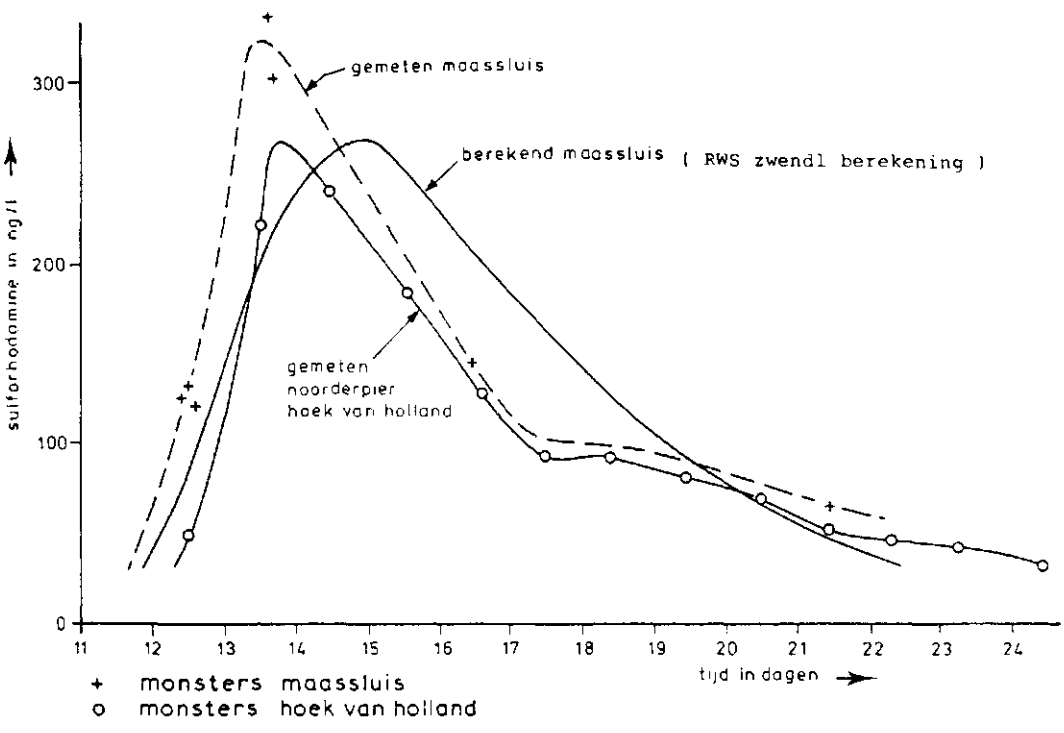
1. Het maximum van de gifgolf passeerde Vuren en Hagestein later dan op grond van de berekening was voorspeld; de aankomst van het front van de verontreiniging werd correct voorspeld.
2. De spreiding (afvlakken van de gifgolf) was op de bovenrivier (geen getij-invloed) groter dan berekend.
3. In het zoete getijgebied is de vergelijking tussen de modelberekeningen en de werkelijk opgetreden situatie lastig door gebrek aan meetgegevens. De indruk bestaat evenwel dat het model daar een redelijke weergave levert van de werkelijkheid.
4. In het zoute getijdegebied is de looptijd veel kleiner dan de berekening aangeeft. Als belangrijkste oorzaak wordt de zoet/zout-ge-laagdheid gezien.

De verontreinigingen stromen in de bovenste zoete laag sneller af naar zee.

Figuur 4: Verloop maximum concentratie sulforhodamine B in het Noordelijk Deltabekken.



Figuur 5: Vergelijking tussen de modelvoorspelling en de rhodaminemetingen bij Maassluis



5. De spreiding van de gifgolf is in het zoete getijgebied kleiner dan berekend.

Vier en vijf zijn toegelicht in figuur 5.

6. In het (gesloten) Haringvliet wordt in het algemeen een goede overeenkomst gevonden tussen de modelberekeningen en de meetgegevens. Wel blijken in het Haringvliet lichte verschillen op te treden tussen de linker- en de rechteroever. Voor een juiste beschrijving hiervan is een tweedimensionaal model vereist.

Resumerend kan gezegd worden dat de waterbewegings- en verspreidingsmodellen van het Noordelijk Deltabekken nuttige beheersinstrumenten zijn geweest ten tijde van de calamiteit.

Voor een volledige vergelijking tussen de voorspellingen en de in werkelijkheid opgetreden concentraties ontbraken helaas een aantal meetgegevens.

Op basis van het beschikbare meetmateriaal lijkt het echter mogelijk de modellen op belangrijke punten te verbeteren.

3.3 IJsselmeergebied

Om de verspreiding van het verontreinigde water in het IJsselmeergebied te kunnen volgen is een meetprogramma opgezet. Voor het uitvoeren van de metingen zijn 2 meetvaartuigen van de directie Zuiderzeewerken ingezet, uitgerust met fluorescentiemeters.

Van 10 tot en met 14 november zijn deze schepen 24 uur per dag in de vaart geweest. De metingen werden verricht op het Ketelmeer en het IJsselmeer. Beide vaartuigen zijn gestart met metingen, voordat het verontreinigde water het Ketelmeer had bereikt, met het doel de achtergrondfluorescentie te bepalen.

Afhankelijk van de ontwikkelingen werd het meetprogramma dagelijks aangepast. Naast deze metingen zijn op één plaats in het IJsselmeer en bij de Ketelbrug dagelijks steekmonsters genomen voor nadere analyse. In de periode van 15 november tot 21 november is er met 1 vaartuig gemeten, wel gedurende 24 uur per dag. Daarna zijn tot en met 24 november alleen overdag metingen verricht met 1 vaartuig.

Prognoses

De verwachting van het verloop van de verontreiniging over de meren werd gebaseerd op modelberekeningen voor waterbeweging en voor verspreiding van verontreinigingen, die beschikbaar waren uit andere onderzoeken.

De verwachte verspreiding is afhankelijk van windrichting en windsnelheid. In figuur 6 wordt aangegeven hoe het stromingspatroon was bij de van 8 tot en met 11 november heersende wind.

Verwacht werd dat het front van het verontreinigde water in 1 à 1 1/2 dag het Ketelmeer zou passeren en bij de heersende westenwind afhankelijk van de windsnelheid in 2,5 of 5 dagen het drinkwaterinlaatpunt Andijk zou bereiken (bij een windsnelheid van respectievelijk 15 en 8 m/s), via een route in noordelijke richting over het IJsselmeer.

In ongeveer 10 dagen zouden de spuisluizen bij Kornwerderzand worden bereikt (windsnelheid 8 m/s).

Bij een ZZW-wind zou de verontreiniging zich ook in zuidelijke richting over het IJsselmeer (richting Flevocentrale) kunnen bewegen. De spuisluizen te Kornwerderzand zouden in 4,5 à 9 dagen worden bereikt.

Resultaten metingen

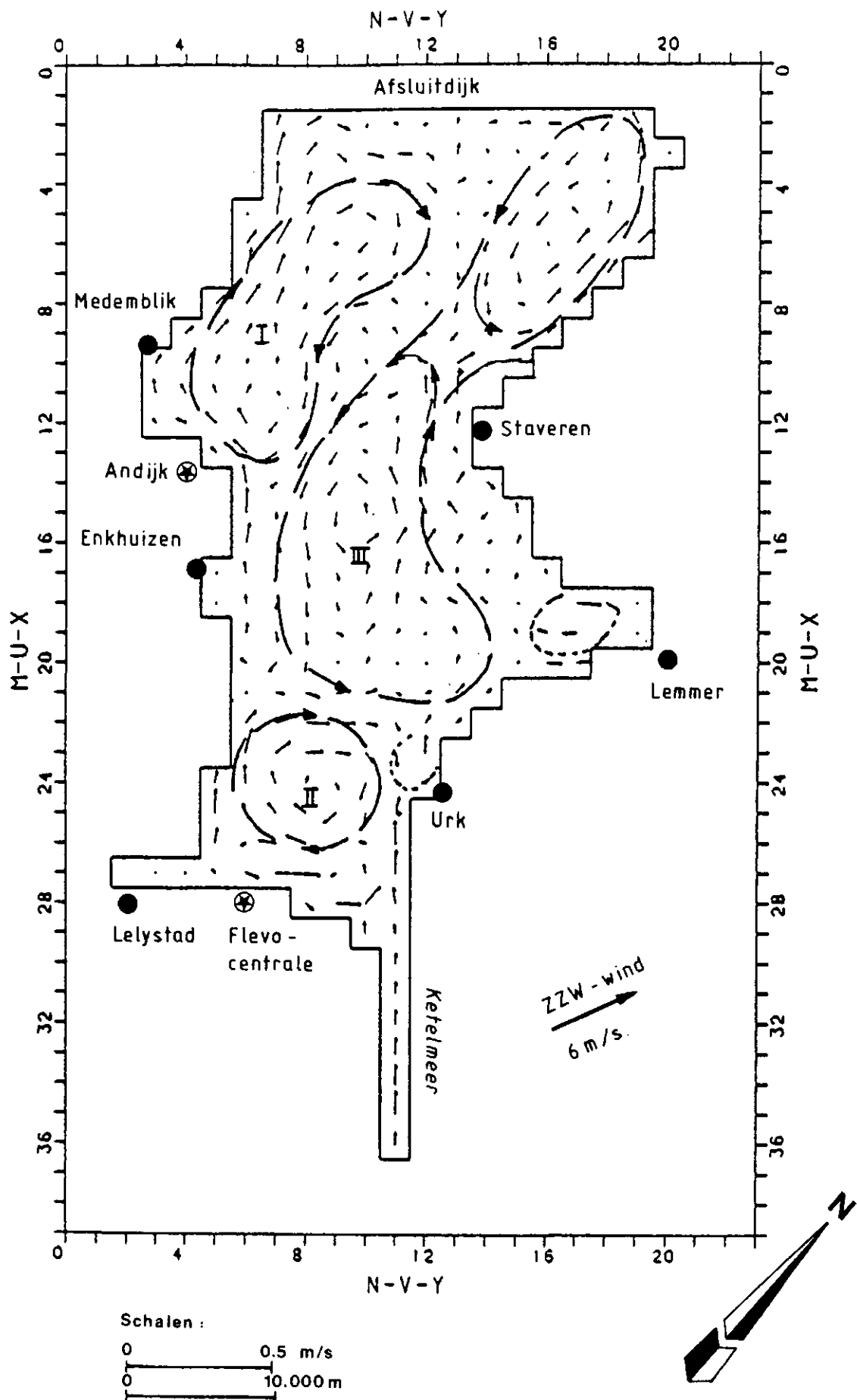
De windrichting bleef gedurende de periode 8 tot en met 11 november ZZW met een gemiddelde snelheid van 9 m/s. De wind was op 12 november veranderlijk en draaide daarna naar het zuidoosten en was gemiddeld 6 m/s.

Het verontreinigde water bereikte in de avond van 10 november het meetstation Kampen en de volgende dag werd op meetpunt Ketelbrug enige verhoging van bepaalde stoffen gemeten.

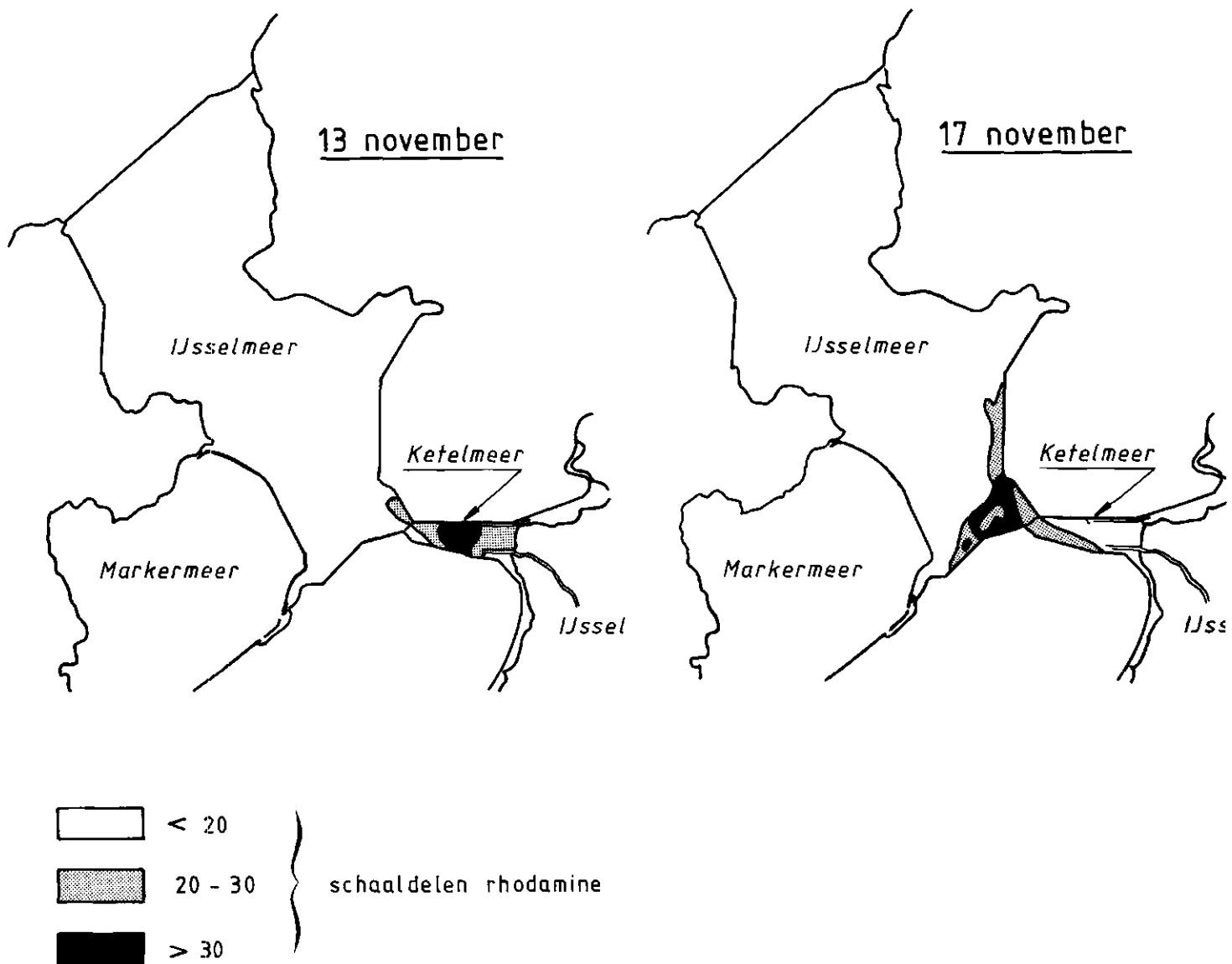
De resultaten van de metingen op 13 en 17 november zijn weergegeven in figuur 7 (bron lit.5).

Op 13 november bevond de kern van de verontreinigde golf zich in het Ketelmeer en op 17 november was de golf het Ketelmeer grotendeels gepasseerd. De metingen werden daarna hoofdzakelijk verricht op het IJsselmeer. De vlek verspreidde zich daarna geleidelijk en op 24 november bleek bij geen enkele meting een gehalte hoger dan het achtergrondsniveau meer te worden aangetroffen.

Figuur 6: Illustraties van gesimuleerde stromingspatronen op het IJsselmeer.



Figuur 7: De verspreiding van Rhodamine op het Ketelmeer en IJsselmeer gemeten op 13 en 17 november 1986.



Resumerend kan worden gesteld dat het verontreinigde water zich trager verplaatste dan aanvankelijk werd verwacht op grond van de eerste schattingen. Dit is mede het gevolg van de zich wijzigende weersomstandigheden die sterk bepalend zijn voor de stromingspatronen in de meren.

Hierdoor bleek het moeilijk een goede schatting te maken van de te verwachten concentraties van de verontreinigende stoffen.

Op grond van de ervaring met deze calamiteit wordt er nu gewerkt aan het ontwikkelen van een calamiteitenmodel voor het IJsselmeer en Ketelmeer, waarbij zowel de verplaatsing als de verspreiding en dus de concentratie van de verontreinigingen snel kunnen worden berekend.

3.4 Kustwateren

De verspreiding van het verontreinigde water in onze kustwateren is door de Dienst Getijdewateren van Rijkswaterstaat gevolgd aan de hand van een intensieve meetcampagne, zowel met behulp van meetschepen als vanaf kuststations.

Vanwege de zeer lage concentraties moest rhodamine in de kustwateren met behulp van HPLC-technieken worden bepaald. De opgetreden verdunning op het traject Lobith-Terschelling is weergegeven in figuur 8. Uit deze figuur valt af te leiden dat op dit traject een meer dan 100-voudige verdunning optreedt.

De verspreiding van het verontreinigde water langs de kust wordt geïllustreerd in figuur 9 waarin een momentopname wordt gegeven van de situatie op 20 november respectievelijk 3 december.

Uit berekeningen blijkt dat bij de meest complete verkenning op zee op 3 december ongeveer 175 kg sulforhodamine B is terug gevonden. De overeenkomst met de geschatte vracht bij Maassluis (ca. 220 kg) mag goed worden genoemd.

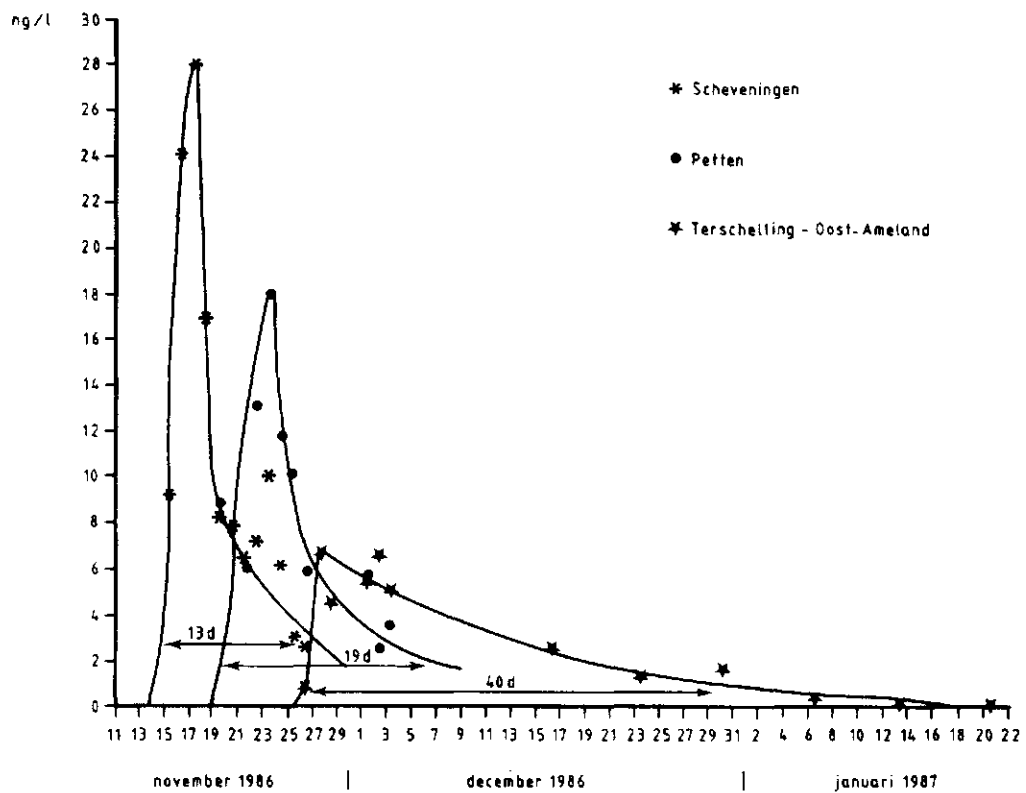
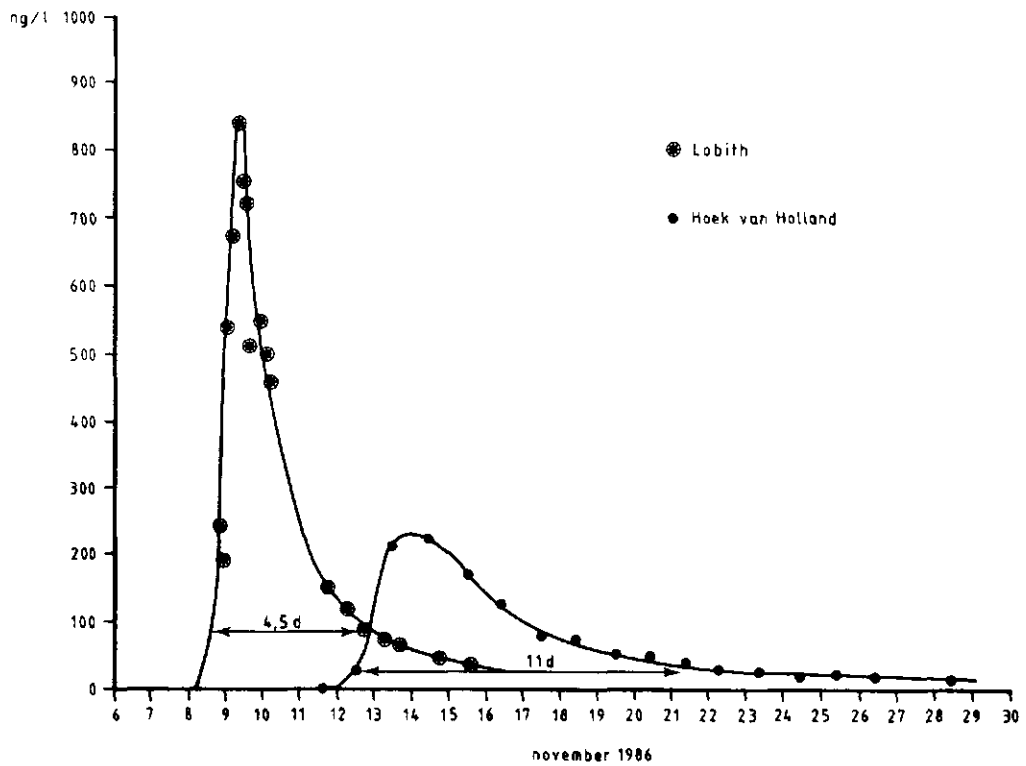
De metingen hebben interessante gegevens opgeleverd over de snelheid van verdunning in de kustwateren. Gezien de harde wind tussen 14 en 20 november en de daarmee gepaard gaande grote waterstroomsnelheden is bij toekomstige calamiteiten geen grotere verdunningssnelheid te verwachten.

De snelheid van het kleurstofmaximum in het kustwater (zwaartepunt) bedroeg gemiddeld 8 cm/s, terwijl de gemiddelde stroomsnelheid van de noordwaartse reststroom gewoonlijk ligt tussen de 3 en 5 cm/s.

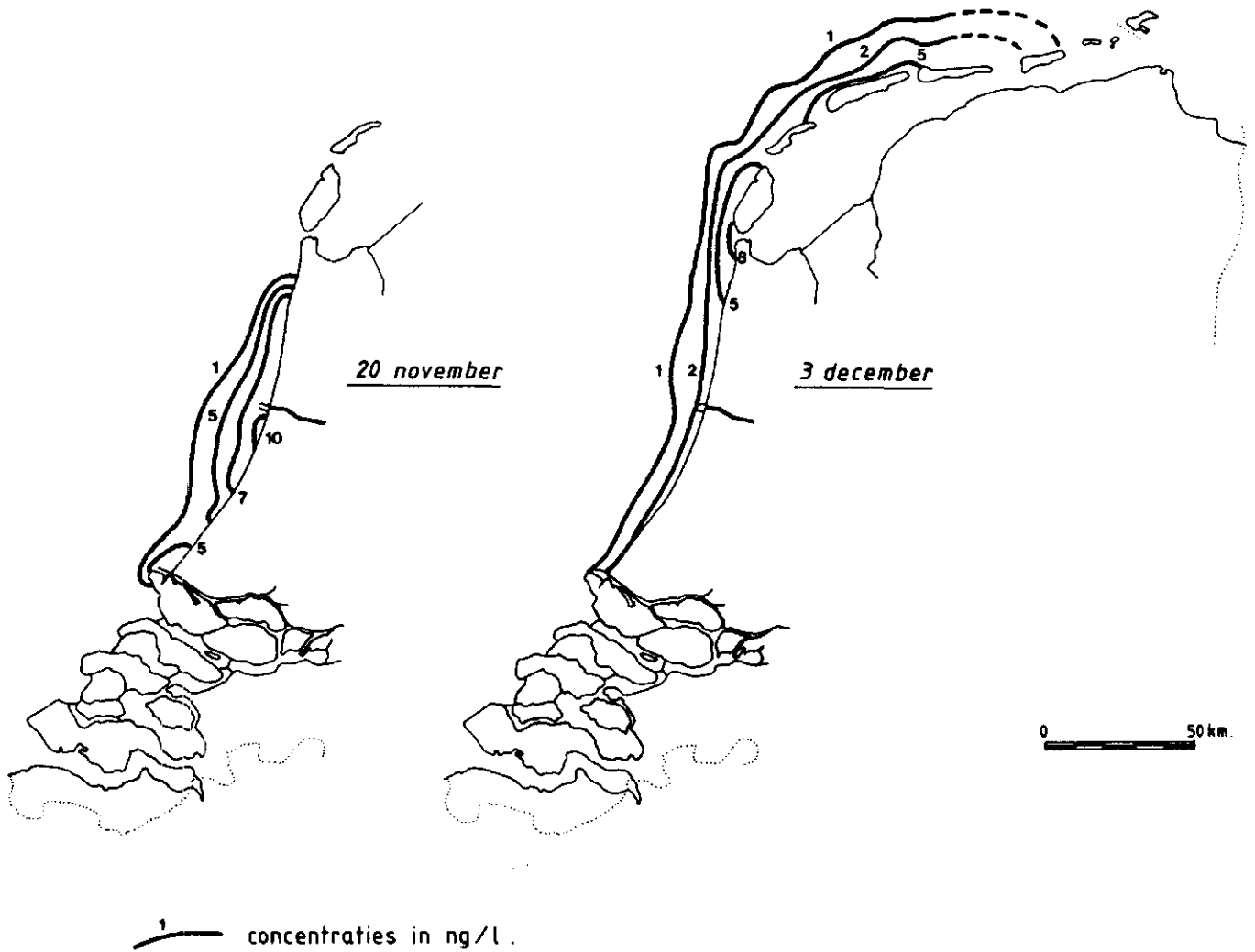
De snelheid van het front lag met gemiddeld 15 cm/s (uitschieters 20 cm/s) duidelijk hoger. Het verschil tussen de snelheid van het zwaartepunt en de snelheid van het front wordt veroorzaakt door dispersieprocessen.

De baan van de wolk wordt ook op zee praktisch volledig bepaald door de wind. Bij een krachtige wind uit noordelijke richtingen zou de wolk zelfs eerst naar het zuiden kunnen drijven voordat ze uiteindelijk met de reststroom in noordoostelijke richting wegdrijft.

Figuur 8: Passage van de Sulforhodamine B van SANDOZ langs Lobith, Hoek van Holland, Scheveningen, Petten en Terschelling-Oost-Ameland.



Figuur 9: Verspreiding Rhodamine SANDOZ in het Nederlandse kustwater op 20 november en 3 december.



De meetcampagne in de kustwateren heeft een schat aan gegevens opgeleverd voor de verdere afregeling van modellen voor het beschrijven en voorspellen van de verspreiding van verontreiniging in de kustwateren. Over de resultaten van de metingen in de kustwateren wordt door de Dienst Getijdewateren van Rijkswaterstaat afzonderlijk gerapporteerd (lit.6).

3.5 Gehalten in vis

Op verzoek van het Ministerie van Landbouw en Visserij werden door het RIKILT vismonsters (paling en snoekbaars) afkomstig uit de IJssel onderzocht. Het onderzoek werd gericht op de bepaling van disulfoton, thiometon, etrimfos, fenethrothion, ethylparathion, propetamfos en kwik.

De organofosforesters disulfoton, thiometon, etrimfos, fenitrothion, ethyl-parathion en propetamfos werden in de snoekbaars en palingmonsters niet aangetoond. Als ondergrens voor de bepalingmethode werd de waarde gehanteerd die in de Residubeschikking (lit.7) is aangegeven. Deze bedraagt 0,02 mg/kg op produkt voor disulfoton,thiomethon, fenethrothion en parathion-ethyl en 0,05 mg/kg op produkten voor etrimfos en propetamfos.

In paling werd een gemiddeld kwikgehalte van 0,33 mg/kg (vers produkt) gevonden waarbij de gehalten varieerden van 0,13-0,48 mg/kg. In snoekbaars werden kwikgehalten van 0,29-0,84 mg/kg met een gemiddelde van 0,48 mg/kg gevonden.

Deze resultaten zijn in overeenstemming met kwikgehalten gemeten in het LAC Visverontreiniging monitoringprogramma van rond de 0,4 mg/kg in snoekbaars en rond de 0,25 mg/kg in aal uit het IJsselmeer en het Hollandsch Diep.

Op het tijdstip van het passeren van de gifgolf werd dus geen significante verhoging van de Hg-besmetting gemeten. In hoeverre er in de toekomst door een chronisch effect een toename op zal treden is niet aan te geven. Via het monitoringprogramma van de LAC zal dit zeker worden gevolgd.

De coördinatie van de vraagstukken met betrekking tot milieukritische stoffen in voedselketens is sinds 1973 door de Minister van Landbouw en Visserij opgedragen aan de Landbouwadvisiecommissie milieukritische stoffen (LAC).

Door de LAC worden onder andere periodieke meetprogramma's opgesteld. Relevante LAC-gegevens worden in de CCRX ingebracht.

Samenvattend mag worden geconcludeerd dat in het uitgevoerde onderzoek geen meetbare verhogingen van de gehalten aan kwik en organofosforbestrijdingsmiddelen in vis als gevolg van de calamiteit bij Sandoz zijn aangetoond. In hoeverre op termijn nog effecten ten aanzien van kwik op zullen treden zal blijken uit de resultaten welke de komende jaren worden verkregen in het signaleringsprogramma van de LAC stuurgroep Visverontreiniging. Mede in relatie tot de kwikgehalten in vis kan het van belang zijn het verloop van de kwikniveaus in het sediment te volgen.

3.6 Atrazin

In vrijwel dezelfde periode als de SANDOZ-calamiteit werd door het Zwitserse bedrijf CIBA-GEIGY atrazin -een herbicide- geloosd. Daar deze lozing in de pers ook nogal aandacht heeft gekregen en aanvankelijk (naar later bleek ten onrechte) met de SANDOZ-calamiteit in verband werd gebracht, wordt er in dit rapport even kort op ingegaan.

CIBA-GEIGY heeft meer gelijkmatig over een langere periode atrazin geloosd. Dit blijkt ook uit tabel 2 waarin een schatting van de belasting van de Rijn wordt gegeven op basis van de metingen in Village-Neuf.

Ook in de week van 3 tot 10 november én in de week van 10 tot 17 november wordt een aanzienlijke atrazin-vracht gevonden. De vracht in de week van 3 tot 10 november (213 kg) is zelfs hoger dan de vracht in de week van de SANDOZ-calamiteit (165 kg).

Zowel door Rijkswaterstaat (DBW/RIZA) als door de WRK is onderzoek uitgevoerd naar de opgetreden concentraties in Nederland (lit.1, lit.2).

Door D.B.W./RIZA zijn maximale concentraties gemeten van 0,9 en 1,1 µg/l. Normaal zijn de concentraties lager dan 0,1 µg/l. De WRK heeft als maximum 0,5 µg/l waargenomen. De waargenomen maxima vielen niet samen met de maxima van de SANDOZ-golf. In Lobith zijn zowel vóór als na het passeren van de SANDOZ-golf verhoogde atrazin gehalten gemeten.

LITERATUUR

- Lit.1: Ministerie van Verkeer en Waterstaat; Nederlands rapport over het SANDOZ-ongeluk; Rijkswaterstaat, Dienst Binnenwateren/RIZA; nota D.B.W./RIZA 86-53 (1986).
- Lit.2: R. de Groot; Lozing van organofosforpesticiden en stikstofverbindingen als gevolg van een brand bij SANDOZ te Bazel; WRK nota 18-11-86 (1986).
- Lit.3: Waterloopkundig Laboratorium; Enkele tentatieve berekeningen betreffende de verspreiding van stoffen afkomstig van het SANDOZ-ongeval; 17 november 1986, notitie TO 262.10.
- Lit.4: E.H. van Velzen; Calamiteitenmodellen voor het Noordelijk Deltabekken en hun waarde tijdens de SANDOZ-calamiteit; Rijkswaterstaat Dienst Binnenwateren/RIZA; Nota D.B.W./RIZA 87-028.
- Lit.5: Schäfer, A.J. et al; De gevolgen van de brand bij SANDOZ in Bazel voor de waterkwaliteit in Nederland; H₂O, 25-86, p.605-609 (1986).
- Lit.6: J.M. Suijlen; Verspreiding van de met de SANDOZ-gifstoffen meegeloosde sulforhodamine B in de Nederlandse kustzone en het IJsselmeer in de periode van 8 november 1986 tot en met 23 februari 1987; Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren; nota GWAO-87.012 (1987).
- Lit.7: Bestrijdingsmiddelenwet, uitvoeringsvoorschriften C II-4 (1986); Koninklijke Vermande B.V. te Lelystad.

4. EFFECTEN IN HET NEDERLANDSE DEEL VAN HET RIJNSTROOMGEBIED

4.1 Voorspelde effecten

In de dagen voorafgaand aan het arriveren van de gifgolf in Nederland kon onder andere op basis van meetgegevens uit Duitsland steeds beter worden ingeschat welke concentratieniveaus in Nederland maximaal bereikt zouden worden. Op grond van de voorspelde niveaus (maximaal 5 á 10 µg/l disulfoton en thiometon) en de beschikbare toxiciteitsgegevens kon op voorhand worden aangegeven dat vissterfte zoals in Duitsland was voorgekomen in Nederland niet op zou treden. Wel werd voorspeld dat aantasting van de populaties aan lagere waterorganismen niet uit te sluiten was.

Om een indruk te verkrijgen van de mogelijke gevolgen voor het aquatische ecosysteem in het Nederlandse deel van het Rijnstroomgebied van de emissie van een grote hoeveelheid bestrijdingsmiddelen in de Rijn, zijn naast concentratieniveaus in de Rijn gegevens met betrekking tot de toxiciteit (effectlevels) voor waterorganismen noodzakelijk.

Om de acute en chronische effectlevels van de betreffende stoffen voor het aquatische ecosysteem te kunnen bepalen is een literatuuronderzoek verricht naar de acute en chronische toxiciteit voor zoetwaterorganismen. Bij deze recherche is in eerste instantie gebruik gemaakt van de informatie aanwezig bij het Adviescentrum Toxicologie van het RIVM. Indien nodig werd er tevens gezocht in de gegevensbestanden ECDIN, OHMTADS en AQUIRE.

De verzamelde toxiciteitsgegevens, alsmede structuurformules en fysische gegevens zoals dampdruk en oplosbaarheid zijn weergegeven in bijlage 2.

Vanuit deze bijlage zijn enige acute toxiciteitswaarden voor kreeftachtigen en vissen samengevat in onderstaande tabel 4.

Tabel 4: Acute toxiciteitsgegevens van enige relevante verbindingen voor kreeftachtigen en vissen in vergelijking met gemeten waarden.

Stof	LC ₅₀ kreeftachtigen (in µg/l)	LC ₅₀ vis (in µg/l)	hoogst gemeten waarden (Lobith) (in µg/l)	
			D.B.W./RIZA	WRK
Disulfoton	3,9	60	5,3	4,6
Thiometon	550	3200	2,0	2,0
Parathion	0,04	18		0,03
Dinitro-o-cresol	3400	360		1,9
Endosulfan	5,8	0,3		
Kwik totaal	geen gegevens		0,22	
Atrazin	5700	4300	1,1	0,6

Gesteld kan worden dat voor thiometon, disulfoton en parathion kreeftachtigen gevoeliger zijn dan vissen; bij dinitro-o-cresol en endosulfan ligt dat omgekeerd. Voor atrazin is de gevoeligheid voor beide soorten organismen vrijwel gelijk.

Bij vergelijking van de berekende effectlevels met de gemeten waarden (zie tabel 1 van bijlage 2^b) kan opgemerkt worden dat met name onder invloed van disulfoton (5,3 µg/l) acute en bij langer durende blootstelling eveneens chronische effecten verwacht kunnen worden; deze effecten zullen voornamelijk gezien worden bij lagere organismen zoals kreeftachtigen en insecten, doch niet bij vissen (LC₅₀ 60 µg/l, zie bijlage 2^b).

De vrijwel niet afbreekbare omzettingsproducten van disulfoton (zie bijlage 2^b) zijn qua chemische structuur vergelijkbaar met de stof zelf. Daarom is er ten gevolge van omzettingen waarschijnlijk nauwelijks sprake van vermindering van toxiciteit.

Met betrekking tot parathion kan gesteld worden dat de gemeten waarden alleen effecten zullen veroorzaken bij langdurende blootstelling, wederom bij de lagere organismen, zoals kreeftachtigen en insecten (zie bijlage 2^b).

De gemeten concentraties thiometon, dinitro-o-cresol, propetamfos, etrimfos, fenitrothion, Hg en atrazin zijn zodanig laag dat dit niet tot acute cq. chronische effecten op het aquatisch ecosysteem in het Nederlandse deel van het Rijnstroomgebied geleid zal hebben.

Over de mogelijke effecten van de overige vermelde verbindingen (tabel 1, bijlage 2^b) kan geen uitspraak gedaan worden, aangezien geen gegevens bekend zijn met betrekking tot concentratie-niveaus in het oppervlaktewater.

4.2 Opgetreden ecologische effecten in de Nederlandse binnenwateren

In Nederland is geen vissterfte geconstateerd. Dit laat zich eenvoudig verklaren uit tabel 4. De concentraties die sterfte bij vissen veroorzaken liggen veel hoger dan in de Nederlandse Rijntakken zijn gemeten. Wel is geconstateerd dat Rijnwater, verzameld in de periode van zondag 9 november 10.00 uur tot maandag 10 november 06.00 uur te Lobith, verlammingen en sterfte heeft teweeg gebracht in laboratoriumproeven met watervlooien (*Daphnia magna*).

Veldonderzoek in de IJssel na het passeren van de gifgolf toonde vooral onder muggelarven (*Chironomidae*) sterfte aan (lit.1). De resultaten van dit veldonderzoek zijn samengevat in onderstaande tabellen 5 en 6.

Tabel 5: Aantallen Chironomidae in monsters van de kribben in de IJssel bij kmr. 1.000 (Kampen).

	16-09-86	12-11-86	27-11-86		
	779	474	349		
			dood	levend	totaal
Totaal op 5 stenen					
Geïdentificeerd	134	166	110	49	
Dicrotendipes	82	75	64	11	75
Glyptotendipes	7	34	28	7	35
Xenochironomus	-	6	1	-	1
Cricotopus	25	51	12	30	42
Nanocladius	1	-	-	-	-
Orthocladius	18	-	-	-	-
Overige	1	-	5	1	6
niet identificeerbaar	-	-	190	-	

Tabel 6: Aantallen dode en levende muggelarven (groep Chironomini) in bodemonsters van kmr. 1.000 van de IJssel.

	15-11-86		18-11-86		27-11-86	
	dood	levend	dood	levend	dood	levend
Chironomus	1	2	-	2	-	-
Cryptochironomus	1	2	-	6	-	1
Dicrotendipes	1	-	-	-	5	-
Glyptotendipes	2	2	-	-	4	2
Endochironomus	11	3	2	-	7	-
Polypedilum	1	9	2	17	1	1
Totaal	35 (8 happen)		29 (5 happen)		21 (5 happen)	

De aantallen van 2 soorten kokerjuffers, *Ecnomus tenellus* en *Hydropsyche contubernalis*, waren bij twee waarnemingen (direct na, respectievelijk 3 weken na het passeren van de gifgolf) zeer sterk afgenomen. Er zijn echter slechts enkele dode exemplaren gevonden en onderzoek in het voorjaar van 1987 zal moeten uitwijzen of de populaties van deze soorten zijn aangetast.

Onder mollusken (slakken en tweekleppigen zoals de driehoeksmossel *Dreissena polymorpha*) in de IJssel is geen sterfte ten gevolge van de giflozingen geconstateerd.

In het onderzoek van Chironomiden-populaties in zandbodems van de Waal is een groot verschil in dichtheden tussen de bemonstering in oktober 1986 en december 1986 geconstateerd, wat eveneens kan wijzen op een sterfte als gevolg van de giflozingen.

Waar in het Ketelmeer Chironomus-larven in het sediment worden gevonden, is geen opvallende dichtheidsverandering geconstateerd.

Geconcludeerd kan worden dat onder bepaalde groepen insectenlarven een sterfte is opgetreden als gevolg van de gifgolf.

Verder onderzoek in het voorjaar van 1987 zal moeten uitwijzen of deze additionele sterfte naast de normale aantalsreductie in herfst en winter gevolgen heeft voor de omvang van de populaties die tot reproductie komen.

Dit onderzoek zal bestaan uit herhaling van de bemonsteringen die al in 1986 in de IJssel bij Kampen hebben plaats gevonden.

4.3 Ecologische effecten in de Nederlandse kustwateren

Naar schatting was op 17 november meer dan 80% van het verontreinigde Rijnwater in zee uitgestroomd.

Ter bestudering van mogelijke ecologische gevolgen zijn de volgende onderzoeken uitgevoerd.

1. In opdracht van RWS werden door TNO model-ecosysteem experimenten uitgevoerd. Aan model-ecosystemen gevuld met zeewater is schoon en vervuild rivierwater toegevoegd. Hierin is een gemengde zoöplankton-populatie uitgezet. Na twee dagen werden hierin geen effecten waargenomen. Ook bij latere observaties (tot en met 24 november) zijn geen waarneembare effecten geconstateerd. Na 24 november zijn de model-ecosysteem experimenten stop gezet.
2. Daarnaast is onderzoek gedaan naar de effecten op de levensgemeenschappen op zogenaamde harde substraten zoals havenpielen en strekdammen tussen de hoog- en laagwaterlijn. Onderzocht werden de binnen- en buitenzijde van de noorderpier van Hoek van Holland en de

Zandfiltratie zou die concentratie terugbrengen tot 0,1 µg/l, een waarde gelijk aan de norm voor organochloorpesticiden.

Omdat het sediment te Lekkerkerk veel veen bevat zal in feite aanzienlijke reductie van de concentratie door adsorptie plaatsvinden, zodat zeer grote lozingen pas zouden leiden tot hoge concentraties. In Duitsland bestaan oeversedimenten vaak uit zand en grind zonder organisch materiaal. In sommige gevallen is de verblijftijd daar slechts enkele dagen, resulterend in concentraties in het opgepompte water die weinig lager zijn dan in de rivier.

Voor Nederland kan in het algemeen gesteld worden dat lage maar permanente concentraties van verontreinigingen in het rivierwater een veel grotere invloed hebben op de kwaliteit van oevergrondwater dan kortdurende lozingen.

4.5 Gevolgen voor de visserij

Hoewel in Nederland geen vissterfte is opgetreden en er zelfs geen verhoogde gehalten aan kwik en organofosfor-esters in vis zijn geconstateerd (zie 3.5), mag niet worden gesteld dat de Sandoz-affaire geen gevolgen heeft voor de visserij. Voor een beschouwing van de gevolgen moet onderscheid worden gemaakt in de beroepsvisserij en de sportvisserij.

De beroepsvisserij ondervindt de volgende gevolgen:

- Een voortdurende reeks milieucalamiteiten leidt tot een steeds toenemende negatieve waardering van vis als consumptie-artikel.
Het Sandoz-ongeval versterkt deze tendens. De vraag naar aal en snoekbaars uit de Rijntakken is hierdoor beperkt.
- De bedrijfstak heeft directe schade ondervonden omdat (op advies van het RIVO) de visvangst tijdelijk is stop gezet. In enkele gevallen heeft dit geleid tot het opzeggen van contracten door afnemers.
- Door de negatieve publiciteit zijn de marktprijzen voor vis sterk onder druk komen te staan.
- In de bovenloop van de Rijn is over een afstand van ca. 200 km de aalstand geheel of grotendeels verdwenen. Dit betekent dat gedurende 6-8 jaar de schieraalvangsten in de Nederlandse Rijntakken, voor zover deze schieraal uit het bovenstroomse deel afkomstig is, zullen wegvallen. De herbevolking van het bovenstroomse traject vindt van nature plaats door optrek van jonge aal vanaf de lager gelegen

- rivierdelen. Het zal vermoedelijk twee jaar duren voor de eerste herbevolking heeft plaatsgevonden. Daarna heeft de aal een periode van tenminste 5 jaar nodig voor zij schier wordt en naar zee trekt.
- De effecten van de gifgolf op de populaties aan lagere waterorganismen (zie 4.2) hebben mogelijk tot gevolg dat er in de komende jaren een verminderd voedselaanbod is voor vissen waardoor verminderde groei optreedt bij commercieel belangrijke vissoorten.

Met betrekking tot de sportvisserij wordt erop gewezen dat een grote groep sportvissers (meer dan 100.000) gebruik maakt van de Rijntakken om in te vissen.

Het Sandoz-ongeval heeft deze grote groep de lust te vissen in de Rijn en Waal ontnomen en geleid tot verminderd visplezier. Dit kan voor de visrechthebbende federaties en verenigingen tot ledenverlies en inkomstenderving leiden.

De vermijding van de Nederlandse Rijntakken zal leiden tot een grotere hengeldruk op andere schonere Nederlandse oppervlaktewateren wat extra beheerskosten met zich mee kan brengen.

Door de gestage verbetering van de waterkwaliteit is de consumptie van zoetwatervis (snoekbaars, baars) sterk gestegen. Te verwachten valt dat de individuele sportvisser nu zal afzien van de consumptie en ongerust zal blijven over de effecten op langere termijn op de kwaliteit van de vis.

4.6 Gevolgen voor landbouwhuisdieren/vee en overdracht via de voedselketen

In deze paragraaf worden de gevolgen van disulfoton, thiometon en kwik geëvalueerd. Deze selectie is gemaakt omdat het onderzoek in het Rijnwater zich op deze stoffen heeft geconcentreerd.

Het verontreinigde water is op advies van Rijkswaterstaat niet ingelaten in regionale wateren. Alleen het vee dat ten tijde van het passeren van de gifgolf in de uiterwaarden graasde en in direct contact kon komen met het verontreinigde water heeft een theoretisch risico gelopen als gevolg van deze milieucalamiteit. Dit risico is evenwel verwaarloosbaar indien gegevens uit dierexperimenteel onderzoek betreffende doseringen zonder effect (NOAEL = No Observed Adverse Effect Level) in de beschouwing worden betrokken.

Uitgaande van de dagelijkse hoeveelheid van 50 liter die een koe per dag drinkt, komen we tot een blootstelling van hooguit 250 microgram

disulfoton en 100 microgram thiometon per dag.

Uit bijlage 2c blijkt dat een geschatte opname van 25-30 milligram per dier per dag nog zonder effecten is.

De werkelijke blootstelling via het drinkwater is dus een factor 100 lager.

Aannemend dat de dagelijkse opname van 250 µg disulfoton direct en volledig in de melk wordt uitgescheiden (hetgeen niet door onderzoek aan vergelijkbare verbindingen wordt bevestigd), en dat de dagelijkse melkgift 20 liter is, dan zou het disulfoton-residu in de melk ca. 13 µg/l zijn. Wanneer een volwassene 2 liter van deze melk consumeert zou de blootstelling 26 µg zijn. Op grond van de ADI van disulfoton is de aanvaardbare dagelijkse opname voor de mens -bij een lichaamsgewicht van 60 kg- 120 µg. Dit is een factor 5 hoger dan de berekende theoretische blootstelling. In werkelijkheid zal de melk tijdens verwerking nog aanzienlijk verdund worden, zodat de feitelijke blootstelling vele malen lager is dan de toegestane.

Voor thiometon -met een lagere gemeten concentratie in het verontreinigde water en een hogere ADI- is deze marge nog aanmerkelijk groter dan die voor disulfoton.

De maximaal (als Hg) gemeten concentratie aan kwikhoudende stoffen in het verontreinigde water was ca. 0,2 µg/l. Bij opname van 50 liter drinkwater per dag is de blootstelling ca. 10 µg per koe. De laagste norm voor kwik in diervoeder met het oog op het gehalte in dierlijke produkten bestemd voor humane consumptie is 0,1 mg/kg voeder. Bij consumptie van 10 kg voer is dit een opname van 1 mg kwik per dag. De berekende opname via het verontreinigde drinkwater (10 µg/dag) is dus een factor 100 lager dan de aanvaardbare opname van kwik via het voer met het oog op de menselijke blootstelling via de voedselketen.

Uit het voorgaande is duidelijk dat directe effecten op landbouwhuisdieren ten gevolge van met disulfoton, thiometon en kwikverbindingen verontreinigd drinkwater niet hebben plaatsgevonden. Overdracht via melk en eetbare dierlijke produkten zouden in het ergste geval hebben geleid tot een vele malen lagere blootstelling dan een op basis van uitgevoerd toxicologisch onderzoek vastgestelde "aanvaardbare dagelijkse dosis".

LITERATUUR

- Lit.1: Van Urk, G, F.C.M. Kerkum; Nogmaals de ecologische gevolgen van "SANDOZ"; H₂O, 3-87, p.50-51 (1987).
- Lit.2: Noordsij, A., L.M. Pruijker, M.A. van der Gaag; The quality of drinking water prepared from bankfiltered water in The Netherlands; Sci.Total Environment 47, 273-292 (1985).
- Lit.3: D. van der Kooij; Drinkwater uit oevergrondwater: Hydrologie, kwaliteit en zuivering; KIWA mededeling nr.87 (1985).
- Lit.4: J.H. Canton et al.; Risk evaluation of accidental spills of toxic compounds in the Rhine basin; Report 718600003 RIVM. (1986)

5. MEETPROGRAMMA EN BEWAKING

5.1 Gevolgen van de Sandoz-calamiteit op lange termijn

In de voorgaande hoofdstukken is weergegeven welke invloed de Sandoz-calamiteit heeft gehad op de kwaliteit van het Rijnwater en op het functioneren van de (eco)systemen die van dit water afhankelijk zijn. De beschreven waarnemingen beperken zich echter tot een periode van enkele weken direct na de calamiteit.

Aangezien de gevolgen voor diverse componenten van het rivierecosysteem waarschijnlijk gedurende langere tijd (jaren) merkbaar zijn (zie hoofdstuk 4), kan een definitieve evaluatie pas gemaakt worden nadat ook de lange termijn effecten gekwantificeerd zijn en tevens het verloop van de herstelfase in beeld is gebracht.

Voor de Rijnsoeverstaten is dit aanleiding geweest om binnen de Internationale Rijncommissie (IRC) aandacht te geven aan de ontwikkeling van een internationaal monitoring- en beoordelingssysteem voor het ecologisch functioneren van de Rijn. Een dergelijk systeem dient aan te sluiten bij de ontwikkeling van gemeenschappelijke ecologische doelstellingen voor de Rijn en haar zijtakken door de Rijnsoeverstaten (zoals "zalm terug in de Rijn"). Deze activiteiten reiken dus verder dan alleen het aangeven van de lange termijn gevolgen van het Sandoz-ongeval; ook geleidelijke verbeteringen in het rivierecosysteem, bijvoorbeeld als resultaat van de steeds verdergaande emissiebeperkende maatregelen of onverwachte verslechtingen ten gevolge van ongevallen zullen hiermee kunnen worden geregistreerd.

Deze ontwikkelingen maken uiteindelijk een geïntegreerde chemische en biologische beoordeling van de Rijn met haar zijtakken mogelijk, zodat de effecten van het gevoerde beleid beter zichtbaar gemaakt kunnen worden.

5.2 Signalering en alarmering

Tijdige signalering van de nadering van bijzonder verontreinigd water als gevolg van ongewenste gebeurtenissen bovenstrooms is noodzakelijk om bijtijds de juiste waterbeheersmaatregelen te kunnen nemen en zodanig gebruikers van Rijnwater benedenstrooms te kunnen waarschuwen.

In de eerste plaats komt het natuurlijk aan op directe melding van incidenten en het onmiddellijk doorgeven van meldingen door de verantwoordelijke instanties. In IRC-verband worden hiervoor inmiddels verbeterde regelingen getroffen.

In de tweede plaats is een permanente chemische en biologische bewaking noodzakelijk van de belangrijkste toevoeren, zoals zijrivieren en grote industriële lozingen en van het langsstromende Rijnwater zelf. Verschillende landen in het Rijnstroomgebied hanteren reeds dergelijke bewakingssystemen, die overigens nogal verschillend van aard en kwaliteit zijn. In IRC-verband wordt thans overlegd over mogelijkheden om te komen tot internationale afstemming van chemische en biologische methodieken en bewakingspunten, en zo mogelijk tot een verhoogde gevoeligheid in de signaleringssystemen en een verbreding van het scala van te detecteren stoffen en soorten biologische effecten. Het gaat hierbij om systemen die snel een signaal geven bij een plotselinge verslechtering van de waterkwaliteit.

5.3 Monitoring

Vaststelling van de kwaliteit van het water dat Nederland binnenkomt via de grote rivieren en registratie van de veranderingen (trends) die daarin op lange termijn optreden zijn de voornaamste doelstellingen van de chemische monitoringsprogramma's die onder andere in de Maas bij Eijsden en de Rijn bij Lobith worden uitgevoerd. Deze locaties maken enerzijds deel uit van een reeks internationale meetpunten in de rivieren, en anderzijds van het nationale waterkwaliteitsmeetnet. Voor het meetpunt Lobith worden de meetprogramma's in goed overleg en volgens een overeengekomen werkverdeling uitgevoerd door de Rijkswaterstaat als beheerder van het riviersysteem, in samenwerking met het RIVM, en door de samenwerkende waterleidingbedrijven als gebruikers van het rivierwater.

Tientallen chemische en enkele biologische parameters worden in dit verband gemeten in watermonsters die met een frequentie van eenmaal per week worden genomen. Daarnaast worden verschillende grootheden die zich daarvoor lenen (semi-)continu gemeten en geregistreerd (onder andere zuurstofgehalte, troebelheid, chloridegehalte en zuurgraad). Op deze wijze ontstaat een overzicht van de grensoverschrijdende belasting van het riviersysteem. De gemeten parameters hebben onder meer betrek-

king op eutrofiërende stoffen (stikstof en fosforverbindingen), zware metalen zoals kwik en cadmium, vele persistente gechloreerde koolwaterstoffen zoals PCB's en organochloorbestrijdingsmiddelen, polycyclische aromaten, vluchtige chloorkoolwaterstoffen, etc. Het merendeel van de bestrijdingsmiddelen zoals die vrijkwamen bij het Sandoz-incident (nl. de organofosforesters) worden te zamen gemeten onder de groepsparameter cholinesteraseremming.

Daar het aantal mogelijke industriële chemicaliën en bijprodukten bijkans oneindig groot is, is het onmogelijk (en vanwege de beperkte hoeveelheden per stof ook niet zinvol) om "alles" te meten en gedurende langere tijd te blijven volgen. Het monitoringsprogramma beperkt zich daarom tot het toch al grote aantal stoffen dat voor het milieubeleid en het waterbeheer relevant is, waarvan bekend is dat zij in het rivierwater kunnen voorkomen. Over deze metingen wordt onder meer in CCRX-verband jaarlijks gerapporteerd.

Aanvullende monitoringsprogramma's en incidentele meetcampagnes hebben betrekking op stoffen die recent in de aandacht zijn gekomen (zoals dioxines) en richten zich bovendien op het registreren van gehalten van potentieel toxische stoffen in organismen (RIVO, RIKILT), zwevend materiaal en sediment in verband met de problematiek van de verontreiniging van waterbodems. Ook hierover wordt regelmatig gerapporteerd.

5.4 Modellen

Direct na het signaleren van een incidentele verontreiniging van het riviersysteem is er grote behoefte aan voorspellingen van de te verwachten verspreiding van de verontreiniging en de mogelijke effecten op het ecosysteem en diverse gebruiksfuncties in de rivier en de ontvangende oppervlaktewateren. Daarvoor dienen allereerst rekenmodellen operationeel te zijn waarmee binnen zeer korte tijd (uren of dagen) een redelijk betrouwbare schatting gemaakt kan worden van de snelheid waarmee de verontreiniging getransporteerd zal worden en van het te verwachten verloop van de concentraties op diverse locaties benedenstrooms. Dit vergt een combinatie van hydrologische en milieuchemische kennis, geïntegreerd in een mathematisch model.

Tijdens en na het Sandoz-incident is duidelijk geworden dat de beschikbare looptijdmodellen nog niet voldoende rekening kunnen houden

met de complexe hydrologische situatie in de bovenloop van de Rijn tussen Bazel en Straatsburg en met de situatie in het benedenrivierengebied dat onderhevig is aan getij-invloed. Aanpassing en uitbreiding is eveneens noodzakelijk voor de waterbewegings- en verspreidingsmodellen voor de grote min of meer stagnante wateren (onder andere IJsselmeer) en getijdewateren (Noordzee, Waddenzee). Aan verbetering van de hydrologische beschrijving voor de bovenloop van de Rijn zal worden gewerkt in internationaal verband (IRC/CHR); een verbeterde beschrijving voor de verspreiding in het Benedenrivierengebied en in de grote ontvangende wateren komt voor rekening van de Rijkswaterstaat. Het verloop van de concentraties van verontreinigingen is afhankelijk van stroming en verdunning door menging met schoner water, maar ook van verwijderingsprocessen als verdamping en biologische of chemische afbraak en daarnaast bezinking van een deel van de stoffen, voor zover deze gebonden zijn aan zwevend materiaal in het rivierwater. Voor een behoorlijke prognose is daarom per stof een basisset gegevens nodig die betrekking heeft op de zeer uiteenlopende milieu-eigenschappen, vooral van organische verontreinigingen. Een inschatting van mogelijke biologische effecten kan vervolgens worden gemaakt indien ook voldoende biologische gegevens van de betreffende stoffen voorhanden zijn.

Bij verschillende instituten (onder andere D.B.W./RIZA en RIVM) wordt reeds gewerkt aan de nodige procesbeschrijvingen, het opstellen van het milieuchemisch/ecotoxicologisch profiel van diverse stoffen en aan de integratie met hydrologische modellen. Extra inspanningen zijn noodzakelijk voor de ontwikkeling van operationele modellen die de benodigde gegevens kunnen leveren om direct na een incident de ernst van de situatie te kunnen inschatten en de benodigde acties te kunnen ondernemen.

5.5 Toekomstig bewakings- en onderzoeksprogramma

Om mogelijke toekomstige incidenten beter het hoofd te kunnen bieden en de lange-termijn gevolgen van rivierverontreiniging op adequate manier te kunnen evalueren, is uitbreiding van onderzoeksactiviteiten en meet- en bewakingssystemen noodzakelijk.

Dit is op de 7^e Ministeriële Conferentie over de verontreiniging van de Rijn (d.d. 19 december 1986 te Rotterdam) onderkend en vastgelegd in een aantal besluiten en verklaringen (lit.1).

Zowel in internationaal kader (IRC) als op nationaal niveau worden momenteel samenhangende plannen ontwikkeld teneinde uitvoering te geven aan de besluiten van de ministersconferentie.

Op nationaal niveau gebeurt dit door de onderzoeksinstituten van de Ministeries van V&W, VROM en L&V namelijk D.B.W./RIZA het RIVM en het RIVO.

Het gezamenlijke onderzoeksprogramma (lit.2) van deze instituten heeft betrekking op een aantal activiteiten waarvan de meeste in het voorgaande al reeds genoemd zijn.

Kort samengevat zijn de belangrijkste activiteiten:

- Uitbreiding van de chemische en biologische bewakingssystemen in de rivier.
Dit houdt in uitbreiding en automatisering van het huidige SIVEGOM-systeem (signalering van organische microverontreinigingen) alsmede de ontwikkeling, beproeving en installatie van biologische bewakingssystemen op basis van continue acute toxiciteitstesten met gevoelige organismen uit verschillende trofische niveaus.
- Uitbreiding van de bewaking van de effluënten van de belangrijkste lozers. Dit houdt onder meer in de ontwikkeling van nieuwe chemische en biologische effluentmonitoren en de invoering daarvan.
- Verbetering en nadere afregeling van de calamiteitenmodellen zowel in IRC kader voor de gehele Rijn als ook meer gedetailleerd in Nederland voor de Nederlandse Rijn-takken, het Benedenrivierengebied en het IJsselmeergebied. Voor dit doel zal de komende jaren een aantal tracer-experimenten moeten worden uitgevoerd.
- Uitbreiding van het ecologische onderzoek in de Rijn. Het programma hiervoor is gericht op de verdere ontwikkeling van een lange termijn doelstelling voor de Rijn en omvat onder andere:
 - . inventarisaties (o.a. visstand, paaiplaatsen, soorten samenstelling levensgemeenschappen, analyse historische ontwikkeling),
 - . processtudies (o.a. oeverontwikkeling, migratie, effect stuwen, voedsel-relaties)
 - . model onderzoek.
- Uitbreiding van het ecotoxicologisch onderzoek
Dit programma omvat naast de bovengenoemde bewaking behulp van biologische systemen o.a.
 - . onderzoek gehalten schadelijke stoffen in organismen en de "kolonisatie" van kunstmatige substraten.

- . experimenteel onderzoek naar de effecten van verschillende vormen van verontreiniging en naar de effecten van verontreinigd sediment.
- . risk-assessment studies waarbij scenario's worden ontwikkeld die produktie, gebruik, vervoer, lozing en verspreiding van schadelijke stoffen omvatten. Deze scenario's dienen ter ondersteuning van het beheer en te treffen maatregelen bij calamiteiten.

Deze activiteiten die voortvloeien uit de besluiten van de ministersconferentie hebben aanzienlijke personele en financiële consequenties. De huidige en reeds geprogrammeerde inspanningen van D.B.W./RIZA, het RIVM en RIVO (exclusief routinematige chemische monitoring van de Rijn), bedragen te zamen ca. 19 mensjaar per jaar en vergen daarnaast circa 1,7 miljoen gulden per jaar aan financiële middelen voor de aanschaf en vervanging van apparatuur en uitbesteding van onderzoek.

Voor D.B.W./RIZA leidt de SANDOZ-affaire en de op grond daarvan genomen ministersbesluiten tot een additionele jaarlijkse behoefte van 3,5 miljoen gulden en 12 mensjaren. Bij maximale uitbesteding van werkzaamheden zijn de behoeften 5.2 miljoen gulden en 2.5 mensjaren.

Voor het RIVM gaat het om een additionele jaarlijkse behoefte van 0,6 miljoen en 6 mensjaren.

Het RIVO begroot de jaarlijkse extra behoefte aan geld en personeel voor de komende jaren op 0,1 miljoen gulden en 5,5 mensjaren.

LITERATUUR

- Lit.1: Communiqué van de 7^e ministeriële conferentie over de verontreiniging van de Rijn op 19 december 1986 te Rotterdam.
- Lit.2: Ecological restoration of the river Rhine: research programme of the Netherlands (Draft); D.B.W./RIZA, RIVM, RIVO; april 1987.

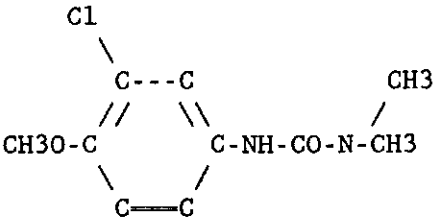
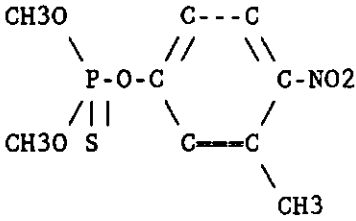
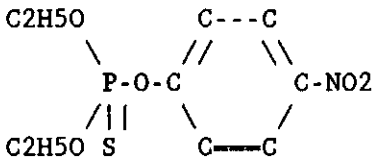
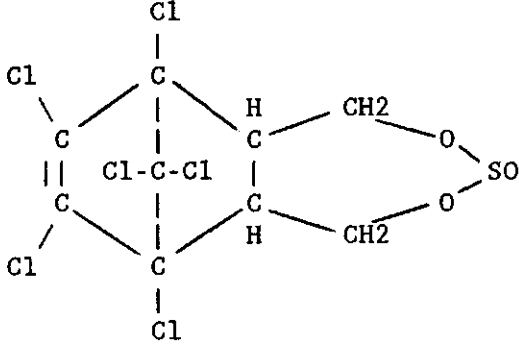
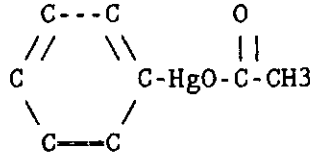
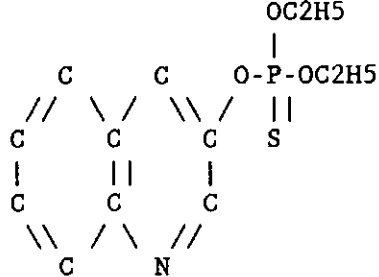
Bijlage 1.

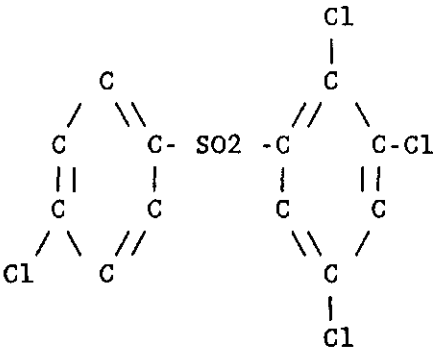
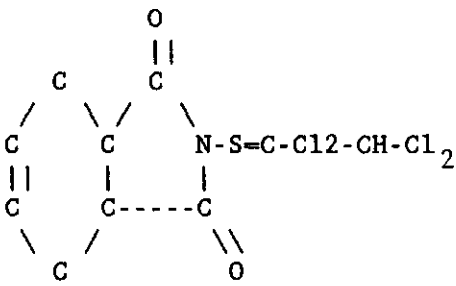
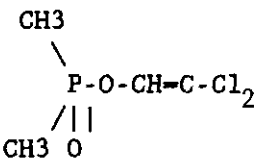
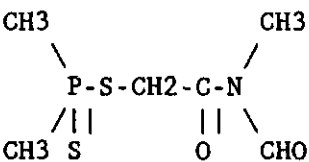
SAMENSTELLING CCRX-WERKGROEP RAPPORTAGE SANDOZ

Ir. P.H.A. Hoogweg (voorzitter)	Dienst Binnenwateren/RIZA (D.B.W./RIZA)	Lelystad
Ir. F. Dijkman (secretaris)	"	"
Dr. W.A. Bruggeman	"	"
Ir. R.H. Dekker	"	"
Drs. A. Minderhoud	Rijksinstituut voor Volks- gezondheid en Milieuhygiëne (RIVM)	Bilthoven
Dr.Ir. D. v.d. Meent	"	"
Mw.Drs. G.F. van Went-de Vries	"	"
Ir. IJ. Buurma (CCRX-secretaris)	"	"
Dr. F.A. Huf	Rijkskwaliteitsinstituut voor Land- en Tuinbouwpro- ducten (RIKILT)	Wageningen
Ing. R. de Groot	N.V. Watertransportmij Rijn-Kennemerland (WRK)	Nieuwegein
Dr.Ir. A.P. Meijers	"	"

Verder zijn bijdragen geleverd aan dit rapport door de volgende personen:

Drs. G. van Urk	Dienst Binnenwateren/RIZA (D.B.W./RIZA)	Lelystad
Ing. E.H. van Velzen	"	"
Mw.Dr. T. Reitsma	"	"
Drs. J.M. Suylen	Dienst Getijdewateren (DGW)	Den Haag
Drs. J.H. Canton	Rijksinstituut voor Volks- gezondheid en Milieuhygiëne (RIVM)	Bilthoven
Mw. J.E.M. van Koten- Vermeulen	"	"
Dr. G. Vos	Rijkskwaliteitsinstituut voor Land- en Tuinbouwpro- ducten (RIKILT)	Wageningen
Drs. F.O. Dorgelo	"	"
A.H. Roos	"	"

	structuurformule	dampdruk (mbar)	wateroplos- baarheid mg/l
metoxuron		$4.2 \times 10^{-8} / 20^{\circ}\text{C}$	678 24°C
fenitrothion		$7 \times 10^{-5} / 20^{\circ}\text{C}$	30 20°C
parathion		$5 \times 10^{-5} / 20^{\circ}\text{C}$	24 25°C
endosulfan		$1.2 \times 10^{-2} / 80^{\circ}\text{C}$	onoplosbaar
phenyl-Hg-acetaat		$1.2 \times 10^{-5} / 35^{\circ}\text{C}$	4370
ekalux/quinalphos		$3.46 \times 10^{-6} / 20^{\circ}\text{C}$	27 20°C

	structuurformule	dampdruk (mbar)	wateroplos- baarheid mg/l
tetradifon		$3.1 \times 10^{-10} / 20^\circ\text{C}$	0.05 10 °C
captafol		$< 1.3 \times 10^{-9} / 20^\circ\text{C}$	1.4 20 °C
dichloorvos		$1.6 \times 10^{-2} / 20^\circ\text{C}$	104 25 °C
formothion		$4.6 \times 10^{-6} / 20^\circ\text{C}$	<0.1% <103

2b: Overzicht van de meest relevante toxiciteitsgegevens voor
zoetwaterorganismen van de betreffende stoffen.

thiometon

Organismen	acute L(E)C- waarden in mg/l	chronische NOEC- en L(E)C-waarden	referenties
algen	96u LC ₅₀ 12,8		RIVM-gegevens Yoshida & Nishimura, 1972 Verschuieren, 1983
kreeftachtigen	72u LC ₅₀ 0,55		
vissen	96u LC ₅₀ 3,2		

effectlevel

(kreeftachtigen, vis) 3 mg/l

effectlevel

(kreeftachtigen, vis) 0,3 mg/l

disulfoton

Organismen	acute L(E)C- waarden in µg/l	chronische NOEC- en L(E)C-waarden in µg/l	referenties
kreeftachtigen	96u LC ₅₀ 3,9	30d LC ₅₀ 1,4	Mayer & Ellersieck, 1986
insecten	96u LC ₅₀ 5		Verschuieren, 1983
vissen	96u LC ₅₀ 60		Mayer & Ellersieck, 1983

effectlevel

(kreeftachtigen, insect) 5 µg/l

effectlevel

(kreeftachtigen, insect) 0,5 µg/l

metaboliet I

0,0 diethyl-dithioic acid S (2-ethylsulfonyl-ethyl) ester

geen gegevens

metaboliet II

0,0 diethyl-dithioic acid S (2-ethylsulfinyl-ethyl) ester

geen gegevens

dinitro-o-cresol

organismen	acute L(E)C-waarden in mg/l	chronische NOL(E)C-en L(E)C-waarden in mg/l	referenties
algen	96u EC ₅₀ 2		Canton & Slooff, 1979
kreeftachtigen	48u EC ₅₀ 3,4	NOEC (reproductie en sterfte) 1	Canton & Slooff, 1979; Slooff & Canton, 1983
weekdieren		NOEC (reproductie) 0,032	Slooff & Canton, 1983
vissen	96u LC ₅₀ 0,36	NOLC 0,32	Canton & Slooff, 1979; Slooff & Canton, 1983
amfibieën		NOEC(gedrag) 0,32 NOEC(ontwikkeling en groei) 0,32	Slooff & Canton, 1983

effectlevel
(alg, vis) 2 mg/l

effectlevel
(weekdier, vis) 60 µg/l

propetamfos

Organismen	acute L(E)C-waarden in mg/l	chronische NOEC-en L(E)C-waarden	referenties
vissen	96u LC ₅₀ 8,8		Agrochemicals Handbook, 1983

effectlevel
(vis) 8 mg/l

effectlevel
(vis) 0,8 mg/l

etrimfos

Organismen	acute L(E)C-waarden in µg/l	chronische NOEC-en L(E)C-waarden	referenties
kreeftachtigen	96u EC ₅₀ 2,51		RIVM-gegevens
vissen	96u LC ₅₀ 76		RIVM-gegevens

effectlevel
(kreeftachtigen, vis) 75 µg/l

effectlevel
(kreeftachtigen, vis) 7,5 µg/l

oxadixyl

Organismen	acute L(E)C-waarden in mg/l	chronische NOEC-en L(E)C-waarden	referenties
kreeftachtigen	48u LC ₅₀ 530		Agrochemicals hand-book, 1983
vissen	96u LC ₅₀ 360		Agrochemicals hand-book, 1983

effectlevel (kreeftachtigen, vis) 500 mg/l effectlevel (kreeftachtigen, vis) 50 mg/l

metoxuron

Organismen	acute L(E)C-waarden in mg/l	chronische NOEC-en L(E)C-waarden	referenties
vissen	96u LC ₅₀ 40		Verschueren, 1983

effectlevel (vis) 40 mg/l effectlevel (vis) 4 mg/l

fenitrothion

Organismen	acute L(E)C-waarden in µg/l	chronische NOEC-MATC en L(E)C-waarden in µg/l	referenties
kreeftachtigen	96u LC ₅₀ 3		Mayer & Ellersieck, 1986
insecten	48u EC ₅₀ 3		Mayer & Ellersieck, 1986
vissen	96u LC ₅₀ 780		Mayer & Ellersieck, 1986
		MATC 130-300	Kleiner et al., 1984
		NOEC (groei) 130	
		NOEC (eiproductie) 100	Yasuno et al., 1980

effectlevel (kreeftachtigen, insect) 3 µg/l effectlevel (kreeftachtigen, insect) 0,3 µg/l

parathion

Organismen	acute L(E)C-waarden in µg/l	chronische NOEC-en L(E)C-waarden in µg/l	referenties
kreeftachtigen	96u LC ₅₀ 0,04	30d LC ₅₀ 0,09 NOEC 0,2 30d LC ₅₀ 0,013	Mayer & Ellersieck, 1986
insecten	96u LC ₅₀ 0,16		Murphy, 1978
vissen	96u LC ₅₀ 18		Dortland, 1980
amfibieën	96u LC ₅₀ 1080		Verschueren, 1983
			Murphy, 1978
			Mayer & Ellersieck, 1986
			Mayer & Ellersieck, 1986

effectlevel

(kreeftachtigen, insect) 0,2 µg/l

effectlevel

(kreeftachtigen, insect) 0,02 µg/l

endosulfan

Organismen	acute L(E)C-waarden in µg/l	chronische NOEC-MATC en L(E)C-waarden in µg/l	referenties
kreeftachtigen	96u LC ₅₀ 5,8	MATC 0,20-0,40	Verschueren, 1983
insecten	96u LC ₅₀ 2,3		Murphy, 1978
vissen	96u LC ₅₀ 0,3		Verschueren, 1983
			Macek et al., 1986

effectlevel

(insect, vis) 2 µg/l

effectlevel

(insect, vis) 0,2 µg/l

phenyl-Hg-acetaat

Organismen	acute L(E)C-waarden in µg/l	chronische NOEC-en L(E)C-waarden in µg/l	referenties
kreeftachtigen		NOLC 1,12 NOEC (repro- tie) 1,90	Biesinger et al., 1982
vissen	24u TLm 30 96u LC50 8,6	NOLC 20	Akiyama, 1971 Matida et al., 1972 Kihlstrom & Hulth, 1972

effectlevel (vis) 8 µg/l (kreeftachtigen, vis) effectlevel (vis) 1 µg/l

ekalux/quinalfos

Organismen	acute L(E)C-waarden in mg/l	chronische NOEC-en L(E)C-waarden	referenties
vissen	96u LC50 0,5		Verma, 1982

effectlevel (vis) 0,5 mg/l effectlevel (vis) 0,05 mg/l

tetradifon

Organismen	acute L(E)C-waarden in µg/l	chronische NOEC-en L(E)C-waarden	referenties
kreeftachtigen	96u LC50 111		Mayer & Ellersieck, 1986
vissen	96u LC50 880		Mayer & Ellersieck 1986

effectlevel (kreeftachtigen, vis) 900 µg/l effectlevel (kreeftachtigen, vis) 90 µg/l

captafol (80% w.p.)

Organismen	acute L(E)C-waarden in µg/l	chronische NOEC-en L(E)C-waarden	referenties
kreeftachtigen	96u LC ₅₀ 800		Mayer & Ellersieck, 1986
insecten	96u LC ₅₀ 40		Mayer & Ellersieck, 1986
vissen	96u LC ₅₀ 28		Mayer & Ellersieck 1986

effectlevel (insect, vis) 40 µg/l effectlevel (insect, vis) 4 µg/l

dichloorvos

Organismen	acute L(E)C-waarden in µg/l	chronische NOEC-en L(E)C-waarden	referenties
kreeftachtigen	48u EC ₅₀ 0,07		Murphy, 1978; Verschuieren, 1983
insecten	96u LC ₅₀ 0,10		Murphy, 1978
vissen	96u LC ₅₀ 170		Mayer & Ellersieck, 1986

effectlevel (kreeftachtigen, insect) 0,10 µg/l effectlevel (kreeftachtigen, vis) 0,01 µg/l

formothion

Organismen	acute L(E)C-waarden in mg/l	chronische NOEC en L(E)C-waarden	referenties
weekdieren	144u LC ₅₀ 4,96		Singh & Agarwal, 1983
vissen	96u LC ₅₀ 13		Singh & Srivastava, 1982

effectlevel (weekdier, vis) 10 mg/l effectlevel (weekdier, vis) 1 mg/l

atrazin

Organismen	acute L(E)C-waarden in mg/l	chronische NOEC-en L(E)C-waarden	referenties
bacteriën		remming celvermeerdering > 10 mg/l	Bringmann en Kühn 1977
algen		remming celvermeerdering 0,003 mg/l	Bringmann en Kühn 1976
kreeftachtigen	48u LC ₅₀ 5,7	MATC 0,06-0,14	Macek, 1976
insecten	48u LC ₅₀ 0,72	MATC 0,11-0,23	Macek, 1976
vissen	96u LC ₅₀ 4,3		Agrochemicals handboek 1983, Macek, 1976
		MATC 0,065-0,12	Macek e.a. 1976 EPA 600/3-76-0-47

effectlevel
(insect, vis)

4 mg/l

effectlevel

(alg, kreeftachtigen, vis)

0,2 mg/l

ethoxyethyl-Hg-OH

geen gegevens

Voetnoot

In het voorgaande zijn de volgende afkortingen gebruikt:

MATC= Maximum Acceptable Toxicant Concentration

NOLC= No Observed Lethal Concentration

NOEC= No Observed Effect Concentration

LC = Lethal Concentration

EC = Effect Concentration

In tabel 1 zijn acute en chronische effectlevels voor zoetwaterorganismen samengevat op grond van de hiervoor vermelde informatie.

Tabel 1: Overzicht van acute en chronische effectlevels en gemeten concentraties in het water

stof	effectlevels (in µg/l)		hoogst gemeten waarden te Lobith (in µg/l)	
	acuut	chronisch	DBW	WRK
thiometon	3000	300	2,0	2,0
disulfoton	5	0,5	5,3	4,6
dinitro-o-cresol	2000	60		1,9
propetamfos	8000	800		0,09
etrimfos	75	7,5		0,8
oxadixyl	500000	50000		
metoxuron	40000	4000		
fenitrothion	3	0,3		0,01
parathion	0,2	0,02		0,03
endosulfan	2	0,2		
fenyl-Hg-acetaat (als Hg)	8	1	0,22	
ekalux/quinalphos	500	50		
tetradifon	900	90		
captafol (80% W.P.)	40	4		
dichloorvos	0,1	0,01		
formothion	10000	1000		
atrazin	4000	200	1,1	0,6

Interpretatie van de gegevens

Het is erg moeilijk om laboratoriumgegevens over acute sterfte of chronische (sub)letale effecten met betrekking tot één enkel, erg gevoelig, waterorganisme te extrapoleren naar het aquatisch ecosysteem in het veld. Daarom zijn de effectlevels zoals deze in tabel 1 vermeld staan gebaseerd op die concentraties die bij tenminste twee organismen van verschillende klassen (b.v. kreeftachtigen en vissen) effecten veroorzaken (zie ook Canton et al., 1986b). Deze waarden moeten echter niet als bindend worden beschouwd, zeker niet in die gevallen waarin gegevens over chronische toxiciteit ontbreken. In dergelijke gevallen zijn deze waarden berekend uit de acute toxiciteitsgegevens met gebruikmaking van een factor 10 (Slooff & Canton, 1983), waarbij dient te worden opgemerkt dat deze chronische toxiciteitswaarden zowel te hoog als te laag kunnen zijn.

In tabel 1 zijn tevens enkele hoogst gemeten waarden bij Lobith weergegeven.

Bijlage 2C:

Effecten van disulfoton, thiometon, fenykwikacetaat en ethoxyethylkwikhydroxide op landbouwhuisdieren en overdracht van deze stoffen via de voedselketen

Disulfoton

Disulfoton wordt na orale opname snel geabsorbeerd en voornamelijk via de urine uitgescheiden. Toxicologische studies bij de rat toonden aan dat disulfoton geen effect heeft op de reproductie. Teratogeniteits- en mutageniteitstesten gaven negatieve resultaten te zien (1,2).

Voor rundvee is het effect van disulfoton metabolieten onderzocht in een 42-dagen proef. Stierkalveren en vaarzen kregen oraal een mengsel van 60% disulfoton-metabolieten en 40% demeton-metabolieten toegediend in verschillende doseringen. Op grond van cholinesterase-activiteitsbepalingen bleek bij een dosering van 0,09 mg/kg lichaamsgewicht/dag reversibele remming op te treden. Een dosis van 0,045 mg/kg lichaamsgewicht per dag bleek geen effect te hebben op de cholinesterase-activiteit (1,3).

Mannelijke en vrouwelijke schapen werden eveneens oraal blootgesteld aan bovengenoemd metabolietenmengsel. Ook hier bleek bij een dosering van 0,09 mg/kg lichaamsgewicht/dag een lichte remming van de cholinesterase-activiteit waarneembaar te zijn (1,3).

LD₅₀ gegevens zijn voor de rat na orale toediening 2,6 -8,6 mg/kg lich.gew. en na dermale toediening ca. 20 mg/kg lich.gew. (4).

Op grond van acetylcholine-esterase activiteit in bloedplasma, rode bloedcellen en in de hersenen werden in dierproeven de volgende doseringen zonder effect vastgesteld:

rat, oraal : 0,05 mg/kg lich.gew. (2 jaar)
hond, oraal : 0,025 mg/kg lich.gew. (2 jaar)

Uitgaande van deze gegevens werd voor de mens een "acceptable daily intake (ADI)" afgeleid van 0,002 mg/kg lich.gew. (2).

Voor rundvee heeft ca. 50 µg/kg lichaamsgewicht per dag geen effect op de cholinesterase-activiteit. Bij een gewicht van een volwassen koe van 500 à 600 kg betekent dit dat een opname van ongeveer 25-30 mg per dier per dag nog zonder effecten is.

De beschikbare gegevens wijzen uit dat metabolieten van disulfoton een vergelijkbare toxiciteit hebben als de stof zelf.

Thiometon

Thiometon wordt bij de rat na orale opname vrijwel volledig geabsorbeerd en snel -voornamelijk via de urine- uitgescheiden.

De stof blijkt bij de rat niet teratogeen te zijn; een dosering van 6,25 mg/kg in het voer had een marginaal effect op de reproductie (5). De LD₅₀-waarden zijn voor de rat na orale toediening 120-130 mg/kg lichaamsgewicht en na dermale toediening meer dan 1000 mg/kg lichaamsgewicht (4).

Op grond van acetylcholine-esterase activiteit in bloedplasma, rode bloedcellen en in de hersenen werden in dierproeven de volgende doseringen zonder effect vastgesteld:

rat, oraal	: 0,12 mg/kg lich.gew (2 jaar)
hond, oraal	: 0,15 mg/kg lich.gew (2 jaar)

Uitgaande van deze gegevens werd voor de mens een "acceptable daily intake (ADI) afgeleid van 0,003 mg/kg lich.gew (2,5).

Thiometon lijkt op grond van de beschikbare gegevens minder toxisch dan disulfoton. Over effecten van thiometon op landbouwhuisdieren is niets bekend, doch vergelijkbare effecten als bij disulfoton-blootstelling zijn aannemelijk.

Gegevens over residuvorming en overdracht van disulfoton en thiometon ontbreken. Op grond van onderzoek aan structureel verwante verbindingen wordt geconcludeerd dat enkele dagen na blootstelling geen residu meer aantoonbaar is in dieren.

Blootstelling van melkvee aan 30 mg per kg voer gedurende 1 week geeft aanleiding tot residuen in melkvet van 0,04 mg/kg (10).

Fenylkwikacetaat

De toxiciteit van fenylkwikacetaat is vergelijkbaar met die van anorganisch kwik, omdat fenylkwikacetaat in het organisme snel wordt omgezet in anorganisch kwik (7). de LD₅₀-waarde voor zoogdieren is ongeveer 20 mg/kg lich.gew.

Voor de mens is de aanvaardbare wekelijkse kwikopname door de FAO/WHO gesteld op 300 µg, waarvan niet meer dan 200 µg methylkwik (7).

Van Keulen en van den Berg (6) beschreven het optreden van fenykwikacetaat intoxicaties bij mestkalveren. De dieren werden gevoederd met kunstmelk, waarin per abuis ontsloten zetmeel (2,5%) -dat 500 mg/kg fenykwikacetaat bevatte- was verwerkt. De juiste blootstelling kon niet worden vastgesteld omdat naast besmette- vermoedelijk tevens onbesmette charges kunstmelk waren vervoederd. De geconstateerde ziekteverschijnselen vertoonden verschillende beelden; het eindstadium ging meestal gepaard met nierinsufficiëntie, waardoor uraemie ontstond. Veelal werden bewegings- en evenwichtsstoornissen waargenomen. Er trad een accumulatie van kwik in nieren en lever op. In de nieren werd gedurende de vervoeding van besmet voer een gemiddeld kwikgehalte van ca. 25 mg/kg gevonden, met als hoogste concentratie 65 mg/kg. In levers bedroeg het gemiddelde kwikgehalte ca. 4 mg/kg, met als hoogste gehalte 8,3 mg/kg. In vlees werden kwikgehalten tot 0,55 mg/kg gevonden, waarbij gedurende de eerste periode het gemiddelde gehalte op 0,05 mg/kg lag. De accumulatie in vlees was derhalve beperkt, maar niettemin duidelijk aanwezig. In vlees van niet-besmette kalveren werd in bijna alle monsters een kwikgehalte van minder dan 0,005 mg/kg waargenomen. Uit het onderzoek bleek tevens dat de eliminatie van in de lever en nieren opgeslagen kwik langzaam verloopt.

Bij orale toediening van fenykwikacetaat (14-40 mg) aan lacterende koeien en geiten werd het meeste kwik binnen twee weken uitgescheiden via faeces (70-85%) en urine (2-5%). Na orale toediening werden residuen gevonden in nieren, hersenen en melk (11).

Miller et al (12) bestudeerden de overdracht van fenykwikacetaat bij kuikens. Bij een niveau van 2 mg Hg/kg voer trad binnen een periode van 20 dagen accumulatie op in lever en nieren. Bij een kwikgehalte in het voer van 20 mg/kg trad eenzelfde effect op binnen 5 dagen.

Lysenko et al (13) verrichtten een onderzoek naar de aanwezigheid van organokwikbestrijdingsmiddelen in organen en weefsels van slachtkuikens. De aanwezigheid van deze verbindingen in mengvoeders leidde tot accumulatie in lever en nieren.

Ook bij ratten werd in een chronische toxiciteitsproef accumulatie van Hg in lever en nieren geconstateerd bij toediening van fenykwikacetaat op een niveau van 2 mg/kg voer (14).

Als maximaal toelaatbaar niveau voor het kwikgehalte in voer voor landbouwhuisdieren is 2 mg/kg voorgesteld (8), voor zowel anorganisch als organisch kwik. Met het oog op de Hg-gehalten in dierlijke producten bestemd voor humane consumptie wordt in Nederland echter een bedeutend lagere normstelling gehanteerd. Voor de diverse soorten diervoeding varieert de normstelling van 0,1-0,5 mg Hg/kg voer (9). Specifieke gegevens ten aanzien van het transport van fenykwikacetaat en ethoxyethylkwikhydroxide in de voedselketen zijn nauwelijks voorhanden. Uit diverse onderzoeken met verschillende diersoorten is gebleken dat toediening van fenykwikacetaat vooral leidt tot accumulatie in de nieren en in mindere mate in de lever (6). De uitscheiding van kwik -ongeacht de toedieningsvorm- vindt hoofdzakelijke plaats via de faeces.

Geraadpleegde literatuur

- 1 FAO (1977). Pesticide residues in food: 1975 Evaluations, Rome, 1977.
- 2 Vettorazzi, G.: International Regulatory Aspects for Pesticide Chemicals. Vol. I. Toxicity Profiles. CRC Press (1979).
- 3 FAO (1975). Pesticide residues in food: 1973 Evaluations, Rome, 1975.
- 4 WHO (1986). Organophosphorus insecticides: a general introduction. Environmental Health Criteria 63, Geneva, 1986.
- 5 FAO (1980): Pesticide residues in food: 1979 evaluations. FAO, Rome. pp. 503-512.
- 6 Van Keulen A., en Van den Berg H.A. Fenylkwikintoxicatie bij mestkalveren. Tijdschr. Diergeneesk. 102, 785 (1977).
- 7 FAO/WHO-JECFA (1972): Evaluation of mercury, lead, cadmium and the food additives amaranth, diethylpyrocarbonate, and octyl gallate. WHO Food Additives Series no. 4.
- 8 Subcommittee on mineral toxicity in animals. Mineral tolerance of domestic animals. National Academy of Sciences, Washinton D.C. (1980).
- 9 Produktschap voor Veevoeder, Verordening VVR Ongewenste Stoffen en Produkten 1975.
- 10 Tuinstra L.G.M.Th. en Roos, A.H. De stapeling, uitscheiding en metabolisering van enkele organofosforverbindingen en carbamaten in planten en dieren, Rijkszuivelstation rapport, Leiden, (1977).
- 11 Miyamoto S. Transfer into milk and metabolism of mercury administered as phenylmercuryacetate (PMA) in domestic animals. Eiyo To Shokuryo, 27, 47 (1974).

- 12 Miller V.L., Larkin, D.V., Bearse, G.E. and Hamilton, C.M. The effects of dosage and administration of two mercurials on mercury retention in two strains of chickens, Poultry Science 46, 142 (1976).
- 13 Lysenko M., Fisinin, V., Stollyar, T., Tishenkov, A., Lukashenko, V. Mercury-organic pesticide residues in the organs and tissues of commercial broiler chickens. Seventh Symposium on Poultry Meat Quality (lecture) (1986) p. 252-253 (FSTA 18, 9 S 122 (1986)).
- 14 Fitzhugh O.G., Nelson, A.A., Lang, E.P. en Kunze, F.M.: Chonic oral toxicities of mercury-phenyl and mercuric salts. AMA Arch. Ind. Hyg. Occup. Med. 2, 433 (1950).